

国立公害研究所研究報告 第22号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, No.22, 1981.

陸水域の富栄養化に関する総合研究(VI)

Studies on the Eutrophication of Freshwater (VI)

霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量

Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura

昭和53～54年度

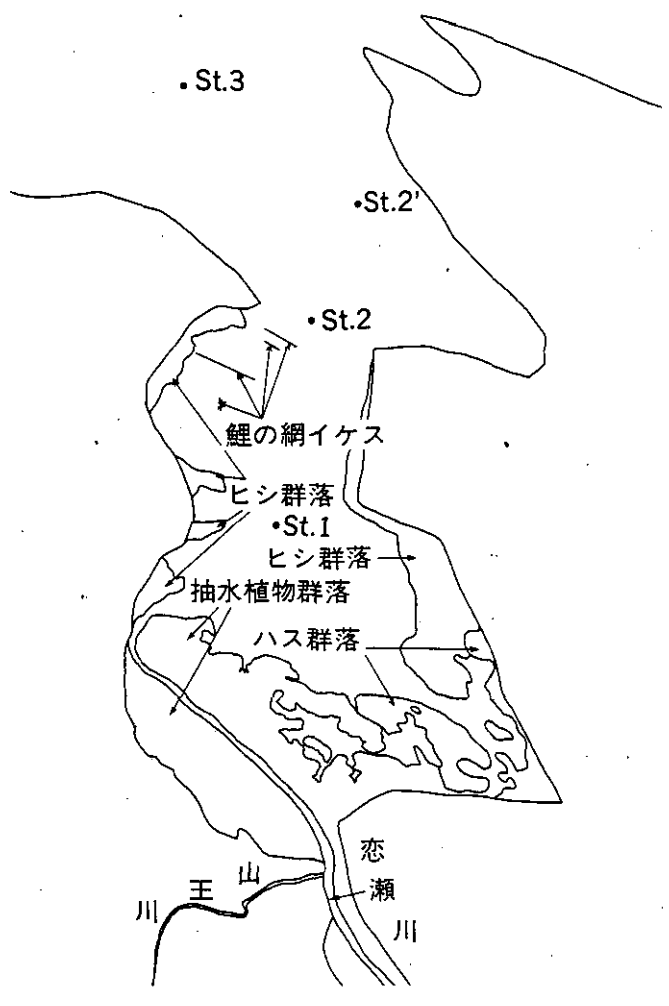
1978-1979

安野正之・大槻晃 編

Masayuki YASUNO, Akira OTSUKI, Eds.

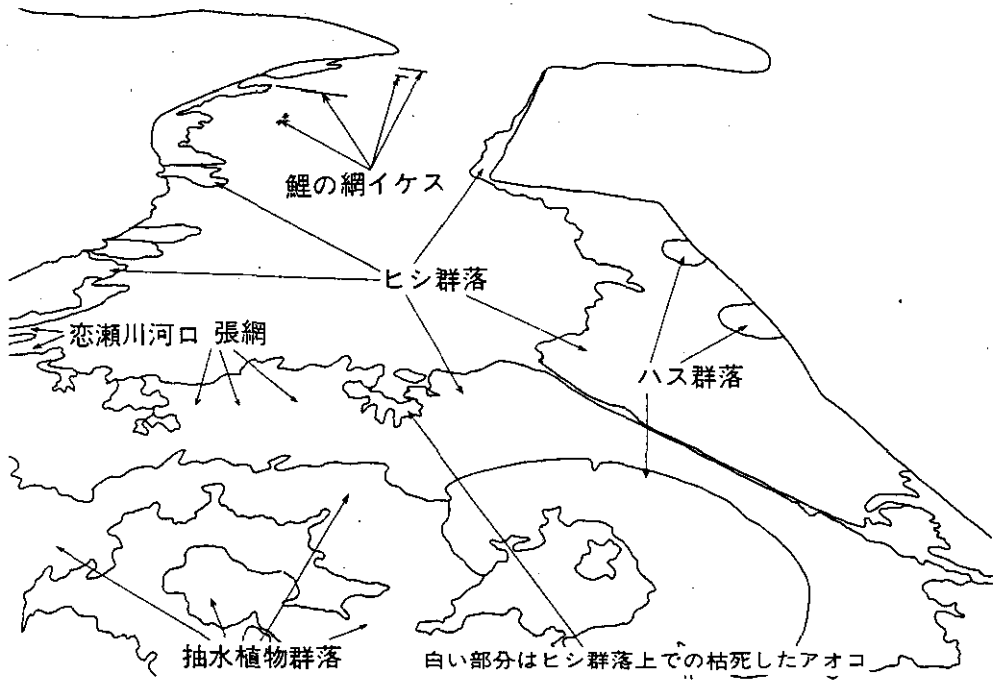
環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES





霞ヶ浦高浜入の航空写真。高浜町上空より。
(1978年10月1日 撮影)





霞ヶ浦高浜入湾奥部の航空写真。(1978年8月15日 撮影. 赤外線写真)

序

近年陸水域における富栄養化現象は、貴重な水資源の立場からも漁業に与える経済的な被害の上からも極めて重要な問題である。当研究所は開設以来、この問題に注目し、特に霞ヶ浦を対象とした研究を続けてきた。本研究は52年度に開始し、54年度に終了した「陸水域の富栄養化に関する総合研究」の報告の一つである。

われわれは、研究所の近くに存在する霞ヶ浦を特に注目してフィールド調査を続けているが、霞ヶ浦（西浦）は平均の水深が4 m程度の浅い湖であるが、それにしても総面積が171 km²もあるので全体について詳細な物質収支を明らかにすることは困難である。そこで、われわれは霞ヶ浦のうちの高浜入（27 km²）の部分に注目して、この水域部分における水中の生物、物質収支、底泥の温度変化等を3年に亘り観測し、それらを基礎として、物質収支および生物学的に見た物質循環モデルを作ることを努力した。

今までに得た成果はこの自然領域の完全なる理解とまでには到っていないものの、多くの新しい知見を得ることができたものと自負している。本研究報告につき、多くの方々の関心をひくことができれば幸である。

昭和 56 年 1 月

国立公害研究所

所長 近 藤 次 郎

緒 言

本報告の位置づけ 特別研究「陸水域の富栄養化に関する総合研究」において、本報告は霞ヶ浦、とくに高浜入の生態系に関する諸要因、すなわち栄養塩の形態別分布状態、植物プランクトン相の周年変化、その光合成活性と呼吸量、物質分解にあづかる各種細菌の水中および底泥中の現存量、動物プランクトンの種別と分布相、魚類、底生生物の存在量、底泥の理化学的性質と栄養塩還元条件、底沼中における窒素固定やタンパク質分解、アンモニア化成、硝化ならびに脱窒の実態、湖岸帯の水生高等植物の多様性と推移などにつきそれぞれ専門の立場から調査を進め、生物現存量とそれらの依存関係を検討した上、高浜入部分の、1978・5～1980・5の2か年間にわたる四季別の栄養塩循環形態を示し、水質、生物諸量の相互依存関係の定量的解明のいとぐちを与えた。

研究のいきさつ この特別研究は当研究所創立の翌年、すなわち昭和50年に企画され、約1年ていどの準備・調整期間を経て実施に移されたもので、対象陸水として研究所から至近の距離にある霞ヶ浦を選び、フィールド調査とデータ収集が始まった。昭和52年4月に特別研究として正式にスタートしてからは霞ヶ浦のみでなく、全国の湖沼をも対象としたが、湖沼と汚染源の流域の関係が比較的シンプルな系として独得の調査を行った湯の湖を除き、霞ヶ浦以外の他湖沼では霞ヶ浦で行ったようなルーチンサーベイが不可能であったので、主として夏期における各湖沼の水質特性をつかむためのフィールド調査のみに止め、その成果は湖沼一般の富栄養度評価の研究や、他湖沼との比較における霞ヶ浦の特性把握に役立てた。

研究スタッフと研究の性格 この特別研究には、研究所の9部のうち6部が参加し、35名の研究者が寄与している。その内訳は水質土壌環境部13、総合解析部6、生物環境部5、環境情報部5、計測技術部4および技術部2である。その専門分野も陸水学、生態学、環境工学のようなフィールド調査に直接関係のあるものから、気象学、地文学、情報工学、社会工学といった諸分野にまで亘っていて、まさに典型的な学際研究である。第1期の特別研究の特徴は、第2期(昭和55年4月より)のそれが「陸水域の富栄養化防止」をかかげたのに対し、明らかに基礎研究の色彩が濃い。霞ヶ浦でいえば、その流域、背後地まで含めた面、空間がみられる物質移動、状態変化から、視覚・心理学的価値評価まで、富栄養化に関連する可能な限りの角度からスポットをあてて、その実態、実相をつかむことを試みた。

本報告各分冊の紹介 成果をまとめて一冊にするには種々難点があるので、全体をRシリーズで8分冊(R-19……R-26)、プラス総括編(R-27)計9冊とした。本冊はその一つであるが、全体との関係を知って貰うため分冊のタイトルを紹介すると、Ⅲ、「霞ヶ浦(西浦)の湖流」、Ⅳ、「霞ヶ浦の微地形、気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響」、Ⅴ、「霞ヶ浦流入河川の流出

負荷量変化とその評価」, VI, 「霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量」, VII, 「湖沼の富栄養化 状態指標に関する基礎的研究」, 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」, IX, 「*Microcystis* の増殖特性」, X, 「藻類培養試験法による AGP の測定」で、これに加えて総括編がある。III ~ X を通じて、III, IV, V, VI は標題が示す通り霞ヶ浦、とくに西浦の現象を扱ったもので、VII もその色彩が強い。

霞ヶ浦をめぐる行政の現実と研究の今後 第一期特別研究のこれらの成果 (I ~ X) を足がかりに第二期特研で富栄養化防止策を研究するにあたり、霞ヶ浦の現実を見直すと、一方で現行水質環境基準 A 類型を達成すべしという命題が重くのしかかっており、富栄養化防止関係の諸要求充足のための対応策を早急に講じなければならない。また一方では、水資源公団が昭和60年度完成を期している霞ヶ浦開発事業があって、その主たる目的である43m³/秒の新規利水と沿岸の浸水や塩害防止のため湖周の護岸や常陸川水門の改造が行われ、それにより調節可能水深は2.85m となり、治水容量3.4億m³、利水容量2.8億m³となる。この合計である有効貯水量6.2億m³は、霞ヶ浦の現貯水容量8.8億m³に比し極めて大きな数字であり、この新規利水により常陸川水門を流下する放流量は、現在の14億m³/年から5億m³/年と大幅に減ずる。富栄養化しやすい浅湖の代表である霞ヶ浦にとって極めて重大なこの改造が将来水質にどう影響するかの予測も重要な課題である。われわれはこうした行政上の現実を注視して今後の研究を有効に展開することを心掛けるつもりだが、将来水質の予測は正直なところ難しいものになると予測される。研究グループがなお保持している高いポテンシャルに期待するのみである。

昭和 56 年 1 月

国立公害研究所

水質土壌環境部長

合 田 健

目 次

| | |
|---|-----|
| I 編者はしがき | 1 |
| 安野 正之・大槻 晃 | |
| II 報 文 | |
| 1. 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 | 3 |
| 大槻 晃・河合 崇欣・相崎 守弘 | |
| 2. 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化について | 23 |
| 河合 崇欣・大槻 晃・相崎 守弘・西川 雅高 | |
| 3. 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 | 45 |
| 細見 正明・須藤 隆一 | |
| 4. 霞ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支 | 55 |
| 岩熊 敏夫 | |
| 5. 細菌分布からみた霞ヶ浦の物質代謝の特徴 | 63 |
| 相崎 守弘・中島 拓男 | |
| 6. 霞ヶ浦高浜入における脱窒 | 89 |
| 中島 拓男・相崎守弘 | |
| 7. 霞ヶ浦の一次生産特性 | 99 |
| 岩熊 敏夫・安野正之 | |
| 8. 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の 季節変化 | 123 |
| 今村 典子・安野正之 | |
| 9. 霞ヶ浦高浜入の動物プランクトン現存量の推移 | 149 |
| 安野 正之・森下 正彦・花里 孝幸 | |
| 10. 霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類, イサザアミ, テナガエビの 現存量推定と栄養塩回帰への寄与 | 159 |
| 春日 清一 | |
| 11. 霞ヶ浦生態系の物質循環における底生動物の役割 | 171 |
| 岩熊 敏夫・安野正之 | |

| | |
|---|-----|
| 12. 霞ヶ浦高浜入湖岸帯の物質代謝 | 181 |
| 関 文威 | |
| 13. 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量 — 特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について | 229 |
| 桜井 善雄 | |
| 14. 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支 | 281 |
| 相崎 守弘・大槻 晃・海老瀬 潜一・安部 喜也・岩熊 敏夫 福島 武彦 | |
| 15. 霞ヶ浦高浜入沖帯の生態系の構造 | 309 |
| 安野 正之・大槻 晃 | |
| Ⅲ 資 料 | 319 |
| 霞ヶ浦全域調査データ | 319 |
| 相崎 守弘・大槻 晃・岩熊 敏夫・福島 武彦・河合 崇欣 今村 典子・海老瀬 潜一・安野 正之 | |

CONTENTS

| | |
|---|-----|
| I. Forward | 1 |
| M. YASUNO, and A. OTSUKI Editors | |
| II. Papers | |
| 1) Dynamics of phosphorus and dissolved inorganic nitrogen in highly eutrophic lake water of Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura | 3 |
| A. OTSUKI, T. KAWAI, and M. AIZAKI | |
| 2) Fluctuation of components in interstitial water and phosphorus resolution in the mud at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura | 23 |
| T. KAWAI, A. OTSUKI, M. AIZAKI, and M. NISHIKAWA | |
| 3) Characteristics of phosphorus distribution in sediments of Lake Kasumigaura | 45 |
| M. HOSOMI, and R. SUDO | |
| 4) Seasonal change in depth profile of sediment temperature and annual heat budget at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura | 55 |
| T. IWAKUMA | |
| 5) Characteristics of bacterial distribution related to nutrient dynamics in Lake Kasumigaura | 63 |
| M. AIZAKI, and T. NAKAJIMA | |
| 6) Denitrification in sediments of Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura | 89 |
| T. NAKAJIMA, and M. AIZAKI | |
| 7) Characteristics of primary production in Lake Kasumigaura | 99 |
| T. IWAKUMA, and M. YASUNO | |
| 8) Seasonal changes in standing crop of phytoplankton at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura | 123 |
| N. IMAMURA, and M. YASUNO | |
| 9) Standing crop of zooplankton at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura | 149 |
| M. YASUNO, M. MORISHITA, and T. HANAZATO | |
| 10) Estimation of the seasonal changes in standing crops of fishes, freshwater shrimp and opossum shrimp at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura | 159 |
| S. KASUGA | |

| | |
|--|-----|
| 11) The role of zoobenthos in nutrient cycle in the ecosystem of Lake Kasumigaura | 171 |
| T. IWAKUMA, and M. YASUNO | |
| 12) Physiological dynamics of materials at the littoral zone in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura, Japan | 181 |
| F. SEKI | |
| 13) Changes of flora, vegetation area and biomass of aquatic plants in the recent progress of eutrophication in Lake Kasumigaura | 229 |
| Y. SAKURAI | |
| 14) Budget of nutrients at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura | 281 |
| M. AIZAKI, A. OTSUKI, S. EBISE, Y. AMBE, T. IWAKUMA and T. FUKUSHIMA | |
| 15) Structure of the pelagic ecosystem at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura | 309 |
| M. YASUNO and A. OTSUKI | |
| III. Appendix | |
| Limnological Data in Lake Kasumigaura | 319 |

1. 編者はしがき

霞ヶ浦を研究対象として陸水域の富栄養化の総合研究が始められた1976年後半から4年間湖の調査が続けられた。当初、霞ヶ浦全域を対象とすることが研究者数から限界を越えると判断し、比較的他の水域から隔離している高浜入を選んだ。その後調査地点は湖全体に広げられたが、主な研究は高浜入において続けられた。したがってこの報告書の内容は一部全域に渡るものも含むが高浜入の生態系に関するものである。

湖の生態系を全体として把握する試みは何回も試みられてきたが、我国においては生態系の構造の成立を説明するに十分なデータを得るに至っていない。したがって人間活動の増大に伴う流入負荷量の増加などを受けとめる湖沼内で何が起きているのが、あるいは何が起りうるのか知ることができないままに置かれ、対策を立て得ないで来た面が大きい。このことから多くの場合、湖の保全や環境回復を目ざしながら、湖の生態系を無視し「ブラックボックス」として扱う傾向がある。

湖の生態系の構造とその機能を研究する時これまで欠けていたことは時間と空間の変動を考慮することであった。いいかえると、多くの地点でただ連続した長期の観測に基づかなければ結論を得ることができないため、この種の研究がなされなかったのである。またそのような研究においては湖の生態系の構成要素相互を結び合わせることは不可能なことである。したがってここにまとめられた研究は重要な寄与ををすると思われる。勿論湖の生物が多種に及ぶため全てをカバーしていない。例えば魚類の個体数や現存量はおさえられていない。また魚類については高浜入だけに定着していることを仮定できない困難さもあった。

高浜入は霞ヶ浦の中では最も富栄養化の進んだ水域で、はからずも富栄養化の極端な場合の生態系を研究する結果となった。

高浜入は約27 km²で霞ヶ浦全面積の約1/6を占める。平均水深は3.2 mで全体として浅いことから、水温や底泥中の温度は外気温に強く影響され夏期30℃に達する。冬期は2℃から4℃であるが氷結することはない。5つの流入河川があるが主なものは3つで、その栄養塩および有機物の負荷量はかなり大きな比重を占めている。底には軟泥が推積し、高浜入最奥部では広範囲に渡って高等水生植物が繁茂している(写真)。したがって沿岸域の植生とその部分における物質代謝を無視することはできない。本報告においては信州大学の桜井善雄助教授に霞ヶ浦の植生について、また筑波大学の関文威助教授に高浜入湖岸帯の物質代謝について御寄稿いただいた。ここに厚くお礼申し述べる。

安野 正之・大槻 晃

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

大槻 晃¹・河合崇欣¹・相崎守弘²

Dynamics of phosphorus and dissolved inorganic nitrogen
in highly eutrophic lake water of Takahamairi Bay,
Lake Kasumigaura

Akira OTSUKI¹, Takayoshi KAWAI¹ and Morihiko AIZAKI²

Abstract

Dynamics of phosphorus and dissolved inorganic nitrogen in hyper-eutrophic lake water of Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura, was described from the view-point of seasonal changes of nutrient concentrations during September, 1977 to August, 1980.

With increase in total inorganic nitrogen (more than 0.5mg/l), major component became nitrate-nitrogen during autumn to late spring, whereas during early summer to early-autumn ammonium-nitrogen was major component with decrease in total inorganic nitrogen (less than 0.5mg/l). During summer, total phosphorus standing crop increased to three to ten-fold of that in winter period. This marked increase in total phosphorus standing crop corresponded to blue-green algal bloom (dominant species, *Microcystis*). With the disappearance of nitrate-nitrogen during the same period, reactive phosphate appeared at 0.05 to 0.25mg/l, but increase in other algae was not observed in spite of the presence of ammonium-nitrogen from 0.01 to 0.05mg/l. Such phenomenon suggested that there might be allelopathic interaction between blue-green algae and other algae, and the further growth of *Microcystis* was limited for the lack of supply of nitrate. These blue-green algal blooms were observed to be related to water temperature during summer.

The *in situ* bottle experiments using ¹⁵N-nitrate demonstrated that *Microcystis* colonies preferentially uptake nitrate-nitrogen in spite of the presence of ammonium-nitrogen at the same levels.

-
1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Chemistry and Physics Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
 2. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environmental Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1. はじめに

すでに過栄養に属するといわれる霞ヶ浦高浜入湖水中のリンおよび窒素の動態は系外からそれらの供給量によって系全体として大きく支配されていることが明らかになりつつある(大槻・相崎, 1981)。しかし、湖水中のリン・窒素化合物濃度の季節変動は、夏期におけるらん藻類(主として *Microcystis*)の大量発生を中心として主として水温変化共におこっているように見える。

先の報告(大槻ら, 1979)で指適したように、夏期におけるらん藻類の大量発生に必要な栄養塩類はすでに湖内に十分蓄積されており、夏期において晴天がある期間続けば水温の上昇と共に湖底表層から何んらかの機構により栄養塩類の回帰速度が急激に増加し、大量発生の原因およびその維持機構となっているように思える(e.g. Reynolds, 1976; Stewart, et al., 1980)。その主な原因として、霞ヶ浦高浜入の表面積に対する水深の浅さのために湖水の鉛直混合が活発で、1年を通してほとんど温度成層しないことがあげられよう。

本報告では前報告(大槻ら, 1979)のデータも一部含め、1977年9月から1980年8月までの3年間の調査結果を中心に考察を加えたい。

2. 調査地点および測定方法

図1は高浜入における採水地点(St)を示す。St-2', 3'およびSt-4'は1979年5月から1980年4月の1年間水平分布特性を調べるために追加した。各Stは1979年4月までSt-1およびSt-2を除き毎月1回、それ以後は毎月2回の調査を行った。さらに1978年7月27日から3日間、図1のC地点で3~6時間おきの昼夜連続62時間観測を0, 0.5, 1, 1.5mの各層でおこない、同時に河川流入口附近からa, b, cおよびSt-2に至る水平的分布を27, 28, 29日の3日間、1日1回0.5m水深で試料を採取した。この連続観測の目的は*Microcystis*の大量発生パッチ性と異常増殖下での反応性リン酸の出現を確認することであった。

採水にはバンドン採水器を用い、各Stの表層水として0.5m水深、底層水として6m水深で採水した。採水後アイスボックス中に入れ、研究所に持ち帰り、当日のうちに全リン測定用試料を採取した後、ガラスファイバーフィルター(Whatman GF/C, 47mm, 450℃で3時間処理)でろ過した。ろ液は5℃の低温室に保存し、すべて採水後48時間以内に分析を完了した。全リンおよび溶存全リン濃度測定にはペルオキシニ硫酸カリウムを酸化剤とするMenzel, Corwin法(1965)を用い、分解容器として密栓しオートクレーブ(120℃)可能なバイエルビンを使用して45分間加熱分解した後、オイソリン酸(反応性リン)を測定した。全リン濃度と溶存全リン濃度の差を懸濁態リン濃度とし、さらに溶存全リン濃度と反応性リン濃度の差を溶存有機態リンと定義した。また紫外線分解法(Armstrongら, 1966)により溶存有機態リン量のチェックを一部の試料についておこなった。

測定にはテクニコンオートアナライザーⅡ型を用い、オルソリン酸イオンはMurphy & Riley法(1962)、亜硝酸イオンはテクニコン法、硝酸イオンは銅カドミウム還元法の改良法(Otsuki, 1978)、

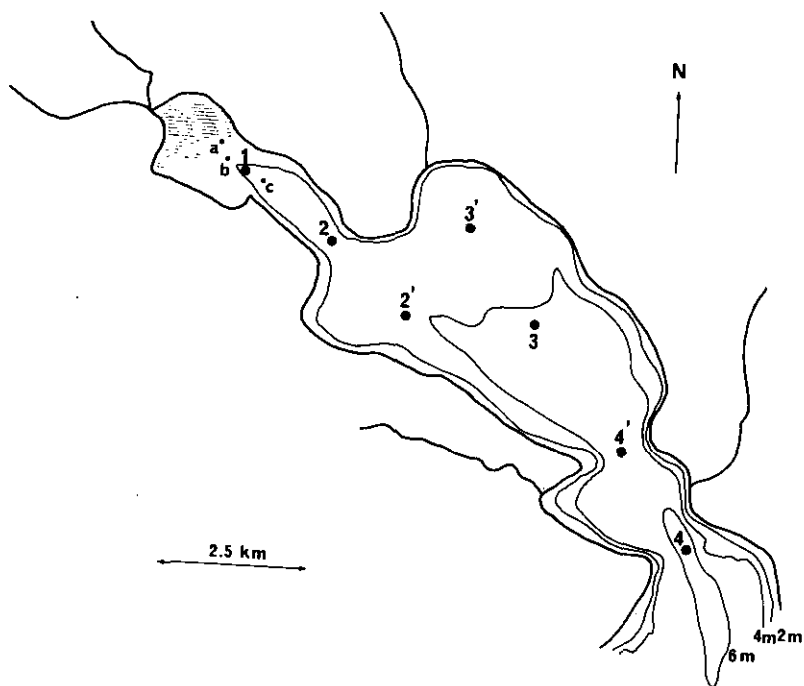


図 1 霞ヶ浦高浜入における採水地点
 Fig. 1 Takahamairi Bay study area and sampling stations in Lake Kasumigaura

アンモニウムイオンはインドフェノール法 (Solorzano, 1969) を自動分析化したものを使用した。各栄養塩類の定量限界は $0.002 \sim 0.003 \text{ mg/l}$ であった。本報告では 0.002 mg/l 以下の濃度は検出できなかったものとして扱った。くり返し精度は 0.050 mg/l で変動係数 $\pm 2\%$ 以下であった。

また、先に報告した夏期における *Microcystis* のアンモニア存在下における硝酸態窒素の選択的取込みの確認実験を窒素-15硝酸塩 (光興業 $99.7 \text{ atom } \% \text{ Na}^{15}\text{NO}_3$, $99.7 \text{ atom } \% \text{ NH}_4^{15}\text{NO}_3$) を用いてアンモニア存在下で硬質 500 ml ビンを用い現場実験を行った。窒素-15取込み量は元素分析計と四重極質量分析計 (日電アネルバ, TE - 150) およびデータ処理装置を連結したシステムを組立て用いた (Otsuki & Ino, 1981)。

図 2 は高浜入にはほぼ中心線を引き、その断面図と各部分の平均水深、表面積および容積を示した。

高浜入における水温の季節変動は、平常の気候条件下では 8 月が最高で $28 \sim 32^\circ\text{C}$ 、1 ~ 2 月が最低で $2 \sim 4^\circ\text{C}$ の正弦波状である (合田・相崎, 1979)。この温度差は $26 \sim 28^\circ\text{C}$ にもなり湖内の物質循環過程に大きく影響していることが推察される。特に夏期における水温がらん藻の大量増殖と密接に関係していることは知られている (e. g. Okino, 1973)。

図 3, 4 は St-1 および 3 における全リン濃度の季節変動を代表例として示す。1978 年および 1979

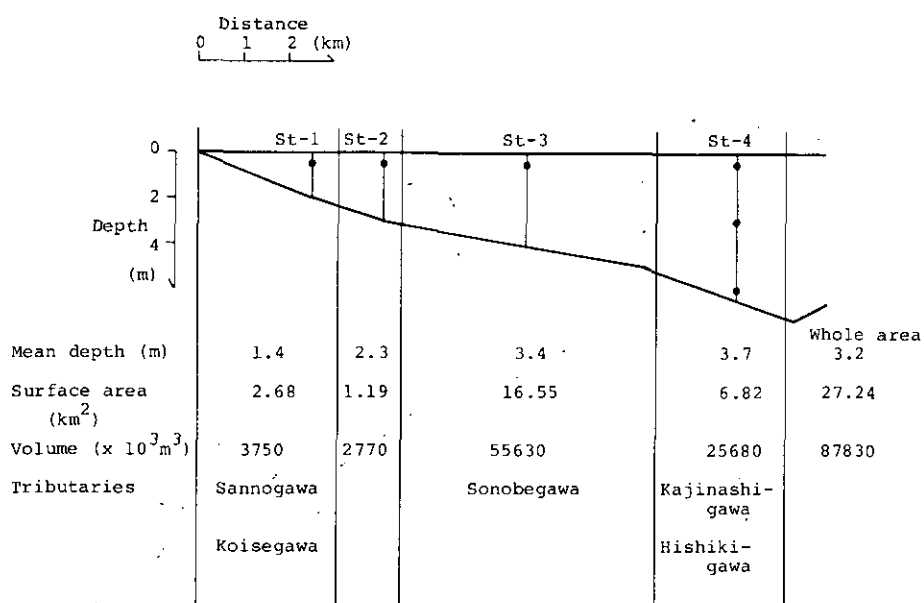


図 2 高浜入の断面図と各部分の平均水深，表面積および容積
Fig.2 Cross section of study area and its limnological parameters

年の6～9月にかけて全リン濃度は明確なピークを示す。しかし1977年および1980年にはそれが現われなかった。この両年はともに冷夏とされ、表層水温は8月下旬で22℃と平常時の水温にくらべ8～10℃以上も低く、らん藻の大量増殖も観察されず、当然全リン濃度の急激な増加も見られなかった。

養殖鯉のへい死がおこった1978年7月下旬に高浜入最奥部でおこったC地点での62時間連続観測および水平分布調査の結果を図5および6に示す。図5はC地点での水深1mでの懸濁態リン（PP），全溶存態リン（TDP），反応性リン（又はオルソリン酸態リン）濃度の時間的変化を示す。水鬼の移動があるかのように懸濁態リン濃度は大きな日変動を示した。しかし、全溶存態リンと反応性リン濃度は懸濁態リンと異った変動を示したが、両者はほとんど類似の変化パターンを示した。図6はC地点における懸濁態リン濃度の等濃度曲線を示す。午前5～7時の間で表層に懸濁態リン濃度の一時的な濃縮がおこり、10～11時後途々に拡散してはば均一な濃度になるように見える。このような現象は夏期に露ヶ浦一帯におこる夜間で無風状態となり、午後南西数mの風が吹くことによる湖水の鉛直混合と関係しているらしいのが7月28日の24時間の間で見ることが出来る（合田・相崎，1979）。

図7は高浜入最奥部における全リン濃度の水平分布を3日間毎日1回採水して調べた結果である。7月28日のa地点を除き、ほぼ2.5km間で大きな変化を示さないにもかかわらず、各日間で0.070 mg/l以上の差が見られた。これらの差は、*Microcystis*の増殖と活性低下による沈降が

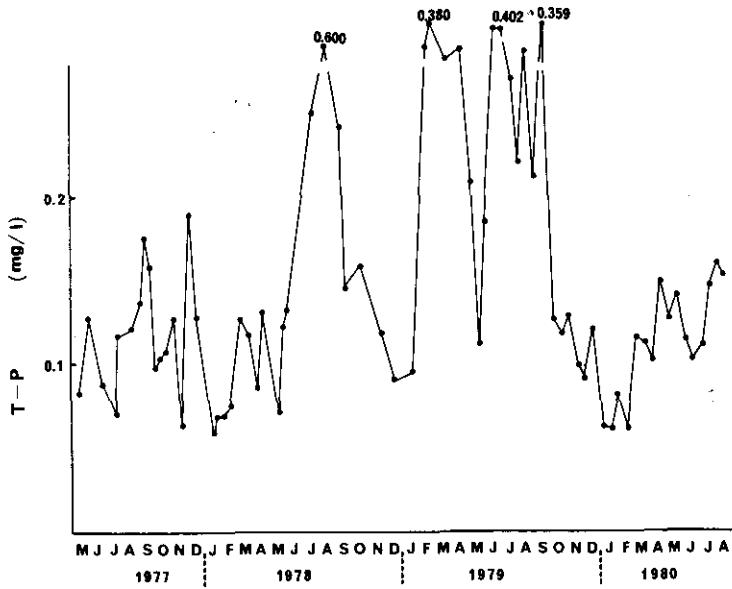


図 3 St-1における全リン濃度の季節変動
 Fig. 3 Seasonal changes of total phosphorus concentration in surface layer at St-1

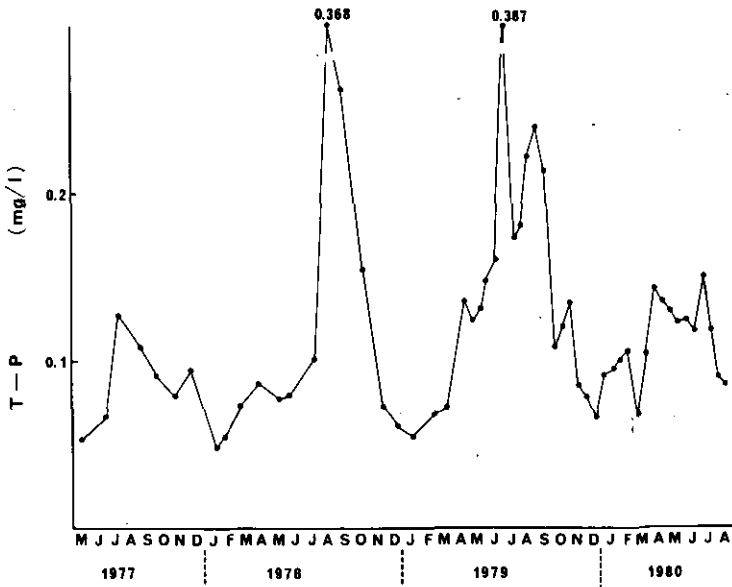


図 4 St-3における全リン濃度の季節変動
 Fig. 4 Seasonal changes of total phosphorus concentration in surface layer at St-3

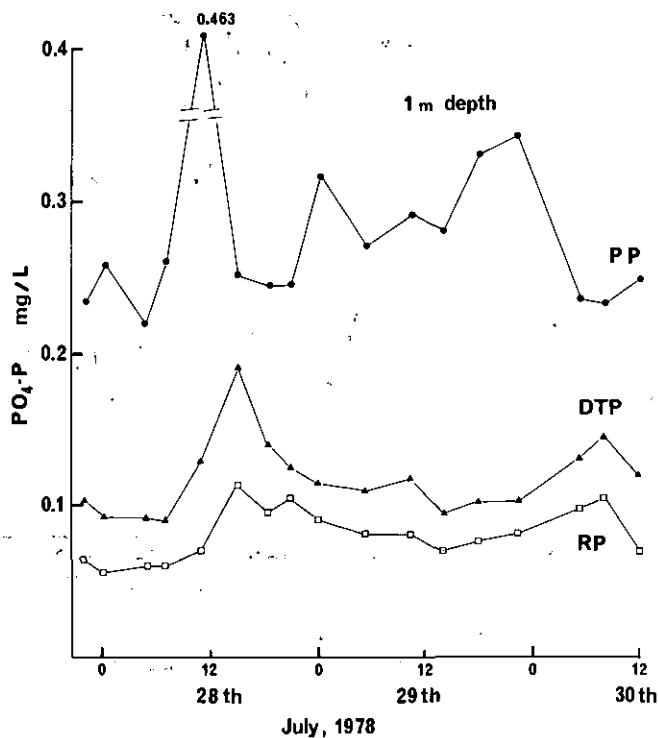


図 5 C地点における懸濁態リン，全溶存態リン，反応性リン濃度の日変動（水深1 m）

PP：懸濁態リン DTP：全溶存態リン RP：反応性リン

Fig. 5 Daily changes of particulate-phosphorus, dissolved total phosphorus and reactive phosphorus concentrations at 1m depth at St-C

pp: particulate-phosphorus, DTP: dissolved total phosphorus, RP: reactive phosphorus.

活発におこっていることを示唆しているように思える (e. g. Fallen & Brach, 1980)。

1979年5月から1980年4月までの1年間の各態リンの詳細な変動を図8, 9, 10, 11に示す。先に図3, 4で示したように、6～9月の間で全リン濃度は大きく変動するが、その度合は水深の深いSt-3, 4で相対的に少い。一方、全溶存態リン濃度も全リン濃度の増減と同様に変化するのわかる。夏期における全溶存態リン濃度の主成分は明らかに反応性リン酸態リンであるが、その他の期間では主成分は有機態リンに変わる。

先の報告で指摘したように、植物プランクトンの大量増殖時に、反応性リン酸態リンが湖水中に出現する現象は、その供給源を考える時、極めて興味深い。同様な現象はBengtsson (1975)によって報告されている。

図12および13は夏期(1979年, 6月～9月)における懸濁態リン濃度と全溶存態リン濃度との関係、および全溶存態リン濃度と反応性リン酸態リン濃度との関係を示す。一見、懸濁態リン濃度と

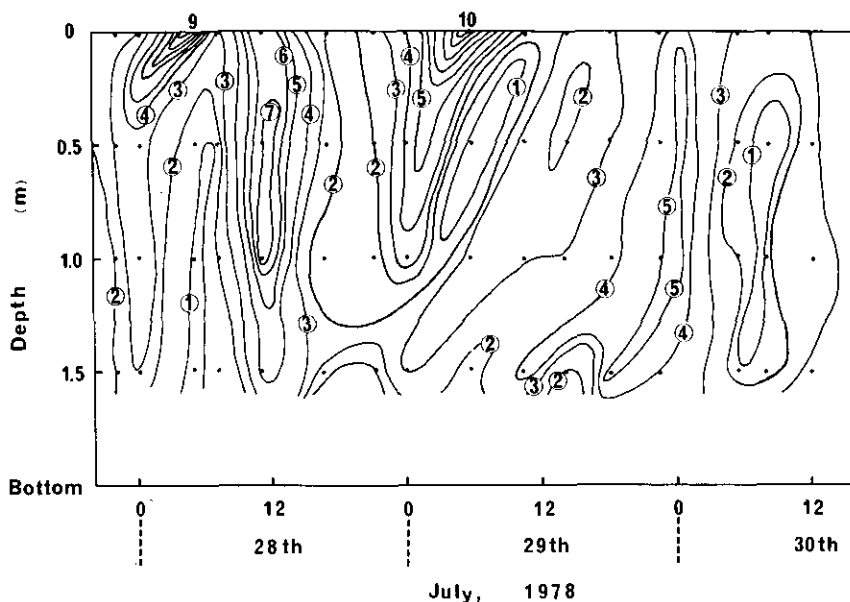


図 6 C地点における懸濁態リンの等濃度曲線

図中の数は濃度を示す ($\mu\text{g/l}$)

- | | |
|---------------|------------------|
| (1) < 220 | (6) 381 - 420 |
| (2) 221 - 260 | (7) 421 - 460 |
| (3) 261 - 300 | (8) 461 - 500 |
| (4) 301 - 340 | (9) 501 - 1000 |
| (5) 341 - 380 | (10) 1001 - 1500 |

Fig. 6 Isoleths of particulate phosphorus at St-C

PP-Concentration ($\mu\text{g/l}$)

- | | |
|---------------|------------------|
| (1) <220 | (6) 381 - 420 |
| (2) 221 - 260 | (7) 421 - 460 |
| (3) 261 - 300 | (8) 461 - 500 |
| (4) 301 - 340 | (9) 501 - 1000 |
| (5) 341 - 380 | (10) 1001 - 1500 |

全溶存態リン濃度との間には深い関係があるように見えるが、相関係数は0.54と高くない。他方、全溶存態リン濃度と反応性リン酸態リン濃度の間には高い相関がみられる。また、懸濁態リン濃度とクロロフィル-*a*濃度の間には良い直線関係「 $Y = 0.695 \times + 14.51$, $r = 0.86$, Y :クロロフィル-*a*濃度 ($\mu\text{g/l}$), X :懸濁態リン濃度, ($\mu\text{g/l}$)」があることはすでに知られている (Otsuki et al., 1981)。

全溶存態リン濃度と反応性リン酸態リン濃度の差を有機態リン濃度としたが、表1は有機態リンを検討した1例を示す。Solorzano & Strickland (1968), 滝本ら (1979) によって指摘されているように、全溶存リン濃度より紫外線照射分解 (1, 200 W 水銀アークランプ) 後に得られた値を差し引いて無機縮合リン酸態リン濃度を求める場合、有機縮合リンがその中に含まれるため高めの値になっていることは予想される。しかし、表1に見られるように全溶存態リン濃度が高い時でも有

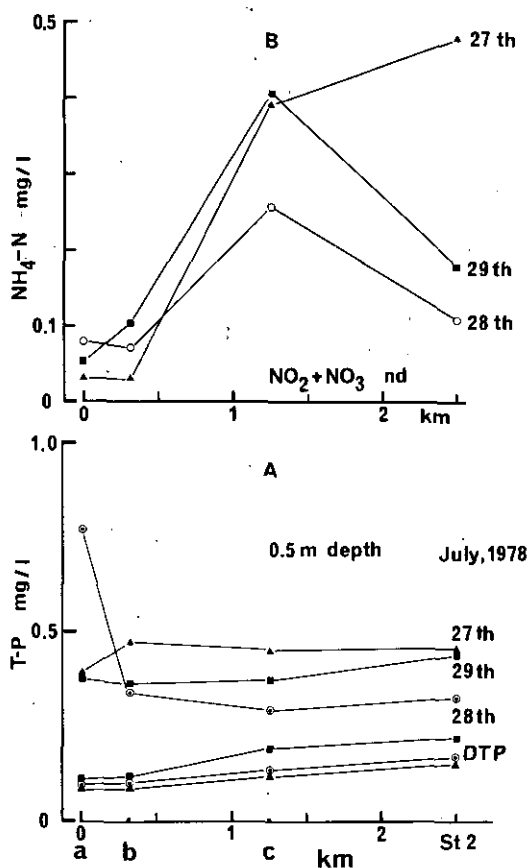


図 7 高浜入最奥部における全リンおよびアンモニア態窒素の水平分布
 Fig. 7 Horizontal distribution of total phosphorus (A) and ammonium-nitrogen (B) concentrations in the most inner part of Takahamairi Bay

機態リンの占める割合は70%以上であった。4月の例では、河川流入の影響をうけるとされる St-1 をのぞけば無機態縮合リンはほとんど存在しないことから、この差は有機態リンと考えて良いと思われる。

図14は全リンの現存量の季節変動を示す。その現存量は7~8月にかけて、冬期の0.2~0.4g/m²の4~20倍に増加する。これらの増加は明らかにらん藻類の大増殖と共に起こる。また、この大増殖は水温と密接な関係があること、6月から8月にかけて系外からリンの供給量が顕著に増加することがないこと等を考えあわせると湖底からの何らかの回帰機構を明らかにする必要がある。

現在考えられる機構として、(1) 底生動物の役割、例えば冬期に大増殖するイサザアミ(現存量2~50g湿重量/m²)、ユスリカの幼虫(4~48g湿重量/m²)およびハゼ類の排泄(春日, 1981),

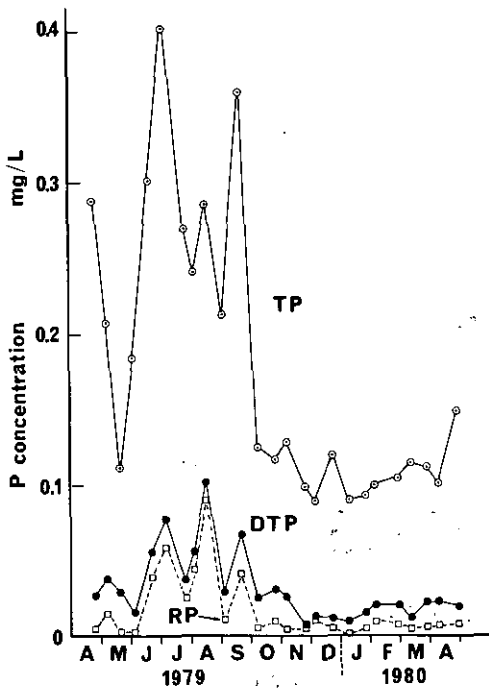


図 8 St-1における全リン,全溶存態リン, 反応性リン濃度の季節変動
TP:全リン DTP:全溶存態リン RP:反応性リン

Fig. 8 Seasonal changes of total phosphorus, dissolved total phosphorus, and reactive phosphorus in surface layer at St-1
TP: total phosphorus, DTP: dissolved total phosphorus RP: reactive phosphorus.

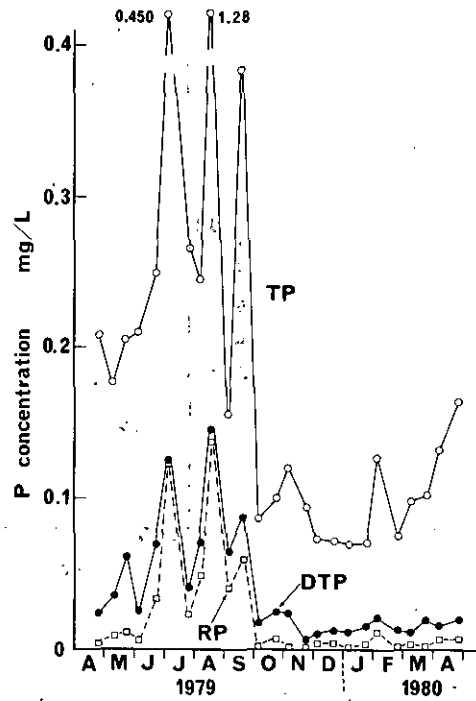


図 9 St-2における全リン,全溶存態リン, 反応性リン濃度の季節変動
TP:全リン DTP:全溶存態リン RP:反応性リン

Fig. 9 Seasonal changes of total phosphorus, dissolved total phosphorus, and reactive phosphorus in surface layer at St-2
TP: total phosphorus, DTP: dissolved total phosphorus RP: reactive phosphorus.

(2) 湖底表層からの溶存有機態リンの溶出 (河合ら, 1981), (3) *Microcystis* の湖底表層からの水中への浮上 (Imamura, 1981) 等があげられるが, これらの機構は同時に作用していることも考えられる。

3-2 溶存無機態窒素の動態

図15, 16, 17および18はSt-1, 3における溶存全無機態窒素濃度と成分組成の季節変動例を示す。平常の気象条件下では6~8月の間で, 懸濁態リン濃度の顕著な増加と共に, 全溶存無機態窒素濃度が急激に減少する。この低濃度の期間の主成分はアンモニア態であり, その他の期間では硝

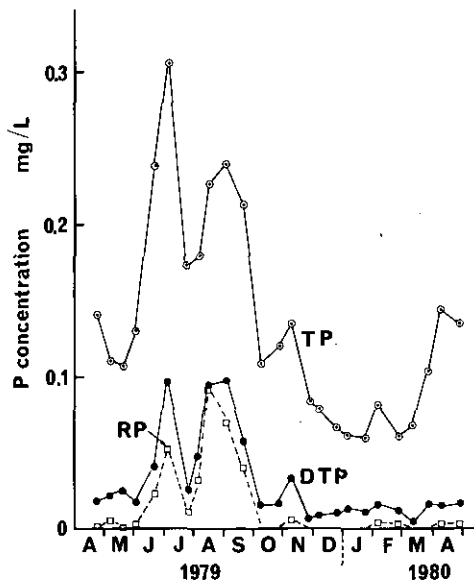


図 10 St-3における全リン, 全溶存態リン, 反応性リン濃度の季節変動

TP : 全リン DTP : 全溶存態リン RP : 反応性リン

Fig. 10 Seasonal changes of total phosphorus, dissolved total phosphorus, and reactive phosphorus in surface layer at St-3

TP: total phosphorus, DTP: dissolved total phosphorus, RP: reactive phosphorus.

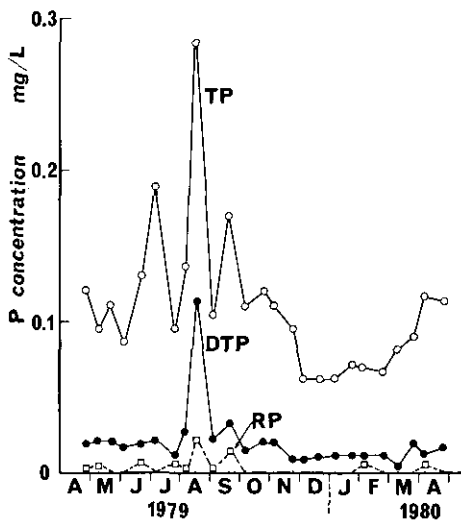


図 11 St-4における全リン, 全溶存態リン, 反応性リン濃度の季節変動

TP : 全リン DTP : 全溶存態リン RP : 反応性リン

Fig. 11 Seasonal changes of total phosphorus, dissolved total phosphorus, and reactive phosphorus in surface layer at St-4

TP: total phosphorus, DTP: dissolved phosphorus, RP: reactive phosphorus.

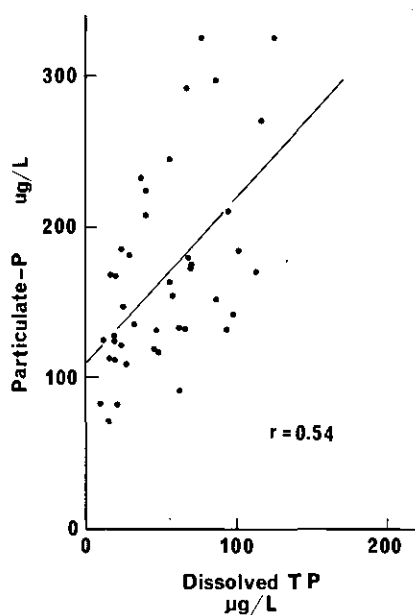


図 12 夏期高浜入表層水中の懸濁態リン濃度と全溶存態リン濃度との関係 (1979年6月～9月)

Fig.12 Relationship between particulate phosphorus and total dissolved phosphorus during June to September, 1979

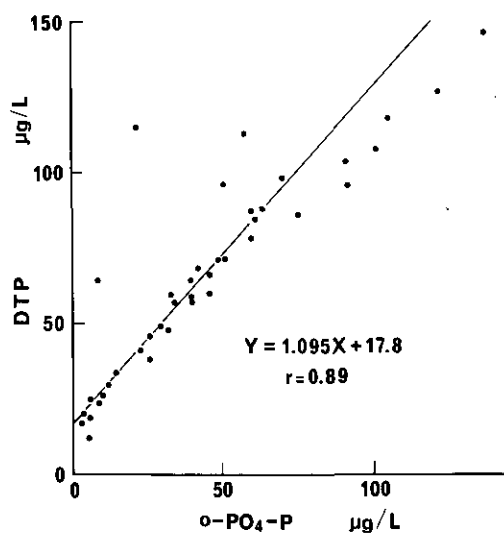


図 13 夏期高浜入表層水中の全溶存態リン濃度と反応性リン濃度との関係 (1979年6月～9月)

Fig.13 Relationship between dissolved total phosphorus and reactive phosphorus during June to September, 1979

表 1 全溶存態リンの分画例

Table 1 A typical example of fractionation of dissolved total phosphorus*

| Sampling date | Sampling site | Dissolved total phosphorus | | Reactive phosphate (III) | Condensed phosphate (I) - (II) | Organic phosphate (II) - (III) |
|-----------------|---------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| | | Persulfate digestion (I) | UV digestion** (II) | | | |
| 20, Sept., 1978 | Station 1 | 0.028 (0.145)*** | 0.022 | 0.006 | 0.006 | 0.016 |
| | Station 2 | 0.049 (0.382) | 0.043 | 0.013 | 0.006 | 0.030 |
| | Station 2' | 0.047 (0.298) | 0.043 | 0.017 | 0.004 | 0.026 |
| 25, Apr., 1979 | Station 1 | 0.029 (0.288) | 0.025 | 0.006 | 0.006 | 0.019 |
| | Station 2 | 0.023 (0.208) | 0.022 | 0.004 | 0.001 | 0.018 |
| | Station 3 | 0.018 (0.140) | 0.017 | 0.002> | 0.001 | 0.017 |
| | Station 4 | 0.019 (0.121) | 0.017 | 0.003 | 0.002 | 0.014 |
| | Lake center | 0.014 (0.100) | 0.014 | 0.002> | 0 | 0.014 |

* Unit: mg/l, sampling depth: 0.5m.

** UV digestion: organic phosphate + reactive phosphate (Armstrong et al, 1966).

*** (): total phosphorus.

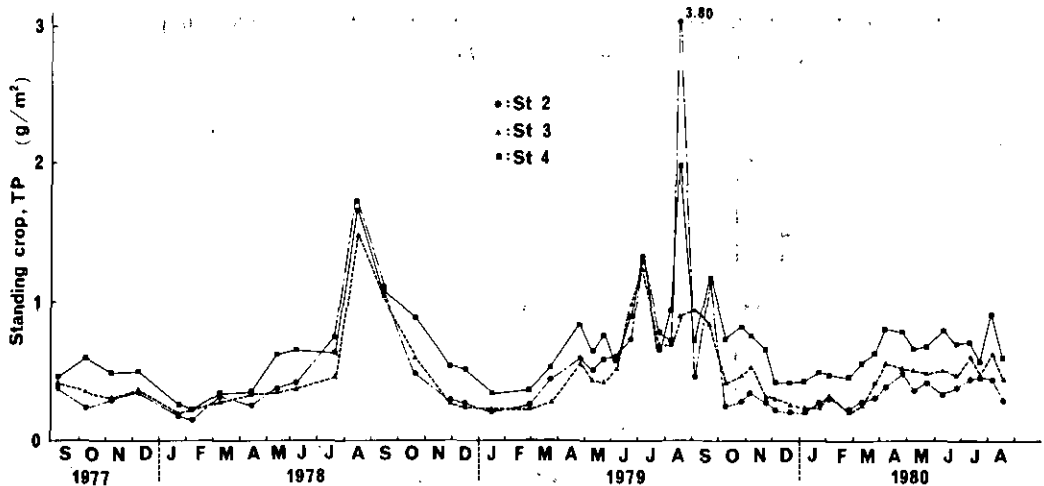


図 14 高浜入湖水中の全リン現存量の季節変動

Fig.14 Seasonal changes of total phosphorus standing crops in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura

酸態窒素が主成分となる (図16, 18)。硝酸態窒素が主成分になると同時に全無機態窒素濃度が増加する。これらの結果は明らかに湖底表層でのアンモニア酸化細菌の高浜入窒素代謝における重要性を示唆している (相崎ら, 1979)。

先の報告で指摘したように, *Microcystis* の大増殖と共に硝酸態窒素濃度は検出限界以下になる。

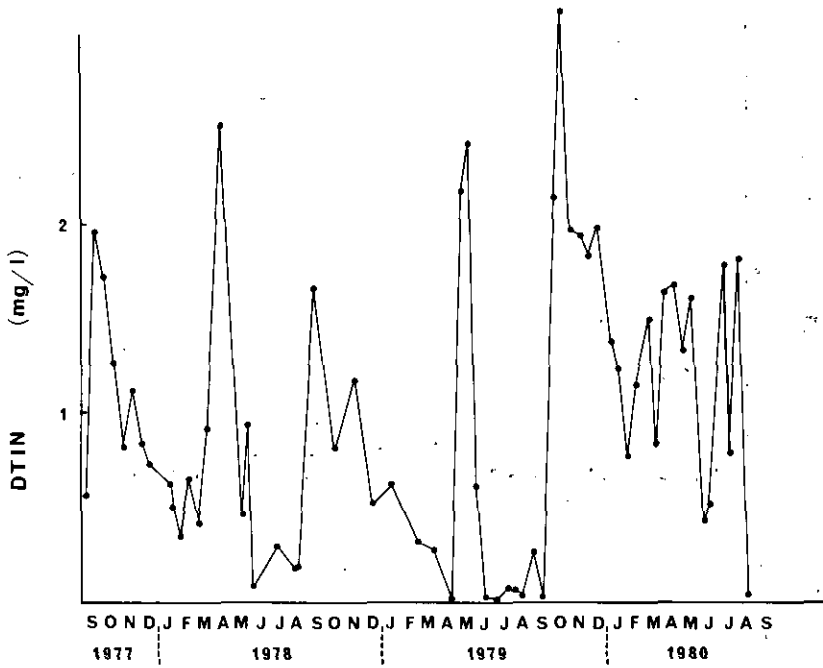


図 15 St-1における全無機態窒素濃度の季節変動

Fig.15 Seasonal change of total inorganic nitrogen concentration in surface layer at St-1

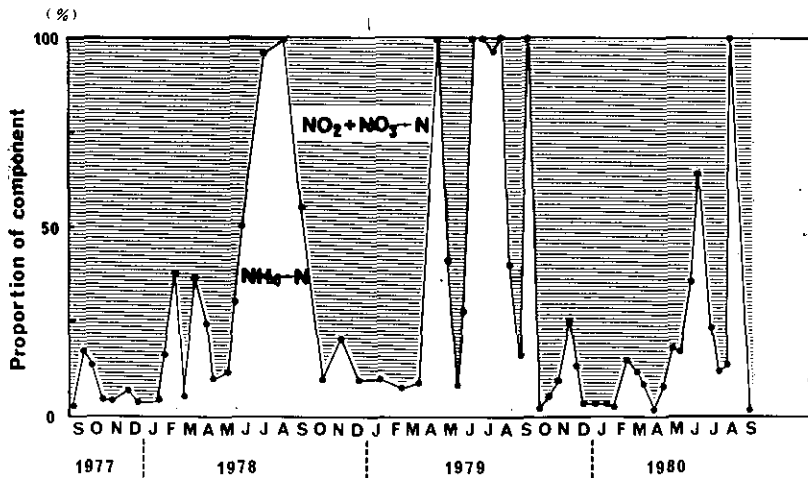


図 16 St-1における全無機態窒素中の成分組成の季節変動

Fig.16 Seasonal change of total inorganic nitrogen concentration in surface layer at St-3

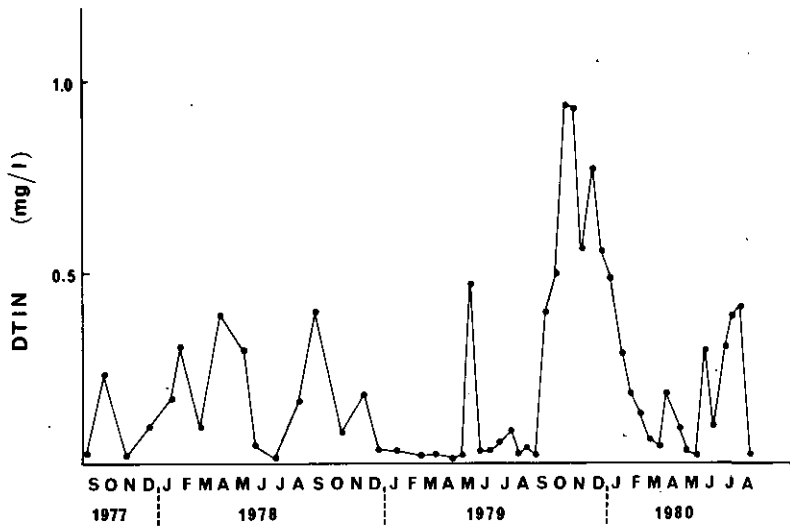


図 17 St-3における全無機態窒素濃度の季節変動
 Fig.17 Seasonal changes of inorganic nitrogen components in total inorganic nitrogen at St-3

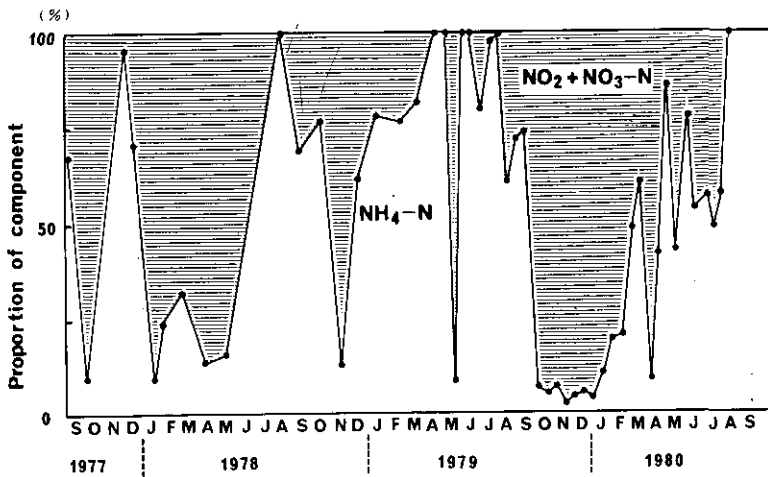


図 18 St-3における全無機態窒素中の成分組成の季節変動
 Fig.18 Seasonal changes of inorganic nitrogen components in total inorganic nitrogen at St-3

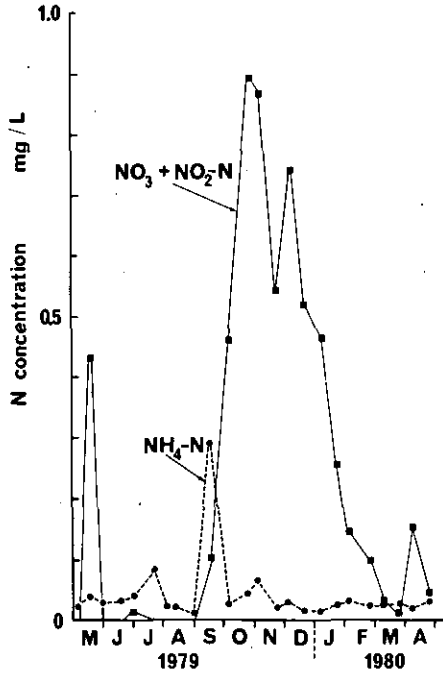


図 19 St-3におけるアンモニア態窒素濃度と亜硝酸プラス硝酸態窒素濃度の季節変動

Fig. 19 Seasonal changes of ammonium-nitrogen, and nitrite plus nitrate concentrations in surface layer at St-3

これは *Microcystis* による取り込み速度と硝化細菌による硝酸生成速度の差によるものと考えられ、9月下旬水温の低下と共に取り込み速度の急激な低下により、生成速度が低下したとしても図19に示すような結果が観察されたと思われる。即ち、懸濁態リン濃度の急激な減少と共にアンモニア態窒素の出現、次いで亜硝酸、硝酸態窒素濃度の急激な増加はこの時期の硝化作用の活発さを示している。

図7Bにおいて示したように、全リン濃度はa地点よりSt-2に向って増加しないのにもかかわらず、アンモニア態窒素濃度はa地点よりc地点で3~13倍にも増加しており、7月27日を除きSt-2に向って減少している。このような水平分布は、汚濁河川からの供給によっているというより、むしろ湖底からの活発なアンモニア態窒素の供給があることを示していると考えられる。この間で、亜硝酸および硝酸態窒素濃度は検出限界以下であり、しかし反応性リン濃度は0.1 mg/l前後存在していたことを考えると、硝酸態窒素制限がおこっていたと推察される。

図20は1978年8月2~4日の間でc地点で観察された亜硝酸態窒素の濃度変化を片対数にプロットしたものである。この勾配から概算される亜硝酸態窒素の生成速度は11.4 mg/m³/日にも達する。

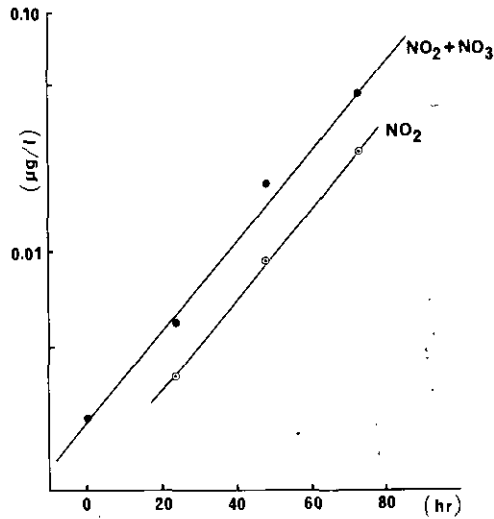


図 20 夏期高浜入C地点における亜硝酸態窒素の出現速度 (8月2~4日)
 Fig. 20 Relationship between nitrite-nitrogen concentration and appearance time of nitrite during 2nd to 4th, August, 1979

3-3 夏期における *Microcystis* の大増殖の制御機構

6~7月にかけて全無機態窒素濃度が減少するにつれ、らん藻類の大増殖が始まる。7月下旬から8月の間で、硝酸態窒素はたびたび完全に消失する。らん藻類の大増殖の間で、アンモニア態窒素が0.02~0.05mg/l存在するにもかかわらず、反応性リン酸態リンが0.02~0.2mg/l湖水中に出現する。

これらの現象を解釈するために、らん藻類と他の藻類間に遠隔作用 (Allelopathy) の可能性を先の報告 (大槻ら1979) で指摘した。即ち、夏期の優先種である *Microcystis* の大増殖により硝酸態窒素は消費され、硝酸態窒素制限がおこる。しかし、アンモニア態窒素およびオルソリン酸イオンは十分存在するにもかかわらず、らん藻以外の藻類はほとんど増殖しない (今村, 安野, 1981)。また湖水の鉛直混合は活発におこるため光の制限もうけていない (岩熊, 相崎, 1969)。このように解釈されたが、アンモニア態窒素の存在下で、*Microcystis* の硝酸態窒素の選択的取り込みがおこるといふ仮説を証明する必要があった。

この仮説を証明するために窒素-15よりなる硝酸塩を用いて現場ボトル実験をおこなった。

その結果を表2に示す。7時間の間で明ビンではコントロールに比べ20~25倍窒素-15を取り込んでいることがわかる。これはアンモニア態窒素の存在にはほとんど関係なく、硝酸態窒素-15をほぼ同じ程度取り込んでいたことを示している。もしアンモニア態窒素を優先的に取り込むとすると、共存するアンモニア態窒素濃度の増加によって硝酸態窒素-15の取り込み量は低下する筈である。暗ビンにおいても添加した硝酸態窒素-15濃度にはほぼ比例して取り込んでいることを示している。

表 2 *Microcystis* spによるアンモニア態窒素存在下における硝酸態窒素の選択的取り込み

Table 2 Preferential uptake of nitrate by *Microcystis* in the presence of ammonia during summer bloom in Takahamairi Bay.*

| Conditions | Isotope ratio of $^{29}\text{N}_2/^{28}\text{N}_2$ | |
|---------------------------------------|--|------------------------------|
| | Light | Dark |
| Control | 0.003942 ± 0.000101 ₅ (n=6) | |
| Condition I (added) | | |
| $^{15}\text{NO}_3\text{-N}$ 0.5 mg/l | 0.0805 ± 0.0017 ₁ | 0.0626 ± 0.0017 ₇ |
| $\text{NH}_4\text{-N}$ 0 mg/l | (n=3) | (n=3) |
| $\text{PO}_4\text{-P}$ 0.1 mg/l | | |
| Condition II | | |
| $^{15}\text{NO}_3\text{-N}$ 0.25 mg/l | 0.0911 ± 0.0045 ₆ | 0.0296 ± 0.0083 ₁ |
| $\text{NH}_4\text{-N}$ 0.25 mg/l | (n=3) | (n=3) |
| $\text{PO}_4\text{-P}$ 0.1 mg/l | | |
| Condition III | | |
| $^{15}\text{NO}_3\text{-N}$ 0.5 mg/l | 0.1011 ± 0.0023 ₅ | 0.0662 ± 0.0018 ₆ |
| $\text{NH}_4\text{-N}$ 0.5 mg/l | (n=3) | (n=3) |
| $\text{PO}_4\text{-P}$ 0.1 mg/l | | |

* Sample was taken in a 20 L dark bottle from surface layer at St-2, and kept at room temperature in the dark for about 16 hrs.

Other conditions: sampling date 11 August, 1978, incubation time 8:00–15:00 on 12 August, water temperature 32.1°C, light 30,000 lux at water surface, chl-a 135 µg/l, dissolved RP 0.041 mg/l, $\text{NH}_4\text{-N}$ 0.021 mg/l, $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ nd.

これらの結果は明らかに *Microcystis* による硝酸態窒素の選択的取り込みがおこり得ることを示すと共に、夏期には硝酸態窒素制限になっていたことを示している。

この実験条件下では、硝酸態窒素は還元されてアンモニア態窒素に転換され、それが取り込まれたとは考えにくい(相崎, 中島, 1981)。その理由の一つとして、暗ビン中にも溶存酸素は飽和度の60%以上残存していたからである。また窒素-15アンモニアをこの実験に用いなかった理由は図19に示したように硝化作用が極めて活発であることが予想されたためである。このように *Microcystis* が硝酸態窒素を選択的に取り込むその理由を考えて見る。

7~8月の間で高浜入で見られる *Microcystis* はコロニーとして存在しゲル状物質におおわれている(Imamura, 1981)。このコロニーは陰イオンであるオルソリン酸イオンを水中から急速に濃縮することが出来る(Shapiro, 1973; Okino, 1973)。このことは、このゲル状物質は陰イオンを吸着する性質を持つと考えられる。それ故、陽イオンであるアンモニアイオンと陰イオンが共存する場合、当然硝酸イオンが吸着される可能性が高い。特に、まわりの環境水から栄養塩を取り込む時、選択的取り込み機能を持つ細胞膜が直接環境水と接触していないコロニーの場合、ゲル状物質の電気的性質が重要な役割をはたしていると考えられる。それ故、*Microcystis* が小さなコロニーとして存

在する場合、またゲル状物質を持たない場合はアンモニア態窒素を利用することは当然考えられる。

霞ヶ浦高浜入におけるこれらの現象は、あたかも *Microcystis* の自己増殖制御機構が存在していたかのように見える。即ち、*Microcystis* がある濃度以上になるとそれを制御するために、硝酸態窒素の生成をおさえるなんらかの作用が系として働くように解釈される。このことは脱窒細菌とらん藻類間の相互作用の重要性を示唆しているように思える。

4. まとめ

霞ヶ浦高浜入湖水中のリン、溶存無機態窒素の動態は、夏期におけるらん藻類の大増殖を中心に起こっていることが明らかになった。

この大増殖は夏期における水温と密接に関係していることから考えると、すでに湖底蓄積されているリンがどのような機構で、水温と関係して湖水中に回帰してくるかを明らかにすることが必要である。

表面積に対する水深の浅さのためにおこる湖水の年間を通しての活発な鉛直混合は、栄養塩類の回転速度を速めており、一見、リン窒素の負荷量を制限しても富栄養度を低くすることは不可能に見えるが、回転速度が速いからこそ、何らかの手段でリンを短期間に系外に取り出せる可能性を持っていると考えて良からう。

引用文献

- 相崎守弘・中島拓男(1981)、細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴。国立公害研究所研究報告、第22号、63-87。
- 相崎守弘、大槻 晃、河合崇欣、福島武彦、細見正明、村岡浩爾(1979)：底泥からの栄養塩類の回帰。国立公害研究所研究報告、第6号、105-114。
- Armstrong, F.A.J., P.M. Williams, and J.D.H. Strickland, (1966) : Photooxidation of organic matter in sea water by ultra-violet radiation, analytical and other applications. *Nature*, 211, 481-483.
- Bengtsson, L. (1975) : Phosphorus release from a highly eutrophic lake sediment., *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19, 1107-1116.
- Fallen, R.D. and T.D. Brock, (1980) : Planktonic blue-green algae: production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.*, 25, 72-88.
- 合田 健、相崎守弘((1979) : 浅い湖における水温変化と富栄養化。水温の研究, 23, 2-8。
- Imamura, N. (1981) : Studies on the water blooms in Lake Kasumigaura., *Verh. Internat. Verein. Limnol.* In press.
- 今村典子、安野正之 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の季節変化。国立公害研究所研究報告、第22号、123-148。
- 岩熊敏夫、相崎守弘 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における一次生産の季節変動と夏期における日変動。国立公害研究所研究報告、第6号、139-154。
- Iwakuma, T. and M. Yasuno, (1981) : Chironomid populations in highly eutrophic Lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, In press.
- 春日清一 (1981) : 霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類、イサザアミ、テナガエビの現在量推定と栄養塩回帰への寄与。国立公害研究所研究報告、第22号、159-169。

- 河合崇欣, 大槻 晃, 相崎守弘, 西川稚高 (1981) : 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化について. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 23-43.
- Menzel, D.W. and N. Corwin, (1965) : The measurement of total phosphorus in sea water based on the liberation of organically bound fraction by persulfate oxidation. *Limnol. Oceanogr.*, 11, 280-282.
- Murphy, J. and J.P. Riley (1962) : A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta*, 27, 31-36.
- Okino, T. (1973) : Studies on the blooming of *Microcystis aeruginosa*. *Jap. J. Bot.*, 20, 381-402.
- Okino, T. (1973) : Studies on the blooming of *Microcystis aeruginosa*. *J. Fac. Sci., Shinshu Univ.*, 8, 135-145.
- 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣 (1979) : 栄養塩類濃度の季節変動から見た霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴. 国立公害研究所 研究報告書, 第6号, 95-103.
- 大槻 晃・相崎守弘 (1980) : 霞ヶ浦高浜入におけるリン・窒素の動態. *日本プランクトン学会報*, 27, 125-128.
- Otsuki, A. (1978) : A reactivation solution for a copperized cadmium column in the automatic determination of nitrate in natural waters. *Anal. Chem. Acta*, 99, 375-377.
- Otsuki, A., S. Kasuga and T. Kawai (1981) : Seasonal changes of the total phosphorus standing crop in a highly eutrophic lake : the importance of internal loading for shallow lake restoration. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, In press.
- Otsuki, A. and Y. Ino (1981) : Simple method for the measurement of nitrogen and carbon isotope ratios by the combination of elemental analyzer and quadrupole mass spectrometer. In preparation.
- Reynolds, C.S. (1976) : Succession and vertical distribution of phytoplankton in response to thermal stratification in a lowland mere, with special reference to nutrient availability. *J. Ecol.*, 64, 529-551.
- Shapiro, J. (1972) : Blue-green algae: why they become dominant. *Science*, 179, 382-384.
- Solorzano, L. (1969) : Determination of ammonia in natural waters by the phenol-hypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14, 799-801.
- Solorzano, L. and J.D.H. Strickland, (1968) : Polyphosphate in seawater. *Limnol. Oceanogr.*, 13, 515-518.
- Stewart, W.D.P., M. Pemble and L. Al-Ugaily (1968) : Nitrogen and phosphorus storage and utilization in blue-green algae. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 21, 224-247.
- 滝本和人・向井徹雄・明星 稔・兼重智典・古室雅義 (1979) : 沿岸海域におけるリン酸塩の形態に関する基礎的検討. *水質汚濁研究*, 2, 237-243.

高浜入における底泥間隙水の組成変動
からみたリンの可溶化について

河合崇欣¹・大槻晃¹・相崎守弘²・西川雅高¹

Fluctuation of Components in Interstitial Water and
Phosphorus Resolution in the Mud at Takahamairi Bay
in Lake Kasumigaura

Takayoshi KAWAI¹, Akira OTSUKI¹, Morihiro AIZAKI²
and Masataka NISHIKAWA¹

Abstract

In situ samplers were designed and constructed for continuous static sampling of interstitial water and overlying water in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura. Because of wide but shallow shape of the lake, the mud sediments are frequently mixed with lake water by winds or trawling nets.

Reduction of each oxidizer with phosphate resolution in the mud layer were sighted from the change of interstitial water composition as follows.

| Stage | Oxidizer | Release (P) | Accumulation |
|-------|---------------------------------|---------------------------------|--|
| 1 | O ₂ +NO ₃ | PO ₄ -P | adsorbed on Fe(III) H.P. |
| 2 | MnO ₂ | PO ₄ -P org-P (?) | adsorb on Fe(III) H.P. dissolved in interstitial W. |
| 3 | Fe(III) | PO ₄ -P | dissolved in interstitial W. |
| 4 | --- | --- | ----- |

H.P.: hydrolyzed precipitate

Release of phosphate into lake water from the mud layer seemed to be difficult in Takahamairi Bay where DO in the lake water and oxidized layer of mud surface scarcely disappear. [PO₄-P]/[Fe] ratio in interstitial water changed among sampling series of about a week period for each season, and between stations. The ratio at St. 1 near esturine was less by one order than that at St. 3, the center of the bay.

Possibility of vertical water migration through mud surface without mixing were also suggested.

1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Chemistry and Physics Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environmental Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1. 序

沈降して底泥に蓄積されたリンが回帰して更に藻類に利用され増殖を支えることを考える場合、藻類が利用しやすいオルソリン酸態を中心とした可溶態のリンが重要であると思われる。底泥中では沈積した有機物が微生物の作用で分解され、無機有機の可溶態リンが生成する。また同時に Mn, Feなどの金属が還元され、高い価数の酸化物または水酸化物沈殿に収着され結合していたオルソリン酸態のリンが遊離される。(Syers et al., 1976, Theis et al., 1978) 底泥の攪乱が起る場合には可溶化して底泥中に蓄積されていたものが湖水中に放出され、同時に底泥には酸素が供給されることが期待される。また湖水と最も密接な相互作用をする底泥表層中の間隙水組成も攪乱に伴って大幅に変動することが考えられる。攪乱による湖水と底泥との混合が頻繁に起るような所では有機物の分解も相当促進されるであろう。(相崎ら, 1981) 他方、栄養塩類の最も一般的な回帰機構である拡散溶出を考える場合にも間隙水組成の変動が大きいと、結果に重大な影響を与える。いろいろな機構による底泥中での可溶化を底泥に沈積したリンが回帰するための準備段階として位置づけ、同時に高浜入の重要な特性と思われる攪乱の影響も含めて、底泥からのリンの回帰量を評価する目的で底泥間隙水及び直上湖水の高頻度採取と分析を行っている。

2. 間隙水の採取及び分析

溶存成分分析のための間隙水の採取はコアサンプルから圧搾や遠心分離によって行う方法が一般的である。しかしこの方法は底泥コアの採取から間隙水試料の調製までに時間がかかり、温度や圧力が変わって平衡状態がズレることにより本来の組成と異なる心配がある。また絞り出しの初めと終りとで濃度が違ってくる成分がある (Weiler, 1973) ため含水率や組成の異なる底泥を扱う場合に同じ採取条件が得がたい。従って間隙水は可能な限り現場で静的に採取するのが望ましい。更に、一般に淡水湖の底泥間隙水は2価の鉄イオンを含んでいるので空気との接触を避けなければならない。

現場採取ではこのような問題は大幅に改善される。直上湖水も含めて深さ別に多数のサンプルを同時に採取する方法としては透析バッグ (Mayer, 1976) や透析膜 (Hesslein, 1976) を用いたものも報告されている。しかし透析バッグの場合、十分に攪拌されている時でも、平衡濃度に達するのに塩素イオンで7時間程もかかると報告されており (Weiler, 1973) 底泥中ではさらに長時間かかるであろう。

今回は攪乱前後の底泥間隙水の組成変動を追う目的から高頻度の試料採取を重視して、濾過管の壁を通して浸入してくる水を間隙水として採取する型のサンプラーを作製し、使用した。(図1及び図2)。図1のサンプラーは(a)が直上湖水採取用、(b)が間隙水用で、素焼製の細菌濾過管を用いた。濾過管のポアサイズは大腸菌が通らない程度ということであるが明確でない。図1(a)に示したように、排気口を水面より上においた場合には、装置を設置した深さの水圧が濾過圧となるが必要に応じて、排気口を水中におけば濾過圧を調整できる。(b)では湖水の浸入を防ぐため濾過管を縦に

つけてある。サンプラーの底面が底泥表面に止ることを想定して、泥面下3~8 cmの深さの間隙水を採取できるように調整したが、実際の深さは正確にはわからない。又、底泥の攪乱に伴ってサンプラーが徐々に沈んでいくことも考えられる。サンプラー(b)は設置のときの底泥の攪乱や表層泥の持込み等の影響を避けるため、一度設置したら採取が終了するまで動かさないで、リザーバに溜った間隙水だけを定期的に回収する方法をとった。純窒素ガスで空気を追い出したバイレックスガラス試験管に回収し、密栓して氷で冷して実験室へ持帰り、開栓後直ちに分析した。

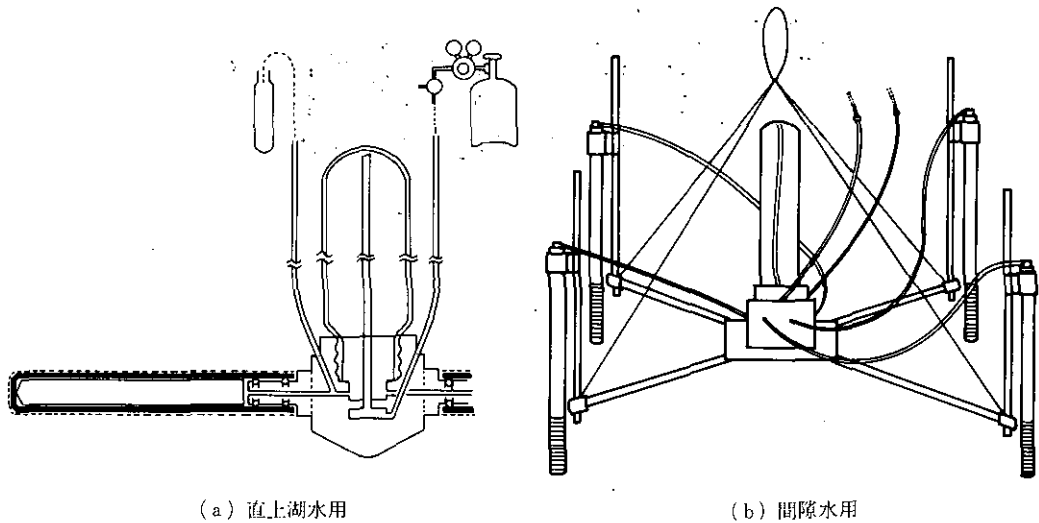


図 1 細菌濾過管を用いた直上湖水及び間隙水中の溶存成分分析のための試料採取装置

Fig. 1 Samplers for overlying water(a) and interstitial water(b) with unglazed bacterial filter

図2に示したサンプラーは図1のサンプラーの使用結果を検討した上で、深さ方向への組成の変化を知ること、サンプラーの沈み込み等が起らないように脚をつけたことを改良点として作製した。濾過管にはバイレックスガラス製シンタードグラスを用いた。ポアサイズは $\leq 0.5 \mu$ の設計であるが、確認はしてない。水深に影響されずに濾過圧を設定できるようにリザーバはサンプラー本体とは切離し、フロートで水中につるすようにした。その他の点は図1のサンプラーとほぼ同じである。

PO_4-P , DTP (全溶存態リン), NH_3-N , NO_2-N , NO_3-N についてはテクニコン社製オートアナライザーを用いて分析した。詳細は合田(1979)の報告に述べられているので省略する。但し、間隙水試料はDTP測定のために分解した際にFe, Mnの沈殿が生じた。その中にリンが含まれていることがSIMS (secondary ion mass spectrometry) で示された。しかし、SIMSは非常に高感度のため、沈殿中のリンの比率は、重要でないかも知れない。ICPを用いた

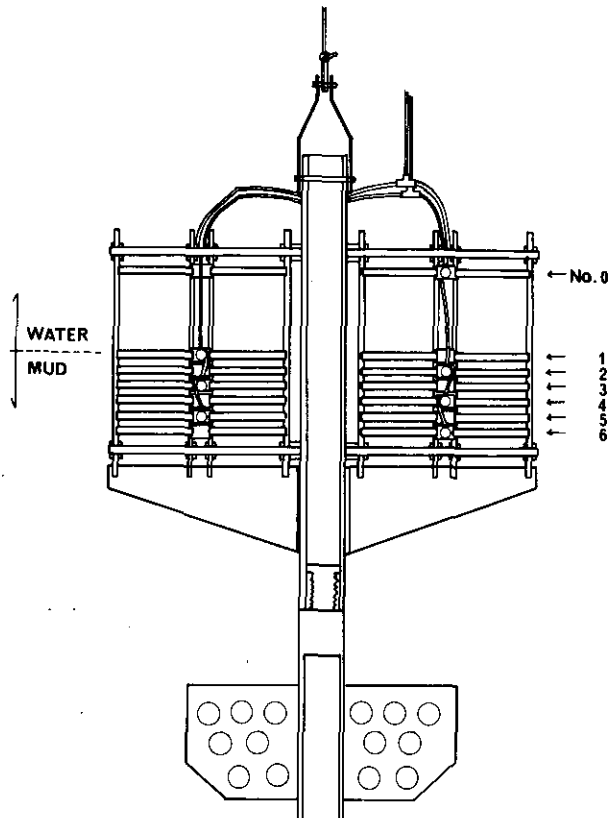


図 2 パイレックスガラス製シンタードガラス濾過管を用いた直上湖水及び間隙水中の溶存成分々析のための試料採取装置
深さ方向 2 cm 毎に 6 点の間隙水 (No. 1 ~ 6) と直上湖水 (No. 0) の採取を同時に行う。
泥内固定用の脚を有する。

Fig. 2 Sampler for overlying water (No. 0) and interstitial water (No. 1-6) with sintered glass filter

The distance between the nearest filters was 2 cm for No. 1-6. No. 0 filter was 11 cm above No. 1.

測定値と相対的な変動はよく一致しているが、オートアナライザーの値の方がほぼ 10% 程度低く出ることが多かった。又、前処理なしで測定された $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度よりも、DTP が低くでることがしばしばあった。ICP の値は定量限界値を若干下まわっているものもあるが、ここでは、オートアナライザーの値と比較しながら、ICP の値を DTP として示した。分析法および値の評価についてはひきつづき検討中である。

Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Si, B, P 等を ICP で測定した。(不破ら, 1980)。定量用標準液としては、原子吸光用 1,000 ppm 標準液 (和光純薬) を適宜希釈し、10 ppm 混合溶液 (1% 硝酸酸性) としたものをを用いた。また河川水標準試料 NBS SRM1643a (Trace Elements in

water) を用いて測定結果のチェックをした。測定に用いた機種は JARRELASH 社 Model 975 PLASMA ATOMCOMP であった。蒸留水を10回測定した時の標準偏差の2倍を検出限界としたときの各元素の測定波長と検出限界は表1に示した。

表 1 各元素の検出限界*

Table 1. Detection limit of each element by ICP in this study

| Element | Wave length (nm) | Detection limit (μg/l) | Element | wave length (nm) | Detection limit (μg/l) |
|---------|------------------|------------------------|---------|------------------|------------------------|
| Al | 308.2 | 13 | Mn | 257.6 | 4.8 |
| As | 193.6 | 7.0 | Mo | 202.0 | 2.8 |
| B | 249.7 | 1.2 | Na | 589.0 | 6.0 |
| Be | 313.0 | 0.8 | Ni | 231.6 | 6.4 |
| Ca | 317.9 | 6.8 | P | 213.6 | 30 |
| Cd | 228.8 | 1.2 | Pb | 220.3 | 44 |
| Co | 228.6 | 3.2 | Sb | 271.5 | 8.0 |
| Cr | 267.7 | 4.0 | Se | 196.0 | 16 |
| Cu | 324.9 | 1.2 | Si | 288.1 | 12 |
| Fe | 259.9 | 1.8 | Ti | 334.9 | 1.0 |
| K | 766.5 | 91 | V | 292.4 | 1.4 |
| Mg | 279.5 | 0.2 | Zn | 213.8 | 2.0 |

調査は '79. 3. 26, '79. 5. 21 の2回の予備調査の後

- 第1回 '79. 6. 29 ~ 7. 4 St. 1 細菌濾過管
- 第2回 '79. 12. 6 ~ 12. 13 St. 1 "
- 第3回 '80. 4. 21 ~ 4. 28 St. 1 "
- 第4回 '80. 6. 23 ~ 7. 2 St. 1 "
- 第5回 '80. 8. 12 ~ 8. 16 St. 3 シンタードガラス管
- 第6回 '80. 10. 17 ~ 10. 23 St. 3 "

の計6回行った。第1回~第5回の結果を図3~図7に溶存全リン(DTP)と PO_4-P 濃度およびリンの挙動と非常に関連の強い鉄、マンガンの濃度の時間変動で示した。第6回の結果は図8に PO_4-P 濃度の深さ方向の変化の時間変動として示した。図4に示した結果は攪乱後の酸化還元及びリンの溶出の状況を典型的に反映していると思われる。この調査の2日前かなりの強風が吹き、湖水がひどく濁ったが、採水期間中は静穏な日が続き一度も攪乱が起らなかった。マンガンの還元溶解が始まると同時に間隙水中の溶存リンが増えはじめるが、Fe、 PO_4-P はまだ測定限界以下である。マンガンの最高濃度の半分を越した辺りから鉄と PO_4-P の溶解が始まる。マンガン

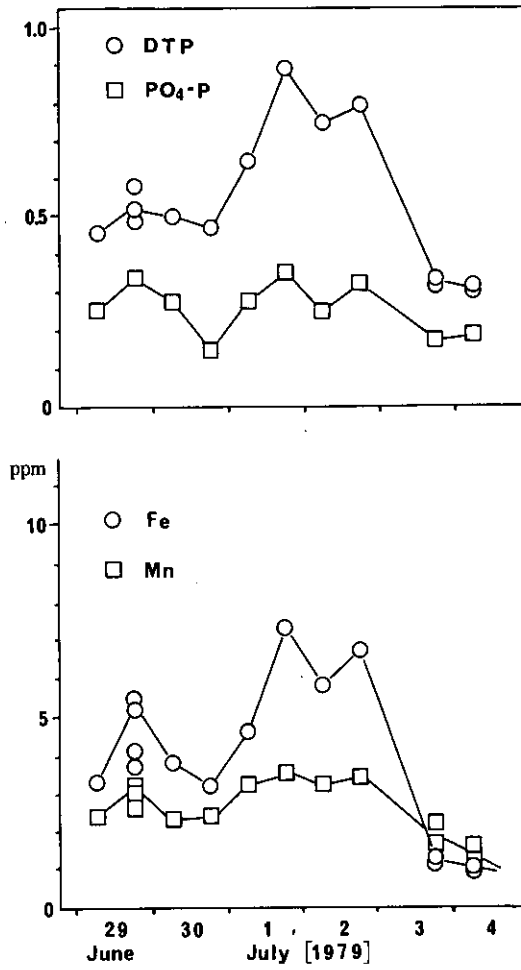


図 3 高浜入St.1における間隙水中のDTP, PO₄-P, Fe, Mnの濃度変動
1979, 6.29~7.4。

Fig. 3 Change in the concentrations of DTP, PO₄-P, Fe and Mn in interstitial water at St.1 in Takahamairi Bay. (1979.6.29-7.4)

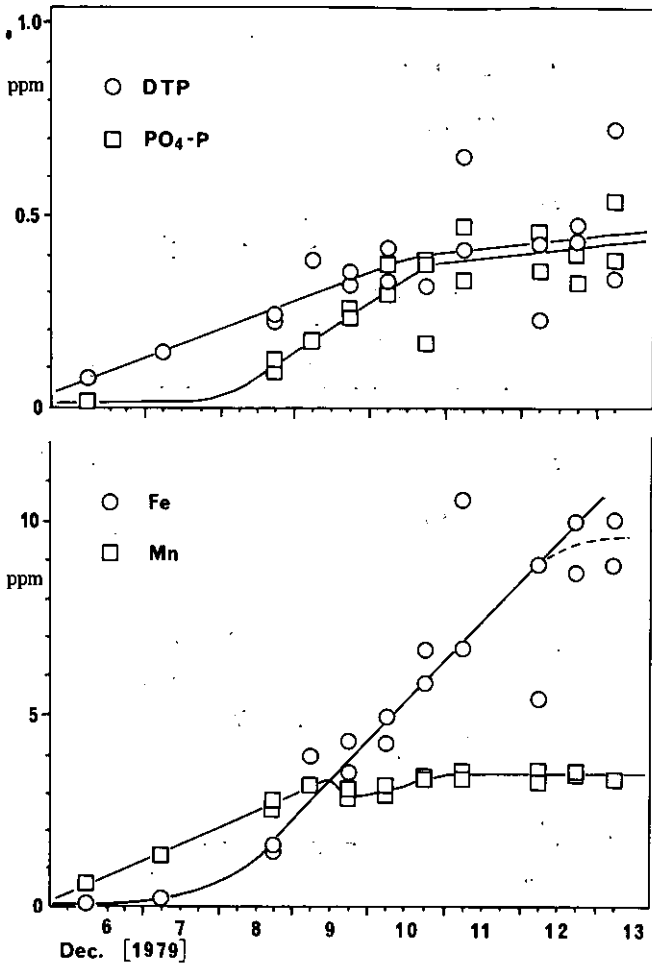


図 4 高浜入St.1における間隙水中のDTP, PO₄-P, Fe, Mnの濃度変動
1979, 12.6~13。

Fig. 4 Change in the concentrations of DTP, PO₄-P, Fe and Mn in interstitial water at St.1. ('79.12.6-13)

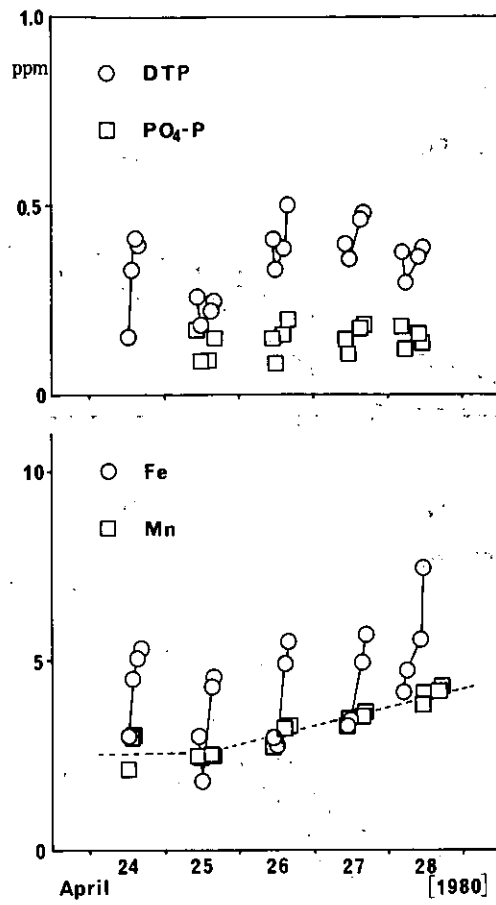


図 5 高浜入St.1における間隙水中のDTP, PO₄-P, Fe, Mnの濃度変動
1980, 4.24~28。

Fig. 5 Change in the concentrations of DTP, PO₄-P, Fe and Mn in interstitial water at St.1. ('80.4.24-28)

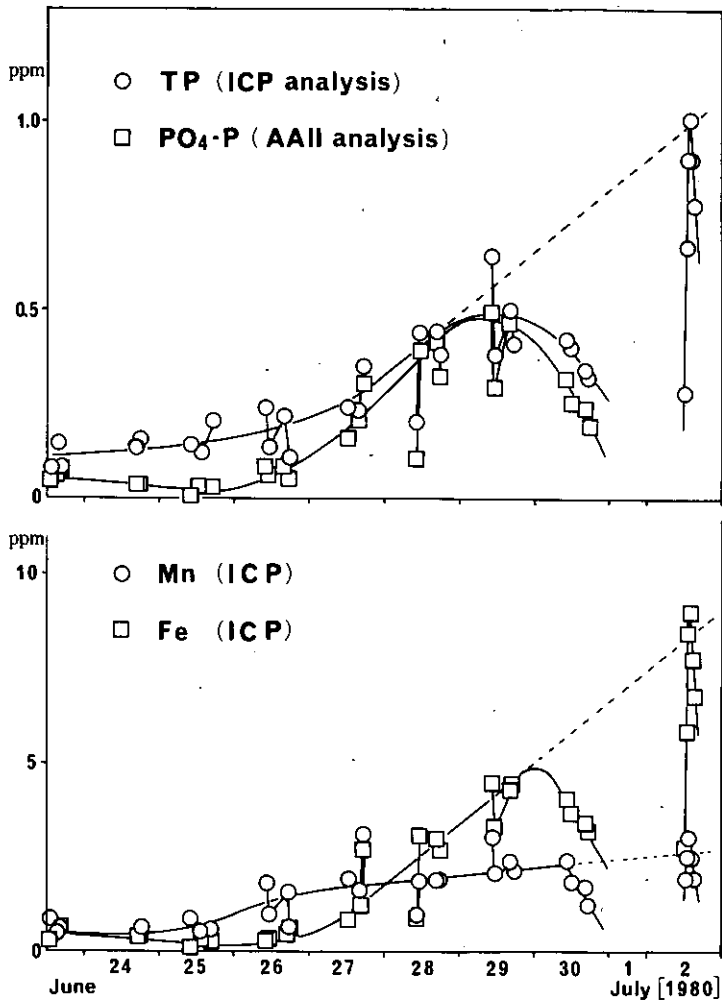


図 6 高浜入St.1における間隙水中のDTP, PO₄-P, Fe, Mnの濃度変動
1980, 6.24~7.2。

Fig. 6 Change in the concentrations of DTP, PO₄-P, Fe and Mn in interstitial water at St.1. ('80.6.24-7.2)

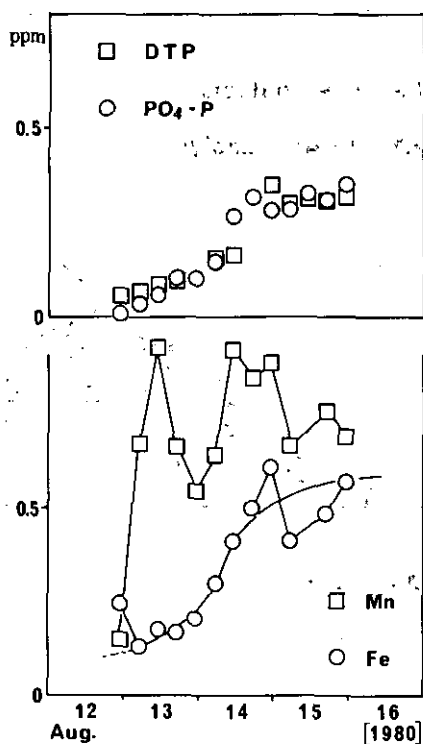


図 7 高浜入St.3における間隙水中のDTP, PO₄-P, Fe, Mnの濃度変動
1980. 8. 12~16。

図2のサンプラーで採取したかNo.5のみ有効であった。

Fig. 7 Change in the concentrations of DTP, PO₄-P, Fe and Mn in interstitial water at St.3. in Takahamairi Bay. ('80.8.12-16)

の還元を先行すると思われる酸素, 硝酸イオンの還元段階ではリンの溶解は見られない。即ち、鉄の還元溶解が始まる前の段階では、生成した PO₄-P は鉄 (III) 加水分解沈殿物等にほぼ完全に収着されてしまうと考えられる。全溶存リン (DTP) と PO₄-P との差は低分子の有機リンであると思われるが、鉄 (III) 加水分解沈殿物等を含む泥粒に比較的収着されにくい性質をもつようである。この全溶存リンと PO₄-P との差は鉄の還元溶解が始まる直前に最も大きく、鉄の溶解量の増大とともに減少し、2~3日で消失してしまう。(図6も参照)。この段階で PO₄-P にまで分解されるものと思われる。

以上の結果は、マンガンの還元溶出とともに生成するオルソリン酸態ではないリンは鉄 (III) 加水分解沈殿等を含む泥粒に収着されにくいので拡散によっても溶出回帰することが考えられるが、湖水の溶存酸素がなくなることが殆どない高浜入では間隙水中に鉄とともに溶け出したオルソリン酸態のリンが拡散で回帰するのは難しいことを示している。このことは濾過湖水を用いた振出し実験 (相崎ら, 1979) でも、リンは殆ど溶出しなかったことから支持される。しかし、図3~7の

結果を全体としてみると溶存全リン濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ との差が有意であると思われる期間は必ずしも短くはないので、非オルソリン酸態のリンとして相当量のリンが溶出回帰している可能性はある。このことは、非オルソリン酸態のリンが鉄の溶解が起っていない段階でも泥粒に収着されにくいということとを合せて、湖水中の非オルソリン酸態のリンが年間を通じて、オルソリン酸態のリンよりかなり高い $0.01\sim 0.02$ ppm 程度に維持されている（大槻ら, 1981）こととよく符号する。

一度大きな攪乱が起って底泥と湖水が混合した後、再び沈殿して酸化還元反応が進み、定常状態に達するのに1週間から10日以上かかることが明らかとなった。

図8に示した '80. 10. 17~23の St. 3の結果は図2のサンプラーを用いて採取した試料の分析結果に基づいて描いたものである。Na 1~6の濾過管が深さ方向に2 cm 間隔で間隙水を採取する設計であるが、実際の設置ではNa 3の濾過管のすぐ下に泥面があったようである。それは、引き上げた際にNa 4~6には泥がついていたが、Na 3より上は汚れていなかったことと、図9に示した深さ方向の濃度勾配の不連続性とから判断した。

結果は同一深度でも、かなり短い周期の濃度のゆらぎがあることを示しており、図3~7の結果にみられる測定値のバラツキは分析誤差ではないことを裏付けている。18日から19日にかけての落込みについては後で議論するが、この間、かなりの降雨があった。

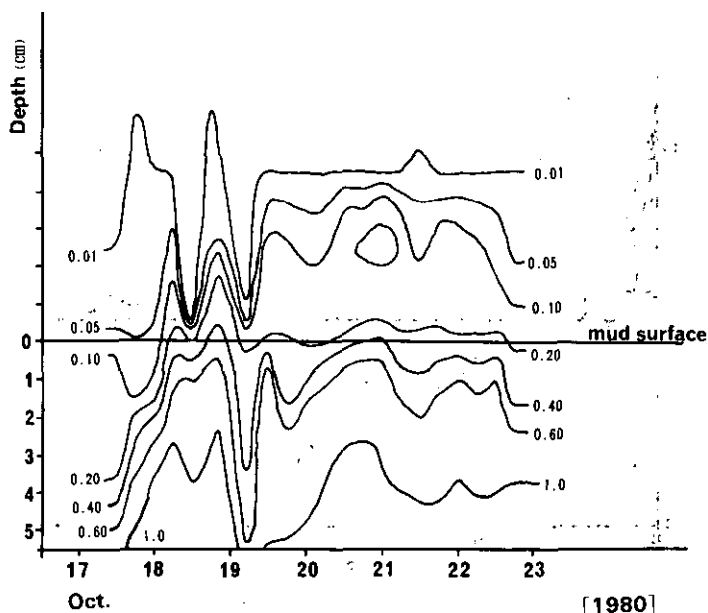


図 8 高浜入St.3における底泥表層付近の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度分布の時間変動
各等濃度曲線の間隔は均等でない。1980. 10. 17~23。

Fig. 8 Vertical and temporal change in $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration, in overlying and interstitial waters at St.3

Difference between the concentrations of the nearest isoquants is not constant.
('80.10.17-23)

(ロ) 間隙水中の〔PO₄-P〕/〔Fe〕溶解比について

鉄はリンの挙動に対して非常に重要な影響をもつ元素である。それは酸化剤として有機物の分解に関与するだけでなく、3価の鉄イオンの加水分解沈殿物が可溶化したリン、特にオルソリン酸の収着、固定に重要な役割を果しているからである。図3～図7に示したように間隙水中のリン酸の濃度変動は鉄の濃度変動と非常に対応が良い。図10～図12に各シーズンの調査結果ごとに間隙水中のオルソリン酸濃度（一部全溶存リンも含む）を鉄の濃度に対して描いたグラフを示した。各グラ

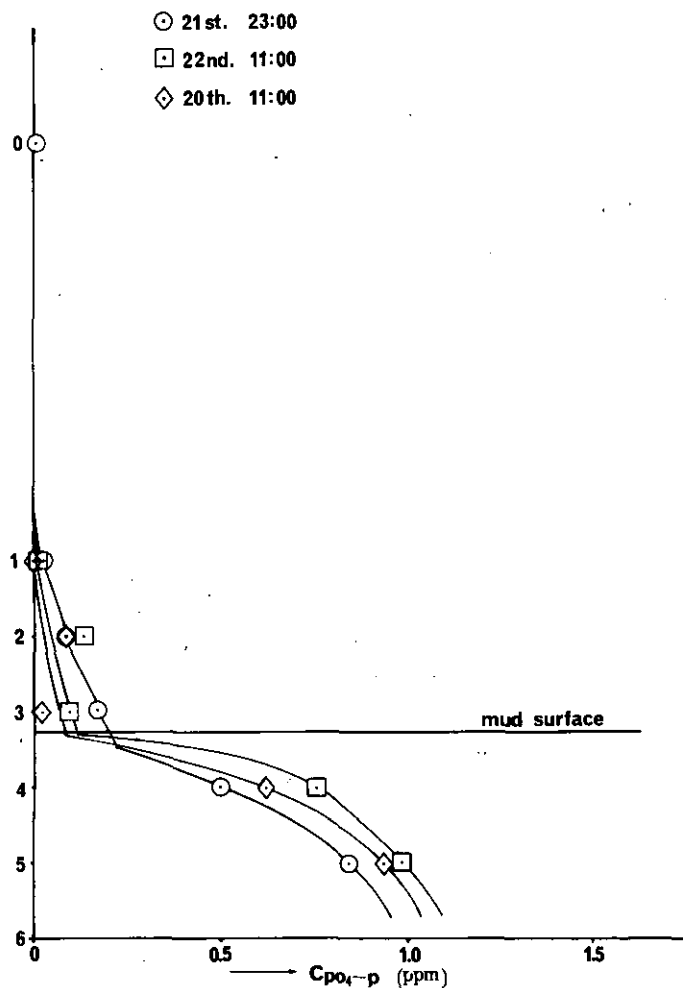
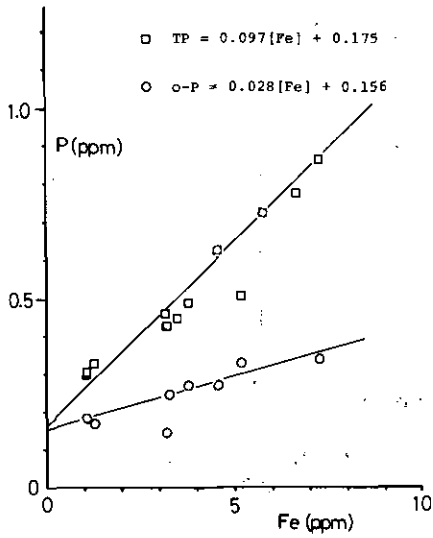
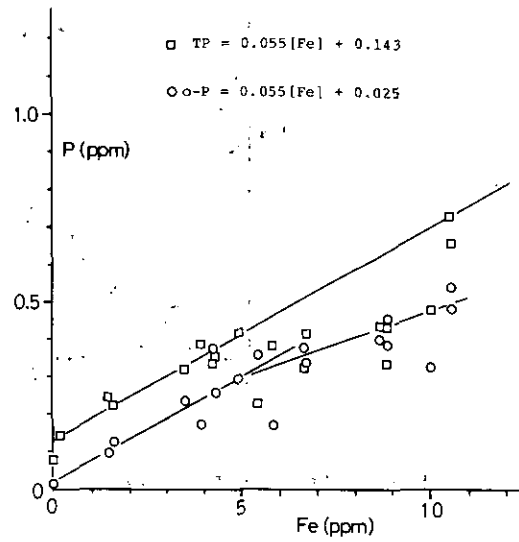


図 9 サンプラーの埋設位置（深さ）を判定したグラフ
濃度変化曲線の不連続点で拡散係数が大きく変化していることを示しており、底泥—水層界面を意味している。

Fig. 9 Estimation of the sampler position vs mud surface
The discontinuous point of vertical change in PO₄-P concentration suggests drastic change of diffusion constant and the point shows the mud-water interface.



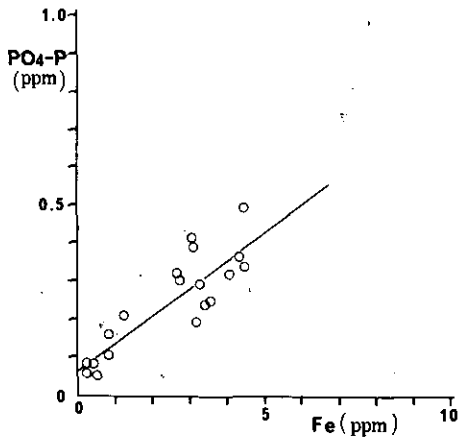
(a) '79. 6.29 ~ 7.4 (St.1)



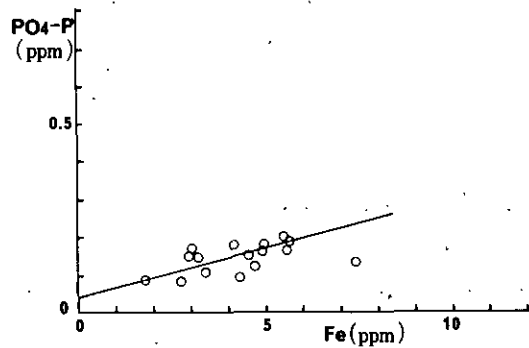
(b) '79. 12.6 ~ 13 (St.1)

図 10 間隙水中のDTP(□) および $\text{PO}_4\text{-P}$ (○) の鉄濃度に対する関係
鉄濃度の増加は酸化還元反応の進行 (Ehの低下) に対応している。

Fig. 10 DTP(□) and $\text{PO}_4\text{-P}$ (○) vs Fe in interstitial water
Increase of Fe corresponded to decrease of Eh in the mud.



(a) '80. 4.24 ~ 28 (St.1)



(b) '80. 6.24 ~ 7.2 (St.1)

図 11 間隙水中の $[\text{PO}_4\text{-P}]$ vs $[\text{Fe}]$ の関係

Fig. 11 $\text{PO}_4\text{-P}$ vs Fe in interstitial water

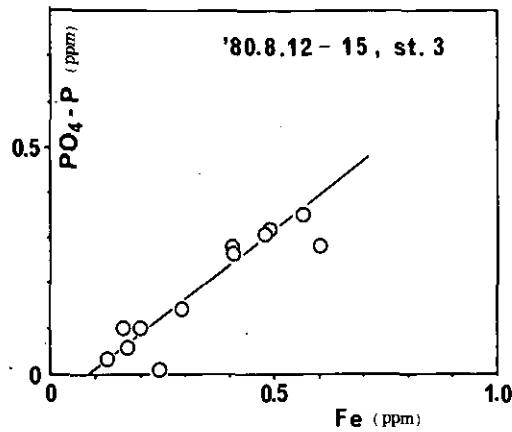


図 12 間隙水中の $[\text{PO}_4\text{-P}]$ vs $[\text{Fe}]$ の関係。'80.8.12~16 (St.3)
 Fig. 12 $\text{PO}_4\text{-P}$ vs Fe in interstitial water. '80.8.12~16(St.3)

フの傾き、即ち、間隙水中の $[\text{PO}_4\text{-P}]/[\text{Fe}]$ 溶解比は表 2 のようになった。

表 2 間隙水中の $[\text{PO}_4\text{-P}]/[\text{Fe}]$ 溶解比
 Table 2. Dissolved $[\text{PO}_4\text{-P}]/[\text{Fe}]$ ratio in interstitial waters

| Date | Station | $[\text{PO}_4\text{-P}]/[\text{Fe}]$ ratio |
|---------|---------|--|
| '79.6-7 | St. 1 | 0.028 |
| '79.12 | St. 1 | 0.055 |
| '80.4 | St. 1 | 0.026 |
| '80.6-7 | St. 1 | 0.074 |
| '80.8 | St. 3 | 0.77 |
| '80.10 | St. 3 | 0.42 |

ここで非常に顕著なのは、St. 1 での $[\text{PO}_4\text{-P}]/[\text{Fe}]$ 溶解比は、St. 3 での溶解比の10分1程度であることである。St. 1 で用いた間隙水サンプラーは図 1(b) に示したもので素焼製濾過管を用いており、St. 3 で用いたサンプラーは図 2 に示したもので、パイレックスガラス製のシントードガラス濾過管を使用しているがこの違いによる影響はまだ検討していない。また '79 年 5 月に行なった予備調査 (St. 1, 3 とも素焼製濾過管を使用) の結果は濃度が低くて比較にならなかった。従って現段階では未だサンプラーの違いによる影響がないとはいいきれない。しかし、河から入ってきた土砂の沈殿量は河口から湖心に向けて急激に減ること、溶存酸素がある場合には鉄は溶解しにくいことなどから、河口に近い St. 1 の方が底泥中の鉄の量が多いであろう。従って $[\text{PO}_4\text{-P}]/[\text{Fe}]$ 溶解比が St. 1 と St. 3 で非常に違うことは不合理ではない。同一点でも溶解比にかなりの

変動がみられるので、更に調査データが必要である。

1980年の10月の試料について図13の結果を深さ別にみても、ここで測定された程度の底泥表層付近（～6 cm）では深さが増すにつれて、リンの濃度だけでなく $[\text{PO}_4 - \text{P}]/[\text{Fe}]$ 溶解比もわずかに高くなる傾向が見られた。このことは、リンよりも鉄の方が表層濃縮されやすいことを示唆している。また $[\text{PO}_4 - \text{P}]/[\text{Fe}]$ 濃解比は溶解が進むとあるところで急激に減少し、殆ど鉄の濃度のみが増大するようになることが示された。（図10(b), 図13）これらの結果は全体として更に確認のための調査測定が必要であるが次のようなリンの挙動を反映していると考えられる。

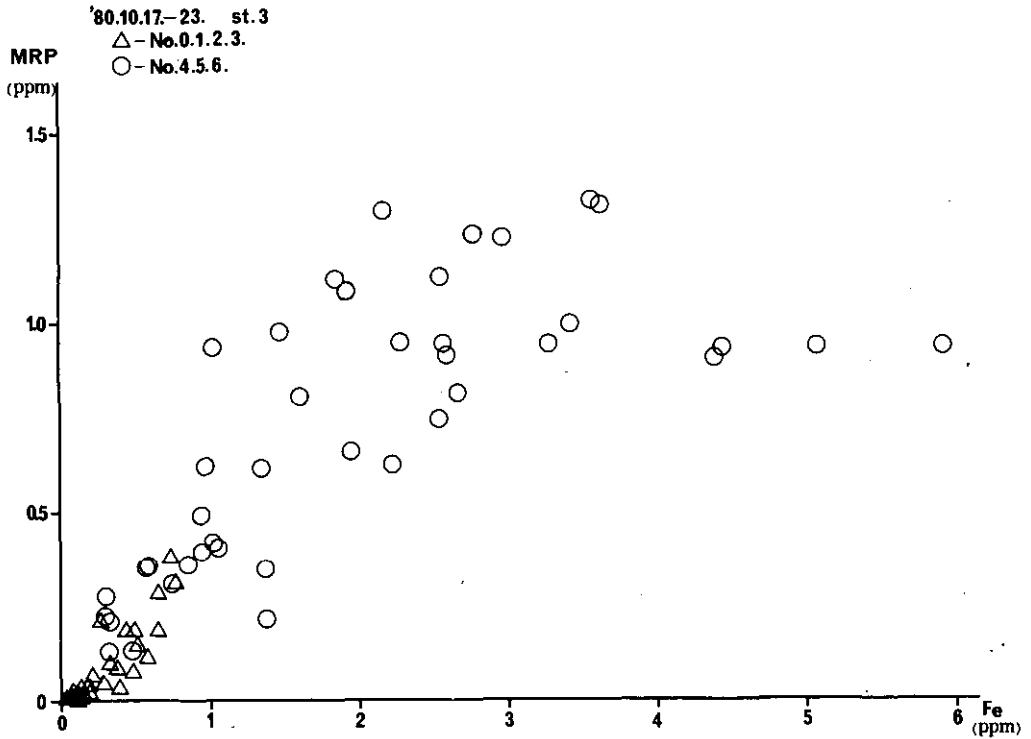


図 13 直上湖水 (△) 及び間隙水中の $[\text{PO}_4 - \text{P}]$ vs $[\text{Fe}]$ の関係。'80.10.17～23(St.3)

Fig. 13 $\text{PO}_4 - \text{P}$ vs Fe in overlying(△) and interstitial(○) waters. '80.10.17～23(St.3)

間隙水に溶存していた鉄が酸化され加水分解して再沈着するとき、鉄とリンは同時に沈降するのではなく、鉄の沈降が先に起り、泥粒表面に沈着した鉄(Ⅲ)加水分解沈殿に、水中のオルソリン酸やその他、有機物の分解、その他で生成したオルソリン酸が収着、蓄積されていく。その結果、鉄(Ⅲ)の酸化沈着が起ってから再び還元溶解が起るまでの期間の長さの違いによって $[\text{PO}_4 - \text{P}]/[\text{Fe}]$ 溶解比が変り得る。St. 1の結果で溶解比が明瞭な季節的対応をもたずに、大巾な変化を示

したのはこのような理由によると考えられる。しかし、間隙水中に溶解していた鉄とリンが再沈殿に際して一度分離されるというこの見方は、底泥を濾過湖水と混ぜて行なった振り出し実験（相崎ら1979）で濾過湖水中のリン濃度の増加が僅少もしくは減少さえしたという実験結果と矛盾するので、速度論的な考察が必要である。また、Theis²⁾らの実験によれば、Stone Lakeの底泥について嫌氣的条件下で間隙水中の溶存リン濃度が最高5 ppm以上、 $[\text{PO}_4\text{-P}]/[\text{Fe}]$ 溶解比約0.78が得られている。しかし、この場合でも、好氣的条件下では、直上湖水中のリン酸濃度に応じた速度で収着（uptake）が起ったと報告されている。

以上、底泥中におけるリンの可溶化により間隙水中の溶存リン濃度は湖水中に比べかなり高くなるが、好氣的条件下では、可溶化したリンがそのまま湖水中に溶出回帰すると考えてはならないことが示された。

今後、底泥の表面分析なども含め、より直接的な情報からの考察も行っていく必要がある。

レ) 他の諸元素の濃度変動

間隙水の組成に関して、鉄、マンガン、リンの他にNa, K, Mg, Ca, Si, B等と一部の試料については NH_3 , NO_3 , NO_2 も測定した。このうち金属イオンおよびケイ素については、'79年12月のサンプルの分析値を図14～図16に示した。それは、図4からこの時の測定値が底泥中における酸化還元反応の進行に伴う諸元素の濃度変動を最もわかりやすく反映していると思われたからである。NaとKはあまり大きな変動はなく、どちらかという直上湖水の濃度変動に影響されて変るようである。間隙水中の濃度も湖水と殆ど違くない。マグネシウムとカルシウムの濃度は間隙水中で湖水との交換が起らなければ、湖水の濃度変動の影響は余り大きくない。ここで非常に興味深いことは、マグネシウム、カルシウムの濃度にオルソリン酸の濃度変動と対応した形の変化が上乘せされている。この理由については未検討である。浅見（1981）は水田土壌では鉄（Ⅲ）の還元時に CO_2 の生成が激しいと述べている。

ケイ素は底泥中では比較的大きな緩衝能があるようで、攪乱からの回復が速く（図16）、また濃度の安定性も高いようである。濃度は直上湖水中に比べ間隙水中でやや高く、湖水中の濃度変動の影響は殆どみられない。

アルミニウムは火山灰土壌などでは非晶質アルミノケイ酸塩の形で多量に含まれ、リン酸を多量に収着した場合にはケイ酸を放出する（Rajanら、1975）と言われているが、間隙水中ではアルミニウム濃度はICPの定量限界（50 ppb）以下のことが殆どで、リン酸濃度の変動に対応した濃度変化は見られていない。

従って間隙水組成の変動からみる限り、高浜入の底泥中ではアルミノケイ酸塩はリンの循環に重要な関与をしていないと思われる。しかしこのことはアルミニウムが一定量のリン酸を泥中に固定していることをも否定するものではない。（細見ら、1979）。

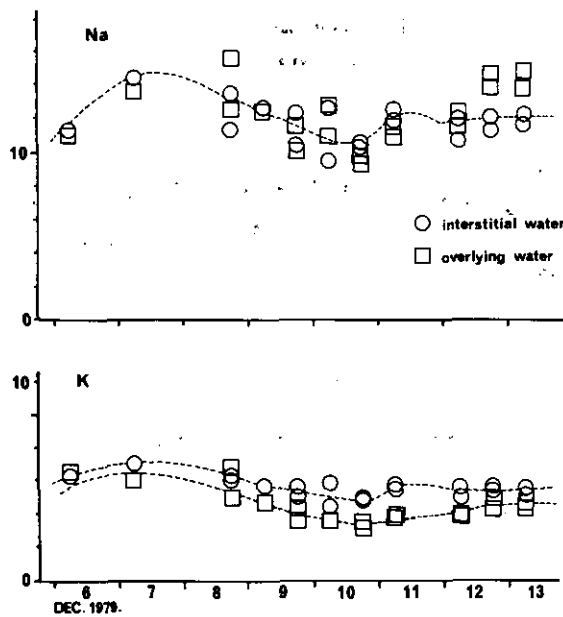


図 14 酸化還元反応の進行 (Eh低下) に伴うNa, Kの濃度変動。'79, 12, 6~13 (St.1)

Fig. 14 Change in the concentrations of Na and K during decreasing oxidizers and Eh

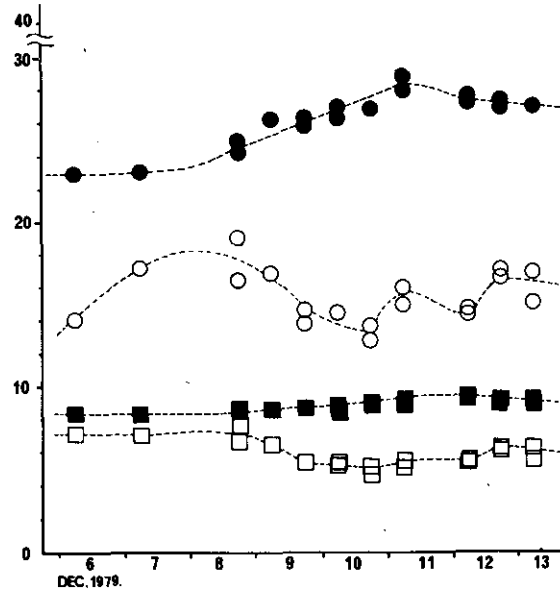


図 15 酸化還元反応の進行に伴うMg(□), Ca(○) の濃度変動
白抜: 直上水 黒: 間隙水。'79, 12, 6~13(St.1)

Fig. 15 Change in the concentrations of Mg(□) and Ca(○) during decreasing oxidizers

Open and closed symbols correspond to overlying and interstitial waters respectively

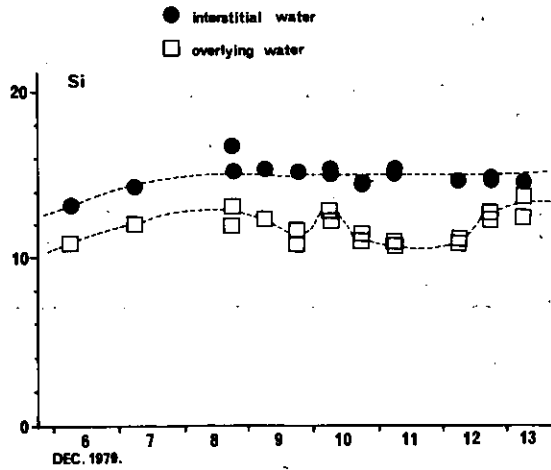


図 16 酸化還元反応の進行に伴うSiの濃度変化。'79. 12.6~13(St.1)
 Fig. 16 Change in the concentration of Si during decreasing oxidizers
 open: overlying, closed: interstitial

(二) 底泥-湖水界面を通過する水塊の出入の可能性について

間隙水の組成変動の測定結果から、湖水と間隙水の交換が攪乱以外の原因でも起っていることが示唆された。それは図3～図8に示した測定結果に値のバラツキのような形で現われているが、最も顕著な例が図6の6月30日から7月2日にかけてのSt. 1の測定値の変化と、図8の10月18日から19日にかけてのSt. 3の測定値の変化(濃度の落込みと回復)に見られる。これが攪乱と異なると思われるのは濃度の回復が半日～2日とかなり速く前に述べた酸化還元反応によるものとは考えられないこと、また図8に示したように、はっきり濃度勾配が保存されたまま濃度の落込みと回復が見られたこと、さらに同時に測定された他の元素についても同様な変動が見られたことなどによる。このことは図3の結果を得たサンプルのカルシウムおよびマグネシウムの濃度変動に攪乱との対比がはっきりした形でみられたので図17に示した。'79年6月29日から30日にかけての間隙水中のカルシウムおよびマグネシウムの濃度の落込みは底泥層への湖水の浸入によるものと考えられる。カルシウム濃度は湖水中でも低下しているので、もし間隙水試料に一定比率で一部湖水が混入しているような場合も同様の現象が現れる可能性があるがマグネシウムは湖水中の濃度が変化していないにもかかわらず、間隙水中では、カルシウムと同様に濃度が低下しており、この現象がサンプラーの不備による湖水の混入によるものではないことは明らかである。このことは、2価鉄を含んでいて空気に触れるとすぐ酸化され濁ってくる間隙水試料が清澄な状態で採取されていることによっても支持される。他方7月3日から4日にかけての間隙水中のカルシウムおよびマグネシウムの濃度の落ち込みは攪乱による底泥と湖水との混合によるもので間隙水中の濃度低下に対比して湖水中の濃度はわずかではあるが上昇し2つの濃度が一致している。

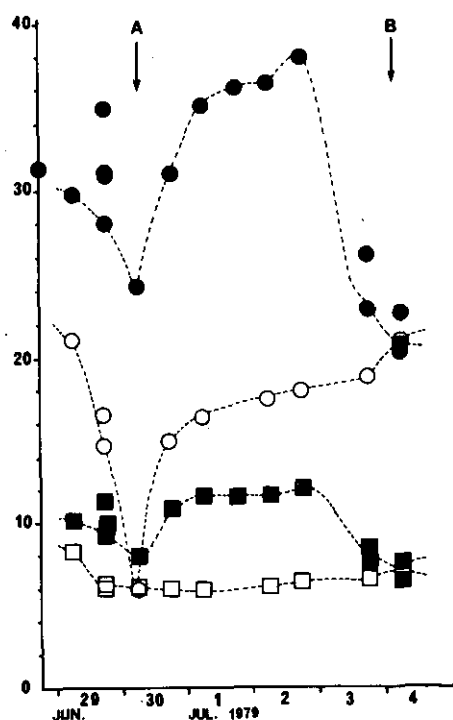


図 17 水塊の出入 (矢印 A) と攪乱 (矢印 B) を反映した直上湖水(白)及び間隙水(黒)中のMg(□) 及びCa(○) の濃度変動。'79. 6.29~7.4 (St.1)
 Fig. 17 Water migration (arrow A) and mixing (arrow B) observed in one sampling series

以上、霞ヶ浦高浜入では、濃度勾配による拡散や風波および漁網による攪乱の外に、底泥湖水界面を通過する水塊の出入り(移動距離~数 cm)によっても物質の交換移動が起っている可能性があることが示された。このような水塊の出入りはかなりの頻度で起っているようなので、底泥中への酸素の搬入による有機物分解とリンの可溶化の促進や間隙水中に蓄積された分解生成物の湖水中への放出など湖内の物質循環に重要な寄与をしている可能性もある。特に、水深が4 mを越し、風波による攪乱の影響が底泥にまで届きにくくなっているSt. 3付近ではより重要になるであろう。

4. まとめ

(1) 底泥中での酸化還元状態の進行により主な酸化剤と分解生成するリンの形態およびその蓄積状態は密接に関連しており、図4に示した結果を中心に次のように整理されたと考えた。

| 段階 | 酸化剤 | 分解生成物 (P) | 蓄積状態 |
|----|----------------|-----------|--------------------|
| 1 | $O_2 + NO_3^-$ | PO_4 | Fe (III) 加水分解沈殿に収着 |
| 2 | MnO_2 | PO_4 | " " " |
| | " | org-P | 間隙水中に溶存 |
| 3 | Fe (III) | PO_4 | " " |

(ロ) 攪乱等による湖水と底泥の混合は底泥中のこの段階を戻す。

(イ) 段階1から3まで進むのに St. 1 では1週間から10日以上時間が掛かることが明らかとなった。

(ニ) 湖水の溶存酸素がなくならず、間隙水中の PO_4-P が Fe^{2+} イオンと共存するような条件下では PO_4-P の分子拡散によるリンの回帰は困難であると考えた。

(ホ) このことは、 PO_4-P が回帰しないということではなく、回帰量を評価するための、はっきりした回帰機構が明らかにされなくてはならないということである。

(ヘ) 間隙水中の $[PO_4-P]/[Fe]$ 溶解比は St. 1 より St. 3 の方が10倍程大きいことが明らかとなった。

(ト) 鉄の溶解が進み、濃度がある程度以上になったところから、リンの濃度増加が非常に小さくなるが見られた。このことから鉄とリンは同時に沈積するのではなく泥粒表面の鉄(III)加水分解沈殿に PO_4-P が収着される形で蓄積されていくと考えた。

(チ) 高浜入では攪乱の外に底泥・湖水界面を通過する水塊の出入り(浸透湧昇)が~数cmの移動距離で起っている可能性が示された。

以上はまだ全体として限られた情報に基づく検討であるので更に調査を重ねるとともに生物の関与についての情報を集める必要があると思われる。

引用文献

- 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・村岡浩爾 (1979) : 底泥からの栄養塩類の回帰, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 105-114.
- 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支, 国立公害研究所研究報告, 第22号, 281-307.
- 浅見輝男 (1981) : 水特研底泥シンポジウム予稿, 3-2.
- 不破敏一郎・原口紘 彦編 (1980) : ICP発光分析 (化学の領域増刊, 127号, 南江堂)
- 台田 健 (1979) : 霞ヶ浦全域調査データ, 国立公害研究所報告, 第6号, 335-337.
- Hesslein, Raymond H. (197) : An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnol. Oceanogr.*, 21 (6), 912-914(note)

- 細見正明・須藤隆一 (1979) : 湖沼底泥からのリンの溶出に関する研究. 水質汚濁研究, 2, 157-162.
- Mayer, Lawrence M. (1976) : Chemical water sampling in lakes and sediments with dialysis bags. *Limnol. Oceanogr.*, 21(6), 909-912(note).
- Meyer, Judy L. (1979) : The role of sediments and bryophytes in phosphorus dynamics in a head water stream ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 24(2), 365-375.
- 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.
- Rajan, S.S.S. and K. W. Perrott (1975) : Phosphate adsorption by synthetic amorphous aluminosilicate. *J. Soil Sci.*, 26, 258-266.
- Syers, J. K., R. F. Harris and D. E. Armstrong (1976) : Phosphate chemistry in lake sediments. *J. Env. Qual.*, 2, 1-14.
- Theis, Thomas L. and Peter J. MacCabe (1978) : Phosphorus dynamics in hypereutrophic lake sediments. *Water Res.*, 12, 677-685.
- Weiler R. R. (1973) : The interstitial water composition in the sediments of the Great Lakes. I. Western Lake Ontario. *Limnol. Oceanogr.*, 18(6), 918-938.

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 ——

細見正明¹・須藤隆一¹

Characteristics of Phosphorus Distribution in Sediments of Lake Kasumigaura

Masaaki HOSOMI¹ and Ryuichi SUDO¹

Abstract

Sediment samples collected from Lake Kasumigaura and from two rivers flowing into the lake, the Sanno River and the Koise River were provided for the fractionation of four phosphorus forms; aluminum-bound phosphorus (Al-P), iron-bound phosphorus (Fe-P), calcium-bound phosphorus (Ca-P) and organic phosphorus (O-P).

Total phosphorus (T-P) and Fe-P in surface sediments decreased gradually along the direction of the lake current from the mouth of the Sanno River to the center of Lake Kasumigaura. Al-P in surface sediments decreased markedly in the mouth of river entering Takahamairi Bay. All fractions of phosphorus in sediments of Takahamairi Bay decreased with depth and levelled off constant values in the depth of 15-20cm. Among them the decreases of Fe-P were most significant.

Seasonal changes of T-P concentrations in sediments of St.1 and St.2' were hardly observed, while Fe-P in the upper 2cm of sediment cores collected from St.1 decreased a little during the period from the spring to the early summer.

1. はじめに

閉鎖水域における富栄養化現象の中で、底泥の果たす役割がきわめて大きいものと注目されている。特に水の華や赤潮の発生には、底泥から溶出した栄養塩が寄与していると推定されている。また富栄養化対策の面からみれば、排水の流路変更や高度処理等によって、流入栄養塩量を削減したとしても、底泥から溶出したリンによって、予期した水質回復が得られないという報告がある。

(Larsen *et al.*, 1979)

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environmental Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi,
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

このような富栄養化に及ぼす底泥の役割を明らかにするためには、底泥中の栄養塩類の存在状態とその量をは握ることが必要である。本文では、霞ヶ浦高浜入を中心として、底泥中の各形態リンの水平および鉛直分布特性とその季節変化について述べる（細見，1981）。

2. 分析方法

投込型コアサンプラーにより底泥を採取し、ただちに2ないし5 cmごとに切断する。これらの底泥試料を冷凍乾燥した後、以下に述べるリンの分析に供した。

全リン（以下T-Pという）は、試料0.2 - 0.4 gを磁製のつぼに入れ、550℃のマッフル炉の中で1時間放置する。その後、1 N HCl 50 mlでつぼ内の試料をブロックダイジェスターBD-20（日本テクニコン製）の試験管に移す。ブロックダイジェスター（125℃、30分間）で加熱処理を行った後、蒸留水で250 mlにメスアップする。さらにこれをNa5B（東洋ろ紙）でろ過して、その一部をとりアスコルビン酸-モリブデン青法により、正リン酸態リン（以下 PO_4-P という）を定量した。同時にマッフル炉による加熱処理の前後の重量差から、強熱減量（以下I.L.(%)という）を求めた。

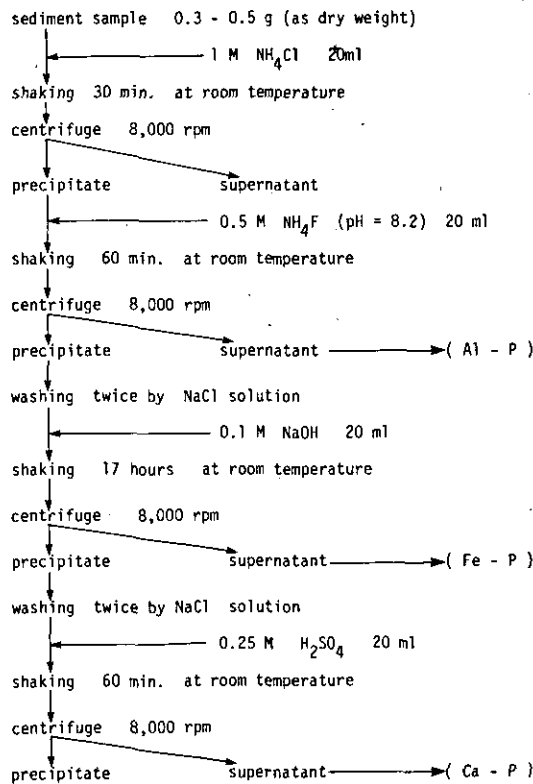


図 1 無機態リン (I-P) の分画方法

Fig. 1 Inorganic phosphorus fractionation in lake sediments

無機態リン（以下I-Pという）は、Changら（1957）の方法を簡略化した方法（細見ら、1979）（図1参照）により、Al型リン（以下Al-Pという）、Fe型リン（以下Fe-Pという）、Ca型リン（以下Ca-Pという）に分画した。Al-P、Fe-P、Ca-Pの和で示されるI-Pは、別に1N HClで抽出されるリンをI-P*とした値と同程度の値となる。また有機態リン（以下O-Pという）は、(T-P) - (I-P)として定義した。

3. 結果および考察

3.1 各形態リンの水平分布特性

霞ヶ浦高浜入を中心とした調査地点を図2に示す。リン負荷の大きい山王川がSt.Gで恋瀬川と合流して高浜入に流入する。高浜入では、西岸を南下する流れが卓越し、沖合帯の湖水は、St.4から東岸を北上して反時計回りに流れるといわれている（津田ら、1968）。ここでは、各形態リンの水平分布に関して、河川からの汚濁物質が湖心に向かって流れる方向に沿ってみることにする。図3に底泥表層部（湖内では表層0～3 cm層、河川では表層部）におけるT-PとI.L.(%)を示す。山王川河口のSt.Eが5.12 mg/gと最も高く、山王川・恋瀬川の合流点であるSt.G、さらにSt.1からSt.9（湖心）まで、湖水の流れ方向に順次減少し、St.9では1.01 mg/gとなる。しかしながら、St.Gの下流側にあるSt.L、St.Qと恋瀬川下流のSt.Dは、St.1よりも低い値となっている。これらの地点は、I.L.が他の地点よりも低くなっており、しかもコアサンプル表層部に粘土質がほとんどなく砂質が主体であった。これらのことから底泥の粒度組成のちがいによって、リン含量が大きく異なると考えられるが、こういった報告はほとんどなされていない。Hwang（1977）は、50 μ以下の非常に細かい粒子について各粒度ごとのリンの分布を調べた。しかし、今回の場合は、mmオーダーの粒子が多く含まれているのでHwangの結果をそのまま適用できない。

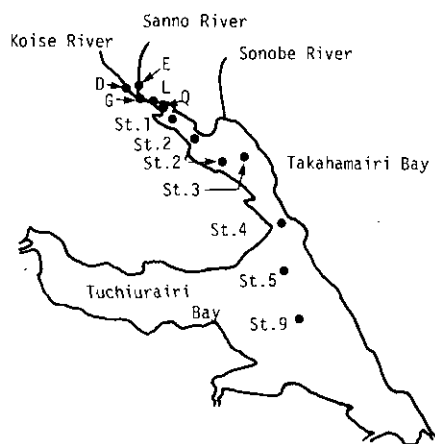


図 2 調査地点

Fig. 2 Sampling site in Lake Kasumigaura, the Koise River and the Sanno River

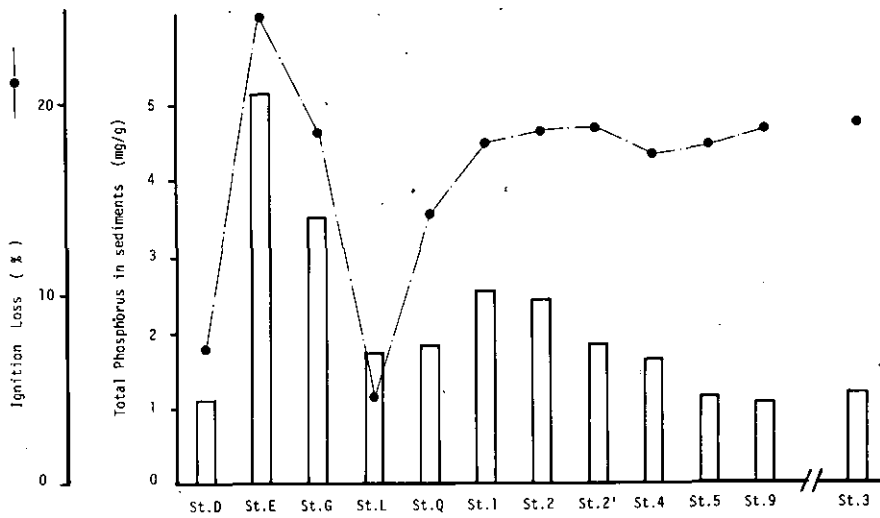


図 3 底泥表層 (0-3 cm) 中の T-P および 強熱減量 (I.L. %) の水平分布
 Fig. 3 Changes of T-P and I.L. in the surface sediments (0-3cm) along the direction of the lake current from the Sanno and Koise River to the center of Lake Kasumigaura

今後、リンの堆積過程を知る上でも底泥の粒度組成からリンの分布について検討する必要があるう。

次に T-P を Al-P, Fe-P, Ca-P, O-P に分画してみたのが図 4 である。先に述べた

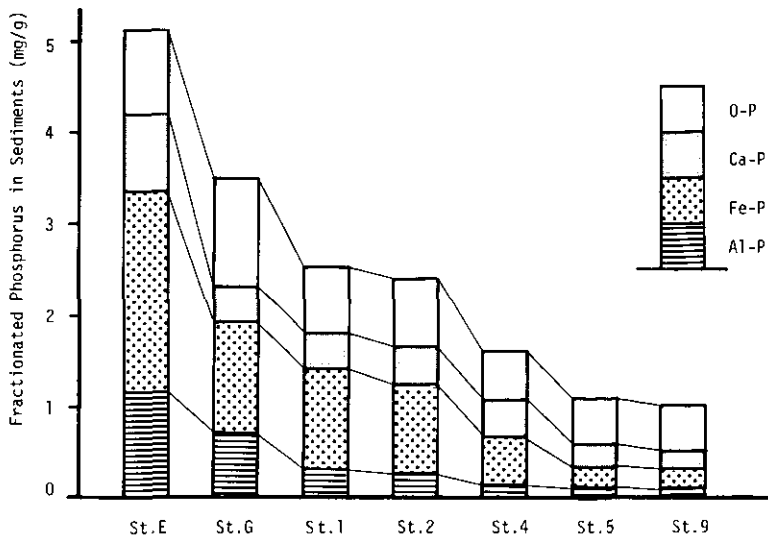


図 4 底泥表層 (0-3 cm) 中の各形態リンの水平分布
 Fig. 4 Changes of fractionated phosphorus in the surface sediments (0-3cm) along the direction of the lake current from the Sanno River to the center of Lake Kasumigaura

とおりT-Pは湖心に向かって順次減少していくが、その減少分の大半は、I-Pの減少による。St. Eでは、I-P/O-P比が、4.63、St. 1では2.05であるが、St. 9では、0.74となり、湖心に向うに従って、O-Pの方が相対的に大きくなる。Al-Pは、1.15 mg/g ~ 0.08 mg/gの範囲にあり、St. EからSt. 1までの河川流入口付近において急激に減少する。湖内では、St. 1からSt. 9までゆるやかに減少する。細見ら(1979)によると、Fe-Pは嫌気的および好気的条件下におけるリンの溶出に最も寄与している画分である。したがって底泥からの溶出を考える上でFe-Pの分布特性は重要な意味がある。Fe-Pは、2.20 mg/g ~ 0.20 mg/gの範囲にあり、湖心に向うにしたがって河川流入口付近や湖内でも一様に減少しているのがわかる。Ca-Pは、St. GからSt. 4まではほぼ同程度であるが、St. 4からSt. 9までわずかに減少する程度で、Al-PやFe-Pと比べると減少する割合が少ない。このような分布特性は、Nakajimeら(1980)が印旛沼とその流入河川である新川においても見出している。Nakajimaら(1980)は、底泥中の各形態リンを湖水中の PO_4 -P、懸濁性リン、DOPと対応させることによって、新川では PO_4 -PのAl、Fe化合物との共沈が主なリンの沈殿過程であること、また沼内部では植物プランクトンを主体とする懸濁性リンの沈降とDOPの沈殿が主なリンの沈殿過程であると推定している。

図5は、霞ヶ浦における湖水中のT-P(合田, 1979)と底泥中のT-Pとの関係をみたもので

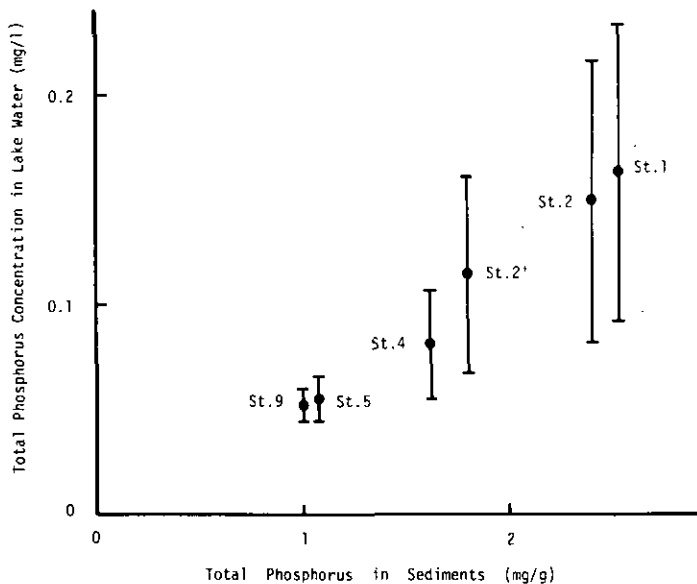


図 5 湖水中のT-P (1977年9月~1978年8月)と底泥中のT-Pとの関係
 Fig. 5 A relationship between total phosphorus concentrations in lake water and total phosphorus concentrations in lake sediments. Closed circles indicate annual mean concentrations of T-P in lake water (1977.9~1978.8). Vertical bars indicate the standard deviation.

ある。この図から両者の間に正の相関が認められる。そこで両者をつなげる沈殿フラックスに注目して、沈殿物を St. 1 および St. 2' で採取した。リンの分析結果を表 1 に示す。霞ヶ浦は平均水深が 4 m と浅く、風により底泥のまき上げが多いと予想される。12月21日採取のものは、ほとんど底泥と同様のリン含量を示しており、底泥のまき上りの影響をうけていると考えられる。ただ、11月25日採取の沈殿物は、I-P* はほとんど12月21日と変わらないが、O-P が大きく、I.L. も高い。したがって、湖内では、O-P として底泥の方に沈殿していくことが推定される。しかしながら、これは予備調査の段階であり、今後は、継続して、河川の流入口付近においても、沈殿物の調査を行なう必要がある。

表 1 沈殿物および底泥中のリン含量
Table 1. Phosphorus contents of deposited material and sediments in Lake Kasumigaura

| Station | Sample | T-P (mg/g) | I-P* (mg/g) | O-P (mg/g) | I.L. (%) |
|---------|------------------------------------|---------------|----------------|---------------|-------------|
| St. 1 | deposited material** 1977.11.25 | 3.13 | 1.59 | 1.54 | 18.0 |
| | deposited material** 1977.12.21 | 2.45 | 1.64 | 0.81 | 16.1 |
| | sediment (1978.11)*** | 2.53 | 1.70 | 0.83 | 17.7 |
| St. 2' | deposited material** 1977.11.25 | 2.76 | 1.22 | 1.54 | 22.8 |
| | deposited material** 1977.12.21 | 1.94 | 1.17 | 0.77 | 17.7 |
| | sediment (1978.11)*** | 1.80 | 0.99 | 0.81 | 18.8 |

* extracted by 1N HCl

** The spent time for collection of precipitating matter is 24hrs.

*** Sediment sample is the upper 3cm of sediment core.

3.2 各形態リンの鉛直分布特性

St. 1, St. 4, St. 9 における各形態リンの鉛直分布を図 6, 図 7, 図 8 に示す。T-P はいずれの地点も、減少パターンは異なるものの底泥の深さ方向に減少し、15-20 cm 層ではほぼ 0.7 mg/g という値を示す。O-P は表層部で深さ方向にわずかに減少する程度であり、15 cm 以深では 0.3 ~ 0.4 mg/g の範囲で一定値をとる。したがって T-P の減少分はほとんど I-P の減少による。

Al-P は、St. 1 で深さ方向 0.31 mg/g まで減少するが、St. 4 や St. 9 では、ほとんど変化しない。

Fe-P は、いずれの地点においても深さ方向に減少し、各地点の I-P の減少分の大半を占める。ちなみに St. 1 では、1.09 mg/g から 0.18 mg/g, St. 4 では 0.52 mg/g から 0.10 mg/g,

St. 9では0.37 mg / g から0.14 mg / g まで減少し、15~20 cm 層になると、各地点とも同様の値となる。こうした Fe-P の急激な減少は、10 cm 程度の深さのところまでみられる。

Ca-P は、St. 1 の表層部を除けば、おおむね深さ方向に各地点とも減少している。また15 cm ~ 20 cm 層の Ca-P は、St. 1 で0.15 mg / g、St. 4 で0.16 mg / g、St. 9 で0.14 mg / g とほとんど同じ値を示す。

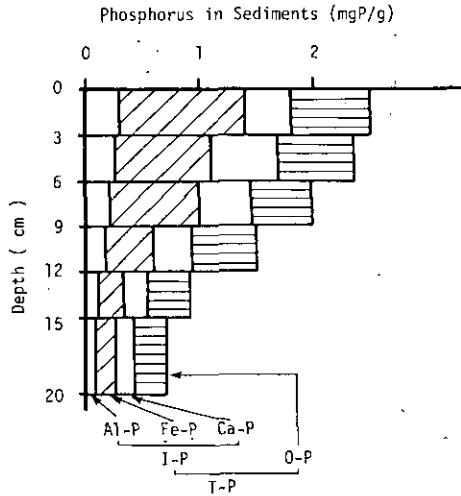


図 6 St.1における各形態リンの鉛直分布

Fig.6 Vertical profiles of fractionated phosphorus in sediment of St.1 (1978.11)

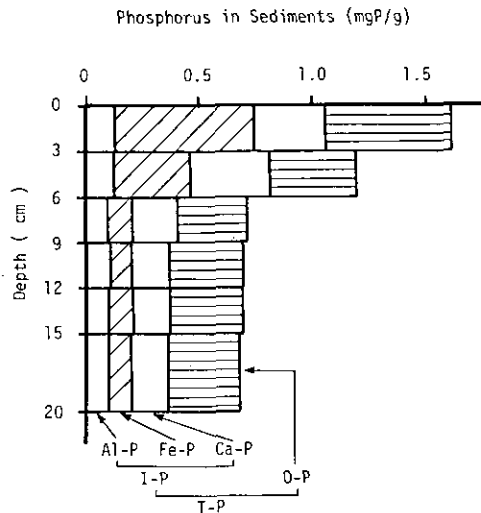


図 7 St.4における各形態リンの鉛直分布

Fig.7 Vertical profiles of fractionated phosphorus in sediment of St.4 (1978.11)

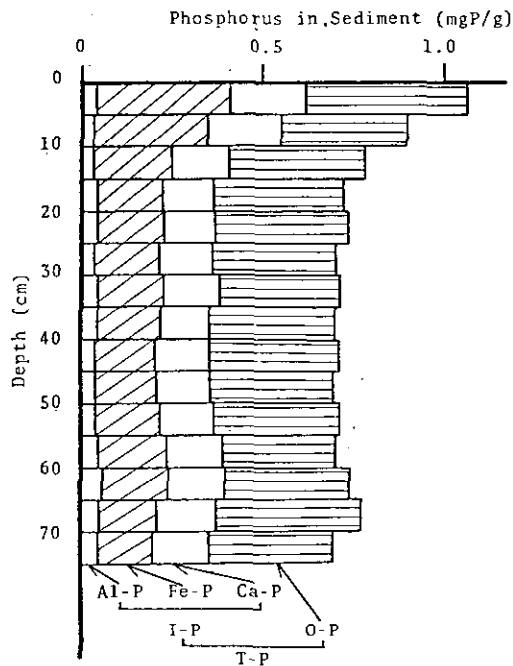


図 8 St.9における各形態リンの鉛直分布
Fig. 8 Vertical profiles of fractionated phosphorus in sediment of St.9 (1976.8)

宇都宮 (1979) は、霞ヶ浦において1948年～1960年の12年間における年平均堆積速度を 5.01 mm /年と求めた。ここで、底泥は堆積したリン化合物が変化したり、移動しないものと仮定する。各形態リンは15～20 cm 以深において一定値をとる傾向にあるので、霞ヶ浦の富栄養化が進行したのは、15 cm 以浅であると考えられる。したがって、約30年前から除々に霞ヶ浦の富栄養化が進行したと推定される。

3.3 各形態リンの季節変化

St. 1 および St. 2' における底泥表層部 (0-2 cm) の各形態リンの季節変化を調べた。T-P の季節変化を図9に示す。St. 1 では、2.49 mg/g から 2.76 mg/g の範囲 (平均 2.63 mg/g) にあり、St. 2' では、1.80 mg/g から 1.90 mg/g の範囲 (平均 1.84 mg/g) にあり、いずれの地点とも T-P についてはほとんど季節変化がみられない。

さらに St. 1 では、I-P の分画を行なった。その季節変化を図10に示す。Al-P や Ca-P はほとんど変化しない。わずかに Fe-P が4月から6月頃に減少している程度である。Wildung ら (1973) は、Upper Klamath 湖の最も汚濁の進んだ地点 (霞ヶ浦では St. 1 に該当すると考えられる) において、底泥中の各形態リンの季節変化を調べた結果、晩春から夏の初めにかけて、底泥中のリンが減少し、その大半は Fe-P の減少によること、また夏の終りから秋にかけてリンが

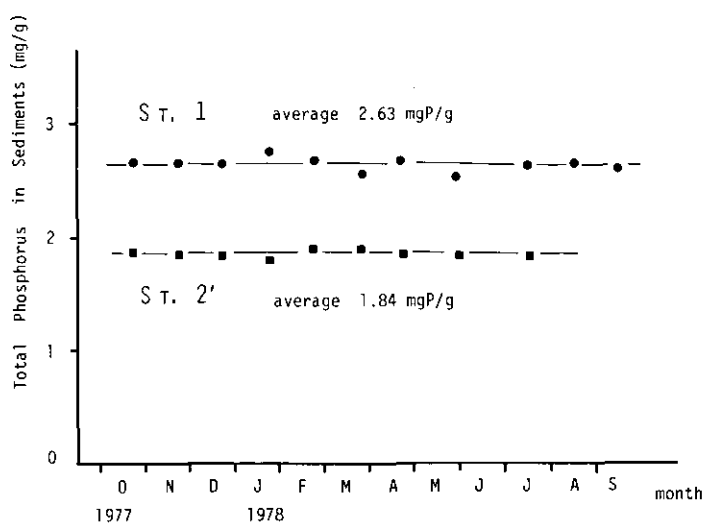


図 9 St.1およびSt.2'におけるT-Pの季節変化
 Fig. 9 Seasonal changes of total phosphorus in sediments (0-2cm) of St.1 and St.2'

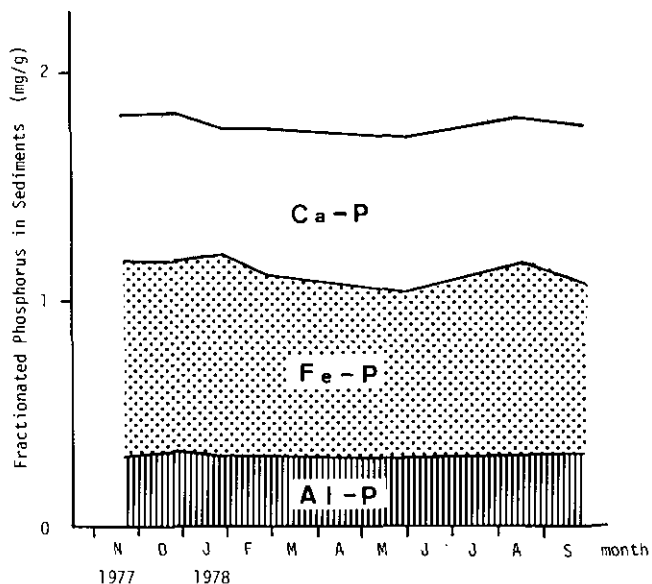


図 10 St.1におけるAl-P, Fe-P, Ca-Pの季節変化
 Fig. 10 Seasonal changes of fractionated inorganic phosphorus (Al-P, Fe-P and Ca-P) in sediments (0-2cm) of St.1

増加し、その増加分のほとんどは Al-P が占めていたことを明らかにした。また、J. B. Golachowska (1979) は、Plußsee 湖で冬期に T-P が最大値を示す結果を得た。

今回の結果は、以上のような報告例と異なったものとなったが、底泥中での各形態リンの季節変動が明確になれば、底泥からのリン溶出量が推定できると考えられるので、今後さらに上層水と物質交換が大きいと考えられる底泥の最表層部の各形態リンの季節変化を周囲の環境条件と比較して検討する必要がある。

4. まとめ

霞ヶ浦高浜入を中心として、底泥中の各形態リンの水平および鉛直分布特性とその季節変化について調査を行い、次の結果を得た。

- 1) 底泥表層 (0-3 cm) 中に含まれる T-P は、流入河川である山王川から、恋瀬川・山王川の合流地点、さらに St. 1 から St. 9 までの湖水の流れ方向に減少する。Al-P は主に河川流入口付近で減少し、Fe-P は流入口付近だけでなく湖内でも一様に減少する。
- 2) 各形態リンは、底泥の深さ方向に減少し、15-20 cm 層で、それぞれ一定値に近づく。Fe-P の減少が最も著しい。
- 3) St. 1 および St. 2' における T-P は、ほとんど季節変化がみられなかった。わずかに Fe-P が春から夏の初めにかけて減少する程度である。

引用文献

- Chang, S. C. and M. L. Jackson (1957) : Fractionation of soil phosphorus. *Soil Science*, 84, 133-144.
- 合田 健 (1979) : 霞ヶ浦全域調査データ。国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 335-375.
- Golachowska, J. B. (1979) : Phosphorus forms and their seasonal changes in water and sediments of Lake Plußsee. *Arch. Hydrobiol.*, 86, 217-241.
- 細見正明・須藤隆一 (1979) : 湖沼底泥からのリン溶出に関する研究。水質汚濁研究, 2, 157-162.
- 細見正明 (1981) : 湖沼底泥におけるリン、窒素の分布とその存在状態。第 1 回富栄養化問題シンポジウム——底泥問題を中心として。国立公害研究所調査報告, 第 16 号, 5-17.
- Hwang, C. P. (1977) : Inorganic phosphorus fractionations in Blackstrap Lake sediments. *Water Research*, 11, 945-946.
- 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 Research*, 13, 1259-1272.
- Nakajima, J., I. Yarita, S. Kobayashi and H. Ogura (1980) : Fractionation of phosphorus in sediments of eutrophic lake and river. *Japan. J. Limnol.*, 40, 129-136.
- 津田 勉・浜田篤信・佐々木道也 (1968) : 茨城県内水面試験所報告書, 41-51.
- 宇都宮陽二郎 (1979) : 霞ヶ浦の湖底地形とその堆積速度について。国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 7-21.
- Wildung, R. E. and R. L. Schmidt (1973) : Phosphorus release from lake sediments. EPA-R3-73-024, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C. 185pp.

霞ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支

岩熊敏夫¹

Seasonal Change in Depth Profile of Sediment Temperature and Annual Heat Budget at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura

Toshio IWAKUMA¹

Abstract

Vertical profile of the sedimentary temperature to the depth of 4 m was observed in situ by thermister-thermometer at station 1 (water depth: 2.2 m) monthly from February 1979 to April 1980. Observed data were fitted to harmonic equation describing vertical profile of the sedimentary temperature. Parameters concerning thermal budget were determined. Damping depth, D was 1.35 m, thermal conductivity, k was $1.82 \times 10^{-3} \text{ cal cm}^{-1} \text{ s}^{-1} \text{ K}^{-1}$ assuming the product of bulk density, ρ and thermal capacity, c equals 1.0, and thermal diffusivity, α was $1.82 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$.

Annual heat budget in the innermost of Takahamairi Bay (1.4m in mean water depth) was then estimated. Annual lake heat budget, θ_L was $3.1 \times 10^9 \text{ cal cm}^{-2}$ and annual sediment heat budget, θ_S was $2.0 \times 10^9 \text{ cal cm}^{-2}$. Heat budget ratio, θ_S / θ_L was 0.66. This results indicates that the sediment in Takahamairi Bay plays an important role in the heat storage, which is the characteristics of a shallow eutrophic lake.

1. はじめに

一般に水温成層を形成する深い湖では湖底の底泥表面の温度変化は少いが、霞ヶ浦のように浅く、風による攪拌が常に起り水温の水柱内の上下差の少い(相崎, 合田, 1979)湖では、底泥表面の温度の年変動は水温の年変動に一致する。泥温は底泥中の底生動物や細菌等の活性を大きく左右する重要な環境要因であるが、これまでに湖沼の底泥の温度についての報告は少い。新井(1970)は日光湯の湖で底泥温度の平面分布を調べたが、底泥内の鉛直方向の温度分布の年変動については諏訪湖で Yamagishi & Fukuhara (1972)が泥深90 cmまでのコアサンプルの温度分布を報告した以外には無いようである。

本調査は霞ヶ浦高浜入での底泥研究の基礎資料となることを目指して行われたものである。

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

2. 方法

1979年2月より1980年4月まで、霞ヶ浦高浜入の St. 1(水深2.2 m)において月1回、底泥温度の鉛直分布を調査した(図1)。長さ2 mに分割されたアルミパイプの先端にステンレスで保護、シールされたサーミスタセンサ(タカラ D 221)を取付け、固定係留した船上よりパイプを最大8 mまで連結しながら底泥中に押し込み、泥温を測定した。センサは基準温度計で0.1℃まで校正した。

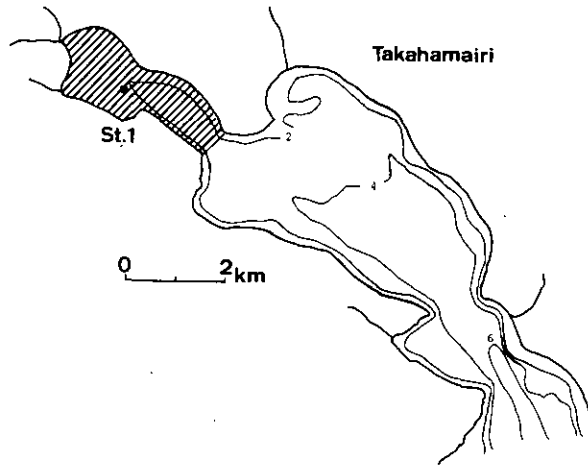


図 1 霞ヶ浦高浜入調査地点図

Fig. 1 Map of Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura showing station

底泥の採取には西条式コアサンプラー(内径50mm, 長さ2,000 mm)を用いた。実験室に持ち帰ったコアは下から押し上げながら5 cm ごとに分割し分析に供した。仮比重(bulk density)は先端を平らに切り取った5 ml 注射筒によりサブサンプルを採取し測定した。乾重量は105℃で1日間おいたものから求め、灼熱減量は550℃で3時間灼熱した秤量値と乾重量との差として求めた。

3. 結果と考察

高浜入 St. 1 の底泥は、軟泥が厚く堆積し、有機物量は深さ1.3 mまで14%強で深さ方向にほとんど変化せず、含水率は60%強、仮比重は1.25で、いずれも深さ方向にほとんど変化しない(図2)。

泥温の測定結果を図3に示した。泥の表層20 cm までの夏期および冬期の温度勾配が大きいことが注目される。つまり泥表層では3.4℃から29.3℃までの振幅で温度が年変動したのに対し、泥深20 cm の層では6.7℃から26.8℃までと約6℃振幅が小さくなった。

一般に底泥中の温度 T は時間 t と深さ z の関数として次の一次元熱伝導の方程式の解として求ま

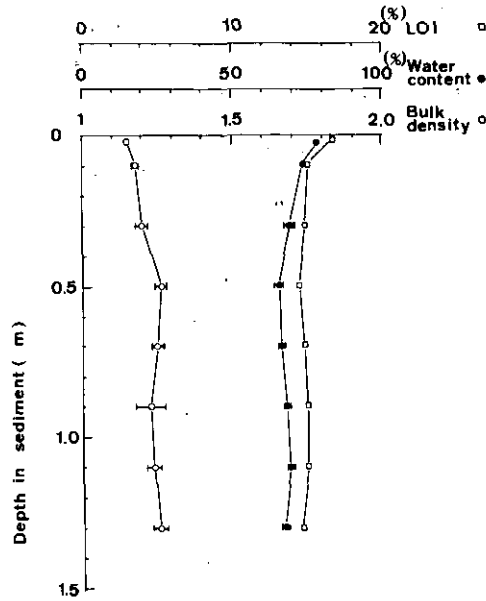


図 2 西条式コアサンプラーにより採取されたSt.1の底質中の約熱減量、含水率および仮比重のプロファイル
5 反復の平均値を図示した。横棒は標準偏差を表わす。

Fig. 2 Depth profile of loss on ignition (LOI), water content and bulk density of sediment collected from Station 1 with Saijo corer
Mean values are plotted and horizontal bars indicate standard deviation of five replicates.

る (Hutchinson, 1957)。

$$\rho c \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad (1)$$

高浜入の St. 1 の底泥の温度分布についてもこの式が成立すると考えて良い。ただし ρ : 仮比重 (g cm^{-3}), c : 比熱 ($\text{cal g}^{-1} \text{s}^{-1} \text{K}^{-1}$) および k : 熱伝導率 ($\text{cal cm}^{-1} \text{s}^{-1} \text{K}^{-1}$) である。 k を一定と仮定し境界条件

$$T(t, 0) = A_0 + \sum_{i=1}^n A_i \cos i\omega (t - t_{0i}) \quad (2)$$

$$T(t, \infty) = A_0 \quad (3)$$

のもとに解,

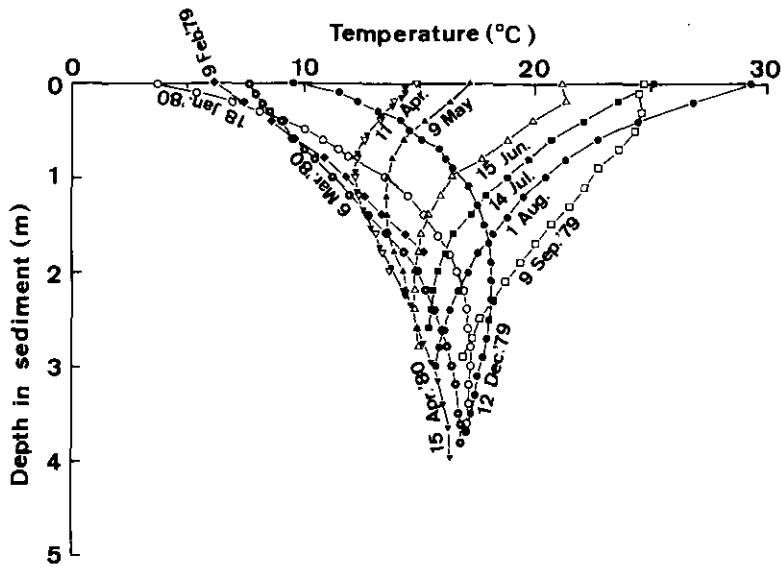


図 3 霞ヶ浦高浜入St.1 (水深2.2m) における鉛直方向の底泥温度プロファイルの周年変動

Fig. 3 Seasonal change in depth profile of sediment temperature at Station 1 in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura

Water depth is 2.2 m.

$$T(t, z) = A_0 + \sum_{i=1}^n A_i e^{-\frac{z}{D}} \cos(i\omega(t - t_{0_i}) - \frac{D}{2}) \quad (4)$$

が得られる。ただし A_0 : 年平均温度 ($^{\circ}\text{C}$) , および D : 減衰深さ (damping depth, $=\sqrt{2\alpha/\omega}$) (m), α : 温度伝播率 (thermal diffusivity, $=k/(\rho c)$) ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) , t は 1979 年 1 月 1 日から数えた日数および $\omega = 2\pi/365$ である。 D は底泥中の温度振幅の減衰率の目安となり、深さ D における温度変化の振幅は表層での振幅の $1/e$ となる。非線型最小二乗法により D および各パラメータ A_0, A_i, t_{0_i} を $n = 1$ から $n = 10$ の場合まで求めてみると、表 1 に示すように $n = 3$ で十分に残差平方和が減少していることが分った。

底泥 4 m までの平均的な値として減衰深さ $D = 135 \text{ cm}$ が得られたが、これより温度伝播率は $\alpha = 1.82 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ となった。容積比熱 ρc は水の場合 1 で岩石の場合 0.65 (Beck *et al.*, 1971) であり、軟泥ではだいたい 1 に近いと考えられる。Ratcliffe (1960) は海の底質について含水率 w と熱伝導度 k との関係を図示したがこれによれば $w = 0.6$ のとき $k = 1.82 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ となる。従って $\rho c = 1$ と仮定するか、 $w = 60\%$ と仮定するか whichever だけでも $k = 1.82 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ が求まった。また深層からの地熱の温度勾配を無視すると、今までの平均水温は 16.2°C であることが分った (表 1)。

表 1 底泥中の温度プロファイルを記述する式(4)の各パラメーターの推定値
 Table 1. Estimated parameters of equation (4) describing depth profile of the sedimentary temperature. SS is residual sum of square, D is damping depth (m), A_0 is annual mean temperature ($^{\circ}\text{C}$) and A_i and t_{0i} are the parameters ($^{\circ}\text{C}$ and days respectively). Estimated for 163 observations

| | Degrees of equation n | | | | | | | |
|-----------|-----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 8 | 10 |
| SS | 62.0 | 46.2 | 27.7 | 24.0 | 23.5 | 22.4 | 21.4 | 16.3 |
| D | 1.40±0.06 | 1.44±0.05 | 1.41±0.04 | 1.39±0.04 | 1.38±0.04 | 1.38±0.04 | 1.40±0.04 | 1.35± 0.04 |
| A_0 | 16.54±0.05 | 16.60±0.04 | 16.48±0.03 | 16.43±0.03 | 16.40±0.03 | 16.42±0.04 | 16.20±0.07 | 16.24± 0.07 |
| A_1 | -10.68±0.14 | -10.73±0.12 | -10.73±0.09 | -10.71±0.09 | -10.66±0.09 | -10.69±0.09 | -10.22±0.15 | -9.90± 0.22 |
| t_{01} | 30.22±0.75 | 32.31±0.68 | 30.36±0.54 | 28.44±0.53 | 28.35±0.54 | 28.57±0.58 | 28.04±0.83 | 26.86± 0.00 |
| A_2 | | -0.66±0.58 | -0.36±0.05 | -0.29±0.04 | -0.30±0.05 | -0.38±0.05 | -0.52±0.16 | -0.42± 0.11 |
| t_{02} | | -2.75±2.56 | -22.52±4.26 | -43.87±5.13 | -55.10±5.35 | -50.66±4.53 | -85.09±5.64 | 242.07±29.15 |
| A_3 | | | -0.94±0.05 | -1.18±0.05 | -1.22±0.05 | -1.13±0.06 | 21.47±0.17 | -0.74± 0.11 |
| t_{03} | | | 41.37±0.94 | 41.71±0.74 | 39.60±0.78 | 41.00±0.95 | -1.71±1.21 | 22.05±14.16 |
| A_4 | | | | -0.47±0.05 | -0.58±0.05 | -0.50±0.06 | 36.41±0.19 | -0.67± 0.21 |
| t_{04} | | | | 12.04±1.47 | 9.36±1.28 | 10.24±1.57 | -1.09±1.38 | -9.15±11.40 |
| A_5 | | | | | -0.32±0.05 | -0.25±0.06 | 9.71±0.18 | -0.50± 0.59 |
| t_{05} | | | | | -7.50±1.67 | -4.66±2.37 | -0.84±1.51 | -29.76± 5.79 |
| A_6 | | | | | | -0.16±0.05 | -4.26±0.17 | -1.00± 0.65 |
| t_{06} | | | | | | 9.61±3.15 | -0.34±3.00 | 22.38± 0.00 |
| A_7 | | | | | | | -14.81±0.16 | 1.12± 0.58 |
| t_{07} | | | | | | | 0.68±1.21 | -13.54± 1.18 |
| A_8 | | | | | | | 3.25±0.13 | 1.06± 0.53 |
| t_{08} | | | | | | | 0.21±3.08 | 293.83± 1.48 |
| A_9 | | | | | | | | -1.51± 0.45 |
| t_{09} | | | | | | | | -10.29± 1.31 |
| A_{10} | | | | | | | | 0.99± 0.16 |
| t_{010} | | | | | | | | -34.59± 1.61 |

表 2 いくつかの湖の底泥の熱収支に関する物理特性
 Table 2. Physical properties of lake sediments relating heat budget

| Lake | Mean depth (m) | Depth studied (m) | Water content, w (%) | Thermal conductivity, k ($\text{cal cm}^{-1} \text{s}^{-1} \text{K}^{-1}$) | Thermal diffusivity, α ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$) | Damping depth, D (cm) | Reference |
|----------------------------|----------------|-------------------|------------------------|--|---|-------------------------|-------------------------|
| Mendota (USA) | 12.1 | 8 | | | 3.25×10^{-3} | 181 | Birge et al. (1928) |
| Hula (Israel) | 1.7 | | | | 4×10^{-3} | 200 | Neumann (1953) |
| Tub (USA) | 3.6 | | | 1.36×10^{-3} | 2×10^{-3} | 142 | Likens & Johnson (1969) |
| Swewart's Dark (USA) | 4.3 | | 96 (.05m) 65 (5.1m) | | 2×10^{-3} | | Likens & Johnson (1969) |
| Five lakes in ELA (Canada) | | 15-33 | | 1.70×10^{-3} | 1.5×10^{-3} | 123 | Allis & Garland (1976) |
| Takahamairi (Japan) | 1.4 | 2.2 | 78 (.05m) 67 (1.3m) | 1.82×10^{-3} * | 1.82×10^{-3} | 135 | This study |

* Estimated based on $\rho c = 1$, or $w = 60\%$.

底泥の温度解析の報告は決して多くはないが表2に今までの報告と霞ヶ浦高浜入の結果を比較して示した。Birge *et al.* (1928) は Mendota湖の温度測定結果から D を求めた。有機物の多い軟泥の底質については Stewart's Dark 湖と Tub湖の2つの浅い湖で高浜入の結果に近い値を得ている (Likens & Johnson, 1969)。氷河湖ではカナダの実験湖沼群 (Experimental Lakes Area, ELA) の5つの湖において解析されている (Allis & Garland, 1976)。Hula湖の温度伝播率の高い理由は底質が砂質のためである (表2)。

湖の熱収支は湖内の最も熱の蓄積の低い時と高い時との間に流入する熱の総和として定義される (Hutchinson, 1957)。同様に底泥熱収支は底泥の熱の蓄積の最も低い時から高い時との間に流入する熱の総和である。(4)式を深さ方向に積分して ρc を乗じ、その値の最大値と最小値の差をとれば底泥の年熱収支、 θ_s が求まる (Likens & Johnson, 1969)。1次の項だけを考えると、 $A_1 = 10.7^\circ\text{C}$ として

$$\theta_s = 2 \frac{1}{\sqrt{2}} A_1 D \rho c = 2040 \text{ cal cm}^{-2} \quad (5)$$

が求まり、平均水深 $\bar{z}_L = 1.4 \text{ m}$ の高浜入の湖内 (図1斜線部) の年熱収支は

$$\theta_L = 2 A \bar{z}_L \rho c = 3120 \text{ cal cm}^{-2} \quad (6)$$

となる。ただし A は St. 1 の 1979 年の水深 0.5 m の水温測定値を正弦関数で近似したときの値の 11.2°C を採用している。湖の湖水部と底質の年熱収支を他の湖と比較してみると高浜入では $\theta_s/\theta_L = 66\%$ と最も高い値を示している (表3)。これは水深が浅いことと底質が軟泥であるため熱容量が大きいことの2つに起因している。従って霞ヶ浦のように浅い富栄養化した湖では底質が含水率の高い軟泥であるために、底質の貯熱に寄与する役割が非常に大きい。底質に蓄積された熱は流入

表 3 いくつかの湖の年熱収支の比較
Table 3. Annual heat budgets of some lakes

| Lake | Mean depth (m) | Annual lake heat budget, θ_L (cal cm ⁻²) | Annual sediment heat budget, θ_s (cal cm ⁻²) | Heat budget ratio θ_s/θ_L |
|----------------|----------------|---|---|---------------------------------------|
| Mendota | 12.1 | 23.5×10^3 | 2.0×10^3 | 0.08 |
| Hula | 1.7 | 2.29×10^3 | 1.4×10^3 | 0.61 |
| Tub | 3.6 | 8.0×10^3 | 0.97×10^3 | 0.12 |
| Stewart's Dark | 4.3 | 7.0×10^3 | 0.73×10^3 | 0.10 |
| Takahamairi | 1.4 | 3.1×10^3 | 2.0×10^3 | 0.66 |

河川の水温変動と合わせて湖内の熱フラックスの解析には欠くことの出来ない項目である。今後は熱伝導度の直接測定による熱収支計算の精度向上, ならびに観測点をより深い水域(高浜入中心水域や湖心)に移動する必要がある。

4. まとめ

1979年2月より1980年4月まで、霞ヶ浦高浜入のSt. 1(水深2.2m)において月1回、底泥中の4mの深さまでの温度の鉛直分布を調査した。観測値は鉛直温度プロファイルを表わす熱伝導方程式の解に当てはめて熱収支に関するパラメーター値を求めた。減衰深さ D は1.35m, 熱伝導度 k は仮比重 ρ と熱容量 c との積を1.0と仮定して $1.82 \times 10^{-3} \text{ cal cm}^{-1} \text{ s}^{-1} \text{ K}^{-1}$ となり, 温度伝播率 α は $1.82 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ となった。

平均水深1.4mの高浜入最奥部の年熱収支は次のようになった。湖水の年熱収支 θ_L は $3.1 \times 10^3 \text{ cal cm}^{-2}$, 底質の年熱収支 θ_S は $2.0 \times 10^3 \text{ cal cm}^{-2}$ および熱収支比 θ_S/θ_L は0.66である。この結果は高浜入の底質が貯熱には重要な役割を演じていることを示し, 浅い富栄養湖の特徴であると考えられた。

引用文献

- 相崎守弘・合田 健 (1999) : 浅い湖における水温変化と富栄養化, 水温の研究, 23, 2-8.
- Allis, R. G. and G. D. Garland (1976) : Geothermal measurements in five small lakes of northwest Ontario. Can. J. Earth Sci., 13, 987-992.
- 新井 正 (1970) : 日光湯の湖における水温, 泥温の観測結果, 立正大学人文科学研究年報, 8, 84-87.
- Birge, E. A., C. Juday and H. W. March (1928) : The temperature of the bottom deposits of Lake Mendota; a chapter in the heat exchanges in the lake. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett., 23, 187-231.
- De Vries, D. A. (1975) : Heat transfer in soils, pp. 5-28. In De Vries, D. A. and N. H. Afgan (eds.), Heat and Mass Transfer in the Biosphere. Part I. Transfer Processes in the Plant Environment. John Wiley and Sons.
- Hutchinson, G. E. (1957) : A Treatise on Limnology, vol I, part 1. John Wiley and Sons. 540 pp.
- Likens, G. E. and N. M. Johnson (1969) : Measurement and analysis of the annual heat budget for the sediments in two Wisconsin lakes. Limnol. Oceanogr., 14, 115-135.
- Neumann, J. (1953) : Energy balance and evaporation from sweet-water lakes of the Jordan Rift. Bull. Res. Coun. Israel, 2, 337-357.
- Ratliffe, E. H. (1960) : The thermal conductivities of ocean sediments. J. Geophys. Res., 65, 1535-1541.
- Yamagishi, H. and H. Fukuhara (1972) : Vertical migration of *Spaniotoma akamusi* (Diptera: Chironomidae) through the bottom deposits of Lake Suwa. Jpn. J. Ecol., 22, 226-227.

細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴

相崎守弘¹・中島拓男²

Characteristics of Bacterial Distribution Related to Nutrients Dynamics in Lake Kasumigaura

Morihiro AIZAKI¹ and Takuo NAKAJIMA²

Abstract

1) The number of aerobic heterotrophic bacteria at the innermost stations of Takahamairi Bay and Tsuchiura Bay increased in the late summer and early autumn, and decreased in winter. While the change occurred with some time lags at the center of lake; namely the number began to increase in the late autumn, and to decrease in the late winter. The average number of aerobic heterotrophic bacteria was $6.5\sim 7.2\times 10^4$ cells/ml at the innermost of the respective bays and 1.5×10^4 cells/ml at the center of lake during the period from May 1979 to April 1980. On the other hand, the number of total bacteria showed relatively little seasonal change and was similar at each station. The average number for the year was $3.9\sim 5.4\times 10^6$ cells/ml.

2) The biomass of bacterioplankton in Lake Kasumigaura was estimated to be $53\sim 178\ \mu\text{g C/l}$, and the average value of $130\ \mu\text{g C/l}$. The ratio of bacterioplankton to particulate organic matter in lake water was estimated to be about 1.7%.

3) The number of bacteria related to decomposition of organic matter was higher in lake water than in sediment surface at the stations in Takahamairi Bay. The number of total aerobic heterotrophic bacteria was $9.6\sim 25\times 10^{10}$ cells/m² in lake water and $2.9\sim 13\times 10^{10}$ cells/m² in sediment of 0~1cm layer. The number of protein decomposers was $6.1\sim 30\times 10^9$ cells/m² in the former and $3.2\sim 7.2\times 10^9$ cells/m² in the latter, and that of ammonifiers was $6.5\sim 71\times 10^9$ cells/m² in the former and $3.2\sim 36\times 10^9$ cells/m² in the latter.

4) The nitrification, denitrification and nitrogen fixation in lake water were nearly negligible, because the number of bacteria related to these processes was very low in lake water. On the other hand, the number of these bacteria in sediment was large, possibly indicating the significance of the sediment surface in these processes.

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 東京都立大学 理学部 生物学教室 〒158 東京都世田谷区深沢
Department of Biology, Faculty of Science, Tokyo Metropolitan Univ., Fukazawa, Setagayaku, Tokyo 158, Japan.

The average number of nitrifiers in sediment (0-2cm layer) during the period from July 1979 to August 1980 was $1.3 \times 10^5 \sim 1.5 \times 10^6$ cells/ml. That of nitrate reducer was $3.4 \times 10^5 \sim 1.9 \times 10^6$ cells/ml. That of denitrifiers was $2.6 \times 10^3 \sim 6.5 \times 10^4$ cells/ml, and that of nitrogen fixers was $1.8 \times 10^2 \sim 1.0 \times 10^5$ cells/ml.

1. はじめに

霞ヶ浦は表面積 171 km^2 、平均水深約 4 m 、最大水深 7 m と表面積に比べて水深が非常に浅い湖である。このような浅い湖では、河川等からの外来性の有機物も藻類等により湖内で生産された有機物も水中で分解される時間が短く、未分解の有機物が底泥へ蓄積されやすい。また温度成層を形成することがほとんどない（合田・相崎, 1979）ため、底泥の温度が表層水の温度とほとんど同じ変化を示す（岩熊, 1981）。そのため夏季には高い泥温となり、底泥での有機物分解が促進される。また吹送流や魚業等の人間活動を通して底泥がかく乱される機会が多く（相崎他, 1979）、分解に必要な酸素の供給や分解産物である栄養塩の水中の回帰が容易となる。これらのことから霞ヶ浦のような浅い湖では有機物分解や栄養塩回帰の場として底泥が重要な位置を占めると考えられる。底泥からの栄養塩回帰に関してはこれまでも多くの研究がなされている（例えば、霞ヶ浦については、佐々木他, 1979；浜田・津田, 1979；相崎他, 1979；細見・須藤, 1979；河合他, 1981）がその評価はまだ定まっていない。

一般的には湖沼における細菌類は、有機物の分解や、窒素、鉄、硫黄等の無機化合物の形態変換等によりエネルギーを獲得しており、その結果として水界の物質循環に大きな役割を果たしていると考えられている。また菌体自身も水界の食物連鎖網にとりこまれ、原生動物や動物プランクトンの餌となる。このような意味で細菌分布から湖内での有機物や栄養塩代謝の中心的な場を明らかにすることが可能である。

本研究では、霞ヶ浦、特に高浜入水域における表層水、底泥 $0-2 \text{ cm}$ 層、底泥 $5-7 \text{ cm}$ 層及び沈殿物中の細菌数、主として窒素代謝に関連する細菌数を測定し、これらの細菌分布から底泥や沈殿物が霞ヶ浦の物質循環に果たしている役割を明らかにしようと試みた。

2. 実験方法

表層水中の全菌数及び好気性従属栄養細菌数については1977年夏季から1980年夏季まで、湖心を含む霞ヶ浦の7地点（図1）において月に1度測定を行った。高浜入の3地点（st. 1, st. 2', st. 3）については1979年7月から1980年8月まで、ほぼ月に1度、表層水（ 0.5 m ）、底泥 $0-2 \text{ cm}$ 層、底泥 $5-7 \text{ cm}$ 層中の従属栄養細菌数、タンパク分解細菌数、アンモニア化細菌数、アンモニア酸化細菌数、亜硝酸酸化細菌数、硝酸塩還元細菌数、脱窒菌数、好気性及び嫌気性窒素固定細菌数、及び硫酸塩還元細菌数を計数した。沈殿物中の細菌数については、1980年夏季を中心として、上記高浜入3地点で測定を行った。試料は、湖水についてはバンドン型採水器で 0.5 m 層の水を採取し、滅菌試験管に分注し、低温に保持しながらできるだけすみやかに実験室へ持帰り、植付けを行った。

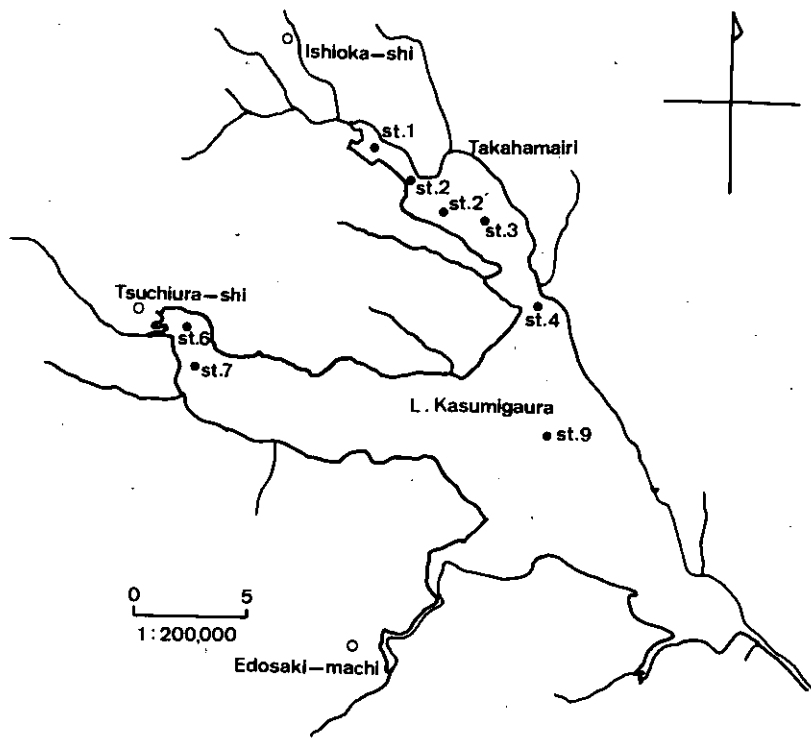


図 1 霞ヶ浦概略図と調査地点
Fig. 1 Study site in Lake Kasumigaura

底泥試料は直径 4 cm のアクリル樹脂製の重力式コア・サンプラーで採取し、できるだけすみやかに実験室へ持帰り、表層 0 - 2 cm, 5 - 7 cm の泥を分取し、そのうちの 5 ml を先を切った注射器でとり、45 ml の滅菌水に懸濁させ、ホモジナイザー (ポリトロン, Kinematica co.) で 1 分間処理し、植付け用の試料とした。沈殿物は、直径 15 cm のガラス製ロートの下に滅菌したビンを付け、各地点に約 24 時間吊下げて沈殿物を採取した。試料はホモジナイザーで底泥と同様の処理を行い植付けを行った。沈殿ビンを吊下げた水深は、st. 1 (最大水深 2 m), 1 m ; st. 2' (最大水深 4 m), 2 m ; st. 3 (最大水深 4 m), 2 m であった。

全菌数と従属栄養細菌数の大部分は前報 (相崎・近田, 1979) と同様な方法で計数した。すなわち、従属栄養細菌数は 1/10 普通寒天培地 (Oxoid 社) を用い混積法で植付けを行い、20°C, 2 週間培養後計数した。全菌数は、0.4 μ のヌクレオポアフィルター (野村マイクロサイエンス社) で一定量をろ過後、0.01% アクリジンオレンジで染色し、けい光顕微鏡 (オリンパス社) を使用して計数した。

高浜入 3 地点での表層水及び底泥中の従属栄養細菌数、タンパク分解細菌数、アンモニア化成細菌数、アンモニア酸化細菌数、亜硝酸酸化細菌数、硝酸塩還元細菌数、脱窒菌数、好気性窒素固定

細菌数、嫌気性窒素固定細菌数及び硫酸塩還元細菌数は最確数法 (MPN 法) を用い、河合 (1969) の方法に準じて行った。すなわち、従属栄養細菌数、タンパク分解細菌数、アンモニア化成細菌数は、20℃、2週間培養後、従属栄養細菌数は培地の懸濁によって、タンパク分解細菌数はゼラチン液化によって、アンモニア化成細菌は培地中のアンモニアをアンモニア電極を使用して測定することにより計数した。アンモニア酸化細菌数、亜硝酸酸化細菌は、20℃、2ヶ月培養後、グリースロミン試薬、亜鉛末を使用して、亜硝酸、硝酸の定性試験を行い計数した。脱窒菌、硝酸塩還元細菌数は、1979年7月から10月までの試料については好氣的条件下で、20℃、1ヶ月間培養後、グラム管中のガス発生及びグリースロミン試薬で亜硝酸を測定して計数した。1979年11月以後の試料については、初めの2週間は窒素ガス置換した嫌気培養ジャー中で培養し、その後好氣的条件に変えて、上記と同様な方法で計数した。このような処理をすることにより計数される細菌数は若干増加し、また低次の希釈段階でガス発生がなく、高次の希釈段階でガス発生がみられる逆転現象をかなり防止することができた。好気性窒素固定細菌、嫌気性窒素固定細菌は20℃、1ヶ月間培養後、ニンヒドリン試薬を用いて培地中のアンモニア、アミノ酸の定性試験を行い計数した。なお、嫌気性窒素固定細菌は嫌気性ジャーを使用し、窒素ガス雰囲気中で培養した。硫酸塩還元細菌は、半流動培地を用い、20℃、2週間培養後の培地中の硫化鉄の生成による培地の黒化から計数した。培地組成は河合 (1969) に準じた。また底泥試料の一部は80℃、3~5日間乾燥後、乾燥重量を求めた。残りの試料については、凍結乾燥後、泥中の炭素含量、窒素含量、リン含量の測定用の試料とした。炭素量、窒素量は試料を希塩酸で処理し、無機炭酸塩を除いてからC.H.Nコーダ (柳本社) で測定した。リン量は過塩素酸カリウムで分解後オートアナライザー (テクニコン社) を使用して測定した (関谷, 1975)。湖水試料については、グラスファイバーフィルター (ミリポアー社, AP40) で一定量をろ過後、ろ紙上の懸濁物について、乾燥重量、クロロフィル-a濃度、懸濁態有機炭素 (POC) 及び窒素 (PON) 濃度の測定を行った。クロロフィル-a濃度はSCOR/UNESCO法により、POC、PONはC.H.Nコーダで分析した。

3. 結 果

3-1 浮遊性細菌数の季節変化

霞ヶ浦高浜入 st. 1, 2, 3, 4, 土浦入 st. 6, 7, 8 及び湖心, st. 9 での好気性従属栄養細菌数の季節変化を図2に、全菌数の季節変化を図3に示す。各ステーションの特徴については前報 (相崎・近田, 1979) に記載したが、高浜入では st. 1 が最も湾奥部に位置し、st. 2, 3, 4 と湖心部へ近くなる。高浜入湾奥部には恋瀬川、山王川の2河川が流入しており、st. 1 及び st. 2 はその影響を強く受ける。st. 3 は高浜入の湖盆中心であり、st. 4 は霞ヶ浦の最深部である。一方、土浦入では、st. 6 が最も湾奥部に位置し、st. 7 とともに桜川、花室川等の流入河川の影響を強く受ける。また霞ヶ浦北部流域下水道の終末処理場が st. 6 の近くにあり、近年その影響も受けるようになった。st. 9 は霞ヶ浦の湖心である。st. 4 及び st. 9 では、上層水と下層水について従属栄養細菌数及び全菌数

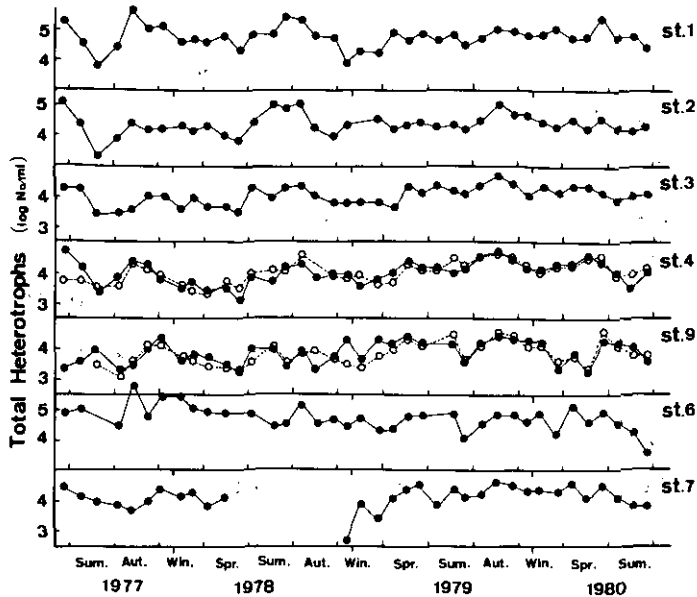


図 2 霞ヶ浦湖水中の好気性従属栄養細菌数の季節変化。(●)上層水 (0.5m), (○)下層水 (st. 4, 6m; st. 9, 5m)。

Fig. 2 Long-term seasonal fluctuations in number of aerobic heterotrophic bacteria at several stations in Lake Kasumigaura. (●) epilimnion water (0.5m), (○) hypolimnion water (st.4, 6m ; st.9, 5m).

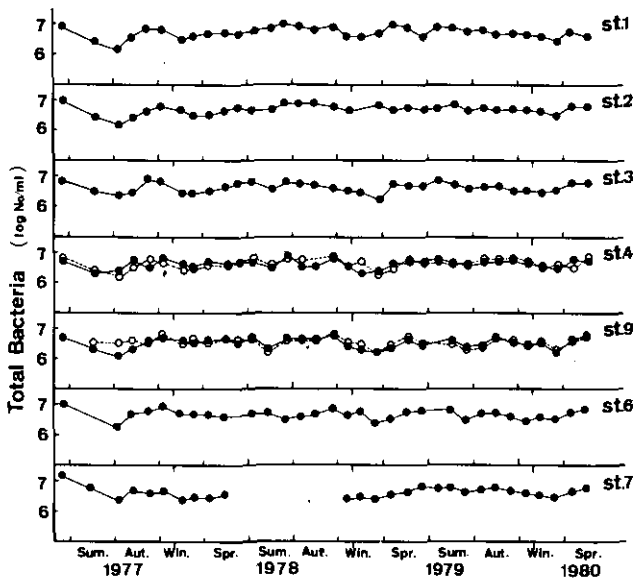


図 3 霞ヶ浦湖水中の全菌数の季節変化。(●)上層水 (0.5m), (○)下層水 (st. 4, 6m ; st. 9, 5m)。

Fig. 3 Long-term seasonal fluctuations in number of total bacteria at several stations in Lake Kasumigaura. (●) epilimnion water (0.5m), (○) hypolimnion water (st.4, 6m ; st.9, 5m).

の計数を行った。

従属栄養細菌数は、高浜入の各地点では夏の終りから秋の初めに高くなり、冬季に低くなる傾向を示した。また湖心部のst. 9では秋の終りから冬の初めに高くなり、冬の終りから春季にかけて低下した。一方、土浦入のst. 6, st. 7では高浜入と同様に秋の初めに高い値が観測され、夏季に低下する傾向を示した。従属栄養細菌に比べ、全菌数は冬季に若干低くなる傾向を示した以外は顕著な季節変動はみられなかった。また、st. 4, st. 9における下層水中の従属栄養細菌数及び全菌数の季節変化は上層水中とはほとんど同様な変化を示した。図4に1979年5月から1980年4月までの各ステーションの従属栄養細菌数と全菌数の変動範囲及び平均値を示す。図から明らかごとく、従属栄養細菌数は湾奥部から湖心部に向けて、高浜入、土浦入とも減少した。従属栄養細菌数の一年間の平均値は湾奥部のst. 1では 7.2×10^4 cells/ml, st. 6では 6.5×10^4 cells/mlであったが湖心部のst. 9では 1.5×10^4 cells/mlであった。他のステーションはこの中間の値となった。一方、全菌数はst. 9を除き $5.0 \sim 5.4 \times 10^6$ cells/mlであった。st. 9のそれは 3.9×10^6 cells/mlであった。こ

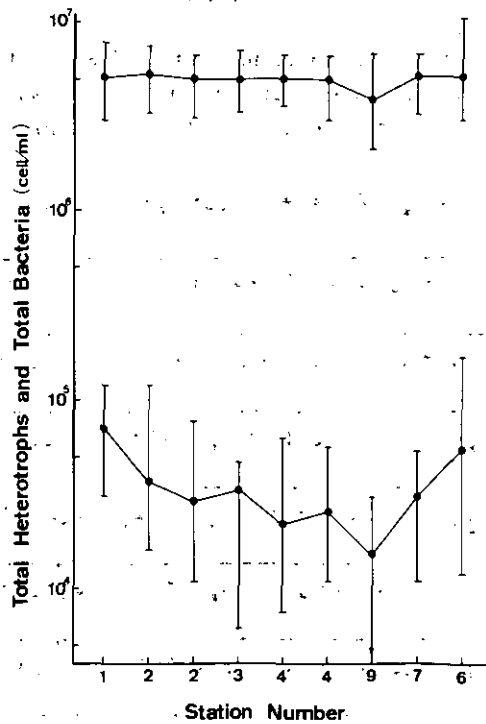


図 4 霞ヶ浦湖水中の全菌数および好気性従属栄養細菌数の水平分布。プロットは1979年5月から1980年4月までの平均値および変動幅。

Fig. 4. Horizontal distribution of total and aerobic heterotrophic bacteria in Lake Kasumigaura. Plots were average value and variation range during the period from May 1979 to April 1980.

の結果、全菌数に対する従属栄養細菌数の占める割合は湾奥部で1.3～1.4%、湖心部に近づくに従って低下し、湖心部では0.4%であった。

3-2 高浜入の表層水及び底泥における細菌群の分布

A. 環境要因

種々の生理活性を持つ細菌群の菌数を高浜入 st. 1, st. 2', st. 3 の3地点で表層水(0.5 m)、底泥0-2 cm層、底泥5-7 cm層について、1979年夏季から1980年夏季まで測定した。調査期間中の表層水中のクロロフィル-a濃度、底泥直上水の水温及び溶存酸素量を図5に示す。st. 1のクロロフィル-a濃度は、夏季から秋季にかけては100～230 $\mu\text{g/l}$ とかなり高い値を示したが、11月以後は30～90 $\mu\text{g/l}$ と比較的低い値であった。st. 2'とst. 3ではほぼ同様な変化を示し、冬季を除き100～190 $\mu\text{g/l}$ の範囲を変動した。冬季には50～100 $\mu\text{g/l}$ であった。

底泥直上水の水温は1979年夏季には26～28℃と高い値を示したが、1980年夏季には21～22℃とかなり低い値であった。冬季には5～6℃まで低下した。底泥直上水の溶存酸素量は、各季節、各地

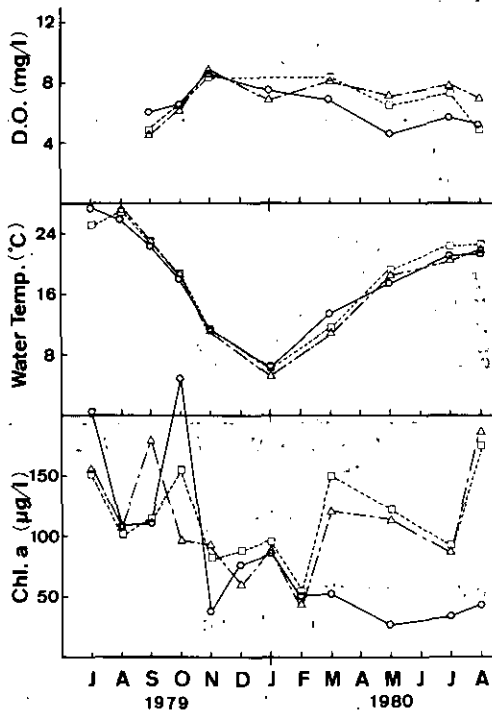


図 5 霞ヶ浦高浜入における底層水中の溶存酸素量、水温、および表層水中のクロロフィル-a濃度の季節変化。(○) st.1, (□) st.2', (△) st.3。

Fig. 5 Seasonal changes in dissolved oxygen and water temperature in hypolimnion water, and concentration of chlorophyll-a in epilimnion water at the stations in Takahamairi. (○) st.1, (□) st.2', (△) st.3.

点を通じて5～8 mg/l程度存在し、底泥表面には常に酸素が供給される状態であった。

図6に各ステーションでのPOC及びPON濃度の変化を示す。POC、PON濃度とも各地点ではほとんど同じような季節変化を示した。1979年夏季には著しく高い現存量が観測され、POC濃度12～20 mg/l、PON濃度1.5～2.2 mg/lが観測された。10月以後は急激に現存量が低下し、11月に最低となった。特にこの現象はst.1で著しかった。最低値は各地点ともほぼ同じで、POC濃度1～2 mg/l、PON濃度0.1～0.3 mg/lであった。その後冬季、春季ではPOC濃度3～7 mg/l、PON濃度0.4～0.9 mg/lを変動し、1980年夏季にはそれぞれ、1～9 mg/l、0.2～1.4 mg/lまで上昇した。しかし、1980年の夏季は温度が低かったためか1979年に比べると現存量は低かった。

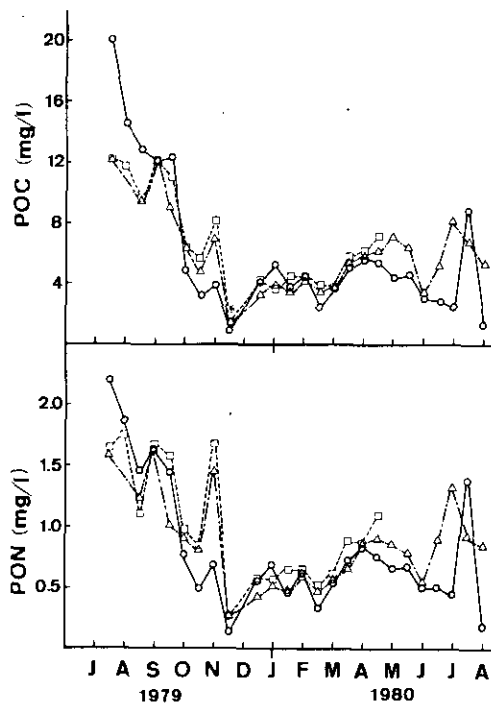


図6 霞ヶ浦高浜入における懸濁態有機炭素量 (POC) および窒素量 (PON) の季節変化。(○) st.1, (□) st.2', (△) st.3。

Fig. 6 Seasonal changes in particulate organic carbon (POC) and nitrogen (PON) at the stations in Takahamairi. (○) st.1, (□) st.2', (△) st.3.

図7に各地点の底泥中の炭素および窒素含量を示す。st.1では炭素含量、窒素含量とも季節変動の幅がせまく、その平均値はそれぞれ表層0～2 cm層で4.1%、0.51%、5～7 cm層で3.9%、0.45%であった。st.2'ではst.1に比べて季節変動の幅が大きくまた含量も高かった。0～2 cm層での炭素含量、窒素含量はそれぞれ4.95%、0.66%であった。また、5～7 cm層でのこれらの値はそれぞれ4.8%、0.57%であった。st.3では炭素および窒素含量ともさらに上昇し、0～2 cm層

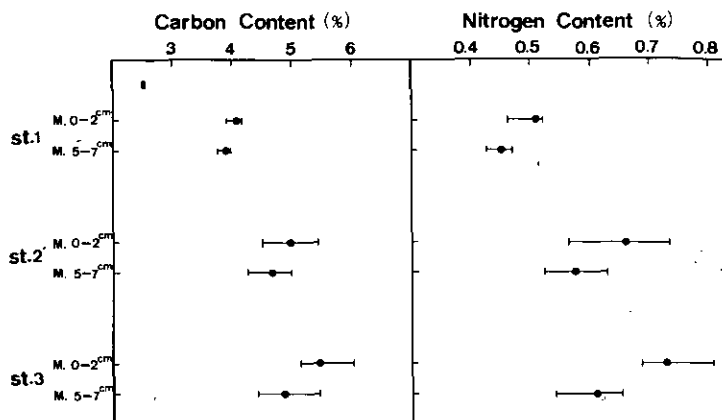


図 7 霞ヶ浦高浜入底泥中の炭素及び窒素含量。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。

Fig. 7 Carbon and nitrogen contents in sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July 1979 to August 1980.

表 1 高浜入底泥中の炭素含量, 窒素含量およびリン含量の季節変化
Table 1. Seasonal changes in carbon, nitrogen and phosphorus contents in sediments at the stations in Takahamairi bay

| Station | Sample | Atoms | '79, 7,27 | 8,22 | 9,26 | 10,29 | 11,27 | '80, 1,29 | 2,25 | 3,31 | 5,22 | 7,2 | 8,7 |
|---------|--------|-------|-----------|-------|-------|-------|-------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|
| St.1 | 0-2 cm | C (%) | 4.12 | 4.16 | 4.00 | 4.09 | - | 4.03 | - | - | 4.11 | - | 3.92 |
| | | N (%) | 0.505 | 0.519 | 0.508 | 0.479 | - | 0.510 | - | - | 0.505 | - | 0.461 |
| | | P (%) | 0.255 | 0.262 | 0.261 | 0.265 | 0.257 | 0.249 | - | 0.259 | 0.243 | 0.234 | 0.260 |
| | 5-7 cm | C (%) | 3.98 | 3.80 | 3.94 | 3.89 | - | 3.97 | - | - | 3.93 | - | 3.77 |
| | | N (%) | 0.456 | 0.457 | 0.461 | 0.437 | - | 0.469 | - | - | 0.455 | - | 0.451 |
| | | P (%) | 0.249 | 0.263 | 0.227 | 0.212 | 0.220 | 0.226 | - | 0.182 | 0.210 | 0.227 | 0.266 |
| St.2 | 0-2 cm | C (%) | 5.02 | 5.02 | 4.50 | 4.88 | - | - | 5.44 | - | 5.04 | - | 4.91 |
| | | N (%) | 0.659 | 0.670 | 0.562 | 0.640 | - | - | 0.731 | - | 0.704 | - | 0.637 |
| | | P (%) | 0.174 | 0.179 | - | 0.159 | 0.173 | - | 0.190 | - | 0.166 | 0.164 | 0.165 |
| | 5-7 cm | C (%) | 4.77 | 5.00 | - | 4.27 | - | - | 4.39 | - | 4.91 | - | 4.63 |
| | | N (%) | 0.585 | 0.587 | - | 0.522 | - | - | 0.554 | - | 0.629 | - | 0.560 |
| | | P (%) | 0.149 | 0.111 | 0.148 | 0.134 | 0.138 | - | 0.120 | 0.140 | 0.140 | 0.152 | 0.127 |
| St.3 | 0-2 cm | C (%) | - | 5.30 | 5.15 | 6.03 | - | 6.05 | - | - | 5.15 | 5.33 | 5.30 |
| | | N (%) | - | 0.699 | 0.694 | 0.807 | - | 0.766 | - | - | 0.686 | 0.754 | 0.703 |
| | | P (%) | - | 0.159 | 0.144 | 0.154 | 0.259 | 0.162 | - | 0.141 | 0.149 | 0.152 | 0.135 |
| | 5-7 cm | C (%) | - | 4.86 | 4.42 | 5.41 | - | 4.67 | - | - | 4.98 | - | 4.88 |
| | | N (%) | - | 0.641 | 0.540 | 0.654 | - | 0.590 | - | - | 0.642 | - | 0.606 |
| | | P (%) | - | 0.122 | 0.088 | 0.114 | 0.129 | 0.114 | - | 0.081 | 0.120 | 0.109 | 0.113 |

ではそれぞれ 5.4%, 0.73%, 5~7 cm 層で 4.9%, 0.61% であった。この結果、底泥中の炭素、窒素含量は湾奥から湖心部へむけて高くなり、泥深が深くなるにしたがって低下する傾向を示した。季節的には st. 1 で変化が少なかったのに対し、st. 2', st. 3 では秋季から冬季にかけて炭素含量、窒素含量とも高い値になった(表 1)。たとえば st. 3 では、1979 年夏季に炭素含量が 5.3% であったものが 10 月下旬には 6.0% まで上昇し、1980 年夏季には再び 5.3~5.5% に戻った。このような秋季における炭素含量、窒素含量の上昇は湖水中の POC, PON 濃度の変化とちよほど逆の対応をしており、秋季にかなりの量の有機物が底泥へ沈降していることを示していた。

B 好気性従属栄養細菌

図 8 に表層水、底泥 0~2 cm 層、底泥 5~7 cm 層中の好気性全従属栄養細菌数の季節変動の範囲及び平均値を示す。表層水では 1 ml 当りの菌数が st. 1 では $1.3 \times 10^4 \sim 7.9 \times 10^5$ cells (平均値 2.4×10^4 cells) を、st. 2' では $4.8 \times 10^3 \sim 1.1 \times 10^5$ cells (平均値 1.4×10^4 cells) を、st. 3 では $2.3 \times 10^3 \sim 3.3 \times 10^4$ cells (平均値 1.4×10^4 cells) を変動した。底泥中では各地点とも 0~2 cm 層の方が 5~7 cm 層よりも 4~5 倍高い細菌数を示した。また底泥重量は st. 1 の 0~2 cm 層で 0.19~0.25 g/ml (平均値 0.23 g/ml), 5~7 cm 層で 0.30~0.38 g/ml (平均値 0.35 g/ml) であり、st. 2' では 0~2 cm 層 0.14~0.19 g/ml (平均値 0.17 g/ml), 5~7 cm 層 0.21~0.26 g/ml (平均値 0.23 g/ml) であった。st. 3 では 0~2 cm 層 0.12~0.16 g/ml (平均値 0.15 g/ml), 5~7 cm 層 0.20~0.44

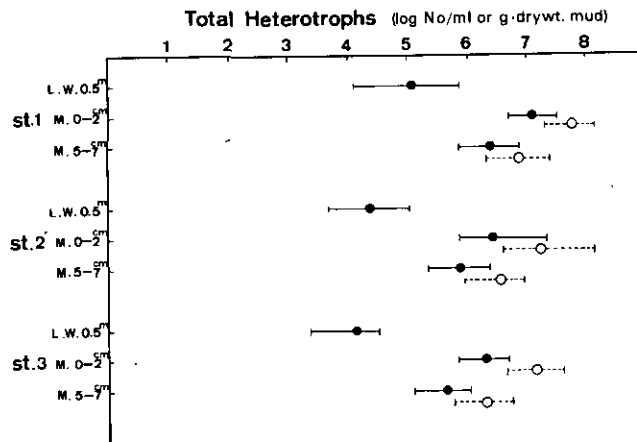


図 8 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の好気性従属栄養細菌数 プロットは 1979 年 7 月から 1980 年 8 月までの変動範囲および平均値を示す。(●) No./ml・泥, (○) No./g・乾泥。

Fig. 8 Distribution of aerobic heterotrophs in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July 1979 to August 1980. (●) per ml・mud, (○) per g・dry mud.

g/ml (平均値0.25g/ml)であった。そのため単位乾燥重量当りと単位体積当りとを比較すると乾燥重量当りの方が約2～8倍高い細菌数となった。このことは他の生理活性を持つ細菌数についても同様である。底泥0～2 cm層の1 ml当りの従属栄養細菌数はst. 1では $4.9 \times 10^6 \sim 3.3 \times 10^7$ cells (平均値 1.3×10^7 cells), st. 2'では $7.8 \times 10^5 \sim 2.3 \times 10^7$ cells (平均値 2.9×10^6 cells), st. 3では $6.9 \times 10^5 \sim 4.9 \times 10^6$ cells (平均値 2.0×10^6 cells)を変動した。底泥中の細菌数も表層水中と同様に、湾奥で高く湾中央に近づくに従って低下する傾向を示した。

C タンパク分解細菌

図9にタンパク分解細菌の分布を示す。タンパク分解細菌は全従属栄養細菌と多少分布の様子が異っており、表層水中では湾奥から湾中央部へ向けて細菌数が増加する傾向を示した。また底泥中ではst. 1からst. 3にむけてあまり大きな差はみられず、0～2 cm層と5～7 cm層を比較しても、st. 1及びst. 2'ではほとんど同じ値であった。st. 1の表層水で 2.3×10^5 cells/mlという非常に高い値を示したことがあったが、この測定日(3月30日)の前日はかなりの大雨でst. 1付近は流入河川水の強い影響を受けていた。そのためこのような高い値になったものと考えられる。この測定日には表層水の他の生理活性を持つ細菌数にも異常に高い値が観測された。表層水1 ml当りの年平均値はst. 1で 2.9×10^3 cells, st. 2'で 2.4×10^3 cells, st. 3で 3.2×10^3 cellsであった。また底泥0～2 cm層の1 ml当りの年間平均値は、st. 1で 7.2×10^5 cells, st. 2'で 2.0×10^5 cells, st. 3で 1.7×10^5 cellsであった。

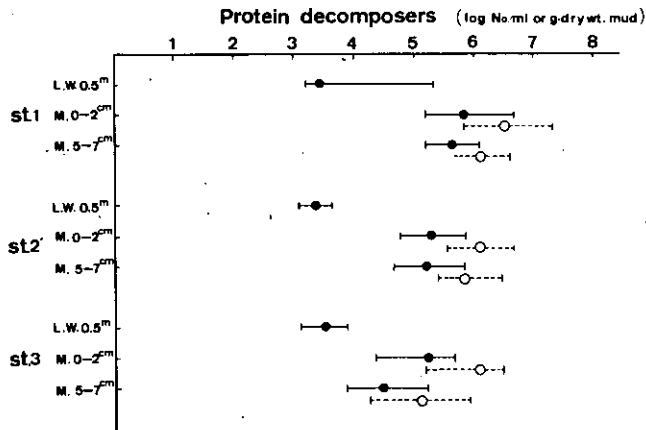


図 9 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中のタンパク質分解細菌数。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。(●) No./ml・泥, (○) No./g・乾泥。

Fig. 9 Distribution of protein decomposers in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July 1979 to August 1980. (●) per ml·mud, (○) per g·dry mud.

D アンモニア化成細菌

図10にアンモニア化成細菌の分布を示す。アンモニア化成細菌はタンパク質の分解によって生成したアミノ酸をさらに分解してアンモニアを生成する能力を持つ細菌である。この細菌の分布は従属栄養細菌と同様に表層水、底泥中とも湾奥部の st. 1 で高い値を示し、湾中央部に近づくにしたがって減少する傾向を示した。また底泥 0~2cm 層と 5~7cm 層とを比較すると 0~2cm 層が各地点とも 4~8 倍高い細菌数となった。表層水 1ml 当りの年平均値は st. 1 が 3.5×10^4 cells, st. 2' が 7.4×10^3 cells, st. 3 が 5.4×10^3 cells であった。また底泥 0~2cm 層の 1ml 当りの年平均値は st. 1 が 3.6×10^6 cells, st. 2' が 6.5×10^5 cells, st. 3 が 3.2×10^5 cells であった。

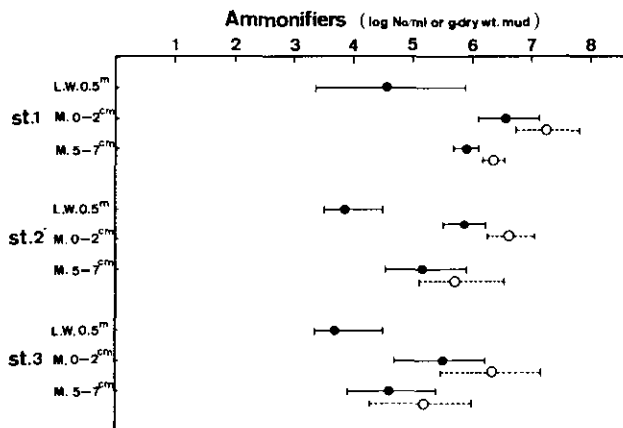


図 10 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中のアンモニア化成細菌数。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。(●) No./ml・泥, (○) No./g・乾泥。

Fig. 10 Distribution of ammonifiers in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July to August 1980. (●) per ml·mud, (○) per g·dry mud.

E 硝化細菌

図11にアンモニア酸化細菌の分布を示す。アンモニア酸化細菌はタンパク質やアミノ酸の分解によって生じたアンモニアを亜硝酸まで酸化しエネルギーを得ている化学独立栄養細菌である。この細菌群は表層水では年平均 1ml 当り, st. 1 で 1.3×10^2 cells, st. 2' で 1.7×10^2 cells, st. 3 で 2.8×10^2 cells とその現存量は従属栄養細菌に比べて非常に少かったが、底泥表層には $10^5 \sim 10^6$ cells/ml 存在しており、底泥表層がこの細菌群の主たる生息場所であることを示していた。底泥 5~7cm 層では、表層と同程度に存在することもあるが、また 1%~0.1% 以下の値になることもあり変化がはげしかった。特にこの傾向は st. 3 で著しかった。このことは 5~7cm 層では長期間泥が攪乱さ

れずに嫌氣的となり、この細菌の生育に適さなくなることがあることを示しているものと思われた。季節的には夏季に現存量が高くなり 1×10^6 cells/ml 以上存在することが多かった。底泥 0 ~ 2 cm 層の 1 ml の年平均値は、st. 1 で 1.5×10^6 cells 以上、st. 2' で 1.1×10^6 cells 以上、st. 3 で 1.0×10^6 cells 以上であった。

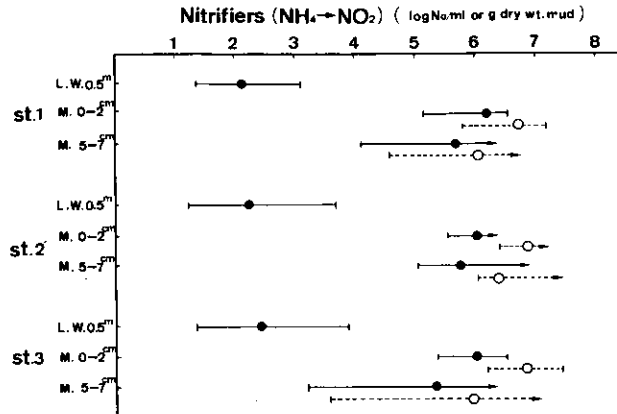


図 11 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の硝化細菌数（アンモニア酸化細菌数）。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。（●）No./ml・泥，（○）No./g・乾泥。

Fig. 11 Distribution of ammonium oxidative bacteria in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. plots were average value and the variation range during the period from July to August 1980. (●) per ml·mud, (○) per g·dry mud.

図12に亜硝酸酸化細菌数を示す。亜硝酸酸化細菌はアンモニア酸化細菌の作用で生成した亜硝酸を硝酸まで酸化する化学独立栄養細菌である。この細菌群はアンモニア酸化細菌の10~20%という値となっており、湾奥のst. 1より湾中央部のst. 2', st. 3の方が高い値であった。また底泥0~2 cm層と5~7 cm層では10~20倍表層の方が高い値となっており、その差はアンモニア酸化細菌よりさらに大きかった。表層水1 ml当りの年平均値は、st. 1で 2.6×10^5 cells, st. 2'で 3.3×10^5 cells, st. 3で 8.5×10^5 cellsであった。また底泥0~2 cmの1 ml当りの年平均値は、st. 1で 1.3×10^5 cells, st. 2'で 3.5×10^5 cells, st. 3で 2.7×10^5 cellsであった。

F 硝酸塩還元細菌

図13に硝酸塩還元細菌の分布を示す。硝酸塩還元細菌は硝酸塩を亜硝酸に還元する細菌であるが、亜硝酸からさらにアンモニアに還元する同化型と窒素ガスへ還元する脱窒型の2通りの細菌群が存在している。硝酸塩還元細菌数は従属栄養細菌数の10%程度の値であり、分布の様子は従属栄養細菌とはほぼ類似していた。表層水1 ml当りの年平均値は、st. 1で 1.1×10^4 cells 以上、st. 2'で $5.9 \times$

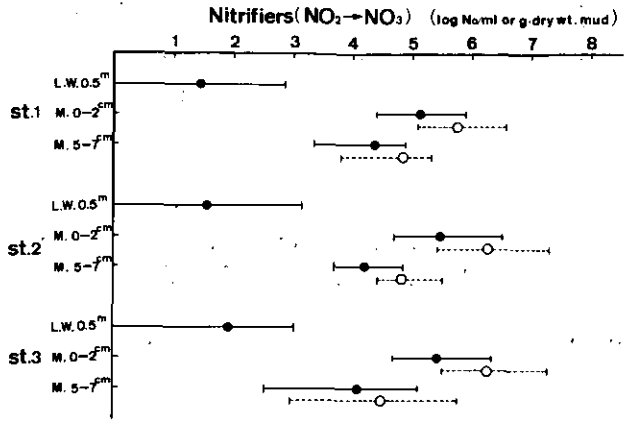


図 12 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の硝化細菌数（亜硝酸酸化細菌数）。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。（●）No/g・乾泥。

Fig. 12 Distribution of nitrite oxidative bacteria in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July to August 1980. (●) per ml-mud, (○) per g-dry mud.

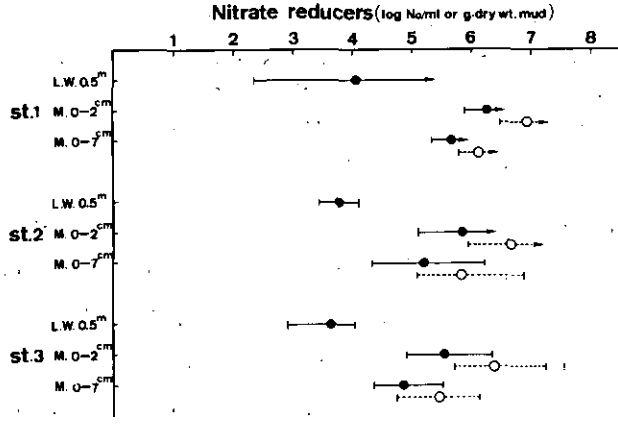


図 13 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の硝酸塩還元細菌数。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。（●）No/ml・泥，（○）No/g・乾泥。

Fig. 13 Distribution of nitrate reducing bacteria in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. plots were average value and the variation range during the period from July 1979 to August 1980. (●) per ml-mud, (○) per g-dry mud.

10^3 cells, st. 3 で 4.3×10^3 cells であった。底泥 0 ~ 2 cm 層では 1 ml 当り, st. 1 で 1.9×10^6 cells 以上, st. 2' で 6.9×10^5 cells 以上, st. 3 で 3.4×10^5 cells であった。

G 脱窒菌

図14に脱窒菌の分布を示す。図から明らかなごとく、脱窒菌数は季節変動が大きかった。特に9月の試料はどの地点でもかなり低い値になった。一般的には秋の終りから春季に高い現存量となり、夏季に低い値となる傾向がみられた。表層水のst.1の3月の試料に 1.3×10^5 cells/ml以上という非常に高い値が観測されたが、これは前述ごとく河川からの流入水の影響と思われる。その他の場合には表層水中には $10^1 \sim 10^2$ cells/ml程度のごとく、1ml当りの年平均値はst.1で 2.6×10^2 cells, st.2'で 4.1×10^1 cells, st.3で 3.3×10^1 cellsであった。底泥中では、0~2cm層の方が5~7cm層よりはば10倍高い値となっており、表層の方が脱窒菌にとってよい生育環境になっているようであった。底泥0~2cm層の1ml当りの年平均値は、st.1で 6.5×10^4 cells, st.2'で 1.2×10^4 cells, st.3で 2.6×10^3 cellsであり、湾奥のst.1の方が高い値となった。

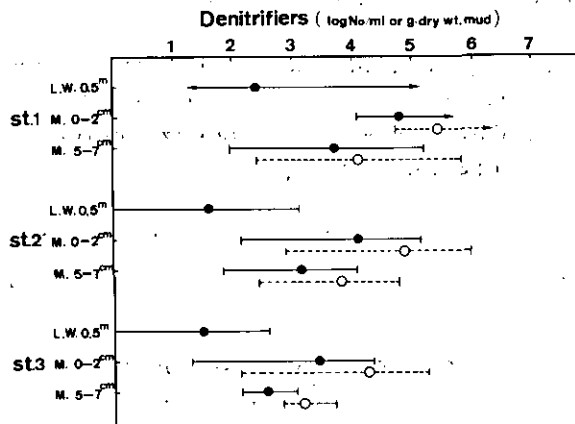


図 14 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の脱窒菌数。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。(●) No./ml・泥, (○) No./g・乾泥。

Fig. 14 Distribution of denitrifiers in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July to August 1980. (●) per ml·mud, (○) per g·dry mud.

H 窒素固定細菌

図15に好気性窒素固定細菌の分布を示す。表層水中ではこの細菌群は非常に少なく、各地点とも 10^1 cells/ml以下の値であった。また底泥中でもその存在量は少なく、霞ヶ浦における好気的な窒素固定はほぼ考慮しなくてもよいように思われた。底泥0~2cm層での1ml当りの年平均値はst.1で 3.8×10^3 cells, st.2'で 3.3×10^2 cells, st.3で 1.8×10^2 cells以下であった。

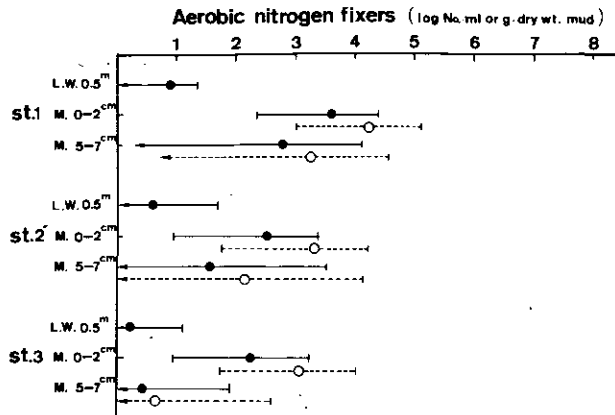


図 15 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の好気性窒素固定細菌数。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。(●) No./ml・泥, (○) No./g・乾泥。

Fig. 15 Distribution of aerobic nitrogen fixing bacteria in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and variation range during the period from July 1979 to August 1980. (●) per ml·mud, (○) per g·dry mud.

一方、嫌気性の窒素固定細菌は好気性のそれらに比べて底泥中ではかなり存在量が多く、また季節変動の範囲もせまかった (図16)。表層水では1 ml当りの年平均値が、st. 1で 3.7×10^2 cells以下、

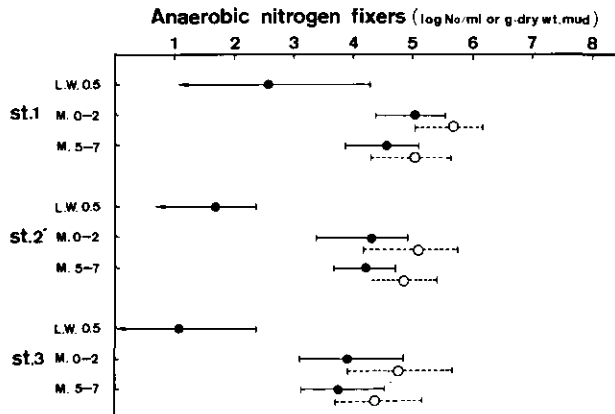


図 16 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の嫌気性窒素固定細菌数。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。(●) No./ml・泥, (○) No./g・乾泥。

Fig. 16 Distribution of anaerobic nitrogen fixing bacteria in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July 1979 to August 1980. (●) per ml·mud, (○) per g·dry mud.

st. 2'で 4.9×10^1 cells, st. 3で 1.1×10^1 cells以下と非常に少く、水中での嫌氣的窒素固定もほとんど無視できる程度であると予想された。底泥中では、0~2cm層と5~7cmで大きな違いはみられず多少0~2cm層の方が高い値となった。底泥0~2cm層1ml当りの年平均値は、st.1で 1.0×10^6 cells, st. 2'で 1.9×10^4 cells, st. 3で 8.1×10^3 cellsであった。

1 硫酸塩還元細菌

図17に硫酸塩還元細菌の分布を示す。硫酸塩還元細菌も表層水では、3地点とも 10^1 cells/ml以下と非常に少く、水中での硫酸塩還元は無視できる程度と思われた。一方泥中では夏季に各地点とも $10^3 \sim 10^4$ cells/mlと比較的高い値となったが、それ以外の季節では 10^2 cells/ml程度で夏季以外は泥中でも少かった。底泥0~2cm層の1ml当りの年平均値は、st.1で 9.8×10^2 cells, st. 2'で 5.5×10^2 cells以下, st. 3で 3.5×10^2 cellsであった。

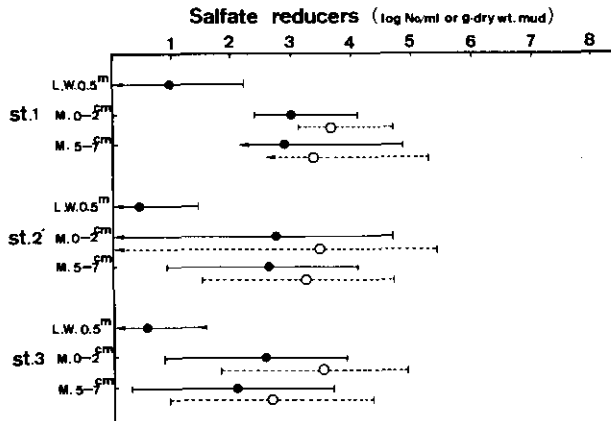


図 17 霞ヶ浦高浜入における湖水および底泥中の硫酸塩還元細菌数。プロットは1979年7月から1980年8月までの変動範囲および平均値を示す。(●) No/ml・泥, (○) No/g・乾泥。

Fig. 17 Distribution of sulfate reducing bacteria in lake water and sediments at the stations in Takahamairi. Plots were average value and the variation range during the period from July 1979 to August 1980. (●) per ml-mud, (○) per g-dry mud.

J 表層水、沈殿物および底泥中の従属栄養細菌数の比較

図18に高浜入3地点の表層水、沈殿物、底泥0cm層中の乾燥重量当りの全従属栄養細菌数を示す。表層水では1gの懸濁物中にst.1で $9.8 \times 10^8 \sim 6.5 \times 10^9$ cells, st. 2'及びst.3ではそれぞれ、 $3.8 \times 10^8 \sim 1.1 \times 10^9$ cells, $2.9 \times 10^8 \sim 1.5 \times 10^9$ cellsの細菌が計数された。沈殿物中にはst.1では水中懸濁物中とはほぼ同程度の細菌数が, st. 2'では水中懸濁物中よりも更に高く, st.3ではいくぶん低い値が観測された。また底泥のごく表層の試料では、乾泥1g当りst.1で $6.5 \times 10^7 \sim 9.0 \times$

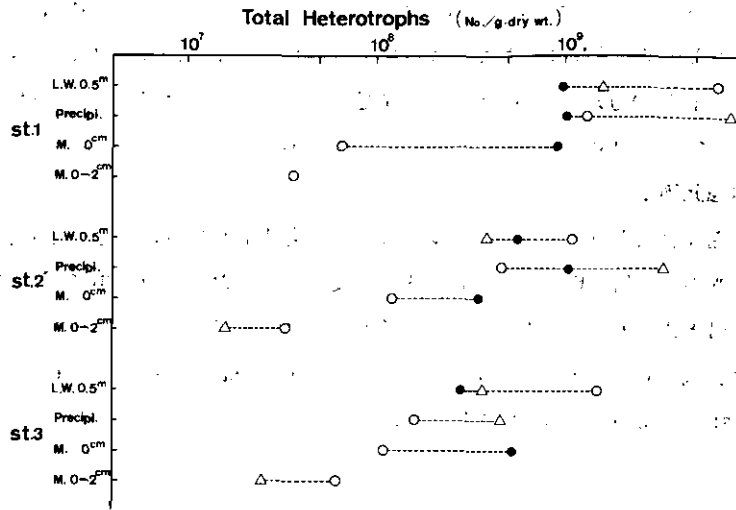


図 18 霞ヶ浦高浜入における湖水、沈殿物および底泥中の好気性従属栄養細菌数の分布。(●) 7月, (△) 8月, (○) 10月。

Fig. 18 Distribution of aerobic heterotrophic bacteria in lake water, precipitated matter and sediment at the stations in Takahamairi: (●) July, (△) August, (○) October.

10^8 cells, st. 2'で $1.2 \sim 3.5 \times 10^8$ cells, st. 3で $1.1 \times 5.3 \times 10^8$ cellsが計数され、0~2cm 層の値に比べてかなり高い値となった。測定日ごとに比較すると、7月15日の試料では各地点とも、水中懸濁物中、沈殿物中、底泥のごく表層(0cm)ではほぼ同程度の値を示した。8月7日の試料では沈殿物中の細菌数がかかなり高くなっており、特にst. 1, st. 2'で著しかった。10月23日の試料では水中懸濁物中の細菌数が高く、沈殿物中、底泥0cm、底泥0~2cm層の順に低下していた。

4. 考 察

4-1 浮遊性細菌数

霞ヶ浦の浮遊性細菌数に関する調査は手塚他(1973, 1975)、相崎・近田(1979)によって行われている。これらの調査結果と今回の結果を比較すると個々の測定値では大きな違いはみられない。しかし、1977年5月から1978年4月までの年間平均値の霞ヶ浦における水平分布と今回の1979年5月から1980年4月までの年間平均値の分布を比較すると、全菌数では顕著な違いはみられないが従属栄養細菌の分布の様子がかかなり異っている。すなわち、2年前に比べて湾奥のst. 1, st. 6では従属栄養細菌数が低下しているのに対し湖心部のst. 9では逆に上昇している。この結果、湾奥部と湖心部との差が小さくなり湖全体が均一な状態に近づくつつある。全菌数に対する従属栄養細菌数の比は2年前では、湾奥部で2.2~3.2%, 湖心部で0.1%であったものが、今回は湾奥部で1.3~1.4%, 湖心部で0.4%となった。流入河川の一つである桜川の河口付近ではこの比が7.7%であっ

たこと (Seki & Takahara, 1979), 有機汚染の進んだ水域ではこの比が高くなること (桜井, 1975) 等から考え合せると, 霞ヶ浦の有機汚染は湾奥では改善されつつあるが, 湖心部では逆に広がりつつあるように思われる。

従属栄養細菌数の季節的増減は, 植物プランクトンのそれと密接な関係にあることが知られているがその関係は次の3つのタイプに要約できる。①植物プランクトンの光合成等による代謝産物を利用して藻類の増殖時に同時に細菌数が増加する場合 (門田他, 1974; Bauld & Brock, 1974)。②藻類のブルームの後に, その分解によって細菌数が増加する場合 (Coveney et al., 1977; 前田・手塚, 1979; Straskrabová & Komárková, 1979; Rao et al., 1979)。③藻類との競争的な栄養塩の摂取や藻類の代謝産物によって細菌の増殖が抑制される場合 (Bell et al. 1974, Chrost, 1975)。霞ヶ浦における浮遊性細菌と植物プランクトンの間にもこの3つのタイプの関係がみられた (相崎・近田, 1979) が, 従属栄養細菌の長期的な季節変動では, このうち植物プランクトンのブルーム後の分解にともなう細菌の増殖が重要に思えた。すなわち, 霞ヶ浦での植物プランクトンの現存量のピークは湾奥部では夏季に, 湖心部では秋季にみられることが多い (岩熊, 安野, 1981)。それに対応して従属栄養細菌数は植物プランクトンのブルームの直後, 湾奥部では秋季の初めに, 湖心部では冬季の初めにピークが観察された。

湖沼の細菌は原生動物や動物プランクトンの餌として植物プランクトンと同様に非常に重要であると考えられる。Straskrabová & Komárková (1979) の整理した結果からみると, 細菌の現存量は植物プランクトンの現存量に匹敵もしくはそれを上まわることもある。日本の代表的な湖である琵琶湖, 湯の湖, 諏訪湖, 児島湖ではその比がそれぞれ, 5.6%, 3.3%, 3.7%, 5.3%であった (Mori & Yamamoto, 1975)。細菌数からその乾燥重量や炭素量を求める場合, 細胞の大きさが問題となる。細胞の大きさは測定者によってかなり異っており, 0.07~1.0 μm^3 程度の値が使用されている (Straskrabová & Komárková, 1979)。霞ヶ浦における細菌細胞も種々の大きさのものが存在しているが正確な測定は行っていない。桜井 (1975) は諏訪湖で1細胞当りの炭素量を $2.5 \times 10^{-8} \mu\text{g} \cdot \text{C}/\text{cell}$ と報告しているので, この値を利用して霞ヶ浦の細菌現存量を求めた。その結果, 霞ヶ浦の浮遊性細菌現存量は $53 \sim 178 \mu\text{g} \cdot \text{C}/\text{l}$ を変動し, 平均 $130 \mu\text{g} \cdot \text{C}/\text{l}$ という値が得られた。高浜入における1979年5月から1980年4月までのPOC濃度は $0.8 \sim 26.5 \text{ mg}/\text{l}$ を変動し, その平均値 $7.6 \text{ mg}/\text{l}$ であった。したがって, 浮遊性細菌が懸濁態有機炭素中に占める割合は年間を平均すると約1.7%と推測された。霞ヶ浦の細菌現存量は諏訪湖のそれに匹敵し, 他の水域に比べて高い値であった。また懸濁態有機炭素量に対する細菌の割合は他の富栄養湖の半分程度の値であった。

4-2 高浜入における細菌群分布

従属栄養細菌数, タンパク分解細菌数, アンモニア化成細菌数等の分布から霞ヶ浦の有機物分解の場について考えてみる。従属栄養細菌数はst. 1では湖水中に $2.5 \times 10^{11} \text{ cells}/\text{m}^2$, 底泥表層1cm中に $1.3 \times 10^{11} \text{ cells}/\text{m}^2$, st. 2'で湖水中に $9.6 \times 10^{10} \text{ cells}/\text{m}^2$, 底泥表層1cm中に $2.9 \times 10^{10} \text{ cells}/\text{m}^2$,

st. 3では湖水中に 5.6×10^{10} cells/m², 底泥表層1cm中に 2.0×10^{10} cells/m²であった。したがって、従属栄養細菌数は各地点とも湖水中の方が底泥表層(0~1cm)より2~3倍高い現存となった。同様に、タンパク分解細菌はst. 1で湖水中に 6.1×10^9 cells/m², 底泥表層1cm中に 7.2×10^9 cells/m², st. 2'で湖水中に 3.0×10^{10} cells/m², 底泥表層1cm中に 6.5×10^9 cells/m², st. 3で湖水中に 2.2×10^{10} cells/m², 底泥表層1cm中に 3.2×10^9 cells/m² 存在しており、湖水中の方が底泥表層(0~1cm)よりst. 2', st. 3では5~7倍高い現存量となった。またアンモニア化成細菌も、st. 1の湖水中では 7.1×10^{10} cells/m², 底泥表層1cm中には 3.6×10^{10} cells/m², st. 2'の湖水中では 3.0×10^{10} cells/m², 底泥表層1cm中には 6.5×10^9 cells/m², st. 3の湖水中には 2.2×10^{10} cells/m², 底泥表層1cm中には 3.2×10^9 cells/m² 存在しており湖水の方が底泥表層(0~1cm)より2~7倍多く存在していた。したがって、これらのことから考えると、タンパク質等の有機物の分解は湖水中で底泥のそれに匹敵もしくはそれを上回る程度行われているものと推測された。また図18に示したごとく、懸濁物中と沈殿物とは単位重量当りではほぼ同程度の細菌数が計数されており、底泥のごく表層でもその値に匹敵する細菌数が計数されている。このことは、霞ヶ浦では懸濁態有機物の分解が湖水と底泥表層とを往復しながら行われていることを示唆している。いいかえれば、一度沈降した有機物はそのまま底泥中に推積されることは少く、風波や魚業等のかく乱によって再び水中へ懸濁し、そこでまた分解を受けながら沈殿物として底泥へ沈降してゆくという過程をくりかえしていると考えられる。したがって、一見湖水中での分解時間は短いように思われるが、実際には深い湖と同程度もしくはそれ以上に長時間水中で分解を受けている可能性が高い。

これに対して、窒素、リン、硫黄等の無機化合物の代謝に関しては底泥の役割が大きいものと思われる。高浜入における細菌数の分布からみると、湖水中における硝化作用、特に亜硝酸酸化作用、脱窒作用、好気及び嫌氣的窒素固定作用、硫酸塩還元作用等に関してはほぼ無視できる程度と考えられる。個々の活性に関するデータはほとんどないが、窒素固定活性、脱窒活性に関しては吉田他(1979)の測定結果があり、湖水中ではほとんど活性が認められていない。一方底泥中には硝化細菌、脱窒細菌、嫌気性窒素固定細菌は多量に存在しており、その活性も高い(吉田他, 1979; 中島・1981)。したがってこれらの無機化合物の代謝に関しては底泥表面がその中心的な場であると考えられる。硫酸塩還元に関しては夏季に底泥中の細菌数が他の淡水湖に比べて著しく高い値となる(Tezuka, 1979)ことから、夏季では重要な意味を持つものと思われる。硫酸塩の還元にともなって無機態のリンが溶出することはよく知れており(小山, 1975)、底泥からの嫌氣的条件下でのリンの回帰に対する指標として硫酸塩還元細菌の持つ意味は大きなものと考えられる。

図19~図21に表層水、底泥0~2cm層、底泥5~7cm層中での各種の生理活性を持つ細菌数を比較した。湖水中では全菌数の0.3~2.3%が従属栄養細菌数であり、従属栄養細菌の30~40%がアンモニア化成細菌、3~20%がタンパク分解細菌であった。硝酸塩還元細菌はタンパク分解細菌とはほぼ同程度存在した。また硝化細菌と脱窒菌はほぼ同程度存在し、従属栄養細菌数の約0.2%程度であった。好気性窒素固定細菌、硫酸塩還元細菌は 10^1 cells/ml以下ときわめて少なかった。

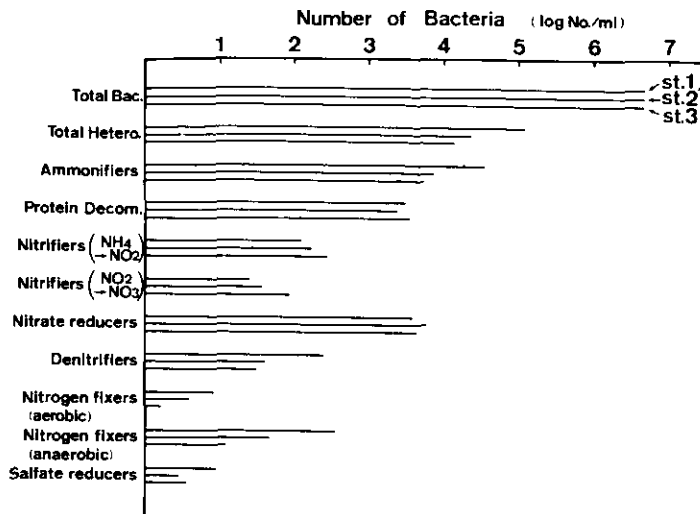


図 19 湖水中の種々の生理活性を持つ細菌数の比較
 Fig. 19 Comparison of numbers of bacteria which have various physiological activities in lake water of Takahamairi Bay

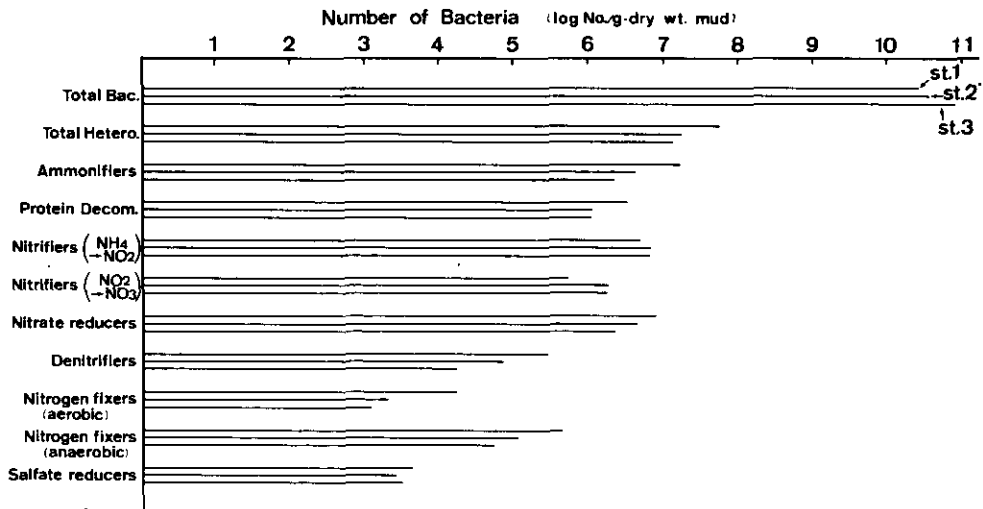


図 20 底泥 0 ~ 2 cm 層の種々の生理活性を持つ細菌数の比較
 Fig. 20 Comparison of numbers of bacteria which have various physiological activities in surface sediment layer (0-2cm layer) of Takahamairi Bay

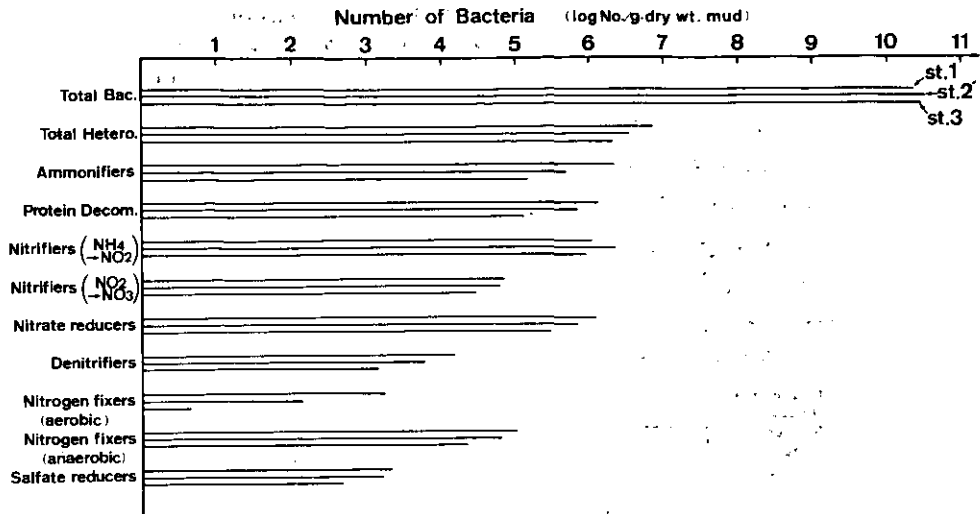


図 21 底泥 5 ~ 7 cm 層の種々の生理活性を持つ細菌数の比較
 Fig. 21 Comparison of numbers of bacteria which have various physiological activities in sediment (5-7cm layer) of Takahamairi Bay

一方、底泥 0 ~ 2 cm 層では全菌数が $2.6 \sim 8.0 \times 10^{10}$ cells/g. dry. mud 存在しており、この値は前述の換算係数を用いて炭素量に直すと $0.65 \sim 2.0$ mg. C/g. dry. mud に相当し、底泥表層の炭素量の 1.6 ~ 3.7% を占めていた。従属栄養細菌数は全菌数の 0.1% 程度の値となった。従属栄養細菌に対するアンモニア化成細菌数は 16 ~ 30%、タンパク分解細菌は 6 ~ 8% であった。硝化細菌数は湖水中と異ってはほぼアンモニア化成細菌数に匹敵するだけ存在した。また硝酸塩還元細菌もこれらの値と同程度であった。これらの細菌数に対して窒素固定細菌、脱窒細菌、硫酸塩還元細菌数は少く従属栄養細菌数の 0.02 ~ 0.5% 程度の値であった。底泥 5 ~ 7 cm 層では全菌数は $2.5 \sim 3.2 \times 10^9$ cells/g. dry. mud 存在した。この値を炭素量に換算すると $0.63 \sim 0.8$ mg. C/g. dry. mud に相当し、底泥 5 ~ 7 cm 層の有機炭素量の 1.6 ~ 1.7% の値となった。従属栄養細菌数は全菌数のほぼ 0.01% 程度の値となっており、従属栄養細菌に対するアンモニア化成細菌、タンパク分解細菌はそれぞれ 7.5 ~ 30%、6.5 ~ 21% となった。アンモニア酸化細菌数及び硝酸塩還元細菌数はほぼこれらの値に匹敵したが、亜硝酸酸化細菌、嫌気性窒素固定細菌は従属栄養細菌数の 1 ~ 3%、脱窒菌、硫酸塩還元細菌は約 0.02 ~ 0.2% 程度の値となった。st. 2', st. 3 では好気性窒素固定細菌は 10^2 cells/g. dry. mud 以下と非常に少かった。

このような細菌群の分布調査は内湾において吉田他 (1969)、河合 (1969, 1976) 等によって行われているが、彼等の測定した値に比べると霞ヶ浦の底泥中の従属栄養細菌数は 10 ~ 100 倍高く、それにもなってタンパク分解細菌、アンモニア化成細菌数も高くなった。特に特徴的なことは霞ヶ浦の底泥で硝化細菌数が極めて高いことであった。他の硝酸塩還元細菌数、脱窒菌数の高い存在量から考え合せると、霞ヶ浦の窒素循環の中心的な場所は底泥表層であると推論された。

5. まとめ

本研究は以下の観点から行われた。④霞ヶ浦の湖水中の全菌数及び好気性従属栄養細菌数の経年及び季節変化特性、⑤湖水、底泥0～2cm層、底泥5～7cm層及び沈殿物中の種々の生理活性を持つ細菌群の菌数を測定することにより、霞ヶ浦の有機物分解、窒素代謝等の中心的な場の解明を行うこと。以下に得られた結果を要約する。

①従属栄養細菌は湾奥部では夏の終りから秋の初めに高くなり冬季に減少する傾向を示し、湖心部では秋の終りから冬の初めに高くなり冬の終りから春の初めに低くなった。全菌数は冬季に少し低くなる傾向がみられたが顕著な季節変化は観察されなかった。1979年5月から1980年4月までの一年間の従属栄養細菌数の平均値は湾奥部で $6.5 \sim 7.2 \times 10^4$ cells/ml, 湖心部で 1.5×10^4 cells/mlであった。他の地点はこの中間値となった。一方、全菌数の年平均値は $3.9 \sim 5.4 \times 10^6$ cells/mlであった。

②全菌数に対する従属栄養細菌数の比は、湾奥部で1.3～1.4%, 湖心部で0.4%となり、2年前に比べて湾奥部と湖心部との差が小さくなった。

③霞ヶ浦の浮遊性細菌の現存量は $53 \sim 178 \mu\text{g} \cdot \text{C}/\text{l}$ を変動し、平均 $130 \mu\text{g} \cdot \text{C}/\text{l}$ であった。浮遊性細菌が懸濁態有機炭素中に占める割合は平均約1.7%であった。

④従属栄養細菌は湖水中に $9.6 \sim 25 \times 10^{10}$ cells/m²存在した。タンパク分解細菌数は湖水中に $6.1 \sim 30 \times 10^9$ cells/m², 底泥表層1cm中に $3.2 \sim 7.2 \times 10^9$ cells/m²であった。アンモニア化成細菌数は湖水中に $6.5 \sim 71 \times 10^9$ cells/m², 底泥表層1cm中に $3.2 \sim 36 \times 10^9$ cells/m²であった。また水中懸濁物中と沈殿物中とは単位重量当りではほぼ同程度の細菌数が計数された。これらのことから、タンパク質等の有機物分解は、湖水中で底泥のそれに匹敵もしくは上まわる程度行われていると推定された。また懸濁態有機物の分解は湖水と底泥表層を往復しながら行われていることが予想された。

⑤湖水中の硝化作用、脱窒作用、窒素固定作用は、これらの作用に関連する細菌数が非常に少ないことからほとんど行われていないと思われた。これに対して底泥中にはこれらの作用に関連する細菌が多数存在し、これらの作用の中心の場が底泥表層であると推定された。

⑥全菌数に対する従属栄養細菌数は湖水中で0.3～2.3%, 底泥0～2cm層で0.1%, 底泥5～7cm層で0.01%程度の値であった。従属栄養細菌数に対するアンモニア化成細菌数は湖水中で30～40%, 底泥0～2cmで16～30%, 底泥5～7cm層で7.5～30%であった。また同様にタンパク分解細菌数は湖水中で3～20%, 底泥0～2cm層で6～8%, 底泥5～7cm層で6.5～21%程度であったが、底泥中にはアンモニア化成細菌数に匹敵するだけ存在した。窒素固定細菌数、硫酸塩還元細菌数、脱窒細菌数は年間を平均すると湖水中では非常に少なく、底泥中では従属栄養細菌数の0.02～0.5%程度の値であった。

参 考 文 献

- 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾 (1979) : 底泥からの栄養塩類の回帰. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 105-114.
- 相崎守弘・近田俊文 (1979) : 霞ヶ浦における細菌分布. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 123-132.
- Bauld, J. and T. D. Brock (1974) : Algal excretion and bacterial assimilation in hot spring algal mats. *J. Phycol.*, 10, 101-106.
- Bell, W. H. and J. M. Lang (1974) : Selective stimulation of marine bacteria by algal extracellular products. *Limnol. Oceanogr.*, 19, 833-839.
- Chrost, R. J. (1975) : Inhibitors produced by algae as an ecological factor affecting bacteria in water ecosystem. *Acta Microbiologica Polonica* (B), 7, 125-133.
- Coveney, M. F. and G. Cronberg (1977) : Phytoplankton, zooplankton and bacteria - standing crop and production relationships in a eutrophic lake. *Oikos*, 29, 5-21.
- 合田 健・相崎守弘 (1979) : 浅い湖における水温変化と富栄養化. 水温の研究, 23, 4794-4800.
- 浜田篤信・津田 勉 (1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究Ⅲ. 窒素収支について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第13号, 29-43.
- 細見正明・須藤隆一 (1979) : 湖沼底泥からのリン溶出に関する研究. 水質汚濁研究, 2, 157-162.
- 岩熊敏夫 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 55-61.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦の一次生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第22号, ○-○.
- 門田 元・田中信彦・中西正己 (1974) : 湖水の生態系における植物プランクトンとバクテリアとの関係. 微生物の生態Ⅰ (微生物生態研究会編), 37-49, 東京大学出版会.
- 河合 章 (1969) : 窒素化合物の代謝に関与する細菌群の計数法. 陸水生産研究法 (森主一編), 291-300, 講談社.
- 河合 章 (1976) : 水域における窒素代謝と細菌. 微生物の生態Ⅲ (微生物生態研究会編), 121-134, 東京大学出版会.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1981) : 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化について. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 23-43.
- 小山忠四郎 (1975) : 湖沼堆積物の物質変化の機構に関する生物地球化学的考察. 水処理技術, 16, 19-39.
- 前田秋一・手塚泰彦 (1979) : 相模湖の従属栄養細菌とくに植物プランクトンとの関係一. 水道協会雑誌, No. 536, 19-31.
- Mori, S. and G. Yamamoto, (eds.) (1975) : Productivity of communities in Japanese inland lakes. *JIBP Synthesis*, 10, Univ. Tokyo Press.
- 中島拓男・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における脱窒. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 89-97.
- 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣 (1979) : 栄養塩類濃度の季節変動からみた霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 95-104.
- Rao, S. S., R. E. Kwiatowski and A. A. Jurkovic (1979) : Distribution of bacteria and chlorophyll-a at a nearshore station in Lake Ontario. *Hydrobiologia*, 66, 33-39.
- 佐々木道也・浜田篤信・赤野誠之 (1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究Ⅱ. 底泥からの窒素回帰について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第13号, 19-27.
- Seki, H. and Y. Takahara (1979) : Effect of nutrient inflow on the bacterial flora in the River Sakuragawa, Japan. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 64, 417-424.
- 関谷宏三 (1975) : リン酸, 土壤養分分析法, 久保田正光編, 229-232, 養賢堂.
- 桜井善雄 (1975) : 湖沼における細菌と藻類の量的関係, 微生物の生態Ⅱ, 微生物生態研究会編, 35-51, 東京大学出版会.
- Straškrabová, V. and J. Komárková (1979) : Seasonal changes of bacterioplankton in a reservoir related to algae. I. Numbers and biomass. *Int. Revue res. Hydrobiol.*, 64, 285-302.
- 手塚泰彦・渡辺義人・林 秀剛・相崎守弘・丸山正 (1973) : 水質と細菌の分布および一次生産. 霞ヶ浦生物調

- 査報告書, 171-191, 建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所。
- 手塚泰彦・林 秀剛・相崎守弘・中島拓男・落合正宏・中本信忠・河野哲郎 (1975) : 細菌および一次生産。霞ヶ浦生物調査報告書, 80-117, 建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所。
- Tezuka, Y. (1979) : Distribution of sulfate-reducing bacteria and sulfides in aquatic sediments. Jap. J. Ecol., 29, 95-102.
- 吉田陽一・倉田 亮・小林俊男・木俣正夫 (1969) : 燧灘・備後灘における微生物・化学的研究-I。微生物の分布について。日本海洋学会誌, 25, 23-26.
- 吉田富男・相崎守弘・浅見輝男・榎島直樹 (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.

霞ヶ浦高浜入における脱窒

中島拓男¹・相崎守弘²

Denitrification in Sediments of Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura

Takuo NAKAJIMA¹ and Morihiko AIZAKI²

Abstract

Denitrification by sediment of Lake Kasumiga-ura (Takahamairi) was investigated with an acetylene inhibition technique. Denitrification rate increased exponentially as incubation temperature increased (5-30°C). The rate was constant at the concentration of more than 2 mg nitrate-N·l⁻¹. The value of K_m was calculated to be about 0.5 mg N·l⁻¹ by Michaelis-Menten kinetics. Denitrification rate in surface sediment (0-2 cm) in Lake Kasumiga-ura estimated from nitrate concentration and temperature *in situ* was 10-140 μg N·g⁻¹·day⁻¹ from March to December, 1980.

1. はじめに

生物が利用しうる窒素化合物は、自然界では比較的欠乏状態にある。脱窒はその系からの窒素損失を意味するため、農学関係では多くの研究がなされてきた。一方、近年、人間活動による窒素負荷の増加のため、水界の富栄養化が問題となり、脱窒が窒素除去の有効な手段として注目されてきた。

陸水における脱窒の研究は、比較的最近行われはじめた。年間の脱窒量に関して、Brezonic & Lee (1968) はメンドタ湖の湖水で一年の全窒素負荷量に対し11%であると報告している。Andersen (1974) によると、デンマークの湖沼では、0~54%であった。

Madsen (1978) は、¹⁵Nトレーサー法でデンマーク湖沼における脱窒速度を測定し、年間の全窒素負荷量の約10%が脱窒されることを報告している。

脱窒は嫌気条件で進行する。底泥が還元的になりやすい、富栄養化・汚濁化が進んだ湖沼では、脱窒は重要な反応と思われる。本研究は、霞ヶ浦・高浜入の底泥における窒素循環を明らかにする

1. 東京都立大学 理学部 生物学教室 〒158 東京都世田谷区深沢
Department of Biology, Faculty of Science, Tokyo Metropolitan Univ., Fukazawa, Setagayaku, Tokyo 158, Japan.
2. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

研究の一環として行われたものである。

2. 方法

底泥の採取はコアサンプラーを用い、高浜入における3地点(sts. 1, 2および3)で行った。試料はコア状のまま氷冷しながら実験室にもちかえり、測定を行うまで(約1日)0~4℃に保った。

脱窒能の測定は、吉田ら(1979)の方法に準じて行った。湿泥5 mlを100 ml容の培養ビンに入れ、硝酸カリウム溶液10 ml(窒素として100 μg)を加え密栓した。ヘリウムで気相を置換したのちアセチレンを3%容加え30℃でインキュベートを行った。2~4時間後に気相中の N_2O 濃度を測定した。脱窒活性に対する電子供与体添加の影響は、酢酸ナトリウム2 mgを加えて調べた。脱窒活性と硝酸塩濃度との関係を調べた実験では、12,000 rpmで遠心し、蒸留水で2回洗浄したのち再び蒸留水を加え均一にした底泥サンプル(泥:水=1:9)を使用した。硝酸カリウムのかわりに酢酸ナトリウム溶液(200 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)10 mlを加え、30℃, 10分間培養したのち硝酸塩を注射器で添加し、反応を開始させた。0.5~1時間インキュベートしたのち気相中の N_2O 量を測定した。活性は、200倍濃度のルゴール液3 mlまたは50% TCA溶液1.5 ml加え停止させた。溶液中の N_2O 量による補正は行わなかった。

N_2O の測定は、ガスクロマトグラフ(島津3 AH, TCD; 島津5 A, ECD)によった。測定条件は、1) TCDの場合、内径3 mm, 長さ3 mのステンレスカラム, 充てん剤はポラパックQ(80~100メッシュ), 温度は45℃, キャリアガスはHe(流速60 ml/min), 2) ECD(^{63}Ni 線源)の場合、内径3 mm, 長さ2 mのガラスカラム, 充てん剤はポラパックQ(80~100メッシュ), カラム温度75℃, 検出器温度330℃, キャリアーガスは高純度 N_2 で流速30 ml/minであった。

3. 結果と考察

底泥試料をアセチレン存在下、嫌気条件で培養した時の N_2O 生成を調べた。硝酸カリ溶液(10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)10 mlを添加し、30℃でインキュベートした場合、6時間まで直線的に N_2O が生成された(Fig. 1)。6時間で80%の窒素が $\text{N}_2\text{O}-\text{N}$ として回収された。

st. 2'より採取した表層0~2 cmの底泥試料を用い、脱窒の硝酸塩依存性を調べた(Fig. 2)。硝酸態窒素2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上では、脱窒速度はほぼ一定であった。低硝酸塩濃度では、脱窒反応は一次反応式にあてはまる(Focht & Verstraete, 1977)。本実験結果もMichaelis-Mentenの式に近似するとして求めた km 値は約0.5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。今までに報告されている脱窒反応の硝酸塩に対する km 値はかなりはばがあり、土壌で1.8~170 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Yoshinari et al., 1977), 活性汚泥, 処理カラムで0.06~0.16 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (moore & Schroeder, 1971; Requa & Schroeder, 1973; Engberg & Schroeder, 1975), 湖水で0.1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Koike et al., 1972), 海底泥で4.8 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Oren & Blackburn, 1979)である。

高浜入・3地点(st. 1, 2', 3)より採取した底泥試料について、硝酸塩10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 加えた

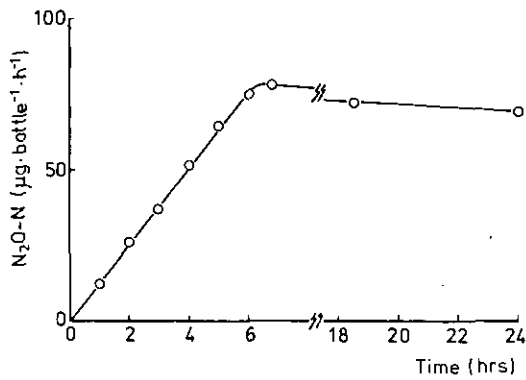


図 1 アセチレン存在下での霞ヶ浦底泥試料によるN₂O生成
硝酸塩を添加し嫌気条件, 30°Cでインキュベートした。

Fig. 1 Production of N₂O by Lake Kasumiga-ura sediment sample amended with KNO₃ and C₂H₂ and incubated under anaerobic conditions at 30°C

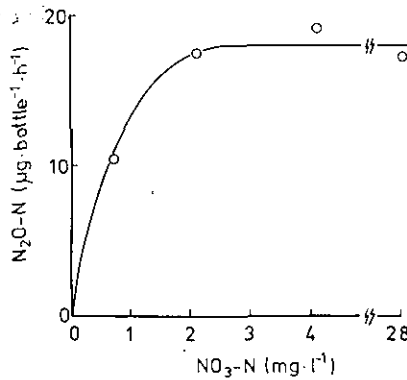


図 2 霞ヶ浦底泥試料における脱窒速度と硝酸塩濃度の関係
嫌気条件, 30°Cでインキュベート。

Fig. 2 Denitrification rates as function of NO₃⁻ concentration by Lake Kasumiga-ura sediment sample incubated under anaerobic conditions at 30°C

場合の脱窒速度を3, 5, 7, 8および12月(1980年)に測定した。その結果を図3~5に示す。底泥表層(0~2 cm)試料の脱窒速度は、下層(5~7 cm)試料における速度よりst.1の8月を除き高い値を示し、また変化も著しかった。各地点の試料において、5月には3月の脱窒速度の約2倍速い速度を示した。脱窒速度はst.2'の0~2 cm層で最も速く、5月に最高速度である、底泥乾燥重量1 g 当り 444 µg N·day⁻¹の値が得られた。この値は、土壌および活性汚泥でえられた最高脱窒速度(Focht & Chang, 1975)に近い値であった。3地点を比較して、st.1で最も多く脱窒細菌が計数された(相崎・中島, 1981)が、脱窒速度は最も低かった。このことは、吉田ら(1979)による1977年の測定結果とはほぼ一致した。

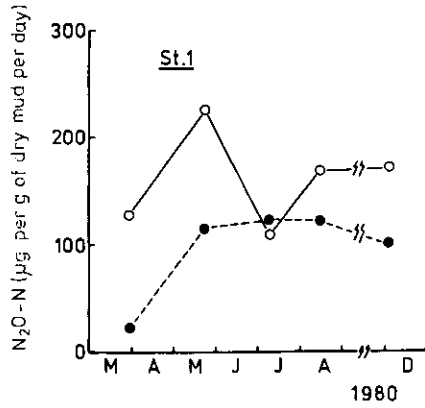


図 3 硝酸塩を添加し嫌気条件、30°Cでインキュベートした場合の霞ヶ浦 st.1 底泥試料による脱窒速度

(○), 0~2cm層, (●), 5~7cm層

Fig. 3 Denitrification rates by Lake Kasumiga-ura (st.1) sediment samples amended with KNO_3 and incubated under anaerobic conditions at 30°C (○), 0-2 cm, (●), 5-7 cm.

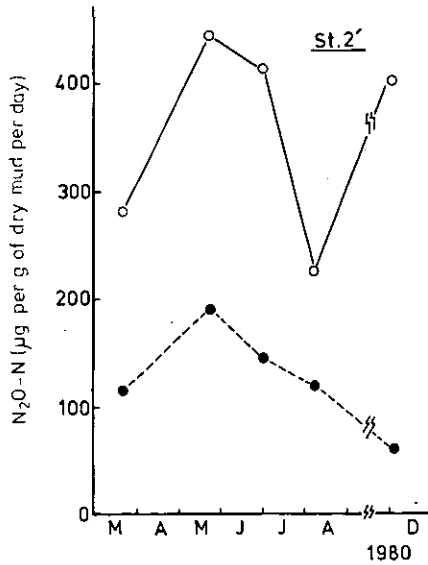


図 4 硝酸塩を添加し、嫌気条件、30°Cでインキュベートした場合の霞ヶ浦 st.2 底泥試料による脱窒速度

(○), 0~2cm層, (●), 5~7cm層

Fig. 4 Denitrification rates by Lake Kasumiga-ura (st.2') sediment samples amended with KNO_3 and incubated under anaerobic conditions at 30°C (○), 0-2 cm, (●), 5-7 cm.

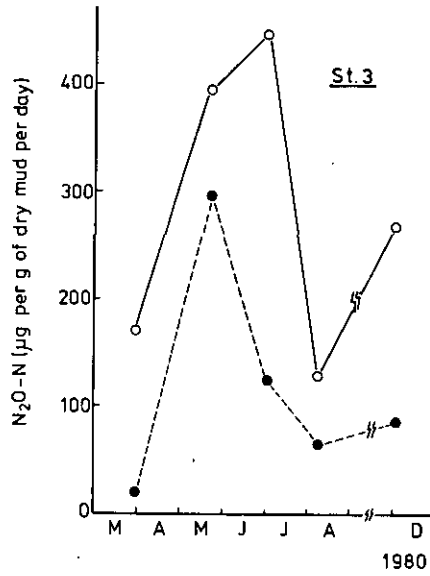


図 5 硝酸塩を添加し、嫌気条件、30°Cでインキュベートした場合の霞ヶ浦 st.3 底泥試料による脱窒速度

(○), 0~2cm層, (●), 5~7cm層

Fig. 5 Denitrification rates by Lake Kasumiga-ura. (st.3) sediment samples amended with KNO_3 and incubated under anaerobic conditions at 30°C (○), 0-2 cm, (●), 5-7 cm.

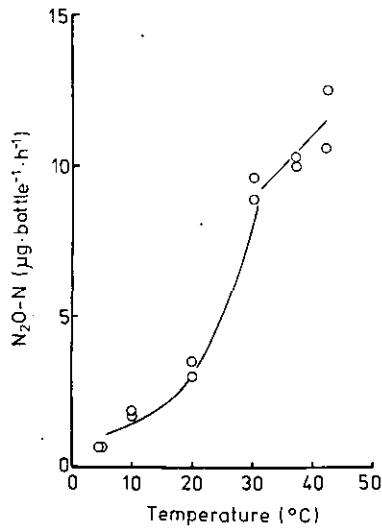


図 6 嫌気条件でインキュベートした場合の霞ヶ浦底泥試料による脱窒速度の温度依存性

Fig. 6 Temperature dependency of denitrification rate by Lake Kasumiga-ura sediment sample incubated under anaerobic conditions

脱窒速度は、温度に影響をうける。脱窒速度の温度依存性を1973年12月に st. 2'より採取した底泥表層 (0~2 cm) 試料で調べた。脱窒速度は、5~30°Cの範囲では温度が上昇するにしたがい対数的に増加した (Fig. 6)。

今までに報告されている研究によると、12~35°Cの範囲では、脱窒速度は、アウレニウスの式にあてはまり、 Q_{10} は1.4~3.4である (Focht & Chang, 1975)。本実験では Q_{10} は約2.3であった。42°Cでも脱窒速度は増加したが、同様の結果が多くの研究者によって報告されている (Focht &

表 1 現場硝酸塩濃度、水温から推定した霞ヶ浦底泥での脱窒速度
Table 1. Denitrifying activity estimated from nitrate concentration and temperature *in situ*

| Date (1980) | Station | Depth (cm) | Temp. (°C) | NO ₃ -N (mg·l ⁻¹) | Denitrifying activity (μg N·g ⁻¹ ·day ⁻¹) |
|-------------|---------|------------|------------|--|--|
| 31 Mar. | 1 | 0-2 | 13.6 | 1.22 | 22.8 |
| | | 5-7 | | 0.11 | 1.0 |
| | 2' | 0-2 | 11.9 | 0.63 | 34.8 |
| | | 5-7 | | 0.27 | 9.1 |
| | 3 | 0-2 | 10.8 | 1.21 | 24.7 |
| | | 5-7 | | 0.13 | 0.9 |
| 22 May | 1 | 0-2 | 17.5 | 1.86 | 62.5 |
| | | 5-7 | | 0.63 | 22.6 |
| | 2' | 0-2 | 19.6 | 1.73 | 140 |
| | | 5-7 | | 0.75 | 47.9 |
| | 3 | 0-2 | 18.9 | 1.67 | 120 |
| | | 5-7 | | 0.90 | 76.2 |
| 2 July | 1 | 0-2 | 20.9 | 1.91 | 38.2 |
| | | 5-7 | | 0.51 | 27.2 |
| | 2' | 0-2 | 22.2 | 0.45 | 105 |
| | | 5-7 | | 0.15 | 18.7 |
| | 3 | 0-2 | 20.6 | 0.66 | 116 |
| | | 5-7 | | 0.62 | 31.9 |
| 7 Aug. | 1 | 0-2 | 21.5 | 2.02 | 66.5 |
| | | 5-7 | | 0.36 | 25.2 |
| | 2' | 0-2 | 22.4 | 0.94 | 78.1 |
| | | 5-7 | | 0.01 | 1.3 |
| | 3 | 0-2 | 22.0 | 0.64 | 37.5 |
| | | 5-7 | | 0.42 | 15.3 |
| 4 Dec. | 1 | 0-2 | 11 | 0.19 | 9.7 |
| | | 5-7 | | 0.41 | 9.3 |
| | 2' | 0-2 | 11 | 0.74 | 49.1 |
| | | 5-7 | | 0.25 | 4.1 |
| | 3 | 0-2 | 11 | 0.55 | 28.8 |
| | | 5-7 | | 0.19 | 4.9 |

Verstraete, 1977)。Bacillus 属には、好熱性の種類が知られており、底泥には Bacillus が多く出現する (Simidu *et al.*, 1977; Ramsey, 1977; Konda & Tezuka, 1979; 手塚ら, 1980)。霞ヶ浦でも Bacillus が脱窒細菌として優占している可能性が考えられる。

高浜入・底泥における脱窒が硝酸塩濃度に対し Michaelis - Menten の式にあてはまり、 $k_m = 0.5 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ 、温度に対し $Q_{10} = 2.3$ の関係にあると仮定し、図 3 ~ 5 に示した結果と、現場における硝酸塩濃度および温度から各地点での脱窒速度を推定した。表 1 に示したように、st. 1, 2 および 3 の底泥 0 ~ 2 cm における速度はそれぞれ 10 ~ 67, 35 ~ 140, 25 ~ 120 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。Kaplan *et al.* (1977) は、塩性沼沢地底泥 (泥温 - 1.0 ~ 30°C) の脱窒速度を測定し、0 ~ 10 cm の試料で 7.2 ~ 36 $\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ の値をえている。Koike & Hattori (1978) によると、万石浦の底泥 (泥温 15 ~ 21°C) の脱窒速度は、表層 0 ~ 2 cm の試料で 3.4 ~ 34 $\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。吉田ら (1977) によると高浜入から採取した表層 0 ~ 5 cm の底泥試料 (30°C でインキュベート) の脱窒速度は最高 105 $\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ であったが、このときの現場 (泥温 10°C) での脱窒速度はこれより低いものと思われる。これらに比較し、本実験でえられた高浜入底泥の脱窒速度はかなり速かった。湛水土壤や湖底泥での脱窒速度は下層に行くにしたがって減少する (Reddy *et al.*, 1976; 吉田ら, 1979)。本実験では、底泥表層 0 ~ 2 cm の試料を用いている。このことが高い脱窒活性がえられた理由の一つであろう。

次に脱窒速度に対する有機物 (酢酸ナトリウム) 添加の影響を調べた。12月 (1980) に採取した st. 1, 3 の表層試料および st. 2 の下層試料で脱窒速度に対する明らかな促進がみられた (Table 2)。このことは、少なくともこれらの場所では、有機物量が増加した場合に脱窒量も増加する可能性を示す。

本実験ではどの時期においても、脱窒反応は $k_m = 0.5 \text{ mg NO}_3 - \text{N} \cdot \text{l}^{-1}$ であると仮定して現場における脱窒速度を推定した。しかし、有機物濃度によって硝酸塩に対する k_m 値が変化する (Yoshinari & Knowles, 1977)。また脱窒細菌の種類によっても k_m は異なるため、現場における真

表 2 霞ヶ浦底泥試料における脱窒速度に対する酢酸ナトリウム添加の影響
Table 2. Influence of addition of acetate on denitrifying activity

| Station | Depth (cm) | Denitrifying activity ($\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$) | |
|---------|------------|---|----------|
| | | control | acetate* |
| 1 | 0-2 | 170 | 300 |
| | 5-7 | 101 | 93 |
| 2 | 0-2 | 400 | 340 |
| | 5-7 | 60 | 117 |
| 3 | 0-2 | 268 | 402 |
| | 5-7 | 86 | 86 |

* CH_3COONa , 2mg

の脱窒量を求めるためには、現場での測定 (Chan & Knowles, 1979; Kaplan *et al.*, 1979), またはそれに近い条件での測定 (Sørensen, 1978) を行う必要がある。

4. まとめ

霞ヶ浦、高浜入における底泥での脱窒を、アセチレン阻害法で調べた。温度が5~30°Cの範囲で上昇するにつれ、脱窒速度は、対数的に増加した。 Q_{10} は約2.3であった。硝酸塩濃度2 mg N · l⁻¹以上で脱窒速度は一定であった。Michaelis-Mentenの式によって計算すると、 k_m は約0.5 mg N · l⁻¹であった。現場の硝酸塩濃度、温度から推定した底泥表層0~2 cmでの脱窒速度は、3~12月(1980年)で10~140 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。

引用文献

- 相崎守弘・中島拓男(1981):細菌分布からみた霞ヶ浦の物質代謝の特徴。国立公害研究所研究報告,第22号,63-87.
- Andersen, J. M. (1974): Nitrogen and phosphorous budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 74, 528-550.
- Brezonic, P. L. and G. F. Lee (1968): Denitrification as a nitrogen sink in Lake Mendota, Wis. *Environ. Sci. Technol.*, 2, 120-125.
- Chan, Y-K. and R. Knowles (1979): Measurement of denitrification in two freshwater sediments by an in situ acetylene inhibition method. *Appl. Environ. Microbiol.*, 37, 1067-1072.
- Engberg, D. J. and E. D. Schroeder (1975): Kinetics and stoichiometry of bacterial denitrification as a function of cell residence time. *Water Res.*, 9, 1051-1054.
- Focht, D. D. and C. Chang (1975): Nitrification and denitrification processes related to waste water treatment. *Adv. Appl. Microbiol.*, 19, 153-186.
- Focht, D. D. and W. Verstraete (1977): Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Adv. Microbial Ecol.*, 1, 135-214.
- Kaplan, W. A., J. M. Teal and I. Valiela (1977): Denitrification in salt marsh sediments: evidence for seasonal temperature selection among populations of denitrifiers. *Microbial Ecol.*, 3, 193-204.
- Kaplan, W., I. Valiela and J. M. Teal (1979): Denitrification in a salt marsh ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 24, 726-734.
- Koike, I., E. Wada, T. Tsuji and A. Hattori (1972): studies on denitrification in a brackish lake. *Arch. Hydrobiol.*, 69, 508-520.
- Koike, I. and A. Hattori (1978): Simultaneous determinations of nitrification and nitrate reduction in coastal sediments by a ¹⁵N dilution technique. *Appl. Environ. Microbiol.*, 35, 853-857.
- Konda, T. and Y. Tezuka (1979): Bacterial flora in the water and sediment of lake Motosu-ko, an oligotrophic lake in central Japan. *Jap. J. Ecol.*, 29, 209-220.
- Madsen, P. P. (1978): Seasonal variation of denitrification rate in sediment determined by use of ¹⁵N. *Water Res.*, 13, 461-465.
- Moore, S. F. and E. D. Schroeder (1970): The effect of nitrate feed rate on denitrification. *Water.*, 5, 445-452.
- Oren, A. and T. Blackburn (1979): Estimation of sediment denitrification rates at in situ nitrate concentrations. *Appl. Environ. Microbiol.*, 37, 174-176.
- Ramsey, A. J. (1977): Aerobic heterotrophic bacteria isolated from water, mud and macrophytes of Lake Grasmere, smere, New Zealand. *N. Z. J. Marine & Freshwater Res.*, 11, 541-557.
- Reddy, K. R., W. H. Patrick, Jr. and E. Phillips (1976): Ammonium diffusion as a factor in nitrogen loss

- from flooded soil. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 40, 528-533.
- Requa, D. A. and E. D. Schroeder (1973) : Kinetics of packed-bed denitrification. *JWPCF*, 45, 1696-1707.
- Simidu, U., E. Kaneko and N. Taga (1977) : Microbiological studies of Tokyo Bay. *Microbial Ecol.*, 3, 173-191.
- Sørensen, J. (1978) : Denitrification rates in a marine sediment as measured by the acetylene inhibition technique. *Appl. Environ. Microbiol.*, 36, 139-143.
- 手塚泰彦・滝井 進・渡辺泰徳・中島拓男・近田俊文・田中康男 (1980) : 尾瀬ヶ原の池澁および湿原における微生物の分布. 文部省科学研究費成果報告書, 90-98.
- 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.
- Yoshinari, T., R. Hynes and R. Knowles (1977) : Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 9, 177-183.

霞ヶ浦の一次生産特性

岩熊敏夫¹・安野正之¹

Characteristics of Primary Production in Lake Kasumigaura

Toshio IWAKUMA¹ and Masayuki YASUNO¹

Abstract

1) Primary production of Lake Kasumigaura was measured by simulated in situ method monthly from October 1978 to October 1980 for six stations. Photosynthetic activity of phytoplankton was measured at the same time by oxygen electrode and the photosynthesis-light curve was fitted to modified Vollenweider's formula with three parameters (assimilation number, P_{max} , initial slope of the photosynthesis-light curve, ϕ ; photoinhibition factor, P_{max}/P_0).

2) Annual mean of gross primary production per unit area was between 6.6 and 9.7 $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

3) Gross production per unit area per day (GP), community respiration per unit area per day (R), the maximum gross production per unit volume per day (A_{max}), the maximum gross production per unit of chlorophyll *a* ($A_{\text{max}}/\text{Chl.}a$) and assimilation number (P_{max}) were strongly correlated with water temperature and no significant correlation was found with nutrients which were sufficient in this lake.

4) P_{max} decreased once in the summer of 1979 though the water temperature was constantly high, suggesting the presence of some controlling factors. P_{max} was lower in the summer of 1980 when it was lower in water temperature compared with the former years.

5) P_{max} of phytoplankton of Lake Kasumigaura during the period from 1978 to 1980 was higher than in the years before 1971.

6) The initial slope of photosynthesis-light curve (ϕ) was correlated with water temperature as a result of the strong correlation with P_{max} though it had been considered to be a temperature-independent factor.

7) Photoinhibition factor (P_{max}/P_0) was primarily correlated with P_{max} secondary with water temperature and tertiarily with total nitrogen. Photoinhibition could not be observed in the summer when blue-green algae were dominant whereas it was observed in the other seasons.

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi,
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

8) Community respiration per unit area per day (R) exceeded GP especially in the summer seasons. R value might be overestimated because the oxygen consumption of the sample water taken from surface layer of the lake in the daytime was much higher than that of bottom layer and than that at night.

1. はじめに

霞ヶ浦は日本の湖沼の中でも特に富栄養化の進んだ湖とされ (Sakamoto, 1966; 相崎ら, 1981 a), 一次生産に関してもこれまで多くの研究者により測定されている (Ichimura, 1958, 1961; Sakamoto, 1966; 手塚ら, 1973, 1975; 前田ら, 1974; 津野ら, 1977; 岩熊・相崎, 1979)。1975年以前の研究では一次生産の周年変動の測定は行われておらず, また多くは一地点で光合成活性を代表させている (手塚ら, 1973; 前田ら, 1974)。霞ヶ浦は高浜入と土浦入という大きな湾を持ち, 湖岸線もかなり入りくんでいるため水質特性は地点により異なるはずで, したがって全域一次生産特性を把握するためには複数の観測点を設ける必要がある。植物プランクトンの水の華現象の発生し易い高浜入ではこれまでに夏期の一次生産特性 (津野ら, 1977) および現場法による一次生産の測定 (岩熊・相崎, 1979) が行われた。本研究では調査対象を霞ヶ浦西浦全域に拡張し, 擬似現場法による一次生産量の測定と, 実験室内での光合成活性の測定を行い, その環境要因との関連を明らかにする。

2. 方法

調査地点ならびに調査時期

本調査は霞ヶ浦全域定期調査に合わせ, 1978年10月から1980年10月にかけて, 高浜入の St. 1, St. 2, St. 2', St. 4, 湖心の St. 9 および土浦入の St. 7 で行った (図1)。各測定点の水深はそれぞれ 2.1, 3.5, 3.8, 6.4, 5.9 および 2.9 m である。高浜入では夏期間に補足的な調査をいくつか行った。

環境要因

一般水質測定は相崎ら (1981b), 栄養塩類の測定は大槻ら (1981), クロロフィル a 量の測定は SCOR-UNESCO 法 (UNESCO, 1966) によった。水中照度は水中照度計 (LI-COR, LI-210) で測定し, 水面直下の光量の 1% の照度になる深さまでを有光層とした。霞ヶ浦および研究所実験池の全天日射量は館野高層気象台 ($36^{\circ} 03' N$, $140^{\circ} 08' E$) の測定値を適用した。

擬似現場法

一次生産量は湖の表層下 0.5 m より採取した試水を研究所 ($36^{\circ} 03' N$, $140^{\circ} 08' E$) に運び, 所内の実験池で擬似現場法により測定した。採水は午前10時 (St. 9) から午後3時 (St. 7) の間に行い各地点別の採水時刻は毎月ほぼ一定であった。試水をパイレックス製 100 ml フランビンに満たしバット内に水平に並べ, ステンレス製スクリーンで透過光量を 100, 30, 9.4, 4.8 および 0.8% の5段階に調節し, 暗箱に入れた暗ビンとともに実験池の水面直下で一定時間放置培養した。培

養時間は試水採取日の夜6時から24時間を原則としたが、6月から9月までの期間は正午に培養を打切った。池の水温は培養開始時と翌日の昼に測定し平均した。培養期間中の溶存酸素の変化量はウィンクラーアジ化ナトリウム変法で定量測定した。現場の照度測定データから各明ビンの照度と現場の水深との対応をとり、線型補間と0.8%以下の光量部は指数補外を行うことにより生産量を算出した。

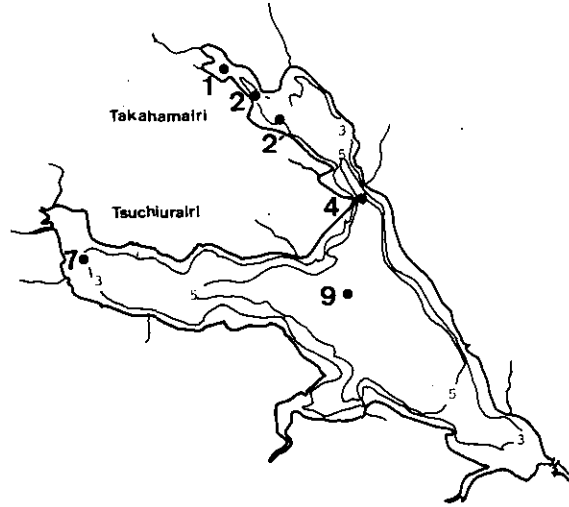


図 1 霞ヶ浦調査地点図
Fig. 1 Map of Lake Kasumigaura showing sampling stations

光合成活性

光合成活性は容量5 ml の2重槽ガラスセルに試水を満し、恒温状態で連続攪拌を行いながらタングステン球(300 w)で光照射を行い、発生する酸素量を酸素電極法(YSI 5331)で測定した。光合成活性測定時の温度は採水現場の平均水温の $\pm 1^\circ\text{C}$ 以内に設定し、採水から24時間以内に測定した。原則として試水の濃縮は行わなかったが、水温 8°C 以下の時は試水を予め5000 rpmで5分間遠沈し濃縮した。照射光は厚さ5cmの水柱を通過させ熱線を除去後、波長400nmから700nmまでの光合成有効光量を光子センサー(LI-COR, LI-190S)でセルの直前で測定した。光量はNDフィルターと距離を変えることにより、 $10 - 2000 \mu\text{ Einstein m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ($1 \text{ Einstein} = 1 \text{ E} = 6 \times 10^{23} \text{ quanta}$, タングステン球の場合 $1000 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1} \doteq 54 \text{ klx}$, Harris, 1978)の間を4-15段階に調節した。セル内への透過光量は95%とし、濃縮試水中の平均光量は $(1 - e^{-\epsilon l}) / \epsilon l$ を乗じて一次元補正を行った(Bannister, 1979)。ただし ϵ :平均吸光係数(m^{-1})、 l :セル光軸方向厚さ($= 0.018 \text{ m}$)である。例えばクロロフィルa濃度が 1000 mg m^{-3} の試水は約 $\epsilon = 16 \text{ m}^{-1}$ の吸光度を有するがこのときの補正值は0.87である。照射時間は10-15分とし暗期を10-20分おいた。暗

呼吸量は照射開始前と照射終了後に充分時間をおいた後の測定値を平均した (Dunstan, 1973)。

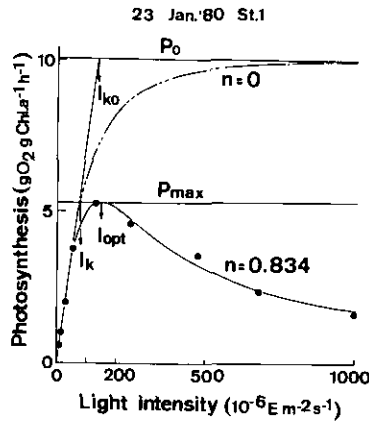


図 2 修正Vollenweider式(2)への1980年1月23日St.1の試水の光合成—光曲線のあてはめ。各光合成係数間を関係を図中に示す。
 Fig. 2 Photosynthesis-light curve of a sample from Station 1 on 23 January 1980 fitted to modified Vollenweider's formula (2). Relations between photosynthetic parameters are shown in the figure.

光合成—光曲線の数式化 (図2参照)

一般に植物プランクトンの光合成速度, P ($\text{gO}_2 \text{ g chl.}^{-1} \text{ h}^{-1}$)と照射光量, I ($\mu \text{ E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)の関係 (光合成—光曲線)は, 光が律速となる低照度域では直線的なたち上がり勾配, ϕ ($\text{gO}_2 \text{ g chl.}^{-1} \mu \text{ E}^{-1} \text{ m}^2$)を示し, 照射光量の高い領域では飽和 (最大光合成速度, P_{max})に達する。この飽和曲線の数式化はこれまでにいくつか成され, そのうちSmith (1936)の式は実測値に良く合致するものとして知られている (Talling, 1957; Jassby & Platt, 1976)。さらに照射光量を増すと光合成が阻害されることがしばしば見られ, 強光阻害と呼ばれている。Vollenweider (1965)の式はSmith (1936)の式に阻害を表わすパラメタ2つの項をかけ, 都合4つのパラメタで表示したものである。

$$P = P_0 \frac{I}{I_{k_0}} \left\{ 1 + \left(\frac{I}{I_{k_0}} \right)^2 \right\}^{-\frac{1}{2}} \left\{ 1 + \left(\frac{aI}{I_{k_0}} \right)^2 \right\}^{-\frac{n}{2}} \quad (1)$$

$a = 0$ または $n = 0$ のときに P_{max} は P_0 に合致する。いくつかの測定値をもとに非線型最小2乗法を用いて4つのパラメタを推定した結果, a は多くの場合1か, 1に近い値をとることが分った。これはFee (1973)の報告に一致する。従って $a = 1$ とおいて, P_0, I_{k_0} および n の3つのパラメタを持つ次式に実測値のあてはめを行った。

$$P = P_0 \frac{I}{I_{k_0}} \left\{ 1 + \left(\frac{I}{I_{k_0}} \right)^2 \right\}^{-\frac{n+1}{2}} \quad (2)$$

さらにパラメタを置き換えて、

$$P_{\max} = n^{-\frac{n}{2}} (n+1)^{-\frac{n+1}{2}} \cdot P_0 \quad (n \geq 0) \quad (3)$$

$$\phi = \frac{P_0}{I_{k_0}} = \frac{P_{\max}}{I_k} \quad (4)$$

$$P_{\max} / P_0 = n^{-\frac{n}{2}} (n+1)^{-\frac{n+1}{2}} \quad (5)$$

の3つのパラメタにより光合成—光曲線を評価した。このうち P_{\max} / P_0 は強光阻害係数で1から0に近づくほど強光阻害の大きくなることを意味し、Fee (1969)の δ の逆数に相当する。図2には酸素電極による光合成活性の測定値と(2)式をあてはめた例が示してある。

3. 結果

擬似現場法

各光合成測定時の実験池水温、日射量と月平均日射量および霞ヶ浦St.2の水温を図3に示す。霞ヶ浦の水温と実験池の水温はおおむね良い一致を示したが、1979年の2月に実験池の方が6°C低かった。日射量は1979年4月の測定時に少なかった。また7月にはSt.9について補足的な測定を行ったが、その時の日射量は特に少なかった。それ以外の夏期間の日射量は月平均日射量を上回っていた。

各測定点の水柱あたりの総生産量と呼吸量の年変動を図4に、水柱あたりおよび有光層内のクロロフィル a 量の年変動を図5に示す。総生産量は高浜入 (St.1, 2 および4) および土浦入 (St.7) では5月ないし6月に最大となったが、湖心 (St.9) では9月に最大となった (図4)。各測定点の水柱あたりのクロロフィル a 量と有光層内のクロロフィル a 量は同じ変動パターンを示したが、総生産のピークとクロロフィル a 量のピークは必ずしも一致しなかった。水柱あたりのクロロフィル a 量はSt.1とSt.7以外の測定点では冬期に約 0.4 g m^{-2} と低く、夏期には約 1 g m^{-2} と高くなりまた梅雨期の6月中下旬には一時的に減少する傾向が見られたが、有光層あたりのクロロフィル a 量の絶対値には顕著な季節性は見出せなかった (図5)。St.1とSt.7ではクロロフィル a 量が他の地点に比べて低かった。

群集呼吸量は表層水の酸素消費量に深さを乗じて求めた。群集呼吸量の年変動は総生産の年変動

と対応する傾向がみられたが夏期には総生産量を上回ることが多かった(図4)。

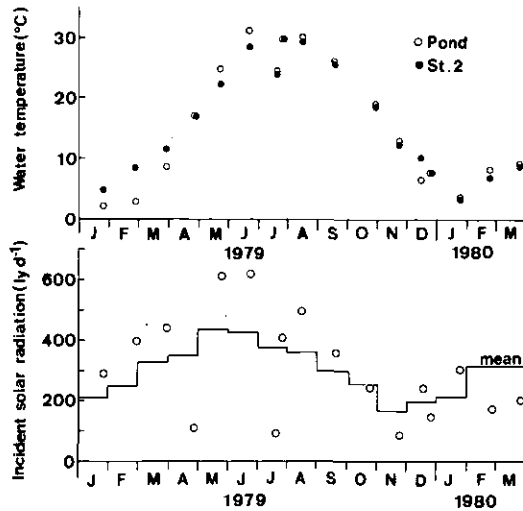


図 3 擬似現場法による一次生産量調査時点での水温、日射量および月平均日射量(実線)

Fig. 3 Water temperature and incident solar radiation at which measurements of primary production by simulated in situ method were carried out. Monthly mean solar radiation is shown by solid line

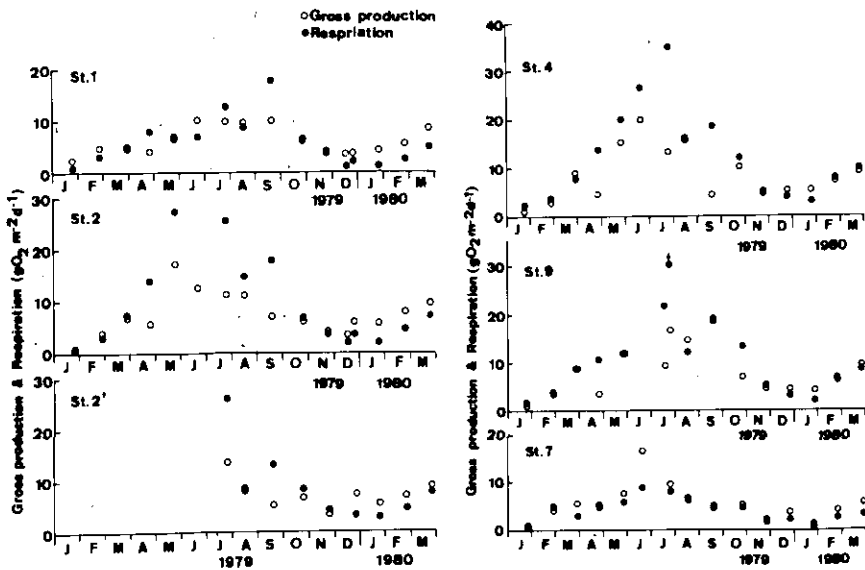


図 4 擬似現場法により求められた各地点での一次生産量の周年変動

Fig. 4 Seasonal changes in the primary productivity indices measured by simulated in situ method

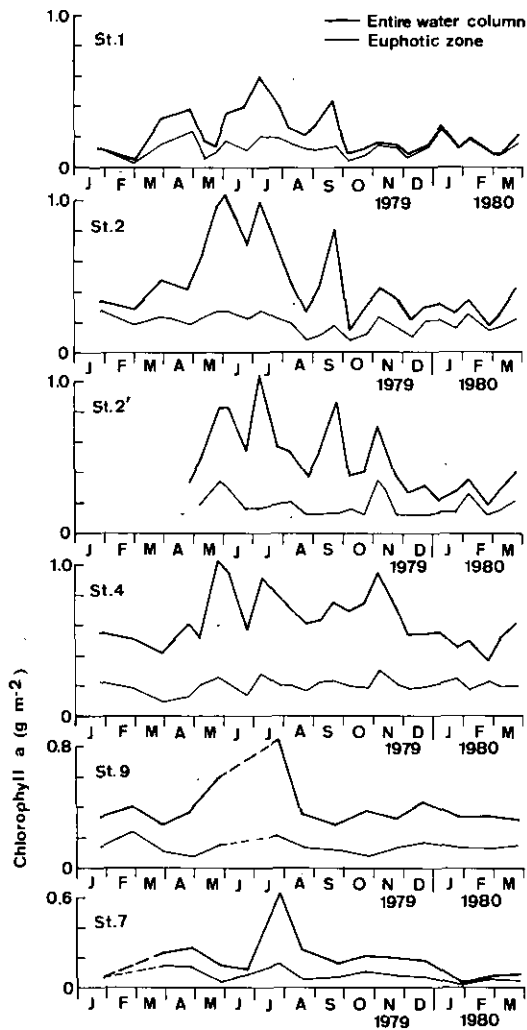


図 5 各地点の水柱内および有光層内のクロロフィル a 量の周年変動
 Fig. 5 Seasonal changes in the amount of chlorophyll a in a entire water column and in an euphotic layer

岩熊・相崎 (1979, 図 2) によると, 現場法により得られた呼吸量の鉛直変化は総生産量の変化と対応する傾向にあった。特に 4 月から 10 月の好天時には呼吸量の最大は常時表層にあり, 底層部の呼吸量の 2 倍強に達し, これは植物プランクトンの呼吸量が採水直前に明所に存在したか暗所に存在したかにより左右されたためと考えられた (岩熊・相崎, 1979)。図 4 に示す群集呼吸量は表層水の呼吸を基準にして推定されているので, 5 月から 10 月までの期間は過大に見積られている可能性がある。

一次生産の諸量と環境要因との相関を表 1 に示す (データ数 82)。環境要因は, 測定時水温 T ,

表 1 一次生産の各指標と環境要因との単相関係数(データ数82組)
記号は本文参照。

Table 1. Matrix of simple correlation coefficients for the measured primary productivity indices and environmental factors (82 data sets)

GP is gross production per unit area, *R* is respiration per unit area, *NP* is net production per unit area, A_{max} is the maximum daily gross production per unit volume, $A_{max}/Chl.a$ is the maximum daily gross production per unit of chlorophyll *a*, *T* is the temperature at which experiments were run, I_0 is the incident solar radiation on the day of experiment, I_4 is daily incident solar radiation averaged for three days prior to and the day of sample collection, *Chl.a*, T-P, T-N, PO_4 -P and $NH_4+NO_2+NO_3$ -N are the nutrient data for the water.

| | <i>R</i> | <i>NP</i> | A_{max} | $A_{max}/Chl.a$ | <i>T</i> | I_0 | I_4 | <i>Chl.a</i> | T-P | T-N | PO_4 -P | $NH_4+NO_2+NO_3$ -N |
|-----------------|----------|-----------|-----------|-----------------|----------|---------|---------|--------------|---------|---------|-----------|---------------------|
| <i>GP</i> | 0.744** | -0.312** | 0.683** | 0.680** | 0.694** | 0.604** | 0.588** | 0.346** | 0.156 | 0.121 | 0.240* | -0.239* |
| <i>R</i> | | -0.867** | 0.703** | 0.447** | 0.691** | 0.416** | 0.487** | 0.508** | 0.175 | 0.191 | 0.213 | -0.279* |
| <i>NP</i> | | | -0.490** | -0.129 | -0.465** | -0.141 | -0.254* | -0.465** | -0.132 | -0.182 | -0.124 | 0.219 |
| A_{max} | | | | 0.620** | 0.846** | 0.601** | 0.591** | 0.717** | 0.334** | 0.452** | 0.405** | 0.250* |
| $A_{max}/Chl.a$ | | | | | 0.699** | 0.533** | 0.574** | -0.006 | 0.207 | 0.085 | 0.324** | -0.122 |
| <i>T</i> | | | | | | 0.590** | 0.697** | 0.522** | 0.399** | 0.379** | 0.465** | -0.158 |
| I_0 | | | | | | | 0.645** | 0.327** | 0.279* | 0.163 | 0.334** | -0.248* |
| I_4 | | | | | | | | 0.310** | 0.312** | 0.094 | 0.301** | -0.273* |
| <i>Chl.a</i> | | | | | | | | | 0.240* | 0.476** | 0.200 | -0.206 |
| T-P | | | | | | | | | | 0.153 | 0.623** | -0.162 |
| T-N | | | | | | | | | | | 0.211 | 0.622** |
| PO_4 -P | | | | | | | | | | | | -0.110 |

** Significant at 0.01 probability level.

* Significant at 0.05 probability level.

測定時日射量 I_0 ，採水当日を含めた前4日間の平均日射量 I_4 ，クロロフィル a 量 $\text{Chl. } a$ ，全リン $T-P$ ，全窒素 $T-N$ ，リン酸態リン PO_4-P ，および溶存態の無機窒素 ($\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3 - N$) の8項目である。ここで I_4 は植物プランクトンの光への適応 (Steeman-Nielsen & Park, 1964) を考慮したものである。総生産量 (GP) と群集呼吸量 (R) との間には高い相関がみられ、両者と水温との間には高い相関がみられた。水温は単位体積あたり日最大総生産量 (A_{\max}) や、クロロフィル a 量あたりの日最大総生産量 ($A_{\max}/\text{Chl. } a$) とも高い相関を示した。水温は環境要因の中では溶存態無機窒素を除くすべての項目と相関を示した。栄養塩相互間では全リンとリン酸態リン、全窒素と溶存態無機窒素間に相関がみられ、窒素とリンとの間には有意な相関はみられなかった。

このように互いに相関がある要因の中から有意に相関のある要因を見つけ出すために、段階的に変数を選択し偏相関を調べた (ステップワイズ回帰分析, 表2)。温度以外の要因では、日射量が GP 、 A_{\max} および $A_{\max}/\text{Chl. } a$ と相関があり、クロロフィル a 量が R 、純生産 (NP) および $A_{\max}/\text{Chl. } a$ と相関があった。また I_4 と生産量との間には有意な相関がみられなかった。栄養塩の各項目はいずれの一次生産の諸量とも有意な相関が見られず、栄養塩が制限要因となっていないことを示唆していた。一次生産諸量を表わす重回帰式は次のとおりである。ただし r は重相関係数である。

$$GP = 1.39 + 0.218 T + 0.081 I_0 \quad (r^2 = 0.54) \quad (6)$$

$$R = -1.54 + 0.469 T + 30.3 \text{ Chl. } a \quad (r^2 = 0.51) \quad (7)$$

$$A_{\max} = -3.80 + 0.340 T + 42.3 \text{ Chl. } a + 0.0056 I_0 \quad (r^2 = 0.83) \quad (8)$$

$$A_{\max}/\text{Chl. } a = 34.3 + 4.42 T - 502 \text{ Chl. } a + 0.067 I_0 \quad (r^2 = 0.70) \quad (9)$$

$$R/\text{Chl. } a = 14.6 + 1.23 T - 113 \text{ Chl. } a \quad (r^2 = 0.57) \quad (10)$$

単位はそれぞれ GP および R は $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、 A_{\max} は $\text{gO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 、 $A_{\max}/\text{Chl. } a$ と $R/\text{Chl. } a$ は $\text{gO}_2 \text{ gChl. } a^{-1} \text{ d}^{-1}$ 、 T は $^{\circ}\text{C}$ 、 I_0 は ly d^{-1} ($\text{gcal cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$) および $\text{Chl. } a$ は g m^{-3} である。総生産量 (GP) と群集呼吸量の変動についてはここで調べた以外の要因が約50%寄与している。例えば植物プランクトンの種組成、動物プランクトンおよび細菌類による呼吸消費などがその要因として考えられる。温度 T の指数関数で生産量を表現すると、

$$GP = 3.00 \exp(0.0442 T) \quad (11)$$

$$R = 1.06 \exp(0.0738 T) \quad (12)$$

$$A_{\max} = 1.63 \exp(0.042T) \quad (13)$$

$$A_{\max}/\text{Chl. } a = 29.2 \exp(0.0485T) \quad (14)$$

$$R/\text{Chl. } a = 8.70 \exp(0.0477T) \quad (15)$$

である。温度とGPおよびRの関係を図6に示す。水温が8°C付近のところでGPが高くなる傾向がみられる。これは12月から2月の間の季節に対応している。温度と A_{\max} 、 $A_{\max}/\text{Chl. } a$ および $R/\text{Chl. } a$ の関係を図7に示す。

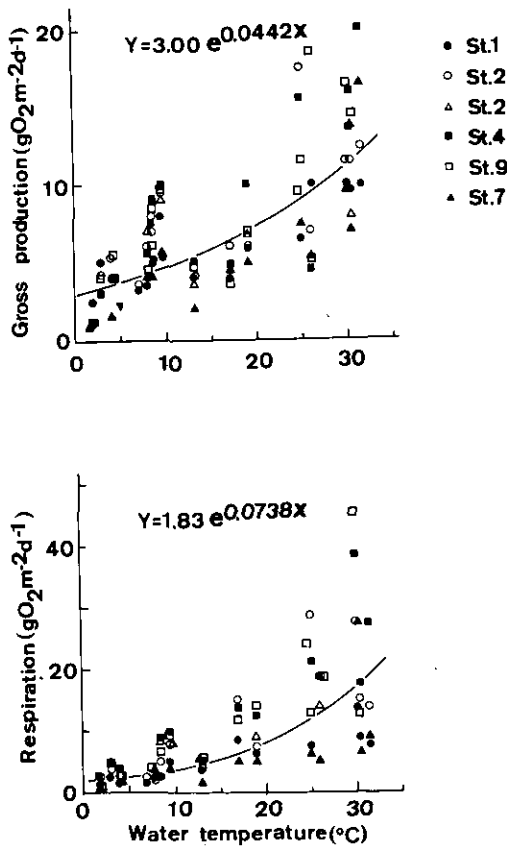


図 6 単位面積あたりの総生産量および呼吸量と水温との関係
 Fig. 6 Relation between gross primary production per unit area and water temperature (upper) and relation between community respiration per unit area and water temperature (lower)

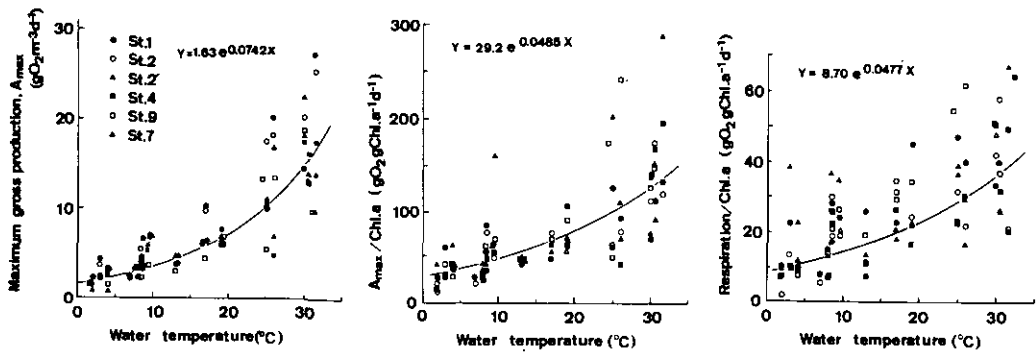


図 7 単位体積あたりの総生産量 (A_{max}), クロロフィルa量あたりの A_{max} およびクロロフィルa量あたりの呼吸量と水温との関係
 Fig.7 Relations of maximum daily gross production per unit volume (A_{max}), A_{max} per unit of chlorophyll a, and respiration per unit of chlorophyll a to water temperature

$R/Chl.a$ のばらつきが大きいことが注目され、特に St.7 で大きい値を示すことが多く、この地点で酸素消費を増大させる要因が働いていることを示している。指数曲線にあてはめた時の Q_{10} 値は GP については 1.56, R については 2.09, A_{max} については 2.10, $A_{max}/Chl.a$ については 1.61 であった。

1979年4月から1980年3月までの12か月間の平均一次生産量を表3に示す。ただし St.9 は6月に欠測があったため、7月に補足的に行った調査結果を含めて12か月分とした。また St.2' は1979年7月から80年3月までの10か月分の平均である。年平均総生産は St.4, St.9, St.2, St.2', St.1, St.6 の順に低くなったが最大値と最小値の比は 1.6 で、地点間で大きな違いの無いことを示している。呼吸量は総生産と全く同じ順に低くなった。呼吸量は St.7 を除き、いずれも総生産を上回り純生産は負になった。これは表層から採取した試水について測定した呼吸量に単純に深さを乗じて水柱あたりの呼吸量を求めたので、先にも論じたように呼吸量を過大に評価しているためと考えられる。従って表3の群集呼吸量および純生産量は暫定的な値で、現場法で得られるであろう値に修正するためには、この群集呼吸量に例えば 0.75 を乗じておく必要がある(表層の呼吸量が底層の呼吸量の2倍であるとし、深さ方向に呼吸量が直線的に変化すると仮定すれば、水柱あたりの群集呼吸量は、表層の呼吸量に深さを乗じた値の 0.75 となる)。その場合呼吸量は St.1, 2, 2', 4, 9 および 7 でそれぞれ 5.1, 8.8, 6.5, 10.8, 9.7, 3.4 $gO_2 m^{-2} d^{-1}$ となる。表3から総生産量は水深と正の相関があることが推察され、クロロフィルa濃度が決して高くない St.4 や St.9 で年間の総生産量が高くなった。

表 2 一次生産の各指標と環境要因との偏相関係数(データ数82組)
記号は表1に同じ。

Table 2. Partial correlation coefficients for the measured primary productivity indices and environmental factors(82 data sets)
Abbreviations are the same as in table 1.

| | T | I_0 | I_4 | Chl.a | T-P | T-N | PO ₄ -P | NH ₄ +NO ₂ + NO ₃ -N |
|-------------------------|----------|---------|--------|----------|--------|--------|--------------------|--|
| GP | 0.525** | 0.334** | 0.077 | -0.039 | -0.215 | -0.198 | -0.167 | -0.126 |
| R | 0.580** | 0.007 | 0.033 | 0.239* | -0.167 | -0.208 | -0.161 | -0.211 |
| NP | -0.295** | 0.204 | 0.088 | -0.294** | 0.082 | 0.107 | 0.106 | 0.130 |
| A_{\max} | 0.710** | 0.275* | -0.046 | 0.616 | -0.057 | 0.103 | 0.054 | -0.122 |
| $A_{\max}/\text{Chl.a}$ | 0.750** | 0.284* | 0.035 | -0.628** | -0.129 | -0.051 | -0.072 | -0.085 |

** Significant at 0.01 probability level.

* Significant at 0.05 probability level.

表 3 1979年4月より1980年3月までの12か月の間、擬似現場法により求めた一次生産量の平均値

St.2'については1979年7月から1980年3月までの9か月の平均値である。呼吸量は過大に推定されてるため暫定値である。酸素量から炭素量への変換は光合成商、PQ=1として行った。

Table 3. Primary production averaged for twelve months from April 1979 to March 1980 measured by simulated in situ method

Data for Station 2' are averaged for nine months from July 1979 to March 1980. Respiration data should be treated as overestimates. Conversion from oxygen to carbon was made assuming photosynthetic quota, PQ=1. Unit: gO₂ m⁻² d⁻¹ (gC m⁻² d⁻¹)

| | St. 1 | St. 2 | St. 2' | St. 4 | St. 9 | St. 7 |
|------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|--------------|
| Depth (m) | 2.1 | 3.5 | 3.8 | 6.4 | 5.9 | 2.9 |
| Gross production | 6.6 (2.5) | 8.8 (3.3) | 7.3 (2.7) | 9.7 (3.6) | 9.1 (3.4) | 6.0 (2.3) |
| Respiration | 6.8 (2.6) | 11.8 (4.4) | 8.7 (3.3) | 14.5 (5.4) | 12.9 (4.8) | 4.5 (1.7) |
| Net production | -0.2 (-0.1) | -3.0 (-1.1) | -1.4 (-0.5) | -4.8 (-1.8) | -3.8 (-1.4) | 1.5 (0.6) |

光合成活性

1978年から1980年にかけての最大光合成度 P_{\max} , たち上がり勾配 ϕ , 強光阻害係数 P_{\max}/P_0 および測定時の水温の年変動を図8に示す。 P_{\max} はSt.1では1979年6月に、St.2では少し遅く7月初めに高い値を示し7月の終わりから8月にかけて一時低くなった後9月に再び高くなった。10

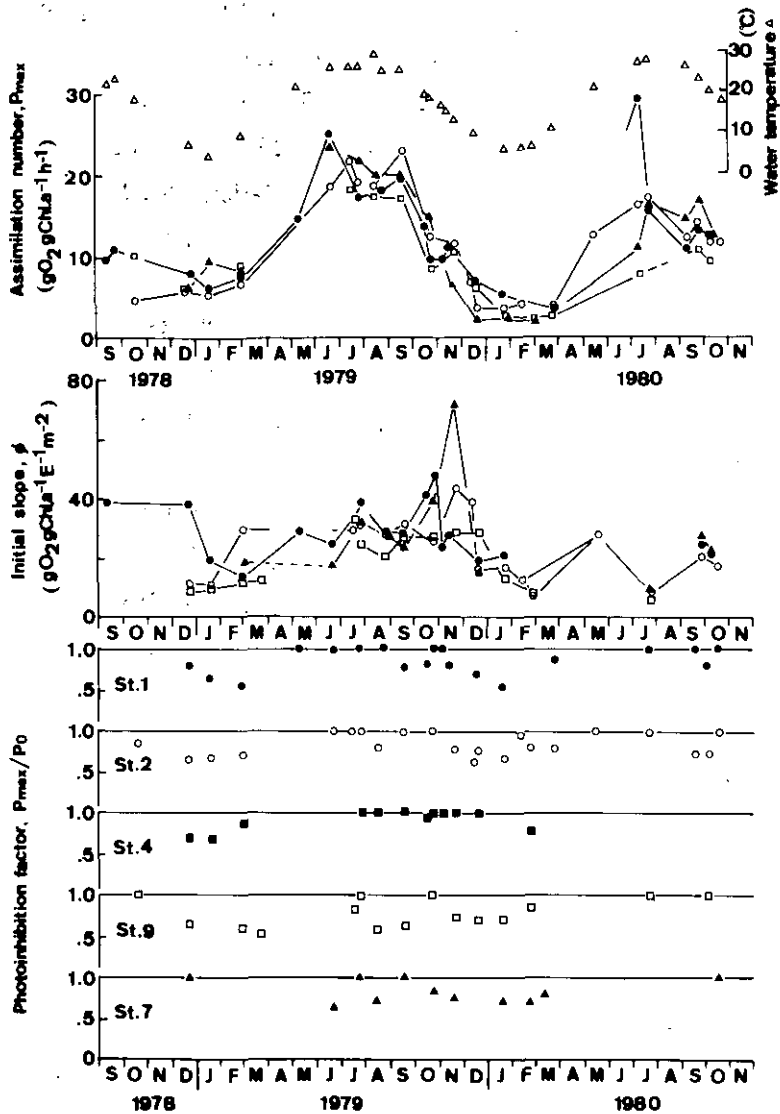


図 8 各光合成係数の2年間の周年変動

上：最大光合成 P_{max} および測定時水温
 中：光合成—光曲線のたち上がり勾配 ϕ
 下：強光阻害係数 P_{max}/P_0

Fig. 8 Seasonal changes in photosynthetic parameters over a period of two years

Upper : Assimilation number, P_{max} and water temperature at which measurements were carried out.

Middle : The initial slope of photosynthesis-light curve, ϕ .

Lower : Photoinhibition factor, P_{max}/P_0 .

月以降は急速に低下したが、11月に一時高い値を示すときがあった。7月から8月にかけて P_{\max} の低下する時期には水温が特に低くなることは無かったので、この時期にSt.1とSt.2では植物プランクトン自体の活性が低下していたか、栄養塩の律速が存在した可能性を示唆している。St.7の P_{\max} は1979年は6月に高くそれ以後は冬にかけて低下する一方であった。湖心のSt.9では1979年の7月から9月の間は P_{\max} の値に差はみられなかった。1980年は例年に比べて夏期に水温が低かったが、 P_{\max} は7月初めにSt.1で高い値を示した以外は各地点とも7月、8月および9月の値が1979年よりも低かった。またこの間 P_{\max} が一時低下する現象が9月初めに観察された。

たち上がり勾配 ϕ にははっきりした周年変動がみられなかったが、地点を合わせた全体が同じように変動していたことから共通の環境要因に支配されていることが推察された。

強光阻害係数 P_{\max}/P_0 は P_{\max} が高い値を示す時には1に近くなり、 P_{\max} の低い11月から3月にかけては P_{\max}/P_0 は0.6から0.8を示した。またSt.4では他の地点と異なり、1979年7月から12月までの間 P_{\max}/P_0 はほぼ1に近かったことが注目される。

表4に光合成-光曲線の3つのパラメータと環境要因との相関を示す(データ数52)。環境要因は、測定時の水温 T 、採水当日を含め前4日間の平均日射量 I_4 、全リン T-P、全窒素 T-N、リン酸態リン PO_4-P 及び溶存態無機窒素の6項目である。光合成-光曲線の3つのパラメータ間には有意な相関がみられ、各パラメータとも環境要因の中では水温と最も強い正の相関を示していた。3つのパラメータは独立でなく、特にたち上がり勾配 ϕ と強光阻害係数 P_{\max}/P_0 は環境要因よりも、この2つのパラメータ相互の相関が高く、表4のすべての変数を用いて偏相関をとると、 ϕ には P_{\max}/P_0 だけが有意な要因となり、 P_{\max}/P_0 には有意な要因が見出せなかった。環境要因内での相関は表1と全く同じ結果が出た。各パラメータ間の相関は無視して、各パラメータと有意な相関のある環境要因をステップワイズ回帰で求めた結果を表5に示す。最大光合成速度 P_{\max} は水温とのみ強い相関を示し、たち上がり勾配 ϕ は水温 T に正の相関、照度の履歴 I_4 に負の相関を示した。また ϕ は溶存態無機窒素とも正の相関を示していた。強光阻害係数 P_{\max}/P_0 は水温 T と全窒素 T-N に正の相関を示した。光合成-光曲線の各パラメータと環境要因の重回帰式は次のとおりである。

$$P_{\max} = 0.40 + 0.678 T \quad (r^2 = 0.80) \quad (16)$$

$$\phi = 0.084 + 0.0038 T - 0.0002 I_4 \quad (17)$$

$$+ 0.0141 \text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3 - \text{N} \quad (r^2 = 0.43) \quad (18)$$

$$P_{\max}/P_0 = 0.64 + 0.0065 T + 0.053 \text{ T-N} \quad (r^2 = 0.31) \quad (19)$$

表 4 光合成活性の3つのパラメタと環境要因との単相関係数(データ数53組)
記号は本文参照。

Table 4. Matrix of simple correlation coefficients for measured photosynthetic parameters and environmental factors(53 data sets)

P_{max} is assimilation number, ϕ is initial slope of the photosynthesis-light curve, P_{max}/P_0 is photoinhibition factor, T is the temperature at which experiments were run, I_4 is daily incident solar radiation averaged for three days prior to and for the day of sample collection, T-P, T-N, PO_4-P and $NH_4+NO_2+NO_3-N$ are the nutrient data for the water.

| | ϕ | P_{max}/P_0 | T | I_4 | T-P | T-N | PO_4-P | $NH_4+NO_2+NO_3-N$ |
|---------------|--------|---------------|---------|---------|---------|---------|----------|--------------------|
| P_{max} | 0.320* | 0.403** | 0.893** | 0.602** | 0.380** | 0.365** | 0.386** | -0.223 |
| ϕ | | 0.536** | 0.457** | -0.047 | 0.136 | 0.247 | 0.211 | 0.198 |
| P_{max}/P_0 | | | 0.488** | 0.219 | 0.100 | 0.444** | 0.061 | 0.163 |
| T | | | | 0.619** | 0.419** | 0.401** | 0.374** | -0.133 |
| I_4 | | | | | 0.391** | 0.261 | 0.326* | -0.167 |
| T-P | | | | | | 0.240 | 0.689** | -0.138 |
| T-N | | | | | | | 0.268 | 0.566** |
| PO_4-P | | | | | | | | -0.034 |

** Significant at 0.01 probability level.

* Significant at 0.05 probability level.

表 5 光合成活性の各パラメタと環境要因との偏相関係数(データ数53組)
記号は表4に同じ。

Table 5. Partial correlation coefficients for the measured photosynthetic indices and environmental factors(53 data sets)

Abbreviations are the same as in table 4.

| | T | I_4 | T-P | T-N | PO_4-P | $NH_4+NO_2+NO_3-N$ |
|---------------|---------|----------|--------|--------|----------|--------------------|
| P_{max} | 0.893** | 0.139 | 0.012 | 0.016 | 0.126 | -0.233 |
| ϕ | 0.639** | -0.464** | 0.043 | -0.133 | 0.122 | 0.276* |
| P_{max}/P_0 | 0.377** | -0.134 | -0.168 | 0.311* | -0.205 | 0.074 |

** Significant at 0.01 probability level.

* Significant at 0.05 probability level.

ただし単位は P_{max} は $gO_2 \cdot gChl. a^{-1} \cdot h^{-1}$, ϕ は $gO_2 \cdot gChl. a^{-1} \cdot E^{-1} \cdot m^2$, P_{max}/P_0 は無次元, T は $^{\circ}C$ および栄養塩濃度は $g \cdot m^{-3}$ である。また r は重相関係数である。 P_{max} は図9にも示すとおり水温 T

と高い相関を示していた。これに指数曲線をあてはめると

$$P_{\max} = 3.24 \exp(0.0647 T) \quad (20)$$

であった。この場合 Q_{10} は1.91である。 ϕ と P_{\max}/P_0 の変動にはここで調べた以外の要因が大きく作用している。

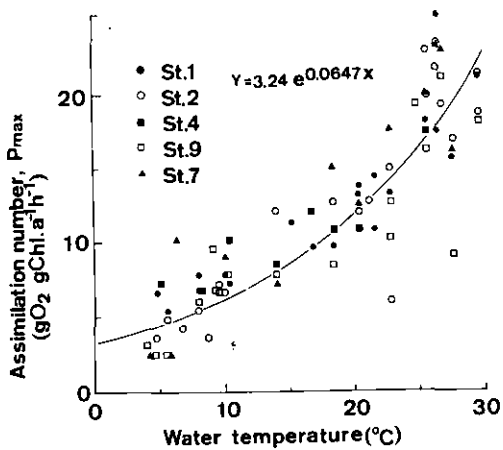


図 9 最大光合成 P_{\max} と水温との関係
Fig.9 Relation between assimilation number, P_{\max} and water temperature

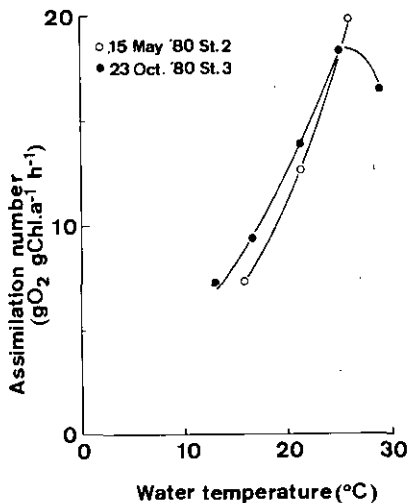


図 10 異なる水温下での最大光合成
Fig.10 Assimilation number at different temperature

同じ日の試水について水温を変化させて P_{\max} の測定を試みた例を図10に示す。採取時の水温の±9°C以内の温度範囲で馴化期間は1時間で測定を行った。5月15日の試水の Q_{10} は2.59で、10月23日の試水の Q_{10} は12°Cから21°Cの間で2.24であり、いずれも図9で得られた P_{\max} の Q_{10} よりも大きかった。

4. 考 察

一次生産量のうち総生産量を支配する要因には、1) 植物プランクトンの現存量 (Chl. *a* 量) 2) 栄養塩濃度, 水温, 日射量などの環境要因および 3) 植物プランクトン自体の活性があげられる。本研究では年間を通じて統計処理をする限りでは、霞ヶ浦の栄養塩濃度は一次生産の制限要因となっていないことがわかり、水柱あたりの総生産量 (GP) は水温と日射量に強い正相関を示した(表2)。植物プランクトンの現存量は水柱あたりの群集呼吸量 (R) と弱い正相関を示したが、 GP とは有意な相関を示さなかった。また植物プランクトンの光合成活性を表わすパラメタのうち最も重要な最大光合成速度 (P_{\max}) も年間を通じては栄養塩との間に有意な相関を示さなかった(表5)。つまり霞ヶ浦では、水温が P_{\max} を支配し、さらに日射量が組み合わさることにより GP が決まるといえる。

Eppley (1972) はバッチ培養藻類の増殖率に関する過去のデータを整理し、栄養塩と光の制限が無い時には最大増殖率 $\hat{\mu}_E$ は温度 T (°C) の関数として

$$\hat{\mu}_E = 0.851 \exp (0.0633 T)$$

で表わせるとした。この式の Q_{10} 値は1.88である。同様の試みは連続培養藻類について Goldman & Carpenter (1974) により成され、 $Q_{10} = 2.08$ の次式

$$\hat{\mu}_{CC} = 5.35 \times 10^9 \exp (-6472/(T + 273))$$

が示された。本研究でも P_{\max} と水温は特に相関が高く ($r^2 = 0.80$)、 Q_{10} 値は1.91であった。 G P の Q_{10} 値は1.56で水柱あたりの群集呼吸量 (R) の Q_{10} 値の2.09より低く、温度の高い夏期には呼吸量が相対的に高くなり、純生産に不利になることを示唆していた。総生産量の Q_{10} 値が呼吸量の Q_{10} 値を下回る例は他の富栄養湖でも数多く報告されているが (Megard, 1972; Nakanishi, 1975; Jewson, 1976; Jones, 1977), 霞ヶ浦のように夏期の水温が30°Cにまで上昇する湖ではこの影響は大きいものと推察される。

夏期の霞ヶ浦高浜入のSS中の炭素量とクロロフィル *a* 量の比 $C/Chl. a$ は津野ら (1977) によれば49である。また高浜入の夏期の動物プランクトンの現存量は平均すると乾重で約 1 g m^{-3} であり (安野ら, 1981), 動物プランクトンの炭素量を50%であるとし、さらに $Chl. a$ 濃度を 0.1 g m^{-3} とすると、高浜入の植物プランクトンの $C/Chl. a$ 比は44と見積ることができる。Eppley (1972)

は植物プランクトンの $C/Chl.a$ は30から150の間の値を示し、栄養塩の欠乏が無ければ低い値を示すことを指摘しており、この点からも高浜入では栄養塩が制限要因となっていないことが分る。次に P_{max} を今まで報告されている湖沼、海洋のデータと比較してみよう。(20)式に $T=20^{\circ}C$ および $25^{\circ}C$ を代入し光合成商を1とすると $20^{\circ}C$ では $P_{max} = 11.8 \text{ gO}_2 \text{ gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1} = 4.4 \text{ gC gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1}$, $25^{\circ}C$ では $P_{max} = 16.3 \text{ gO}_2 \text{ gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1} = 6.1 \text{ gC gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1}$ となる。Parsons et al. (1977) によれば P_{max} は培養藻類では2-6, 湿帯の海洋では0.3-6, 富栄養湖で2-6 $\text{gC gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1}$ である。霞ヶ浦の P_{max} はこれらと比較して高いと言えよう。 $C/Chl.a = 44$ の値を用い霞ヶ浦の植物プランクトンの P_{max} を e を底とする増殖率に換算すると $25^{\circ}C$ において $\mu = 3.33 \text{ d}^{-1}$ となり、日長を12時間と仮定して $\mu = 1.67 \text{ d}^{-1}$ が得られる。ただし呼吸は考慮していない。(21), (22) 式より $25^{\circ}C$ では $\hat{\mu}_E = 4.14 \text{ d}^{-1}$, $\hat{\mu}_{CC} = 1.98 \text{ d}^{-1}$ となり霞ヶ浦の μ の方が小さく、この点からは霞ヶ浦の一次生産はまだ極限值に達しているとは考えられない。しかし霞ヶ浦の過去の測定値と比較すると近年の夏期のラン藻優先期の P_{max} は約 $15 \text{ gO}_2 \text{ gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1}$ である(佐々木, 1973; 手塚ら, 1975; 岩熊・相崎, 1979) のに対し、1971年以前は1956年に $7-9 \text{ gO}_2 \text{ gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Ichimura, 1958, 1961), 1971年には $7.5 \text{ gO}_2 \cdot \text{gChl.} \cdot a^{-1} \text{ h}^{-1}$ (前田ら, 1974, ^{14}C 法より換算) と約半分の値である。近年の霞ヶ浦の植物プランクトンの大発生はこのような一次生産力の増加と密接にかかわっているであろう。

1979年の7月から8月にかけて、St.1およびSt.2で P_{max} が低下する傾向を観測した(図8)。この時期には硝酸態窒素が無機態窒素の中でも量が少なくなる(大槻, 1981)。大槻(1979, 1981) は ^{15}N を用い夏期の優先種である *Microcystis* が無機態窒素の中でも硝酸態窒素を選択的に吸収することを示し、硝酸態窒素が夏期の藻類の増殖制限要因となる可能性を示唆した。夏期に限ってみるとこのように水温以外の要因と P_{max} との関連が出てくる可能性はあるが、本研究では夏期に限った統計解析が行えるだけのデータが揃わず、今後の検討課題となった。

光合成-光曲線のたち上がり勾配 (ϕ) は量子収量に関係していて温度に依存しないと考えられていたが(Bannister, 1974), 本研究では P_{max} に強く依存し、したがって水温と正の相関を示した(表4, 表5)。 ϕ と P_{max} の正相関は沿岸海域(Platt & Jassby, 1976)および湖沼(Lastein & Gargas, 1978)で報告されているが、いずれも3日間ないし4日間の照度の履歴とは相関が無いとしている。しかし本研究では4日間の照度の履歴 I_4 は ϕ と負の相関を示した。このことは弱光下での植物プランクトンの適応(Ryther & Menzel, 1956)からは説明がつかない。一方無機態窒素と ϕ の正相関が得られたが(表5), ϕ の年変動は栄養塩レベルとの関連(Schindler & Fee, 1973; Williams, 1978)によるものであることは確かであろう。 ϕ の変動にはここで調べなかった他の要因が関与している可能性がある。たとえばPlatt & Jassby (1976) はセルサイズと ϕ の間に反比例の関係があり、植物プランクトン構成種のサイズ分布が ϕ の変動に寄与しうることを指摘している。

強光阻害係数 P_{max}/P_0 についてはこれまでFee(1973)または同様の係数をHarris(1978)やPlatt et al (1980)が扱った以外は定量的に論じられていないようで、多くの場合は光飽和状態まで扱

われてきた (たとえば Nakanishi, 1976; Platt & Jassby, 1976; Lastein & Gargas, 1978)。 P_{\max}/P_0 は地点により差異がみられ、St.4では1979年12月近くまで1であったが、他のSt.1やSt.2では9月、10月に1を下回り、藻類の組成に関連あることを示唆していた。今村・安野 (1981)によれば、 P_{\max}/P_0 が1である期間はラン藻類の優占している時期で、他の緑藻ないしはケイ藻の優占している時期には1以下のことが多かった。野外のラン藻、特に *Microcystis* が優占する藻類集団では光合成活性の強光阻害は認められないことが多く (Okino, 1973; 岩熊・相崎, 1979; Imamura, 1981), むしろ強光阻害がありとされた報告 (佐々木ら, 1973)が例外的である。強光阻害の無い時には酸素電極を用いた10分間以内の測定値は ^{14}C を使った光合成測定値によく合致することが知られているが (Takahashi *et al.*, 1971; Harris & Piccinin, 1977), 一方強光阻害は光照射時間を延長すると強くその作用が現れる (Takahashi *et al.*, 1971; Harris, 1978)。したがって強光阻害のあらわれることの多い10月から5月にかけての光合成量測定では、水界の混合による植物プランクトンの移動の距離と所要時間を考慮し実験的に照度を変動させるなど (Harris, 1973; Harris & Lott, 1973; Marra, 1978 a, b) 光照射時間を考慮した光合成-光曲線を作成しなければならない。また照射光量を強くしていく時と弱くしていく時に起きる光合成活性のヒステリシス現象 (Harris & Lott, 1973; Falkowski & Owens, 1978; Gallegos *et al.*, 1980) や波に影響された水面近くでの光量の変動 (Dera & Gordon, 1968) も考慮する必要がある。

湾奥部のSt.1, St.2 およびSt.7 では初夏の光合成活性が高い傾向がみられたが (図8), 年間を通じては地点間で光合成活性の大きな違いはみられない (手塚ら, 1975; 岩熊・相崎, 1979) という従来通りの結果が得られた (図9)。一般に藻類の現存量と藻類による光の吸光減衰に着目すると、湖沼の平均水深が浅いほど一次生産量は多くなるが (Sakamoto, 1966), 霞ヶ浦の場合は水深が浅いほど年間の総生産量は少なかった (表3)。この結果の説明には2つの要因が考えられる。一つは藻類の密度効果である。すなわち、霞ヶ浦では湾奥部の水深の浅い水域ほどクロロフィル *a* 濃度が高く (相崎ら, 1981b), また霞ヶ浦のように藻類の濃度の高い湖では藻類濃度の増加により光合成速度は低下する (津野ら, 1977) という可能性である。しかし、本研究ではクロロフィル *a* 濃度は総生産量に寄与していなかった (表2)。もう一つは流入河川から搬入される懸濁物質や風により舞上った底泥による生産層中の透過光量の減少の可能性である。この場合水深の浅い湾奥部ほど流入河川と風の影響を受けやすいことが推察される。またSt.7 付近では砂利採取のための浚渫作業が行われており、相崎ら (1981b) のデータによればこの地点ではクロロフィル量が他の地点より少いわりには透明度が低く、底泥の舞い上がりの影響によるものと考えられる。

表層水で全水深の群集呼吸量を代表させる場合には、呼吸量の鉛直方向の変化 (Gibson, 1975; 岩熊・相崎, 1979) とその日周変動 (Ganf, 1974; 岩熊・相崎, 1979) に留意しなければならない。ラン藻が優占する時期の野外の藻類のクロロフィル *a* 量あたりの暗呼吸量は、夜間に較べて日中とくに午後の表層で高い値を示し Ganf (1974) によれば3倍、岩熊・相崎 (1979) によれば7倍の値を示している。光照射が暗呼吸速度を増加させる現象は緑藻、ケイ藻や鞭毛藻では認められな

いという報告があるが (Falkowski & Owens, 1978), ラン藻については明所に 8-10 時間置くことにより *Plectonema boryanum* で暗呼吸速度が 10 倍高くなること (Padan *et al.*, 1971) や野外から採取したラン藻が優占する試水に 15°C で 48 時間光を照射すると暗呼吸が 1.3-1.7 倍高くなること (Gibson, 1975) が認められている。この暗呼吸量の増加は細胞内への光合成産物の蓄積に依存しており (Padan *et al.*, 1971, Gibson, 1975), したがって日中に測定された呼吸量の鉛直分布は下層に向って減少するパターンを示す (Ganf, 1974; Gibson, 1975; 岩熊・相崎, 1979)。ところで植物が明所で行なう呼吸には暗呼吸のほかにグリコール酸が酸化される光呼吸があり, 藻類についても報告されている (Lex *et al.*, 1971; Tolbert, 1974)。藻類への照射光量が I_k (図 2 参照) を起えたと光呼吸が観測され (Harris & Piccinin, 1977), その速度は暗呼吸の 20 倍 (Lex *et al.*, 1971) から 60 倍 (Harris & Piccinin, 1977) にも達し, 光照射を中断すると約 1 分間は光呼吸が持続しもとの暗呼吸の速度に回復するまでには 30 分のオーダーの時間がかかるという (Harris & Piccinin, 1977)。したがって酸素法による日中の短時間の呼吸量測定では暗ビン調製時に光呼吸の分だけ呼吸量を過大に推定する可能性があり (岩熊・相崎, 1979), また昼夜の暗呼吸量の差ももちろん呼吸量の過大推定の原因となる。

植物プランクトンの暗呼吸速度 R_d と最大光合成速度 P_{max} との比は培養したものについて 1/2 から 1/20 の間の値を示し (Mc Allister *et al.*, 1964; Humphrey, 1975), 特に鞭毛藻については比が大きい (Dunstan, 1973; Humphrey, 1975)。今まで多くの研究者が採用している $R_d/P_{max} = 1/10$ (Steeman-Nielsen & Hansen, 1959) を用いて 25°C, Chl. *a* 濃度が 0.1 g m^{-3} , $I_0 = 400 \text{ ly d}^{-1}$ および水深 2 m として R を (16) 式より求めると $7.8 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ となり実測値の回帰式 (7) より求まる呼吸量 $13.2 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ の約 60% になる。しかし R_d または R_d/P_{max} は種により非常に大きく異り (Ryther & Guillard, 1962; Dunstan, 1973) また同一種でも培養条件で非常に異なるため (Sakamoto, 1966), このような R の推定法は便宜的なものに過ぎない。

本研究での夏期間の群集呼吸量の推定値は表層水全水深を代表させたため, 少なくとも現場法による測定値 (岩熊・相崎 1979) より 20-30% 多いものと考えられる。さらにこの現場法による測定値も日中の試水について求めたもののため, 真の群集呼吸量より過大な値を示していると考えられる。群集呼吸量の中で動物プランクトンの呼吸の占める割合は小さいと考えられているが (Ganf, 1974; Gibson, 1975), 細菌による溶存有機物の分解に伴う酸素消費は夏期の高浜入での DOC が 10 ppm にも達することから (相崎ら, 1981b) 非常に大きいと考えられ, 呼吸量測定中の細菌の増殖により群集呼吸量を過大に評価している可能性がある。以上の点から今後は本研究を含めて, 酸素法による過去の一次生産量測定値のうち群集呼吸量は小さい値に修正され, したがって純生産量が高い値に修正されるものと考えられる。

5. まとめ

1978 年 10 月から 1980 年 10 月まで毎月 1 回霞ヶ浦の 5 地点について擬似現場法により一次生産を

測定した。また同じ試水について光合成活性を酸素電極により測定し得られた光合成-光曲線を3つのパラメタ(最大光合成速度, P_{\max} ; 光合成-光曲線のたち上がり勾配, ϕ ; 強光阻害係数 P_{\max}/P_0)を持つ修正 Vollenweider式にあてはめた。

単位面積あたりの年平均総生産は $6.6-9.7 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であった。

単位面積あたりの一日本あたりの総生産量 (GP), 群集呼吸量 (R), 単位体積あたりの一日本あたりの最大総生産量 (A_{\max}), 単位クロロフィル a 量あたりの最大総生産量 ($A_{\max}/\text{Chl. } a$) および最大光合成速度 (P_{\max}) は水温と高い相関を示し栄養塩類とは相関を示さなかった。このことから霞ヶ浦では栄養塩が十分に存在していると考えられた。

本研究で得られた P_{\max} は他の湖沼, 海洋および1971年以前の霞ヶ浦の藻類の P_{\max} より大きかった。

1979年の夏期には水温が高い状態が続いたが P_{\max} が一度低下する傾向がみられ, 水温以外の他の要因が関与したものと考えられた。1980年は例年に比べ夏期の水温が低く P_{\max} は低かった。

ϕ は従来温度に依存しないと考えられていたが, P_{\max} と高い相関を示したがって水温と高い相関を示した。

強光阻害係数 P_{\max}/P_0 は第1に P_{\max} と第2に水温と第3に全窒素濃度と高い相関を示した。強光阻害はラン藻が優占する夏期には観察されなかったが, 他の季節には観察された。

群集呼吸量 R は特に夏期に GP より大きかった。夜間に比べまた底層に比べて高い呼吸速度をもつ日中の表層より採取した試水を用いて R を測定したために, この R は過大に推定されたと考えられる。

謝 辞

筑波大学高橋正征博士には原稿をご校閲いただいた。記して感謝の意を表明いたします。

引 用 文 献

- 相崎守弘・福島武彦・河合崇欣・細見正明・村岡浩爾 (1981 a) : 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。
- 相崎守弘・大槻晃・岩熊敏夫・福島武彦・河合崇欣・今村典子・海老瀬潜一・安野正之 (1981 b) : 霞ヶ浦全域調査データ。国立公害研究所研究報告, 第22号, 319-377。
- Bannister, T. T. (1974) : Production equations in terms of chlorophyll concentration, quantum yield, and upper limit to production. *Limnol. Oceanogr.*, 19, 1-12.
- Bannister, T. T. (1979) : Quantitative description of steady state, nutrient-saturated algal growth, including adaptation. *Limnol. Oceanogr.*, 24, 76-96.
- Dela, J. and H. R. Gordon (1968) : Light field fluctuations in the photic zone. *Limnol. Oceanogr.*, 13, 697-699.
- Dunstan, W. M. (1973) : A comparison of the photosynthesis-light intensity relationship in phylogenetically different marine microalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 13, 181-187.

- Eppley, R. W. (1972) : Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.*, 70, 1063-1085.
- Falkowski, P. G. and T. G. Owens (1978) : Effect of light intensity on photosynthesis and dark respiration in six species of marine phytoplankton. *Mar. Biol.*, 45, 289-295.
- Fee, E. J. (1969) : A numerical model for the estimation of photosynthetic production, integrated over time and depth, in natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 14, 906-911.
- Fee, E. J. (1973) : A numerical model for determining integral primary production and its application to Lake Michigan. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30, 1447-1458. 1468
- Gallegos, C. L., G. M. Hornberger and M. G. Kelly (1980) : Photosynthesis-light relationship of a mixed culture of phytoplankton in fluctuating light. *Limnol. Oceanogr.*, 25, 1082-1092.
- Ganf, G. G. (1974) : Rates of oxygen uptake by the planktonic community of a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Oecologia*, 15, 17-32.
- Gibson, C. E. (1975) : A field and laboratory study of oxygen uptake by planktonic blue-green algae. *J. Ecol.*, 63, 867-879.
- Goldman, J. C. and E. J. Carpenter (1974) : A kinetic approach to the effect of temperature on algal growth. *Limnol. Oceanogr.*, 19, 756-766.
- Harris, G. P. (1973) : Diel and annual cycles of net plankton photosynthesis in Lake Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30, 1779-1787.
- Harris, G. P. (1978) : Photosynthesis, productivity and growth : the physiological ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 10, 1-171.
- Harris, G. P. and J. N. A. Lott (1973) : Light intensity and photosynthetic rates in phytoplankton. *J. Fish. Res. Board Can.*, 30, 1771-1778.
- Harris, G. P. and B. B. Piccinin (1977) : Photosynthesis by natural phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.*, 80, 405-457.
- Humphrey, G. F. (1975) : The photosynthesis : respiration ratio of some unicellular marine algae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 18, 111-119.
- Ichimura, S. (1958) : On the photosynthesis of natural phytoplankton under field conditions. *Bot. Mag. Tokyo*, 71, 110-116.
- Ichimura, S. (1961) : On the spacial difference of the primary production in the lake and its relation to environmental factors. *Bot. Mag. Tokyo*, 74, 6-13.
- Imamura, N. (1981) : Studies on the water blooms in Lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21, 620-626.
- 今村典子・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の季節変化, 国立公害研究所研究報告, 第22号, 123-148.
- 岩熊敏夫・相崎守弘 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における一次生産の季節変動と夏期における日変動, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 139-154.
- Jassby, A. D. and T. Platt (1976) : Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 540-547.
- Jewson, D. H. (1976) : The interaction of components controlling net phytoplankton photosynthesis in a well-mixed lake (Lough Neagh, Northern Ireland). *Freshwat. Biol.*, 6, 551-576.
- Jones, R. I. (1977) : Factors controlling phytoplankton production and succession in a highly eutrophic lake (Kinnego Bay, Lough Neagh). II. Phytoplankton production and its chief determinants. *J. Ecol.*, 65, 561-577.
- Lastein, E. and E. Gargas (1978) : Relationship between phytoplankton photosynthesis and light, temperature and nutrients in shallow lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 678-689.
- Lex, M., W. B. Silvester and W. D. P. Stewart (1972) : Photorespiration and nitrogenase activity in the blue-green alga, *Anabaena cylindrica*. *Proc. Roy. Soc. Lond.*, 180, 87-102
- McAllister, C. D., N. Shah and J. D. H. Strickland (1964) : Marint phytoplankton photosynthesis as a func-

- tion of light intensity : a comparison of methods. J. Fish. Res. Board Can., 21, 159-181.
- 前田修・岩本伸一・山口征矢 (1974) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する二三の考察。日本陸水学雑誌, 35, 53-59.
- Marra, J. (1978a) : Effect of short-term variations in light intensity on photosynthesis of a marine phytoplankton : a laboratory simulation study. Mar. Biol., 46, 191-202.
- Marra, J. (1978b) : Phytoplankton photosynthetic response to vertical movement in a mixed layer. Mar. Biol., 46, 203-208.
- Megard, R. O. (1972) : Phytoplankton, photosynthesis, and phosphorus in Lake Minnetonka, Minnesota. Limnol. Oceanogr., 19, 68-87.
- Nakanishi, M. (1975) : Primary production by phytoplankton. In Mori, S. and G. Yamamoto (ed.) : Productivity of Japanese Inland Waters. pp. 381-389. Univ. Tokyo press, Tokyo.
- Nakanishi, M. (1976) : Seasonal variations of chlorophyll *a* amounts, photosynthesis and production rates of macro- and microphytoplankton in Shiozu Bay, Lake Biwa. Physiol. Ecol. Japan, 17, 535-549.
- Okino, T. (1973) : Studies on the blooming of *Microcystis aeruginosa*. Jap. J. Bot., 20, 381-402.
- 大槻晃・相崎守弘・河合崇欣 (1979) : 栄養塩類濃度の季節変動から見た霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴。国立公害研究所研究報告, 第6号, 95-103.
- 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.
- Padan, E., B. Raboy and M. Shiro (1971) : Endogenous dark respiration of the blue-green alga, *Plectonema boryanum*. J. Bacteriol., 106, 45-50.
- Parsons, T. R., M. Takahashi and B. Hargrave (1977) : Biological Oceanographic Processes. Pergamon Press. 332 pp.
- Platt, T. and A. D. Jassby (1976) : The relationship between photosynthesis and light for natural assemblages of coastal marine phytoplankton. J. Phycol., 12, 421-430.
- Platt, T., C. L. Gallegos and W. G. Harrison (1980) : Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. J. Mar. Res., 38, 687-701.
- Ryther, J. H. and D. W. Menzel (1959) : Light adaptation by marine phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 4, 492-497.
- Ryther, J. H. and R. R. L. Guillard (1962) : Studies of marine planktonic diatoms. III. Some effects of temperature on respiration of five species. Can. J. Microbiol., 8, 447-453.
- Sakamoto, M. (1966) : Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol., 62, 1-28.
- 佐々木道也 (1977) : アオコ (*Microcystis* sp.) の増殖に関する諸要因について。茨城県内水面水試調査研究報告, 12, 17-24.
- Schindler, D. W. and E. J. Fee (1973) : Experimental lakes area : whole-lake experiments in eutrophication. J. Fish. Res. Board Can., 31, 937-953.
- Smith, E. L. (1936) : Photosynthesis in relation to light and carbon dioxide. Proc. Natl. Acad. Sci., Wash., 22, 504-511.
- Steeman-Nielsen, E. and V. K. Hansen (1959) : Measurements with the carbon-14 technique of the respiration rates in natural populations of phytoplankton. Deep-Sea Res., 5, 222-233.
- Steeman-Nielsen, E. and T. S. Park (1964) : On the time course in adapting to low light intensities in marine phytoplankton. J. Cons. Int. Explor. Mer., 29, 19-24.
- Takahashi, M., S. Shimura, Y. Yamaguchi and Y. Fujita (1971) : Photo-inhibition of phytoplankton photosynthesis as a function of exposure time. J. Oceanogr. Soc. Jap., 27, 43-50.
- Talling, J. F. (1957) : Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatoms in relation to underwater radiation. New. phytol., 56, 29-50.
- 手塚泰彦・渡辺義人・林秀剛・相崎守弘・丸山正 (1973) : 水質と細菌の分布および一次生産, 昭和47年度霞ヶ浦生物調査報告書, 建設省霞ヶ浦工事事務所・水資源開発公団霞ヶ浦開発建設所, 171-191.
- 手塚泰彦・林秀剛・相崎守弘・中島拓男・落谷正宏・中本信忠・河野哲郎 (1975) : 細菌および一次生産, 昭和

- 49年度霞ヶ浦生物調査報告書，建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所，79-117.
- Tolbert, N. E. (1974) : Photorespiration. In Stewart, W. D. P. (ed.) : *Algal Physiology and Biochemistry*. pp. 474-504, Bot. Monogr. 10, Blackwell, Oxford.
- 津野洋・相崎守弘・須藤隆一・合田健 (1977) : 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質生物変動. 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 80-94.
- UNESCO (1966) : Determination of photosynthetic pigments in seawater. Report of SCOR/UNESCO Working Groupe 17, which met from 4 to 6 June 1964, UNESCO, Paris : *Monographs on Oceanographic Methodology*, 1, 69 pp.
- Vollenweider, R. A. (1965) : Calculation models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Suppl.* 18, 425-457.
- Williams, N. J. (1978) : Annual variation of photosynthetic parameters in Lake Tahoe. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 419-425.
- 安野正之・森下正彦・花里孝幸 (1981) : 霞ヶ浦高浜入の動物プランクトン現存量の推移. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 149-158.

霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの
種類組成および現存量の季節変化

今村典子¹・安野正之¹

Changes in Standing Crop of Phytoplankton at Takahamairi
Bay in Lake Kasumigaura

Noriko IMAMURA¹ and Masayuki YASUNO¹

Abstract

The seasonal succession of phytoplankton was studied at Takahamairi bay in Lake Kasumigaura from May 1979 to October 1980.

Blue-green algae were most abundant at the innermost part of the bay and decreased gradually toward the center of the lake. Blue-green algae began to increase abruptly in June at every stations, and decreased at Station 1 and Station 2 in September, at Station 3 in December and at Station 4 in January respectively.

The most abundant blue-green algae were *Microcystis aeruginosa* (Kutz) Trevis, *Anabaena flos-aquae* Brebisson and *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. These species increased concurrently, but the latter two species decreased significantly in August and increased again in the middle autumn, whereas the first species persisted in large numbers throughout the summer and autumn.

As for diatoms, blooms of *Cyclotella* sp. and *Synedra* spp. occurred in the autumn and spring, and significant numbers of *Melosira* spp. and *Coscinodiscus* sp. appeared in the summer and autumn. The bloom of *Chrysochromulina* sp. of flagellates occurred during the winter. The biomass of green algae was very small, but relatively larger at the center of the lake. However *Closterium aciculare* bloomed in the winter-spring 1979. Diatoms did not appear in this period.

Diatoms and green algae scarcely appeared at Stations 1 and 2 in the summer when heavy blooms of blue-green algae occurred, whereas diatoms such as *Melosira* spp. and *Coscinodiscus* sp. and green algae appeared at Stations 3 and 4 in the summer when the biomass of blue-green algae was not high. And also when the water temperature was lower than previous years as in 1980, the biomass of blue-green algae did not increase so much and *Melosira* spp. and *Coscinodiscus* sp. appeared in the bay except Station 1. This phenomenon suggested that blue-green algae had inhibited the growth of other algal groups.

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

The optimal temperature for growth of *Cyclotella* sp. isolated from Takahamairi bay was 19°C, but the growth was suppressed at more than 20°C. This may explain the disappearance of this species in the summer.

1. はじめに

霞ヶ浦の植物プランクトンについては、古くは宮内(1935)の研究があり、この時すでに *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* などが、夏期に水の華を形成していた事が報告されている。その後養殖ゴイの大量斃死がおこり霞ヶ浦の富栄養化が深刻化した1973年以来、多くの報告がなされこれらは高橋(1978)によりまとめられている。しかし、これらはいずれも、出現種の記載かその量的変化の報告にとどまっており、出現機構の解明にはいたっていない。

植物プランクトン種の出現は、湖水の栄養状態によって左右されることは、従来言われているが、植物プランクトンの中で、特に水の華を構成する藍藻類については、珪藻類の生長を阻害する細胞外代謝産物を出す(Keating 1978)との報告がある。この現象は、主として室内の実験結果から示されたものであるが、藍藻類が、湖内で植物プランクトンの季節的遷移に果たしているであろう重要な役割が示唆されている。

霞ヶ浦高浜入は恋瀬川、山王川、園部川からの流入負荷量が大きく、霞ヶ浦の中でも特に富栄養化の進行した区域である。この入江については、すでに本研究所でも多くの調査がおこなわれてきており、湾奥部から入江の出口に向かって、栄養塩、有機物、クロロフィル、動物プランクトン、細菌などの現存量に、勾配があることがわかっている(津野ら, 1977; 相崎ら, 1977, 1979; 大槻ら, 1979; 森下ら, 1979)。このように同じ水域内の富栄養化状態が段階的に異なっている各地点で、生物調査をすることは、環境要因と生物、また生物間での相互作用を調べる上で極めて有効であると考えられる。

本研究は霞ヶ浦高浜入の生態系の物資収支を推しはかることを全体の最終目的としたものの一部であり、その一環として植物プランクトンの種組成の量的変化を報告するとともに、藻類間の相互作用、特に水の華が密に繁茂することによって引き起こされる他の藻類への影響について考察する。

2. 調査場所と方法

調査地点は図1に示す。調査は高浜入湾奥部より湖心にかけて、St.1, St.2, St.3, St.4, St.9の5定点を設けて行なった。本報告は、1979年5月から1980年10月迄の調査結果をまとめたものである。調査は、それぞれの定点で毎週または隔週の頻度で行なった。ただし、St.9については、隔週または毎月の頻度で行なった。

植物プランクトンのサンプルは、水深0.5 mの水をバンドン型採水器で採取した。このうち100

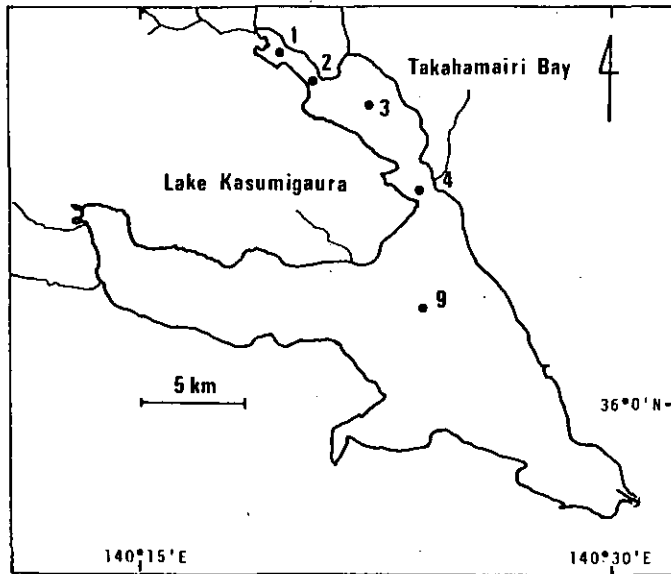


図 1 霞ヶ浦と調査地点
Fig. 1 Map of study area and sampling stations in Lake Kasumigaura.

ccにルゴール液を0.2 cc添加して持ち帰り Utermöhl (1958) の方法により、種類別に細胞数または群体数を倒立顕微鏡下で検鏡して数えた。*Microcystis* については、群体の形、大きさにかんがりのばらつきがあったため、超音波処理を行なった上で、その細胞数を血球計数盤を用いて数えた。

冬季の *Microcystis* の量については、その現存量が小さいため、NXX 25 (58 μ) のプランクトンネットで、約 1~2 m³ の湖水をろ過して、同様に Utermöhl (1958) の方法で数えた。

おのおの出現種の体積は、出現頻度の少ない種については 5~10 個体、多い種については 50~100 個体を接眼測微計を用いて計測して、その平均値から算出した。

3. 結果

3.1 高浜入各定点における主要構成種の季節的变化

1979年5月から1980年10月までの調査期間中に出現した植物プランクトンの種類は、表1に示す通りである。図2~図5は高浜入4定点における水温と主要構成種の細胞数(群体数)の季節的变化を示したものである。

(a) *Microcystis aeruginosa*

Microcystis aeruginosa については高浜入のどの地点においても、水温が20℃を超える5月末から6月初旬(1979)、6月初旬から中旬(1980年)に急激に増加する。最盛期(6月から9月初

表 1 霞ヶ浦に出現した植物プランクトンとその体積
 Table 1 The volume of algal species occurred in Takahamairi bay from May 1979 to October 1980

| species | volume (μm^3) | type |
|---|----------------------------|-----------|
| Blue-green algae | | |
| <i>Anabaena viguieri</i> | 97.478 | sphere |
| <i>A. affinis</i> | 131.548 | sphere |
| <i>Anabaena</i> sp. 1 | 13.717 | sphere |
| <i>A. flos-aquae</i> | 96.966 | sphere |
| <i>A. spiroides</i> | 179.594 | sphere |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> | 141.715 | cylinder |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> | 101.107 | sphere |
| <i>M. wesenbergii</i> | 142.470 | sphere |
| <i>Gomphosphaeria</i> sp. 1 | 8.580 | sphere |
| <i>Merismopedia</i> sp. 1 | 9.628 | ellipsoid |
| <i>Chroococcus</i> sp. 1 | 80.254 | ellipsoid |
| <i>Chroococcus</i> sp. 2 | 18.850 | ellipsoid |
| <i>Oscillatoria</i> sp. 1 | 150.720 | cylinder |
| <i>Phormidium tenue</i> | 22.114 | cylinder |
| <i>Spirulina</i> sp. 1 | 328.434 | cylinder |
| <i>Synechococcus</i> sp. 1 | 4.408 | ellipsoid |
| <i>Dactylococcopsis</i> sp. 1 | 87.574 | spindle |
| Diatoms | | |
| <i>Achnanthes minutissima</i> | 160.327 | cylinder |
| <i>Coscinodiscus</i> sp. 1 | 7708.164 | cylinder |
| <i>Cyclotella</i> sp. 1 | 827.764 | cylinder |
| <i>Cyclotella</i> sp. 2 | 122.096 | cylinder |
| <i>Melosira granulata</i> (type A) | 4441.289 | cylinder |
| <i>Melosira granulata</i> (type B) | 1110.538 | cylinder |
| <i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> | 735.039 | cylinder |
| <i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> f. <i>spiralis</i> | 658.170 | cylinder |
| <i>Synedra acus</i> | 1607.823 | spindle |
| <i>S. rumpens</i> | 687.716 | spindle |
| <i>S. berolinensis</i> | 483.057 | spindle |
| <i>Nitzschia</i> spp. | 554.206 | spindle |
| <i>Atteya</i> spp. | 420.000 | cube |
| Green algae | | |
| <i>Actinastrum</i> sp. 1 | 25.366 | spindle |
| <i>Ankistrodesmus</i> sp. 1 | 67.744 | spindle |
| <i>Kirchneriella</i> sp. 1 | 25.760 | ellipsoid |
| <i>Crucigenia</i> sp. 1 | 13.057 | ellipsoid |
| <i>Closterium aciculare</i> | 9566.801 | spindle |
| <i>Coelastrum sphaericum</i> | 102.689 | sphere |
| <i>Cosmarium</i> sp. 1 | 445.466 | ellipsoid |
| <i>Westella</i> sp. 1 | 9.739 | sphere |

| species | volume (μm^3) | type |
|----------------------------------|-------------------------------|-----------|
| Green algae | | |
| <i>Elakatothrix gelatinosa</i> | 70.525 | spindle |
| <i>Coelastrum</i> sp. 1 | 14.130 | sphere |
| <i>Mougeotia</i> sp. 1 | 989.789 | cylinder |
| <i>Micractinium</i> sp. 1 | 58.998 | sphere |
| <i>Oocystis parva</i> | 186.349 | ellipsoid |
| <i>Golenkiniae radiata</i> | 172.006 | sphere |
| <i>Pediastrum</i> spp. | 14.137 | sphere |
| <i>Chodatella</i> sp. 1 | 79.518 | ellipsoid |
| <i>Scenedesmus</i> spp. (type A) | 16.041 | ellipsoid |
| <i>Scenedesmus</i> spp. (type B) | 96.396 | ellipsoid |
| <i>Scenedesmus</i> spp. (type C) | 125.663 | ellipsoid |
| <i>Planctonema lauterbornii</i> | 174.644 | cylinder |
| <i>Schroederia setigera</i> | 208.102 | spindle |
| <i>Staurastrum</i> sp. | 4777.965 | cylinder |
| <i>Dictyosphaerium</i> sp. 1 | 43.089 | sphere |
| <i>Tetraedron</i> sp. 1 | 136.037 | pyramid |
| <i>Tetrastrum</i> sp. 1 | 17.974 | sphere |
| Flagellates | | |
| <i>Chlamydomonas</i> sp. 1 | 1864.299 | sphere |
| <i>Chlamydomonas</i> sp. 2 | 310.339 | sphere |
| <i>Chlamydomonas</i> sp. 3 | 957.806 | sphere |
| <i>Carteria</i> sp. 1 | 4064.379 | sphere |
| <i>Polyblepharides</i> | 4156.328 | ellipsoid |
| <i>Phacus</i> spp. | 4672.453 | ellipsoid |
| <i>Euglena</i> spp. | 2758.000 | ellipsoid |
| <i>Ochromonas</i> sp. 1 | 60.053 | ellipsoid |
| <i>Chrysochromulina</i> sp. 1 | 43.098 | sphere |
| <i>Peridinales</i> | 4160.102 | ellipsoid |
| <i>Cryptomonas</i> sp. 1 | 1108.191 | ellipsoid |
| <i>Mallomonas</i> sp. 1 | 662.595 | ellipsoid |

旬)には、St. 1, St. 2の高浜入湾奥部で、細胞数にして $10^5 \sim 10^6$ cells/ml, St. 3では $10^5 \sim 10^{5.5}$ cells/ml, St. 4では $10^4 \sim 10^5$ cells/mlにも達する。出現時期は各定点とも、ほぼ同じであるが、減少時期はかなり異なり、St. 1, St. 2では水温が 20°C をわる9月中旬から急激に減少しはじめ、特にSt. 1では、ほとんど水中から消滅する。ところがSt. 3, St. 4の高浜入中心部から出口に近い地点では、おそくまで湖水中に残る傾向を示し、St. 3では12月、St. 4では1月まで 10^4 cells/mlが湖水中に存在した。

3月から5月までの、各定点における湖水中の*Microcystis*の群体数を表2に示す。水の華消滅後も*Microcystis*の群体は、わずかであるが湖水中に存在したが、その群体数は地点や時期により大きな違いはなかった。

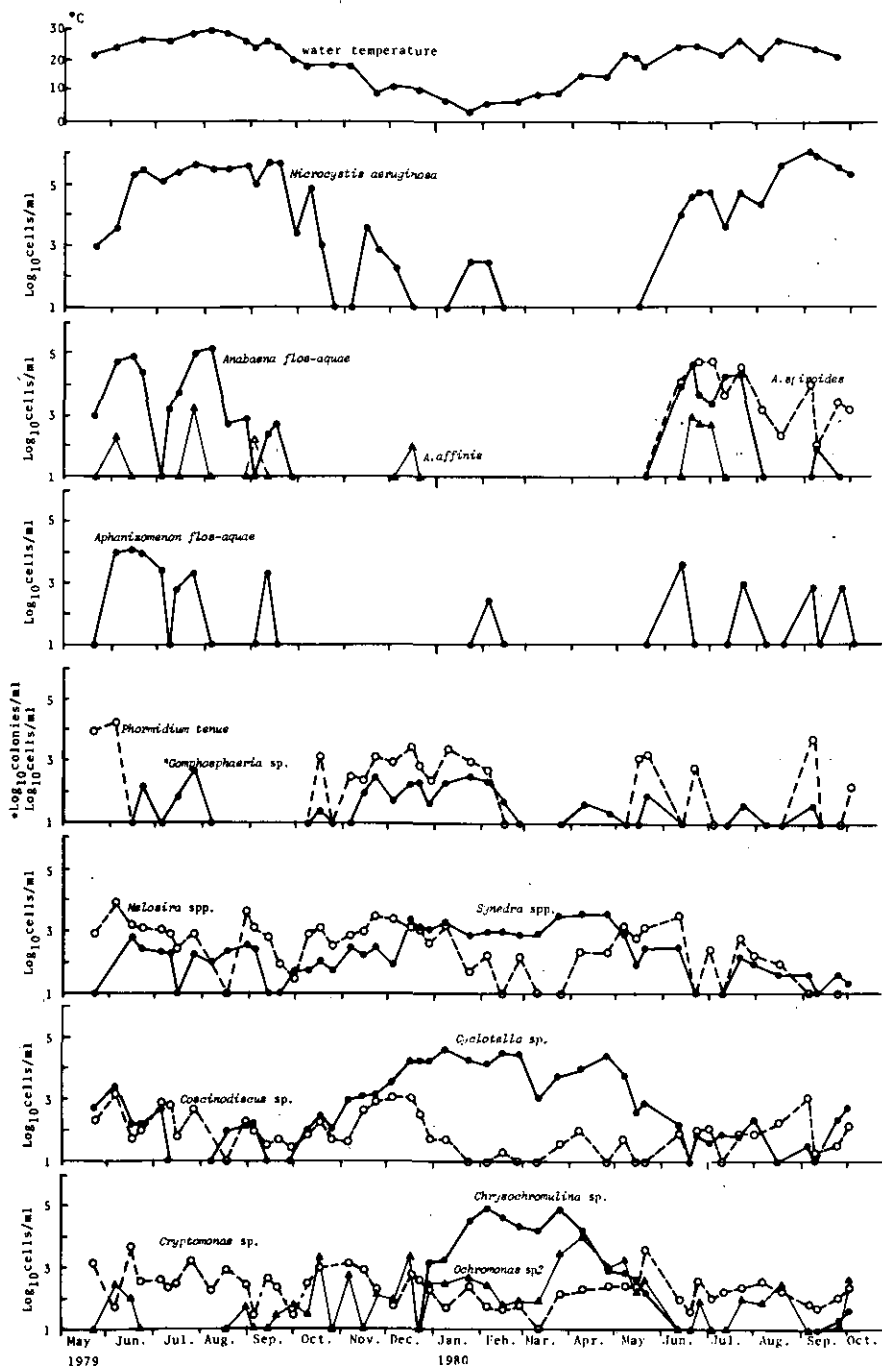


図 2 地点 1 における水温と主要構成種の季節変動
 Fig. 2 Seasonal change in water temperature at 0.5m depth and the seasonal succession of major phytoplankton species at Station 1

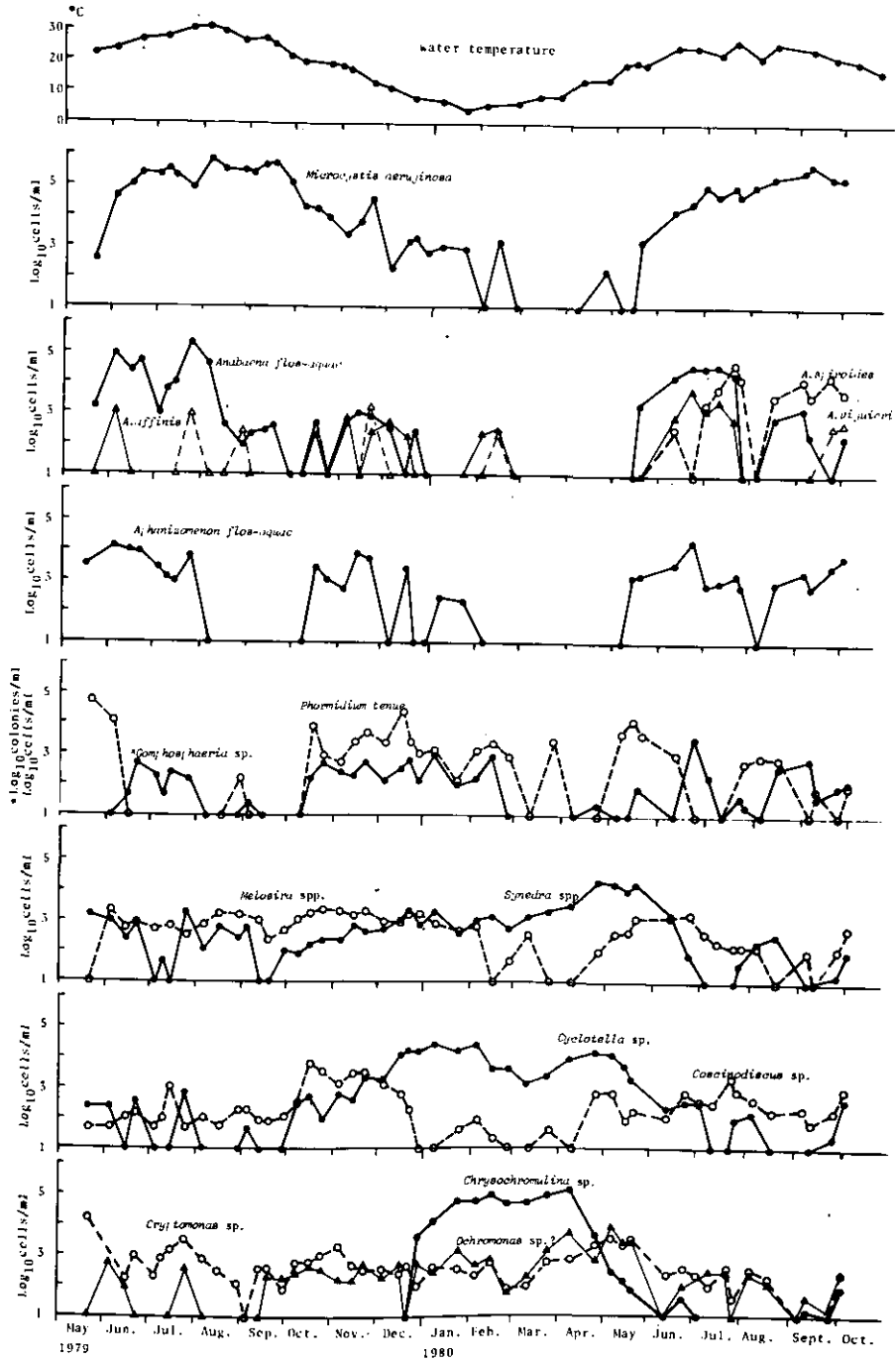


図 3 地点 2 における水温と主要構成種の季節変動
 Fig. 3 Seasonal change in water temperature at 0.5m depth and the seasonal succession of major phytoplankton species at Station 2

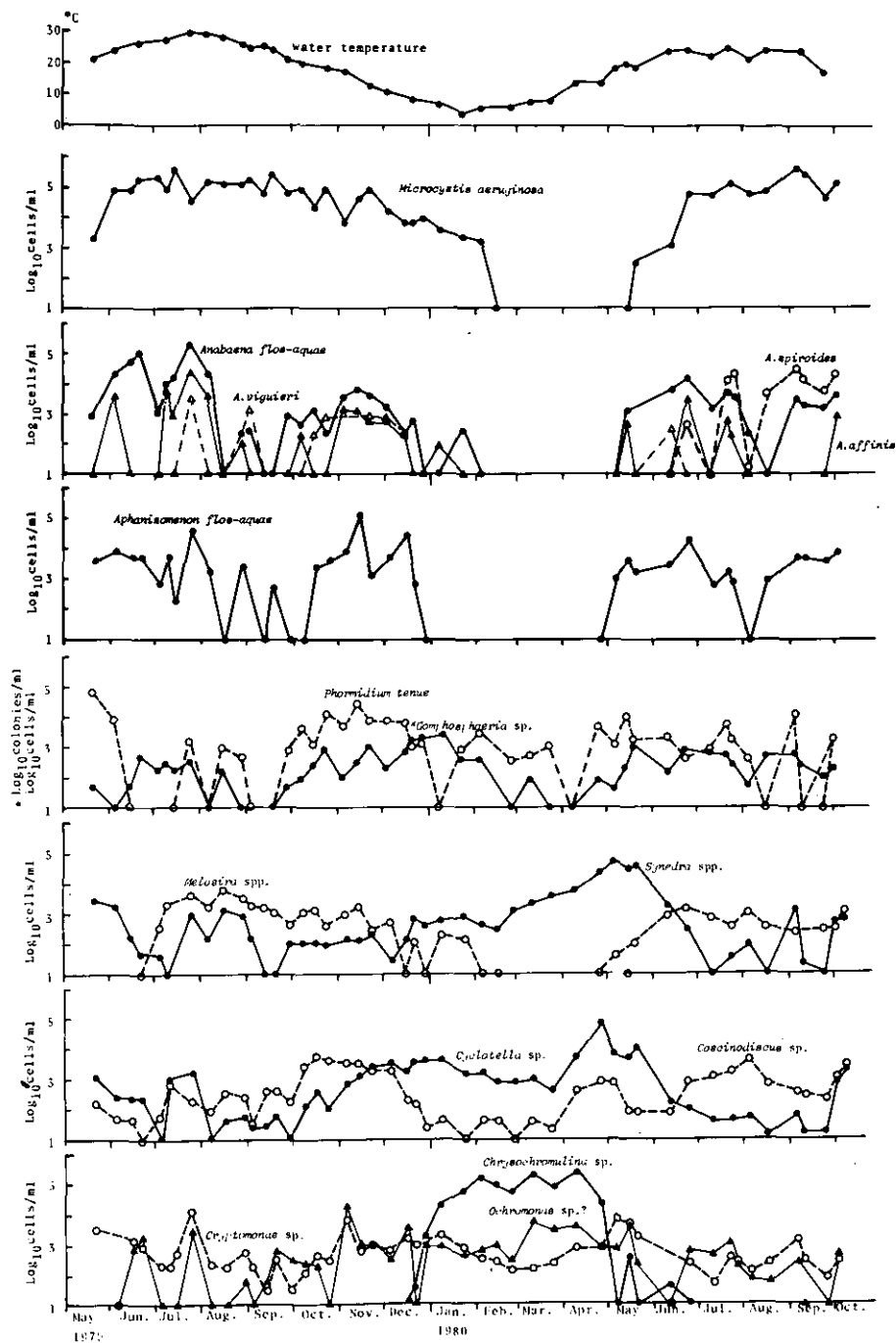


図 4 地点3における水温と主要構成種の季節変動
 Fig. 4 Seasonal change in water temperature at 0.5m depth and the seasonal succession of major phytoplankton species at Station 3

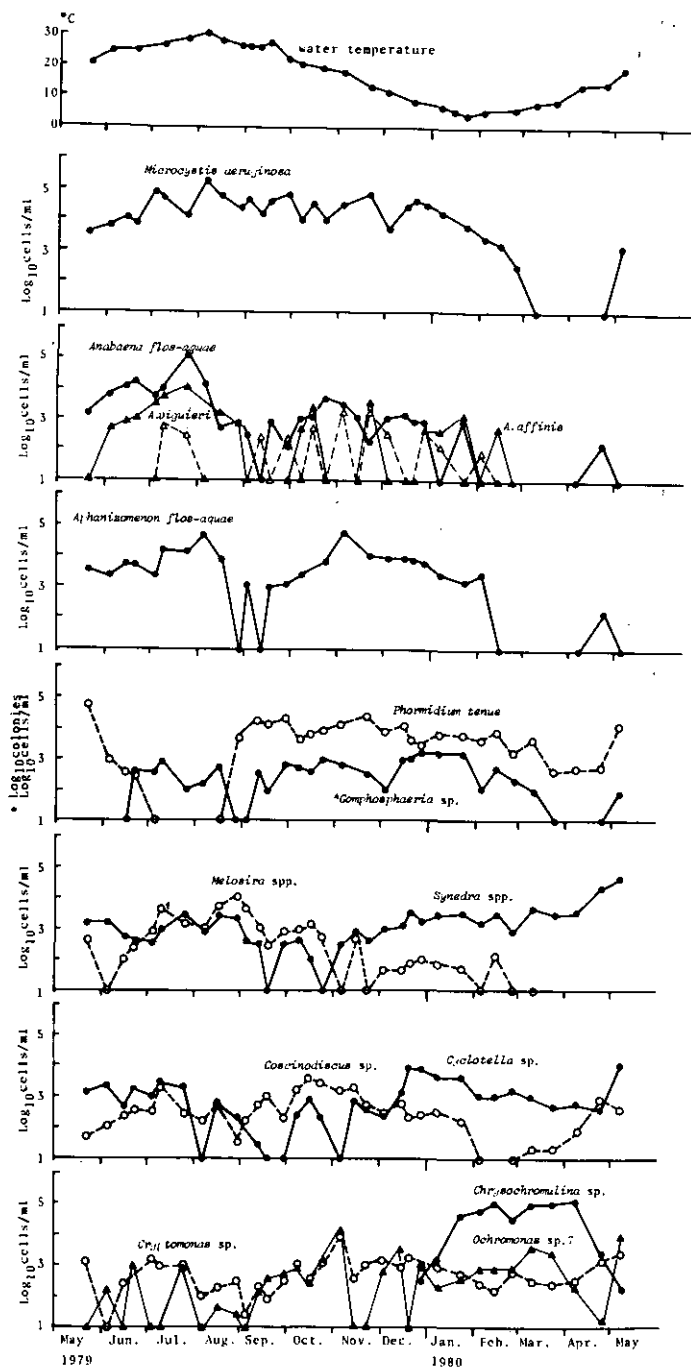


図 5 地点 4 における水温と主要構成種の季節変動
 Fig. 5 Seasonal change in water temperature at 0.5m depth and the seasonal succession of major phytoplankton species at Station 4

表 2 水の華形成期以前に出現した湖水中の *Microcystis* の数
 Table 2 Number of *Microcystis* colonies occurred in lake water preceding to the blooming season (colonies/l)

| date | St. | 1 | 2 | 3 | 4 | 9 |
|--------|-----|------|------|------|------|------|
| 800324 | | 1.48 | 0.17 | 1.35 | 3.44 | 3.66 |
| 800425 | | 0.40 | 1.26 | 4.37 | 1.54 | 0.88 |
| 800514 | | 5.34 | 0.82 | 3.88 | 1.61 | 0.26 |

(b) *Anabaena* 属, *Aphanizomenon* 属

Anabaena 属と *Aphanizomenon* 属は、高浜入のどの地点においても、5月から6月頃 *Microcystis* とほぼ同時期に増殖する。Hammer (1964) や Reynolds (1971) の報告では、*Anabaena* 属や *Aphanizomenon* 属の水の華が *Microcystis* の水の華に先行するが、霞ヶ浦においては1979年、1980年の兩年とも、ほぼ同時期に増殖しはじめた。しかし、*Microcystis* と異なって、その現存量は8月に一旦減少し、秋に再び増殖のきざしをみせる。秋の再増殖は高浜入湾奥部より高浜入出口に近い地点で、より顕著であった。

Anabaena 属と *Aphanizomenon* 属の間で量的比較をすると、*Anabaena* 属では、春の現存量の方が秋のそれよりも大きかったが、*Aphanizomenon* 属では、秋の現存量の方が大きかった。また後者については、高浜入湾奥部より出口に近い地点で、その現存量は大きかった。

Anabaena 属については、1979年には *Anabaena flos-aquae* の現存量が最も大きかったが、1980年には、それに加わって *Anabaena spiroides* も多く出現した。また1979年には、特に高浜入湾奥部で、*Anabaena flos-aquae* の現存量が7月上旬に、短期間で大きく増減した。同様の変動は、1980年の8月上旬の *Anabaena spiroides* にもみられた。

このように、属間や種間で多少の差はあるものの、相関係数をとると、表3～表6で示した通り、どの地点においても *Anabaena* 属と *Aphanizomenon* 属は正の相関が高く、これらの種の出現パターンはよく似ていることが示された。

(c) その他のランソウ類

他に比較的多く出現するものは、*Gomphosphaeria* sp. と *Phormidium tenue* があげられる。両者とも、高浜入湾奥部より出口に近くなるほど、長期間湖水中に出現する傾向があり、前者は、春先から夏にかけて(6, 7, 8月)と、秋から冬にかけて多く出現する。冬季に比較的安定した出現傾向を示す。後者も、春、秋、冬に多く出現するが、夏期には、その出現がおさえられる。二種とも特定の時期に水の華を形成することはないが、比較的長期間にわたり、湖水中に存在した。

(d) *Cyclotella* 属, *Synedra* 属

高浜入のどの地点においても、水温が20℃をわる10月にかけて *Cyclotella* sp. (表1の *Cyclotella* sp. 1である)が増殖しはじめた。この傾向は高浜入湾奥部で特に顕著で、アオコの消滅とちょうど入れちがいになる。*Cyclotella* sp.の現存量は、2月、3月にやや減少するが、3月後半から4月の春先に再び増殖した。高浜入湾奥部では、秋のブルームが春のブルームに比べより顕著であるが、St. 3では、春のブルームの方が大きかった。そして各地点とも、水温が20℃を超える5月から6月にかけて、つまりアオコが増殖をはじめめる以前に減少した。

Synedra 属 (*S. acus*, *S. rumpens*, *S. berolinensis* を含む)は、どの地点においても、秋から冬にかけてゆっくり増殖しはじめ、春、4月から5月にその現存量は最大になった。この傾向は、高浜入出口の方が顕著であった。そして *Cyclotella* sp. と同時期か、または半月から1ヶ月おくれで減少した。この両方の珪藻類は夏季にはほとんど出現しないが、St. 4では、夏季においても若干量存在した。霞ヶ浦高浜入での秋と春の珪藻のブルームは、この両方の珪藻からなりたっていた。

(e) *Coscinodiscus* sp. と *Melosira* 属

Coscinodiscus sp. については、1979年は夏期にもわずかながら存在し、10月から12月頃現存量が多くなった。そして冬季に減り春頃再び出現した。水温の低かった1980年には、7月8月にも現存量が多くなった。地点別にみると高浜入湾奥部では少なく、出口の方が多かった。

Melosira 属 (*M. granulata*, *M. granulata* var. *angustissima*, *M. granulata* var. *angustissima* f. *spiralis* を含む)は、初夏に増えはじめ夏から秋にかけて、その現存量は比較的多く、冬季には少なかった。地点別にみると、*Coscinodiscus* sp. と同様、やはり高浜入湾奥部より出口の方が多かった。

Coscinodiscus sp. と *Melosira* 属は、特に高浜入湾奥部で高い正の相関を示す。しかし、St. 3、St. 4では *Melosira* 属は7月、8月、*Coscinodiscus* sp. は10月、11月に現存量は最も多く、多少ピークがずれた。これらの珪藻は、夏から秋に比較的多いので、地点により幾分異なるが、*Anabaena* 属や *Aphanizomenon* 属と比較的高い相関を示した。

(f) 鞭毛藻類

鞭毛藻類については、種の同定が困難なものが多いため、表1にすべてを網羅したことは言えないが、特に現存量の多いものは、*Chrysochromulina* sp., *Cryptomonas* sp., と *Ochromonas* sp. (?)であった。*Chlamydomonas* spp. は1979年5月のみその現存量が多かった。*Chrysochromulina* sp. と *Cryptomonas* sp. は、霞ヶ浦と同様に *Microcystis*, *Anabaena* や *Aphanizomenon* が水の華を形成する Crose Mere でもよく出現する鞭毛藻類である (Reynolds, 1973b)。*Chrysochromulina* sp. は、どの地点においてもほぼ同時期の12月末に急激に増殖し、その後はほぼ一定の現存量を維持し4月から5月にかけて減少した。

Cryptomonas sp. と *Ochromonas* sp. (?)については、常時湖水中に存在し、その変動は不規則であった。また、*Ochromonas* sp. (?)は夏にはあまり出現しなかった。

表 3 地点1における各種藻類間の相関係数
 Table 3 Correlation coefficients between major algal species at Station 1

| | <i>Ana. fl</i> | <i>Aphani</i> | <i>Microc</i> | <i>Gompho</i> | <i>Phormi</i> | <i>Coscin</i> | <i>Cyclot</i> | <i>Melosi</i> | <i>Synedr</i> | <i>Ochrom</i> | <i>Chryso</i> | <i>Crypto</i> |
|---------------------------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| <i>Anabena flos-aquae</i> | + | | | | | | | | | | | |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> | -0.64* | + | | | | | | | | | | |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> | 0.09 | 0.08 | + | | | | | | | | | |
| <i>Gomphosphaeria</i> sp. | 0.37* | 0.04 | -0.02 | + | | | | | | | | |
| <i>Phormidium tenue</i> | 0.24 | 0.41* | 0.03 | -0.02 | + | | | | | | | |
| <i>Coscinodiscus</i> sp. | 0.28 | 0.35* | -0.19 | 0.30* | 0.64* | + | | | | | | |
| <i>Cyclotella</i> sp. | -0.19 | -0.16 | -0.30* | 0.30* | -0.01 | 0.01 | + | | | | | |
| <i>Melosira</i> spp. | 0.34* | 0.57* | -0.19 | 0.07 | 0.74* | 0.76* | -0.04 | + | | | | |
| <i>Synedra</i> spp. | -0.15 | -0.11 | -0.14 | 0.15 | -0.02 | -0.01 | 0.66 | -0.10 | + | | | |
| <i>Ochromonas</i> sp. (?) | -0.11 | -0.09 | -0.18 | -0.02 | -0.04 | 0.05 | 0.15 | -0.03 | 0.60* | + | | |
| <i>Chrysochromulina</i> sp. | -0.13 | -0.11 | -0.20 | 0.09 | -0.08 | -0.16 | 0.34* | -0.18 | 0.42 | 0.23 | + | |
| <i>Cryptomonas</i> sp. | 0.34* | 0.35* | -0.11 | -0.06 | 0.03 | -0.10 | -0.15 | 0.03 | -0.02 | 0.05 | 0.12 | + |

* p < 0.05

表 4 地点2における各種藻類間の相関係数

Table 4 Correlation coefficients between major algal species at Station 2

| | <i>Ana. af</i> | <i>Ana. fl</i> | <i>Aphani</i> | <i>Microc</i> | <i>Gompho</i> | <i>Phormi</i> | <i>Coscin</i> | <i>Cyclot</i> | <i>Melosi</i> | <i>Synedr</i> | <i>Ochrom</i> | <i>Chryso</i> | <i>Crypto</i> |
|---------------------------------|----------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| <i>Anabaena affinis</i> | + | | | | | | | | | | | | |
| <i>A. flos-aquae</i> | 0.69* | + | | | | | | | | | | | |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> | 0.60* | 0.47* | + | | | | | | | | | | |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> | -0.03 | -0.05 | 0.13 | + | | | | | | | | | |
| <i>Gomphosphaeria</i> sp. | 0.61* | 0.07 | 0.57* | 0.09 | + | | | | | | | | |
| <i>Phormidium tenue</i> | -0.09 | -0.03 | 0.12 | 0.04 | -0.08 | + | | | | | | | |
| <i>Coscinodiscus</i> sp. | -0.02 | -0.12 | 0.11 | 0.29* | 0.08 | 0.02 | + | | | | | | |
| <i>Cyclotella</i> sp. | -0.15 | -0.18 | -0.25 | -0.03 | 0.10 | 0.03 | -0.16 | + | | | | | |
| <i>Melosira</i> spp. | 0.09 | 0.05 | 0.33* | 0.25 | 0.21 | -0.03 | 0.38* | 0.01 | + | | | | |
| <i>Synedra</i> spp. | -0.09 | -0.08 | -0.13 | -0.05 | -0.12 | 0.10 | -0.08 | 0.32* | -0.08 | + | | | |
| <i>Ochromonas</i> sp. (?) | -0.10 | -0.10 | -0.13 | -0.03 | -0.10 | 0.16 | -0.05 | 0.35* | -0.13 | 0.56* | + | | |
| <i>Chrysochromulina</i> sp. | -0.12 | -0.15 | -0.23 | -0.06 | -0.02 | -0.09 | -0.20 | 0.29* | -0.34* | -0.01 | 0.32* | + | |
| <i>Cryptomonas</i> sp. | 0.02 | 0.04 | 0.02 | -0.04 | -0.09 | 0.83* | -0.05 | -0.02 | -0.16 | 0.30* | 0.14 | -0.08 | + |

* p < 0.05

表 5 地点3における各種藻類間の相関係数

Table 5 Correlation coefficients between major algal species at Station 3

| | <i>Ana. vi</i> | <i>Ana. af</i> | <i>Ana. fl</i> | <i>Aphani</i> | <i>Microc</i> | <i>Gompho</i> | <i>Phormi</i> | <i>Coscin</i> | <i>Cyclot</i> | <i>Melosi</i> | <i>Synedr</i> | <i>Ochrom</i> | <i>Chryso</i> | <i>Crypto</i> |
|---------------------------------|----------------|----------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| <i>Anabaena viguieri</i> | + | | | | | | | | | | | | | |
| <i>A. affinis</i> | 0.74* | + | | | | | | | | | | | | |
| <i>A. flos-aquae</i> | 0.66* | 0.84* | + | | | | | | | | | | | |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> | 0.49* | 0.27 | 0.21 | + | | | | | | | | | | |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> | -0.08 | -0.04 | 0.05 | -0.07 | + | | | | | | | | | |
| <i>Gomphosphaeria</i> sp. | -0.01 | -0.03 | -0.02 | 0.03 | -0.08 | + | | | | | | | | |
| <i>Phormidium tenue</i> | 0.12 | -0.05 | -0.08 | 0.37* | -0.08 | -0.02 | + | | | | | | | |
| <i>Coscinodiscus</i> sp. | 0.11 | -0.03 | -0.07 | 0.13 | -0.03 | 0.02 | 0.08 | + | | | | | | |
| <i>Cyclotella</i> sp. | 0.04 | 0.07 | 0.05 | -0.02 | -0.21 | -0.01 | 0.01 | -0.06 | + | | | | | |
| <i>Melosira</i> spp. | 0.38* | 0.39* | 0.28 | 0.14 | 0.11 | -0.18 | -0.12 | 0.03 | -0.09 | + | | | | |
| <i>Synedra</i> spp. | -0.07 | -0.01 | -0.04 | -0.07 | -0.25 | -0.01 | 0.00 | -0.12 | 0.41* | -0.15 | + | | | |
| <i>Ochromonas</i> sp. (?) | 0.29* | 0.10 | 0.09 | 0.06 | -0.22 | -0.08 | -0.01 | 0.13 | 0.01 | -0.04 | 0.02 | + | | |
| <i>Chrysochromulina</i> sp. | -0.14 | -0.11 | -0.12 | -0.12 | -0.29* | -0.16 | -0.12 | -0.17 | 0.04 | -0.22 | -0.02 | 0.16 | + | |
| <i>Cryptomonas</i> sp. | 0.71* | 0.75* | 0.70* | 0.18 | -0.20 | 0.00 | 0.14 | -0.02 | 0.13 | 0.22 | 0.33* | 0.46* | -0.11 | + |

* p < 0.05

表 6 地点4における各種藻類間の相関係数
Table 6 Correlation coefficients between major algal species at Station 4

| | <i>Ana. af</i> | <i>Ana. fl</i> | <i>Aphani</i> | <i>Microc</i> | <i>Gomph</i> | <i>Phormi</i> | <i>Coscin</i> | <i>Cyclot</i> | <i>Melosi</i> | <i>Synedr</i> | <i>Closte</i> | <i>Ochrom</i> | <i>Chryso</i> | <i>Crypto</i> |
|---------------------------------|----------------|----------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| <i>Anabaena affinis</i> | + | | | | | | | | | | | | | |
| <i>A. flos-aquae</i> | 0.70* | + | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> | 0.44* | 0.19 | + | | | | | | | | | | | |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> | 0.61* | -0.01 | 0.51* | + | | | | | | | | | | |
| <i>Gomphosphaeria</i> sp. | -0.06 | -0.11 | 0.09 | 0.06 | + | | | | | | | | | |
| <i>Phormidium tenue</i> | -0.18 | -0.15 | 0.00 | -0.04 | -0.02 | + | | | | | | | | |
| <i>Coscinodiscus</i> sp. | 0.02 | -0.07 | 0.13 | 0.02 | 0.06 | -0.03 | + | | | | | | | |
| <i>Cyclotella</i> sp. | -0.08 | -0.00 | -0.14 | -0.15 | 0.45* | -0.03 | -0.19 | + | | | | | | |
| <i>Melosira</i> spp. | 0.14 | 0.02 | -0.04 | 0.19 | -0.13 | -0.13 | 0.06 | -0.20 | + | | | | | |
| <i>Synedra</i> spp. | -0.11 | -0.05 | -0.16 | -0.21 | -0.15 | -0.02 | -0.12 | 0.60* | -0.11 | + | | | | |
| <i>Closterium aciculare</i> | -0.12 | -0.03 | -0.08 | -0.18 | -0.19 | 0.46* | -0.21 | 0.02 | -0.14 | -0.08 | + | | | |
| <i>Ochromonas</i> sp. (?) | -0.11 | 0.03 | 0.60* | -0.11 | 0.04 | 0.06 | 0.06 | 0.14 | -0.18 | 0.29 | -0.11 | + | | |
| <i>Chrysochromulina</i> sp. | -0.19 | -0.13 | -0.25 | -0.32 | -0.16 | -0.14 | -0.31 | -0.09 | -0.21 | -0.00 | -0.12 | 0.04 | + | |
| <i>Cryptomonas</i> sp. | -0.04 | 0.05 | 0.66* | -0.04 | 0.18 | 0.13 | 0.11 | 0.17 | -0.18 | 0.21 | -0.08 | 0.86* | -0.20 | + |

* p < 0.05

(g) 緑藻類

1979年冬から春にかけて *Closterium aciculare** が繁茂したため、1979年5月の時点で 10^4 cells/ml 湖水中に存在した。現存量は、高浜入の出口に近い地点ほど多く、St. 1 ではほとんどみられなかった。1979年の5月から6月にかけてその現存量は減少した。

他には、冬に *Dictyosphaerium* sp. *Westella* sp. *Scenedesmus* sp. などが比較的多く出現し、いずれも、高浜入の出口に近い地点で現存量が多かった。

(h) 主要種間の相関

高浜入の各定点における各種間の出現パターンの類似性をみるため、表3～表6をもとにし、平均連結法を用いて群分析を試みた(図6)。クラスターは、地点によりかなり異なった様相を示すが、全体的にみて *Anabaena* 属, *Aphanizomenon* 属, *Melosira* 属, *Coscinodiscus* sp. はよく似た変動パターンを示し、春夏秋に多く出現した。一方, *Cyclotella* sp. *Synedra* 属, *Ochromonas* sp.

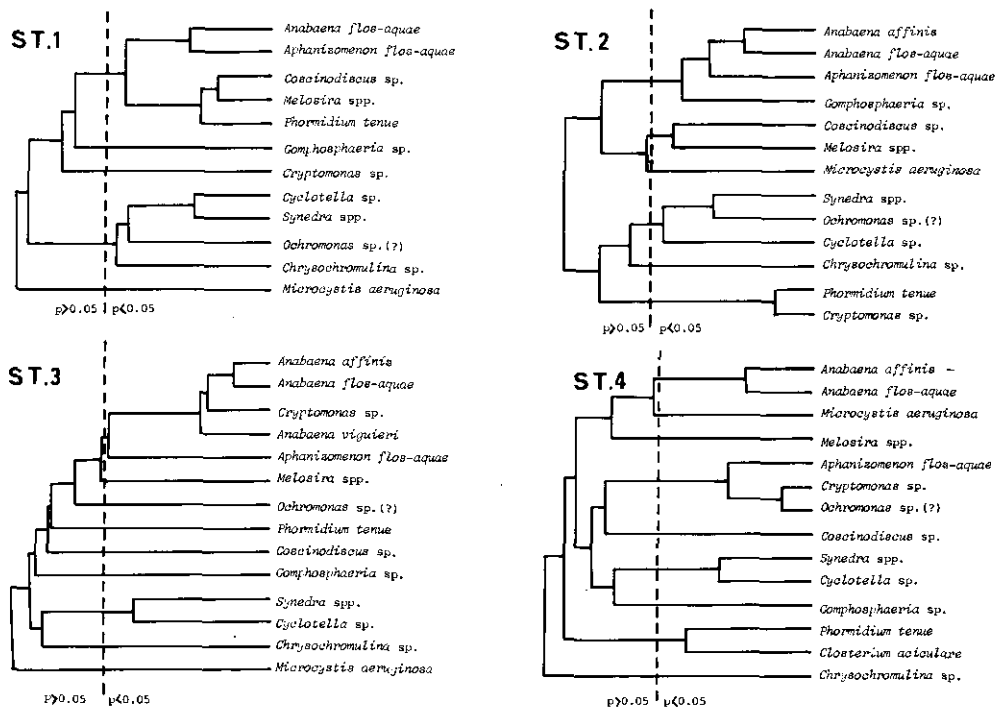


図 6 各地点における藻類間の相関関係

Fig. 6 Cluster diagrams based on the correlation coefficients for the cell number of algal species at each station

The vertical dotted line approximates the 5 % significance level for pairings.

* 琵琶湖で多産するものと同じ種と思われる。

(?) もよく似た変動パターンを示し、秋冬春に多く出現した。

St. 1 では、*Microcystis aeruginosa* と *Cyclotella* sp. が St. 2 では *Melosira* 属と *Cyrysochromulina* sp. が、St. 3 では *Microcystis aeruginosa* と *Chrysochromulina* sp. が特に強い負の相関を示した。全体的には、*Microcystis aeruginosa* と *Chrysochromulina* sp. は他の藻類とは負の相関を示す傾向が強く (表 3 ~ 表 6) 独自の変動を示した。

また栄養塩類 (大槻ら, 1981) とこれらの植物プランクトンの特定の種との間での相関は認められなかった。

3.2 藻類のグループ別にみた現存量 (炭素量) の季節的变化

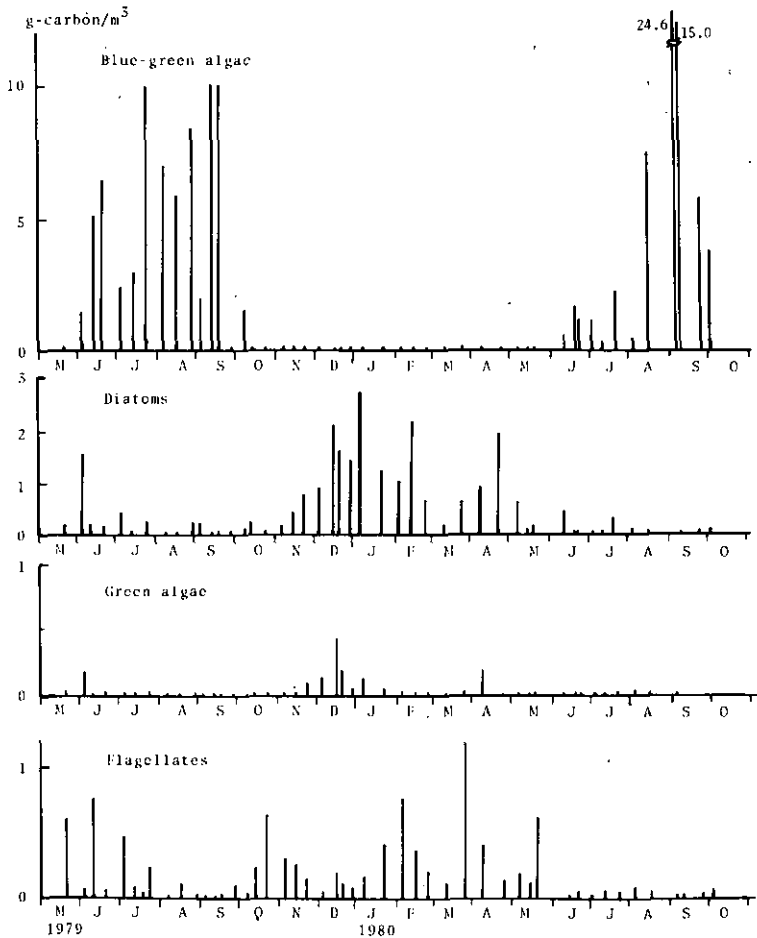


図 7 地点 1 における藻類グループごとの炭素量の季節変動
 Fig. 7 Seasonal variation of the biomass as carbon weight of algal groups at Station 1

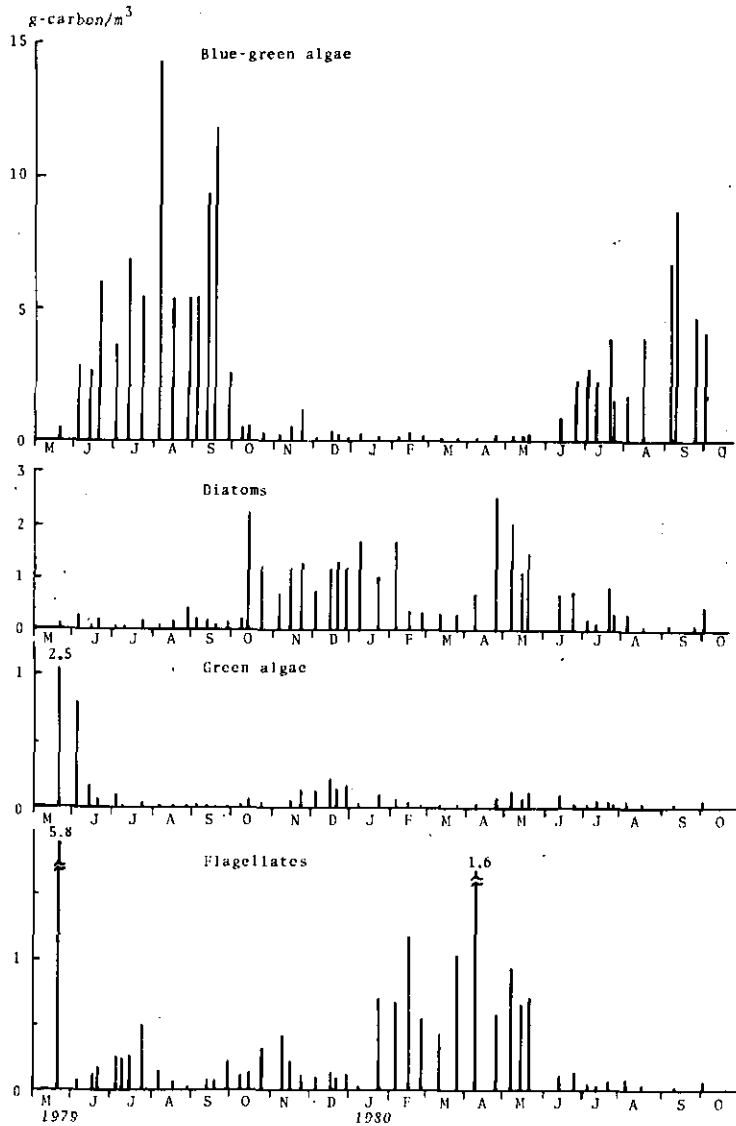


図 8 地点 2 における藻類グループごとの炭素量の季節変動
 Fig. 8 Seasonal variation of the biomass as carbon weight of algal groups at Station 2

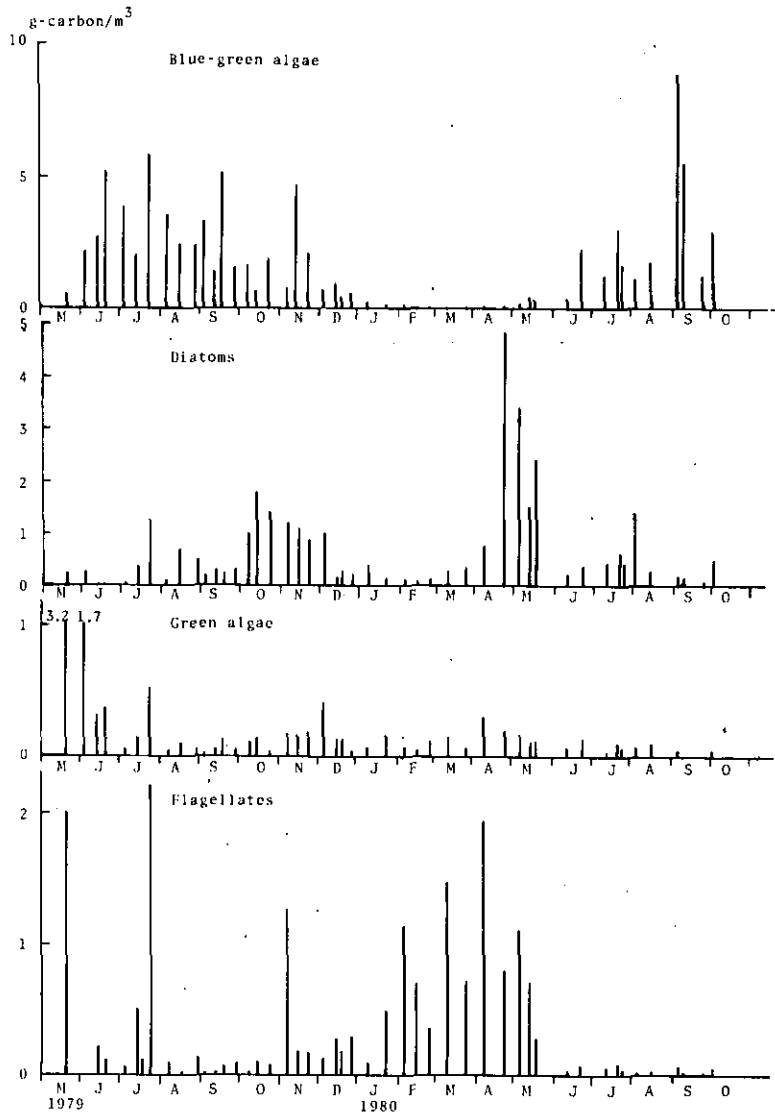


図 9 地点3における藻類グループごとの炭素量の季節変動
 Fig.9 Seasonal variation of the biomass as carbon weight of algal groups at Station 3

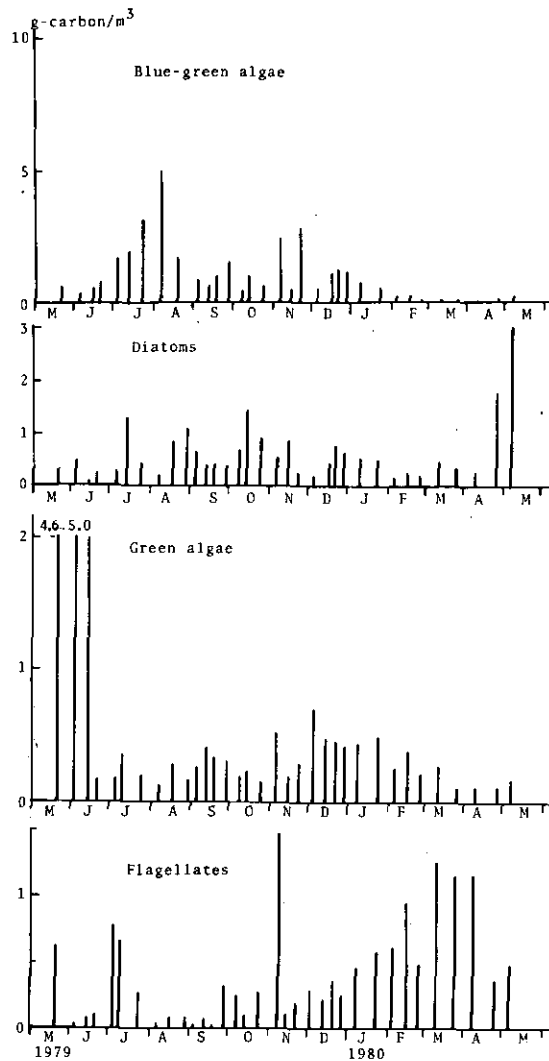


図 10 地点4における藻類グループごとの炭素量の季節変動
 Fig. 10 Seasonal variation of the biomass as carbon weight of algal groups at Station 4

図7～図10は、1979年5月から1980年10月までの高浜入の各定点における藍藻類、珪藻類、緑藻類、鞭毛藻類4つの各グループの現存量の季節変化を炭素量で示したものである。炭素量への換算は、おのおのの種の体積(表1)をもとに、Strathmann(1967)の式を用いて行った。

水の華を形成する藍藻類の現存量はSt. 1, St. 2で特に多く、St. 1では最大 10 g-carbon/m^3 (1979年), 24.6 g carbon/m^3 (1980年), St. 2では 14.5 g carbon/m^3 (1979年)にも達する。St. 3, St. 4でも夏に藍藻類が水の華を形成するが、St. 1, St. 2に比べると現存量は少な

かった。藍藻類の現存量は、どの地点においても1979年、1980年の両年とも、6月から増えはじめ7月から9月の中旬にかけて最大となった。1980年は、冷夏のため、7、8月の現存量は幾分小さかったが9月上旬に最大値を記録した。減少時期は、高浜入湾奥部で早い。すなわち、St. 1、St. 2では、9月末にその現存量は急激に減少するが、St. 3では11月下旬から12月にかけて、St. 4では1月にかけてゆっくりと減少した。St. 4では、8月と11月に現存量のピークがある。これは初夏と秋、2つの現存量のピークをもつ *Anabaena* 属と *Aphanizomenon* 属の秋の現存量がこの地点で大きいと考えられる。水の華の消滅後は、翌年の初夏まで藍藻類の現存量は極めて小さい。

珪藻類の現存量の変化は地点によりかなり異なっている。まず、高浜入湾奥部のSt. 1、St. 2では、藍藻類が繁茂している間、珪藻類の現存量は極めて小さい。そして藍藻類の減少後、半月から1カ月後の晩秋から冬にかけて増殖する。2月、3月にその現存量はいったん落ち、3月末から4月、5月初めにかけて再び増殖する。しかし、この春の増殖はSt. 3、St. 4ほど顕著ではない。次にSt. 3とSt. 4も基本的に同じパターンであるが、7、8、9月の水の華形成期にも珪藻類の出現がみられる点が異なる。このことは、藍藻類の現存量が高浜入湾奥部に比べて小さいことと対応している。また高浜入湾に近づくに従って、秋の珪藻類のブルームは顕著でなくなり、逆に春のブルームが顕著になる。

緑藻類は他の藻類のグループと比べると現存量が少なく、特に高浜入湾奥部では極めて小さい。ただ、1979年5月から6月初旬に多いのは、先にも述べたとおり *Closterium aciculare* が大発生したためである。地点別にみると、St. 3、St. 4と湖心に近づくに従って現存量は増えるが、その変動パターンは不規則である。

鞭毛藻類の現存量は、どの地点においても冬に多くなる。これはこの時期に *Chrysochromulina* sp. が増殖したためである。高浜入湾奥部において、藍藻類が密に水の華を形成している時期、珪藻類や緑藻類は極めて現存量が少ないが、この鞭毛藻類はかなりの量出現する。しかし、その変動は規則的でない。またSt. 3の7月末や11月初のように、突発的な増加、減少が観察された。

表7は、各々の藻類グループの現存量間の相関係数を各地点ごとに示したものである。(*Chlamydomonas* sp. は鞭毛藻類のグループで示したが、この計算では省いた。) St. 1、St. 2の高浜入湾奥部では藍藻類と珪藻類、藍藻類と鞭毛藻類、各々の間で高い負の相関がみられた。またSt. 1では珪藻類と緑藻類の間に高い正の相関がみられた。St. 3、St. 4、St. 9では各藻類グループの間で、有意な相関はみられなかった。このように特に高浜入湾奥部においてのみ、藍藻類と他の藻類グループの間に強い負の相関があらわれるので、極端に富栄養化したこの地域においては、藻類グループ間に相互作用が強く働いていると考えられた。

藍藻類の現存量が、珪藻類の現存量と負の相関をもつのは、先にも述べたが、地点間であらわれてくるだけではない。つまり、1980年の夏は冷夏で藍藻類の現存量はどの地点でも少なかったが、この時期には相当量の珪藻類が出現している。(ただし、St. 1は不明)

表 7 各地点における各藻類グループ間の相関係数
 Table 7 Correlation coefficients for the biomass as carbon weight of algal species

| Station 1 | *p < 0.05 | | | |
|------------------|------------------|---------|-------------|-------------|
| | Blue-green algae | Diatoms | Green algae | Flagellates |
| Blue-green algae | + | | | |
| Diatoms | -0.356* | + | | |
| Green algae | -0.213 | 0.611* | + | |
| Flagellates | -0.292* | 0.112 | -0.009 | + |
| Station 2 | *p < 0.05 | | | |
| Blue-green algae | + | | | |
| Diatoms | -0.513* | + | | |
| Green algae | -0.191 | -0.075 | + | |
| Flagellates | -0.409* | 0.426* | 0.125 | + |
| Station 3 | | | | |
| Blue-green algae | + | | | |
| Diatoms | -0.259 | + | | |
| Green algae | 0.020 | 0.041 | + | |
| Flagellates | -0.226 | 0.281 | 0.128 | + |
| Station 4 | | | | |
| Blue-green algae | + | | | |
| Diatoms | -0.283 | + | | |
| Green algae | -0.140 | -0.154 | + | |
| Flagellates | -0.222 | -0.122 | -0.049 | + |
| Station 9 | | | | |
| Blue-green algae | + | | | |
| Diatoms | -0.117 | + | | |
| Green algae | -0.092 | -0.177 | + | |
| Flagellates | 0.336 | -0.040 | -0.114 | + |

4. 考 察

高浜入各地点での植物プランクトンは量的にも、各々の種の消長にも、湾奥部から出口に向かって一定の勾配が認められた。高浜入で特に重要な藍藻類についてみると、(1)、湾奥部の St. 1, St. 2 では夏季に *Microcystis Anabaena* を中心とする藍藻類が炭素量として St. 3, St. 4 の 2 ~ 4 倍にもなる。(2)、水の華の消滅はこの湾奥部の方で早く、出口に近づくに従って、冬季になってもかなりの藍藻類が水中に残存する傾向が強い。ことがあげられる。(1)は、湾奥部の方が栄養塩類の量が多い(大槻ら, 1979) ことと対応している。(2)については、さまざまな要因が考えられようが、水の華を溶解する微生物群集が汚染度の大きいところが多い(微細藻類研究会, 1977) ことや実際に生菌数が湾奥部で多い(相崎ら, 1979) ことから考えて微生物による水の華の溶解作用が働いている可能性も強く、水の華の生物学的防除を考える上で、今後詳しい研究が必要であろう。

高浜入で水の華を構成する藍藻類は、*Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* などである。*Anabaena* と *Aphanizomenon* はどの地点でも正の相関が認められ、比較的良好似た変動パターンを示すが、これらは *Microcystis* が繁茂している間に消滅してしまい、出口に近い地点では、秋に再び出現する。こういった種間での消長の相違が何に起因するかは現在のところ不明であるが、各種の温度適性の違い(Hammar, 1964, Imamura, 1981), N源の利用の違い(Ward, 1980), 微量元素をめぐる競争(Lange, 1974), 代謝産物の影響(Keating, 1977), 水の華を溶解する微生物群集に対する感受性が藍藻類の種によって違う、ことなどが考えられ、より詳しい研究が必要であると思われる。

高浜入湾奥部では藍藻類が水の華を形成している時期に、珪藻類や緑藻類はほとんど出現しない。この現象は St. 3, St. 4 で水の華形成期にもかなりの珪藻類や緑藻類が出現するのと比べると、極めて対照的である。Keating (1978) は、Linsly pond に出現する藍藻類と珪藻類を材料として、藍藻類が珪藻類の生長を阻害する細胞外代謝産物を出すことを報じている。St. 1, St. 2 の特に藍藻類の現存量が多い地点では、これらの藍藻類が出す阻害物質が、珪藻類や緑藻類にもきいていると考えることができる。反対に、St. 3, St. 4 では、藍藻類の現存量が小さいため、つまり阻害物質の量が少なかったため、珪藻類や緑藻類の出現がみられたと考えられる。霞ヶ浦の例でみると、藍藻類の現存量が 5 g carbon / m^3 を超えると珪藻類の出現が特に制限される。St. 1, St. 2 については藍藻類と鞭毛藻類の間にも強い負の相関があることから、特に *Chrysochromulina* sp. について、阻害物質が働いている可能性もある。

Keating (1978) は、冬の藍藻群集と春の珪藻類のブルームの大きさに逆相関があることから、藍藻類の阻害物質が春の珪藻類のブルームに影響を与えると報告している。しかし、霞ヶ浦の場合湾奥部で水の華が消滅すると、その直後から珪藻類のブルームがおこり、秋から冬のブルームは湾奥部の方が顕著であることから、藍藻類が出す阻害物質が藍藻類の消滅後も、持続性をもつものかどうかは疑問が残る。この点については実際に阻害物質が作用しているかどうかも含めて検討する必要がある。

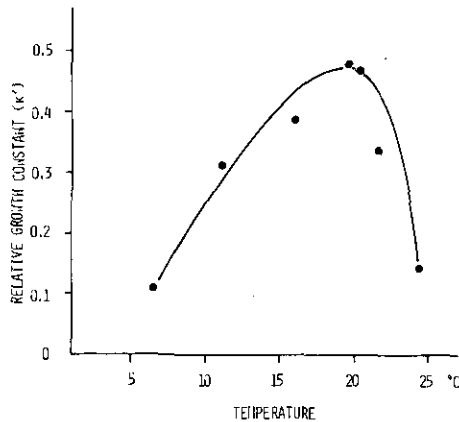


図 11 各温度での *Cyclotella* sp. の比増殖常数(K')
 Fig. 11 Relative growth constant, K', in \log_{10} day units, at about 3000 lx (12L 12D) for *Cyclotella* sp. isolated from Takahamairi bay as a function of temperature

夏季に主に出現する珪藻の *Melosira* spp. と *Coscinodiscus* sp. は, St. 3やSt. 4に比べて, St. 1, St. 2で現存量が少ないことや, 1980年6月, 7月の藍藻類の現存量が少ない時に, 比較的多く増殖したことから, これらの種の消長には, 藍藻類の阻害物質が大きな役割を果たしているとも考えられる。

ただし, 霞ヶ浦から単離した *Cyclotella* sp. については, 500 ccの三角フラスコに200ccのCSI培地(渡辺信, 私信)を入れ, 3,000 lx (12L, 12D)で細胞数の変化を調べたところ, 最適増殖温度は19°C付近であり, それ以上の水温では急激に活性が衰えることがわかった(図11)。したがって霞ヶ浦において *Cyclotella* sp. が夏季に出現しないのは, 温度によって制限されていると考えられる。

1979年5月末~6月の水の華の出現初期, つまり, 藍藻類の現存量はまだそれほど大きくない時, St. 1ではかなりの珪藻類が出現している。一方, St. 2, St. 3, St. 4では, 藍藻類の現存量が小さいにもかかわらず珪藻類がほとんど出現しない。これらの珪藻類の少なさは, *Closterium aciculare* の大発生と対応しており, 藍藻類以外にも珪藻類の増殖をおさえる藻類が存在すると考えられる。

5. まとめ

1979年5月から1980年10月迄, 霞ヶ浦高浜入を中心とする5定点で, 植物プランクトンの季節変動を調べた。植物プランクトンは量的にも, 種の消長にも, 湾奥部から高浜入江の出口に向かって一定の勾配が認められ, 以下のことが明らかになった。

1) 藍藻類の現存量は湾奥部で極めて多く、出口に近づくに従って少ない傾向を示した。

2) 藍藻類はどの地点においても、毎年6月に急激に増殖する。しかし、消滅時期はSt. 1, St. 2では9月, St. 3では12月, St. 4では1月と、湾奥部で早かった。

3) 水の華の構成種は主に *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* であった。これらの種は、おのおのの地点ではほぼ同時期に増える。しかし、*Microcystis* が消滅時期まではほぼ安定した現存量を維持するのに比べ、*Anabaena* と *Aphanizomenon* は、よく似た変動パターンを示し、8月に一度減少し秋に再び出現した。

4) 珪藻類については、秋から春に *Cyclotella* sp. と *Synedra* spp. が繁茂した。また夏から秋には *Melosira* spp. と *Coscinodiscus* sp. が多く出現した。

5) 鞭毛藻類については冬季に *Chrysochromulina* sp. が繁茂した。また緑藻類は全体的に現存量は少なかったが、高浜入出口に近い地点で多い傾向を示した。1979年5月には *Closterium aciculare* が繁茂し、この時には春の珪藻のブルームはみられなかった。

6) 夏季の藍藻類による水の華形成時には、その現存量が比較的少ない地点や時期では、それが多い地点や時期よりも、より多くの量の珪藻類 (*Melosira* spp. や *Coscinodiscus* sp.) や緑藻類が出現した。つまり、夏季における珪藻類や緑藻類の量は、藍藻類の現存量の大きさに対応しておさえられており、藍藻類が出す阻害物質が珪藻類や緑藻類に影響しているものと推察された。

7) 霞ヶ浦から単離した *Cyclotella* sp. の最適増殖温度は19°C付近で、20°C以上になると急激に活性が低下した。このことより、*Cyclotella* sp. の消長には、温度が制限要因になっていると考えられた。

謝 辞

藻類の単離培養に際しては、国立公害研究所水質土壤環境部 渡辺信博士、またプログラム作成に際しては、同水質土壤環境部 木幡邦男博士、同環境情報部 松戸修氏にお世話いただいた。記して謝意を表する。

引 用 文 献

- 相崎守弘・津野 洋・須藤隆一・合田 健 (1977) : 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質、生物変動—I。国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 67-80.
- 相崎守弘・近田俊文 (1979) : 霞ヶ浦における細菌分布, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 123-131.
- 微細藻類研究会 (1977) : 藻類発生機構解明調査報告, 57p.
- Hammer, U. T. (1964) : The succession of 'bloom' species of blue-green algae and some casual factors. Verh. Internat. Verein. Limnol., 15, 829-836.
- Imamura, N. (1981) : Studies on the waterblooms in Lake Kasumigaura. Verh. Internat. Verein. Limnol., 21, (in press).
- Keating, K. I. (1977) : Allelopathic influence on blue-green sequence in a eutrophic lake. Science, 196, 885-887.

- Keating, K. I. (1978) : Blue-green algal inhibition of diatom growth : Transition from mesotrophic to eutrophic community structure. *Science*, 199, 971-973.
- Lange, W. (1974) : Competitive exclusion among three planktonic blue-green algal species. *J. Phycol.*, 10, 411-414.
- 宮内武雄 (1935) : 霞ヶ浦のプランクトン. *日陸水雑*, 5, 26-32.
- 森下正彦・安野正之 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの季節消長と水平分布. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 155-170.
- 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣 (1979) : 栄養塩類濃度の季節変動から見た霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 95-103.
- 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.
- Reynolds, C. S. (1971) : The ecology of the planktonic blue-green algae in the North Shropshire meres. *Field Studies*, 3, 409-432.
- Reynolds, C. S. (1973a) : Growth and buoyancy of *Microcystis aeruginosa* Kutz. emend. Elenkin in a shallow eutrophic lake. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 184, 29-50.
- Reynolds, C. S. (1973b) : The phytoplankton of crose mere, Shropshire. *Br. Phycol. J.*, 8, 153-162.
- Strathmann, R. R. (1967) : Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 411-418.
- 高橋正征 (1978) : 霞ヶ浦のプランクトン性藻類の動態. 「環境科学」研究報告集 B3-R12-1, 霞ヶ浦とその周辺の自然と人間活動, 93-115.
- 津野 洋・相崎守弘・須藤隆一・合田 健 (1977) : 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質生物変動-II. 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 80-94.
- Utermöhl, H. (1958) : Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 9, 1-38.
- Ward, A. K., Wetzel, R. G. (1980) : Interactions of light and nitrogen source among planktonic blue-green algae. *Arch. Hydrobiol.*, 90, 1-25.

霞ヶ浦高浜入の動物プランクトン
の現存量の推移

安野正之¹・森下正彦¹・花里孝幸¹

Standing Crop of Zooplankton at Takahamairi Bay
in Lake Kasumigaura

Masayuki YASUNO¹, Masahiko MORISHITA¹ and Takayuki HANAZATO¹

Abstract

1) Standing crop of zooplankton at the definite two stations in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura was estimated based on the three years data from 1977 to 1979.

2) The changes in the standing crop were seasonal and reached to more than 1 g m⁻³ in dry weight in every summer, when *Diaphanosoma brachyurum* and *Bosmina fatalis* increased enormously.

3) The beginning of the increase as well as the highest value of the standing crop varied from year to year.

4) There was an unexpected sharp increase of the standing crop in May preceding to the summer-increase in 1978. The outbreak of several species of Rotifera caused the increase which reached to more than 2 g m⁻³.

5) In 1977, the standing crop at the innermost of the bay went up to nearly 3 g m⁻³ but fell down to nearly 0 due to the heavy rain, after which the second peak followed, indicating the high reproductive potential of zooplankton (Cladocera) in this bay.

6) The reproduction of *Diaphanosoma brachyurum* and *Bosmina fatalis* seemed to be regulated by the water temperature. However the former started to build up the population slightly earlier.

7) Zooplankton composition changed seasonally. Copepoda (principally *Cyclops vicinus*) dominated in winter and Rotifera predominated in spring and autumn. Cladocera became to be dominant in summer.

8) The waterbloom of *Microcystis aeruginosa* in the summer seemed to slightly suppress the increase of standing crop of zooplankton. While, that of *Closterium aciculare* in the winter and spring in 1979 certainly suppressed the zooplankton population to a low level.

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi,
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

1. はじめに

動物プランクトンの現存量推定は各地の湖でなされてきた。(Larsson, 1972; Hillbricht-Ilkowska *et al.*, 1966) 日本においても IBP においていくつかの湖で調査が行なわれた。(JIBP Synthesis 1975)

動物プランクトンの現存量は植物プランクトンによる生物生産に依存しているのは当然であるがその関係はかならずしも明確でない。多くの場合、富栄養化で植物プランクトンの現存量が増大しても、それに比例して増えはするが、植物プランクトン程でないことが知られている (Cushing, 1971 b; Pedevson *et al.*, 1976; 安野・森下, 1981)。

栄養塩を湖に投入して植物プランクトンの増加を実験的に解析した場合も当然動物プランクトンの増加を供う。

いずれにせよ植物プランクトンとの関連において現存量の変化が解析されなければならない。

霞ヶ浦において動物プランクトンの定量的サンプリングが行われるようになったのは1976年7月からで、これまで一部報告された(安野・森下・菅谷, 1977; 森下・安野, 1979)。富栄養湖としての霞ヶ浦における動物プランクトンの動態の特徴は別に報告される(安野・森下, 1981)。本報告では、1977年から1979年までの3か年における動物プランクトンの現存量の推移を記述し、霞ヶ浦の生態系において占める割合とその役割について論じる。調査は霞ヶ浦の高浜入に限られる。調査地点として5か所選ばれたが、標本採集が常に行なわれた高浜入最奥部の St. 1 と、そのほぼ中央に当る St. 3 についてのみ取まとめられた。既に報告されているように、St. 1 を含む最奥部の環境はかなり他と異っている。また高浜入は霞ヶ浦の湖心とは動物プランクトン相において違いがあることを報告した。(安野・森下, 1981)。したがってここに報告されるものは高浜入にのみ当はまるものである。更に動物プランクトンは、均質な分布をしているわけではなく、斑状の分布をしていることも報告されている (Colebrook *et al.*, 1961; Wiebe, 1970) が、霞ヶ浦の高浜入においても前報に報告したように同じことが見られる。このことから、高浜入を二つの箱に分けて考えるとき、それぞれ1点ずつを代表とすることに多少の危惧があることはまぬがれない。垂直方向の分布については、高浜入のほとんどが深さ3 m程度であることから顕著な差異を見出すことができない(安野・森下・菅谷, 1977)。サンプル間のばらつきは、重複して取ったサンプルがよく一致していることから比較的少ないものと考えられる。これに反して日変動が激しい。7日間の連続観測によってもその間の変化が大きいことが示された。このことから湖全体の動物プランクトンの現存量を推定するにおいて観測頻度の問題が出てくる。

本研究においては1977年の夏は週1回の頻度で調査を行なったが、その後は月1回に過ぎない。しかし、全体的な傾向はつかむことができた。

2. 方 法

サンプリングは前報に報告したように定点で行った。1976年は61のバンドーン採水器で水面下

約0.5 mから5回、計301を取り、NXX 13のプランクトンネットで濾して集めたものをホルマリン固定し、その一部を検鏡した。1978年4月から401のシンドラー採水器を用いた。その他の処理は同じである。

現存量を推定するに当って個体数から総乾重量への換算は主として倉沢(1971)に従い、一部はDumont *et al.*, (1975)を用いた。

3. 現存量の季節変動

1977年から3か年の動物プランクトンの現存量の変動を図1, 2, 3に示す。

1977年 St. 1において5月から7月にかけて多少の増減があったのち7月末非常に高い値に達した。他の湖で乾重量が 2 gm^{-3} を越すことはあまり見ることがない。その後すぐほとんど0に近くまで減少するが、これはこの年の大雨による影響である。雨の影響はSt. 3においても見られるが、恋瀬川の流入口に近いSt. 1の方が大きな影響を受けることを示している。大雨で減少した後の現存量の回復は非常に速く、7月末の上昇と同じである。この鋭い2つの山は植物プランクトンにも見られよく一致しており、両者の関係の密接さを示すものと考えられる。この年の12月になると動物プランクトンの現存量はほとんど0に近いほど減少してしまった。St. 3も傾向としては、St. 1とほとんど同じで夏に多くなるが、現存量は 1 gm^{-3} を越えることがない。調査がSt. 1ほど頻繁でなかったためにSt. 1に見られるピークを見逃した可能性も否定することはできないが、後で述べるように地点の違いは動物プランクトン相にもあらわれているので、現存量の大きさの違いは事実であろう。しか

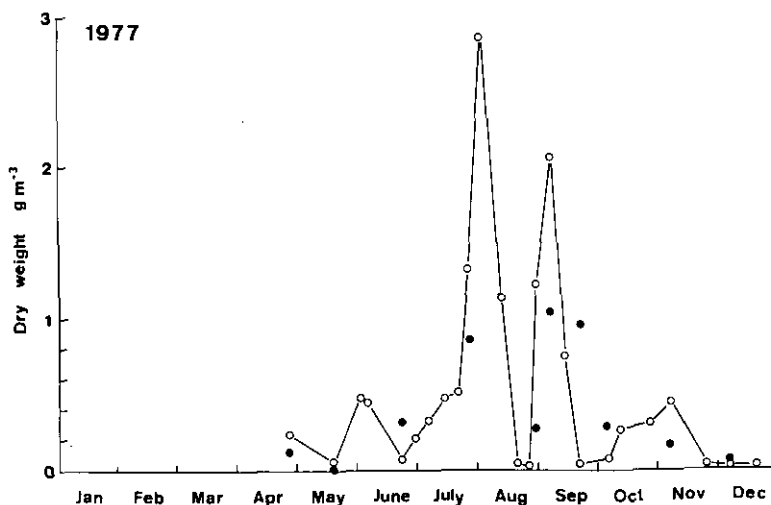


図 1 高浜入における動物プランクトンの現存量 (1977年)
 Fig. 1 Changes in the standing crop of zooplankton at St.1 (open circles) and St.3 (Solid circles) in Takahamairi Bay in 1977

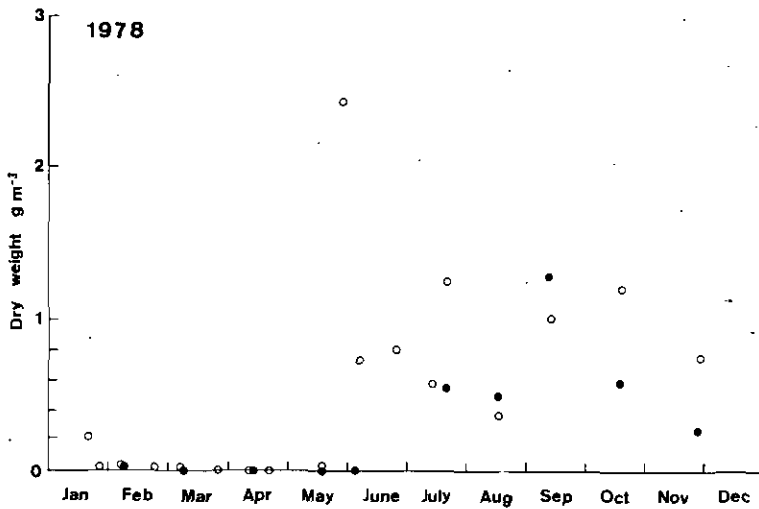


図 2 高浜入における動物プランクトンの現存量 (1978年)
 Fig. 2 Changes in the standing crop of zooplankton at St.1 and St.3 in Takahamairi Bay in 1978. Symbols are the same as in Fig 1.

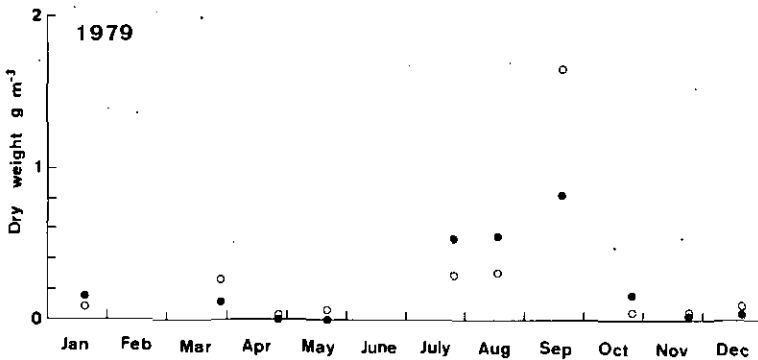


図 3 高浜入における動物プランクトンの現存量 (1979年)
 Fig. 3 Changes in the standing crop of zooplankton at St.1 and St.3 in Takahamairi Bay in 1979. Symbols are the same as in Fig 1.

し、このピークを形成する時の優占種は St. 1, St. 3 とも *Bosmina fatalis* が主体となっていた。

1978年は2月から5月まで現存量としてはほとんど0に近い。ところが5月末 St. 1 で、 2 gm^{-3} を越える山がみられ、非常に特異的な変動を示した。重要なことはこの増加は永く続かないことである。このピークを形成した時の優占種は *Polyarthra* と *Asplanchna* であった。両種は6月はじめまで優占種としてとどまったが、その後は枝角類にとって代わられる。夏になると1979年にみられる非常に飛離れた高い値を示すことはなかった。しかし6月から11月までの長い期間、乾重量で 0.5 gm^{-3} を越すことが多かった。これは7月から9月までに集中している前年と比較すると総

体的に高い現存量を維持していたといえよう。8月はSt. 1もSt. 3も現存量が減少する。この年は雨の影響はみられず、植物プランクトンはむしろ非常に高い現存量に達した(岩熊・安野, 1981)。そのほとんどは *Microcystis* であるので、動物プランクトンにとって不適な環境要因となっていることを示唆するものかもしれない。St. 3の現存量はSt. 1に比べるとやや低い傾向が示される。比較的高い現存量を示す時の優占種はやはり *Bosmina fatalis* であった。

1979年は全体として前年と対照的に低い現存量であった。夏期における現存量の増加がゆるやかで9月を除けばSt. 3の方が逆に高い値を示した。10月には0.2 gm⁻³以下に低下してそのまま冬期の大変低い現存量にかわった。夏期の優占種は *Bosmina fatalis*, *Diaphanosoma brachyurum* と *Thermocyclops*, copepodid で大勢を占めた。

4. 動物プランクトン現存量の構成種の変動

長期の観察に基いて構成種が変化することが報告されている (Hillbricht-Ilkowska *et al.*, 1979)。本報告書では、3か年の調査であるため、その間に大きな変化は認められない。図4から図6に現存量として枝角類、橈脚類の割合の変動を示した。

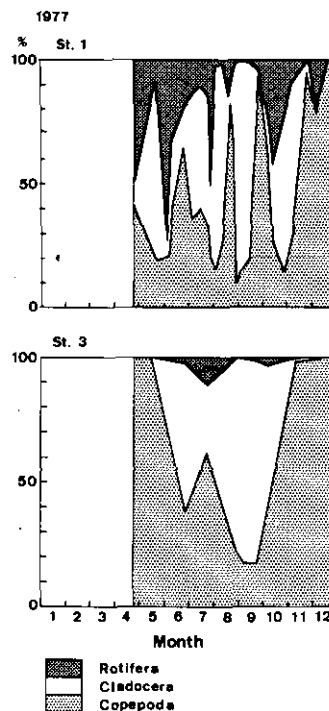


図 4 高浜入の動物プランクトンの乾燥重量における構成比 (1977年)
 Fig. 4 Changes in the percentage composition of the standing crop in dry weight of zooplankton at two stations in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura in 1977

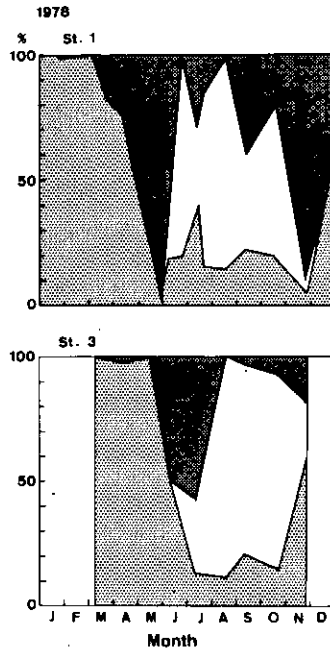


図 5 高浜入の動物プランクトンの乾燥重量における構成比 (1978年)
 Fig. 5 Zooplankton composition of the standing crop in 1978
 Legends are the same as in Fig 4.

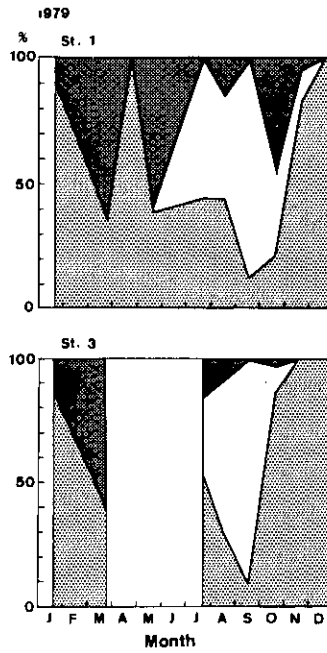


図 6 高浜入の動物プランクトンの乾燥重量における構成比 (1979年)
 Fig. 6 Zooplankton composition of the standing crop in 1979
 Legends are the same as in Fig 4.

1977年 St. 1 では構成の変動が激しいが、先に述べたように調査頻度が高かったことに加えて8月に大雨があったことが原因している。1977年の St. 3 においては輪虫の割合が比較的少ないままであるが他の年度では春から夏にかけて大きな割合を占める。このことは諏訪湖においても見られており(倉沢ら, 1971) 一般的な傾向であると考えられる。しかしながら, 1978年と1979年で大きな違いがある。1978年には春における輪虫の割合は低く, その増加がはじまるのは St. 1 では4月を過ぎてからであり, St. 3では6月に至ってからであった。一方秋から冬にかけて1978年は輪虫の占める割合が高く, そして次の1979年の春における割合の増加が早く2月に始まった。この年は秋から冬にかけて St. 1, St. 3ともほとんどいなくなってしまう点は1977年と似ており, 年度による大きな変動は意味のある現象である。この輪虫の1978年11月から12月にかけての優占種は St. 1では, *Polyarthra trigla*, *Asplanchna* spp., *Keratella cochlearis*, *Conochiloides* sp. で1979年の3月における優占種の *Keratella cochlearis* と *Conochiloides* sp. と一部一致している。St. 3においては, 同じく *Polyarthra* と *Keratella* のうち後者が春の優占種となっており, 越冬する種の集団が大きいことが, 次の年の春の輪虫の集団の形成に大きな役割をはたしていることが示されている。

枝角類はどの年度も6月頃になって増加し10月ないし11月には終息することが示されている。前報において報告したように(森下・安野, 1979) 環境要因の水温とクロロフィル量との相関が高かったが特に水温がこの季節消長を規制していることは明らかである。しかもこの関係は枝角類と橈脚類には認められ, 輪虫類には当てはまらない。このような枝角類の夏期における優占は湯の湖と諏訪湖においても認められている(JIBP Synthesis 10), 高浜入ではこの枝角類の大部分が *Diaphanosoma brachyurum* と *Bosmina fatalis* である。図7に両種の個体数の変動を示す。前種は多少

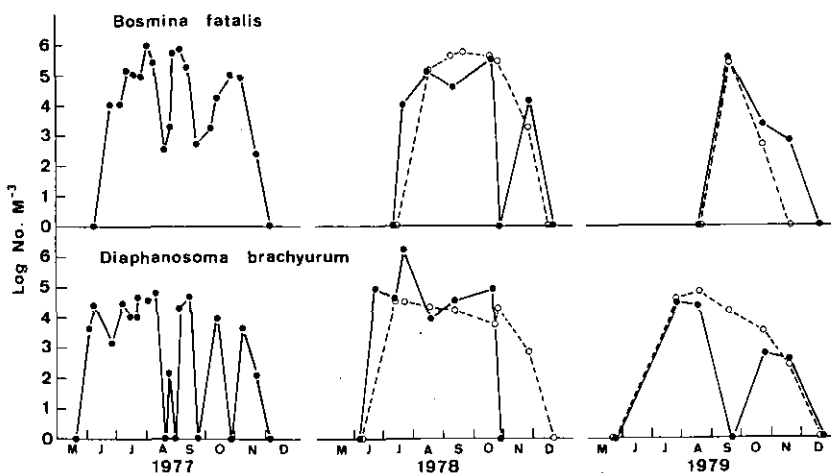


図 7 高浜入における二種の動物プランクトンの変動
 Fig. 7 Changes in the abundance of *Bosmina fatalis* and *Diaphanosoma brachyurum* at two stations in Takahamairi Bay in different years
 Solid lines indicate St.1 and Broken lines St.3.

早目に出現する傾向が認められる。冬期は橈脚類が主体となるが、総現存量は低い。輪虫と枝角類が減少するため結果的に橈脚類優占となる。ただし種類は *Thermocyclops taihokuensis* から *Cyclops vicinus* に移行する。一年を通じてこれらの *Copepodid* と *nauplius* が常に存在し動物プランクトンの現存量に寄与している。

1979年5月末 St. 1において輪虫の *Synchaeta stylata*, *Polyarthra trigla*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis* が大量に出現するが、それ以前の日には St. 1 も St. 3 も総現存量は大変低い。この年は前年と違って *Closterium* が冬期大量発生したが、それが一因になっていることが考えられる。図6の St. 3において4月から6月まで空白になっているが、動物プランクトンの個体数があまりにも少なく組成を出すことが出来なかった為である。この時期のサンプルは特に *Closterium* が多くその中から動物プランクトンを見つけることが難しかった。

5. 考 察

日本の湖沼では動物プランクトンの現存量が周年に渡って調査されたのは IBP が最初である。(IBP Synthesis, 1975) それらも1年だけで今回のように年を重ねた調査はなされなかった。したがって本報告にあるような年による変動の相違や、或年に特殊な現象を見出すことはなかった。また安野・森下(1981)に報告されたように環境要因の年変動との関連において動物プランクトンの変動を規制する要因を明らかにすることができた。富栄養化の進んだ湖として霞ヶ浦に対比される諏訪湖においては現存量は最大 1.44 gm^{-3} であり、霞ヶ浦の夏期の平均的な数値と大きな差がない。しかし、本報告における長期連続観測の結果現存量が 2 gm^{-3} を越えることがあることや、ある場合には 3 gm^{-3} に近づくとあることに注意しなければならない。IBP で調査された湖のうち、最大値を示した児島湖も 1.65 gm^{-3} であることから、(人工的な環境である金魚の養殖池の動物プランクトンの最大現存量が 4.96 である) 霞ヶ浦高浜入の動物プランクトンの夏期の現存量が他の湖に比較してかなり高いことが判る。諏訪湖は夏期の動物プランクトンの優占種は枝角類の *Bosmina* と輪虫の *Keratella* で、*Diaphanosoma* は優占種とならない。児島湖は、甲殻類が優占種となることがない。湖の富栄養化と動物プランクトンの組成とは関係があって、富栄養化が進行すると輪虫類が多くなることが考えられる。霞ヶ浦においても輪虫類が多いのは湖心よりは高浜入である。しかしながら輪虫の急激な増加があってもそれはあまり永く続かない。橈脚類や枝角類の方が比較的永く続いた。高浜入において1978年5月 St. 1における輪虫による現存量の急増は、この地点で潜在的には輪虫の生産力が非常に高いことを示している。それが低く抑えられている原因としては、捕食者の役割が大きいのではないかとと思われる。年度によって変動があるが、冬から春にかけてイサザアミが多数生息し動物プランクトンを捕食していると考えられる。イサザアミの捕食圧は、動物プランクトンの現存量の増加する6月には高浜入においては低下すると考えられ、水温の上昇による増殖率の増加とともに動物プランクトンの現存量に影響していることは十分考えられる。1979年は *Closterium* が大繁殖したこともあって動物プランクトンが少なかったが、この年の5月、6月

ともイサザアミはまだかなり高浜入に生息し動物プランクトン採集のシンドラー採水器にかなり混ざっていた（通常はあまり入らない）。

魚（稚魚を含め）による捕食もかなり大きいものと考えられる。別に論じられるように魚の生産が非常に高く特に高浜入の部分が稚魚にとって適した環境であることから、高浜入の動物プランクトンの現存量に大きく影響していると思われる。したがって見かけ上霞ヶ浦の動物プランクトンの現存量が日本の他の湖沼より高いとはいえ実際の生産力はもっと大きいと考えられる。

6. まとめ

動物プランクトンの現存量を高浜入の2つの定点で3か年に渡り連続して調査したデータに基づき推定した。現存量は夏期に非常に高くなることが示された。その上昇の始まりと下降の始まりは年による変動があり、気象要因などで左右されていることが示唆された。

初夏に輪虫類による現存量の急増が起ることがあったが、夏期の増加は主として枝角類の *Dia-*
phanosoma と *Bosmina fatalis* によってもたらされていた。

冬期は、橈脚類が優占し、春、輪虫類が急に増加する。枝角類は夏にのみ優勢となるが秋には減少する。輪虫類は夏に少ないわけではないが、優占種となったことは少ない。秋の移行時期に輪虫類が大きな割合を占める場合がある。この時の優占種で重複しているのは *Keratella cochlearis* である。

引用文献

- Colebrook, J. M., R. S. Glover and G. A. Robinson(1961) : Continuous plankton records: contributions a plankton atlas of the north-eastern Atlantic and the North Sea. Bull. mar. Ecol., 5, 67-80.
- Cushing, D. H. (1971 b) : Upwelling and the production of fish.
- Dumont, H. J., I. Van de Velde and S. Dumont(1975) : The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia, 19, 75-97.
- Hillbricht-Ilkowska, A., z. Gliwicz and I. Spodniewska(1966) : Zooplankton production and some trophic dependences in the pelagic zone of two Masurian lakes. Verh. Internat. Verein Limnol., 16, 432-440.
- Hillbricht-Ilkowska, A., I. Spodniewska and T. Weglenska(1979) : Changes in the phytoplankton-zooplankton relationship connected with the eutrophication of lakes. In Human impacts on life in fresh waters. 59-76. Akademiai Kiado, Budapest.
- 倉沢秀夫 (1971) : 諏訪湖のプランクトンの季節変化 (1970) I. プランクトンの数と量との優占種の比較. JIBP-PF 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究, 経過報告, 3, 41-53.
- Larsson, P.(1972) : Distribution and estimation of standing crop of zooplakton in a mountain lake with fast renewal. Verh. Internat. Verein Limnol., 18, 334-342.
- Mori, S and G. Yamamoto(eds.)(1975) : Productivity of communities in japanese inland waters. JIBP SYNTHESIS 10. 436pp. Univ. Tokyo Press. Tokyo

- 森下正彦・安野正之 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの季節消長と水平分布. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 155-170.
- Pederson, G. L., E. G. Welch and A. H. Litt (1976) : Plankton secondary productivity and biomass: their relation to lake trophic state. *Hydrobiologia*, 50, 129-144.
- 安野正之・森下正彦・菅谷芳雄 (1977) : 霞ヶ浦高浜入における底生動物と動物プランクトン. 国立公害研究所研究報告, 第1号, 94-107.
- 安野正之・森下正彦 (1981) : 富栄養湖, 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの変動の特徴. 環境科学研究報告, B93-R12-2, 115-122.
- Wiebe, P. H. (1970) : Small scale spatial distribution in oceanic zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 15, 205-217.

霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類, イサザアミ,
テナガエビの現存量推定と栄養塩回帰への寄与

春日 清一¹

Estimation of the Seasonal Changes in Standing Crops of Fishes,
Freshwater Shrimp and Opossum Shrimp at Takahama-iri Bay
in Lake Kasumigaura

Seichi KASUGA¹

Abstract

The seasonal changes in standing crops of fishes, freshwater shrimp and opossum shrimp were estimated based on the samples by the beam trawl and larva net at Takahama-iri Bay in Lake Kasumigaura. In winter season (December-May), opossum shrimp (*Neomysis intermedia*) was dominant and its standing crop was estimated to be 56.76 g/m² in wet weight. Summer and fall season (June-November), *Neomysis* disappeared from the bay. On the other hand, the population of freshwater shrimp (*Macrobrachium nipponense*) and gobioid fishes went on to increase from June and reached maximum in August. The standing crops of freshwater shrimp and gobioid fishes were 0.59 g/m² and 4.52 g/m² respectively in August. After the reproductive season of fishes and freshwater shrimp, their populations decreased quickly because of commercial fishings. Thus opossum shrimp and fish-freshwater shrimp shared the niche in different seasons but the former was regarded to be more important in the ecosystem of this lake as the standing crop was more than eight times of the latter two groups at maximum.

1. はじめに

霞ヶ浦の富栄養化は著しいが特に恋瀬川や山王川の流入する高浜入最奥部入江の全リン濃度や無機態窒素は湖心の2~3倍と高く、汚染の影響が顕著である。著者らは魚類を中心として高浜入最奥部入江における魚、イサザアミ、テナガエビ等の生態学的研究を続けているが「陸水域の富栄養化に関する総合研究」が進行する中で夏期の藻類のブルームを引き起す栄養塩量が湖外からの供給

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi,
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

のみでは説明できず、夏期に底泥からの供給が必要であることが示唆された（津野ら，1977；大槻ら，1979）。この底泥からの栄養塩供給は無機的な溶出のみではなく生物による溶出の促進も考えられるようになった。また浅い沼や湖では魚類の存在が富栄養化を促進しているという報告も最近いくつか見られる（Hrbacek *et al.*, 1961；Lammara, 1975；Andersson *et al.*, 1975）。「それでは富栄養化に対する生物の寄与がどの程度あるのか」を知るために各生物の現存量を明らかにせざるを得なくなった。そこでこれ迄魚類やテナガエビ等の生活史を知る目的で行なってきた高浜入最奥部入江での桁網、および稚魚ネットによる調査の一部を整理し各種大型動物の現存量とその季節変動を推定し栄養塩回帰における役割を考察した。

2. 調査方法

調査地点は高浜入最奥部入江のほぼ中心地点（図1）で水深1.5～2.5 mで底は泥質であり漁船による曳網は殆んど行なわれていない。恋瀬川からの流入は豪雨の際濁流が流れ込むことがあるが通常は河川からの流入による顕著な流れはみられない。また高等植物はみられず開水面である。



図 1 採集地点

Fig. 1 Sampling site for the fishes by beam trawl and larva net in Lake Kasumigaura

調査に用いた桁網は間口0.3×1.0 m、の金枠に網目2.5～3 mm のナイロン製モジ網を1.5 mの長さにつけ、これに30 mのロープをつけ2.5馬力の船外機船を秒速約1 mで3分間曳網した。また稚魚ネット（離合社製）は直径0.7 m、ネット地はNGG42を用いてある。稚魚ネットには直径約30 cmの丸ウキをつけ水面直下を曳いた。曳網速度は秒速約1 mとし桁網同様3分間とした。稚魚ネットでは濾水率0.9として現存量を推定した。

調査期間は桁網では1977年12月9日から1979年3月1日迄で概ね1ヶ月に1回を原則とし春～

夏期にはより多くの回数調査し計 22 回の調査を行なった。稚魚ネット調査は 1978 年 2 月 25 日より 1979 年 3 月 1 日迄の間に 17 回の調査を行なった。採集物はホルマリン固定し研究室に持帰り種別の個体数及び重量を計測した。

3. 結果

3.1 桁網調査

図 2 に桁網により採集された生物のうち、ユスリカ幼虫、イトミミズ、二枚貝類、巻貝類を除いた動物の曳網面積 1 平方メートル当りの漁獲重量の季節変動を示した。また図 3 にはその種類群別にハゼ類、テナガエビ (*Macrobrachium nipponense*)、イサザアミ (*Neomysis intermedia*)、その他として分けて示した。ハゼ類にはチチブ (*Trigentiger obscurus*)、ヨシノボリ (*Rhinogobius brunneus*)、ウキゴリ (*Chaenogobius annularis*)、ジュズカケハゼ (*Rhodoniichthys laevis*)、アシシロハゼ (*Aboma lactipes*) の 5 種を含み、その他にはキンブナ (*Carassius auratus subsp.*)、モツゴ (*Pseudorasbora parva*)、クルマサヨリ (*Hemiramphus kurumeus*)、オタマジャクシが含まれる。

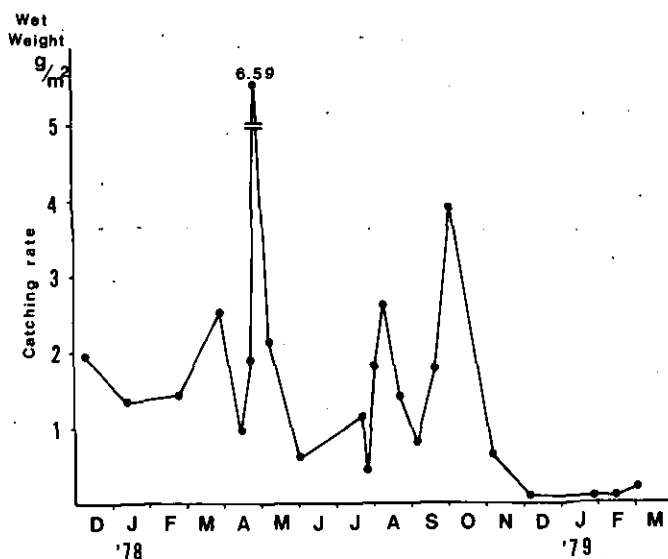


図 2 桁網による漁獲量の季節変動

Fig. 2 Seasonal change in catching rate (g/m^2) of the haul by beam trawl

図 2 により桁網による曳網 1 m^2 当りの漁獲物重量をみると 1978 年 4 月に著しい高い値 $6.59 \text{ g}/\text{m}^2$ を示し、また 1978 年 10 月に $3.89 \text{ g}/\text{m}^2$ と高い値を示すが 1978 年 11 月迄 1978 年 7 月 25 日の $0.40 \text{ g}/\text{m}^2$ を最低として 1978 年 8 月 8 日の $2.64 \text{ g}/\text{m}^2$ の値と間に比較的安定した値を示して

いる。しかし、1978年12月より著しく漁獲量が減少し、1979年3月に漁獲高がやゝ上向くまで0.6~0.9g/m²の値を示した。

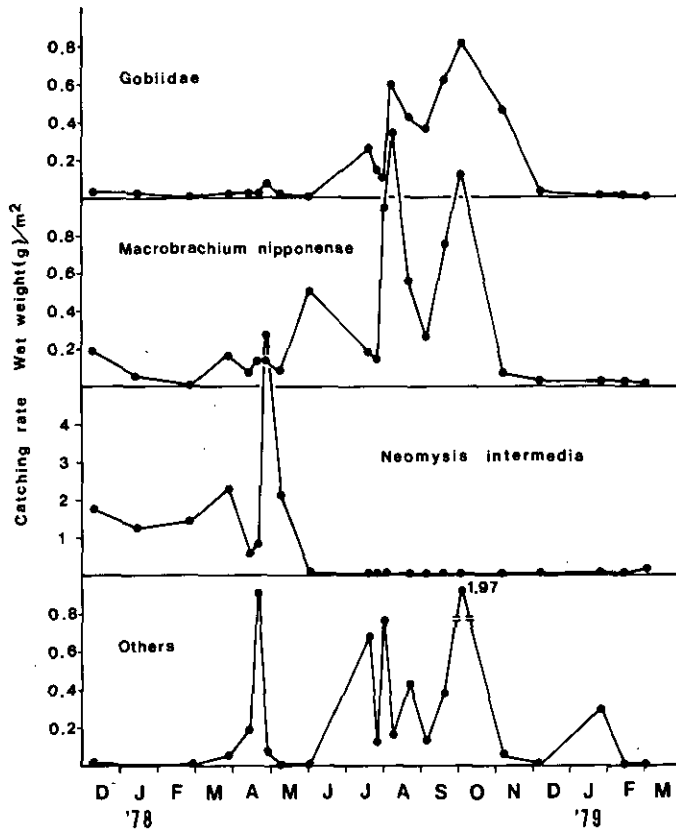


図 3 桁網により漁獲された各魚種の漁獲量変動
 Fig. 3 Seasonal change in catching rate (g/m²) of each species caught by beam trawl

次に漁獲物組成をみると調査期間を通じて最も多いのがイサザアミで49.0%を示し、次にテナガエビ20.1%、ハゼ類11.8%、その他魚種18.2%であった。これらの漁獲物組成の季節変動をみるとイサザアミが漁獲される冬期、12月~5月とハゼ・テナガエビが漁獲される夏期とははっきり区別される(図3)、すなわち1977年12月より1978年5月迄はイサザアミが漁獲物の88.2%を占めハゼ類、テナガエビ、その他魚類はそれぞれ0.8%、4.4%、6.6%を示すにすぎない。しかし6月以降にはハゼ類、テナガエビが多量に漁獲されはじめイサザアミは殆んどみられなくなり11月迄の漁獲組成はそれぞれ、26.3%、41.1%、0.1%、その他魚類32.6%となった。1978年12月以降はハゼ類、テナガエビ、イサザアミ、その他魚類共に漁獲高が極めて低く、イサザアミは特に前年の

冬期と全く異った様相を示した。

3.2 稚魚ネット調査

稚魚ネット採集による結果では冬期, 1978年2月から同年5月迄はイサザアミが主体を占めその現存量は3月28日には湿重量で $119.9\text{g}/\text{m}^3$, また5月2日には $79.74\text{g}/\text{m}^3$ の値を示している。しかしこの間のイサザアミの採集量の変動は大きく4月14日, 4月20日にはそれぞれ $0.04\text{g}/\text{m}^3$, $0.09\text{g}/\text{m}^3$ と少ない。この間魚類や Cladocera, Copepoda, テナガエビの幼生等は全く採集されな
いか極めてわずかである。6月以降はイサザアミは全く採集されなくなり6月24日に *Diaphanosoma* と *Eodiaptomus* の繁殖がみられ $1.28\text{g}/\text{m}^3$ の値を示している。8月に入るとチチブとヨシノボリ幼魚が大量に採集されその最高値は8月1日に $5.34\text{g}/\text{m}^3$ が示された。9月以降はイサザアミ, 魚類は全く採集されずテナガエビ幼生, Copepoda, Cladocera のみが採集された。特に1979年3月1日には *Cyclops vicinus* のみが採集され $1.73\text{g}/\text{m}^3$ と動物プランクトンとしては極めて高い現存量を示している (図4)。

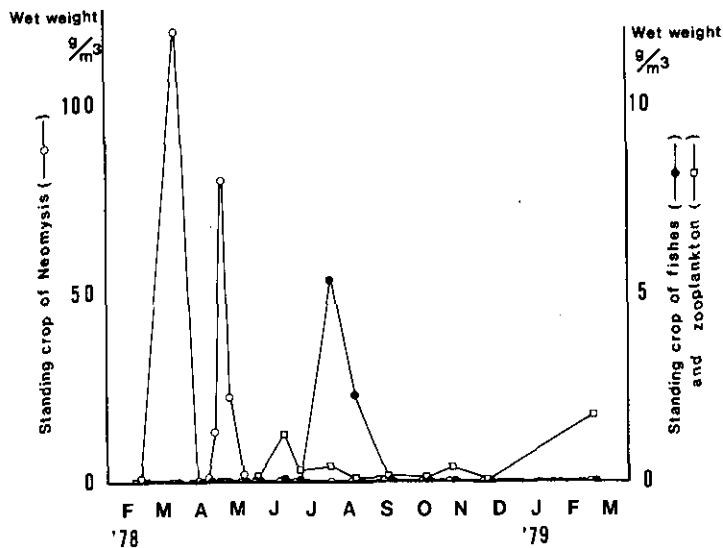


図 4 稚魚ネットにより採集されたイサザアミ, 魚類, 動物プランクトンの季節変動
 Fig. 4 Seasonal changes in standing crops of *Neomysis*, fishes and zooplankton obtained by larva net

4. 考 察

4.1 高浜入最奥部入江における大型動物個体群の現存量の推定

大型動物個体群の季節的変動を見た場合、はゞ2期に分けることができよう。それはイサザアミが優占する12月から5月迄の冬期とテナガエビおよびハゼ類を主体とした魚類が優占する夏期である。

イサザアミの冬期における現存量は稚魚ネットで作られた結果からみると極めて大きな変動があるように思われる。しかし乍ら桁網の結果では余り大きくない。ここでイサザアミの繁殖期をみると産卵は春と秋の2回大きな繁殖期を持ち冬期はわずかな産卵個体のみがみられるが雌が卵を抱えており仔虫の放出は4月以降となる。それ故冬期には繁殖による現存量の変動は生じない。個体の成長は冬期でも生じており春期には殆んど全ての個体が大型である。それ故死亡による減耗がなければ現存量は増大しなくてはならない。ここで稚魚ネットと桁網で同じ日に採集されたイサザアミの1 m³ 当りの漁獲量を比較すると稚魚ネットの単位漁獲量と桁網の単位漁獲量の比は1978年2月25日が0.19, 4月14日が0.02, 4月20日が0.03, 4月27日が0.63 となり桁網を曳かれた底層の方が漁獲率が高く、底層に多く分布していることがわかる。しかし3月28日と5月8日にはそれぞれ15.77, 1.77 となり表層に多く分布していることが推定される。ここで稚魚ネットはメッシュサイズが約0.46 mm で全ての個体が採集されているが桁網ではメッシュサイズは2.5~3.0 mm であるため小型のものは逸出し全量が採集されていない。これらのことからイサザアミは層状分布、又はパッチ状分布をするため稚魚ネットによる漁獲量の大きなバラツキが生じたものと考えられる。そこで冬期間のイサザアミの現存量推定には全量採集が可能な稚魚ネット採集によるデータを採用し2月25日から5月19日迄の8回の採集で得られた値の平均値28.38 g/m³ とする。この調査地点の平均水深は約2 m であるから単位面積当りの現存量は56.76g/m² となる。イサザアミの乾燥重量は季節差や雌雄差がみられるが湿重量の約17%とすることができる(春日, 未発表)から乾重にして単位面積当り9.65 g/m² 存在する。

夏期にはテナガエビおよびハゼ科魚類が主として桁網により採集された。稚魚ネットではハゼ科魚類が主体でテナガエビは游泳性の幼生期のものは採集されたが小型で現存量への寄与は極めて少ない。テナガエビは幼生期を終ると匍匐性となり水底に生息するため、桁網による底層曳の結果から現存量を推定することができる。桁網曳の結果は1978年6月1日には0.55g とやゝ高い値を示す。この群は産卵のため移動した大型のエビである。その後7月に漁獲高が低下しているのは周辺の水田に散布された農薬による漁獲量の低下と思われる。その後新生の小型群が大量に漁獲され10月迄続く。漁獲高の変動はかなり大きい夏期の現存量は6月から11月迄の10回の採集の平均値をとり0.59 g/m² となる。乾重では約24%に減量するから0.14 g/m² と計算される。

ハゼ類は稚魚ネットにより4月から採集されはじめる。しかしこれらは仔稚魚期の極めて小型のもので現存量には殆んど寄与していない。4月・5月の仔稚魚はウキゴリ・ジュスカケハゼが主体でありこれらは比較的小型の時期に沿岸域や他の水域に移動するものと思われる。ハゼ科魚類が稚

魚ネットにより大量に採集されるのは7月中旬以降でありその種組成はチチブが主体でヨシノボリがわずかに含まれる。このチチブも個体重が約0.2g以下でこれより大型のものは湖底、あるいは他の水域に移動するものと思われる。ヨシノボリは7月下旬から8月初旬に流入河川に溯上し湖内の分布は沿岸部を除いて極めて少なくなる。桁網曳では4月下旬から個体数は少ないがジュズカケハゼ、アシシロハゼ、チチブ、ウキゴリの成魚が漁獲されている。これらの産卵場所はジュズカケハゼが泥中に穿孔し産卵し、アシシロハゼ、チチブ、ウキゴリ、ヨシノボリは沿岸や流入河川の石や貝殻、空カン等の固定物の下面に産卵し雄は卵を保護し石の下等に生活するため湖心部に多くは分布しない。このことは沿岸域に張られた張網による調査⁷⁾からも明らかである。桁網による漁獲量の増加は新生魚が漁獲される7月以降であり9月以降も漁獲量は多くこの漁獲は11月初旬迄続く。ここで採集される種は主体がチチブである。稚魚ネットで採集される魚は游泳期のものであるが桁網では湖底生活に移ったチチブ等が採集されたものである。稚魚ネットおよび桁網の調査から夏期のハゼ科魚類の現存量を推定すると4月から7月の産卵期では稚魚ネットによる採集量は極めて少ない。底生のものが主体であり桁網採集の結果から1m²当り平均0.14g/m²となる。乾重では約23%に減量するから0.032g/m²と計算される。游泳性の幼魚が出現する8月には稚魚ネット採集による漁獲量は水深が平均2mであるから均一分布しているものとすれば8月1日及び8月21日にはそれぞれ5.34g/m³、2.26g/m³となる。一方桁網による漁獲でやはり8月にはハゼ科魚類が均一分布するとすればその密度は8月1日、8月8日、8月21日にはそれぞれ0.33g/m³、1.98g/m³、1.38g/m³の値が得られる。ここで8月1日には上層に著しく多く分布するが8月21日には上層が底層の1.6倍程度でその差は少ない。この結果からも分布の偏りはかなりみられることから、この季節の密度はこの5個の値の平均値として2.26g/m³とする。水深2mとすれば4.52g/m²のハゼ科魚類が游泳期には存在することになる。乾重では1.04g/m²と計算される。9月以降ハゼ類が底生性になると稚魚ネットには全く入らなくなる。それ故桁網による漁獲結果により現存量を推定すると9月5日、9月19日、10月3日、11月7日の平均値を求めて0.56g/m²となる。乾重では0.13g/m²となる。桁網にはその他魚類として18.2%が採集されている。この魚種はキンブナが主体でモツゴ、クルマサヨリ、オタマジャクシも含まれるが極めて少ない。これらの魚種は游泳性魚であって今回用いた稚魚ネット、および小型の桁網を用いての現存量推定は不可能であるため、ここでは数値を出すことはしなかった。

以上の結果から通年して大型動物群の変動をみると冬期は12月からイサザアミが優占し、その現存量は乾重にして9.65g/m²と極めて高く5月から6月にかけてイサザアミが減少しテナガエビ及びハゼ科魚類が入れかわり夏期の生物群集を形成する。テナガエビは6月より現存量が増加し変動はあるが11月迄現存量が維持され、乾重量値にして平均0.14g/m²となり、ハゼ科魚類では産卵期の4月から7月迄現存量は0.032g/m²で新生幼魚群が出現する8月には1.04g/m²となり、その後底生性に移行する9月からは0.13g/m²と減少する。夏期の大型生物群の現存量は優占種であるテナガエビとハゼ科魚類の合計が、高い値を示す8月に1.18g/m²となる。冬期に優占するイサザアミの現存量は夏期の大型動物群の8.18倍以上に

もなり、また単純に霞ヶ浦の面積 167 km² にこの値を掛けてみると乾重量にして 1612 t、湿重量では 9482 t と莫大な量が存在することになり、霞ヶ浦の年間漁業生産量にも相当するが漁業対象としてあまり利用されていない。

今回の調査とは同一水域における張網調査(春日ら, 1979)によればイサザアミ、テナガエビ、ハゼ科魚類を除いた魚種が 56.6% を占めている。張網は前にも述べたように沿岸性魚が採集されており魚種組成は今回の湖央部のそれとは大きな違いがみられる。それ故霞ヶ浦の大型生物の現存量を推定するどころか高浜入最奥部入江の現存量推定にもこの調査では極めて不十分である。さらに沿岸域の現存量を調査し、昼夜による沿岸部との移動、他水域との間での移動など明らかにし、さらに霞ヶ浦全域の現存量推定のために広範囲な調査が行なわれなくてはならない。また 1978 年冬期と 1979 年冬期では漁獲量に著しい相違がみられる。このような年変動は相当見られるものと思われるから長期継続した調査が必要となろう。

4.2 魚類、テナガエビ、イサザアミの季節変動要因

4.1 でも述べたように冬期と夏期では全く異った生物集団が形成されていることが明らかになった。その特徴は冬期に著しいイサザアミの増加がみられ、夏期にはこの水域では全くみられなくなることである。イサザアミの生息には塩素量 20 mg/l の塩分濃度を必要とし(村野, 1966)、さらに高水温時には低塩分濃度に対する抵抗性が弱くなる(春日, 未発表)ことから河川水の流入により塩分濃度が低い調査地点では生存限界塩分濃度以下となることがあり夏期の生息を不可能にしているものと思われる。霞ヶ浦の殆んどの水域はイサザアミの生存可能な塩分濃度が保たれており高浜入の中心域や霞ヶ浦の湖心部には夏期でも密度は低いがイサザアミの生息は確認されている。これらから調査地点における夏期のイサザアミの完全な消失はこの水域の特殊性であることが明らかである。さてイサザアミの現存量の著しい変動を説明するために、秋期の大量繁殖には高い繁殖率とイサザアミに対する捕食圧の低いこと。また増殖のための十分な餌の存在することが条件となる。まず第 1 の繁殖率についてはイサザアミの抱卵数が春期及び秋期の繁殖期には同一体長雌でも夏期より多く(村野, 1964)、繁殖率が高いことが示されており、繁殖適水温が秋期に存在する。第 2 の捕食圧はイサザアミの捕食者である魚類の現存量が秋期に極めて低く、さらに魚類の繁殖期が秋期にないため餌生物が大量に出現しても魚類の個体数を餌生物に対応させて増加することができず、捕食圧が高くなることがない。この魚類の現存量の低下はこの湖における極めて高い漁獲率によるものと思われる(春日ら, 1979)。さらに第 3 のイサザアミの餌は著者による餌育試験で雌親から放出された直後の仔虫ではシオミズツボムシが最も良い餌となり、成長するに従いタマミジンコによる飼育が極めて良い成長を示している。また生活廃水処理場より得られた活性汚泥は放出直後の仔虫から、成体に致るまで良い餌となることが明らかになっている(春日, 未発表)。また村野(1963)によるとイサザアミの胃内容物は Copepoda, ミジンコ類, 輪虫, 藻類と極めて多様で、彼の飼育実験によればブラインシュリンプを与えた場合と無投餌で底に泥土を敷いた場合に良い成長を

示したという。これらのことからイサザアミは動物プランクトンや活性汚泥にみられるような原生動物や匍匐性ワムシ等を餌としているものと思われ、これらは夏期に繁茂した藻類、ヒシやヨシの分解時に多く出現するであろう。冬期には植物遺体の分解は夏期に比べ緩やかで3月にも沿岸帯には多量に存在しこの周辺には高密度のイサザアミが観察される。イサザアミは動物食性であるがその索餌対象はかなり広く、富栄養化した霞ヶ浦では十分な餌が補償されているものと思われる。

次に5～6月にみられるイサザアミの減少は高水温による繁殖率の低下と新生魚の出現によるイサザアミに対する捕食圧の増大によるものであろう。イサザアミは霞ヶ浦における多くの魚類やテナガエビの餌生物となっている(鈴木・位田, 1977, 位田, 1978, 鈴木, 1980)。

稚魚ネット調査により動物プランクトンに対してもイサザアミや游泳期のハゼ科魚類が大きな影響を持つことが推測された。すなわち1978年の冬期、イサザアミが高密度で分布する時にはCopepodaやCladocera等の動物プランクトンは全く発見することができなかった。ところがイサザアミが消滅した6月より採集されはじめ6月24日には大きなピークを作っている。しかし、游泳性の幼魚が出現することにより減少している。また1979年3月にはイサザアミや魚類は採集されずCopepodaが大量に採集された。

以上の結果から霞ヶ浦の大型動物個体群や動物プランクトンの季節変動には漁業による魚類への漁獲圧、魚類やテナガエビの繁殖期、イサザアミや動物プランクトンに対する捕食圧、さらに北方種であるイサザアミのやゝ低温の繁殖適水温や食性などが関与していることが明らかにされた。

4.3 霞ヶ浦における栄養塩回帰への魚、テナガエビ、およびイサザアミの寄与

大槻ら¹⁾によると今回の調査地点と同一地点における表層水中の全リン濃度がMicrocystisの異常増殖により1978年1月から9月にかけて増加し、これを維持するため水の混合や漁網による湖底表層のかくらんが栄養塩供給の役割を負っているであろうと述べている。この調査ではこのような物理化学的な栄養塩回帰ではなく生物が関与した栄養塩の回帰が示唆されている。すなわち冬期間にはイサザアミの秋期の大増殖により魚類やテナガエビの夏期の現存量の8倍以上となり、6月にはイサザアミは殆んど消滅する。この消滅がイサザアミの死亡によるものであれば腐敗により湖内に全てが還元されるであろう。また魚類の捕食により消滅したとすれば一部は魚の成長により魚体に蓄積される。イサザアミの魚類の餌としての餌料効率はこちらでは明らかでないが10～15%とみなして大きな誤りはなかろう。仮に15%とするとイサザアミの冬期現存量乾重で9.65 g/m²の85%、8.20 g/m²の中の栄養塩は湖に還ることになる。また秋期には湖底に沈んだ植物遺体が分解する過程で発生した原生動物や匍匐性ワムシを通して再びイサザアミに栄養塩物質は移動すると考えられる。

魚類が栄養塩回帰に果たす役割として浅い湖では底生生物を食することにより湖底より栄養塩を回帰させるであろうという報告(Anderson *et al.*, 1978)もあり、霞ヶ浦においても底泥中に多数のユスリカ幼虫やイトミミズが生息する(安野ら, 1979)が魚類やテナガエビがどの程度餌として利

用しているか明らかでなく栄養塩回帰への寄与率は不明である。

いずれにしても霞ヶ浦では魚類、テナガエビ、イサザアミが食物網を介して栄養塩回帰に重要な役割を負っていることが推察される。さらに現存量データの蓄積と共に構成生物の餌とその摂食量、成長、排泄等が明らかにされなくてはならない。特に秋期の沿岸帯植物や藻類からイサザアミへの物質の移行は動物プランクトン、原生動物や匍匐性ワムシの介在を予測したが、霞ヶ浦におけるこれらの生物群の研究はまだ手がつけられていない。

この研究を進めるに当り茨城県内水面試験場、位田俊臣氏には桁網作製の指導を戴いた。また工藤英美子嬢には漁獲物の資料整理で手助けいただいた、国立公害研究所水質計測研究室大槻晃室長には多くの助言を戴いた。国立公害研究所水生生物生態研究室安野正之室長には資料整理の手助けと共に原稿の校閲をいただいた。ここに心から感謝申し上げる。

5. まとめ

高浜入最奥部入江において 1977 年 12 月より 1979 年 3 月迄、桁網および稚魚ネットによる調査を行ない次の結果を得た。

1. 魚類、テナガエビ・イサザアミなどの動物群集構造は冬期と夏期では全く違った様相を示し、冬期にはイサザアミのみが優占し、夏期にはハゼ科魚類およびテナガエビの混合集団が優占する。

2. 冬期のイサザアミの現存量は湿重量で 56.76 g/m^2 程になり、ハゼ科魚類は春から夏期にかけての産卵期には 0.41 g/m^2 、游泳性の新生幼魚が出現する 8 月には 4.52 g/m^2 となり、また底生期に入る 9 月以降には 0.56 g/m^2 と減少し、冬期には殆んど採集されない。またテナガエビは冬期に 0.10 g/m^2 と極めて少なく 5 月から 10 月迄は 0.59 g/m^2 となる。冬期のイサザアミの現存量はハゼ・テナガエビ群集の夏期現存量の 8 倍以上であった。

3. 魚類・テナガエビ・イサザアミ個体群の季節変動要因には、魚類やテナガエビの高い漁獲率、北方種であるイサザアミの繁殖適水温が低水温域にあること、イサザアミの広い食性、春から初夏にかけての魚類とテナガエビの高い繁殖能力とイサザアミに対する補食圧が主要因となっている。

4. 湖における栄養塩回帰の上でイサザアミは冬期の栄養塩の固定場所の一部となっており、春の繁殖期を終ったイサザアミの死亡や魚による補食により、初夏に栄養塩として湖水中に還ることが予想される。

引用文献

- Andersson, G., H. Berggren, G. Cronberg and C. Gelin (1978): Effects of planktivorous and benthivorous fish on organism and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiol.*, 59, 9-15.
- Hrbacek, J., M. Dvorakova, V. Korinek and L. Prochazkova (1961): Demonstration of the effect of fish stock on the species composition of zooplankton association. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 14, 192-195.

- 位田俊臣 (1978) : 霞ヶ浦産テナガエビ資源の動態に関する研究-I, 摂餌生態と消化管内容物, 茨城県内水試報, No.15, 1-15.
- 春日清一・石居進・山根爽一・松下誉久・高野護・新井恵子・大貫芳哉・小川年以 (1979) : 霞ヶ浦における魚類個体群の生態学的研究. 1. 張網採集による高浜入魚類相の周年変動, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 185-201.
- Lammarra, V. A. Jr. (1975) : Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. Verh. Internat. verein. Limnol., 19, 2461-2468.
- 村野正昭 (1963) : イサザアミ, *Neomysis intermedia* CZERINAWSKY' の漁業生物学的研究. II, 食性について. 水産増殖, 11, 159-165.
- (1964) : 同, III, 生活史, 特に生殖について. 同, 12, 19-30.
- (1966) : 同, V, 環境要因に対する適応性. 同, 13, 233-245.
- 大槻晃・相崎守弘・河合崇欣 (1979) : 栄養塩濃度の季節変動からみた霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 95-103.
- 鈴木健二・位田俊臣 (1977) : 霞ヶ浦における漁業資源の生産構造に関する研究-I, 食物連鎖におけるワカサギの地位, 茨城県内水試報, No.14, 1-10.
- 鈴木健二 (1980) : 同-II, ハゼ類の食性について, 茨城県内水試報, No.17, 27-32.
- 洋野洋・相崎守弘・須藤隆一・合田健 (1977) : 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質, 生物変動-II, 国立公害研究所研究報告, 第1号, 80-94.
- 安野正之・菅谷芳雄・岩熊敏夫 (1979) : 霞ヶ浦高浜入の底生動物, 特にオオユスリカとアカムシユスリカの分布と季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 171-184.

霞ヶ浦生態系の物質循環における
底生動物の役割

岩熊敏夫¹・安野正之¹

The Role of Zoobenthos in Nutrient Cycle in the Ecosystem of
Lake Kasumigaura

Toshio IWAKUMA¹, and Masayuki YASUNO¹

Abstract

Seasonal trend of zoobenthos populations was observed at two stations, in Takahamairi (St. 2, 3.5m deep) and at the center of the lake (St. 9, 6.0m deep), monthly using 80 cm tall box sampler. Dominant species were *Tokunagayusurika akamusi*, *Chironomus plumosus* and oligochaetes at both stations. Total biomass of zoobenthos reached its maximum in February when both of the chironomid larvae and also oligochaetes grew up. Total biomass of zoobenthos was 25.8 g m⁻² at station 2 and 8.4 g m⁻² at station 9 in February 1980. That for each species of larvae of *T. akamusi*, larvae of *C. plumosus* and oligochaetes was 15.0, 7.8 and 3.0 g m⁻² respectively at station 2 and 5.3, 1.8 and 1.3 g m⁻² for them at station 9. Both species distributed abundantly at the narrower part of the bay and were less abundant where rivers flowed in. Average biomass for the bay was 7.8 g m⁻² for *T. akamusi* and 1.6 g m⁻² for *C. plumosus*.

Conversion from the dry weight to phosphorus content was made using the ratio of 0.0066, 0.0076 and 0.0089 for *T. akamusi*, *C. plumosus* and oligochaetes respectively. Thus at station 2, total phosphorus of 0.18 g m⁻² was stored by zoobenthos about 50 % of which was stored by *T. akamusi* in the deeper layer of sediment and the rest was stored by *C. plumosus* and oligochaetes which had stayed near the mud surface. *T. akamusi* came up to the surface layer of the sediment by October and emerged in November but only 10 % of them succeeded to become adult, and most of them were presumably predated by benthic fishes.

Zoobenthos population increased in biomass quickly in the winter from December to February. The secondary production rate of zoobenthos was estimated to be at least 0.28 g m⁻² d⁻¹ which was about 33 % of the net primary production at that time.

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川17番2 16
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi,
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

Bioturbation would be very high in the winter because all of these zoobenthos species were active but it would decline in the summer due to the aestivation of *T. akamusi*.

The major role of *T. akamusi* in the lake ecosystem might be quickly to accumulate organic matter out of sediment and to preserve it in the summer by aestivation and to release of organic matter through predation in the late autumn to higher trophic levels.

1. はじめに

浅い富栄養霞ヶ浦の底生生物をとりまく環境は物理的には厚く堆積した軟泥層(岩熊, 1981), 風による底泥表面の攪乱と底曳き漁業による底泥表面の攪乱(相崎ら, 1979), 夏期の植物プランクトンの水の華現象に付随して起る底泥表層の無酸素状態の発生(相崎ら, 1979)と冬期の底泥表層への酸素の供給, 底泥表層部での年間温度振幅の急激な減衰(岩熊, 1981)であり生物的には夏期の水の華現象による新生堆積物の蓄積, 底生魚類による捕食圧等に特徴づけられる。このような環境のもとで, アカムシユスリカ *Tokunagayusurika akamusi* とオオユスリカ *Chironomus plumosus* および貧毛類が底生動物の現存量の大半を占めている。

これらの底生動物は, その底泥深部への掘潜等の生活形態が明らかにされていく過程で最適なサンプリング深さ, 方法が決定され, 現存量が求められるようになった。(安野ら, 1978; 菅谷・安野, 1979; Iwakuma & Yasuno, 1981)。

本報告では霞ヶ浦湖心部の St.9 と高浜入について底生動物の量的な年変動と分布を明らかにする。

底生動物のリン含有量は, 計測技術部水質計測研究室長大槻晃博士に測定していただいた。同博士のほか菅谷芳雄氏, 村岡浩爾博士, 相崎守弘博士, 河合崇欣博士, 海老瀬潜一博士, 春日清一博士, 福島武彦氏および森下正彦氏には野外調査に協力いただいた。記して謝意を表する。

2. 地点および方法

毎月の定点観測は高浜入下高崎の St.2 (水深 3.5 m) と湖心部の St.9 (水深 6.0 m)において, 16層箱型採泥器を用いて採泥を行った(図1)。高浜入全域の底生動物の分布調査を1979年3月にエクマンバージ採泥器を用いて行った(Iwakuma & Yasuno, 1981)。

底生動物の洗い出しは60メッシュのふるいを用いた。乾燥重量は105°Cで24時間乾燥した後測定した。底泥の有機物量指標としての灼熱減量は, 泥のサブサンプル約50gを風乾後粉碎均一化し, 105°Cで6時間乾燥し, 550°Cで3時間灼熱してそれぞれの秤量値から求めた。底生動物のリン含有量は乾燥試料約10mgを硝酸で加熱分解した後さらにペルオキシ二硫酸カリウムで酸化分解した後測定した。

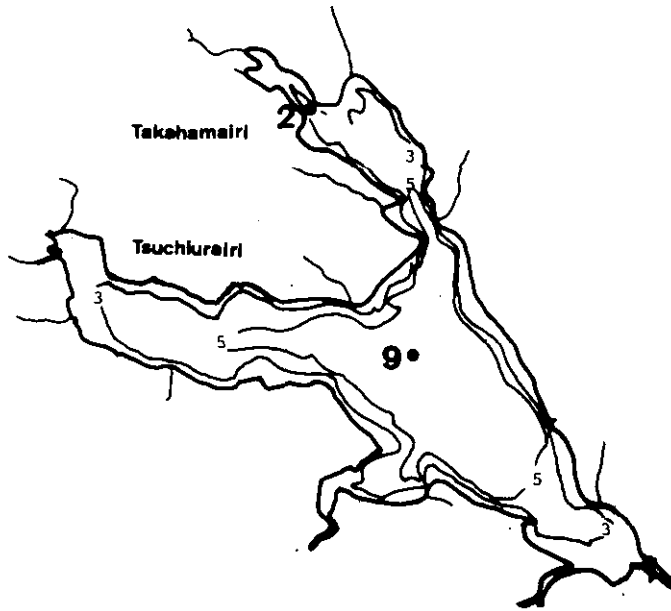


図 1 定点観測地点図

Fig. 1 Map of Lake Kasumigaura showing sampling stations

3. 結果

底生動物のリン含有率は乾重に対して、アカムシユスリカが 0.0066 ± 0.0001 、オオユスリカが 0.0076 ± 0.0001 および貧毛類が 0.0089 ± 0.0012 であった。反復数は3である。

St.2 での底生動物の現存量の年変動を図2に、St.9 での底生動物の現存量の年変動を図3にそれぞれ示す。現存量の95%が St.2 では深さ70 cm までに、St.9 では深さ55 cm までに分布しており (Iwakuma & Yasuno, 1981)、図に示した数は深度方向に積算した値である。図で実線で結んでない値は、十分な深さまで底泥を採取出来なかったために過小評価になっていることを示しており、実際には実線で表わした部分が真の現存量であると考えられる。両地点ともアカムシユスリカが底生動物の中で大きな割合を占めていることと、特に St.2 では1978年から1980年の3年間にわたり $13 \sim 15 \text{ g m}^{-2}$ (リン量にして $0.086 - 0.100 \text{ g m}^{-2}$) の一定した現存量を保っていたことが注目される。St.9 では1979年に $10 - 12 \text{ g m}^{-2}$ (リン量にして $0.068 - 0.079 \text{ g m}^{-2}$) および1980年に $5 - 6 \text{ g m}^{-2}$ (リン量にして $0.030 - 0.039 \text{ g m}^{-2}$) と年により現存量は変動した。アカムシユスリカは年1化で、11月初旬に羽化した成虫から産まれた世代は3ヶ月後の2月初旬には殆んどが成熟幼虫 (1個体あたりの乾燥重量は3 - 4 mg) となり (安野ら, 1979)、その後底泥深く潜った後再び10月に底泥表層に移行し羽化が行われるまでは死亡による量的に大きな減少は見られなかった。オオユスリカは年に3回の羽化期を持ち、そのうち秋の世代はアカムシユスリカ幼虫とはほぼ同時期に生育をする。4月から7月にかけて2つの世代が幼虫期を過すが、この時期は植物プラ

ンクトンの現存量が増加し底層水の溶存酸素量が低下するため (Iwakuma & Yasuno, 1981), オオユスリカの生育には不利になり従って底層水の溶存酸素量とオオユスリカの分布は逆相関を持った (安野ら, 1979)。オオユスリカの現存量は年により大きく異なり, St.2 での最大値は 1978 年, 79 年および 80 年でそれぞれ 10, 2 および 7 g m^{-2} (リン量にして 0.076, 0.015 および 0.053 g m^{-2}) であった。St.9 では 1979 年の春から夏にはオオユスリカは存在せず, 1980 年は約 2 g m^{-2} (リン量にして 0.015 g m^{-2}) 存在した。貧毛類は 5 月から 6 月にかけて (安野ら, 1979) と 11 月から 12 月にかけて個体数が増加する。1980 年 3 月の現存量は St.2 で約 3 g m^{-2} (リン量にして 0.038 g m^{-2}) および St.9 で約 1.5 g m^{-2} (リン量にして 0.01 g m^{-2}) であった。

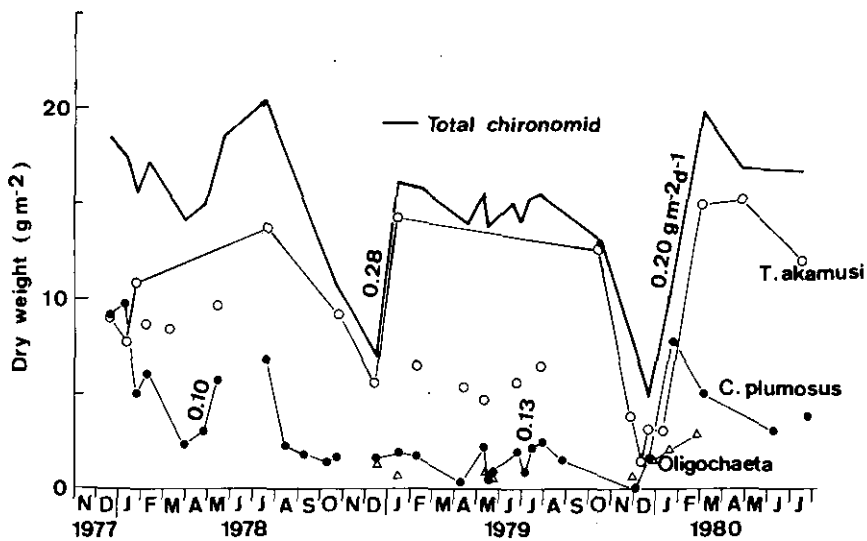


図 2 St.2 における底生動物現存量の季節変動

図中の数字はアカムシユスリカおよびオオユスリカの見かけの生産量を示す。

Fig. 2 Seasonal changes in standing crop of zoobenthos at Station 2

Numerals in the figure indicate apparent production of *Tokunagayusurika akamusi* and *Chironomus plumosus*.

底生動物の中でアカムシユスリカの占める割合は非常に大きく, 12月から2月にかけての現存量の増加の大半はアカムシユスリカによるものである。図2, 図3の中に示した数字は, 単純に勾配から求めた見かけの生産速度である。実際は上り勾配の始まるの時期には前世代の4令幼虫が混っていること, 死亡, 捕食による損失もこみにされている点で, この数値は生産量として過小評価となっている点に注意を要する。

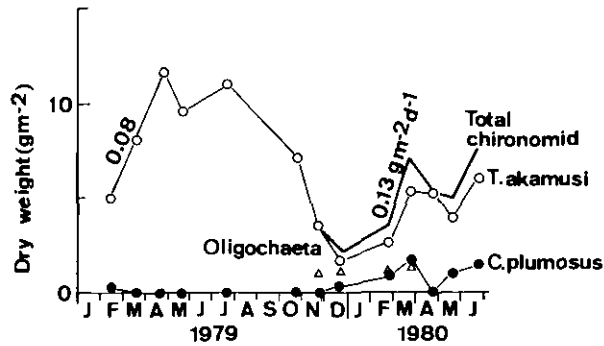


図 3 St. 9における底生動物現存量の季節変動

図中の数字はアカムシユスリカの見かけの生産量を示す。

Fig. 3 Seasonal changes in standing crop of zoobenthos at Station 9

Numerals in the figure indicate apparent production of *Tokunagayusurika akamusi*.

1979年3月に高浜入における2種のユスリカの分布調査を行なった(図4, 図5)。灼熱減量の分布は流入河川の影響を受ける部分が砂質で5%以下であった以外は15%以上の地域が大部分を占め、湾の狭窄部で18%を越えていた(図6)。アカムシユスリカ、オオユスリカともに類似した分布を示したが、前者は灼熱減量と後者は水深と正相関がみられた(Iwakuma & Yasuno, 1981)。

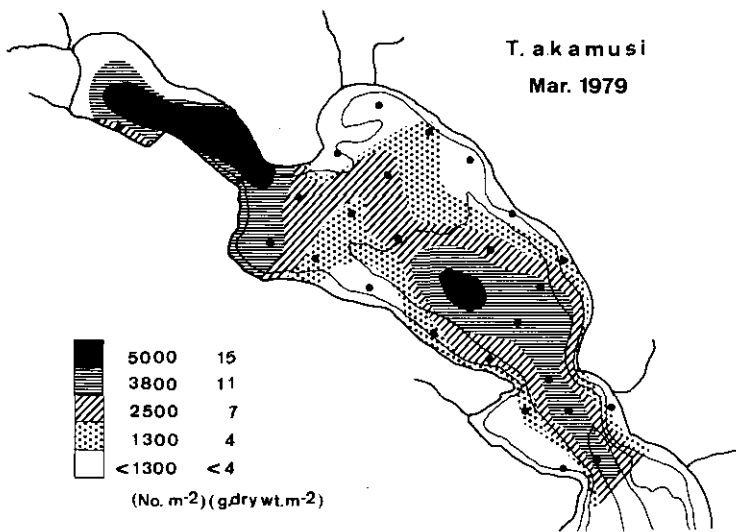


図 4 1979年3月の霞ヶ浦高浜入のアカムシユスリカの分布。エクマンバージ採泥器によるデータに補正係数2.5を乗じたもの。

Fig. 4 Distribution of larvae of *Tokunagayusurika akamusi* at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura in March 1979. Samples were collected with Ekman grab and data were multiplied by a correcting factor, 2.5.

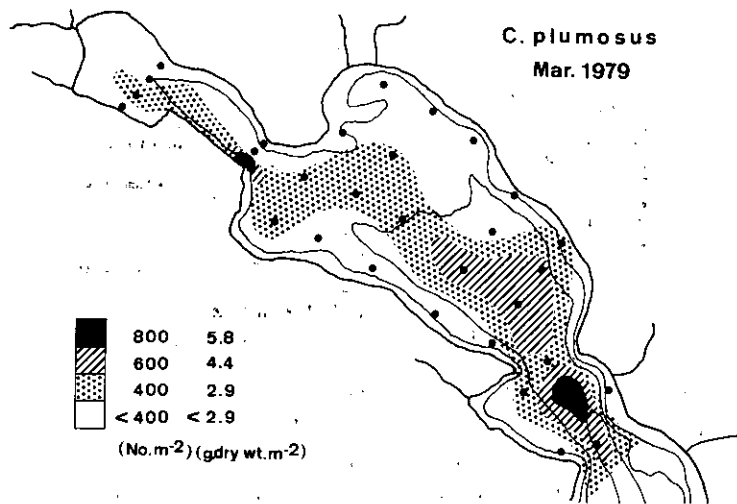


図 5 1979年3月の霞ヶ浦高浜入のオオユスリカの分布。エクマンバージ採泥器によるデータに補正係数2.0を乗じたもの。

Fig. 5 Distribution of larvae of *Chironomus plumosus* at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura in March 1979. Samples were collected with Ekman grab and data were multiplied by a correcting factor, 2.0.

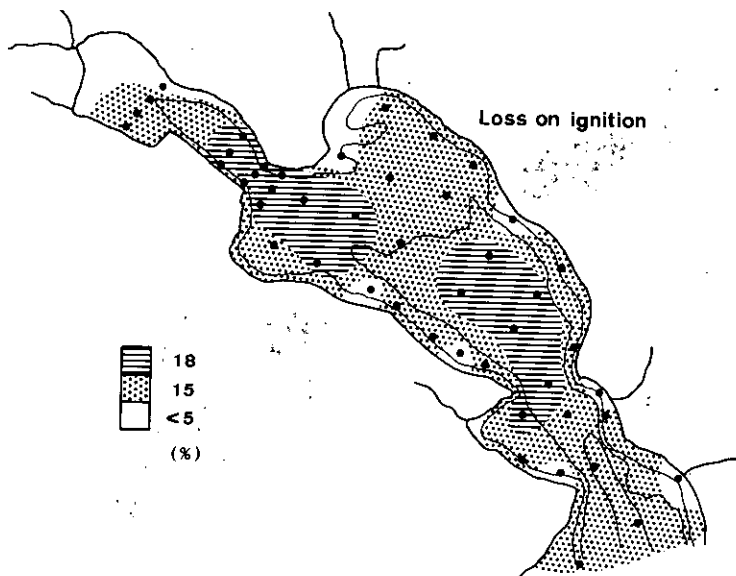


図 6 霞ヶ浦高浜入底泥中の灼熱減量の分布。エクマンバージ採泥器によるサンプルについての値。

Fig. 6 Loss on ignition of sediment at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura. Samples were collected with Ekman grab.

底泥中のユスリカの分布の周年変動調査の結果この時期のエクマンバージ採泥器の採集効率がアカムシユスリカについては40%, オオユスリカについては50%であったのでこの数値を用いて補正を行った (Iwakuma & Yasuno, 1981)。高浜入全体の平均値はアカムシユスリカが、 7.8 g m^{-2} (リン量にして 0.051 g m^{-2})、オオユスリカが 1.6 g m^{-2} (0.012 g m^{-2}) であり、St. 2 に比べてオオユスリカの占める割合が少なくなった。

4. 考 察

霞ヶ浦の底生動物は特徴的な二種のユスリカのうちでも、アカムシユスリカが特に多い。オオユスリカの比較的多い St. 2 においても、春先に底生動物 25.8 g m^{-2} のうち 15 g m^{-2} がアカムシユスリカであり、湖心部ではオオユスリカの見られない時期もあった (図2, 図3)。

アカムシユスリカの冬期の生産量は少なく見積っても $0.20 \sim 0.28 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であった。1977年の11月から1978年の1月まで高浜入の St. 2 付近の平均の総生産量および純生産量はそれぞれ $1.47 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, および 0.42 gC d^{-1} であった。(岩熊・相崎, 1979)。ユスリカの炭素含有量を乾重量の50%とするとアカムシユスリカの二次生産量は $0.1 \sim 0.14 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ となり、少くとも純生産の1/3から1/4の生産速度となる。一次生産産物が動物プランクトンの捕食および微生物による分解を受けることを考えると、この時期の植物プランクトンの生産量だけでアカムシユスリカの二次生産量はまかなえない。従ってそれ以前に底泥中に蓄積された一次生産産物及び河川から供給された有機物がアカムシユスリカの生長にあずかっていると考える。夏期にはラン藻類の水の華が高浜入では大発生するが、それはしばしば底層水の酸素欠乏をもたらす (相崎ら, 1979)。また他の湖では例を見ないことであるが底泥表面の温度が 30°C の高温に達する (相崎・合田, 1979; 岩熊, 1981) ことから夏期は底生動物にとっては物理的には不利な生育環境であると考えられる。アカムシユスリカはこの時期を泥温が 25°C 未満の泥深50cm付近 (岩熊, 1981) で夏眠し、春先の現存量を維持したまま秋に羽化をする。1978年に湖面にエマージェンストラップを設置して成虫の羽化を調査したが、底泥中のアカムシユスリカの約1割の数の成虫しか捕獲されなかった (岩熊・安野, 1980)。残りの9割は湖中に還元されたわけで多くは魚類により捕食され、有機物が高次の栄養段階に受渡されたと考えられる。また羽化失敗による死亡も湖中への有機物への還元となる。

底生動物の生育に伴う活動による底泥の攪乱, Bioturbation (Petr, 1977), の研究はこれまで室内でいくつか行われている。貧毛類の活動による水中のアンモニア態窒素の増加 (Fukuhara *et al.*, 1980) や貧毛類による底泥の掘り起こし (Davis, 1974), またユスリカによる底泥間隙水と上層水との交換による上層水のリン濃度の増加 (Gallepp *et al.*, 1978; Granéli, 1979) 等である。これらの結果は底生動物の栄養塩回帰ポテンシャルを示していると考えられるが、野外で実際にどれだけの量の溶出に寄与しているかは今後解明していく必要がある。霞ヶ浦では現存量で大きな割合を占めるアカムシユスリカは他の底生動物とともに冬期に生長し、この時期の Bioturbation は大きいと考えられる。春先から夏にかけては、オオユスリカ幼虫の生長期が2度あるが、現存量の増加

としては小さくまたアカムシユスリカは夏眠しているため、冬期に比べてBioturbationは少ないであろう。しかし大槻ら(1979, 1981)が指摘するように、夏期のラン藻類の大発生直前の6月ないしは7月に湖水中の反応性リン酸態リンが急速に増加するが、これが底泥からの供給による可能性が強い以上、この時期に生育期にあるオオユスリカ幼虫のBioturbationを無視するわけにはいかない。

霞ヶ浦の底生動物と同じ様な種構成を持つ湖に諏訪湖がある。諏訪湖では貧毛類が非常に多く、春先ではそのうちの *Limnodrilus socialis* 一種だけで湿重が 110 g m^{-2} (乾重推定値 17 g m^{-2}) もあり、オオユスリカとアカムシユスリカは合わせて湿重約 40 g m^{-2} (乾重推定値 7 g m^{-2}) である(福原ら, 1980)。泥と湖水の界面で生活する貧毛類の多い諏訪湖に比べ、霞ヶ浦の底生動物は有機物保存者としてのアカムシユスリカに特徴づけられる。

アカムシユスリカは底泥有機物を高次の栄養段階に受けわたす役割を霞ヶ浦生態系で担っているといえよう。

5. まとめ

高浜入(St.2, 深さ3.5 m)と湖心(St.9, 深さ6.0 m)の2地点で高さ80 cmの箱型採泥器を用いて底生動物の調査を毎月行った。

優占種はいずれの地点もアカムシユスリカ *Tokunagayusurika akamusi* とオオユスリカ *Chironomus plumosus* およびイトミミズであった。底生動物の現存量は2月に最大量に対したがこの時期には両種のユスリカとイトミミズが成長し終わった時期である。1980年2月の底生動物の現存量はSt.2で 25.8 g m^{-2} およびSt.9で 8.4 g m^{-2} であった。アカムシユスリカ幼虫、オオユスリカ幼虫およびイトミミズの現存量はそれぞれSt.2では15.0, 7.8および 3.0 g m^{-2} , St.9では5.3, 1.8および 1.3 g m^{-2} であった。両種とも高浜入の入江の狭窄部に多く見受けられ流入河川の影響のある部分は数が少なかった。高浜入の平均現存量はアカムシユスリカが 7.8 g m^{-2} およびオオユスリカが 1.6 g m^{-2} であった。

乾重量からリン量への変換はアカムシユスリカが0.0066, オオユスリカが0.0076 およびイトミミズが0.0089の比率を用いて行った。従ってSt.2では 0.18 g m^{-2} のリン量が底生動物に蓄えられ、そのうち約50%は底泥深くにいるアカムシユスリカに蓄えられ残りは底泥の表層近くに居るオオユスリカとイトミミズに蓄えられていた。アカムシユスリカは10月までに泥の表層に上り11月には羽化するが成虫になれたのはわずかに10%で大半は底生魚類に捕食されたと考えられる。

底生動物の現存量は冬期の12月から2月にかけて急速に増加した。この時の底生動物の二次生産量は少くとも $0.28 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ と見積られこれはその時期の純生産の約33%に相当した。

冬期の生物による底泥の攪乱はすべての底生動物が活発であるため大きいと考えられるが、夏期にはアカムシユスリカが夏眠するため、小さいであろうと考えられる。

湖の生態系でのアカムシユスリカの主要な役割は底泥の有機物を急速にとり込み、秋の羽化まで

夏眠により保存し、羽化時に捕食されることにより高次の栄養段階へ有機物を受け渡すことにあると考えられる。

引用文献

- 相崎守弘・大槻晃・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾 (1979) : 底泥からの栄養塩類の回帰, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 105-114.
- 相崎守弘・福島武彦・大槻晃・手塚和彦 (1979) : プルーム時の水草帯における溶存酸素量の日変化, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 133-137.
- 相崎守弘・合田健 (1979) : 浅い湖における水温変化と富栄養化, 水温の研究, 23, 2-8.
- Davis, R. B. (1974) : Stratigraphic effects of tubificids on profundal lake sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 19, 466-487.
- Fukuhara, H., E. Kikuchi and Y. Kurihara (1980) : The effect of *Branchiura sowerbyi* (Tubificidae) on bacterial populations in submerged ricefield soil. *Oikos*, 34, 88-93.
- 福原晴夫・大高明史・磯部吉章 (1980) : 諏訪湖湖心部における底生動物現存量の季節変化について, 諏訪湖集水域生態系研究報告, 第4号, 環境科学研究報告集, B47-R12, 30-33.
- Gallepp, G. W., J. F. Kitchell and S. M. Bartell (1978) : Phosphorus release from lake sediments as affected by chironomids. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 20, 458-465.
- Granéli, W. (1979) : The influence of *chironomus plumosus* larvae on the exchange of dissolved substances between sediment and water. *Hydrobiologia*, 66, 149-159.
- 岩熊敏夫 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支, 国立公害研究所研究報告, 第22号, 55-61.
- 岩熊敏夫・相崎守弘 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における一次生産の季節変動と夏期における日変動, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 139-154.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1980) : 霞ヶ浦の底生動物の周年変動 (続報), 日本陸水学会第45回大会講演要旨集, 128.
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1981) : Chironomid populations in highly eutrophic Lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 21, In press.
- 大槻晃・相崎守弘・河合崇欣 (1979) : 栄養塩類濃度の季節変動から見た霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 95-103.
- 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.
- Petr, T. (1977) : Bioturbation and exchange of chemicals in the mud-water interface. In Golterman, H. L. (ed.) *Interactions between sediments and freshwater*. pp. 216-226, Dr W. Junk B. V. Publishers, The Hague and Center for Agricultural publishing and Documentation, Wageningen.
- 菅谷芳雄・安野正之 (1979) : 数種の採泥器によるユスリカ幼虫の採集効率の比較, 陸水学雑誌, 40, 207-210.
- 安野正之・森下正彦・菅谷芳雄 (1978) : 霞ヶ浦の動物プランクトンおよび底生動物, 霞ヶ浦とその周辺の自然と人間活動, 環境科学研究報告集, B3-R12-1, 129-136.
- 安野正之・菅谷芳雄・岩熊敏夫 (1979) : 霞ヶ浦高浜入の底生動物, 特にオオユスリカとアカムシユスリカの分布と季節変動, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 171-184.

霞ヶ浦高浜入湖岸帯の物質代謝

関 文威¹

Physiological Dynamics of Materials at the Littoral Zone in Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, Japan

Humitake SEKI¹

Abstract

The littoral shelf at the inner part of Takahama-iri Bay, the northern bay of Lake Kasumigaura, shows a climax stage of the maturing process of a lake with large littoral shelves having depths of 0.5 to 2 m. The extensive eutrophication in the bay is mainly due to the nutrient inputs by two rivers, the River Koise and the River Sanno. As the littoral shelves are well developed by the active sedimentation primarily by the inflow of rivers, littoral vegetation has gained a foothold. In the littoral zone, the greatest contributors to the primary productivity are blue-green algae and waterchestnut. The dead blue-green algae are resistant to microbial attack and precipitate onto the lake sediment. Waterchestnut contributes also to the accumulation of cellulose in the sediment ooze on the littoral shelf, because cellulose is moderately resistant to microbial degradation. Moreover, in the littoral zone the secondary producers are predominantly arthropods, which have chitin in their exoskeleton. As chitin is another moderately resistant substance to microbial degradation, it can also contribute to the acceleration of the maturing process of the lake towards a low moor. These organisms, on the other hand, are active and efficient agents for removing irreversibly the nutrients from the lake water to the sediment ooze, as to work as a capable negative feedback system to prevent eutrophication of the lake.

These cellulose and other slowly decaying compounds precipitated on the surface sediment formed the primary energy source of the detrital food chain in the ecosystem as attacked by bacteria and allied microorganisms, that are in turn consumed by predatory animals such as nematodes and protozoans leading up to the biomass of arthropods and their predators especially while the ecological pyramid is inverted due to the very low primary productivity in certain periods of the year.

1. 筑波大学 生物科学系

Visiting Scientist of the National Institute for Environmental Studies from Institute of Biological Science, University of Tsukuba.

1. はじめに

霞ヶ浦に流入する河川において、河川微生物による摂取能をはるかに上まわる多量の栄養塩が未利用のまま霞ヶ浦に流入している^{5)~7)}。

霞ヶ浦に流入したこれらの栄養塩は、まず、河口域の生物群集によって利用される。一般に、湖に流入する河川の河口域は河川によって搬入される土砂のため湖棚が発達していて、そこでは抽水植物、浮葉植物、沈水植物などの水草が繁茂している。霞ヶ浦では、特に北奥湾「高浜入」においてその傾向が顕著である。現在の高浜入は、恋瀬川による堆積物の蓄積によって湖平原と湖棚との区別がつかない程の段階に達しており、水草が水面を広く覆い繁茂している(図1)。過去数年間におけるこの地域での急速な湖浅化に伴って、水草の湖心へ向けての侵入は著しい。特に、ヒシをその優占種とする浮葉植物群落は2 m よりも浅い湖棚全体をおおうようになってしまっている。

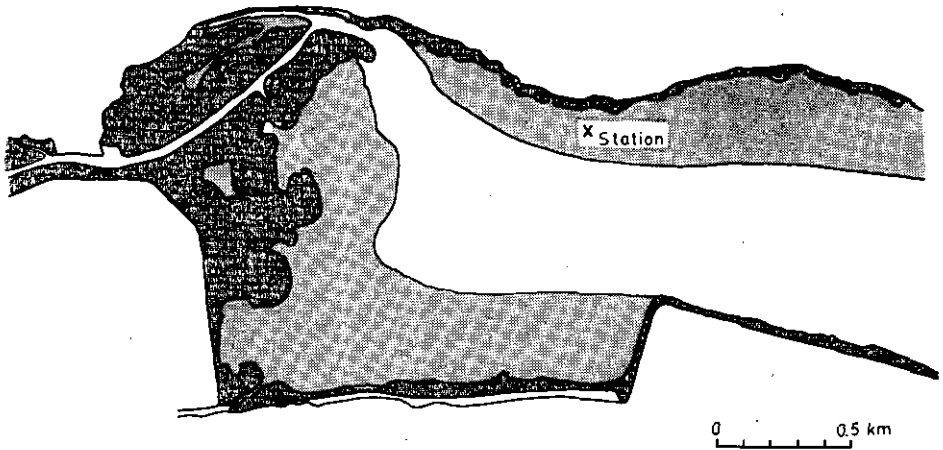


図 1 霞ヶ浦高浜入湾奥部における水生植物植生図と本研究の観測地点⁷⁾
Fig. 1 Station location in Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, Japan⁷⁾

2-1 高浜入湖岸帯の環境と植物プランクトン

湖岸帯における水温は、気温の変動に直接影響を受けた周年変動が認められる(図2)。すなわち、水温は7月から8月にかけて 30°C を越え、1月には 5°C 以下となる。また、夏期においても冬期においても、顕著な成層は認められない。この温度特性は、主に湖岸帯の水深が浅いことによるものと考えられる。この温度変動幅は、通性低温生物と中温生物との両適温温度幅にまたがる環境とみなすことができる。したがって、霞ヶ浦に生息するほとんどの水生生物は通性低温性であり、生化学反応あるいは生長の速度は $25 - 30^{\circ}\text{C}$ において最高値を示している。ところが、夏季に「水の華」を形成する原始的な植物である藍藻の一種 *Anabaena spiroides* Klebahn var. *crassa* Lemm. は、その増殖様式において通性低温性と中温性の特性がそれぞれある程度独立して連なっていることが実験的に明らかになった(図3)。すなわち、この藍藻の増殖に関する反応係数には、24,

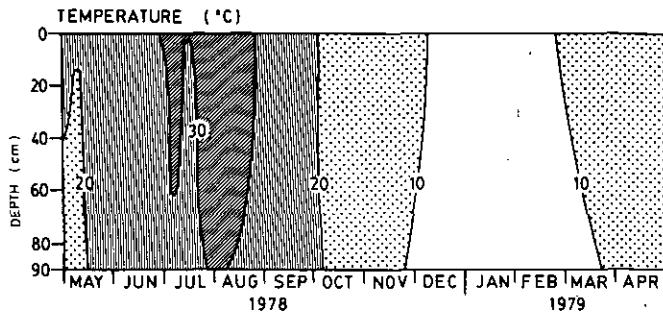


図 2 水温の季節変動⁷⁾

Fig. 2 Seasonal fluctuation of water temperature⁷⁾

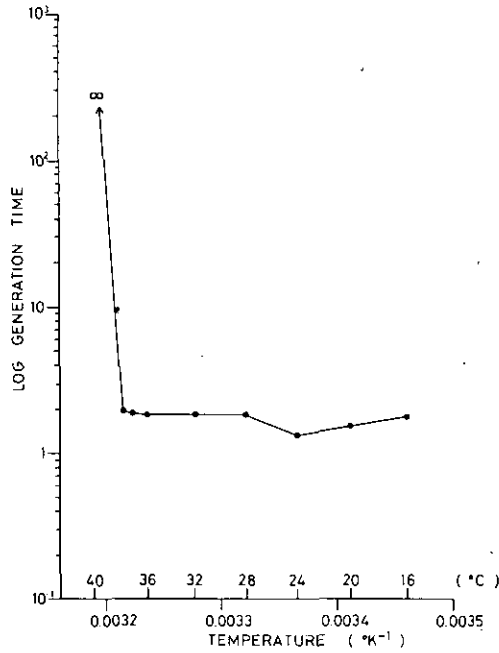


図 3 *Anabaena spiroides* Klebahn var. *crassa* Lemm. の速度増殖と培養温度との関係¹⁰⁾

Fig. 3 Rate of algal multiplication of *Anabaena spiroides* Klebahn var. *crassa* Lemm. in the latter period of logarithmic phase of multiplication as a function of temperature¹⁰⁾

28, 37°Cにおいてそれぞれ顕著な入れ替りが認められる。これを Arrhenius の理論に基づいて解析すれば次の通りである。ここに、Arrhenius の式は

$$\log_{10} v = \frac{-\Delta H^\ddagger}{2,303 RT} + C \quad (1)$$

として与えられ、 ΔH^\ddagger を活性化エネルギー、 R を気体定数、 T を絶対温度、 C を定数、 v を反応速度とすれば、反応速度の対数 $\log_{10} v$ と絶対温度の逆数 $1/T$ とが直線的な関係にある。ここにおいて、藍藻の反応速度を世代時間(v)で、また、絶対温度を T で表示すれば、低温域($0.003367 \leq \frac{1}{T} \leq 0.003460$)において

$$\log v = 5024 \frac{1}{T} - 15.58, \quad (2)$$

低温域と中温域の境界域($0.003322 \leq \frac{1}{T} \leq 0.003460$)において

$$\log v = -12100 \frac{1}{T} + 42.08 \quad (3)$$

中温域($0.003215 \leq \frac{1}{T} \leq 0.003322$)において

$$\log v = -858.2 \frac{1}{T} + 4.698 \quad (4)$$

の関係が成立する。そして、最高増殖速度における世代時間21.6時間が 24°C において認められる。さらに、通性低温域と中温域との入れ替り温度周辺において、この藍藻のフィラメントを構成している細胞数が著しく減少することも認められるが、それぞれの主要反応系が認められる各温度領域内においては、各藍藻フィラメントを構成する細胞数には顕著な変動は認められない(図4)。このように、通性低温性と中温性とがそれぞれある程度独立した様式で連なっていて、幅広い一貫した反応系として存在しないことは、この藍藻の生体を構成している化学物質の濃度が両領域で異なることにおいても裏付けられるであろう(図5)。すなわち、中温域における濃度は、通性低温域におけるよりも2~3倍も高い。これらの事実は、より高温域では不必要なエネルギー代謝を行っているように思われる。さらに、温度域の入れ替りが生ずる温度では、生体内化学物質濃度が著しく高いことが明らかになった。高温生物は最初に発生した生物で、次に中温生物、最後に低温生物が発生したとする仮説が現在有力であるが、原始的な生物ほどエネルギー的に無駄が多いこと、さらには、新しい代謝系が発生する過程にはエネルギーの無駄が生ずるに違いないとする仮説を、この結果は示しているように考えられる。

春季と秋季における真核性植物プランクトンブルームや、夏季における藍藻類の「水の華」が発生している期間には、水中照度が著しく低下してしまう(図6)。ヒシの葉が水面を覆いつくすためのみによって生ずる水中照度の低下は、補償深度を湖岸帯深度よりも浅くさせるに十分ではないことが実験的に明らかにされている⁷⁾。そして、高浜入湖岸帯における水中照度と種々の照度減衰要

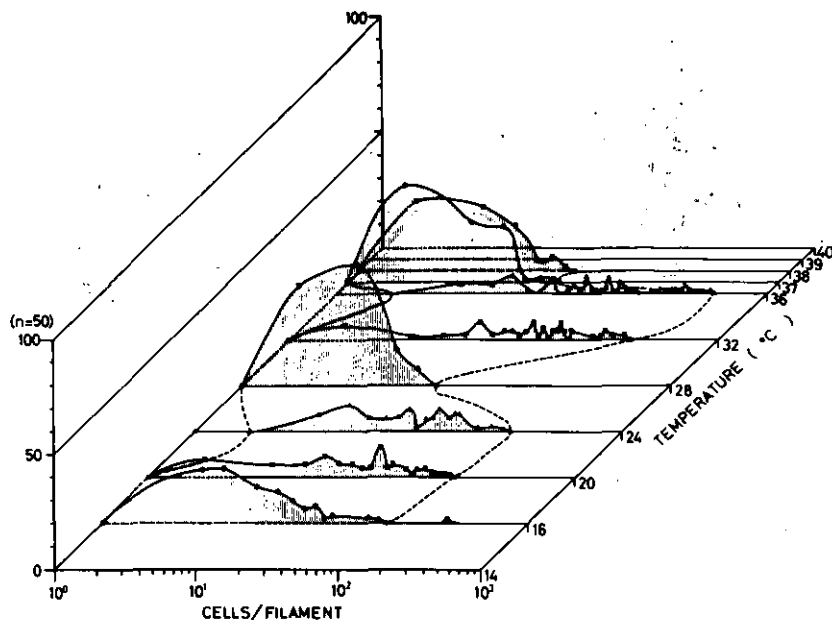


図 4 指数増殖期後半における *Anabaena spiroides* Klebahn var. *crassa* Lemm. のフィラメントを構成する細胞数と培養温度との関係¹⁰⁾

Fig. 4 Frequency of cell counts in algal filaments of *Anabaena spiroides* Klebahn var. *crassa* Lemm. in the latter period of logarithmic phase of multiplication as a function of temperature¹⁰⁾

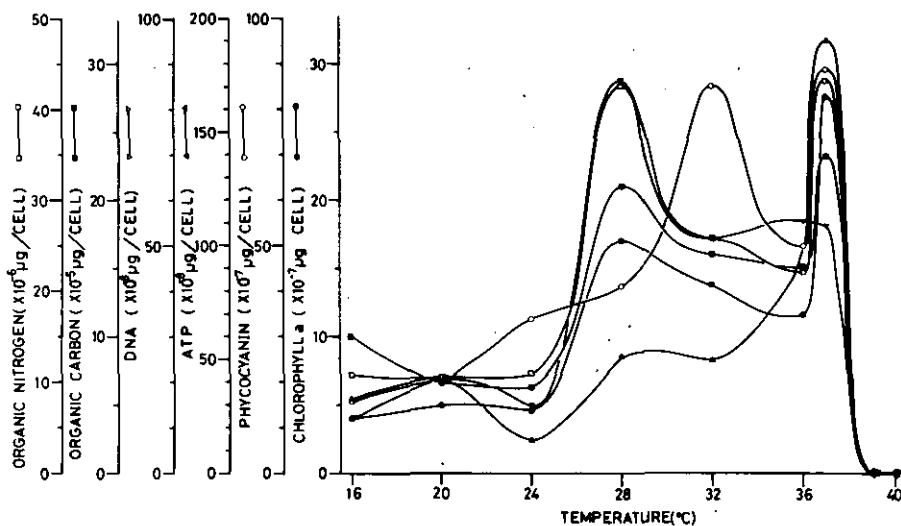


図 5 指数増殖期後半における *Anabaena spiroides* Klebahn var. *crassa* Lemm. の化学組成におよぼす培養温度の影響¹⁰⁾

Fig. 5 Chemical composition of the algal filament of *Anabaena spiroides* Klebahn var. *crassa* Lemm. in the latter period of logarithmic phase of multiplication as a function of temperature¹⁰⁾

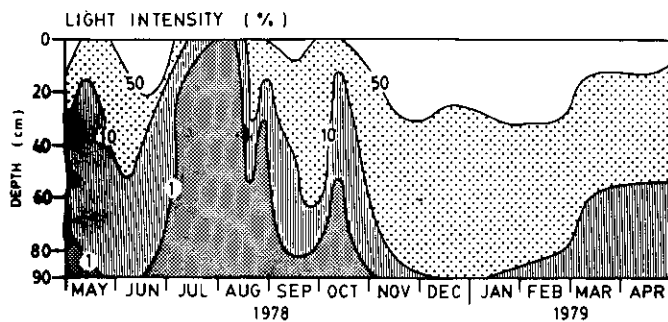


図 6 水中照度の季節変動⁷⁾
 Fig. 6 Seasonal fluctuation of underwater light intensity⁷⁾

因とを比較した結果、水中照度減衰の主要な要因は植物プランクトンによることが明らかとなった⁷⁾ (図7)。

湖水中の懸濁粒子中の ATP (図8) を全微生物現存量の指標、クロロフィル(図9)を全植物プランクトン現存量の指標、フィコシアニン (図10) を藍藻現存量の指標として用いることが可能である。また、懸濁態有機窒素 (PON) と ATP の関係式 (図8) において、ATP 濃度が 0 の場合の懸濁態有機窒素濃度が非生物体有機窒素濃度の平均値を与えるから、この関係を用いて生物体と非生物体の分画推定が可能である。すなわち、高浜入湖岸帯において、夏季の「水の華」期間には、非生物体有機窒素 (デトリタス) は平均 0.35 mg N/l で、残りの懸濁態有機窒素は生物体である。

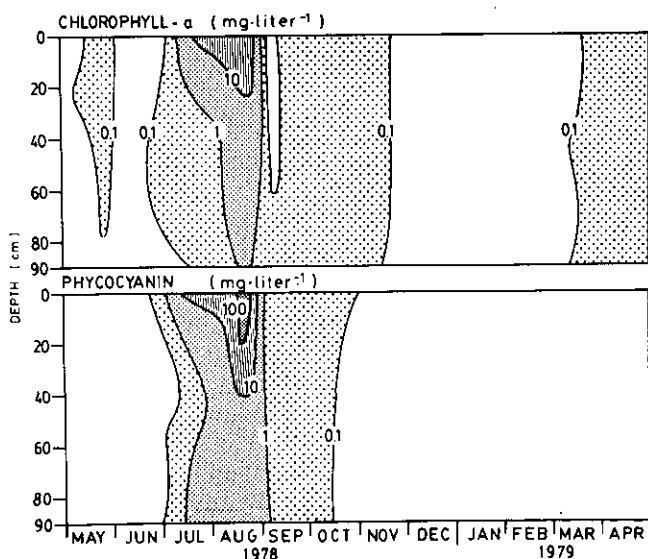


図 7 湖水中のクロロフィル a とフィコシアニンの濃度⁷⁾
 Fig. 7 Seasonal fluctuation of concentrations of chlorophyll a and phycocyanin⁷⁾

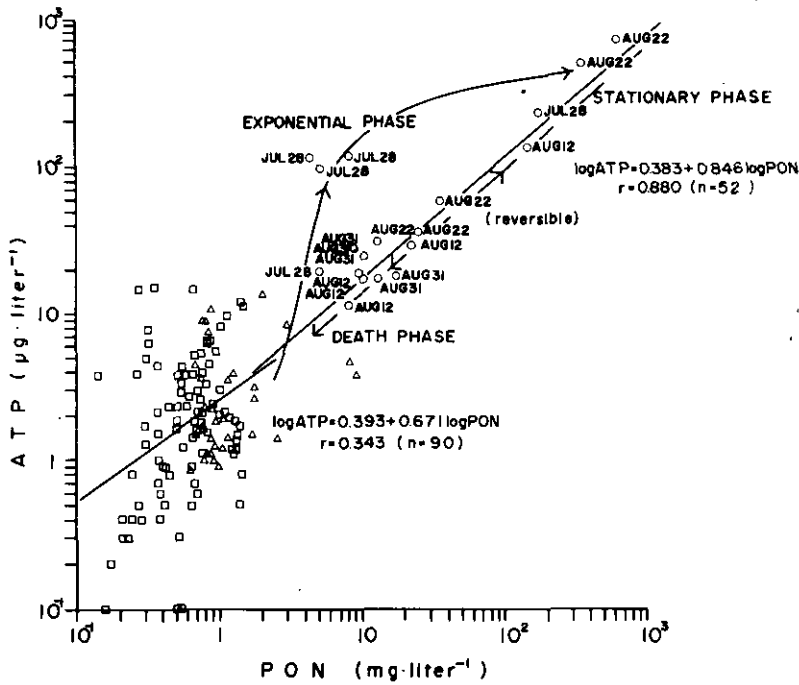


図 8 湖水中の懸濁態有機窒素 (PON) と ATP の関係における季節変動³⁾

Fig. 8 Relationship between PON and ATP in the lake water³⁾

- : during the period of heavy bloom of blue-green algae
- △ : in the early stage of the blue-green algal bloom
- : during the period without the formation of blue-green algae

この「水の華」以外の期間では、非生物体有機窒素は平均 0.26 mg N/l で、残りの懸濁態有機窒素は生物体であったことが算定される。同様に、クロロフィルと懸濁態有機窒素の関係式(図9)を用いて、植物体粒子と非植物体粒子(主に従属栄養微生物とデトリタスの混成懸濁物)の分画が可能である。「水の華」期間には植物体以外の生物粒子は 0.56 mg N/l で、「水の華」期間以外には 0.20 mg N/l であったことが算定される。それ以外の分画量が植物プランクトンに相当していたことになる。さらにまた、フィコシアニンは霞ヶ浦の植物プランクトン群集のうち藍藻のみに存在する色素であるから、フィコシアニンとクロロフィル a との関係式(図10)を用いて藍藻以外の真核植物プランクトンのクロロフィル量を算出して、さらにそれをクロロフィルと懸濁態有機窒素の関係式(図9)に代入して算定すれば、「水の華」発生期間には平均 3.9 mg N/l の真核植物プランクトン現存量が存在していたことが判明した。これらの結果は、懸濁態有機物の大略分布が、「水の華」期間において溶存態有機物を 100 とすれば、懸濁態非生物体有機物 200, 植物プランクトン 2,000, 従属栄養微生物 40 となり、「水の華」期間以外においては溶存態有機物 100, 懸濁態非生物体有機物 100, 植物プランクトン 400, 従属栄養微生物 60 となる。

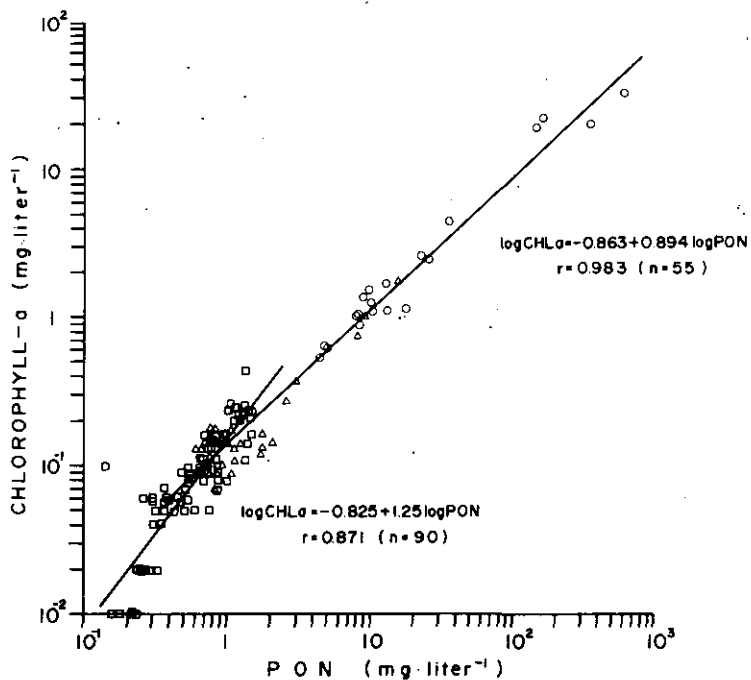


図 9 懸濁態有機窒素 (PON) とクロロフィル *a* との関係³⁾
 Fig. 9 Relationship between PON and chlorophyll *a* in the lake water³⁾
 Symbols are as in Figure 8.

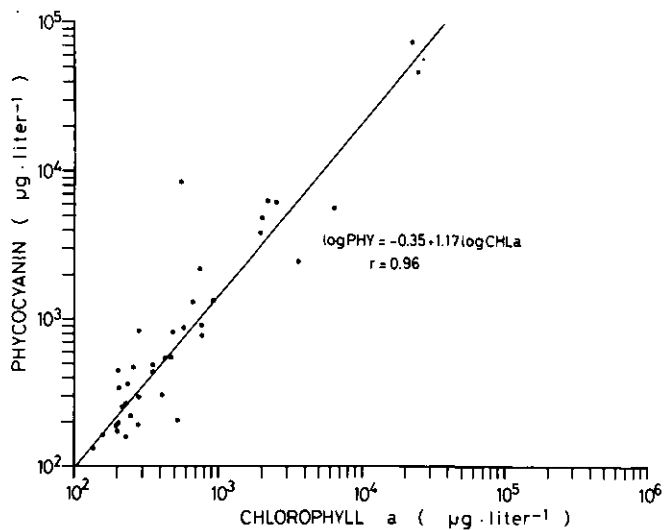


図 10 藍藻の「水の華」形成期におけるクロロフィル *a* とフィコシアニンの関係
 Fig. 10 Relationship between chlorophyll *a* and phycocyanin in the lake water
 during the heavy bloom of blue-green algae

「水の華」の期間にみられる莫大な量の植物プランクトンのほとんどすべては、*Microcystis* や *Anabaena* などの藍藻で、すでに述べたように、これらが水中照度減衰の主要な原因となっている。これらの藍藻は、昼間の光合成活動により溶存酸素濃度を飽和の150%にまでも増加させる(図11)。その時期には、湖中の酸化還元電位(図12)は300 mV 以上にも達し、さらには水中に溶存する炭酸の光合成活動による消費減少により、水素イオン濃度(図13)はpH 9以上にも上昇することが判明した。事実、夏季における藍藻の光合成活動の最も活発な時には、水中に溶存する全炭酸濃度は0.5 mg at C/lにまで減少していた。

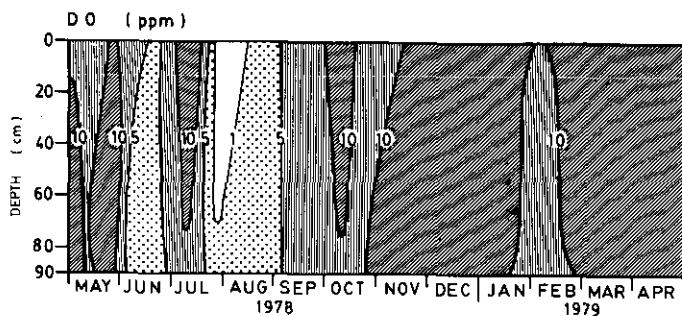


図 11 溶存酸素の季節変動⁷⁾
 Fig. 11 Seasonal fluctuation of dissolved oxygen in the lake water⁷⁾

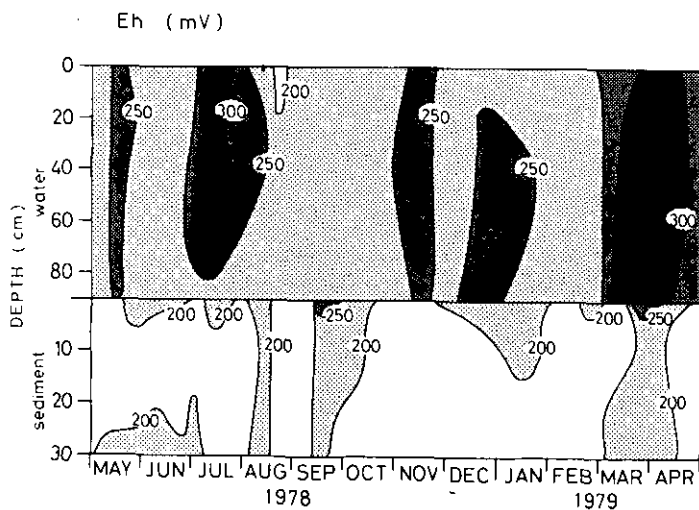


図 12 酸化還元電位の季節変動
 Fig. 12 Seasonal fluctuation of redox potential in the lake water and sediment ooze

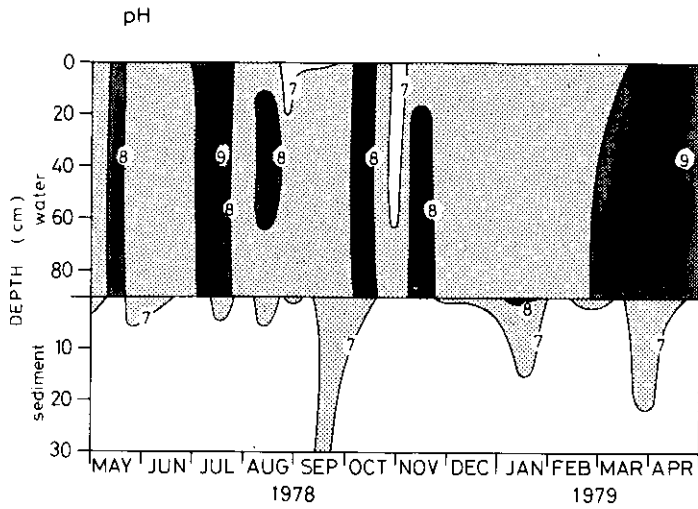


図 13 水素イオン濃度の季節変動

Fig. 13 Seasonal fluctuation of hydrogen ion concentration in the lake water and sediment ooze

「水の華」が存在する期間中は常に藍藻の生長増殖における対数期，定常期，死滅期の如何を問わず，湖岸帯水柱内の酸素発生速度は酸素消費速度よりも速いことが判明した（図14）。ここにおいて，植物プランクトンの光合成作用による酸素発生速度は次式を用いて算出してある。

$$P_g = \frac{4.65 P_{\max} D \text{chl.}}{k} \log \frac{\sqrt{1 + a I_{0\max}} + 1}{2} \quad (5)$$

P_g : 1日あたりの総酸素発生速度 ($\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{日}$)

P_{\max} : 現場における最大酸素発生速度 ($\text{mgO}_2/\text{mg Chl. } a/\text{時}$)

D : 日照時間 (時)

Chl : 水柱中の平均クロロフィル a 濃度 ($\text{mg Chl. } a/\text{m}^3$)

a : 光合成—光曲線における半飽和照度の逆数で表わされる定数 ($\text{cm}^2 \text{時}/\text{g cal}$)

$I_{0\max}$: 湖水表面における最大日照量 ($\text{g cal}/\text{cm}^2/\text{時}$)

この理論的に推定した結果とは異なり、「水の華」終息時期8月下旬の湖現場においては，水中溶存酸素濃度は1 ppm以下に減少した。この矛盾における主要な原因は，酸素発生を伴う光合成活動がわずか数センチメートルの深度までで行われていたこと，また，霞ヶ浦における酸素の鉛直輸送にかかわる渦動拡散が極めて低い^{1),8)}ことなどから，光合成活動によって発生した酸素のほとんどすべてが大気中へ溶出してしまったことによるものと考えられる。全水柱内の溶存酸素が1 ppm以下に減少してしまった時期（図11）には，酸化還元電位（図12）は200 mV以下になり，水素イオン濃度（図13）はpH 7以下となった。この時の全炭酸濃度は2 mg at C/lにも達してお

り、活発な従属栄養過程が存在していたことを示唆している。事実、その時期には、単細胞で浮遊するバクテリオプランクトンの細胞密度(図15)は 10^8 /ml以上にも達するという周年変動の最高値をしていた。

全浮遊性微生物の指標となる ATP濃度(図16)の周年変化においては、夏季から秋季にかけて極大が認められる単純な変動が認められるだけであるが、その微生物遷移においては初期には植物プランクトン(クロロフィル濃度で指標:図7参照)が優占しており、その後期には従属栄養微生物(バクテリオプランクトン密度で指標:図15参照)が優占するという様式が明らかに認められる。

以上のプランクトン現存量の季節的消長と湖水中に溶存する栄養塩とは、よい対応が認められる(図7, 15, 16, 17)。すなわち、無機窒素や磷酸は植物プランクトンによる「水の華」形成初期において急速に減少し、その死滅期において急速に増加している。ヒン現存量の季節的消長も、この栄養塩の変動に関与しているとしても、植物プランクトンにおけるほど顕著なかかわりあいを持っていない。湖水中の磷酸塩は周年にわたって富栄養型湖に典型的な溶存濃度を保っていたが、無機窒素は「水の華」形成時には植物プランクトンの活発な利用摂取をうけて貧栄養型湖に典型的な溶存濃度まで低下することが認められた。この濃度低下過程において、無機窒素を構成する主要な窒素化合物は硝酸塩からアンモニア塩に移行することが明らかとなった。

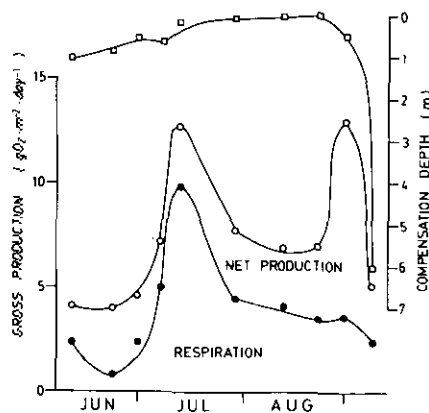


図 14 1978年の「水の華」形成期における生物作用による酸素の動態⁷⁾
 Fig. 14 Theoretical oxygen production by the phytoplankton bloom during the summer of 1978⁷⁾

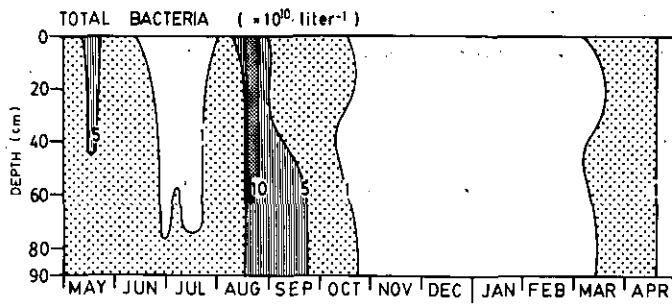


図 15 バクテリオプランクトンの季節変動⁷⁾
 Fig. 15 Seasonal fluctuation of bacterial density in the lake water⁷⁾

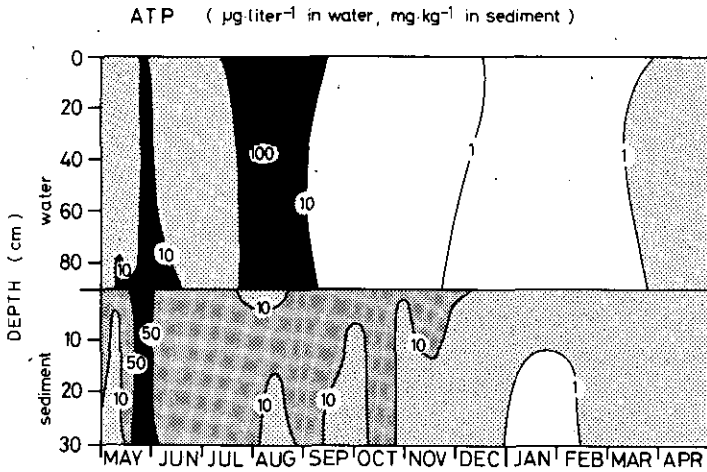


図 16 ATPの季節変動⁷⁾
 Fig. 16 Seasonal fluctuation of ATP in the lake water and sediment ooze⁷⁾

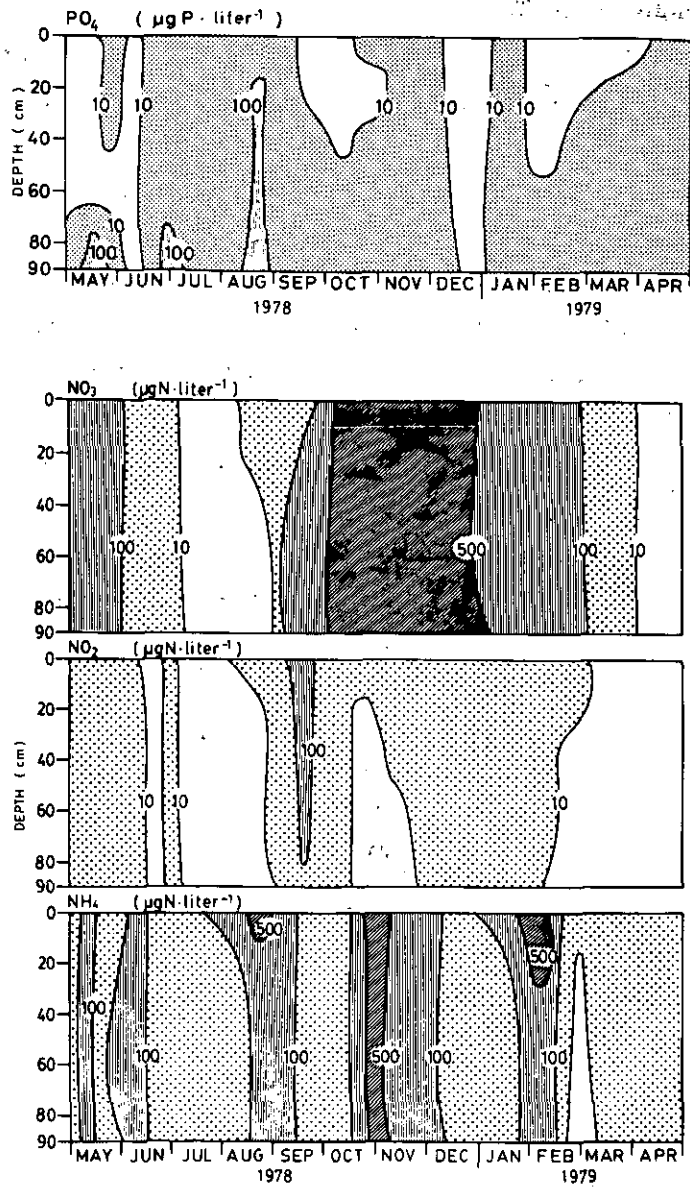


図 17 無機栄養塩の季節変動^{?)}。(a) 磷酸塩, (b) 無機窒素塩 (硝酸塩, 亜硝酸塩, アンモニア塩)

Fig. 17 Seasonal fluctuation of inorganic nutrients in the lake water^{?)} (a) phosphate, (b) nitrate, nitrite, and ammonium

2-2 高浜入湖岸帯のヒシ群落

水草が繁茂する時期において調査定点附近の湖岸帯のほぼ2km²は完全にヒシ(*Trapa bispinosa*)によっておおわれている(図18)。この湖岸帯は、その水深が0.5~1.5mであるから、水深0.5~2mを最適生息水深としているヒシにとって好適な環境となっている。

ヒシ(図19)は、4月下旬から5月上旬にかけて湖底堆積物中で発芽する。発芽後、堆積物中に根をはりながら茎を急速に伸長させて、数日中に葉部を水面に出すことができる。この過程に必要な物質とエネルギーは、すべて前年のうちに実の中に蓄えられていたものだけでまかなうことができる。真に、高浜入湖岸帯においては、前年に蓄えられる実中の物質量は、湖底1平方メートルあたりの有機炭素量として54g Cにも達している。この多量に貯えられた物質とエネルギーは、発芽後の生物活動で消費されるが、葉体を水面に上げた後に再びヒシ生体現存量を光合成作用により増加させ、7月中旬には前年度に生産されたヒシ実の生物量にまで回復することができる。

すべてのヒシ個体は5月中旬までには葉面が著しく生長し、水面全体に葉を上げた後、水中根を伸長させる(図18)。6月の梅雨期には、根部の生長がほぼ停止し、葉部の浮袋となる葉柄が急速な生長を開始する。この時期には、ハムシ(*Galerucella nipponensis*)がヒシの葉上に生息し、その

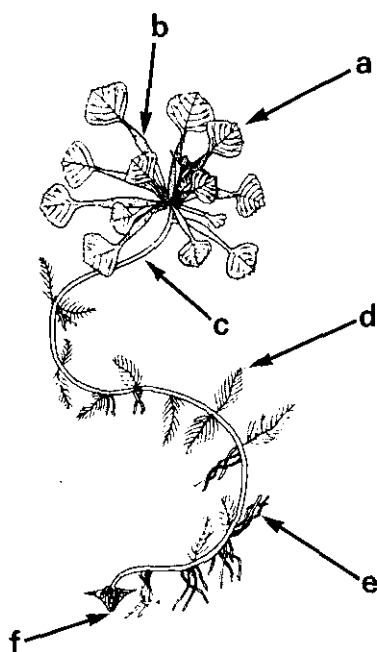


図 18 ヒシ

(a)葉, (b)葉柄, (c)茎, (d)水中根, (e)根, (f)種子

Fig. 18 Morphological fraction of waterchestnut (*Trapa bispinosa*).

(a) leaf, (b) petiole, (c) stem, (d) waterroot, (e) root, (f) nut

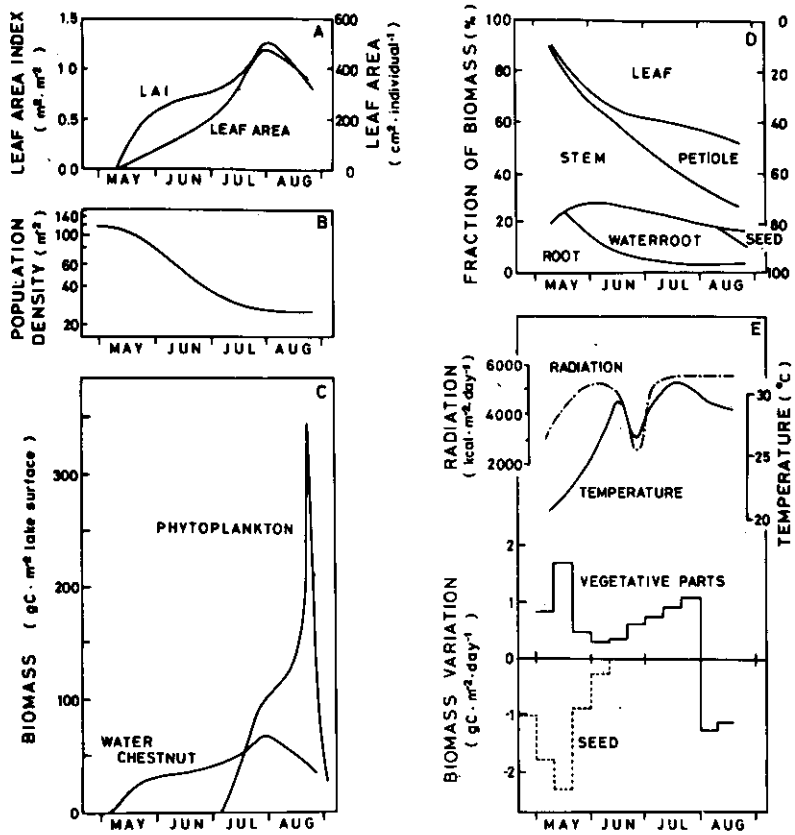


図 19 高浜入湖岸帯におけるヒシ¹¹⁾
 A: 葉面積指数, B: ヒシの固体密度, C: ヒシと植物プランクトンの現
 有量, D: 各形態部位の現存量変動, E: 種子と栄養体の現存量変動
 Fig. 19 Productivity of waterchestnut in situ the lake¹¹⁾
 A: leaf area index of the waterchestnut, B: population density of the
 waterchestnut, C: standing stock of waterchestnut and phytoplankton,
 D: morphological fraction of waterchestnut, E: seasonal fluctuation of
 seed and vegetative parts of waterchestnut.

密度はヒシ葉1平方メートルあたり5,000匹にも達する。このため、7月中旬にはヒシ葉の30%が被食を受ける。しかし、7月中旬頃から、この被食が低下するので、葉面積は再び急速な増加を示している。この時期における光合成活性は周年のほぼ最高期間に達するようになり、炭酸同化速度は葉面積 (dm²) あたり1時間に29.8 mg CO₂と測定されている。

1978年の夏季においては、水温が30°C以上の状態が約2か月持続した間に、ヒシが繁茂している高浜入湖岸帯の水中において、水圏で予想される最も著しい「水の華」が発生した。この植物プランクトンの異常発生による「水の華」の形成は主に藍藻種 *Microcystis* spp. と *Anabaena* spp.

によるものであり、その密度は湖表面の1cm以浅において、湖水1lあたりATPにして682 μg 、クロロフィル量にして32 mg、あるいはフィコシアニン量にして194 mgにも相当していた。この状態(図20)は、水中に藍藻が生息しているというよりは、むしろ、藍藻細胞の間に水がはさまっているという状態であった。この「水の華」の異常大発生は、藍藻がヒシ葉面全体を完全に覆う結果となり、8月下旬には調査水域に生育していたほとんどのヒシが窒息死するに至った(図21)。窒息死する直前におけるヒシは、年間の最高現存量に達しており、湖表面1平方メートルあたり有機炭素量にして72 g Cであった。藍藻で完全におおわれたヒシの葉体が有する光合成活性は、他の湖域で測定された藍藻におおわれていない葉体のわずか1/3であり、藍藻を洗い落した後の活性も2/3程度しかないと明らかになった(図22)。そして、藍藻が完全にヒシの葉体を覆っている湖域におけるヒシの純生産は、ヒシの葉体を覆っていない湖域におけるわずか1/5から1/6程度が観測されている(表1)。

ヒシは8月に開花する。窒息死をまぬがれたヒシは、11月初旬まで生存した。「水の華」の被害を受けないヒシ個体は、光合成活性を7月下旬以来結実後の10月末まで一定した最高に保ちつつけていることが判明した。これら生存したヒシに結実した実は、湖流などの物理的作用によって湖岸帯全域に運ばれて、湖堆積物中に沈んだ後越冬し、翌年再びヒシ群落を形成した。

ヒシの栄養塩摂取様式は、根においても、水中根においても顕著な差は認められない(図23)。また、根と水中根それぞれの栄養摂取様式には周日変化が認められず、昼間夜間を問わず一様な摂取を行っていることが明らかになった。さらに、無機窒素(NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+)と無機磷(PO_4^{3-})がヒシ細胞の受動的摂取系によって利用されていることも明らかなので(図23)、これら無機栄養塩が水中濃度が500 $\mu\text{g/l}$ 以上になることが稀なヒシ生長期の湖岸帯湖水中環境にあっては(図17)、ヒシの主要な栄養源は湖底堆積物であると言わざるを得ない。

2-3 基礎生産者の分解

植物プランクトンのうち、真核植物プランクトンのほとんどは、水柱中において動物プランクトンの摂取を受けて二次生産者の生物体に転移する。この食物連鎖における栄養段階を一段階上る際に、転移する生物量は約10%で、残りの約90%は捕食に伴うエネルギー消費として、あるいは、利用されなかった有機物破片として水中に放出される。この有機物の破片は、捕食を受けなかった真核植物プランクトンの死細胞とともに従属栄養微生物作用を受けて60~70%が無機物に分解し、残りの30~40%が細胞などの従属栄養微生物の生物量となる。

一方、原核植物プランクトンである藍藻は、細胞膜やその表面の粘膜層は従属栄養微生物の分解作用を受け難く、その大半が湖底に沈殿してしまう。また、動物プランクトンや魚などに捕食された場合も未消化のまま排泄されてしまうことが観測されている。高浜入湖岸帯においては、これら生物起源の堆積物が河川により陸域から運搬されて堆積した土砂とともに30cm以上もの厚い層の軟泥を形成している(図24)。



図 20 藍藻の厚いノイストンマット

Fig. 20 Heavy neustonic mat of the blue-green algae in situ the lake at Takahama-iri Bay



図 21 藍藻のノイストンマットを被り枯死するヒシ

Fig. 21 Waterchestnut as choked up to death due to heavy blue-green algal bloom

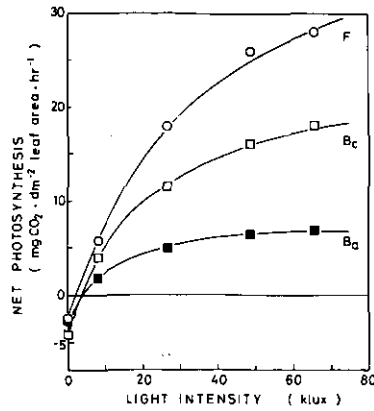


図 22 1978年8月22日採集のヒシによる光合成活性。実験条件：25°C、300ppmのCO₂を通気¹¹⁾
 F：藍藻を被っていない高浜入のヒシを実験に用いた。
 Ba：藍藻を完全に被っている高浜入のヒシを実験に用いた。
 Bc：藍藻を完全に被っていた高浜入のヒシの葉面を完全に洗浄して実験に用いた。

Fig. 22 Photosynthesis of the waterchestnut leaves from the regions of the algal bloom (Ba and Bc) and that free from the bloom (F) at an environmental condition of 25 °C and 300 ppm CO₂ on August 22, 1978.
 Leaves of the waterchestnut covered with blue-green algae (Ba) and those cleaned of algae (Bc)¹¹⁾

原核植物プランクトンとはほぼ等しい生物量を年間生産しているヒシ (図19) は、その生物体を構成する有機炭素のうちセルロースなどを除く67%が代謝され易いアミノ酸などの物質である(表2)。霞ヶ浦にはヒシを生食する水棲植食動物は生息していない。したがって、湖面上においてハムシによる活発な被食を受けるヒシ生物量の他は、すべてが水中のデトリタス食物連鎖を通じて高次栄養段階に転移する。

光照射を完全に遮断した暗所において、天然湖水を用いた水槽中でヒシを実験的に培養することによって、ヒシを自然死亡させてその分解様式を研究することができる。この場合、ヒシ生体内のATP濃度は培養開始直後から徐々に減少して、6日目には完全に死滅してしまった(図25)。この死滅に至る約1週間ヒシの活性の低下にしたがって、細菌などの従属栄養微生物がヒシの表面を覆いつくした。その後、これらの微生物はヒシの細胞内に次々と侵入し、死後数日も経ないヒシ細胞内のアミノ酸等の代謝され易い物質のほとんどすべては、微生物の生物体に転移してしまっていた。その直後から、繊毛虫類などの細菌捕食性原生動物(図26)や線虫類(図27)が急速に増殖したが、これらの小動物もさらに大型の動物プランクトン等の活発な捕食を受けて数日間のうちに消耗してしまった。この時期には、ヒシの枯死体はちょっとした機械的な刺戟によっても分裂して、小さな

表 1 「水の華」の著しい水域と著しくない水域におけるヒシの基礎生産¹⁾

Table 1 Daily production of waterchestnut in the regions with and without algal bloom

| | August 1-10 | | August 11-20 | |
|--|-------------------------|----------------------|-------------------------|----------------------|
| | without the algal bloom | with the algal bloom | without the algal bloom | with the algal bloom |
| Environmental conditions | | | | |
| Total solar radiation [k cal m ⁻² day ⁻¹] | 4.41 x 10 ³ | | 4.48 x 10 ³ | |
| Water temperature [°C] | 31.7 | | 31.6 | |
| Standing crop | | | | |
| Biomass [gC m ⁻² lake surface] | 72 | | 59 | |
| Leaf Area Index [m ² leaf area m ⁻² lake surface] | 1.3 | | 1.1 | |
| (1st layer) | (0.92) | | (0.79) | |
| (2nd layer) | (0.28) | | (0.24) | |
| Metabolic rates [gC m ⁻² lake surface day ⁻¹] | | | | |
| Gross production* | 9.42 | 4.59 | 7.98 | 3.89 |
| (1st layer) | (8.96) | (4.29) | (7.58) | (3.63) |
| (2nd layer) | (0.46) | (0.30) | (0.40) | (0.26) |
| Respiration | 3.87 | 3.59 | 3.27 | 3.03 |
| (floating parts) | (3.65) | (3.37) | (3.12) | (2.88) |
| (submerged parts)** | (0.22) | (0.22) | (0.15) | (0.15) |
| Net production | 5.56 | 1.00 | 4.71 | 0.86 |

* Parameters of the approximate curves (F and B_C in Figure 22.) were used for calculations.

** The respiration rate by each submerged part of stem, waterroot and root was 0.78, 0.58 and 1.30 mg CO₂ g⁻¹ dry weight h⁻¹, respectively, at 25°C of water temperature.

表 2 ヒシ成体の化学組織²⁾

Table 2 Chemical composition of mature waterchestnuts

| | Total organic carbon (mgC g ⁻¹ dry weight) | Total amino acids (mgC g ⁻¹ dry weight) | Total carbohydrates (mgC g ⁻¹ dry weight) | Chlorophyll a (μg g ⁻¹ dry weight) | ATP (μg g ⁻¹ dry weight) |
|---------|---|--|--|---|-------------------------------------|
| leaf | 206 | 112 | 103 | 376 | 0.74 |
| petiole | 205 | 121 | 92 | 14 | 1.09 |
| stem | 176 | 54 | 137 | 39 | 0.81 |
| root | 208 | 112 | 104 | 87 | 0.15 |

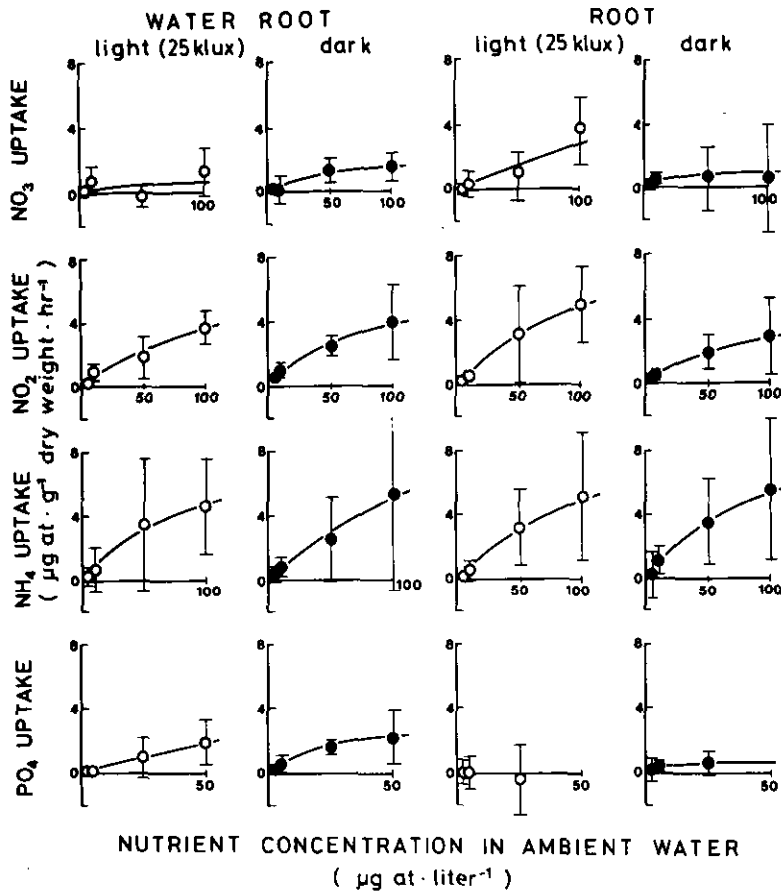


図 23 水中根と根の栄養塩摂取様式¹¹⁾
 実験条件：25℃；明条件（25klx）と暗条件；磷酸塩，硝酸塩，亜硝酸塩，
 アンモニア塩の異なる濃度における同化速度を測定。
 Fig. 23 Nutrient uptake per one gram (or 0.45 gC) of dry weight waterroot or
 root at 25 °C, in relation to the illumination and the initial nutrient co-
 ncentration for experimental incubation¹¹⁾

破片になる状態であった。この破片の主な構成化学物質はセルロースである。ほとんどセルロース
 体となった分解準位のヒシ枯死体は褐色で、外見上は高浜入湖岸帯堆積物表面においてデトリタス
 化したヒシ枯死体と同一物であった。すなわち、湖の現場においては、アオコにより窒息死したヒ
 シは数日間水面で分解を受けていたが、その後急速に大型の褐色破片として水中を懸濁沈降して、
 死滅後1か月には完全に湖底に堆積してしまった（図28）。この分解段階に達したヒシの死骸の表面
 には、依然として細胞が多数附着していることがATPの定量結果から明らかとなった。これらの細菌
 群はセルロースを分解すると同時に、環境水中の無機態窒素を取り込んでアミノ酸系の有機物を細

胞内に蓄積していることが測定された(図29)。この過程が霞ヶ浦で行われる時期は水温の低い秋季から冬季にかけてであり、しかも、この時期は基礎生産活動が極めて低い時期でもあるので、翌年春季の植物プランクトンブルームまでヒシ遺骸のデトリタスを起点とするデトリタス食物連鎖は、高浜入湖岸帯における生物群集の栄養源を支える食物網の重要な起点を占めることが推算された²⁾。

2-4 セルロースの動態

ヒシを構成する全有機炭素の33%を占めるセルロースは、ヒシの死滅後しばらくの間は比較的大きな破片として分解をうけるが、真核植物プランクトンの細胞膜を構成するセルロースは、植物プランクトンの死後0.45~40 μ の粒径で水中に懸濁して、主にセルロース分解細菌の作用をうけて分解する。夏季における藍藻の「水の華」発生直前に一時増加した真核植物の生体由来のセルロース懸濁粒子はほとんどが湖水中には存在しなくなり、この状態がヒシの死滅した後デトリタス破片となり懸濁をはじめめる9月下旬まで継続した(図30)。この間、高浜入湖岸帯におけるセルロース粒子の消長は、相関係数 $r = 0.97$ で次式の曲線にきわめて有意の回帰が可能であった。

$$\log y = 3.004 + 0.706 \sin \frac{\pi}{47.0} (t - 75.0)$$

ここに y は湖水中のセルロース濃度(mg C/m²)、 t は1978年5月1日以降の日数である。正弦曲線に回帰させた主な理由は、湖水中に懸濁するこれらのセルロース粒子が真核植物プランクトンによって生産され、その水中濃度を増加した後、原核植物プランクトンである藍藻の大量発生に影響を受けて真核植物プランクトンが死滅すると、セルロース分解細菌によって分解されて減少したからである。ここに藍藻生体内にはセルロースは存在しないので、上記の関係が成立する。

セルロース分解に関与している湖沼細菌は、セルロース分解様式のうえから大きく次の2種類に分別することが可能である。第一のタイプ(Type I)に属する細菌群はセルロースを唯一の有機炭源とすることができるものである。第二のタイプ(Type II)に属する細菌群はセルラーゼを分泌してセルロースを分解することが可能であるが、セルロースのみを唯一の有機炭源とすることができず、他の栄養源をも要求するものである。高浜入湖岸帯において優位に出現するセルロース分解細菌は、両タイプに属するいずれもが、*Cytophaga* spp., *Vibrio* spp., *Pseudomonas* spp.であった。現場湖水中において、真核植物プランクトン由来のセルロース粒子の分解初期に関与していたセルロース分解細菌は主としてType IIに属しており、それらの消長は相関係数 $r = 0.99$ で次式の曲線へきわめて有意に回帰することが可能であった。

$$x' = 0.772 + 6.975 \sin \frac{\pi}{67.0} (t - 87.5) \quad (7)$$

ここに x' は、セルロース分解細菌Type IIの湖水中密度($\times 10^7$ /m²)である。その後、セルロース分解細菌相内でType IIからType Iへ遷移が認められ、相関係数 $r = 0.87$ できわめて有意に次式の曲線への回帰が可能であった。

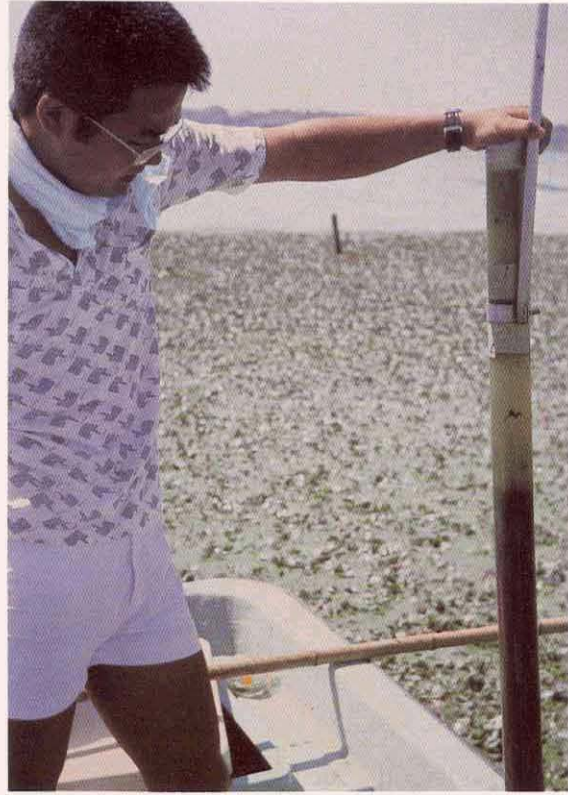


図 24 高浜入湖岸帯の軟泥

Fig. 24 Sediment ooze in the littoral shelf of Takahama-iri Bay

$$x = 8.749 + 5.496 \sin \frac{\pi}{61.5} (t - 98.5) \quad (8)$$

ここに x はセルロース分解細菌 Type I の湖水中密度 ($\times 10^7 / \text{m}^2$) である。セルロース分解細菌の密度変動を正弦曲線に回帰させた主要な理由は、セルロース粒子の増加に伴ってそれらを分解する細菌の密度が増加し、その結果、セルロース粒子の減少に伴ってそれらを利用分解する細菌の密度が減少するからである。この調査期間中に出現したセルロース分解真菌類は、湖水1リットルあたり1細胞以下であった。上記の式(6, 7, 8)で示される関係から、セルロース粒子の湖水中濃度変動から5.1日の遅れでセルロース分解細菌 Type II が変動し、また、16.1日の遅れでセルロース分解細菌 Type I が変動することが明らかとなった。したがって、この両タイプのセルロース分解細菌の変動する日数のズレにあたる11日が Type II の細菌群に必要な真核植物プランクトンの死骸中に存在した代謝され易い有機栄養物質が完全に利用摂取されつくす期間であるとみなすことができるであろう。

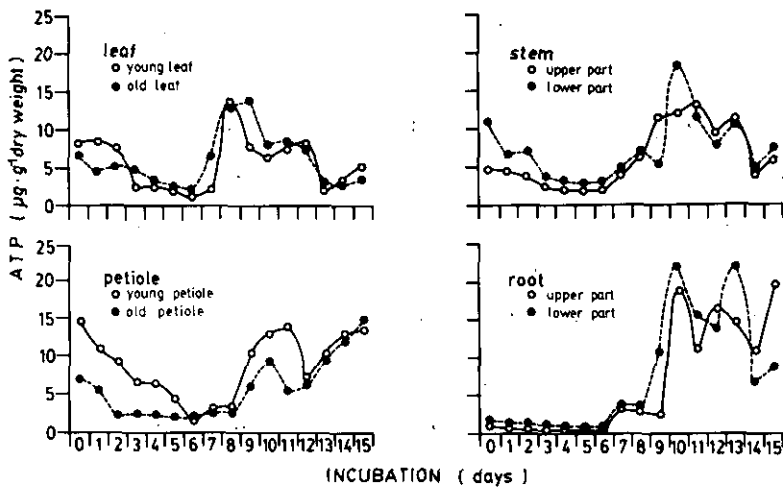


図 25 分解実験におけるヒシの各形態部位の ATP 濃度²⁾
 Fig. 25 Fluctuation of ATP content in each part of a waterchestnut during the experimental incubation for its degradation²⁾

湖水中でのセルロース分解速度は、セルロース粒子の現存濃度曲線を微分した型で表現されうる。すなわち、式(6)を微分した式の

$$\frac{dy}{dt} = \frac{0.706}{47.0} \cos \frac{\pi}{47.0} (t - 75.0) \times 10 [3.004 + 0.706 \sin \frac{\pi}{47.0} (t - 75.0)] \quad (9)$$

を得て解析した結果、湖中現場におけるセルロース分解速度が表3に示されるような速度で行われていたことが判明した。すなわち、最も分解の活発な9月4日にはセルロースの分解に要する日数が20日間と解明したが、水温が低下し、しかも、代謝され易い有機栄養源の減少した9月28日には分解には176日も要することが明らかになった。水温がさらに低下して、しかも、代謝され易い有機栄養源がほぼ完全に消費しつくされてしまう冬季には、さらに分解が低下するであろう。そのような条件下では、生化学反応におよぼす温度の影響に関して Arrhenius の式を適用して解析したところ、セルロースの分解は約1年で完了することが明らかになった。さらに、Arrhenius の式を適用して20°Cにおけるセルロースの分解様式を算出し、その場合におけるセルロース粒子と分解細菌との相互作用を解析してみると次のごとくになる。すなわち、観測時の種々温度の補正は次式(10)で可能である。

$$\frac{dy_{20}}{dt} = \frac{e^{-E/293.2R}}{e^{-E/RT}} \times \frac{dy_T}{dt} \quad (10)$$

その結果、セルロース分解細菌 Type I は、セルロース粒子に付着した後16日経過する間に 3.82×10^6 回分裂して増殖における定常期に至ってセルロース分解速度が最高に達する。この時におけるセルロース分解細菌 Type I が1細胞あたり1日に分解する速度は 1.3×10^{-12} mg C と算定されている。同様に、セルロース分解細菌 Type II は、セルロース粒子に付着した後8日経過する間に 2.0×10^{12} 回分裂して増殖における定常期に至ってセルロース分解速度が最高に達する。この時におけるセルロース分解細菌 Type II が1細胞あたり1日に分解することができる速度は、Type I よりもはるかに高く、 5.9×10^{-10} mg C と算定される。

表 3 高浜入湖岸帯におけるセルロースの回転速度²⁾
Table 3. Turnover rate of cellulose in the lake water of waterchestnut ecosystem

| Date | Cellulose standing stock (mg C / m ²) | Cellulolytic rate (mg C / m ² per day) | Turnover rate (days) |
|--------------------|--|--|-------------------------|
| August 12, 1978 | 3460 | 53.68 | 64.5 |
| August 22, 1978 | 3132 | 102.37 | 30.6 |
| August 31, 1978 | 1397 | 58.62 | 23.8 |
| September 4, 1978 | 474 | 23.25 | 20.4 |
| September 18, 1978 | 269 | 5.50 | 48.9 |
| September 28, 1978 | 280 | 1.59 | 176.1 |

以上のように数理計算で求めた結果は、湖岸帯現場においてヒシの死滅後多量に堆積していた大型セルロースの破片(図28)が翌年の5月初旬には湖底堆積物表面から目視的にもほぼ完全に消滅していたことから(図31)、大型セルロース破片の分解についても成立することが確かである。

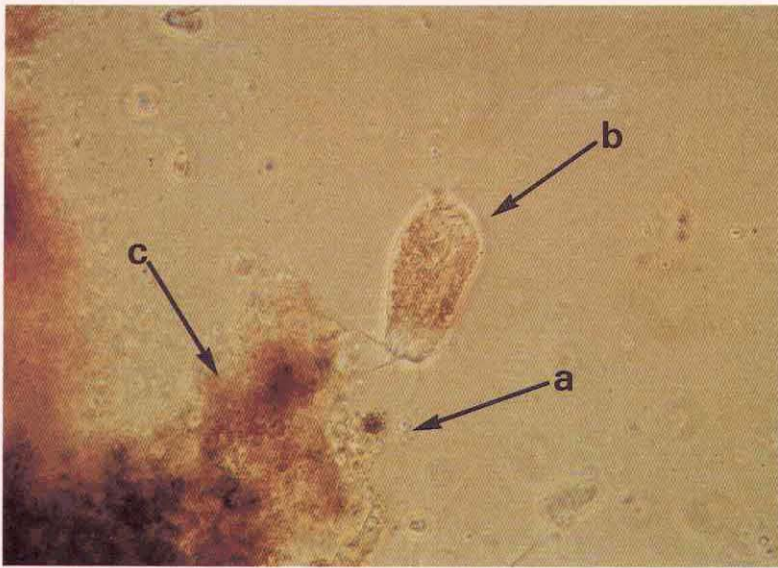


図 26 ヒシの枯死体(c)に群がる細菌(a)と原生動物(b)
 Fig. 26 Heterotrophic bacterium (a) and bacteriovorous ciliate (b) depending
 their energy source on detritus from waterchestnut (c)

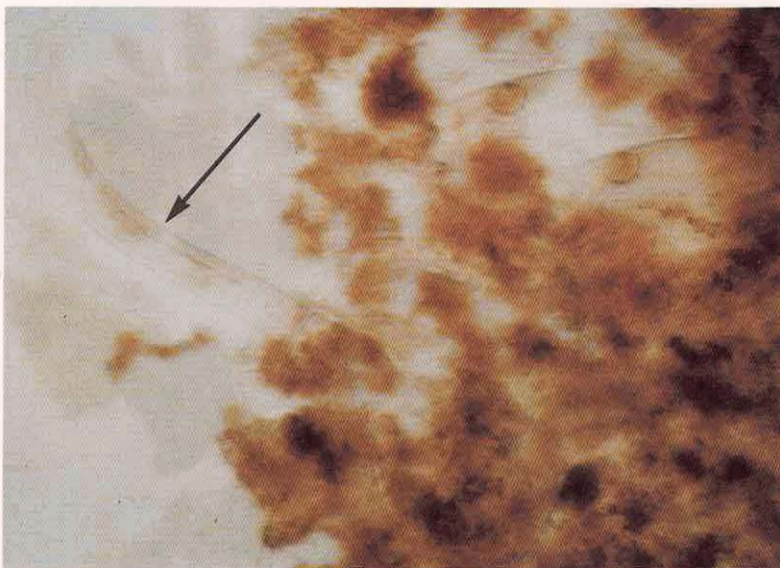


図 27 ヒシの枯死体中に多数生息する線虫類(→)
 Fig. 27 Nematode (→) depending the the energy source on detritus from water-
 chestnut

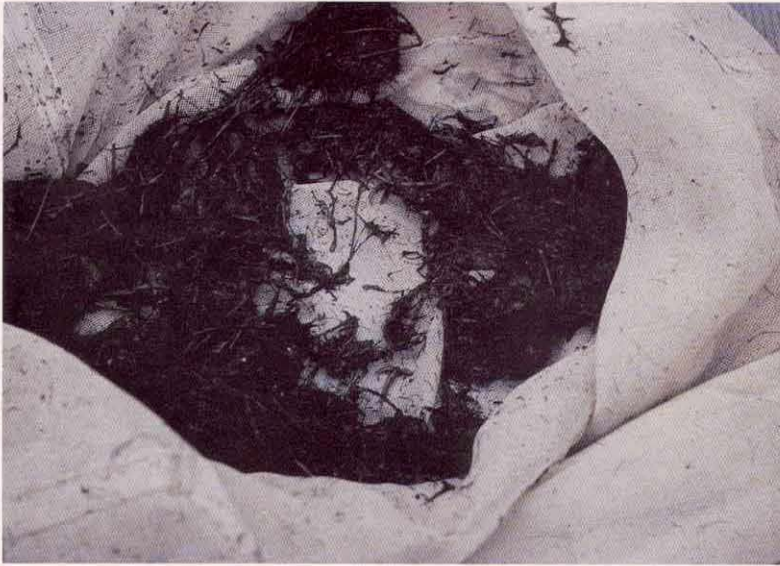


図 28 高浜入湖岸帯で枯死直後のヒシを湖底堆積物表面から採集
Fig. 28 Fragments of waterchestnuts on the lake bottom of Takahama-iri Bay
collected just after their sedimentation

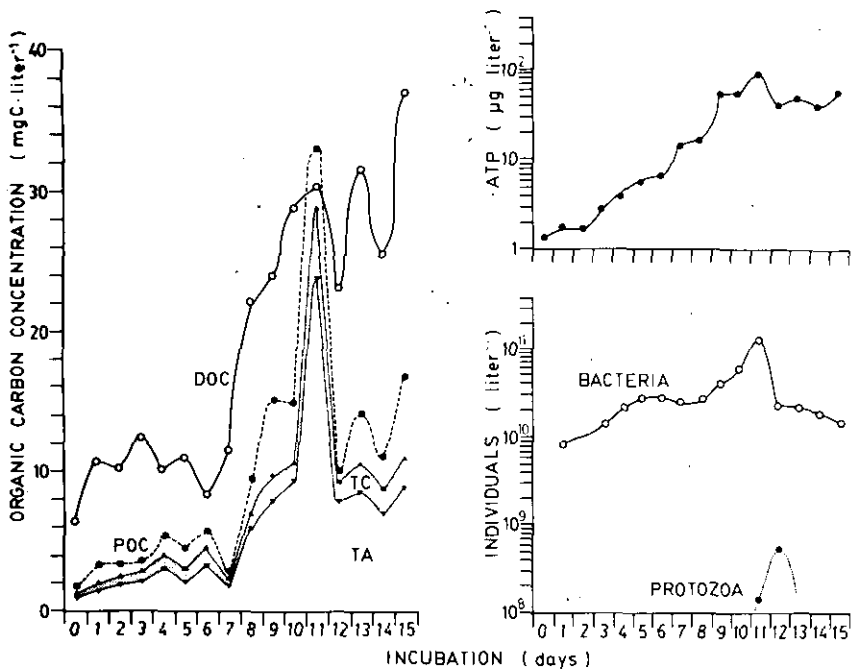


図 29 ヒシ分解実験中に環境水中に放出される溶存態有機炭素 (DOC), 懸濁態有機炭素 (POC), 懸濁態炭水化物 (TC), 懸濁態アミノ酸 (TA)²⁾
 Fig. 29 Chemical composition of dissolved and particulate organic matter in the culture water of waterchestnut for degradation experiment.
 DOC: dissolved organic carbon, POC: particulate organic carbon, TC: total particulate carbohydrates, TA: total particulate amino acids²⁾

以上の実験室内研究結果 (図29) と湖岸帯中の実測結果 (図32) とから、湖中におけるセルロースの動態に関して次のことが明らかにされたことになる。すなわち、高浜入湖岸帯におけるセルロースの主要な貯蔵場所は湖底泥中で、一年の周期を有する定常平衡状態にある。さらに、数多くの定常振動が年間認められるが、最大の振動を有する時期は5月から8月に認められる。これには、水温上昇に伴うセルロース分解活性の著しい上昇と、ヒシ葉上に生息する多数のハムシが排泄する糞粒が湖中に放出されるためである。このような定常振動を毎年繰り返しながら、湖底中に毎年数パーセントずつのセルロースを増加させている。この増加率は毎年上昇している。このように、富栄養型湖の極相に達した霞ヶ浦の湖岸帯では、やや分解しにくい化学物質セルロースを生産することによって、藍藻同様の作用で堆積速度を上昇させて、湖の湿原化に貢献していることになる。この反面、水中から栄養塩を堆積物中へ除去することに貢献する結果となるために、湖水の富栄養化の防止に寄与していることにもなる。

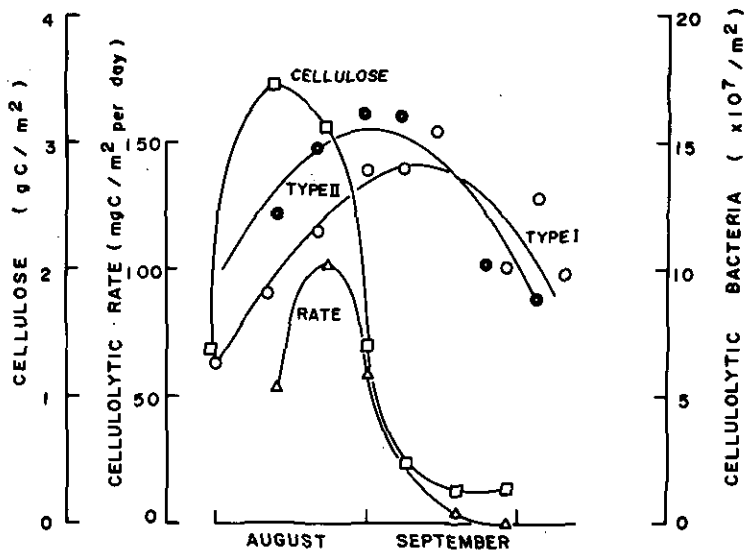


図 30 高浜入湖岸帯におけるセルロースの動力学モデル
 □：セルロースの現存量，△：セルロース分解速度，○：セルロース分解細菌 Type I，◎：セルロース分解細菌 Type II

Fig. 30 Simulated model of cellulose dynamics in the littoral zone of Takahama-iri Bay during the late summer period

- : standing stock of cellulose
- △ : cellulolytic rate
- : cellulolytic bacteria Type I
- ◎ : cellulolytic bacteria Type II

2-5 溶存態有機物と従属栄養微生物

溶存態有機物の濃度 (図33) は、懸濁態有機物の場合 (図34) と同様の季節的消長を示している。すなわち、両者の濃度は夏季に高く冬に低い傾向を示している。溶存態有機物の最高現存量は、夏季の「水の華」形成時期において溶存態有機炭素濃度として 17.7 g C/m^2 、あるいは、溶存態有機窒素濃度として 4.4 g N/m^2 にも達する。「水の華」を形成する藍藻から分泌される溶存態有機物がこの主要な流入源であろう。一方、その最低現存量は秋季における従属栄養過程が異常に卓越する時期において、有機炭素濃度として 0.46 g C/m^2 、あるいは有機窒素濃度として 0.29 g N/m^2 まで低下してしまう。この時期には、デトリタスを母体とする従属栄養細菌群と原生動物群とで構成される懸濁物が活性汚泥的な性格を帯びるようになった結果、湖水中の全溶存態有機物濃度を蒸留水中の準位にまでも低下させることが可能になったものと考えられる。したがって、このような状態になった富栄養期では、水中に存在する生化学的分解が最も難しい天然有機化合物の腐植質までが比較的速やかに利用分解を受けたものと解釈される。上記のような特殊な場合を除けば、溶存態有



図 31 1979年6月12日、高浜入湖岸帯湖底堆積物表面から湖面までの採集物。前年度に湖底堆積物表面に集積していたヒシの破片は完全に分解消失している。

Fig. 31 Particles in the watercolumn from the lake surface to the sediment surface, collected on June 12, 1979. The fragments of dead waterchestnuts are completely decomposed into very small particles

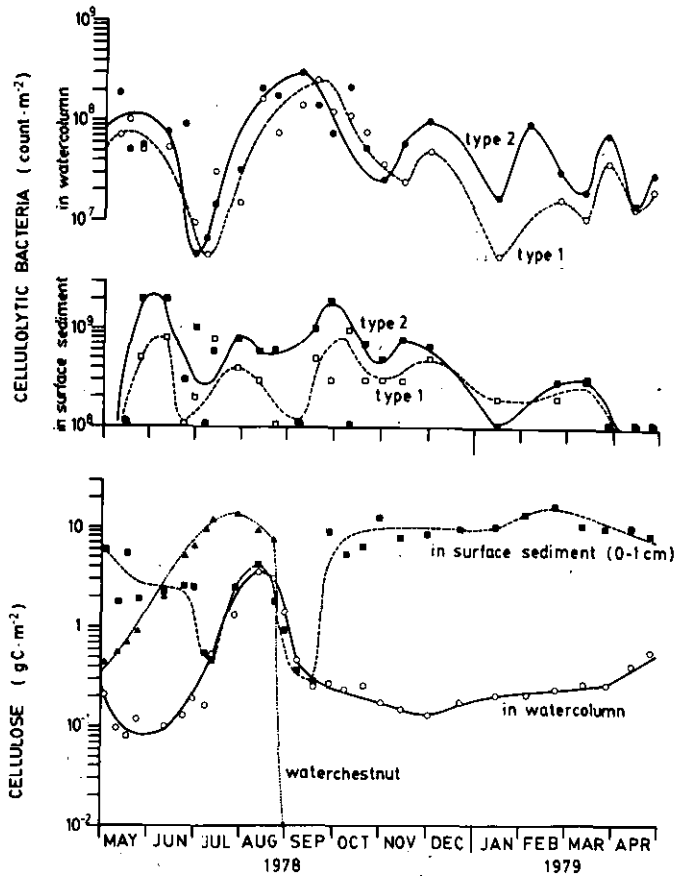


図 32 湖岸帯現場のセルロースの動態²⁾
 Fig. 32 Cellulose dynamics in the lake water²⁾

機物を有機栄養源として利用分解している富栄養湖水中の従属栄養微生物は、原則として単細胞で水中を浮遊しているバクテリオプランクトンである⁹⁾。これらは、溶存態有機物を能率よく利用摂取することができる能動的摂取系を有している⁹⁾。高浜入湖岸帯の湖水中では、溶存態有機物とバクテリオプランクトンとは、8の字型の周年定常振動としての関係を有することが明らかになった（溶存態有機炭素との関係；図35、溶存態有機窒素との関係；図36）。すなわち、溶存態有機栄養源濃度も、それを利用しているバクテリオプランクトンの密度も、一般的に、夏季において高く冬季において低い。そして、その変動過程は、植物プランクトンの増殖期には細菌密度は低く押えられており、死滅期には高くなっていることが認められる。この傾向は、特に夏季において、懸濁態有機物のほとんどすべてが藍藻で占められる時期に、懸濁態有機窒素で指標した藍藻の生物量とバクテリオプランクトンの細胞数との関係において顕著に認められる（図37）。

溶存態有機物濃度とバクテリオプランクトン密度の周年変動における複雑な関係（図38）は、植

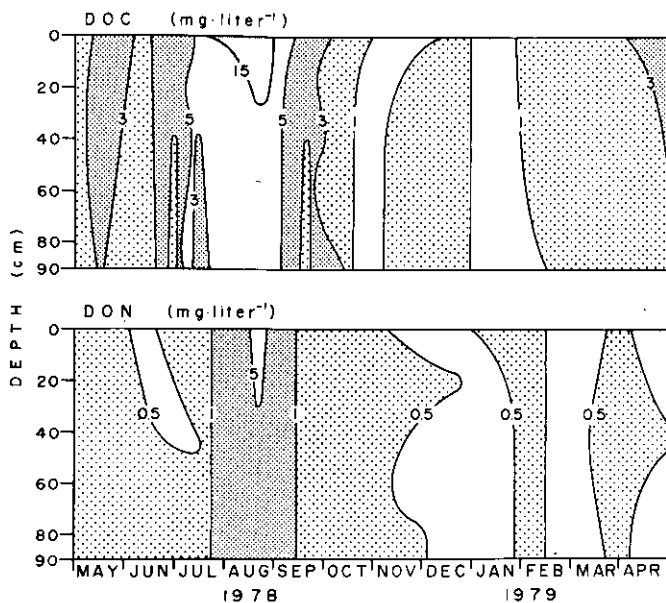


図 33 溶存態有機炭素 (DOC) と溶存態有機窒素 (DON) の季節変動³⁾
 Fig. 33 Seasonal fluctuation of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON)³⁾

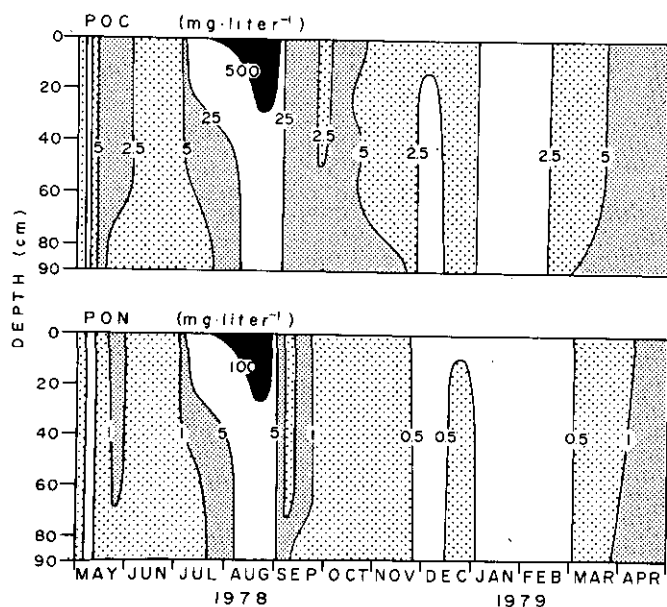


図 34 懸濁態有機炭素 (POC) と懸濁態有機窒素 (PON) の季節変動³⁾
 Fig. 34 Seasonal fluctuation of particulate organic carbon (POC) and particulate organic nitrogen (PON) in the lake water³⁾

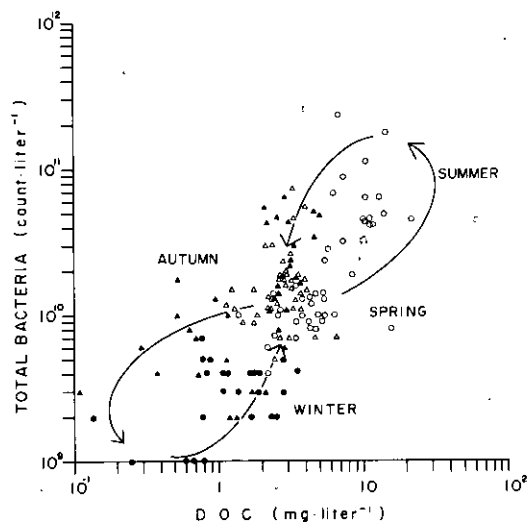


図 35 溶存態有機炭素 (DOC) とバクテリアオプランクトンの関係における季節変動

Fig. 35 Seasonal fluctuation in the relation of dissolved organic carbon (DOC) and bacterioplankton in the lake water

△ : spring, ○ : summer,
 ▲ : autumn, ● : winter.

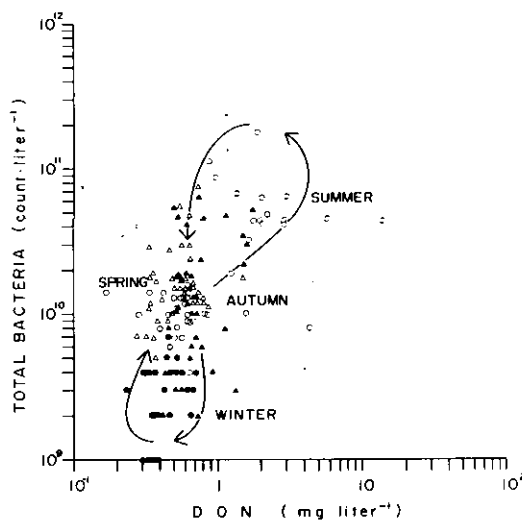


図 36 溶存態有機窒素 (DON) とバクテリアオプランクトンの関係における季節変動関係

Fig. 36 Seasonal fluctuation in the relation of dissolved organic nitrogen (DON) and bacterioplankton in the lake water

Symbols are as in Figure 34. Symbols are as in Figure 35.

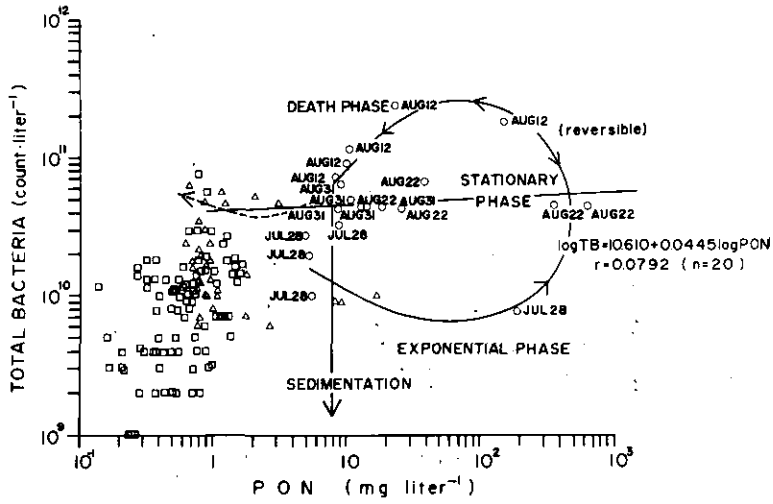


図 37 懸濁態有機窒素 (PON) とバクテリオプランクトンの関係における季節変動³⁾。矢印部の推移は、懸濁態有機窒素がほとんど藍藻で占められている時期におけるものである。

Fig. 37 Seasonal fluctuation in the relation of particulate organic nitrogen and bacterioplankton in the lake water³⁾
Symbols are as in Figure 8.

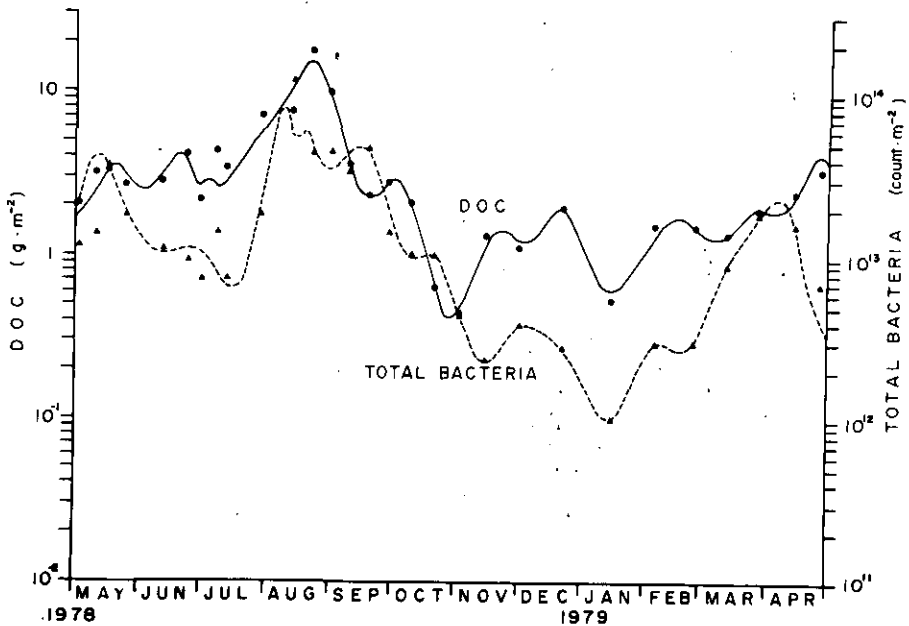


図 38 溶解態有機炭素 (DOC) とバクテリオプランクトンの季節変動に関する回帰曲線³⁾

Fig. 38 Simulated model in the relation of dissolved organic carbon (DOC) and bacterioplankton in the lake water³⁾

物プランクトンによる有機物生産とバクテリオプランクトンによる有機物消費との関係から生ずる正弦曲線への理論的な数式化が可能ならずである。この場合、植物プランクトンによる有機物生産は四季を通じて質的にも量的にも一様ではない。したがって、特に植物プランクトン相の遷移様式を主眼とした季節的分割による解析を行えば有意の数理解析が可能である。

まず、最も溶存態有機物の生産が活発な夏季の「水の華」形成期(図39)にあっては、溶存態有機物のバクテリオプランクトンに利用される速度 $dDOC/dt$ は、次式(11)として表わされる。

$$\frac{dDOC}{dt} = 0.0251 \cos\left[\frac{\pi}{60}(t - 78.5)\right] \times 10^{10} [0.577 + 0.479 \sin\frac{\pi}{60}(t - 78.5)] \quad (11)$$

ここで t は1978年5月1日以降の日数である。そして、溶存態有機物を利用して生長増殖したバク

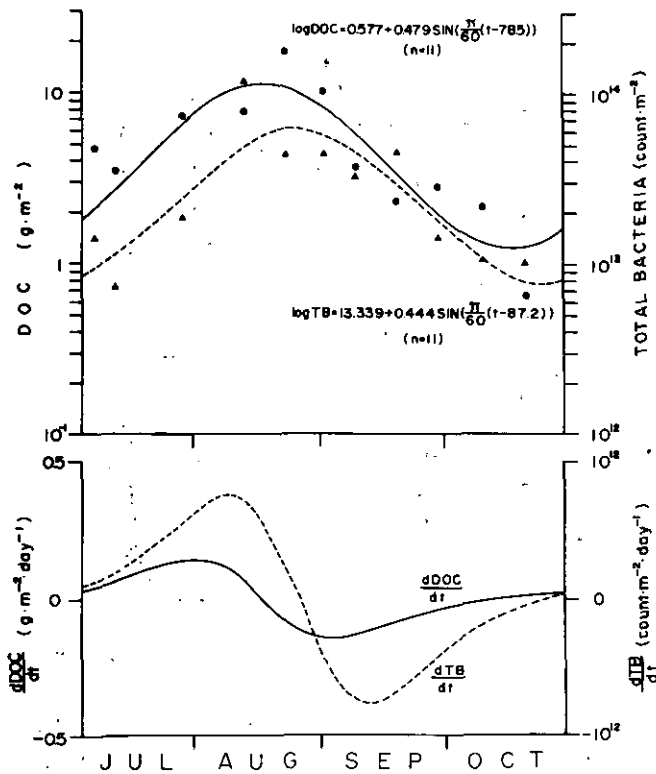


図 39 夏季「水の華」期間における溶存態有機炭素 (DOC) とバクテリオプランクトンの回帰曲線³⁾

Fig. 39 Simulated model in the relation of dissolved organic carbon (DOC) and bacterioplankton during the blue-green algal bloom in summer³⁾

テリオプランクトンの増殖速度 dTB/dt は次式(12)として表わされる。

$$\frac{dTB}{dt} = 0.0230 \cos\left[\frac{\pi}{60}(t - 87.2)\right] \times 10^{13.339 + 0.444 \sin \frac{\pi}{60}(t - 87.2)} \quad (12)$$

ここにおいて、式(11)と式(12)を比較検討した結果、湖中におけるバクテリオプランクトンは溶存態有機物の生産に 8.7 日遅れで増殖することが明らかになった。

つぎに、溶存態有機物の生産が活発な春季の真核植物プランクトンブルーム期(図40)にあっては、溶存態有機物がバクテリオプランクトンに利用される速度は次式として表わされる。

$$\frac{dDOC}{dt} = -0.0101 \cos\left[\frac{\pi}{48}(t - 280.6)\right] \times 10^{0.277 - 0.155 \sin \frac{\pi}{48}(t - 280.6)} \quad (13)$$

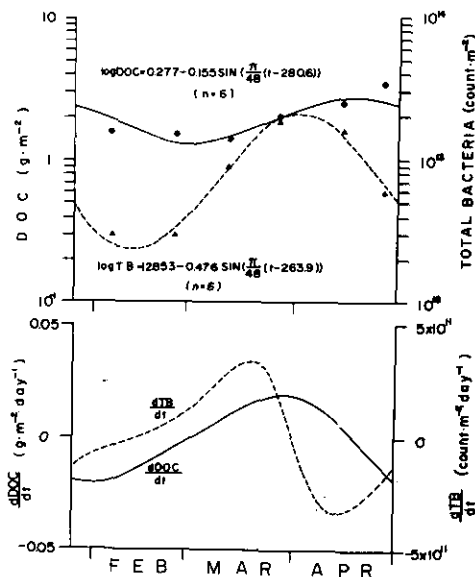


図 40 春季の植物プランクトンブルーム期間における溶存有機炭素 (DOC) とバクテリオプランクトンの回帰曲線³⁾

Fig. 40 Simulated model in the relation of dissolved organic carbon (DOC) and bacterioplankton in the lake water during the eucaryotic algal bloom in spring³⁾

その際生長増殖したバクテリオプランクトンの増殖速度は次式のとおりである。

$$\frac{dT B}{dt} = -0.0312 \cos \left[\frac{\pi}{48} (t - 263.9) \right] \times 10^{[12.853 - 0.476 \sin \frac{\pi}{48} (t - 263.9)]} \quad (14)$$

したがって、春季のバクテリオプランクトンは、溶存態有機物の生産に14日遅れで増殖することが判明した。

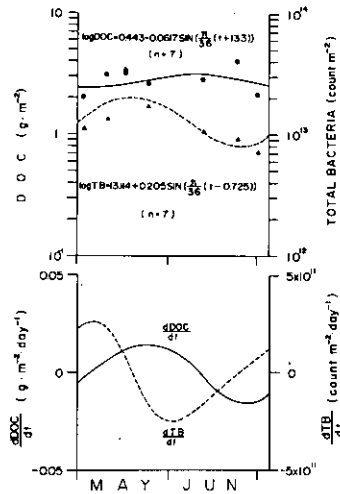


図 41 初夏の従属栄養過程が卓越する期間における溶存態有機炭素 (DOC) とバクテリオプランクトンの回帰曲線³⁾

Fig. 41 Simulated model in relation of dissolved organic carbon (DOC) and bacterioplankton after the spring bloom of phytoplankton in early summer³⁾

上記のような植物プランクトンが活発に増殖する時期以外の期間においては、溶存態有機物の分解消失も、バクテリオプランクトンの増殖もあまり活発に行われぬ。すなわち、春季における植物プランクトンブルームの直後から、夏季における「水の華」形成の開始に到るまでの期間(図41)では、溶存態有機物の分解消失速度は次式のとうりである。

$$\frac{dDOC}{dt} = -0.00538 \cos \left[\frac{\pi}{36} (t - 133) \right] \times 10^{[0.443 - 0.0617 \sin \frac{\pi}{36} (t - 13.3)]} \quad (15)$$

また、バクテリオプランクトンの増殖速度は次式として表わされる。

$$\frac{dT B}{dt} = 0.0179 \cos \left[\frac{\pi}{36} (t - 0.725) \right] \times 10^{13.11 + 0.205 \sin \frac{\pi}{36} (t - 0.725)} \quad (16)$$

さらにまた、夏季における「水の華」終息直後から、春季における真核植物プランクトンブルーム開始までに到る期間（図42）においては、溶存態有機物の利用分解速度は次式として表わされる。

$$\frac{dD O C}{dt} = 0.0188 \cos \left[\frac{\pi}{45} (t - 201.40) \right] \times 10^{-0.00983 + 0.270 \sin \frac{\pi}{45} (t - 20)} \quad (17)$$

また、バクテリオプランクトンが増殖する速度は次式のとおりである。

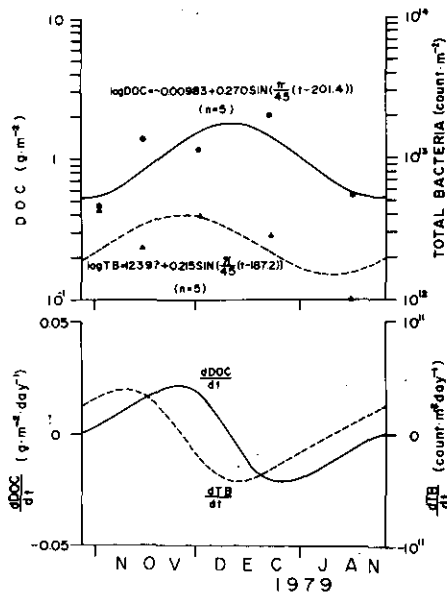


図 42 晩秋から冬にかけての従属栄養過程が卓越する期間における溶存態有機炭素 (D O C) とバクテリオプランクトンの回帰曲線³⁾
 Fig. 42 Simulated model in the relation of dissolved organic carbon (D O C) and bacterioplankton after the bluegreen algal bloom in late autumn and winter³⁾

$$\frac{dT_B}{dt} = 0.0150 \cos \left[\frac{\pi}{45} (t - 187.2) \right] \\ \times 10^{[12.40 + 0.215 \sin \frac{\pi}{45} (t - 187.2)]} \quad (18)$$

以上の数理解析結果から、溶存態有機物の回転時間は、夏季の「水の華」期間においては52日、秋季から冬季にかけての期間においては61日、春季の真核植物プランクトンブルームの期間においては101日、初夏の「水の華」形成開始前の期間においては188日であることが判明した。ここにおいて、微生物作用による溶存態有機物の分解は、生化学的に最も分解しにくい天然化合物の代表である腐植質にまでおよんでいる科学的な根拠はすでに述べた。その準位にまで分解が進行して、しかも、その分解速度が回転時間にして1年未満であるという測定結果は、富栄養型湖内での物質循環の速度が如何に高いかを示すものである。ちなみに、深海の貧栄養型水塊内における腐植質の回転時間は数千年であることが確認されている。

2-6 植食動物とデトリタス捕食動物

高浜入湖岸帯において、優位に出現する植食動物は節足動物であった。これらのうち特に卓越して出現するものは、テナガエビ (*Macrobrachium nipponense*)、イサザアミ (*Neomysis intermedia*)、オオユスリカ (*Chironomus plumosus*)、アカムシユスリカ (*Tokunagayusurika akamusi*) である (図43)。これらの大型節足動物は、デトリタス捕食動物でもあり、ヒシや植物プランクトン (第一次生産者) の死骸や破片を母体として生息している細菌 (第二次生産者) や細菌捕食性原生動物 (第三次生産者) からなる懸濁物を捕食して、利用できる部分を消化して、消化できない他の部分を排泄するという食性を有している。したがって、これらの大型節足動物の栄養段階を正確に論ずれば、第二次生産者から第四次生産者の間のいずれもの栄養段階にでも入ることになる。

テナガエビは8月下旬を除く他の期間中周年にわたって湖岸帯の湖水中に生息していた。8月下旬には、湖水中の溶存酸素濃度が1ppm以下になったので、他の湖域に逃避移動していたのであろう。

イサザアミも湖岸帯に生息していて、2月から5月にかけて高い現存量を示したが、5月に最大現存量に達した後に急速に消滅してしまった。テナガエビとイサザアミ以外の大型節足動物は主に湖底堆積物中に生息していることが観測された。

オオユスリカの幼生は、湖底堆積物深度の0~15cmに生息している。1978年には、これらの幼生の多くが、5月下旬羽化により減少した。

アカムシユスリカの幼生は、12月から2月にかけて、湖底堆積物深度の0~20cmに生息しており、この時期における生息密度は年間最高の7,000匹/m²にも達していた。その後、4月から10月の期間には、堆積物深度20~40cmへと移動した。アカムシユスリカは10月から11月に羽化するの

で、この期間における湖中の生息密度は急速に低下した。

動物プランクトン群集のうち、小型節足動物が春季と夏季において特に優位に出現している（図44）。それらのうち、優位に出現する種類は、*Diaphanosoma brachyurum*, *Scaphaleberis macronata*, *Ceriodaphnia rigaudi*, *Moina rectirostris*, *Moina dubia*, *Bosmina coregoni*, *Bosmina fatalis*, *Bosminopsis deitersi*, *Chydrus sphaericus*, *Cyclops vicinus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops taihokuensis* などの動物プランクトンであった。これらの小型節足動物は典型的な植食動物で、第二次生産者である。そして、これらの現存量は大型節足動物と同じくらいであるとしても、水温の高い夏季における成長速度が、大型節足動物では10%未満であるのに対して、小型節足動物の場合には約50%であるから、小型節足動物の年間生産量は著しく高いことになる。富栄養型の極相に達している霞ヶ浦においては、このように、キチンを殻に有する節足動物が卓越して存在するようになっている。

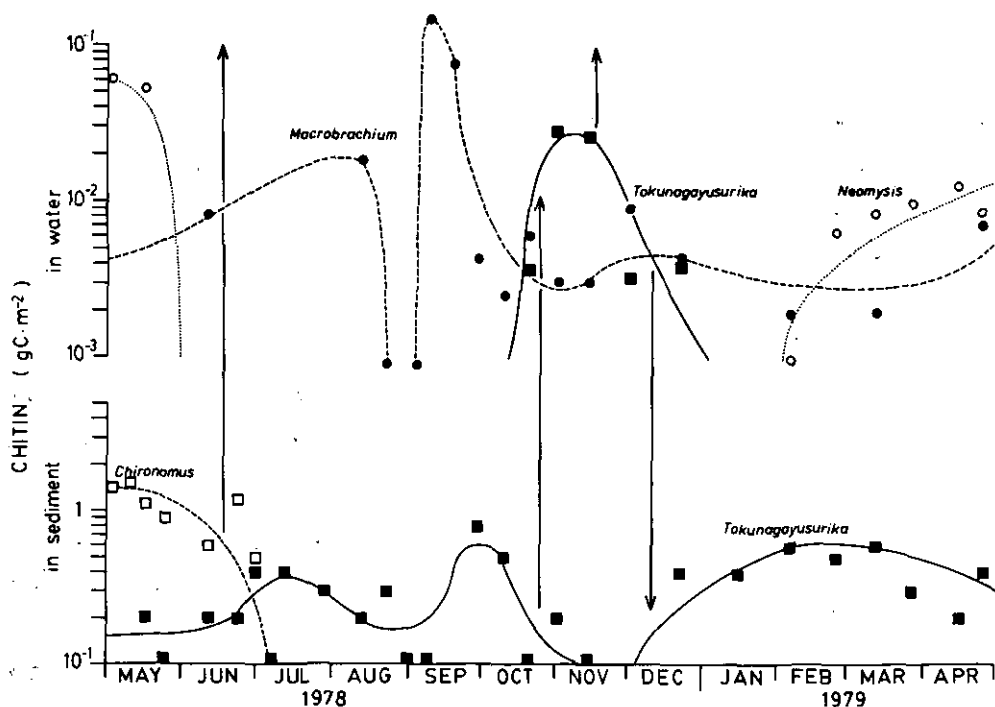


図 43 大型節足動物の季節変動¹²⁾

Fig. 43 Seasonal fluctuation of the biomass of predominant macroplanktonic arthropods as indicated by the concentration of chitin¹²⁾

2-7 キチンの動態

節足動物の殻として、生体の約5%を占めるキチンは、動物の死後、湖水中に破片として懸濁する。この状態にある非生体キチン粒子の濃度は、節足動物生体キチンの濃度よりも周年にわたって

多いことが判明した(図44)。高浜入湖岸帯においては、水中においても、湖底表面においても、キチン粒子の現存量は5月から6月にかけて減少する。これは、水温上昇に伴ってキチンの微生物作用による分解活動が活発になるためである。事実、この時期には、キチン分解細菌密度も増加している(図45)。6月から7月にかけての期間は、キチン粒子が湖水中では急速に減少しているが湖底堆積物表面では増加の傾向にある。これは、この時期にオオユスリカが羽化する際に多量のキチンを湖底に放出するためである。8月から9月への期間には、湖水中においても再びキチン濃度が急速に増加している。この時期には、小型節足動物に属する動物プランクトンが大量増殖し、その脱皮や死骸が非生体キチンとして水中に増加するのみならず、ヒシ葉上に多量に生息するハムシの死骸が湖中に落下してくることも、キチン現存量増加に寄与している。この時期以降は、翌年早春までの期間、湖底表面のキチン現存量には大きな変動は認められず、ほぼ $5.1 \pm 1.3 \text{ g C/m}^2$ の濃度を保っていた。早春に到って、小型節足動物やイサザアミの現存量が増加するに伴って、水中におけるキチン濃度も再び増加するようになる。

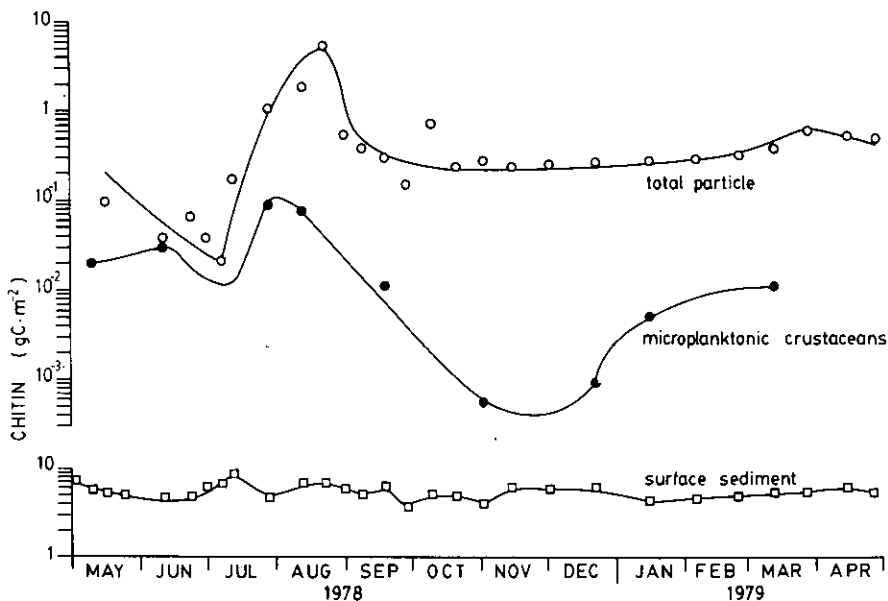


図 44 小型節足動物と非生体キチン粒子の季節変動¹²⁾
 Fig. 44 Seasonal fluctuation of the cocentration of particulate chitin and the biomass of microplanktonic crustaceans¹²⁾

キチンの分解に関与している主要な湖中生物はキチン分解細菌である。それらは、セルロースの場合と同様に細菌が示す分解様式のうえから大きく2種類に分別することができる(図45)。第一のタイプに属するキチン分解細菌群(Type 1)は、キチンを唯一の有機栄養源とすることができ

る。第二のタイプに属する細菌群 (Type 2) はキチナーゼを分泌してキチンを分解することは可能であるが、キチンを唯一の有機栄養源とすることはできず、他の栄養源を要求するものである。両タイプに属するキチン分解細菌として霞ヶ浦高浜入湖岸帯から分離されたものは、分類学的に *Vibrio*, *Flavobacterium*, *Achromobacterium* に属することが判明した。

高浜入湖岸帯における湖水の溶存酸素濃度が低下した時期には、キチンの生産が著しく低下したので、キチンの分解に関する動力学的解析が可能である。この時期においては、キチンの生産を無視することができるので、非生体キチンの微生物作用による分解様式を指数曲線に回帰させた結果、次の式を得た。

$$\log Y = 2.65e^{-0.072t} - 1.61 \quad (19)$$

ここに、 Y は水中における非生体キチン粒子の現存量 ($g\ C/m^2$)、 t は8月22日以降の日数である。キチン分解速度は、キチン現存量変化の式 (19) を微分した式で表わされる。

$$dY/dt = -0.072 \times 2.65e^{-0.072t} \times e^{(2.65e^{-0.072t} - 1.61)} \quad (20)$$

この式 (20) から、湖岸帯におけるキチンの回転時間を算出した結果 (表4)、キチン分解速度が最大となる8月22日において5日、水温が低下した10月9日においては217日であることが判明した。

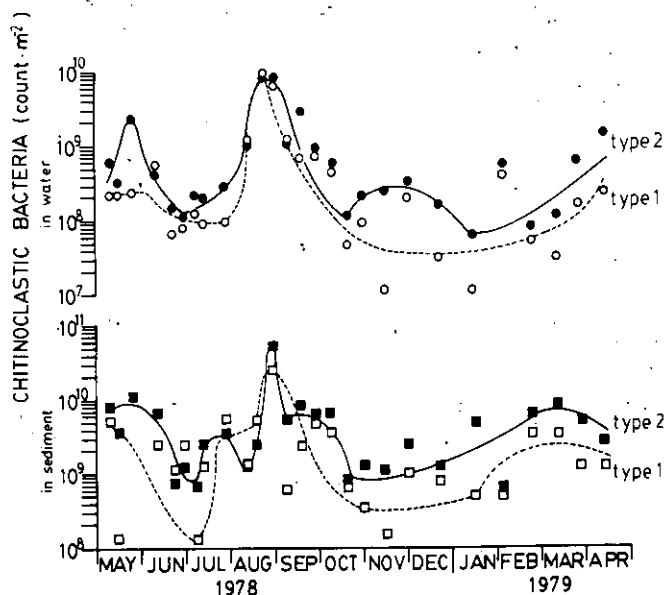


図 45 キチン分解細菌の季節変動¹²⁾
 Fig. 45 Seasonal fluctuation of the population density of chitinoclastic bacteria in the lake water and the sediment ooze¹²⁾

表 4 高浜入湖岸帯におけるキチンの回転速度¹²⁾

Table 4. Turnover time of chitin in lake water of the waterchestnut ecosystem

| DATE | August 22 | August 31. | September 8 | September 18 | September 28 | October 9 |
|-----------------------|-----------|------------|-------------|--------------|--------------|-----------|
| t (days) | 0 | 9 | 17 | 27 | 37 | 48 |
| Y*(g ⁻² m) | 2.830 | 0.799 | 0.463 | 0.292 | 0.240 | 0.217 |
| dY/dt** | 0.540 | 0.080 | 0.024 | 0.008 | 0.003 | 0.001 |
| T.T.*** | 5.42 | 9.99 | 18.17 | 36.50 | 80.00 | 217.00 |

$$*Y = e^{2.65} e^{-0.072t-1.65}$$

$$**dY/dt = -0.072 \times 2.65 e^{-0.072t} \times e^{(2.65 e^{-0.072t}-1.61)}$$

***T.T.: Turnover Time

ここに得られた富栄養型の代表である霞ヶ浦における最大キチン分解速度は、海洋の沿岸環境の中栄養型水塊中における分解速度の約20倍にも相当しているが、その他の時期における分解速度は、ほぼ同程度とみなすことができる。この解析結果は、キチンの微生物作用による分解は、温度の他に他の栄養源供給が重要な律速要因となり得ることを示唆している。

したがって、生化学的にはセルロースと同様に、やや分解されにくいとされているキチンも、主にキチン分解細菌の作用を受けて分解され、定常振動を繰り返しながら、分解が間に合わなかった生産過剰のみを湖底に蓄積している。キチンの湖水中における数理解析の結果、セルロースの場合とはほぼ同様に、約1年の周期を有する定常平衡の状態にあることが明らかになった。しかし、近年生産過剰の割合が富栄養化の進行に比例して増加しているようである。したがって、セルロースの場合と同様に、分解が遅いキチンは湖底堆積物中に堆積することによって、水塊から栄養物質を除去する作用を行って、富栄養化の進行防止に役立っている。しかし、この過程は、長期的にみれば湖の堆積速度を加速して、霞ヶ浦の湿原への遷移を速めていることになる。

3. 結 語

現存の霞ヶ浦には、多量の栄養が流入して、湖は富栄養化の極相に達している。特に湖岸帯においては、生産者はセルロースを、また、消費者はキチンなどの化合物をより多量に生産するようになっている。これらの有機物は湖に生息する生物群集が生合成しうる物質のうちでも、生化学的に分解しにくいものである。したがって、生産速度に追付かなくなった分解速度のために、湖底堆積物中に堆積していくセルロースやキチンは、富栄養化の進行に比例してその量を増加している。このように、富栄養化の極相に達した水塊中の生物群集は、湖水中の栄養物質を底質中に除去する目的に適したもので構成されていて、自らの働きで水塊中の生態系保全に勤めていることになる。この富栄養化に対する望ましい負のフィードバック⁴は、短期的なスケールでの保全には極めて有効であるが、長期的には湖の堆積速度を加速して霞ヶ浦の湿原化を促進させるかも知れない。

引用文献

- 1) Kuroiwa, K., Y. Ogawa, H. Seki and S. Ichimura (1979) : Dynamics of dissolved oxygen in a hypereutrophic lake : Lake Kasumigaura, Japan. *WASP*, 12, 255-264.
- 2) Matsuo, S., H. Yamamoto, H. Nakano and H. Seki (1979) : Impact of nutrient enrichment in a waterchestnut ecosystem at Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, III. Degradation of waterchestnut. *WASP*, 12, 511-517.
- 3) Nakano, H. and H. Seki (1981) : Impact of nutrient enrichment in a waterchestnut ecosystem at Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, Japan. V. Dynamics of the organic debris. *WASP*, 14, 215-227.
- 4) Seki, H. (1980) : Enrichment of the Pacific waters and steady-state oscillation of uptake kinetics by microorganisms. *Proc. 14th Pacific Science Congress, Khabarovsk, USSR. in press.*
- 5) Seki, H. and Y. Takahara (1979) : Effect of nutrient inflow on the bacterial flora in the River Sakuragawa, Japan. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 64, 417-424.
- 6) Seki, H., Y. Hara and S. Ichimura (1979a) : Impact of nutrient transfer into a water system of River Sakuragawa, Japan. *Arch. Hydrobiol.*, 85, 291-301.
- 7) Seki, H., M. Takahashi and S. Ichimura (1979b) : Impact of nutrient enrichment in a waterchestnut ecosystem at Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, Japan. I. Nutrient influx and phytoplankton bloom. *WASP*, 12, 383-391.
- 8) Seki, H., M. Takahashi, Y. Hara and S. Ichimura (1980) : Dynamics of dissolved oxygen during algal bloom in Lake Kasumigaura, Japan. *Water Res.*, 14, 179-183.
- 9) Seki, H., and H. Nakano (1981) : Production of bacterioplankton with special reference to dynamics of dissolved organic matter in a hypereutrophic lake. *Kieler Meeresforschungen, Special volume. in press.*
- 10) Seki, H., H. Ozawa and S. Ichimura (1981) : Temperature dependence of filament length of *Anabaena rpiroides Klebahn var. Crassa* Lemm. in preparation.
- 11) Tsuchiya, T. and H. Iwaki (1979) : Impact of nutrient enrichment in a waterchestnut ecosystem at Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, Japan. II. Role of waterchestnut in primary productivity and nutrient uptake. *WASP*, 12, 503-510.
- 12) Yamamoto, H. and H. Seki (1979) : Impact of nutrient enrichment in a waterchestnut ecosystem at Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, Japan. IV. Population dynamics of secondary producers as indicated by chitin. *WASP*, 12, 519-527.

霞ヶ浦の水生植物のフロラ、植被面積および現存量
—— 特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について ——

桜井 善雄¹

Changes of flora, vegetation area and biomass of aquatic plants
in the recent progress of eutrophication in
Lake Kasumigaura

Yoshio SAKURAI¹

Abstract

Remarkable changes in the species composition and communities of aquatic plants in the recent progress of eutrophication in Lake Kasumigaura were described. The environments for aquatic plants were different in subdivisions of the lake, called sub-basin I, II, and III. The sub-basins II and III, which receive inputs from polluted rivers, are more progressing in eutrophication than sub-basin I including the lake centre.

1) Sixty two species of aquatic plants belonging to 23 families were found. Many species of submerged plants, formerly reported from this lake, had disappeared. Average number of the submerged species was small in highly eutrophic sub-basins II and III. Markedly decreasing plants in the most eutrophic sub-basin III were as follows: *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. Maackianus*, *P. oxyphyllus*, *P. pusillus*, *P. gramineus* v. *gramineus*, *Hydrilla verticillata*, *Vallisneria denseserrulata*, *V. gigantea*, and *Ceratophyllum demersum*. Three species, *Potamogeton malaianus*, *P. crispus* and *Myriophyllum spicatum*, were dominant in every region of this lake.

2) Dominant species of three life forms in Lake Kasumigaura in 1978 were as follows:

Emerged plants: *Phragmites communis*, *Zizania latifolia*, *Typha angustifolia*,

Floating-leaved plants: *Trapa* spp. (*T. bispinosa* v. *linumai*, *T. incisa*, *T. natans* v. *japonica*, and intermediate type), *Nymphoides peltata*.

Submerged plants: *Potamogeton malaianus*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*, *Vallisneria gigantea*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*.

3) Vegetation map of three life forms was made. A total area of vegetation was 7.47km², consisting of 3.02km² for emerged plants, 0.80 km² for floating-leaved

1. 信州大学繊維学部生態学研究室 〒386 上田市常田3-15-1
Laboratory of Applied Ecology, Faculty of Textile Science and Technology, Shinshu University,
Ueda, Nagano 386, Japan.

plants, and 3.64km² for submerged plants.

4) Average width of aquatic plant zone was 61.5m. The width of floating-leaved zone was greatest in the most eutrophic sub-basin III, but the submerged plant zone was narrowest in this sub-dasin.

5) Compared with the vegetation area in 1972, the area for total species decreased to 62.1% in 1978. As for each life form, it decreased to 71.5% for emerged plants and 48.7% for submerged plants but increased to 252% for floating-leaved plants.

6) Biomass of aquatic plants in Lake Kasumigaura was 3,974 tons (dry weight) for the three life forms in 1978, being composed of 3,508 tons for emerged plants, 127 tons for floating-leaved plants and 339 tons for submerged plants. The biomass of emerged plants in 1978 decreased to 63.6% of that in 1972, but those of floatingleaved and submerged plants increased to 278% and 157%, respectively.

7) The schemes for the conservation of aquatic plant communities of Lake Kasumigaura were proposed.

1. はじめに

湖沼の沿岸帯に発達する水生植物群落は、湖の生物群集や水産資源の保護あるいは水質や湖岸の景観などの保全の面で、重要な役割を果たしていることはいうまでもない。霞ヶ浦は、本邦の平地に存在する湖沼の中でも、湖岸の水生植物群落が比較的良く発達し、かつ保存されている湖の一つである。この報告では、霞ヶ浦水系の最大の湖盆である西浦について、現存する水生植物のフロラ、優占種、群落の分布、植被面積、現存量ならびに近年におけるそれらの変化の傾向などについて、この湖の総合的保全対策のための基礎資料を得る目的でおこなった生態学的な調査・研究の結果を記載する。

この調査・研究は、1972年から継続されており、その調査結果の一部はすでに報告されている¹⁾が、その後も霞ヶ浦の富栄養化が進行して、夏季における *Microcystis* sp. を主とする“水の華”の発生が著しくなり、水生植物にもこのような湖内環境の変化の影響がみられるようになった。したがって、この報告では、最も新しい1978年および1979年の調査結果にもとづいて、この湖の水生植物の現状を記載するとともに、過去の調査報告および1972年に筆者らがおこなった調査結果と対比することによって、湖沼の著しい富栄養化に伴う水生植物の変化の過程についても考察をおこなう。

この調査・研究の遂行に当っては、建設省霞ヶ浦工事事務所および国立公害研究所から、多方面にわたるご支援をいただいた。起草に当たり、これらの機関に対して深く感謝の意を表すものである。また霞ヶ浦の現地における調査活動については、筆者の研究室に在籍した長島栄二、深川正己、吉沢清晴、大塚真澄、および小湊敏二らの諸氏に協力願った。記して深謝の意を表す。

2. 霞ヶ浦の水生植物のフロラ

2-1 調査の時期および方法

水生植物のフロラの調査は、1978および1979年の8月から9月におこなった。調査地点は、全長120kmを越える湖岸線全体をカバーすることは不可能なので、自動車でも湖岸を走り、2~3kmごとにゴムボートを降して、80数か所について植生の調査をおこなった。調査場所は、霞ヶ浦の湖岸を主としたが、これに直接連絡している水路、水田、ハス田、および北利根川、小野川等の湖に接する河岸の一部も含めた。

浮葉植物および沈水植物の採取には、かえし爪をもった小形の四ツ又の鉤に3m(1mずつ脱着可能)の柄をつけた水草採取器を用い、見落しのないようにつとめた。採取または生育を確認した植物の種については、すべて生育地における生育状況を示す写真と標本写真を撮影し、必要なものは標本を作成した。このような写真は、すでに刊行された「霞ヶ浦の生物」²⁾に収録されており、また標本は信州大学繊維学部生態学研究室に保存されている。

2-2 霞ヶ浦の水生植物のフロラ

1978年および'79年に確認した西浦の水生植物のフロラを表1に示した。霞ヶ浦の水生植物のフロラについては、すでに黒田³⁾、茨城県⁴⁾、山内・靱山⁵⁾、桜井ら¹⁾による報告がある。これらの調査のすべてが、同一範囲の水域について同じ目的でおこなわれたものではないので、厳密にこの水域のフロラの変遷を比較検討するためには適当ではないが、最近の調査結果との対比に便利るように、まとめて表1に収録した。

表1のように、現在霞ヶ浦に生育することが確認された水生植物は、23科、62種となり、本邦の湖沼としてはかなり豊かなフロラを有することがわかる。これらを生活型別に分ければ、抽水植物12種、浮葉植物9種、沈水植物18種、浮漂植物4種、および湿生植物19種となる。浮漂植物および湿生植物の中には、霞ヶ浦の周囲のハス田や水田の雑草と共通の種が多い。

筆者ら¹⁾が、今回と同じようにして、1972年に調査したフロラと比較すると、1978、'79年には、イバラモ、アイノコヒルムシロ、およびシヤジクモは見出されていないが、湿生植物に属する多くの種が増えている。後者が追加されたのは、前述のように、調査範囲を湖中だけでなく、関連した水路や、水田、ハス田などにも拡大したためである。

最近の霞ヶ浦の水生植物のフロラを過去の記録と比較する場合、すでに述べたように、調査水域の範囲、目的、方法などがちがうので、詳しい考察はさげなければならない。しかし、山内・靱山⁵⁾によるヒルムシロ属を主とした報告は別としても、黒田³⁾(1899)および茨城県⁴⁾(1958)の報告に比較して、湿生植物を除いたいわば真の水生植物のみについてみるならば、霞ヶ浦の水生植物のフロラが、近年かなり貧しくなったことは否めないようである。生活型別にみると、沈水植物に特にその傾向が著しい。これは、近年、霞ヶ浦で急速に進んだ湖岸の改修工事や湖底の浚渫とともに、後にも述べるような、湖水の富栄養化の進行に伴う透明度の低下が大きな原因と考えられ

表 1 霞ヶ浦の水生植物のフロラ
Table 1 Flora of aquatic plants in Lake Kasumigaura

| 植 物 名 | 本報告の 確認種 (1978, 79) | 過 去 の 報 告 | | | |
|--|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| | | 黒田 ³⁾ (1899) | 茨城県 ⁴⁾ (1958) | 山内・稲山 ⁵⁾ (1971) | 桜井他 ¹⁾ (1972) |
| DICOTYLEDONEAE 双子葉植物 | | | | | |
| COMPOSITAE | キ ク 科 | | | | |
| <i>Eclipta prostrata</i> | タカサブロウ | + | - | - | - |
| LENTIBULARIACEAE | タヌキモ科 | | | | |
| <i>Utricularia intermedia</i> | コタヌキモ | - | + | - | - |
| <i>U. vulgaris</i> v. <i>japonica</i> | タヌキモ | - | + | - | - |
| PEDALIACEAE | ゴマ科 | | | | |
| <i>Trapella sinensis</i> v. <i>antennifera</i> | ヒシモド | - | - | + | - |
| SCROPHULARIACEAE | ゴマノハグサ科 | | | | |
| <i>Lindernia pyxidaria</i> | アゼナ | + | - | - | - |
| <i>Limnophila sessiliflora</i> | キンクモ | + | + | + | - |
| GENTIANACEAE | リンドウ科 | | | | |
| <i>Nymphoides peltata</i> | アザガ | + | + | + | + |
| <i>N. indica</i> | ガガブタ | + | + | + | + |
| UMBELLIFERAE | セリ科 | | | | |
| <i>Oenanthe javanica</i> | セリ | + | - | - | - |
| HALORAGACEAE | アリノトウグサ科 | | | | |
| <i>Myriophyllum spicatum</i> | ホザキノフサモ | + | + | + | + |
| <i>M. brasiliense</i> | オオフサモ | + | - | - | - |
| <i>M. verticillatum</i> | フサモ | - | + | + | - |
| <i>M. ussuriense</i> | タチモ | - | + | + | - |
| TRAPACEAE | ヒシ科 | | | | |
| <i>Trapa bispinosa</i> v. <i>Iinumai</i> | ヒシ | + | - | + | + |
| <i>T. natans</i> v. <i>japonica</i> | オニビシ | + | - | - | + |
| <i>T. incisa</i> | ヒメビシ | + | + | + | + |
| <i>Trapa</i> sp. (intermediate type) | ヒシ腐(中間型) | + | - | - | + |
| LYTHRACEAE | ミソハギ科 | | | | |
| <i>Rotala indica</i> | キカシグサ | + | - | - | - |
| <i>R. Hippuris</i> | ミズスギナ | - | - | + | - |
| DROSERACEAE | モウセンゴケ科 | | | | |
| <i>Aldrovanda vesiculosa</i> | ムジナ | - | + | + | - |
| RANUNCULACEAE | キンボウゲ科 | | | | |
| <i>Batrachium nipponicum</i> v. <i>major</i> | バイカ | - | - | + | - |
| <i>B. kazusensis</i> | ヒメバイガ | - | - | + | - |

表 1 (つづき)
Table 1 (continued)

| 植 物 名 | 本 報 告 の 確 認 種 | 過 去 の 報 告 | | | |
|---|------------------|-----------------------------|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|
| | | 黒 山 ³⁾ (1899) | 茨 城 県 ⁴⁾ (1958) | 山 内・稗 山 ⁵⁾ (1971) | 桜 井 他 ¹⁾ (1972) |
| CERATOPHYLLACEAE | マ ツ モ 科 | | | | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | マ ツ モ | + | + | + | + |
| <i>C. demersum</i> v. <i>quadrispinum</i> | ヨツバリキンギョモ | - | - | + | - |
| NYPHAEACEAE | ス イ レ ン 科 | | | | |
| <i>Nelumbo nucifera</i> | ハ ツ ジ グ サ | + | - | + | + |
| <i>Nymphaea tetragona</i> | ヒ ツ ジ グ サ | - | + | + | - |
| <i>Nuphar japonicum</i> | コ ウ ホ ネ | + | + | + | + |
| <i>Euryale ferox</i> | オ ニ バ ス | + | - | + | + |
| <i>Brasenia Schreberi</i> | ジュンサイ | - | + | + | - |
| <i>Cabomba caloriniana</i> | フサジュンサイ | + | - | + | + |
| MONOCOTYLEDONEAE | | | | | |
| 単 子 葉 植 物 | | | | | |
| PONTERIACEAE | ミ ズ ア オ イ 科 | | | | |
| <i>Monochoria Korsakowii</i> | ミ ズ ア オ イ | + | + | + | - |
| <i>M. vaginalis</i> v. <i>plantaginea</i> | コ ナ ギ | + | + | + | + |
| COMMELINACEAE | ツ ユ ク サ 科 | | | | |
| <i>Murdannia Keisak</i> | イ ボ ク サ | + | - | + | - |
| LEMNACEAE | ウ キ ク サ 科 | | | | |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | ウ キ ク サ | + | + | + | + |
| <i>Lemna paucicostata</i> | ア オ ウ キ グ サ | + | - | - | - |
| <i>L. trisulca</i> | ヒ ン ジ モ | - | + | + | - |
| CYPERACEAE | カ ヤ ツ リ グ サ 科 | | | | |
| <i>Scirpus juncooides</i> | ホ タ ル イ | + | - | - | - |
| <i>S. triquetra</i> | サ ン ガ ク イ | + | - | - | - |
| <i>S. lacustris</i> subsp. <i>creber</i> | フ ト イ | + | + | + | - |
| <i>Eleocharis acicularis</i> forma <i>longiseta</i> | マ ツ バ イ | + | - | - | - |
| <i>E. Wichurii</i> forma <i>Tsurumachii</i> | カ ド ハ リ イ | - | - | + | - |
| <i>E. mamillata</i> | ヌ マ ハ リ イ | - | + | + | - |
| <i>E. Kuroguwai</i> | ク ロ グ ワ イ | - | + | + | - |
| <i>Fimbristylis aestivalis</i> | コ ア セ テ ン ツ キ | + | - | - | - |
| <i>F. littoralis</i> | ヒ デ リ コ | + | - | - | - |
| <i>Cyperus difformis</i> | タ マ ガ ヤ ツ リ | + | - | - | - |
| <i>C. serotinus</i> | ミ ズ ガ ヤ ツ リ | + | - | - | - |
| GRAMINEAE | イ ネ 科 | | | | |
| <i>Anundo Donax</i> | ダ ン チ ク | + | - | - | - |
| <i>Phragmites communis</i> | ヨ シ | + | + | + | + |

表 1 (つづき)
Table 1 (continued)

| 植 物 名 | 本 報 告 の 確 認 種 | 過 去 の 報 告 | | | |
|-----------------------------------|--------------------|---------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|
| | | 黒 山 ³⁾ (1978, 79) | 茨 城 県 ⁴⁾ (1958) | 山 内・羽 山 ⁵⁾ (1971) | 桜 井 他 ¹⁾ (1972) |
| GRAMINEAE (continued) | イ ネ 科 (つづき) | | | | |
| <i>Leersia japonica</i> | ア シ カ キ | + | - | - | - |
| <i>Zizania latifolia</i> | マ コ モ | + | + | + | + |
| <i>Paspalum distinchum</i> | キシウズズメノヒエ | + | - | - | - |
| HYDROCHARITACEAE | ト チ カ ガ ミ 科 | | | | |
| <i>Hydrilla verticillata</i> | ク ロ モ | + | + | + | + |
| <i>Elodea Nuttallii</i> | コ カ ナ ダ | + | - | - | - |
| <i>Egeria densa</i> | オ オ カ ナ ダ | + | - | + | + |
| <i>Vallisneria denseserrulata</i> | コ ウ ガ イ | + | - | + | + |
| <i>V. gigantea</i> | セ キ シ ョ ウ | + | + | + | + |
| <i>V. gigantea v. biwaensis</i> | ネ ジ レ | + | - | - | - |
| <i>Blyxa japonica</i> | ヤ ナ ギ ス ブ タ | - | - | + | - |
| <i>B. echinosperma</i> | ス ブ タ | - | + | - | - |
| <i>B. Shimadai</i> | ナ ガ ヒ ゲ ス ブ タ | - | - | + | - |
| <i>Hydrocharis dubia</i> | ト チ カ ガ ミ | + | + | + | + |
| <i>Ottalia japonica</i> | ミズ オ オ バ コ | - | + | + | - |
| ALISMATACEAE | オ モ ダ カ 科 | | | | |
| <i>Alisma canaliculatum</i> | ヘ ラ オ モ ダ カ | - | + | + | - |
| <i>Caldesia parnassifolia</i> | マルバオモダカ | - | + | + | - |
| <i>Sagittaria pygmaea</i> | ウ リ カ ワ | + | + | + | - |
| <i>S. trifolia</i> | オ モ ダ カ | + | - | + | + |
| NAJADACEAE | イ バ ラ モ 科 | | | | |
| <i>Najas marina</i> | イ バ ラ モ | - | + | + | + |
| <i>N. minor</i> | ト リ ゲ モ | + | + | + | - |
| <i>N. foveolata</i> | ヒ ロ ハ ト リ ゲ | - | - | + | - |
| <i>N. ancistrocarpa</i> | ム サ シ | - | - | + | - |
| <i>N. japonica</i> | イ ト ト リ ゲ | - | - | + | - |
| POTAMOGETONACEAE | ヒ ル ム シ ロ 科 | | | | |
| <i>Potamogeton distinctus</i> | ヒ ル ム シ ロ | + | + | + | - |
| <i>P. gramineus v. gramineus</i> | サ サ エ ビ | + | - | - | + |
| <i>P. octandrum v. Miduhikimo</i> | ミズヒキモ | - | + | + | - |
| <i>P. perfoliatus</i> | ヒロハノエビモ | + | + | + | + |
| <i>P. dentatus</i> | ガ シ ャ | - | - | + | - |
| <i>P. malaianus</i> | サ サ バ | + | + | + | + |

表 1 (つづき)
Table I (continued)

| 植 物 名 | 本報告の 確認種 (1978, 79) | 過 去 の 報 告 | | | |
|---|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| | | 黒川 ³⁾ (1899) | 茨城県 ⁴⁾ (1958) | 山内・羽山 ⁵⁾ (1971) | 桜井他 ¹⁾ (1972) |
| POTAMOGETONACEAE (continued) ヒルムシロ科(つづき) | | | | | |
| <i>P. crispus</i> | エ ビ モ | + | + | + | + |
| <i>P. oxyphyllus</i> | ヤ ナ ギ モ | + | + | - | - |
| <i>P. pusillus</i> | イ ト モ | + | + | + | + |
| <i>P. Maackianus</i> | セ ン ニ ン モ | + | + | + | + |
| <i>P. pectinatus</i> | リュウノヒゲモ | + | + | + | + |
| <i>P. malainoides</i> | アイノコヒルムシロ | - | - | - | + |
| <i>P. biwaensis</i> | サンネンモ | - | - | - | + |
| <i>P. compressus</i> | エゾヤナギモ | - | - | + | - |
| <i>P. anguillanus</i> | オオササエビモ | - | - | - | + |
| <i>P. nakamurai</i> | イ サ リ モ | - | - | - | + |
| SPARGANIACEAE ミ ク リ 科 | | | | | |
| <i>Sparganium erectum</i> | ミ ク リ | + | - | - | - |
| TYPHACEAE ガ マ 科 | | | | | |
| <i>Typha latifolia</i> | ガ マ | + | + | + | - |
| <i>T. orientalis</i> | コ ガ マ | + | - | - | - |
| <i>T. angustifolia</i> | ヒ メ ガ マ | + | - | + | + |
| PTERIDOPHYTA シダ植物 | | | | | |
| PARKERIACEAE ミズワラビ科 | | | | | |
| <i>Ceratopteris thalictroides</i> | ミズワラビ | + | - | + | - |
| MARSILEACEAE デンジソウ科 | | | | | |
| <i>Marsilea quadrifolia</i> | デンジソウ | - | + | + | - |
| SALVINIACEAE サンショウモ科 | | | | | |
| <i>Salvinia natans</i> | サンショウモ | - | + | + | - |
| <i>Azolla imbricata</i> | アカウキクサ | - | + | + | - |
| <i>A. japonica</i> | オオアカウキクサ | + | - | - | - |
| BRYOPHYTA コケ植物 | | | | | |
| RICCIACEAE ウキゴケ科 | | | | | |
| <i>Ricciocarpus natans</i> | ウキゴケ | + | - | - | - |
| CHAROPHYTA 車軸藻植物 | | | | | |
| CHARACEAE シャジクモ科 | | | | | |
| <i>Chara brawnii</i> | シャジクモ | - | + | + | + |
| <i>C. globularis</i> | カタシャジクモ | - | - | + | - |
| <i>C. corallina</i> | オオシャジクモ | - | + | + | - |
| <i>Nitella hyalina</i> | オトメフラスモ | - | - | + | - |
| <i>Nitella</i> | フラスモ | - | + | - | - |
| <i>Nitella</i> | タチフラスモ | - | + | - | - |

る。

一方、過去に報告がなく、今回の調査で始めて記録された種としては、水田、ハス田、水路などを主な生育場所とする湿生植物を除けば、抽水植物ではダンチク、ミクリ、コガマ、オオフサモ、浮葉植物ではオニビシ、ヒシ属中間型、沈水植物ではコカナダモおよびネジレモ、浮漂植物ではアオウキグサ、オオアカウキグサ、およびイチョウウキゴケがあげられる。これらのうち、抽水植物および沈水植物に属する種は、現在のところ分布はきわめて限られているが、ヒシ属の2種は、現在の西浦の浮葉植物の中で最大の現存量を占める優占種となっている。またコカナダモとオオフサモは、近年わが国の西南部から次第にその分布域を拡大しつつある帰化植物である。これらについては、後(4-4)に述べる。

3. 水生植物群落の種組成、優占種、ならびに湖内におけるそれらの地域差

3-1 調査の時期と方法

1978年の8月と9月に、霞ヶ浦と北利根川の一部について、湖岸線のおよそ2~3kmおきに1地点ずつ、合計55地点について、水生植物群落の種組成を調査した。調査方法は、各地点で、湖岸線から直角に湖内に向けて伸びる幅約30mの帯を想定し、その中に出現する水生植物の種の分布、被度、出現頻度、生育する水深などを測定、記録した。調査地点は、図1に示したように、霞ヶ浦の湖岸を右岸(NR)、左岸(NL)、および中岸(NM)に分け、それぞれの湖岸線の基点からの距離で示した。また植生の被度は、表2の階級によって表わした。

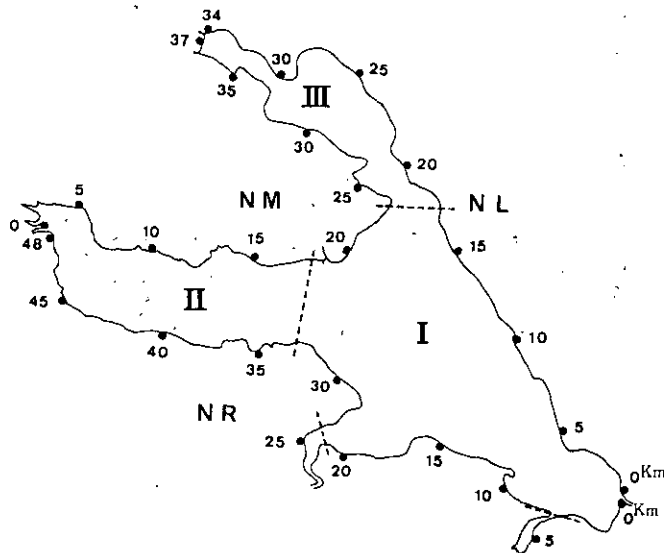


図 1 霞ヶ浦湖岸線の距離標と3つの副湖盆の区分

Fig. 1 Distance posts of shore line and three sub-basins of Lake Kasumigaura

表 2 被度の階級
Table 2 Coverage class

| 被 度 階 級 | 被 度 (%) | 階 級 値 |
|---------|----------|-------|
| 4 | 76 ~ 100 | 4 |
| 3 | 51 ~ 75 | 3 |
| 2 | 26 ~ 50 | 2 |
| 1 | 6 ~ 25 | 1 |
| 1' | 1 ~ 5 | 0.2 |
| + | 1 以下 | 0.04 |

3-2 水生植物群落の種組成とその湖内における地域差

1978年における霞ヶ浦の水生植物群落の種組成に関する調査結果を表3に示した。この表の中には、湖岸線より外側で見出された湿生植物および他の水域から吹送されて来た可能性も考えられる浮漂植物は含まれていない。

表3から、1つの調査地点当りの出現種数をまとめると図2のようになる。すなわち、各調査地点の出現種数はかなり不均一であり、3種の水生植物を見る場所が最も多い。しかし、6種以上の植物を見出した地点が全体の50%あり、水生植物のフロアの豊かな湖岸が、まだかなり残っていることを示している。

霞ヶ浦の湖盆を、その特性から、図1に示したように、最も大きい主湖盆Ⅰと2つの副湖盆、すなわち土浦の入江を含む副湖盆Ⅱと高浜入りを含む副湖盆Ⅲに分け、上記の調査結果を、それぞれの調査地点が属する湖盆ごとにとまとめて、出現する水生植物の種類を生活型別に整理すると、表4のような興味ある傾向を知ることができる。なおこの場合、湖盆区分Ⅰに属する新利根川および小野川の河口の入江は、主湖盆の広い開水域に面する湖岸とは環境条件が異なるので、除外してある。

すなわち、表4をみれば、湖盆ⅠからⅢに向って、明らかに出現種類の減少が認められ、このよ

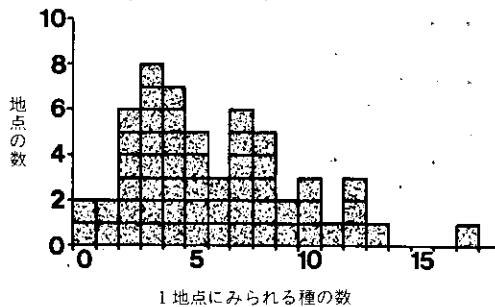


図 2 霞ヶ浦の55調査地点における出現種数の頻度分布
Fig.2 Frequency distribution of the number of species found in 55 investigation sites of Lake Kasumigaura

表 3 霞ヶ浦の水生植物群落の種組成

Table 3 Species composition of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura

| 調査地点番号 | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | |
|------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|------|
| 位置(距離標)* | | NR 0.2 | NR 0.7 | NR 1.0 | NR 2.3 | NR 6.0 | NR 6.6 | NR 7.5 | NR 10.3 | NR 10.8 | NR 14.7 | NR 19.0 | NR 23.5 | NR 28.4 | NR 31.3 | NR 33.5 | NR 38.0 | NR 42.2 | NR 46.0 | NM 3.6 | NM 4.5 | NM 8.0 | NM 11.4 | NM 14.8 | NM 13.0 | NM 20.2 | |
| 調査年日(1978) | | 8/25 | 8/25 | 8/25 | 8/26 | 8/26 | 8/26 | 8/26 | 8/25 | 8/25 | 9/8 | 9/8 | 9/8 | 9/8 | 9/8 | 9/8 | 9/8 | 9/10 | 9/10 | 9/22 | 9/22 | 9/22 | 9/22 | 9/22 | 9/22 | 9/22 | 8/28 |
| 分布最大水深(m) | | 1.0 | 1.0 | 1.2 | 0.8 | | 0.7 | 0.4 | 1.0 | 1.2 | 0.6 | 0.6 | 0.5 | 1.0 | 0.5 | 0.6 | 0.5 | 0.6 | 0.5 | | 0.6 | 0.7 | 0.6 | | | 1.5 | |
| 抽水植物(E) | ヨシ | 1** | + | ● | ● | 3 | 2 | 4 | 1 | 2 | ● | 4 | 2 | ● | 1 | 1 | 2 | 4 | + | 3 | 4 | 4 | 1 | 4 | + | 3 | |
| | マコモ | 2 | 1 | ● | ● | 3 | 2 | 1 | ● | 2 | + | ● | 2 | ● | 3 | ● | 1 | ● | ● | 2 | 1 | ● | 3 | ● | + | 3 | |
| | ヒメギマ | 4 | 4 | ● | 4 | + | 2 | ● | 4 | 1 | + | ● | 2 | ● | ● | 4 | 2 | 1 | ● | 2 | ● | ● | ● | ● | ● | + | |
| | ハス | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | コホネ | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | フクロクミ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| 浮葉植物(F) | ヒシ | ● | ● | ● | ● | ● | 4 | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | オニシ | ● | ● | 4 | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | ヒメシ | ● | + | 1 | ● | ● | ● | ● | + | 4 | ● | ● | 2 | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | ヒシ中間型 | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | 3 | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | アサザ | 4 | 4 | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | 4 | + | ● | ● | ● | ● | ● |
| | ガブタ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| 沈水植物(S) | ヒルムシロ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | トチカガミ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | 1 | ● | ● | ● | ● |
| | オニバス | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | ササバ | 3 | 1' | ● | 2 | ● | ● | ● | 1 | ● | ● | 2 | ● | + | 3 | 2 | 3 | 3 | 2 | ● | ● | 1 | 1 | 2 | ● | 3 | 3 |
| | リュウノヒゲ | 1' | + | ● | 3 | ● | ● | ● | + | ● | + | + | ● | ● | 1 | 1 | + | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | + | 1 | 1 |
| | ヒロハノエビ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | ● | ● | + | + | + | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | + | + | + |
| | センニン | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | + | + | + | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | + | + | + |
| | エビ | ● | ● | ● | + | ● | + | + | ● | ● | ● | 1 | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | ヤナギ | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | イト | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| | ササエ | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | ● | ● | + | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | + | 1 | 1 |
| | ホザキノ | + | ● | ● | 1 | ● | ● | + | ● | + | ● | + | ● | ● | + | 2 | + | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | + | + | + |
| クロ | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | + | ● | + | ● | ● | ● | + | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | |
| カナダ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | |
| オオカナダ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | 2 | ● | 3 | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | |
| コウガイ | 3 | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | |
| セキショウ | ● | ● | ● | + | ● | ● | 4 | ● | + | ● | ● | ● | 1 | + | 1 | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | 1' | |
| ネジレ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | |
| マツ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | 2 | + | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | + | + | + | + | + | |
| トリゲ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | |
| フサジュンサイ | ● | ● | ● | ● | + | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● | |
| EFS | 8 | 7 | 2 | 8 | 3 | 6 | 4 | 9 | 7 | 12 | 5 | 9 | 1 | 10 | 10 | 12 | 5 | 3 | 3 | 4 | 2 | 11 | 7 | 2 | 8 | 8 | |
| FS | 5 | 4 | 2 | 7 | 0 | 2 | 2 | 7 | 4 | 9 | 4 | 6 | 1 | 8 | 8 | 9 | 3 | 2 | 0 | 2 | 1 | 9 | 6 | 0 | 5 | 5 | |
| S | 4 | 2 | 0 | 7 | 0 | 1 | 2 | 5 | 2 | 8 | 4 | 3 | 1 | 7 | 8 | 8 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 7 | 6 | 0 | 5 | 5 | |

注: * 湖岸の距離標については図1に示した。
 ** 表中の数字は被度階級(表2)を示す。

表 4 霞ヶ浦の3つの湖盆の調査地点における水生植物の平均出現種数
 Table 4 Average number of species of aquatic plant found in the investigation sites of three sub-basins of Lake Kasumigaura

| 湖盆の区分 | 調査地点数 | 全生活型 | 抽水植物 | 浮葉植物 | 沈水植物 |
|-------|-------|------|------|------|------|
| I | 20 | 6.70 | 1.05 | 1.70 | 3.95 |
| II | 10 | 5.70 | 0.70 | 1.70 | 3.30 |
| III | 14 | 4.43 | 0.71 | 1.86 | 1.86 |

表 5 霞ヶ浦の3つの湖盆における水生植物の種の出現頻度*
 Table 5 Frequency of appearance of aquatic plant species in three sub-basins of Lake Kasumigaura

| 湖盆 | | I | II | III |
|---------|---------|------|------|------|
| 生活型と種 | | | | |
| 抽水植物 | ヨ シ | 0.62 | 1.00 | 0.79 |
| | マ コ モ | 0.48 | 0.50 | 0.79 |
| | ヒ メ ガ マ | 0.53 | 0.40 | 0.14 |
| | バ ス | 0 | 0 | 0.07 |
| | フ ト イ | 0.10 | 0 | 0 |
| | ミ グ リ | 0 | 0 | 0.07 |
| 浮葉植物 | ヒ シ | 0.15 | 0.10 | 0.07 |
| | オ ニ ビ シ | 0.10 | 0 | 0 |
| | ヒ メ ビ シ | 0.30 | 0 | 0.07 |
| | ヒシ中間型I | 0 | 0.10 | 0.29 |
| | ヒシ属合計 | 0.40 | 0.20 | 0.43 |
| | ア サ ザ | 0.25 | 0.20 | 0 |
| | ガ ガ ブ タ | 0 | 0.10 | 0 |
| | ヒルムシロ | 0.20 | 0.20 | 0 |
| | トチカガミ | 0 | 0.10 | 0.14 |
| オ ニ バ ス | 0 | 0 | 0.07 | |
| 沈水植物 | サ サ バ モ | 0.70 | 0.70 | 0.64 |
| | リュウノヒゲモ | 0.55 | 0.40 | 0.07 |
| | ヒロハノエビモ | 0.40 | 0.40 | 0.14 |
| | センニンモ | 0.25 | 0.40 | 0.07 |
| | エ ビ モ | 0.10 | 0.10 | 0.36 |
| | ヤ ナ キ モ | 0.05 | 0 | 0 |
| | イ ト モ | 0.05 | 0.10 | 0 |
| | ササエビモ | 0.30 | 0.20 | 0.07 |
| | ホザキノフサモ | 0.50 | 0.40 | 0.29 |
| | ク ロ モ | 0.20 | 0.20 | 0 |
| | オオカナダモ | 0.05 | 0.10 | 0.10 |
| | コウガイモ | 0.20 | 0 | 0 |
| | セキシウモ | 0.35 | 0.30 | 0.14 |
| | マ ツ モ | 0.25 | 0.10 | 0 |
| | ト リ ゲ モ | 0.05 | 0 | 0 |

注：*各湖盆ごとに、その種がみられた地点の数を全調査地点数で割った値である。

うな減少は、湖水の透明度の低下に最も影響され易い沈水植物の種数の減少によることがわかる。このような3つの湖盆の間で、水生植物の生育期間における湖水のクロロフィル-*a*量および透明度を比較すると、クロロフィル-*a*の量は湖盆Ⅰ<Ⅱ<Ⅲの順に多く、逆に湖水の透明度はⅠ>Ⅱ>Ⅲの順に小さくなる傾向が、最近の測定値⁶⁾から明瞭に指摘できる。

上記のような西浦の3つの湖盆の間における水生植物の出現種数のちがいの内容を、さらに種のレベルで検討するため、表5を作成した。

表5をみると、沈水植物の中で、透明度が低い湖盆Ⅲにおいて特に出現頻度が低い種は、リュウノヒゲモ、ヒロハノエビモ、センニンモ、ヤナギモ、イトモ、ササエビモの如きヒルムシロ属の植物、およびクロモ、コウガイモ、セキショウモ、マツモ、などである。これに対して、ササバモは3つの湖盆の間で出現頻度にほとんど差がなく、ホザキノフサモにも同様の傾向があり、エビモは湖盆Ⅲでかえって出現頻度が高くなっている。これら3つの種は、次節に述べるように、最近における西浦の沈水植物の中で上位3位を占める優占種であり、湖水の富栄養化に対する耐性の強い種とみることができる。国井・生嶋ら⁷⁾も、湖の富栄養化と水生植物との関係を扱ったこれまでの研究報告を論評して、上記のような傾向がみられることを指摘している。

浮葉植物については、表4で出現種数には差がみられなかったが、種ごとみると、富栄養化の著しい湖盆Ⅲでは、ヒシ、アサザ、ヒルムシロなどの出現頻度が小さくなっている。しかし、逆に、ヒシ属の中間型(図6)の出現頻度は著しく高い。抽水植物については、3つの湖盆の間で、他の生活型ほど大きな差はみられないが、ヒメガマは湖盆Ⅲで明らかに出現頻度が低い。このような、浮葉植物および沈水植物の湖盆間における出現頻度のちがいには、湖水の富栄養化以外の要因も関与しているものと考えられる。

3-3 水生植物の優占種と近年における種の優占度の変化

1978年における霞ヶ浦の水生植物群落の種組成に関する調査結果(表3)から、全湖を一括して生活型別に出現種の被度、出現頻度、ならびにこれら2つの測度による積算優占度を算出し、筆者らが1972年8月におこなった同様の調査結果¹⁾と対比すると表6のようになる。

表6を総合すると、近年の霞ヶ浦の沿岸帯における水生植物群落の景観を構成する優占種は、生活型別に次のようになる。

抽水植物：ヨシ、マコモ、ヒメガマ

浮葉植物：ヒシ属(ヒシ、ヒメビシ、オニビシ、中間型)、アサザ

沈水植物：ササバモ、ホザキノフサモ、エビモ、セキショウモ、リュウノヒゲモ、ヒロハノエビモ(これらにつき、センニンモ、ササエビモ、コウガイモ、マツモも優占度が高い)

最近の6年間における変化をみると、出現頻度において、浮葉植物のアサザとヒシ属および沈水植物のリュウノヒゲモ、エビモ、およびマツモには明らかに増加の傾向が、クロモには減少の傾向がみられる。沈水植物の優占種であるササバモ、ホザキノフサモ、ヒロハノエビモ、セキショウモ

表 6 霞ヶ浦における水生植物の種の優占度
Table 6 Dominance of aquatic plant species in Lake Kasumigaura

| 生活型 | 調査年 | | | 1978 | | | 1972**** | | |
|------|-----|----|---|-------|------|----------------------|----------|-----|----------------------|
| | 種 | | | TC* | F** | SDR ₂ *** | TC* | F** | SDR ₂ *** |
| 抽水植物 | ヨ | | シ | 77.28 | 70.9 | 100 | | | |
| | マ | コ | モ | 58.16 | 56.4 | 77.4 | | | |
| | 水 | ヒ | メ | 44.16 | 38.2 | 55.5 | | | |
| | | ハ | ガ | 4.00 | 1.8 | 3.9 | | | |
| | 植 | コ | ウ | ホ | 0.04 | 1.8 | 1.3 | | |
| | フ | ト | イ | 0.08 | 3.6 | 2.6 | | | |
| | 物 | ミ | ク | 0.04 | 1.8 | 1.3 | | | |
| 浮葉植物 | ヒ | | シ | 8.28 | 16.4 | 68.8 | 7.0 | 6 | 85.0 |
| | オ | ニ | ビ | 8.08 | 7.3 | 40.6 | — | — | — |
| | 葉 | ヒ | メ | 11.16 | 14.6 | 69.8 | 1.9 | 2 | 26.2 |
| | | ヒ | シ | 12.08 | 10.9 | 60.7 | — | — | — |
| | 植 | ア | サ | 22.04 | 12.7 | 88.7 | 10.0 | 6 | 100 |
| | | ガ | ガ | 0.12 | 5.5 | 17.0 | 1.9 | 2 | 26.2 |
| | | ヒ | ル | 0.24 | 10.9 | 33.8 | — | — | — |
| | 物 | ト | チ | 2.04 | 5.5 | 21.4 | 3.8 | 4 | 52.4 |
| | | オ | ニ | 0.04 | 1.8 | 5.6 | 1.9 | 2 | 26.2 |
| | | | | | | | | | |
| 沈水植物 | サ | サ | バ | 66.36 | 60.0 | 100 | 68.6 | 53 | 100 |
| | リ | ユ | ウ | 7.64 | 30.9 | 31.5 | 5.7 | 6 | 9.8 |
| | ヒ | ロ | ハ | 1.52 | 25.5 | 13.9 | 19.5 | 25 | 37.8 |
| | | セ | ン | 1.52 | 18.2 | 16.3 | 11.5 | 17 | 24.5 |
| | | エ | ビ | 14.40 | 29.1 | 35.1 | 5.7 | 15 | 18.3 |
| | 沈 | ヤ | ナ | 0.04 | 1.8 | 1.5 | — | — | — |
| | | イ | ト | 0.08 | 3.6 | 3.1 | — | — | — |
| | 水 | サ | サ | 1.36 | 18.2 | 16.2 | 6.6 | 13 | 17.1 |
| | | アイ | ノ | — | — | — | 3.2 | 8 | 9.9 |
| | 植 | ホ | ザ | 13.60 | 43.6 | 46.6 | 31.9 | 42 | 62.9 |
| | | ク | ク | 1.28 | 14.6 | 13.1 | 4.2 | 21 | 22.9 |
| | | コ | カ | 0.04 | 1.8 | 1.5 | — | — | — |
| | 物 | オ | オ | 5.08 | 7.3 | 10.0 | 11.0 | 9 | 16.5 |
| | | ウ | ウ | 7.08 | 12.7 | 16.0 | — | — | — |
| | | セ | キ | 11.48 | 27.3 | 31.4 | 21.3 | 21 | 35.5 |
| | | ネ | ジ | 0.04 | 1.8 | 1.5 | — | — | — |
| | | マ | ツ | 7.16 | 12.7 | 16.0 | 5.7 | 6 | 9.8 |
| | | ト | リ | 0.04 | 1.8 | 1.5 | — | — | — |
| | | フ | サ | 0.04 | 1.8 | 1.5 | 1.9 | 2 | 3.3 |

注： * 被度階級値の合計。
 ** 出現頻度，すなわち（その種が見出された地点数/調査地点数）×100
 *** TCとFによる積算優占度
 **** 桜井ら¹⁾による。

ならびにセンニンモ、オオカナダモ等は，出現頻度，相対優占度ともにあまり変化していない。

最近の数年の間にも，霞ヶ浦の富栄養化が進行したことを考えれば，上記のような水生植物種の優占度の経年変化の傾向は，前の節に述べたような，富栄養化の程度が異なる3つの湖盆の間にお

おける種の分布の相違とよく符号していることがわかる。

3-4 水生植物の分布限界水深について

表3には、各調査地点において水生植物群落が分布する最大水深が記録されている。その値は、0.5 mから最大2.3 mの間に分布しており、場所によってかなり不均一である。後に述べるように、この調査時に早魃のため霞ヶ浦の水位はかなり低下していたので、1978年における分布限界はもう少し深くなるものと思われる。なお、霞ヶ浦の3つの湖盆間で水生植物の分布限界水深の平均値を比較すると、湖盆Ⅰが最大で1.1 m、Ⅱは0.59 m、Ⅲは0.94 mとなる。

4. 水生植物の生活型による植生図と植被面積

4-1 調査の時期と方法

霞ヶ浦の水生植物の生活型による植生図の作成には航空写真を用いた。航空写真はアジア航測(株)により撮影された赤外カラー写真(ポジフィルム)で、縮尺は1万分の1、西浦の全湖岸をカバーしている。撮影の時期は1978年8月下旬であるが、天候の都合で一部は10月初旬となった。後者は浮葉植物の生育時期からみて、やや遅きに失した感はあったが、実質的には支障がなかった。しかし、水生植物の植生の状況を調査・測定するための航空写真の撮影は9月上旬までにおこなうことが望ましい。なお上記の赤外カラーのポジフィルムを用いれば、抽水植物および浮葉植物の群落は、様々なトーンの赤い影像として認められることはいうまでもないが、沈水植物群落は、暗青色の湖面の中に明瞭な黒い影像として見ることが出来、直径数mに満たない小群落も確認することができる。

生活型による植生図は、上記の水生植物群落をトレースし、1万分の1の霞ヶ浦の湖面図に重ねて作成した。

4-2 植生図と植被面積

1978年の生育最盛期における霞ヶ浦の水生植物群落の生活型により区分した植生図は、湖岸線をおよそ3~5 kmごとに35分割して、図版1~11(末尾)に収録した。

上記の植生図を用いて、生活型別に植被面積を測定した。結果を表7に示す。

すなわち、1978年における霞ヶ浦の水生植物群落の総面積は、7.47 km²となり、これは西浦の湖面積167.7 km²の4.45%に相当する。水生植物群落の中の生活型別の植被面積の内訳をみると、沈水植物が最も多く約50%、抽水植物は40%を占め、浮葉植物はわずか10%にすぎない。

ちなみに、上記の全植被面積を湖岸線長で割って、水生植物群落の沖出し幅を求めれば、表8に示したように平均61.5 mとなり、西浦は平均的にみれば、この点でも湖岸の自然状態がかなり良く保たれているとみることができよう。しかし、この状況は全湖岸についてみればかなり不均一である。

表 7 霞ヶ浦の水生植物の生活型別植被面積—1978年(単位:a)

Table 7 Community area (unit:a) of three life forms of aquatic plants in Lake Kasumigaura. —1978.

| | 全 湖 | 湖 盆 I* | 湖 盆 II | 湖 盆 III | 新利根川 入 江 | 小 野 川 入 江 |
|------|-------|-----------|-----------|------------|-------------|--------------|
| 抽水植物 | 30239 | 8150 | 8297 | 9757 | 2747 | 1288 |
| 浮葉植物 | 8046 | 1171 | 437 | 5809 | 239 | 390 |
| 沈水植物 | 36406 | 23270 | 8829 | 4030 | 0 | 277 |
| 合 計 | 74691 | 32591 | 17563 | 19596 | 2986 | 1955 |

注: *新利根川および小野川の河口の入江を除外してある。

表 8 霞ヶ浦の水生植物群落の平均沖出し幅

Table 8 Average width (unit:m) of aquatic plant communities of three life forms, in three sub-basins of Lake Kasumigaura

| | 全 湖 | 湖 盆 I* | 湖 盆 II | 湖 盆 III |
|------------------|--------|-----------|-----------|------------|
| 湖 岸 線 の 長 さ (km) | 121.5 | 44.0 | 34.0 | 32.5 |
| 平均沖出し幅 (m) | 抽水植物群落 | 24.9 | 18.5 | 24.4 |
| | 浮葉植物群落 | 6.6 | 2.7 | 1.3 |
| | 沈水植物群落 | 30.0 | 52.9 | 26.0 |
| | 合 計 | 61.5 | 74.1 | 51.7 |

注: *新利根川および小野川の河口の入江を除外してある。

さきに3-2に述べたような、霞ヶ浦の湖盆の3つの区分(図1)について、各生活型の植被面積を求めて表7に示したが、これを相互に比較するため、各湖盆の湖岸線の長さで除して、水生植物群落の平均沖出し幅を求めたのが表8である。表8によれば、単位湖岸線長当りの抽水植物の面積は、他の生活型に比べて湖盆間の差が最も少ない。湖盆Ⅲにおいてやや大きな値を示すのは、高浜入りの最奥部に存在する広大なマコモ・ヨシ・ハス群落が効いているためであって、これを除外すれば、むしろ他の湖盆より小さな値となろう。浮葉植物と沈水植物については、湖盆間の差が明らかに認められる。すなわち、浮葉植物群落の平均沖出し幅は湖盆Ⅲできわめて大きく、逆に沈水植物群落のそれは、湖盆Ⅰ>Ⅱ>Ⅲの順に小さくなっている。このような現象も、3つの湖盆の間における種の分布について述べたと同じように、湖盆間の富栄養化の程度の相違によるものと考えられる。

なお、湖の沿岸帯における水生植物群落の発達には、湖盆外周部の傾度も大きな影響をもつが、西浦の3つの湖盆の間には、その点でほとんど差を認めがたい。

4-3 霞ヶ浦の3つの湖盆における水生植物群落の生活型構成の特徴

霞ヶ浦の3つの湖盆における水生植物群落の生活型による量的なちがいについては前節で考察したが、ここではさらに群落の生活型構成からみた質的なちがいについて考察する。

図版1~11に示した植生図を用いて、霞ヶ浦の湖岸線を0.5 kmずつ243の区画に分割し、各区画内における水生植物の3つの生活型の群落の存否により、これを表9のような8つのタイプに分け、それぞれのタイプの出現頻度を求めた(表9)。この場合にも、条件の異なる新利根川河口の入江と小野川河口の入江は湖盆Ⅰから除外して考察した。

表 9 霞ヶ浦の3つの湖盆における、水生植物群落の生活型構成からみた湖岸タイプの存在割合

Table 9 Comparison of type composition of shore line among three sub-basins of Lake Kasumigaura, according to their characteristics of aquatic plant communities

| 湖岸の タイプ* | 0.5 km の区画数 | | | | 区画数の割合(%) | | | | | |
|-------------|-------------|----|----|-----|-----------|------------|------|------|------|------------|
| | Ⅰ | Ⅱ | Ⅲ | 入 江 | | 全湖岸 合 計 | Ⅰ | Ⅱ | Ⅲ | 全湖岸 合 計 |
| | | | | 新利根 | 小野川 | | | | | |
| 1. E F S | 7 | 3 | 0 | 0 | 1 | 11 | 8.0 | 4.4 | 0 | 4.5 |
| 2. E F - | 1 | 2 | 12 | 3 | 5 | 23 | 1.1 | 2.9 | 18.5 | 9.5 |
| 3. E - S | 42 | 28 | 17 | 1 | 3 | 91 | 47.7 | 41.2 | 26.2 | 37.5 |
| 4. - F S | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1.1 | 0 | 0 | 0.4 |
| 5. E - - | 5 | 17 | 21 | 7 | 1 | 51 | 5.7 | 25.0 | 32.3 | 21.0 |
| 6. - F - | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 4 | 1.1 | 0 | 4.6 | 1.6 |
| 7. - - S | 15 | 8 | 7 | 0 | 0 | 30 | 17.0 | 11.8 | 10.8 | 12.3 |
| 8. - - - | 16 | 10 | 5 | 1 | 0 | 32 | 18.2 | 14.7 | 7.7 | 13.2 |
| 合 計 | 88 | 68 | 65 | 12 | 10 | 243 | | | | |

注：* Eは抽水植物群落，Fは浮葉植物群落，Sは沈水植物群落を示す。-は該当する群落がないことを示す。

3つの湖盆の間で、それぞれのタイプの出現頻度を比較すると、表9の如く、1つの区画の中に3つの生活型の群落をもつタイプ1(EFS型)は湖盆Ⅰ>Ⅱ>Ⅲの順に減少し、タイプ3(ES型)およびタイプ7(S型)にも同様の傾向がみられる。逆にいえば、沈水植物の群落を欠く区画(タイプ2, 5, 6, および8)の合計は、明らかに湖盆Ⅰ<Ⅱ<Ⅲの順に多くなる。しかし、浮葉植物群落の存在する区画(タイプ1, 2, 4および6)の合計は湖盆Ⅲに多い。このような相違も、前の節で述べたような、各湖盆間における生活型別植被面積の相違と軌を一にする現象である。一方、抽水植物群落を欠く区画や全く水生植物群落を欠く区画(タイプ4, 6, 7および8)の合計は湖盆Ⅰに最も多く、Ⅱ, Ⅲと少なくなる。これは湖岸の改修工事による築堤や干拓による沿岸帯地形の消失が、主湖盆において最も進行していることを意味するものであろう。

なお、霞ヶ浦の全湖岸の区画について、水生植物群落の生活型構成をまとめると図3のようになり、0.5 km の範囲内に3つの生活型の群落を持つ自然度の高い湖岸は全体の4.5%にすぎないが、2つ以上の生活型の群落を持つ区画は、全体の52%を占めている。

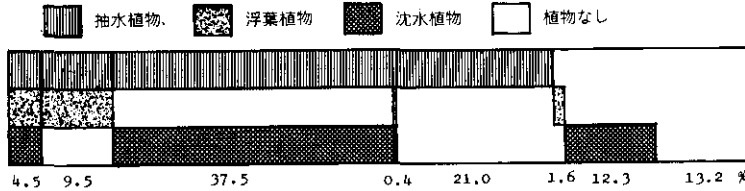


図 3 霞ヶ浦湖岸における水生植物群落の生活型構成の割合

Fig. 3 Ratio of types of aquatic plant communities according to their life form composition

Patterns on the upper part of the figure mean, from left to right, community of emerged plant, floating-leaved plant, submerged plant, and without plant, respectively.

4-4 最近の6年間における水生植物群落の変化

霞ヶ浦の水生植物群落については、1972年9月にも、1978年と全く同じ方法で、航空写真にもとづく生活型別植生図がつけられている¹⁾。ここでは、そのような両年の植生図を用いて、最近の6年間における霞ヶ浦の水生植物群落の量的、質的な変化について考察する。

まず霞ヶ浦全体の水生植物群落の植被面積をみると、表10のように全体では近年かなり減少しており、1978年には1972年の植被面積の62%になっている。しかし、このような減少は、主として、沈水植物群落と抽水植物群落の減少によるものであり、両者の植被面積は上記の6年間に、それぞれ48.7%と71.5%に低下している。これとは逆に、浮葉植物群落の面積は、6年間に2.5倍に急増している点が注目される。湖沼の富栄養化に伴う沈水植物の減少と浮葉植物の増加は、国井・

表 10 霞ヶ浦における水生植物群落の生活型別植被面積(単位:a)の変化——1972年と1978年の比較

Table 10 Comparison of community areas (unit:a) of three life forms of aquatic plants in Lake Kasumigaura in 1978 with those in 1972

| | 1978 (A) | 1972 (B) | $\frac{A}{B} \times 100$ |
|------|-------------|-------------|--------------------------|
| 抽水植物 | 30239 | 42300 | 71.5 |
| 浮葉植物 | 8046 | 3165 | 254.2 |
| 沈水植物 | 36406 | 74780 | 48.7 |
| 合計 | 74691 | 120245 | 62.1 |

生嶋ら⁷⁾がおよび倉沢ら¹⁵⁾などが指摘しているように、一般的な現象であるが、霞ヶ浦においてもきわめて顕著である。

1972年と1978年の植生図を、前の節と同様に湖岸線の0.5 kmごとに分割し、各区画内における3つの生活型の植被面積の増減をまとめると表11のようになる。すなわち、各々の生活型の増加または減少を示す区画の数には、表10と全く同一の傾向がみられ、近年における西浦の水生植物群落の面積の変化がかなり広い範囲にわたって起っていることを示唆している。

次に、このような各生活型の植被面積の変化が、さきに述べた西浦の3つの湖盆にどのように分布しているかを検討するため、各湖盆の湖岸線の0.5 kmの小区画ごとに、表12の基準を用いて植被面積の変化量を評価し、生活型別に増減指数を求めた。表13がその結果である。この場合にも、新

表 11 霞ヶ浦の水生植物生活型別群落の6年間の変化—湖岸線0.5 kmごとの区画における1978年の状況を1972年と比較。

Table 11 Details of the change in community areas of three life forms of aquatic plants within recent 6 years, 1972-1978, in Lake Kasumigaura.

| | 全区画数 | 群落を欠く区画数 | 群落のある区画数 | 変化のない区画数 | 増加した区画数 | 減少した区画数 |
|------|------|----------|----------|------------|----------|-----------|
| 抽水植物 | 243 | 29 | 214 | 157(73.4)* | 24(11.2) | 33(15.4) |
| 浮葉植物 | | 199 | 44 | 1(2.3) | 41(93.2) | 2(4.5) |
| 沈水植物 | | 42 | 201 | 29(14.4) | 47(23.4) | 125(62.2) |

注：*()内はその生活型の群落のある区画数に対する%である。
1972年の状況は桜井ら¹⁾による。

表 12 水生植物群落面積の増減の評価基準

Table 12 Criteria for the evaluation of the degree of change in community area of aquatic plants

| 変化の程度 | 指数 |
|------------------|----|
| 新しい群落が出現した | +5 |
| 3倍以上に増加した | +3 |
| 2倍以上に増加した | +2 |
| やや増加した | +1 |
| 変化がない | 0 |
| やや減少した | -1 |
| ½に減少した | -2 |
| ⅓に減少した | -3 |
| 群落が消滅した | -5 |
| '72, '78年ともに群落なし | 除外 |

表 13 霞ヶ浦(西浦)の3つの湖盆における水生植物群落植被面積の変化の割合
—1972年と1978年の比較

Table 13 Comparison of the degree of changes in community area of three life forms of aquatic plants, among three sub-basins of Lake Kasumigaura, within recent 6 years, 1972-1978.

| | 湖盆の 区分 | 全 区 画 数 | 群落を欠 く区画数 | 群落のあ る区画数 (N) | 増加指数* の合計 a/N (a) | 減少指数* の合計 b/N (b) |
|------|-----------|------------------|--------------|---------------------|-------------------------|-------------------------|
| 抽水植物 | I** | 88 | 16 | 72 | 13 0.18 | 23 0.32 |
| | II | 68 | 8 | 60 | 3 0.05 | 27 0.45 |
| | III | 65 | 5 | 60 | 8 0.13 | 49 0.82 |
| 浮葉植物 | I | 88 | 76 | 12 | 42 3.50 | 0 0 |
| | II | 68 | 64 | 4 | 20 5.00 | 0 0 |
| | III | 65 | 48 | 17 | 69 4.06 | 0 0 |
| 沈水植物 | I | 88 | 8 | 80 | 43 0.54 | 121 1.51 |
| | II | 68 | 8 | 60 | 30 0.50 | 153 2.55 |
| | III | 65 | 16 | 49 | 43 0.88 | 126 2.57 |

注 *表15の基準によって、各区画ごとに求めた値の合計値。

**新利根川および小野川の河口の入江は除外した。

利根川と小野川の入江部は、湖盆Iから除外してある。

表13によれば、1972年以後の6年間に、抽水植物はすべての湖盆に共通して、減少が増加を上回っているが、その傾向は特に高浜入りの湖盆IIIで著しい。このことは、現状では抽水植物の植被面積が相対的に多い湖盆III(表8)においても、急速な減少の途上にあることを示唆している。沈水植物もまた3つの湖盆において増加より減少が上回っており、特に湖盆IIおよびIIIにおいて減少の傾向が著しい。ただしここで、湖盆IIIにおける沈水植物の増加指数の大きいことが注目される。これは主として、高浜入りの左岸下流のササバモ優占群落の拡大(図版10参照)によるもので、このことについては後に6-2で述べる。浮葉植物については、植被面積が減少した区画が全くなく、すべての湖盆で増加のみがみられ、湖盆IIおよびIIIにおいてその傾向が顕著である。

以上の現象もまた、すでに述べたところと同様に、1972年以後の6年間における霞ヶ浦の富栄養化の進行によって引き起されたものと解すべきであろう。

5. 水生植物の現存量

5-1 測定の時期と方法

水生植物の現存量を測定するには、まず年間の生物量の最大値が保たれている9月上旬に、湖内の各所で、それぞれの生活型に属するいくつもの種について、表2の最も高い被度階級に属する群落を選んで、1m×1mの方形枠刈取りをおこない、単位面積当りの現存量を求め(表14)、この

表 14 霞ヶ浦の水生植物群落単位面積当り現存量の測定結果, 1978年9月。
 Table 14 Biomass of aquatic plant communities per unit area in Lake Kasumigaura. Sept., 1978.

| 生活型 | 植物名 | 測定地点 (距離標) | 測定月日 (1978) | 生重量 (g/m ²) | 乾重量 (g/m ²) | 生活型別 平均(乾重) (kg/a) |
|---------|----------------|---------------|----------------|----------------------------|----------------------------|--------------------------|
| 抽水植物 | ヨシ | NR-2 | 9/8 | 2,020 | 1,010 | 116 |
| | | NR-2 | 9/8 | 2,060 | 1,030 | |
| | | TL-3 | 9/9 | 2,200 | 1,100 | |
| | | TL-3 | 9/9 | 3,200 | 1,600 | |
| | マコモ | NL-0.5 | 9/7 | 4,500 | 1,035 | |
| | | NL-0.5 | 9/7 | 3,250 | 747.5 | |
| | | NR-14.7 | 9/8 | 4,500 | 1,035 | |
| | | TL-3 | 9/9 | 3,250 | 747.5 | |
| | ガマ | NL-0.5 | 9/7 | 8,700 | 1,392 | |
| | | NL-0.5 | 9/7 | 6,150 | 984 | |
| | | TL-3 | 9/9 | 13,150 | 2,088 | |
| | | | | | | |
| 浮葉・沈水植物 | オニシ アサザ・その他 | KL-9 | 9/7 | 3,250 | 325 | 16.1 |
| | | NL-0.4 | 9/7 | 2,630 | 158 | |
| | 沈水植物 数種混在 | NL-0.4 | 9/7 | 2,217 | 133 | |
| | | NL-0.4 | 9/7 | 2,100 | 126 | |
| | ササバモ | NL-19 | 9/9 | 1,770 | 195 | |
| | | NR-2 | 9/9 | 1,014 | 111.5 | |
| | リュウノヒゲモ | NR-2 | 9/9 | 800 | 80 | |

表 15 浮葉植物および沈水植物の被度階級別現存量
 Table 15 Biomass per unit area (dry weight, kg/a) of each coverage class of floating-leaved and submerged communities of aquatic plants

| 被度階級 | 現存量(乾, kg/a) |
|------|--------------|
| 4 | 16.1 |
| 3 | 11.5 |
| 2 | 6.9 |
| 1 | 2.9 |
| 1' | 0.6 |

値をもとにして, それぞれの被度階級の現存量を決めた(表15)。この場合, 抽水植物群落については, すべて被度階級4とみなした。また生体重から乾重への換算には, 1972年の夏にさまざまな種について測定した数値¹⁾を用いた。一方, 現地における観察と, さきに述べた1万分の1の航空写真にもとづいて, 植生図の各々の群落について被度階級を判定し, 生活型別にそれぞれの階級

ごとに植被面積を求めた。この面積に上記の階級別の現存量を乗じて、各生活型の現存量を算出した。

5-2 霞ヶ浦の水生植物の現存量と最近の6年間における変化

1978年9月上旬に測定した霞ヶ浦の水生植物の生活型別現存量を、1972年の同時期に同様の方法で測定した結果¹⁾と対比して示せば表16のようになる。

すなわち、霞ヶ浦には1978年の生育量の最大期に、乾量にして約4000tの水生植物の現存量があった。これを単位湖岸線長当りにすれば32.7 kg/mとなり、その内訳は抽水植物が28.9 kg/m (88.3%)を占め、浮葉植物は1.0 kg/m (3.2%)、沈水植物は2.8 kg/m (8.5%)となる。

1978年の霞ヶ浦の水生植物の現存量を、1972年の現存量と比較すると、全体としては68.8%に減少している。これはすでに4-4で述べたような抽水植物の植被面積の減少(表10)によるものであって、浮葉植物では植被面積が増加したと同様に、現存量もほぼ2.8倍に増加している。また、沈水植物もその面積はおよそ半減しているにもかかわらず、現存量は1.5倍強に増加している。この現象は、近年湖水の透明度が低下して沈水植物の植被面積が全体としては減少するとともに、一方では次章で(4-2)述べるように、ササバモ、ホザキノフサモ、エビモなど、密生した群落をつくる富栄養化適応種の繁茂が盛んになったことが原因と考えられる。

表 16 霞ヶ浦(西浦)の水生植物の現存量(乾量, t)
Table 16 Comparison of biomass (unit: ton, dry weight) of three life forms of aquatic plants in Lake Kasumigaura in 1978 with those in 1972

| | 1978 (a) | 1972 (b) | $\frac{a}{b} \times 100$ |
|------|-------------|-------------|--------------------------|
| 抽水植物 | 3507.7 | 5515.9 | 63.6 |
| 浮葉植物 | 127.2 | 45.7 | 278.3 |
| 沈水植物 | 339.1 | 216.3 | 156.8 |
| 合計 | 3974.0 | 5777.9 | 68.8 |

注: 1972年の測定値は桜井ら¹⁾による。

6. 近年における水生植物の種の群落の特記すべき変化について

これまでのところでは、霞ヶ浦の水生植物について、植被面積および現存量にかかわる諸問題を、生活型のレベルで検討してきた。この研究では、個々の出現種についてはそのような調査、測定をおこなっていないので、すべての種について表題のような考察は不可能であるが、浮葉植物および沈水植物の一部の種については、1972年以來今日までの間に、いくつかの記録すべき変化を観察した。

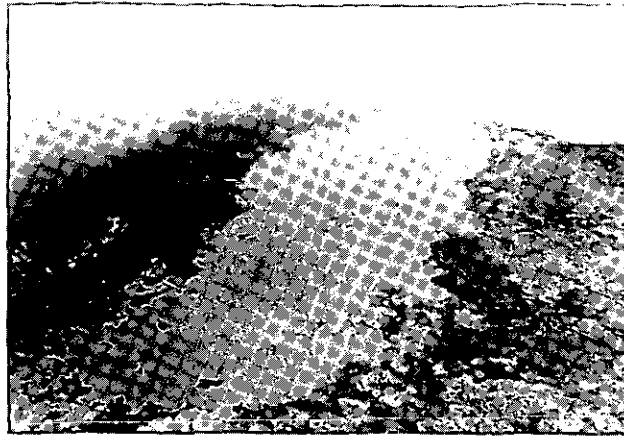
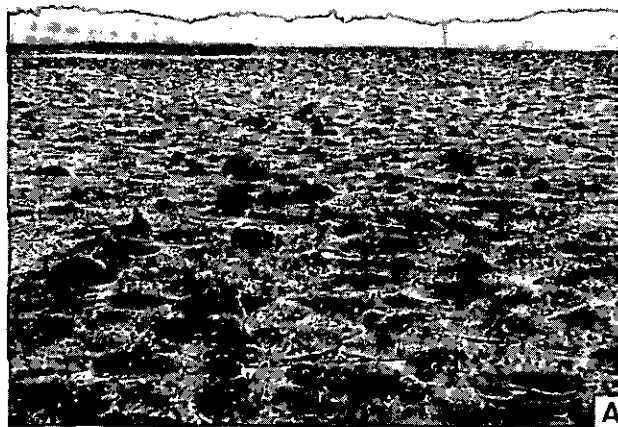


図 4 霞ヶ浦の高浜入り奥部にみられたオニバスの大群落（中央，淡色）とその沖側を取り巻く沈水植物群落（左上，暗色）。—1972年8月，ヘリコプターより撮影。

Fig. 4 Floating-leaved communities of *Euryale ferox* (center, light colored) and submerged plant community dominated by *Egeria densa* (upper left, dark colored), which were once found in the inner most part of Takahamairi cove. Aerial photograph, Aug., 1972.



A : 1972年8月，オニバスの大群落

A : Large community of *Euryale ferox* in Aug., 1972.

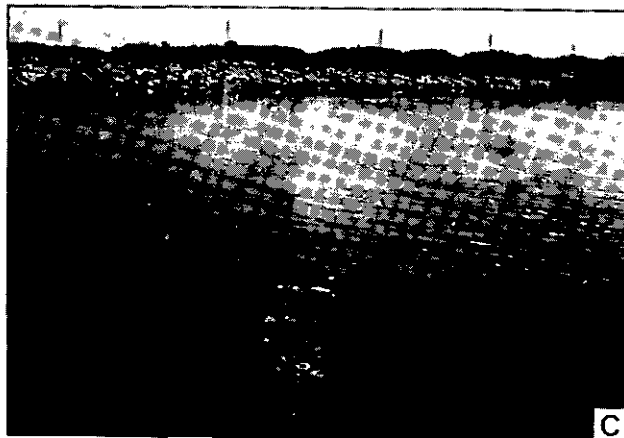
図 5 霞ヶ浦の高浜入り奥部にみられた浮葉植物群落の近年における顕著な変化同一場所を撮影した写真。

Fig. 5 Remarkable changes of communities of floating-leaved plants observed in the inner most part of Takahamairi cove, Lake Kasumigaura. in recent years



B : 1978年8月。オニバスの群落は数十haに達するヒシ（中間型）の群落に置き代った。そして、そのヒシ群落は風に吹き寄せられたアオコの軟泥に覆われて枯死した。

B : The site of A had been replaced with the large community of *Trapa* sp. (intermediate type) in Aug., 1978. And the *Trapa* community had been covered with drifted ooze of *Microcystis* sp., and died.



C : 1979年8月：同じ場所は浮葉植物も沈水枯物も全く無い開水域となった。

C : Same site in Aug., 1979. No floating-leaved and submerged plants were found

図 5 (つづき)
Fig. 5 (continued)

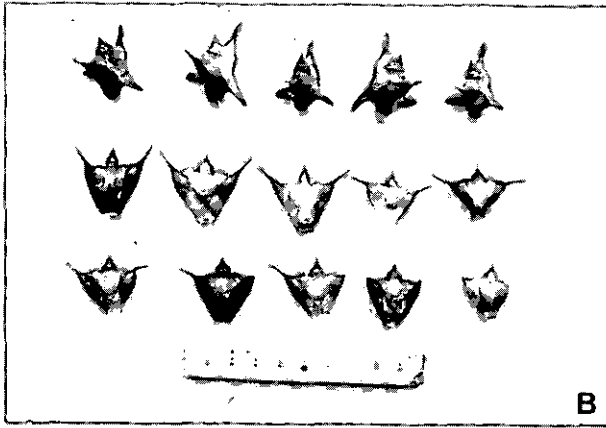


図 6 ヒシ属中間型。1978年8月，霞ヶ浦高浜入りにて採取。
A：葉， B：1株からとった果実。

Fig. 6 *Trapa* sp. (intermediate type), collected in Takahamairi cove, Lake Kasumigaura, Aug., 1978.

A : leaves. B : fruits, beared on one plant.

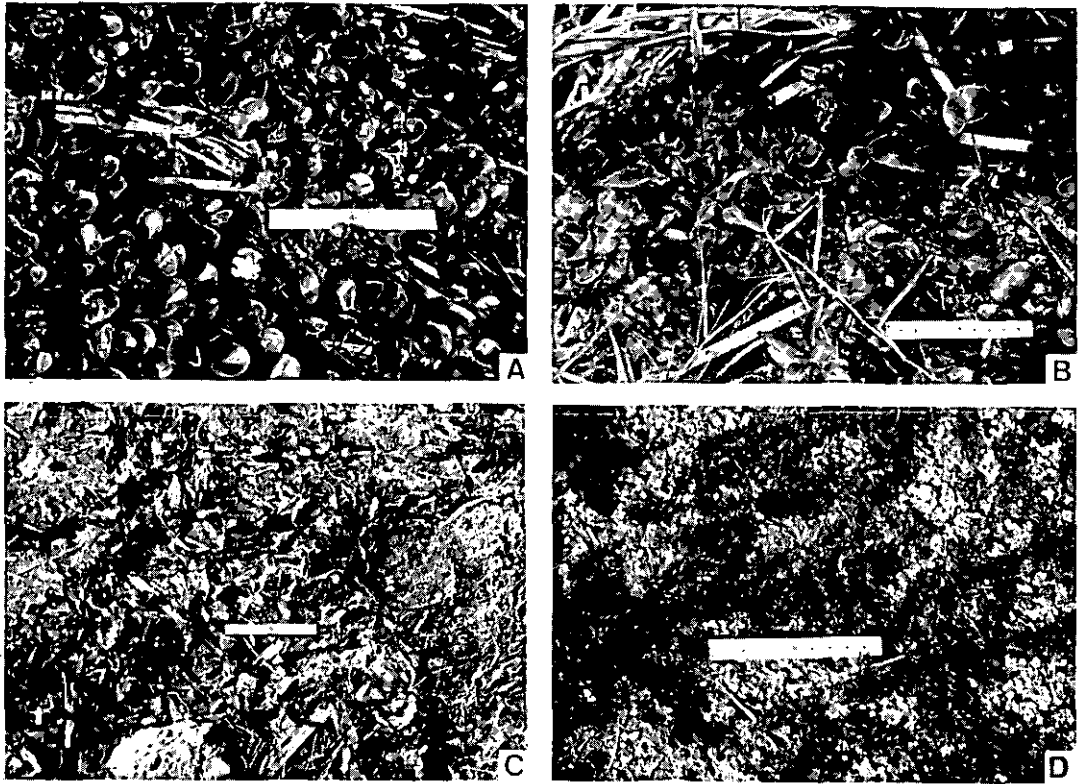


図 7 水位低下により干上った霞ヶ浦湖岸の砂浜に1か月以上にわたって生育がみられた4種の水生植物の陸生型

A : アサザ

B : ヒシ

C : ササバモ

D : ホザキノフサモ

Fig. 7 Land forms of four aquatic plants which were found to grow on the sandy beach, leaved by the fall of water level, in Lake Kasumigaura, Aug., 1978

A : *Nymphoides peltata*

B : *Trapa bispinosa* v. *inumai*

C : *Potamogeton malaianus*

D : *Myriophyllum spicatum*



図 8 水槽に入れたササバモ(A)とホザキのフサモ(B)の陸生株は間もなく典型的な水中葉を伸ばした。1か月後の状態。

Fig. 8 In a experimental aquarium, land forms of *Potamogeton malaianus*(A) and *Myriophyllum spicatum*(B) have grown typical submerged leaves. Photograph after one month.

6-1 高浜入りの奥部における変化

高浜入りの最奥部は、霞ヶ浦の沿岸帯のうちでも、水生植物群落が特に良く発達した区域であり、筆者ら¹⁾の調査によれば、1972年にはこの水域に幅(東西方向)約180m、長さ(南北方向)約800mに達する広大なオニバスの群落があり(図4、図5-A)、これに接する沖側には、オオカナダモを主とし、これにクロモ、マツモ、イバラモ等を混生する密度の高い沈水植物の大きな群落があり、幅約100mにわたって取り巻いていた(図4)。しかし、1978年の調査時には、このオニバスの大群落は、まさに1、2株を残すだけで完全に消失し、沈水植物帯もまた完全に消失して、この生育地はヒシ属の広大な浮葉植物群落によって完全に覆われていた(図版8、図5-B)。このヒシの群落は、この水域だけで約45haに達しているが、その大部分は1972年にはこの水域にわずかしかみられなかったヒシ属中間型(図6)であった。このヒシ属の中間型は、霞ヶ浦に見出される3種のヒシ、すなわちヒシ、オニヒシ、およびヒメヒシのいずれかの間の雑種と考えられるが、わずか6年の間における上記のような群落の拡大速度は、驚異的といわねばならない。

さらに、この広大なヒシ群落は、1978年8月下旬に現地を調査した時には、風によって高浜入りの湾奥部に吹き寄せられたアオコ(*Microcystis* sp.)を主とする“水の華”の軟泥に覆われて黒く枯死し、スカム状となって腐敗し悪臭を放ち、富栄養化による湖沼汚濁の極限ともいべき観を呈していた(図5-B)。さらに、翌1979年8月下旬にこの水域を調査した際には、ヒシ群落が存在した立地は全くの開水域となり、湖岸寄りに存在するマコモ、ハス等の抽水植物群落のほかは、浮葉植物群落も沈水植物群落も全く発見できなかった(図5-C)。このような数十haに達する水生植物群落が1年の間に完全に消滅するというような著しい変化は、1978年にヒシ群落が種子生産をしないうちにアオコの軟泥に覆われ、光合成を阻害され枯死したためであり、霞ヶ浦の富栄養化が改善されない限り、このような現象は今後も繰り返されるものと考えられる。

また、高浜入り奥部の浅い沿岸帯に存在するマコモ群落の根元に、アオコの軟泥が吹き寄せられ、スカム状となって腐敗しつつある場所では、1978年の8月下旬に、すでにマコモが広い範囲にわたって枯死しているのが観察された。これはおそらく、堆積したアオコの腐敗により発生した硫化水素その他の有害物質により、マコモの根が損傷を受けたためと推定される。これもまた、著しく富栄養化した湖だけにみられる現象といふべきであろう。

高浜入りの奥部には、耕地から逸出したと思われるハスのかなり大きい円形に近い群落がある。(図版8)。この群落は、1972年には直径が約200mであったが、1978年には直径約400mとなり、1年間の群落拡大速度は、放射方向に平均約16mに達することがわかった。

6-2 近年増加した沈水植物について

表10および表11の如く、西浦の沈水植物群落の面積は、近年全体として減少しつつあるが、小区画について検討すれば、表13にみられるように一部の水域ではかえって増加しており、また全湖の現存量では、表16の如く明らかに増加している。このような沈水植物現存量の増加の原因になって

いるのは、3-2、3に述べたような、湖水の富栄養化に耐性があり、現在の霞ヶ浦の沈水植物の優占種となっている、ササバモ、ホザキノフサモ、エビモなどの植被面積および植生密度の増加によるものである。このような変化は、西浦左岸の八木蒔より下流の広い範囲にわたる沿岸帯にみられるササバモ-ホザキノフサモ群落、および右岸の0~2.5 kmの広い湾入部にみられるササバモ-リュウノヒゲモ群落において特に顕著である。このほか、表6からもわかるように、湖内の各地でエビモの小群落の増加が目立つ。エビモはすでに北浦の下流部で、広い密生群落をつくっているが、この種は他のヒルムシロ属の沈水植物に比べて生育の時期が早いので⁸⁾、その最大生長期における実態を明らかにするには、晩春期における調査が必要となろう。

いずれにしても、上記のような沈水植物の種は、前節に述べた高浜入りの奥部のような事態にならない限り今後も増加し、一部の水域では舟行や漁業に支障を来すことも考えられる。

6-3 沿岸帯の短期の干上りが水生植物群落に及ぼす影響について

湖の水位は絶えずわずかな変動しているが、特に早魃とか湖の調整池の利用などがあれば水位は著しく低下し、水生植物の生育の基盤である沿岸帯が干上ることがある。このような干上りは、1年を越えるような長期に及ばない限り、抽水植物にはほとんど影響は与えないだろうが、もっと短期の場合でも、沈水植物および浮葉植物には相当の影響を及ぼすことが予想される。

1978年夏、霞ヶ浦流域はたまたま早魃に見舞われ、西浦の水位は7月下旬頃から低下し、8月下旬にはYP+68cmを記録し、平均水位(YP+100cm)に比べ30cm以上の低水位となった。そのため、遠浅の沿岸帯の砂浜や石積みの間には、沈水植物や浮葉植物のさまざまな種がとり残されており、霞ヶ浦の湖岸のいくつもの地点でそれらの耐乾性について観察することができた。調査時期は、1978年8月下旬で、その時の調査場所と湖水面との高度差およびそれ以前の湖水位の変動の記録(建設省霞ヶ浦工事事務所による)からみて、少なくとも1カ月は湖水が干上がった条件下におかれたものと推定された。

このような条件下で生育が認められた水生植物は、浮葉植物ではアサザとヒシであり、沈水植物ではササバモとホザキノフサモであった(図7)。これらの陸生株が発見された地点の水中には、クロモ、センニンモ、トリゲモ、マツモ、セキショウモ、リュウノヒゲモ、イトモなどが混生していたが、それらの陸生株は発見できなかった。

上記の耐乾性が認められた植物のうち、アサザは明らかに砂地に根をおろし、新芽の伸長もみられ、さらに湖中の群落に比べてはるかに少ないとはいえ、開花も認められた。しかし、ヒシはアサザと同一条件下において、一部の株には開花もみられたが、ロゼットの下葉から次第に枯死しつつあった。

沈水植物のササバモとホザキノフサモは、それぞれ図8のように、本来の水中葉とは全くちがった、小形で艶のある気中葉をつけ、土中に確固たる根を伸ばして、あたかも陸生草本の幼植物のようであった。ササバモには、ロゼット状になった気中葉の上に花穂を伸ばしている株もみられた。

このようなササバモおよびホザキノフサモの陸生株を根まで掘り取って研究室に持ち帰り、水槽中に入れておいたところ、いずれも生長点から典型的な水中葉を伸ばし、1カ月後には20~30cmに達した(図8)。

以上のように、純然たる水生植物の中にも、かなり耐乾性の強い種があり、除々に乾燥状態に移行し、かつ干上りの期間が短かければ、かなりの期間陸生状態で生活し、水位が回復すれば再び群落を形成することができることがわかった。西浦でこのような性質をもつことが確認された前記の4つの種は、それぞれ霞ヶ浦における浮葉植物および沈水植物の優占種であることは興味深いところである。今後さらに短期の水位変動が繰返されれば、湖水の干上りに弱い種は淘汰されて、上記のような種の優占度が一層高まるものと考えられる。

6-4 帰化水生植物の群落について

表1に示した霞ヶ浦の水生植物の現存種の中には、オオカナダモ、コカナダモ、オオフサモ、およびフサジュンサイの4種の帰化植物が含まれている。

これらのうち、オオカナダモは、山内・初山⁵⁾により1971年に始めて霞ヶ浦に記載された種であるが、1972年の調査では、西浦の入江部や漁港の防波堤の内部などのような静水域にきわめて密な群落を形成していることが観察されている。しかし、その後は表6からも推定できるように、湖内に拡がった傾向はみられない。むしろ、6-1に述べたように、高浜入り奥部にあった大群落が消滅し、全体として現存量は減少している。

コカナダモは今回の調査によって霞ヶ浦に始めて記載された種であり、霞ヶ浦水域での生育場所は北浦の下流部、外浪逆浦、および北利根川下流部に限られていて、西浦の湖盆にはまだ侵入していない。しかしこの植物の琵琶湖や諏訪湖等における過去の蔓延状況からみて^{9,10,11)}、霞ヶ浦においても今後分布の拡大が予想される。

オオフサモは、現在西浦のまわりの水路のふちや漁港の中、北浦左岸下流部など、ごく限られた場所に小群落を発見する程度である。この植物は、本邦では関西以南で、水田地帯の用水路や湖の浅い入江、舟だまり等をおおいつくすほどの大群落をつくるが、福島県以北には分布していないようである¹²⁾。霞ヶ浦水域における分布が今後どのような経過をたどるか、興味あるところである。

フサジュンサイは1972年、1978年とも押堀地籍の新利根川河口付近の1か所で発見されたのみで、分布は限られており、群落も縮小しつつある。

7. まとめ 湖沼の富栄養化が水生植物に及ぼす影響ならびに霞ヶ浦の水生植物群落の保護について

これまで2~6章に述べたように、最近の霞ヶ浦の湖内における水生植物の種および生活型別群落の分布の不均一性、ならびに1972年以後の6年間におけるそれらの変化は、かなり顕著でかつ一定の傾向をもっており、湖の富栄養化の進行が水生植物に及ぼす影響の過程を一貫して示してい

る。ここでは、そのような現象について総合的に考察するとともに、霞ヶ浦の水生植物の保護について論ずる。

流域からの人為的影響により湖水の富栄養化が急速に進行する過程において、湖内の水生植物の3つの生活型が受ける影響を、これまでに述べた霞ヶ浦の調査結果および筆者ら^{13), 14)}の諏訪湖における調査結果にもとづいて図式化すると図9のようになる。

図9の下段には、湖の富栄養化が進み過栄養の段階に至る過程における、水生植物の3つの生活型の植被面積の変化を、A, B, Cの3段階に分けて示してある。この3つの段階の間には、明瞭な境界を設けることはできないが、Aの段階は植物プランクトンの水の華は存在するが、平穏時にも湖面を覆いつくすほどではなく、湖水の透明度はなお1m以上を保っている。Bは平穏時には水の華が湖面をふさぎ、波浪によって湖水が攪拌される時でも波頭が緑色に見え、透明度は30cm付近、またはそれ以下に低下する段階を指す。Cの段階は、Bの段階に達している湖において、入江や湾の奥部、または抽水植物群落内などのような、湖水の停滞した水域に局所的にみられる現象で、水の華が風に吹き寄せられ軟泥状となって厚く水面をふさぎ、水生植物体およびその立地を完全に

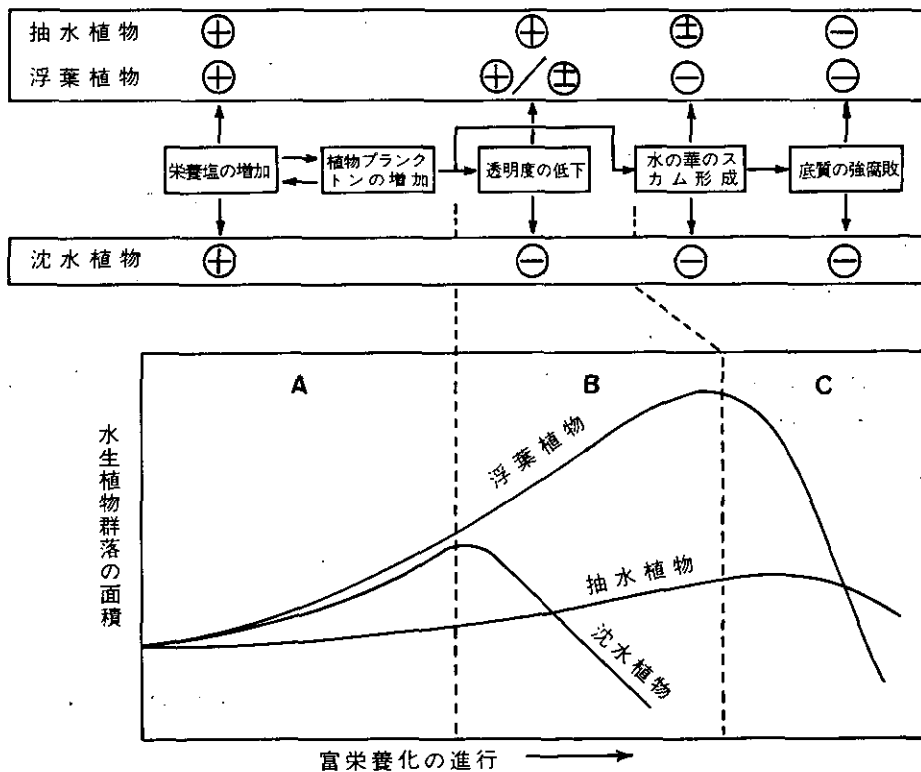


図 9 湖の富栄養化に伴う水生植物群落の変化を示す模式図
 Fig.9 Schema on the changes of aquatic plant communities following lake eutrophication

覆ってしまう状態である。このような状態が永くつづけば、高浜入りの奥部でみられたように、植物プランクトンの軟泥はスカム状となって下層で腐敗して悪臭を放ち、その下に閉じ込められた沈水植物や浮葉植物が枯死することはもちろんであるが、抽水植物にもその影響が及ぶことがある。このような現象は、湖全体からみれば局部的なものではあるが、移動による回避が不可能な水生植物にとっては、その生育に致命的な影響を与える段階として把握しておく必要がある。

なおAからBへの移行の段階において、沈水植物や浮葉植物には、顕著な種の交代がみられる。すなわち、霞ヶ浦の沈水植物では、ササバモ、ホザキ、フサモ、エビモ等が優占種となって高密度の群落をつくり、全体としての植被面積は減少しても現存量は増加するというような現象も起りうる。一方、湖水の透明度低下の影響を受け易いシャクジモ科、イバラモ科、マツモ科、ヒルムシロ科のいくつかの種などが姿を消し、フロラの多様性が低下する。浮葉植物については、沈水植物のような著しい種の交代はみられないが、ヒシ科やアサザ等の優占度が上ることは明らかである。

上記のような図式に照して、霞ヶ浦の水生植物の近年における変化をみると、4-4に述べたように、1972年以後の6年間に、湖全体の植被面積において、沈水植物の減少と浮葉植物の増加という傾向が明白である。霞ヶ浦と同様に、人為的原因による富栄養化が近年急速に進行し、毎年大量の水の華の発生をみる諏訪湖についても、小泉ら¹³⁾、桜井ら¹⁴⁾、および倉沢ら¹⁵⁾が水生植物の現状や遷移について報告しているが、いずれにも図9にみられるような変化の傾向が指摘されている。

3章に述べたように、霞ヶ浦の湖盆をその水質の特性について、主湖盆と土浦の入江および高浜入りの3つの湖盆に分け、各湖盆の水生植物の現状や近年における変化の様相を図9にもとづいて比較検討すると、高浜入りの湖盆では図に示された段階が最も進んでおり、主湖盆に接する水域を除いた奥部は全体としてもB段階の末期にあり、最奥部の一帯やその他各所にCの段階に至った水域がみられる。これとは対照的に、汚濁源の直接的な負荷が少なく、湖盆面積も大きい主湖盆Iにおいては、沈水植物の種も多様性に富み、その植被面積も大きく、群落の平均沖出し幅は湖盆IIIの4倍強、湖盆IIの2倍に達する。このような主湖盆の水生植物の現状は、図10のAの末期の段階にあるものと評価できる。湖盆IIの水生植物の現状は、総合的にみて、IとIIIの中間にあり、Bの初期から中期の段階とみることができる。

湖沼の水生植物群落は、湖内の生物群集や水産資源の保護だけでなく、水質の保全や湖岸の景観の構成要素としても重要な役割を果たしている。したがって流域の開発や湖岸の改修を進める場合にも、湖内に一定量以上の水生植物群落が維持できるように配慮することは大切なことである。その保存の程度については一定の基準はないし、またそれを画一的に決めることはむづかしい。しかし、わが国の多くの湖沼の現状から考えて、その湖が元来もっている生物群集の多様性、水産業の質、および景観等を根本的に損なわないためには、水生植物群落が成立しうる沿岸帯の少なくとも50%に、できるだけ自然度の高い群落を残すことが望ましいと、筆者は考えている。

このような観点から霞ヶ浦の現状をみると、全湖岸を0.5 kmごとに分割した243の区画のうち、52%の区画が、2種以上の生活型の水生植物群落を、多かれ少なかれ保有している。湖の立地条件

が全く違うので、単純な比較はあまり意味がないにしても、霞ヶ浦と同様に著しく富栄養化が進んでいる諏訪湖においては、透明度の低下のほか、沿岸帯の浚渫、埋立て、湖岸の改修工事などのため、桜井ら¹⁴⁾、および倉沢ら¹⁵⁾の報告にみられるように、水生植物群落がほとんど潰滅状態に至っているのに比べれば、上記のような霞ヶ浦の水生植物の現状は、一部の水域を除けば、かなり良好な状態にあるものと評価できる。

しかし、これまで述べたように、霞ヶ浦の水生植物は、1972年以後のわずか6年の間にも、湖水の富栄養化やその他の人為の影響によって、質、量ともかなり退行的な変化の過程にあることがわかる。高浜入りの湖盆についてはいうまでもないが、その他の水域についても、保全の目標と方針をたてて、これ以上の退行を防止することが望ましい。そのような対策の主眼は、湖水の富栄養化の防止、すなわち植物プランクトンの発生量を抑制し湖水の透明度を高めること、および湖岸の改修工事に当っては、すでに筆者が提案したように¹⁾、水生植物群落とその立地を、できるだけ湖盆内に残して築堤する工法を採用することである。また、湖底の浚渫をおこなう場合にも、近年諏訪湖でおこなわれたような、沿岸帯の大部分を水深2.5mまで掘り下げる如き無謀な工事をしないで、必要量の水生植物群落を残すように、その区域を限定しなくてはならない。しかし、図9のAの末期またはBの段階にある湖において、沈水植物や浮葉植物があまりにも密生繁茂しすぎて、舟行や漁撈などに障害が生ずるような場合には、区域を限って刈り取り除法をおこなうことは差し支えないし、むしろ必要なことである。

湖の富栄養化防止対策のうち、湖内に蓄積した窒素やリン等の栄養塩を湖外に取り出す方策の一環として、しばしば水生植物の全面的な刈り取り除去を計画することがある。この方策の効果については、すでにほかのところで論じた¹⁶⁾が、水生植物の植被面積が、湖面積の数%にも満たないような湖においては、水生植物に保有される全窒素またはリンの量は、年間に湖外から供給される量または湖内に存在する総量からみればきわめて微々たるものであって、水生植物の除去搬出に要する費用は一応問わないにしても、刈り取りによる栄養塩除去の効果よりは、水生植物群落の消失による損失の方がはるかに大きいものと思われる。

湖沼の水生植物群落の保全・管理を計画的におこなうためには、その基礎資料として、植生図の作成やフロラ、植被面積、現存量などの調査を定期的実施することが望ましい。そのような調査は、面積が十数平方km程度以下の小湖であれば、2～3年に1度くらいずつ、全湖岸についておこなえばよい。しかし、霞ヶ浦のような大きな湖では、さまざまな要件を考慮して何か所かの定点を設け、その定点について2～3年ごとに定期調査をおこない、全湖岸の調査は、このような定期調査の3回に1回くらいの割合で実施すれば足りるであろう。なおこのような調査は、できる限り同一手法でおこなわねばならない。このような調査の結果は、単に水生植物群落の保全に役立つばかりでなく、その経年的な変化を検討することによって、湖沼の体質ともいうべき総合的な湖内環境の変化を察知することが可能になり、湖の保全対策に資することができる。

8. 摘 要

1) 1978および'79年の8～9月に霞ヶ浦(西浦)の湖岸および関連水域数十カ所について、水生植物のフロラおよび群落の種組成を調査するとともに、1万分の1航空写真にもとづいて生活型による植生図を作成し、全湖の植被面積、現存量を測定した。さらにこれらの結果を、富栄養化の程度が異なる湖内の3つの副湖盆について比較検討するとともに、上記と同様の方法でおこなった1972年の調査結果とも対比して、湖の富栄養化その他の人為の影響による水生植物群落の変化とその保全対策について考察した。

2) 水生植物の出現種は23科62種であった。その生活型別の内訳は、抽水植物12種、浮葉植物9種、沈水植物18種、浮漂植物4種、湿生植物19種であった。過去の報告に比べ、沈水植物の種の減少がみられた。また今回の調査で、湿生植物を除く真の水生植物として11種が新たに記載された。

3) 群落組成を調査した55の地点の半数で出現種が6種を越えた。また霞ヶ浦の3つの湖盆で出現種数を比較すると、富栄養化の程度に逆比例して、湖盆Ⅰ>Ⅱ>Ⅲの順に沈水植物の種の減少がみられた。

湖水の透明度が低い湖盆Ⅲで出現頻度が低い沈水植物は、リュウノヒゲモ、ヒロハノエビモ、センニンモ、ヤナギモ、イトモ、ササエビモ、クロモ、セキシウモ、コウガイモ、マツモ、などである。これに対し、ササバモ、ホザキノフサモ、エビモは湖盆Ⅲでも出現頻度が低下しない。

4) 群落の種組成表から求めた霞ヶ浦の水生植物の生活型別優占種は次のようであった。

抽水植物：ヨシ、マコモ、ヒメガマ

浮葉植物：ヒシ類(ヒシ、オニビシ、ヒメビシ、中間型)、アサザ

沈水植物：ササバモ、ホザキノフサモ、エビモ、セキシウモ、リュウノヒゲモ、ヒロハノエビモ

5) 1972年以後の6年間に出現頻度が上昇した種は、浮葉植物ではヒシ類とアサザ、沈水植物ではリュウノヒゲモ、エビモ、マツモであり、ササバモ、ホザキノフサモ、ヒロハノエビモ、セキシウモ、センニンモ、オオカナダモ等には変化がみられなかった。

6) 水生植物群落の分布限界水深については、調査時期に旱魃による水位低下があり、正確なことはわからないが、全湖では0.5～2.3mであり、3つの湖盆別の平均は、湖盆Ⅰで1.1m、Ⅱで0.59m、Ⅲで0.94mであった。

7) 航空写真を用いて、1万分の1の縮尺で生活型別植生図を作成した。この植生図から求めた霞ヶ浦の水生植物群落の総面積は7.47km²で、湖面積の4.45%であった。その内訳は抽水植物群落3.02km²、浮葉植物群落0.80km²、沈水植物群落3.64km²であった。

8) 水生植物群落の沖出し幅は、全湖平均で61.5mとなった。湖盆別、生活型別にみると、抽水植物群落の平均幅は湖盆Ⅰ<Ⅱ<Ⅲ、浮葉植物群落はⅠ≒Ⅱ<Ⅲ、沈水植物群落はⅠ>Ⅱ>Ⅲの傾向が顕著であった。

9) 湖岸線を0.5kmごとに分割し、区画ごとに群落の生活型組成をみると、3つの生活型をもつ区画は全体の4.5%であるが、2つ以上の生活型の群落をもつ湖岸は52%あった。3つの湖盆の

間には、8) と同一傾向の相違がみられた。

10) 西浦全湖の水生植物の植被面積を1972年に比較すると、全体で62.1%に低下し、抽水植物群落は71.5%、沈水植物群落は48.7%に低下したが、浮葉植物群落は254.2%に増加した。

11) 1972年と1978年の植生図を対比して、湖岸線の0.5 kmの区画ごとの生活型別群落の増減の傾向を検討した。その結果、抽水植物群落および沈水植物群落はすべての湖盆で減少が増加を上回っているが、特に前者は湖盆Ⅲで減少が大きく、後者は湖盆ⅡおよびⅢで大きいことがわかった。浮葉植物はすべての湖盆で増加のみがみられ、減少している区画はなかった。

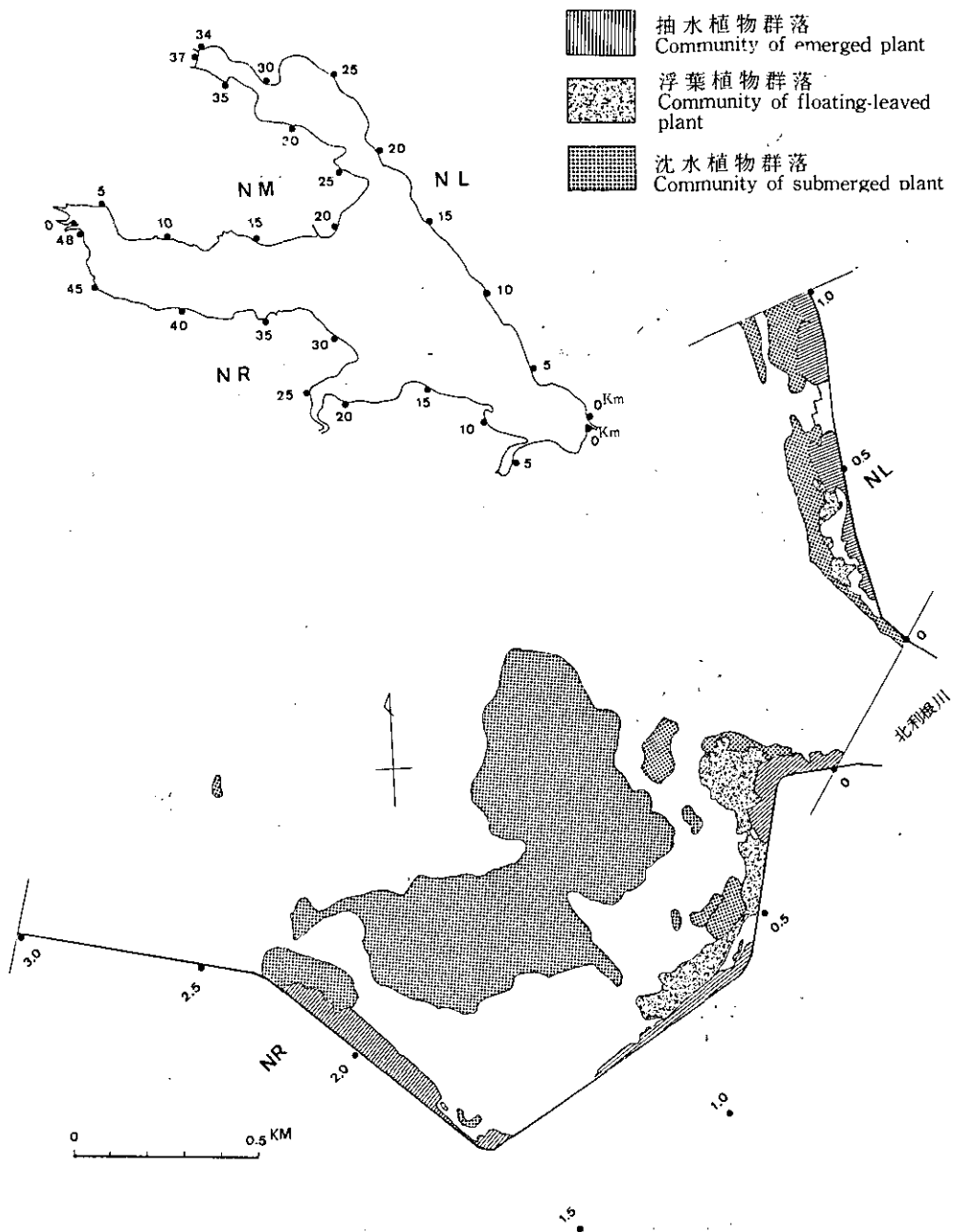
12) 水生植物の現存量は全湖で3974 t(乾量)、内訳は抽水植物3508 t、浮葉植物127 t、沈水植物339 tであった。1972年に比べて、抽水植物は63.6%に減少したが、浮葉植物は278%、沈水植物は157%に増加した。沈水植物が植被面積の減少に反して現存量が増えたのは、富栄養化適応種の優占度が上昇し、密生群落が増加したためと考えられる。

13) 近年の霞ヶ浦における水生植物の種の特記すべき現象として、高浜入り奥部水域の最近数年間における種の交代と潰滅の現象、一部の水域で増加しつつある沈水植物群落、水位変動による沿岸帯の干上りが水生植物に及ぼす影響、帰化水生植物の分布などを記録した。

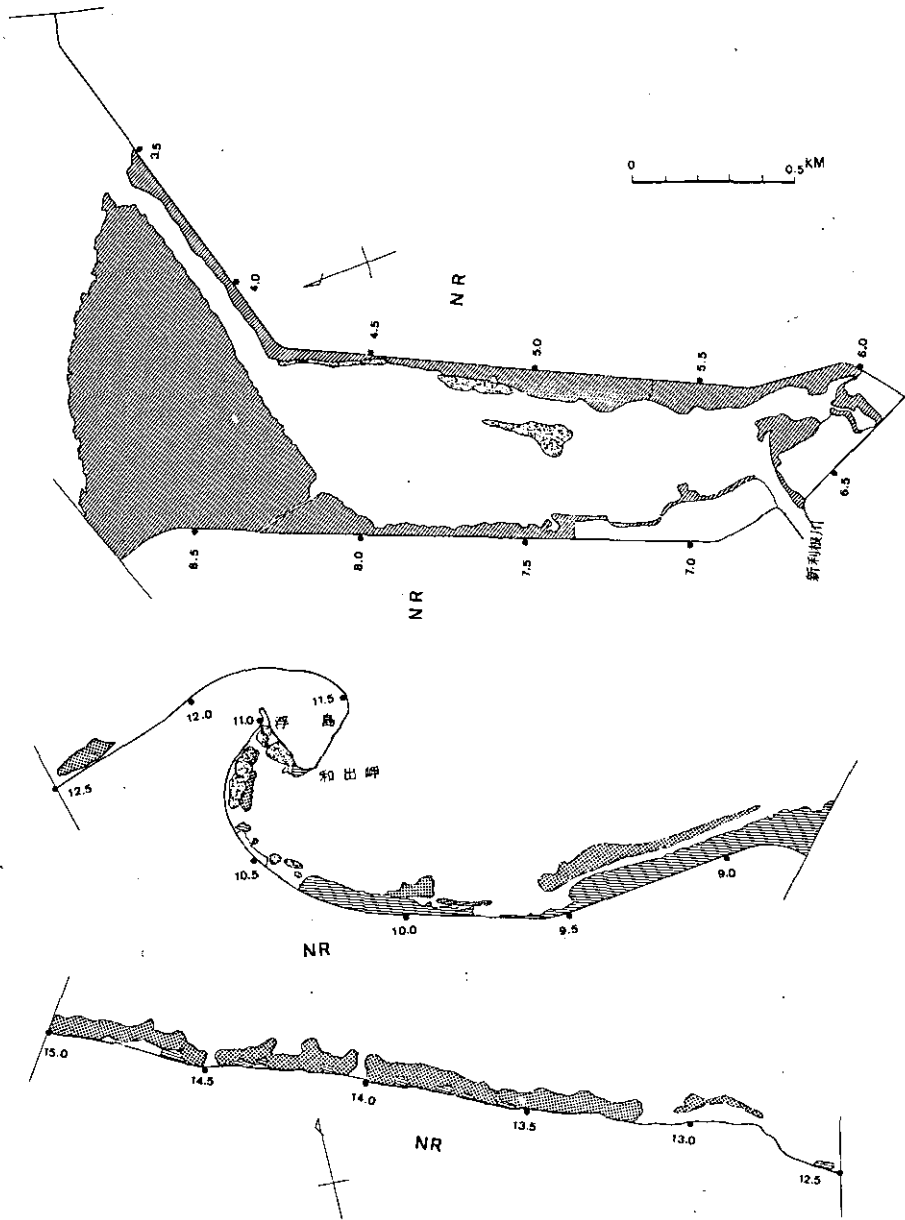
14) 以上を総括して、湖沼の富栄養化の過程が水生植物に及ぼす影響を図式化し、霞ヶ浦の現状を評価するとともに、水生植物群落の保全対策について考察した。

引用文献

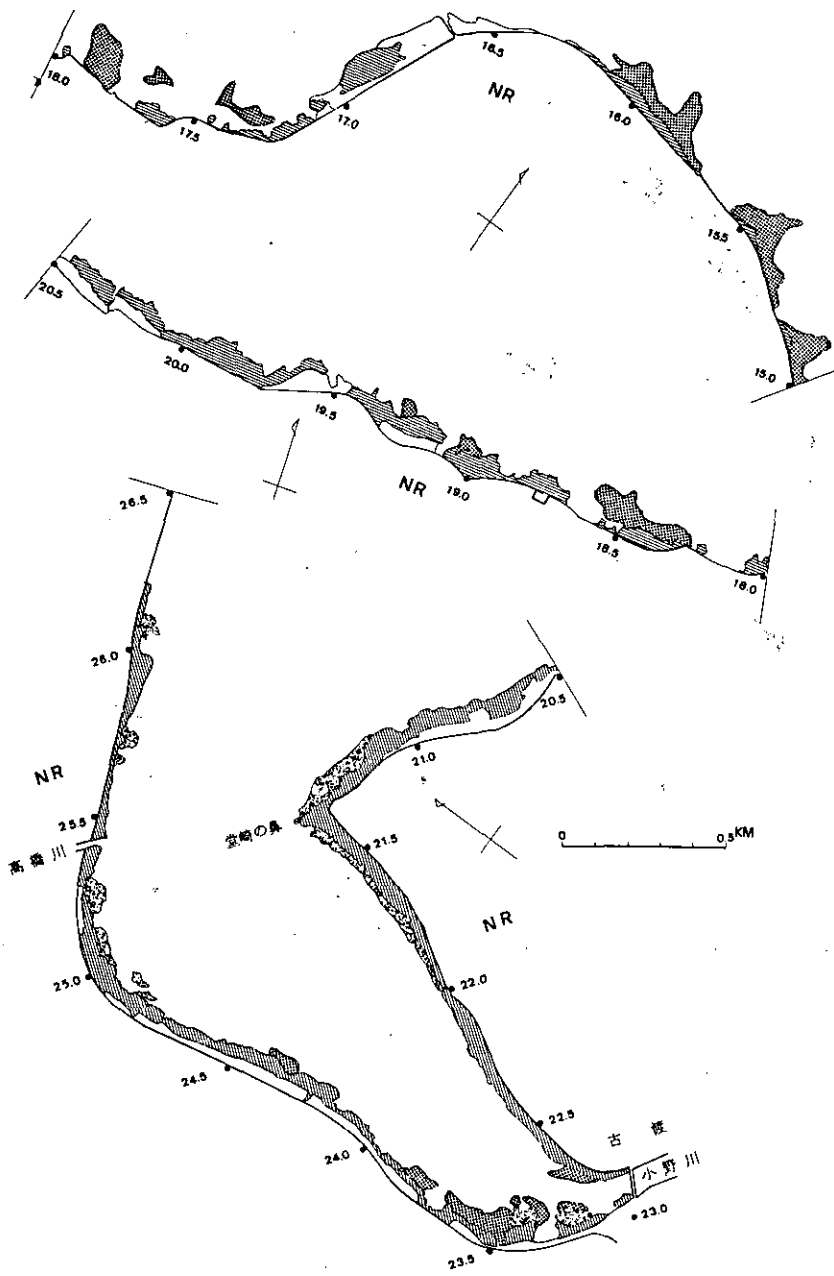
- 1) 桜井善雄・林 一六・渡辺義人・天白精子・大橋通成(1973): 霞ヶ浦生物調査報告書——水生植物。建設省霞ヶ浦工事事務所, 78-148.
- 2) 桜井善雄(1980): 水生植物。霞ヶ浦の生物。建設省霞ヶ浦工事事務所, 174pp., 15-21, 69-100.
- 3) 黒田 侃(1899): 霞ヶ浦産植物。植物学雑誌, No144, 51-53.
- 4) 茨城県(1959): 霞ヶ浦における水位低下が水産生物に及ぼす影響の基礎的研究, 第1報(概報), 1-35pp.
- 5) 山内 文・榎山泰一(1971): 水生植物調査。霞ヶ浦・北浦水産生物調査報告書, 水資源開発公団, 1-21pp.
- 6) 合田 健(研究代表者)(1979): 霞ヶ浦全域調査データ。国立公害研究所研究報告, No.6, 335-375.
- 7) 国井秀伸・生嶋 功(1979): 水草。図説環境汚染と生物指標。松中昭一編, 朝倉書店, 東京, 198pp., 176-177.
- 8) 国井秀伸(1979): 冬季にみられた帰化水生植物コカナダモの成長。第26回日本生態学会大会講演要旨集, C-125.
- 9) 生嶋 功(1970): 諏訪湖の水生植物群落の生産に関する2・3の知見。JIBP-PF諏訪湖生物群集の生産力に関する研究経過報告, No.2, 33-40.
- 10) 生嶋 功(1975): 生物指標としての水草・環境と生物指標2—水界編, 日本生態学会環境問題専門委員会編, 共立出版, 東京, 310pp., 90-96.
- 11) 永井かな(1975): 水草類の分布と生態。琵琶湖水生植物実態調査報告書, 都市科学研究所, 1-32.
- 12) 大滝末男(1976): 帰化水草。原色日本帰化植物図鑑, 長田武正著, 保育社, 東京, 425pp., 395-404.
- 13) 小泉清明・桜井善雄・川島信三(1967): 諏訪湖の高等水生植物の現存量。陸生物学雑誌, 28(2), 57-63.
- 14) 桜井善雄・渡辺義人: 諏訪湖の水生植物。JIBP-PF諏訪湖生物群集の生産力に関する研究経過報告, No.5, 1-4.
- 15) 倉沢秀夫・沖野外輝夫・林秀剛(1979): 諏訪湖大型水生植物の分布と現存量の経年変化。諏訪湖水域生態系研究報告, No.3, 7-26.
- 16) 桜井善雄(1975): 水草類が琵琶湖の水質に及ぼす影響について。琵琶湖水生植物実態調査報告書, 都市科学研究所, 33-44.



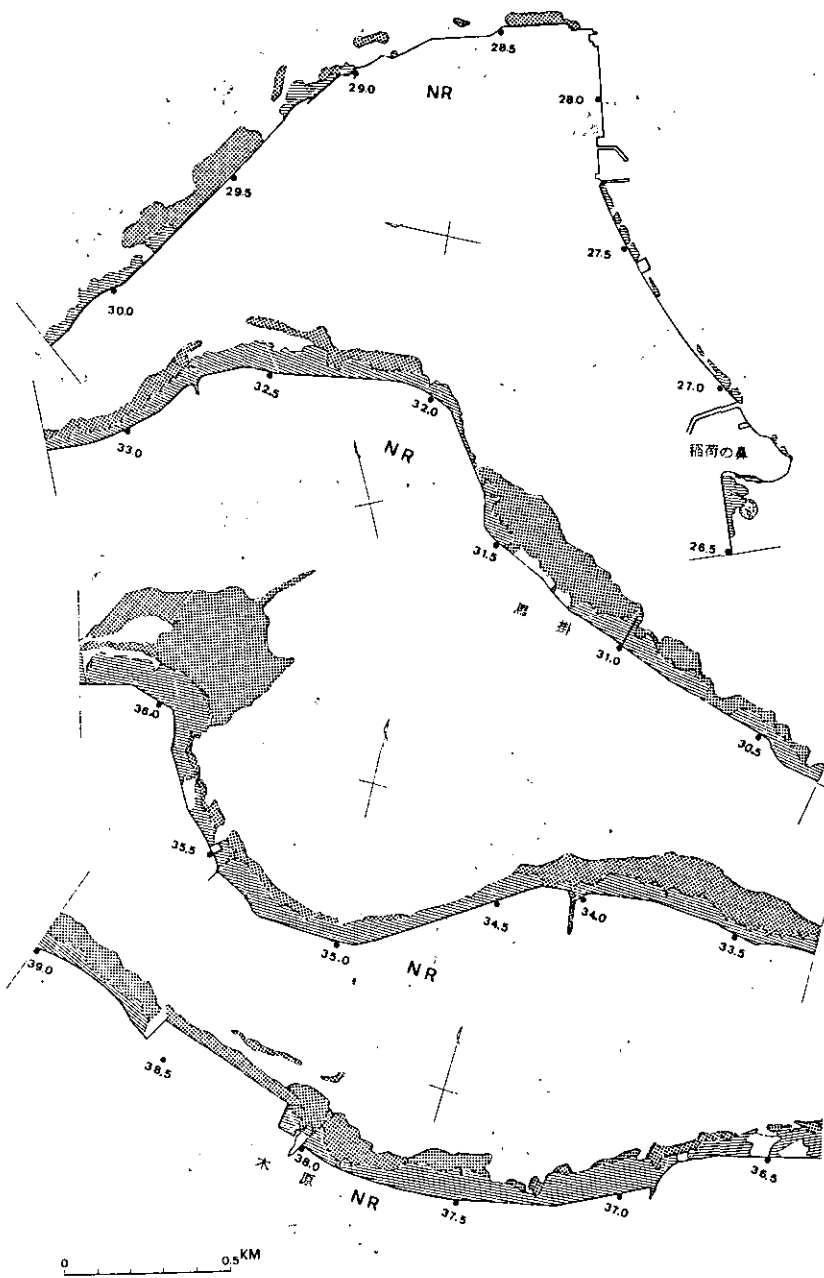
図版 I 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate 1 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms — August 1978



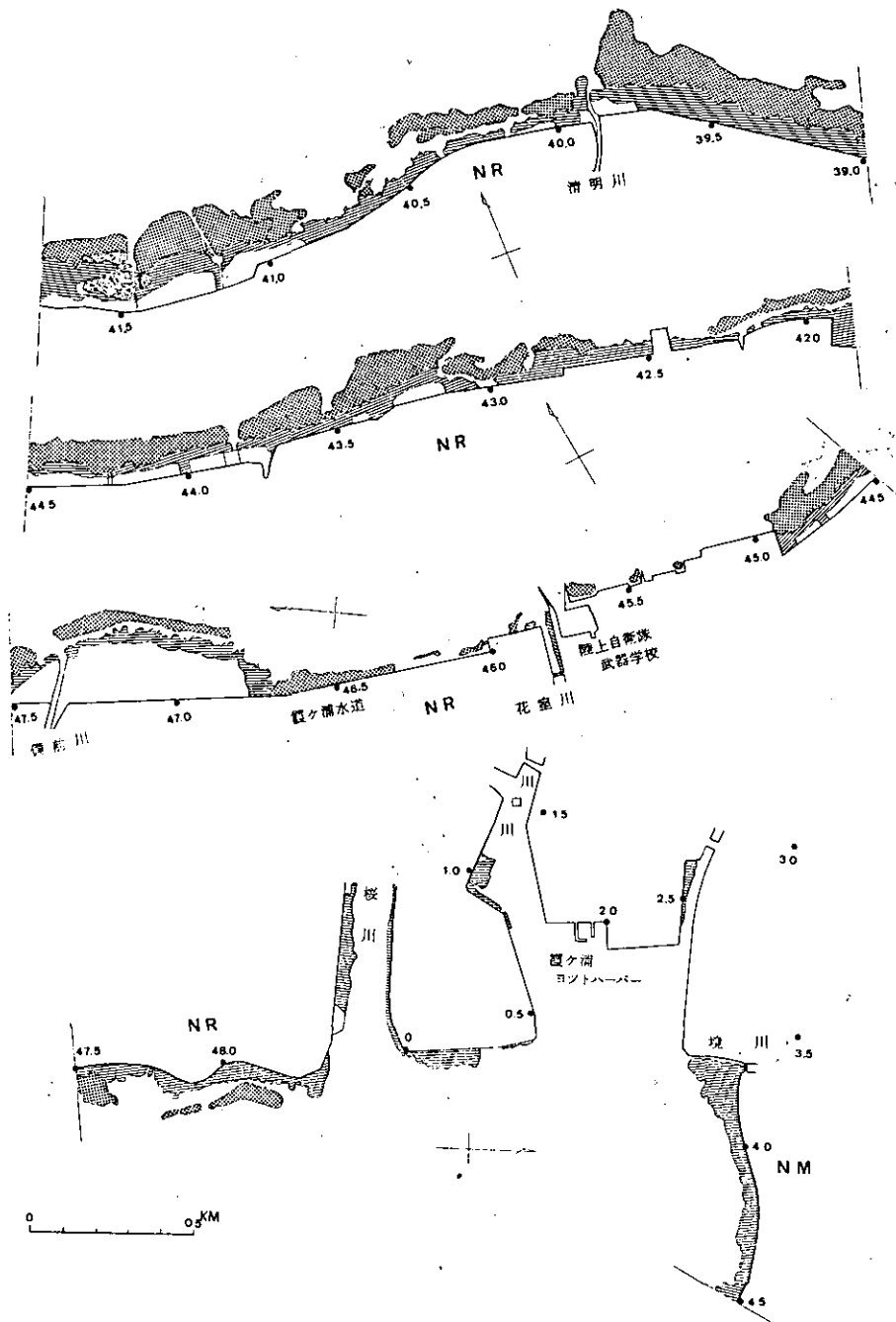
図版 2 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年 8 月
 Plate 2 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms — August 1978



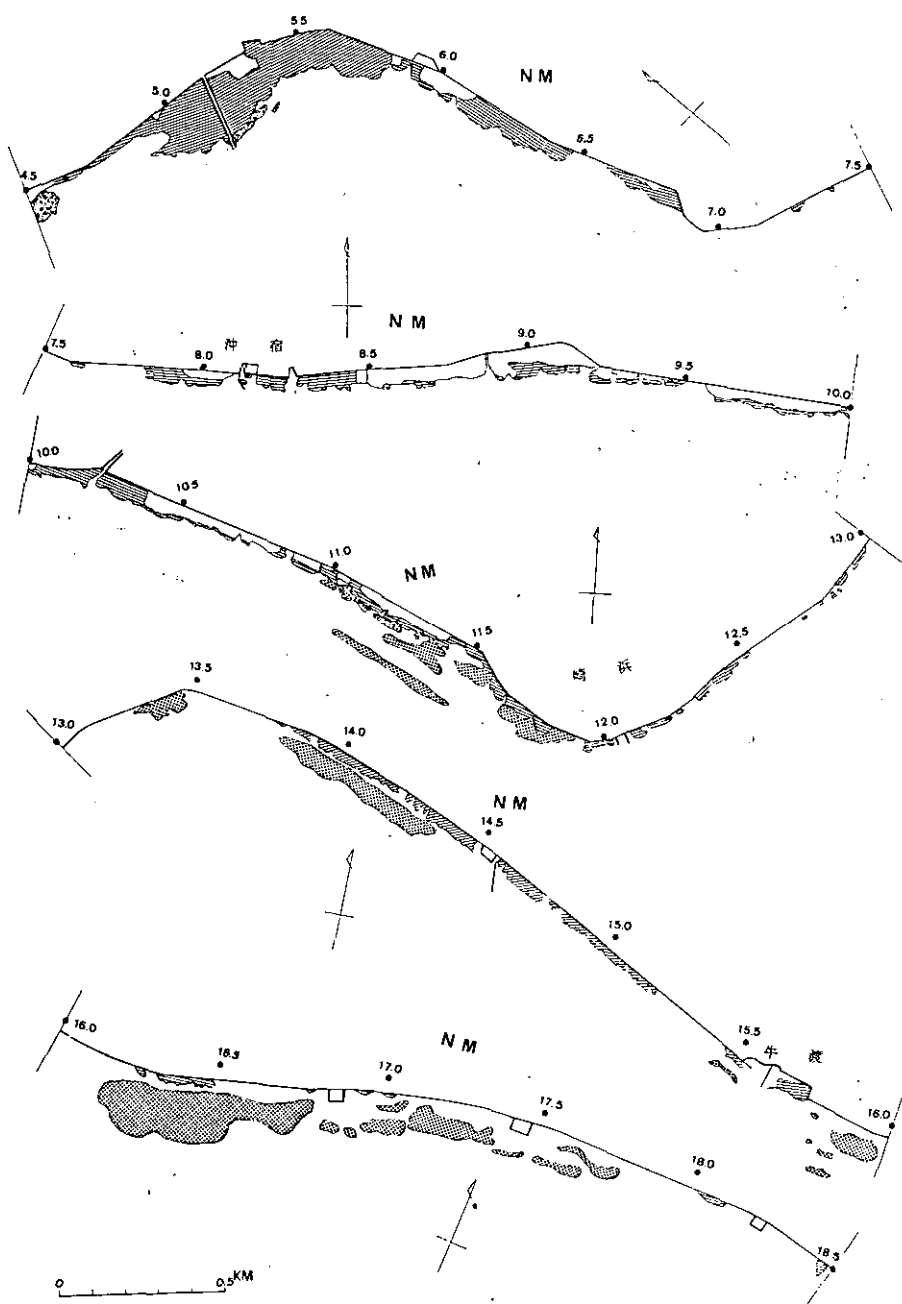
図版 3 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate 3 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms — August 1978



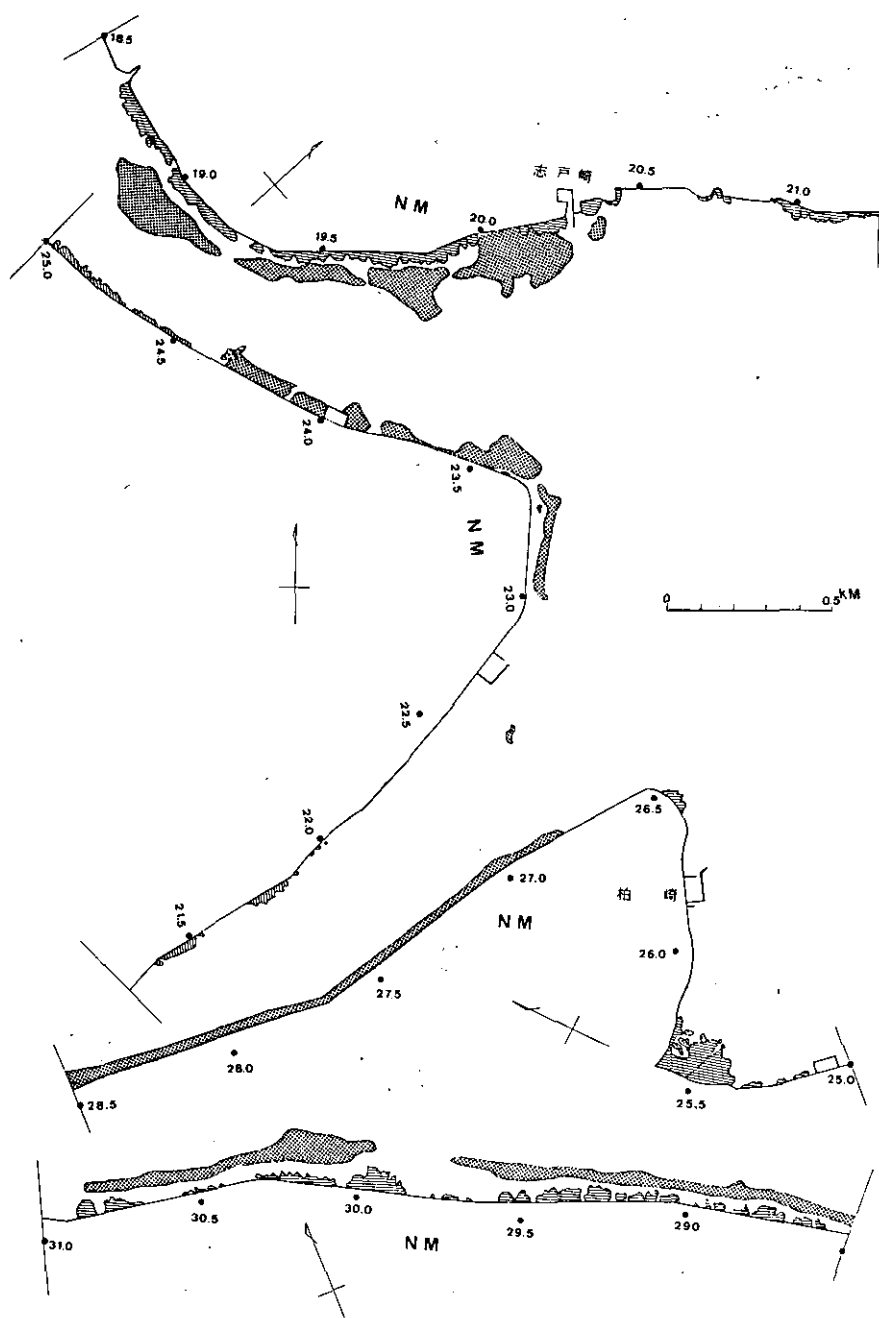
図版 4 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図—1978年8月
 Plate 4 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura
 according to their life forms — August 1978



図版 5. 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate 5 Vegetation map of aquatic plant communities, in Lake Kasumigaura according to their life forms —— August 1978



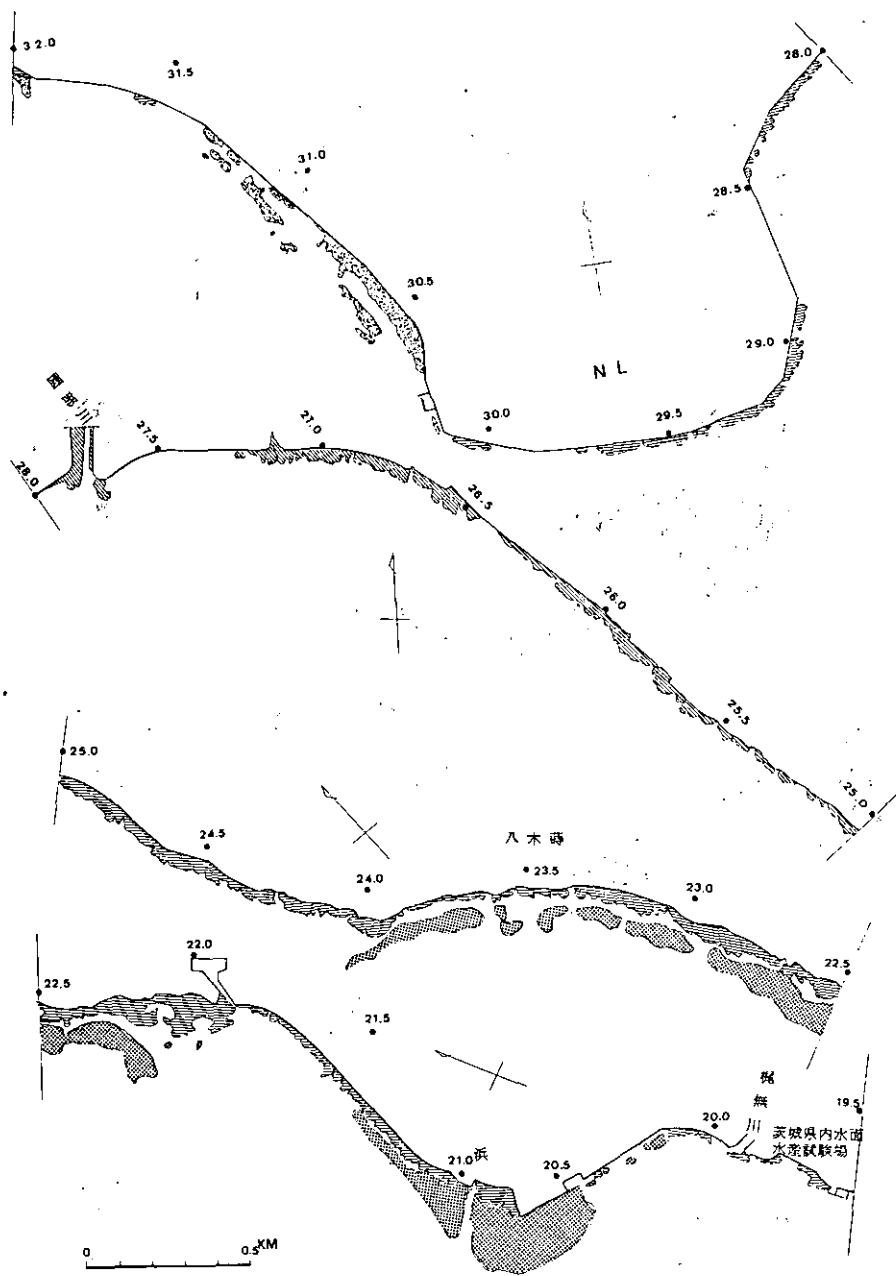
図版 6 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年 8 月
 Plate 6 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms ——August 1978



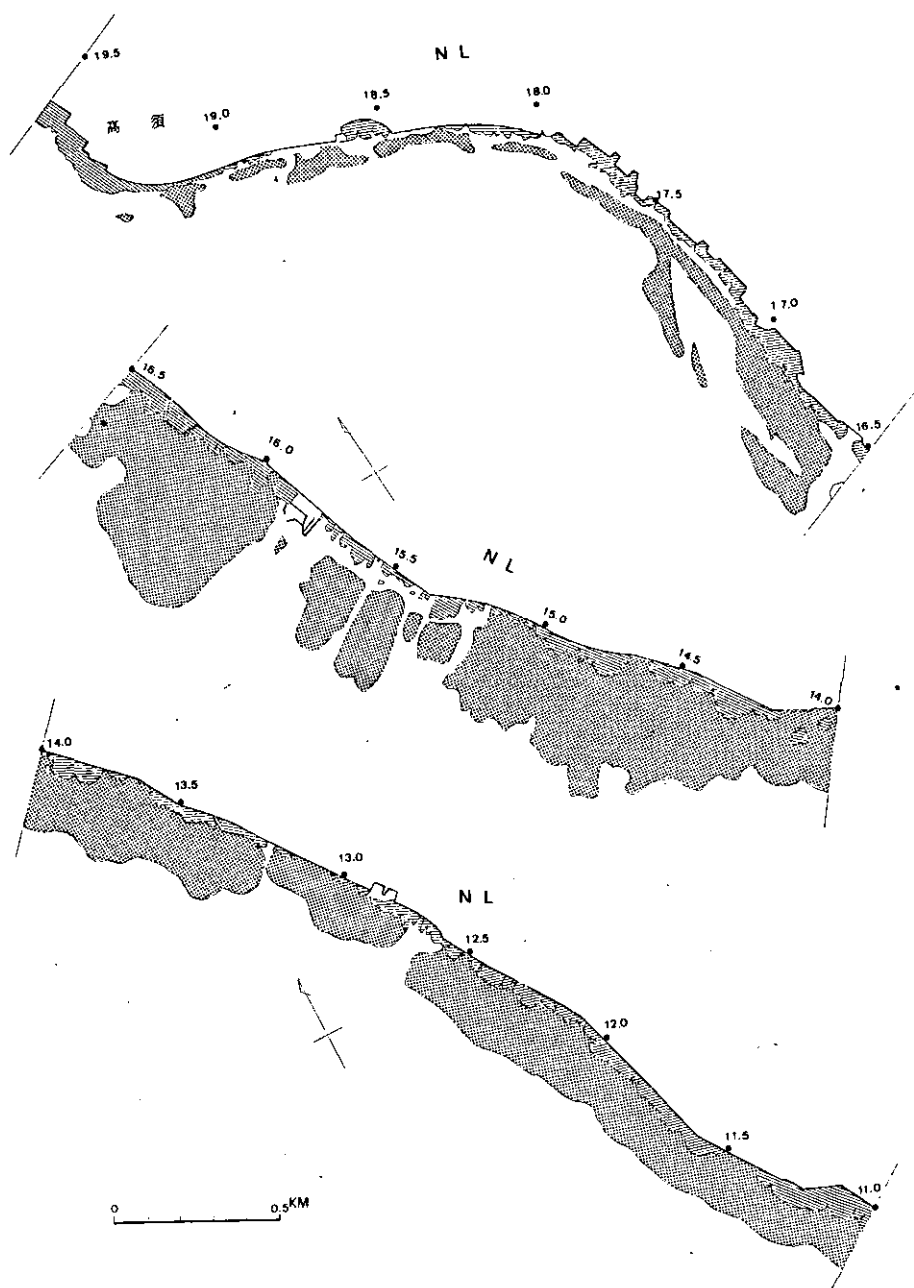
図版 7 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate 7 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms ——August 1978



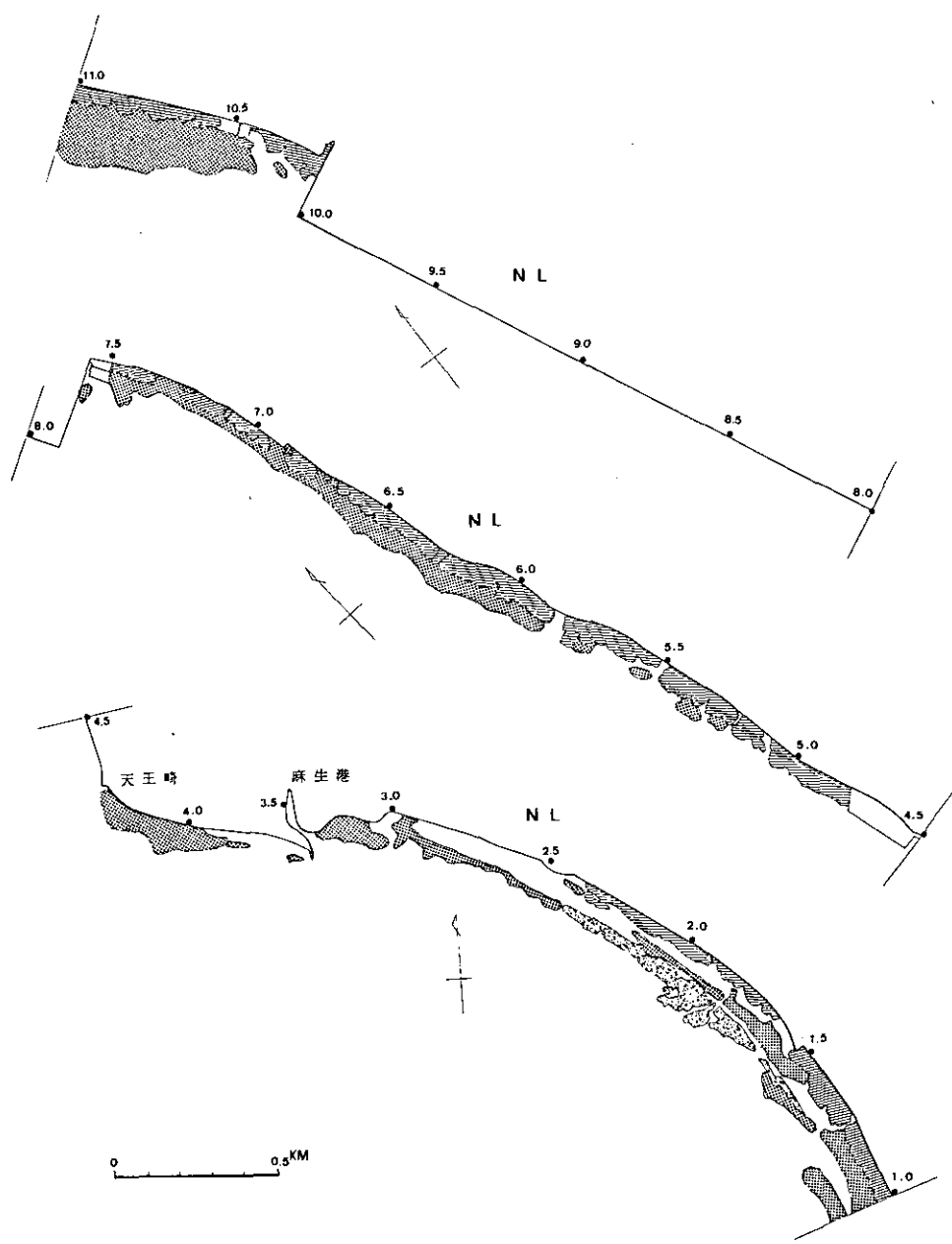
図版 8 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate 8 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms —— August 1978



図版 9 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate 9. Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura ;
 according to their life forms — August 1978



図版 10 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate 10 Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms —— August 1978



図版 11 霞ヶ浦の水生植物群落の生活型による植生図——1978年8月
 Plate II Vegetation map of aquatic plant communities in Lake Kasumigaura according to their life forms — August 1978

霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支

相崎守弘¹・大槻晃²・海老瀬潜¹

安部喜也²・岩熊敏夫³・福島武彦¹

Budget of Nutrients at Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura

Morihiro AIZAKI¹, Akira OTSUKI², Senichi EBISE¹, Yoshinari AMBE²

Toshio IWAKUMA³ and Takehiko FUKUSHIMA¹

Abstract

Budget of nutrients (P, N) at Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura has been investigated. The studied area is about one sixth of the lake and most eutrophicated part of the lake by the inflow of highly polluted river water and man's activity such as fish cultivation. We divided this area into two zones, zone A and zone B. Zone A is the most inner part of the bay with $3.87 \times 10^6 \text{ m}^2$ in area and 1.7m in mean depth. Zone B is the main body of the bay with $16.55 \times 10^6 \text{ m}^2$ in area and 3.4m in mean depth. The main sources of nutrients are three inflowing polluted rivers, feeding for cultured carps and atmospheric fallout. Diurnal mean nutrients loadings from these inputs were estimated to $170-215 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ and $18-24 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ at zone A, and $60-90 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ and $5-6 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ at zone B. Diurnal mean outputs with outflowing current from zone A to zone B and from zone B to the main body of the lake were estimated to $85-140 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ and $11-12 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ at zone A, and $18-35 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ and $2.6-4.0 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ at zone B. The fresh sedimentation rates were estimated at $32-35 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ and $5-6 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ at zone A, and $24-30 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ and $3-5 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ at zone B. The most characteristic feature of this lake in the cycle of the nutrients was the importance of nutrient supply by feeding for fish cultivation.

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Chemistry and Physics Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1. はじめに

霞ヶ浦は関東平野東南部に位置し、本邦第2位の表面積、171 km²を有する湖であり、また平均水深約4 m、最大水深約7 mと非常に浅い湖である。そのため1950年以前より富栄養湖として知られてきたが、近年その傾向はますます強まり大きな社会問題となっている。近年の著しい湖の富栄養化は主として人間活動に起因し、湖へ供給される栄養塩量が増加するために引き起されている。霞ヶ浦もその例外ではないが、その湖盆形態から湖内の物質循環のかなりの部分に湖底表層が関与していると考えられている。(相崎・中島, 1981)。また漁業が盛んであり、特に鯉の養殖はその生産量が非常に大きいため湖内に与える影響も大きなものと思われる。したがって、霞ヶ浦の富栄養化機構を明らかにするためには、河川等からの栄養塩の流入や底泥での有機物分解、栄養塩回帰等を含めた湖内での栄養塩収支を明らかにする必要がある。我々は1978年6月から1980年5月にかけて霞ヶ浦の約1/6の面積を有し、富栄養化の最も著しい水域である高浜入において、窒素およびリンを主とした栄養塩の収支を明らかにするべく調査を行った。ここではその結果について報告する。

2. 方法

高浜入は霞ヶ浦の北東に位置する大きな入江である。我々は高浜入水域を湾奥部 (Aゾーン)、および湾中央部 (Bゾーン) の2つの水域に分け (図1)、それぞれについて栄養塩収支を調べた。Aゾーンは表面積3.9 km²、容量 6.5×10^6 m³、平均水深1.7 mの水域で恋瀬川、山王川の2河川が流入している。Bゾーンは表面積16.6 km²、容量 55.6×10^6 m³、平均水深3.3 mの水域で園部川が流入している。これら3河川からの流入負荷量を知るために、これらの河川の流入端付近で1968年6

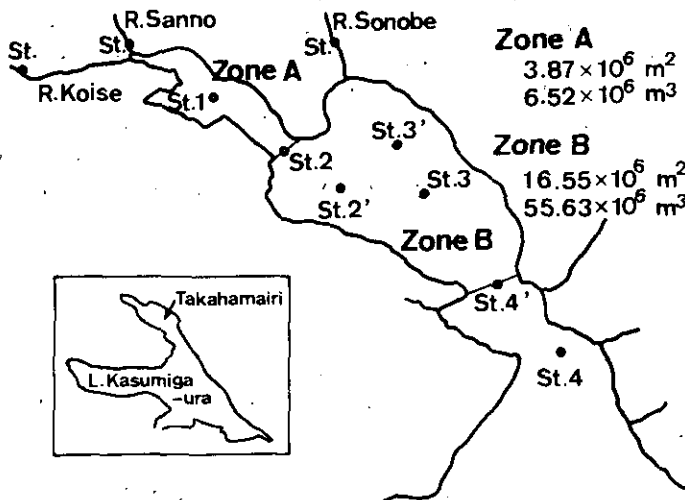


図 1 霞ヶ浦高浜入の概略図および調査地点

Fig. 1 Studied area and sampling stations of Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura

月から1980年5月まで毎週1度の流量観測と採水を行い、各種栄養塩濃度の測定を行った(海老瀬, 1981)。また湖内の水質変動を知るために、1978年は毎月1度ないし2度、1979年5月以後は2週間に1度の割合で、Aゾーンについては2地点、Bゾーンについては1~4地点で測定を行った(図1参照)(大槻ら, 1981)。Bゾーンについては1978年はSt. 3での測定だけであったためSt. 3の値を代表値として用いたが、1979年6月以後のデータについては4地点の平均値で表わした。Aゾーンでは鯉の養殖を行っているので、鯉の生産量および網の面数から計算によって負荷量を求めた。雨からの負荷量は高浜入から約23km離れた国立公害研究所屋上で雨水を採取し求めた(安部, 1981)。

栄養塩収支は湖水が完全混合しているものと仮定し、またAゾーンとBゾーンの水の交換は単純に河川水および雨水による流入分だけAゾーンからBゾーンへ押し出されるものとして計算した。同様にBゾーンでは、Aゾーンおよび園部川からの流入分だけ湖心域へ押し出されるものと仮定した。収支は夏(6月~8月)、秋(9月~11月)、冬(12月~2月)、春(3月~5月)の各季節ごとに3ヶ月間の値を平均して求めた。湖内蓄積量は次の季節の湖内現存量から対象とする季節の湖内現存量を差引くことによって求めた。

底泥での有機物分解速度、硝化速度は1979年夏季から1980年にかけて、ほぼ月に1度の割合で、Aゾーンについてはst. 1、BゾーンについてはSt. 2'およびSt. 3の底泥を直径4cmのアクリル樹脂製重力式コアサンプラーで採取し調べた(相崎, 未発表)。すなわち、底泥試料(0~2cm層および5~7cm層)10mlを500ml容量のL字管に入れ、純水100mlを加え、現場水温、暗条件下で、30~50r.p.m.の速度で振盪培養を行い、一定時間後、溶液中のアンモニア、亜硝酸および硝酸態窒素の測定を行い、全無機態窒素(TIN)および硝酸態窒素濃度の経時変化から、有機物分解速度および硝化速度を求めた。好気、暗条件下であることから脱窒による窒素の減少および藻類による窒素吸収は無視できると考えた。同様な方法で、L字管にダブルゴム栓をし、内部の空気を窒素ガスで置換して培養し、溶出してきたアンモニア態窒素濃度の経時変化から、嫌氣的条件下での有機物分解速度を求めた。脱窒量は中島・相崎(1981)の値を用いて求めた。空中窒素の固定はその量か他の負荷量に比べて著しく少いと考えられるところから(吉田ら, 1979)計算に含めなかった。

沈降量は直径30cmの塩ビ製ロート状沈降物採取器もしくは直径15cmのガラス製ロート状沈降物採取器を1日ないし数日間中間水深に吊り下げて沈降物を採取し求めた(福島・相崎, 未発表)。

光合成速度は明暗ビン法により、溶存酸素量の変化から求めた。1978年の測定については現場垂下法を用い、1979年以後の測定については疑似現場法によって求めた(岩熊・相崎, 1979; 岩熊・安野, 1981)。この他、霞ヶ浦は魚業が盛んであり、養殖魚業以外にも収奪魚業によってかなりの量が系外へ持出されているがその量は計算に含めなかった。

栄養塩の分析はオートアナライザーAAII型およびCSM6型(テクニコン社)を使用して行った。分析法は湖内および雨水については大槻ら(1981)、河川については海老瀬(1981)を参照されたい。但し、全窒素は湖内では全無機態窒素と懸濁態窒素の和で表わしたのに対し、河川ではアルカリ性で過硫酸カリウムによる酸化分解を行い、その後硝酸を測定するという方法で求めた。

3. 高浜入への栄養塩負荷

(1) 河川からの負荷

調査の対象とした河川は恋瀬川、山王川および園部川の3河川である。Aゾーンには恋瀬川と山王川がBゾーンには園部川が流入している。恋瀬川は上流に山林、中・下流に農耕地のある田園地河川で、霞ヶ浦では土浦入に流入する桜川に次いで大きな流域規模を有している。山王川は上流域に非用水型の工場団地と樹園地、中流域に石岡市街地、下流域に農耕地をようする市街地小河川である。園部川は、林地と農耕地に集落の散在する流域である。恋瀬川と園部川とは、恋瀬川の上流の山地部を除けば、降雨流出率がともに45%前後と似た流域特性を有している。山王川は、別水系あるいは地下水に依存する上水と工業用水の排水を受け、平均流量が押し上げられている。

表1~4にこれら3河川からの各季節ごとの流量、全無機態窒素、全窒素、無機態リン、全リンの各水域への負荷量を示す。Aゾーンの値は恋瀬川と山王川を合計した値である。流量は年間を平均すると、恋瀬川は $186 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ 、園部川は $118 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ 、山王川は $38 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ と恋瀬川、園部川、山王川の順に大きくなる。1978年6月から1979年5月までとそれ以後の1年間を比較すると20~50%後の1年間の方が流量が高く、特に園部川で増加量が大きかった。季節的には夏季および冬季に減少し、降雨量の大きい秋季および春季に増大する傾向がみられた。栄養塩負荷量は一般的に流量が増加すると負荷量も増加する傾向がみられた。特に硝酸態窒素にその傾向が顕著で、最大の季節と最小の季節の差は恋瀬川で11倍、山王川で5倍、園部川で5.5倍であった。アンモニア態窒素、全リン、無機態リンにもその傾向がみられたが、山王川では流量と流出負荷量の関係が定かでなく、ほぼ一定量に近い値であった(海老瀬, 1981)。3河川全体では降雨量および流量の少ない夏季と冬季に低い流出負荷量となり、降雨量と流量がともに多い秋季と春季に高い流出負荷量となる傾向がみられた。また降雨時には平水時の数倍の流量および負荷量になることが数回の観測から確かめられているが、今回は降雨時流出の補正は行わなかった。

(2) 大気降水物からの負荷

霞ヶ浦の湖水中ヘリンや窒素といった栄養塩が入ってくるコースとして、河川からの流入のほか、大気中から降水や降水物とともに入りこむものがあげられる。降水栄養塩としては、大気中から水面に直接降下するものと、流域の地表に落下して、他の供給源による栄養塩とともに河川を通して流入するものがあるがここでは前者のみを対象とした。表1~4に各季節ごとの単位面積当りの日降下量を示す。面積当りの降下量は季節によってかなり変動しており、全リンおよび全窒素とも秋季に少く春から夏にかけて高くなる傾向を示した。雨量との関連は必ずしも明確でなかった。全体に全リンと全無機態窒素はほぼ並行した変化を示した。

(3) 小割式養殖業からの負荷

霞ヶ浦の鯉の養殖は昭和38年~39年ごろより試験的に開始され、昭和44年~45年頃より急激に増加した。網生質による鯉の養殖からの霞ヶ浦への負荷量は、餌料投入量と鯉のとり揚げ量の差から

表 1 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支。Aゾーン, 1978年6月~1979年5月。
 Table 1. Budget of Nutrients at Takahamairi, Lake Kasumigaura. Zone A.
 Jun 1978 - May 1979.

| Period | Inflow & Outflow ($\times 10^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$) | | R.T. ¹⁾ (day) | Item | Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | | | | L/q_s ²⁾ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | Standing Crop | | Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Accumulation ³⁾ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Sediment. ⁴⁾ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) |
|------------------------|--|-------|-----------------------------|--------------------|--|------|--------------|------|--|-------------------------------------|-------------------------------------|--|---|--|
| | | | | | River | Rain | Fish Culture | Sum | | ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) | | | |
| June-Aug. 1978 | River | 132.2 | 47.4 | TIN | 45 | 1.2 | 54 | 100 | 2.8 | 0.19 | 328 | 7 | 14 | - |
| | Rain | 5.3 | | TN | 80 | 1.2 | 67 | 148 | 4.2 | 1.74 | 2923 | 62 | 7 | 620 (47) |
| | Total | 137.5 | | PO ₄ -P | 6 | 0.12 | 0.7 | 6.8 | 0.19 | 0.08 | 143 | 3 | -1 | - |
| | | | | T-P | 10 | 0.12 | 13 | 23.3 | 0.66 | 0.32 | 534 | 11 | -2 | 96 (7) |
| Sept.-Nov. 1978 | River | 229.8 | 26.8 | TIN | 95 | 2.2 | 32 | 129 | 2.1 | 0.93 | 1555 | 58 | -10 | - |
| | Rain | 13.4 | | TN | 148 | 2.2 | 40 | 191 | 3.0 | 2.13 | 3595 | 134 | -22 | 480 (36) |
| | Total | 243.2 | | PO ₄ -P | 7 | 0.11 | 0.4 | 7.5 | 0.11 | 0.01 | 17 | 0.6 | -0.1 | - |
| | | | | T-P | 13 | 0.11 | 8 | 21.2 | 0.34 | 0.19 | 315 | 12 | -1 | 72 (5) |
| Dec. 1978 Feb. 1979 | River | 187.5 | 33.3 | TIN | 112 | 1.8 | 0 | 114 | 2.3 | 0.40 | 667 | 20 | 2 | - |
| | Rain | 8.1 | | TN | 124 | 1.8 | 0 | 126 | 2.5 | 0.94 | 1580 | 47 | 10 | 216 (16) |
| | Total | 195.6 | | PO ₄ -P | 6 | 0.99 | 0 | 7.0 | 0.14 | 0.004 | 7 | 0.2 | 0.07 | - |
| | | | | T-P | 11 | 0.99 | 0 | 11.5 | 0.23 | 0.14 | 231 | 7 | 1 | 54 (4) |
| Mar.-May 1979 | River | 245.4 | 25.1 | TIN | 141 | 2.9 | 20 | 164 | 2.4 | 0.52 | 868 | 35 | -8 | - |
| | Rain | 14.0 | | TN | 182 | 2.9 | 25 | 210 | 3.1 | 1.45 | 2451 | 98 | -3 | 370 (28) |
| | Total | 259.4 | | PO ₄ -P | 7 | 0.06 | 0.3 | 7.4 | 0.11 | 0.008 | 13 | 0.5 | 1 | - |
| | | | | T-P | 14 | 0.66 | 5 | 18.7 | 0.28 | 0.21 | 360 | 14 | -2 | 80 (6) |
| June 1978 May 1979 | River | 198.7 | 33.2 | TIN | 98 | 2.1 | 26 | 126 | 2.3 | 0.51 | 855 | 30 | -0.01 | - |
| | Rain | 10.2 | | TN | 134 | 2.1 | 33 | 169 | 3.1 | 1.57 | 2637 | 85 | -2 | 424 (32) |
| | Total | 208.9 | | PO ₄ -P | 6 | 0.1 | 0.3 | 6.4 | 0.11 | 0.03 | 45 | 1.1 | -0.01 | - |
| | | | | T-P | 12 | 0.1 | 6 | 18.5 | 0.34 | 0.21 | 360 | 11 | -1 | 72 (6) |

1) R.T.: Retention time.

2) L/q_s : Average concentration of inflow nutrients.

3) Difference in standing crop of nutrients between series of two seasons/90 days.

4) Sediment.: Sedimentation amount calculated as sedimentation rate of $0.4 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$;

() : Sedimentation amount calculated as sedimentation rate of $0.03 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$.

表 2 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支。Aゾーン, 1979年6月~1980年5月。
 Table 2. Budget of nutrients at Takahamairi, Lake Kasumigaura. Zone A.
 Jun 1979 - May 1980.

| Period | Inflow & Outflow ($\times 10^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$) | | R.T. (day) | Item | Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | | | | L/q _s ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | Standing Crop | | Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Accumulation ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Sediment. ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) |
|------------------------|--|-------|---------------|--------------------|--|------|--------------|------|---|-------------------------------------|-------------------------------------|--|---|--|
| | | | | | River | Rain | Fish Culture | Sum | | ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) | | | |
| June-Aug. 1979 | River | 120.1 | 50.2 | TIN | 47 | 3.5 | 36 | 87 | 2.6 | 0.10 | 176 | 4 | 25 | - |
| | Rain | 9.8 | | TN | 86 | 3.5 | 45 | 135 | 4.0 | 1.30 | 2192 | 77 | 22 | 480 (36) |
| | Total | 129.9 | | PO ₄ -P | 6 | 0.1 | 0.4 | 6.5 | 0.19 | 0.06 | 99 | 2 | -0.8 | - |
| | | | | T-P | 13 | 0.1 | 8 | 21.4 | 0.64 | 0.36 | 612 | 12 | -3.7 | 120 (9) |
| Sept.-Nov. 1979 | River | 376.7 | 16.3 | TIN | 226 | 5.0 | 22 | 253 | 2.5 | 1.42 | 2392 | 147 | -4 | - |
| | Rain | 22.2 | | TN | 281 | 5.0 | 27 | 313 | 3.0 | 2.46 | 4138 | 254 | -13 | 416 (32) |
| | Total | 398.9 | | PO ₄ -P | 8 | 0.04 | 0.3 | 8.3 | 0.08 | 0.02 | 29 | 2 | -0.2 | - |
| | | | | T-P | 22 | 0.04 | 5 | 27.2 | 0.26 | 0.17 | 279 | 17 | -1 | 58 (4) |
| Dec. 1979 Feb. 1980 | River | 213.6 | 29.7 | TIN | 131 | 2.1 | 0 | 133 | 2.3 | 1.22 | 2046 | 69 | -5 | - |
| | Rain | 5.8 | | TN | 170 | 2.1 | 0 | 172 | 3.0 | 1.75 | 2938 | 99 | -0.5 | 212 (16) |
| | Total | 219.4 | | PO ₄ -P | 6 | 0.05 | 0 | 6 | 0.11 | 0.006 | 10 | 0.3 | -0.02 | - |
| | | | | T-P | 12 | 0.05 | 0 | 12 | 0.21 | 0.09 | 153 | 5 | 0.6 | 34 (2) |
| Mar.-May 1980 | River | 262.2 | 23.3 | TIN | 176 | 4.3 | 20 | 196 | 2.7 | 0.94 | 1572 | 68 | -9 | - |
| | Rain | 17.3 | | TN | 210 | 4.3 | 25 | 239 | 3.3 | 1.72 | 2893 | 124 | -8 | 312 (24) |
| | Total | 279.5 | | PO ₄ -P | 14 | 0.12 | 0.2 | 14.3 | 0.20 | 0.005 | 8 | 0.4 | 0.2 | - |
| | | | | T-P | 18 | 0.12 | 5 | 23 | 0.32 | 0.12 | 208 | 9 | 0.02 | 46 (3) |
| June 1979 May 1980 | River | 243.2 | 25.4 | TIN | 145 | 3.7 | 19 | 168 | 2.5 | 0.92 | 1547 | 61 | 2 | - |
| | Rain | 13.8 | | TN | 187 | 3.7 | 24 | 215 | 3.2 | 2.06 | 3461 | 137 | 0.1 | 456 (35) |
| | Total | 257.0 | | PO ₄ -P | 8 | 0.08 | 0.2 | 8.2 | 0.12 | 0.02 | 37 | 1.5 | -0.2 | - |
| | | | | T-P | 16 | 0.08 | 4.5 | 20.6 | 0.31 | 0.19 | 312 | 12 | -1.0 | 68 (5) |

表 3 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支。Bゾーン, 1978年6月-1979年5月。
 Table 3. Budget of Nutrients at Takahamairi, Lake Kasumigaura. Zone B.
 Jun 1978 - May 1979.

| Period | Inflow & Outflow ($\times 10^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$) | | R.T. (day) | Item | Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | | | | L /qs ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | Standing Crop | | Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Accumulation ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Sediment ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) |
|------------------------|--|-------|---------------|--------------------|--|------|-------------|-----|--|-------------------------------------|-------------------------------------|--|---|---|
| | | | | | River | Rain | From Zone A | Sum | | ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-2}$) | | | |
| June-Aug. 1978 | River | 92.1 | 220 | TIN | 24 | 1.2 | 2 | 27 | 1.8 | 0.08 | 259 | 1.2 | 5 | - |
| | Rain | 22.5 | | TN | 35 | 1.2 | 14 | 51 | 3.3 | 1.02 | 3445 | 15.6 | 5 | 376 (28) |
| | From Zone A | 137.5 | | PO ₄ -P | 2.2 | 0.12 | 0.7 | 3 | 0.20 | 0.06 | 218 | 1.0 | -1.2 | - |
| | Total | 252.1 | | T-P | 2.8 | 0.12 | 2.6 | 5.5 | 0.36 | 0.19 | 622 | 2.8 | -1 | 52 (4) |
| Sept.-Nov. 1978 | River | 88.1 | 143 | TIN | 30 | 2.3 | 14 | 46 | 2.0 | 0.22 | 729 | 5.1 | -7 | - |
| | Rain | 57.3 | | TN | 36 | 2.3 | 31 | 70 | 3.0 | 1.17 | 3923 | 27.4 | -26 | 380 (29) |
| | From Zone A | 243.2 | | PO ₄ -P | 2.4 | 0.12 | 0.1 | 2.6 | 0.11 | 0.03 | 104 | 0.7 | -1 | - |
| | Total | 388.6 | | T-P | 3.0 | 0.12 | 2.7 | 6 | 0.26 | 0.16 | 548 | 3.8 | -4 | 52 (4) |
| Dec. 1978 Feb. 1979 | River | 90.7 | 173 | TIN | 31 | 1.8 | 5 | 36 | 1.9 | 0.03 | 101 | 0.6 | 2.5 | - |
| | Rain | 34.6 | | TN | 33 | 1.8 | 11 | 46 | 2.3 | 0.47 | 1593 | 9.2 | 14 | 176 (13) |
| | From Zone A | 195.6 | | PO ₄ -P | 1.6 | 0.09 | 0.05 | 1.7 | 0.09 | 0.003> | 10> | 0.06> | -0.03 | - |
| | Total | 320.9 | | T-P | 2.2 | 0.09 | 1.6 | 4 | 0.21 | 0.06 | 205 | 1.2 | 2 | 23 (2) |
| Mar.-May 1979 | River | 101.1 | 132 | TIN | 16 | 2.9 | 8 | 27 | 1.1 | 0.10 | 323 | 2.4 | -2 | - |
| | Rain | 59.7 | | TN | 39 | 2.9 | 23 | 64 | 2.5 | 0.84 | 2830 | 21.4 | 30 | 298 (22) |
| | From Zone A | 259.4 | | PO ₄ -P | 1.2 | 0.06 | 0.1 | 1.4 | 0.06 | 0.002> | 7> | 0.05> | 1.4 | - |
| | Total | 420.2 | | T-P | 1.8 | 0.06 | 3.4 | 5 | 0.20 | 0.11 | 360 | 2.7 | 7 | 43 (3) |
| June 1978 May 1979 | River | 93.2 | 166 | TIN | 30 | 2.04 | 7 | 39 | 1.9 | 0.11 | 353 | 2.1 | -0.4 | - |
| | Rain | 43.5 | | TN | 35 | 2.04 | 20 | 58 | 2.9 | 0.88 | 2948 | 17.8 | 6 | 308 (24) |
| | From Zone A | 198.7 | | PO ₄ -P | 2.8 | 0.10 | 0.3 | 3.2 | 0.16 | 0.03 | 84 | 0.5 | 1 | - |
| | Total | 335.4 | | T-P | 3.6 | 0.10 | 2.6 | 6 | 0.30 | 0.13 | 434 | 2.6 | 1 | 40 (3) |

表 4 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支。Bゾーン, 1979年6月~1980年5月。
 Table 4. Budget of Nutrients at Takahamairi, Lake Kasumigaura. Zone B.
 Jun 1979 - May 1980.

| Period | Inflow & Outflow ($\times 10^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$) | R.T. (day) | Item | Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | | | | L/qs ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | Standing Crop | | Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Accumulation ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) | Sediment. ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) |
|------------------------|--|---------------|--------------------|--|------|--------------|-----|---|-------------------------------------|-------------------------------------|--|---|--|
| | | | | River | Rain | Fish Culture | Sum | | ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) | ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) | | | |
| June-Aug. 1979 | River 66.5 | 233 | TIN | 21 | 3.5 | 1 | 26 | 1.8 | 0.05 | 158 | 0.7 | 19 | - |
| | Rain 42.1 | | TN | 28 | 3.5 | 18 | 50 | 3.5 | 1.65 | 5534 | 23.7 | -4 | 640 (49) |
| | From Zone A 129.9 | | PO ₄ -P | 1 | 0.1 | 0.5 | 1.6 | 0.11 | 0.04 | 131 | 0.6 | -0.7 | - |
| | Total 238.5 | | T-P | 2 | 0.1 | 3 | 5.1 | 0.35 | 0.29 | 971 | 4.2 | -5 | 116 (9) |
| Sept.-Nov. 1979 | River 221.2 | 78 | TIN | 66 | 5.0 | 34 | 105 | 2.4 | 0.55 | 1848 | 23.8 | -4 | - |
| | Rain 95.0 | | TN | 83 | 5.0 | 59 | 147 | 3.4 | 1.54 | 5191 | 66.8 | -19 | 396 (30) |
| | From Zone A 398.9 | | PO ₄ -P | 2 | 0.04 | 0.5 | 2.5 | 0.06 | 0.02 | 64 | 0.8 | -0.6 | - |
| | Total 715.1 | | T-P | 5 | 0.04 | 4 | 9 | 0.21 | 0.15 | 514 | 6.6 | -3 | 52 (4) |
| Dec. 1979 Feb. 1980 | River 149.5 | 141 | TIN | 52 | 2.1 | 16 | 70 | 2.9 | 0.44 | 1472 | 10.4 | -13 | - |
| | Rain 25.0 | | TN | 66 | 2.1 | 23 | 91 | 3.8 | 1.04 | 3484 | 24.7 | -5 | 240 (18) |
| | From Zone A 219.4 | | PO ₄ -P | 2 | 0.05 | 0.07 | 2.1 | 0.09 | 0.002 | 7 | 0.05 | 0.03 | - |
| | Total 393.9 | | T-P | 4 | 0.05 | 1 | 5 | 0.21 | 0.07 | 235 | 1.7 | 2 | 27 (2) |
| Mar.-May 1980 | River 133.1 | 114 | TIN | 36 | 4.3 | 16 | 56 | 1.9 | 0.10 | 323 | 2.8 | 5 | - |
| | Rain 73.8 | | TN | 40 | 4.3 | 29 | 73 | 2.5 | 0.89 | 2990 | 26.2 | 7 | 316 (24) |
| | From Zone A 279.5 | | PO ₄ -P | 2 | 0.12 | 0.1 | 2.2 | 0.07 | 0.003 | 10 | 0.09 | 0.3 | - |
| | Total 486.4 | | T-P | 3 | 0.12 | 2 | 5.1 | 0.17 | 0.11 | 380 | 3.3 | 0.5 | 43 (3) |
| June 1979 May 1980 | River 142.6 | 121 | TIN | 44 | 3.7 | 14 | 62 | 2.2 | 0.28 | 951 | 9.4 | 2 | - |
| | Rain 59.0 | | TN | 54 | 3.7 | 32 | 90 | 3.2 | 1.28 | 4301 | 35.5 | -5 | 400 (30) |
| | From Zone A 257.0 | | PO ₄ -P | 2 | 0.08 | 0.4 | 2.5 | 0.09 | 0.02 | 54 | 0.4 | -0.2 | - |
| | Total 458.6 | | T-P | 3 | 0.08 | 3 | 6.1 | 0.22 | 0.16 | 524 | 4.0 | -1.4 | 60 (5) |

簡単に算出が可能である。ここでは次式により負荷量を算出した。

$$L = F \left(\frac{\alpha}{E} - \beta \right)$$

ここで、 L ：負荷量、 F ：生産量、 E ：餌料効率、 β ：鯉の栄養塩含有率、 α ：餌の栄養塩含有率。

茨城県霞ヶ浦水産事務所調査（1979）によれば、霞ヶ浦全体の鯉の生産量は、1974年、6,102トン；1975年、7,322トン；1976年、7,518トン；1977年、6,840トン；1978年、8,364トンと年々上昇してきたが、1979年は台風の影響や鯉の価格が低かった影響を受けて5,490トン（推定）まで減少した。餌の使用量は1978年で配合飼料、13,801トン；サナギ、854トン；穀類、22トン；フィードオイル・生魚、62トンであった。ここで餌料の約94%を占める配合飼料の使用量を全体の餌の使用量と仮定すると、1978年の鯉の生産量が8,364トンであったので、餌料効率（生産量／餌料使用量）として0.606が得られた。国立栄養研究所国民栄養振興会（1961）の分析では、鯉の体中の栄養塩含量は、窒素2.58%、リン0.237%、炭素約12%であった。また配合飼料中の窒素含量は6.56%、リン含量は1.1%、炭素含量が約45%であった。これらの値を用いて、上記の式から霞ヶ浦全体の小割式養殖業からの栄養塩負荷量を算出できる。その結果を表5に示す。

表 5 霞ヶ浦に対する鯉養殖業からの年間栄養塩負荷量
Table 5. Annual nutrients loading from fish culture to Lake Kasumigaura

| | 1974 | 1975 | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| P | 96 | 116 | 119 | 108 | 132 | 87 |
| N | 503 | 605 | 620 | 564 | 690 | 453 |
| C | 3,799 | 4,565 | 4,681 | 4,258 | 5,207 | 3,419 |

霞ヶ浦における鯉の養殖は、湖心部に面した玉造町、出島村が中心で、高浜入には比較的那の面数が少ない（茨城県霞ヶ浦水産事務所，1979）。また給餌期間は鯉の生長が盛んな4月から10月までに限られており、冬季には給餌されない。給餌量は自動給餌機がある場合と手まきで与える場合とでかなり異っている（北島，私信）。そこでこれらの値を補正して、月別、地域別に栄養塩負荷量を算出した。その結果を表6に示す。高浜入Aゾーンは玉里村地域が該当するので、Aゾーンへの鯉養殖業からの負荷量としてはこの値を用いた。Bゾーンの水域にも網罟が多少存在するが面数が少ないのでここでは無視した。また浜田ら（1979）や我々の予備的実験（串田・相崎，未発表）では、鯉から排泄される窒素の約60～90%が溶存態であり、リンは排泄量の約5%が溶存態であった。そこで鯉養殖業からの負荷のうち、窒素については80%、リンについては5%を溶存態として計算した。

表 6 霞ヶ浦の各水域に対する鯉の養殖業からの月間栄養塩負荷量
 Table 6. Monthly nutrients loading from fish culture to each division of Lake Kasumigaura

| 栄養塩 | 地 域 | 1978年 | | | | | 1979年 | | | | |
|-----|---------|-------------|------|------|------|-------|--------------|------|------|------|-------|
| | | 4, 5, 6, 10 | 7月 | 8月 | 9月 | 合計 | 4, 5, 6, 10月 | 7月 | 8月 | 9月 | 合計 |
| P | 土 浦 | 0.9 | 1.5 | 1.2 | 1.2 | 7.5 | 0.6 | 1.0 | 0.8 | 0.8 | 5.0 |
| | 出 島 村牛渡 | 3.0 | 4.1 | 3.8 | 3.8 | 23.7 | 2.0 | 2.7 | 2.5 | 2.5 | 5.7 |
| | 田伏 | 1.3 | 1.8 | 1.7 | 1.7 | 10.4 | 0.9 | 1.2 | 1.1 | 1.1 | 7.0 |
| | 柏崎 | 1.3 | 1.8 | 1.7 | 1.7 | 10.4 | 0.9 | 1.2 | 1.1 | 1.1 | 7.0 |
| | 玉 里 村 | 1.3 | 1.6 | 1.7 | 1.5 | 10.0 | 0.8 | 1.0 | 1.1 | 1.0 | 6.3 |
| | 玉 造 町 | 6.8 | 9.1 | 8.6 | 8.4 | 53.3 | 4.5 | 6.0 | 5.7 | 5.6 | 35.3 |
| | 麻 生 町 | 1.5 | 1.8 | 1.8 | 1.7 | 11.1 | 1.0 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 7.5 |
| | 桜 川 村 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.7 | 0.07 | 0.07 | 0.07 | 0.07 | 0.5 |
| | 美 浦 村 | 0.4 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3.1 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 2.1 |
| | 江戸崎町 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.7 | 0.07 | 0.07 | 0.07 | 0.07 | 0.5 |
| N | 土 浦 | 4.8 | 7.6 | 6.2 | 6.2 | 39.2 | 3.2 | 5.0 | 4.1 | 4.1 | 26.0 |
| | 出 島 村牛渡 | 15.9 | 21.4 | 20.0 | 20.0 | 125.0 | 10.4 | 14.1 | 13.1 | 13.1 | 81.9 |
| | 田伏 | 6.9 | 9.7 | 9.0 | 9.0 | 55.3 | 4.5 | 6.4 | 5.9 | 5.9 | 22.7 |
| | 柏崎 | 6.9 | 9.7 | 9.0 | 9.0 | 55.3 | 4.5 | 6.4 | 5.9 | 5.9 | 22.7 |
| | 玉 里 村 | 6.6 | 8.3 | 9.0 | 7.6 | 51.3 | 4.3 | 5.4 | 5.9 | 5.0 | 33.5 |
| | 玉 造 町 | 35.9 | 47.6 | 44.9 | 44.2 | 280.3 | 23.6 | 31.3 | 29.5 | 29.0 | 156.2 |
| | 麻 生 町 | 7.6 | 9.7 | 9.7 | 9.0 | 58.8 | 5.0 | 6.4 | 6.4 | 5.9 | 38.7 |
| | 桜 川 村 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 4.9 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3.5 |
| | 美 浦 村 | 2.8 | 2.8 | 2.8 | 2.8 | 16.8 | 1.4 | 1.8 | 1.8 | 1.8 | 11.0 |
| | 江戸崎町 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 4.9 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3.5 |

(4) その他

その他、湖岸部には多数の揚水施設があり、河川を通さず直接湖岸域のハス田、農耕地との水の交換があると思われるが、それによる負荷は計算に含めなかった。また地下水からの流入についても計算に含めなかった。

4. 栄養塩の湖内現存量

表1～4にAゾーン、Bゾーンにおける栄養塩類の現存量を示す。Aゾーンでは夏季以外では全無機態窒素の主成分は硝酸態であり、かなり高い現存量がみられたが、夏季には全無機態窒素濃度が減少するにつれ、その主成分はアンモニア態となった。7月中旬より8月中旬までは硝酸態窒素はほぼ完全に植物プランクトンにより消費されてしまうようであった。また無機リン酸は硝酸態窒素が減少するにつれ、その存在量は高くなり、夏季の植物プランクトンのブルームが生じている時

表 7 高浜入Bゾーンの4地点平均栄養塩濃度とst.3での栄養塩濃度の比較
 Table 7. Comparison of concentrations of nutrients between station 3 and average value of 4 stations in zone B

| | | 1979 | | | | | | 1980 | | | | |
|--------|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | June | July | Aug. | Sept. | Oct. | Nov. | Dec. | Jan. | Feb. | Mar. | Apr. |
| Zone B | TIN | 0.029 | 0.075 | 0.036 | 0.152 | 0.807 | 0.692 | 0.729 | 0.398 | 0.187 | 0.100 | 0.163 |
| | TN | 1.628 | 1.971 | 1.341 | 1.488 | 1.680 | 1.467 | 1.428 | 0.917 | 0.765 | 0.776 | 1.036 |
| | PO ₄ -P | 0.013 | 0.038 | 0.067 | 0.050 | 0.002 | 0.005 | 0.002 | 0.002 | 0.004 | 0.002 | 0.005 |
| | TP | 0.165 | 0.251 | 0.451 | 0.227 | 0.117 | 0.115 | 0.069 | 0.067 | 0.074 | 0.082 | 0.129 |
| st. 3 | TIN | 0.033 | 0.073 | 0.033 | 0.207 | 0.715 | 0.747 | 0.658 | 0.385 | 0.234 | 0.052 | 0.131 |
| | TN | 1.898 | 1.978 | 1.228 | 1.537 | 1.590 | 1.592 | 1.005 | 0.885 | 0.784 | 0.677 | 1.021 |
| | PO ₄ -P | 0.013 | 0.032 | 0.062 | 0.055 | 0.002 | 0.004 | 0.002 | 0.002 | 0.003 | 0.003 | 0.004 |
| | TP | 0.190 | 0.240 | 0.204 | 0.227 | 0.114 | 0.110 | 0.073 | 0.061 | 0.072 | 0.086 | 0.141 |

に最も高い値となった(大槻ら, 1981)。全窒素, 全リン濃度は, 植物プランクトンのブルームの生じる夏季に高く, 反対に冬季に低い値となった。同様な傾向はBゾーンでもみられた。表7にBゾーンの4地点(図1参照)での1979年6月から1980年5月までの栄養塩濃度の月別平均値とSt.3での栄養塩濃度の月別測定値を示す。表から明らかなごとく, 4地点での平均値とSt.3の値とは非常に近似しており, Bゾーンの代表地点としてSt.3を使用しても, ほぼ全体の水質を代表しうることが明らかになった。

栄養塩の湖内への蓄積量は, 夏季に著しく増加し, 秋季から冬季にかけてはかなり大きなマイナスの値となった。冬季から春季にかけては現存量に大きな変動はみられなかった。

5. 流出量

流出量は湖水が完全混合しているものと仮定し, またAゾーンとBゾーンの水の交換は, 単純に河川水および雨水による流入分だけAゾーンからBゾーンへ押し出されるものとして計算した。同様にBゾーンではAゾーンおよび園部川からの流入分だけ湖心域へ押し出されるものと仮定し計算した。すなわち流出流量(流入流量)にAゾーン, Bゾーンの現存量を積算することによって流出量を求めた。したがって, 湖内現存量が高く, 降雨量の大きな秋季に高い値となり, 反対に湖内現存量が低く, 降雨量の少ない冬季に小さな値となった。

6. 沈降水量

霞ヶ浦のような浅い湖では, 沈降物は, いわゆる新生堆積物と呼ばれる湖水中の植物・動物プランクトンなどの沈降物と底泥のかく乱によってまき上がった底泥由来の成分より構成されている。そのため, 全沈降物を新生堆積物と底泥由来のものに別けて考える必要がある。水中懸濁物, 沈降物, 底泥中の炭素, 窒素, リン含量等からみると沈降物の約50~90%が底泥由来であることがわかるが, これらの含量は風速と関係が深い。すなわち, 風速が大きくなると沈降水量も増加するがその成分組成は底泥のそれに近ずき, 風速が小さい時は沈降水量は減少し, その組成は水中懸濁物のそれに近づく。表8に1980年6月から8月まで, St.2'で連続測定を行った時の沈降物の乾燥重量, 炭素, 窒素およびリン含量を示す。この期間の平均沈降水量は, 乾燥重量で $29\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$, 炭素量で $2.2\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$, 窒素量で $310\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$, リン量で $73\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ であった。表9に1980年7月に高浜入の各地点で測定した沈降物の乾燥重量, 炭素, 窒素およびリン含量を示す。この時は比較的風が弱く, 沈降物量も少かった所から, ほぼ新生堆積物量に匹敵する沈降水量が得られたものと考えられる。この時の値としては, Aゾーンでは, 乾燥重量で $1.8\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$, 炭素量で $180\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$, 窒素量で $27\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$, リン量で $4.3\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ が得られた。これらの値と, その時の水中懸濁物現存量から沈降速度を求めると, 乾燥重量ではAゾーンで $0.09\text{ m}\cdot\text{day}^{-1}$, Bゾーンで $0.07\text{ m}\cdot\text{day}^{-1}$ であり, 他の炭素, 窒素およびリンの沈降速度はAゾーンおよびBゾーンであまりかわりなく, $0.01\sim 0.04\text{ m}\cdot\text{day}^{-1}$, 平均 $0.03\text{ m}\cdot\text{day}^{-1}$ であった。表8に示した連続測定期

表 8 高浜入St.2'における1980年夏季の沈降水量および沈降物中の炭素、窒素およびリン含量

Table 8. Precipitation amount and carbon, nitrogen and phosphorus contents. Samples were collected at St.2' from 27 June to 12 August, 1980.

| Sampling period | Average precipitated amount (g·m ⁻² ·day ⁻¹) | C content (%) | N content (%) | P content (%) |
|-----------------|---|---------------|---------------|---------------|
| June 27-30 | 59.0 | 7.0 | 0.84 | 0.16 |
| 30-July 2 | 110.0 | 6.3 | 0.76 | 0.18 |
| July 2-7 | 25.0 | 6.7 | 0.88 | - |
| 7-11 | 22.0 | 7.8 | 1.09 | 0.22 |
| 11-15 | 1.2 | 9.4 | 1.45 | 0.34 |
| 15-18 | 15.4 | 6.6 | 0.85 | 0.20 |
| 18-21 | 4.3 | 8.9 | 1.26 | 0.27 |
| 21-25 | 4.8 | 9.6 | 1.48 | 0.39 |
| 25-Aug. 1 | 26.2 | 6.9 | 0.93 | 0.23 |
| Aug. 1-6 | 33.8 | - | - | - |
| 6-12 | 16.6 | - | - | - |
| Average | 29.0 | 7.7 | 1.06 | 0.25 |

表 9 水中懸濁物、沈降物、および底泥中の炭素、窒素およびリン含量の比較
試料は1980年7月14日~15日に高浜入の各地点で採取した。

Table 9. Comparison of nutrients contents among suspended solid, precipitated matter and mud surface. Samples were collected at several stations in Takahamairi bay, during the period from 14 to 15 July, 1980.

| Station | Sample | Dry weight (g·m ⁻² ·day ⁻¹ or mg·l ⁻¹) | C content (%) | N content (%) | P content (%) |
|---------|-------------|--|---------------|---------------|---------------|
| St. 1 | SS | 19.3 | 26.3 | 5.04 | 0.64 |
| | Precipitate | 1.7 | 9.8 | 1.57 | 0.23 |
| | Mud | - | 4.8 | 0.51 | - |
| St. 2 | SS | 20.3 | 28.4 | 5.73 | 0.61 |
| | Precipitate | 0.75 | 13.0 | 2.01 | 0.31 |
| | Mud | - | 5.9 | 0.69 | 0.25 |
| St. 2' | SS | 20.3 | 30.7 | 5.46 | 0.45 |
| | Precipitate | 2.6 | 8.2 | 1.22 | 0.20 |
| | Mud | - | 5.5 | 0.66 | 0.18 |
| St. 3 | SS | 16.0 | 24.8 | 4.57 | 0.54 |
| | Precipitate | 0.53 | 15.2 | 2.48 | 0.20 |
| | Mud | - | 6.5 | 0.82 | 0.17 |

間の平均沈降速度は乾燥重量で $1.17 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。この期間の他の成分については、水中懸濁物中の含量を測定していなかったため正確な値はわからないが、7月のデータでは炭素、窒素およびリン成分は乾燥重量当りの沈降速度の約1/3の値であったので、連続観測期間のこれらの成分の平均沈降速度としては、 $0.4 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$ という値を推定した。

沈降速度は季節によって異ると考えられるが、他の季節にはまだ十分な観測がなされていないため、上記の値を使用して窒素、リン等の沈降量を推定した。すなわち、窒素およびリンの全沈降量としては湖内現存量に $0.4 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$ の沈降速度を積算した値、新生沈殿物量としては湖内現存量に $0.03 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$ の沈降速度を積算した値を用いた。この両者の差を底泥からのまき上げ量とした(表1~4)。

7. 光合成速度

湖沼の物質循環の中で植物プランクトンの光合成による栄養塩の吸収および有機物の生産は大きな柱である。表10にAゾーンおよびBゾーンでの各季節ごとの光合成速度および呼吸速度を岩熊・相崎(1979)、岩熊・安野(1981)のデータから算出して示した。1978年の値はAゾーンについてはSt. 1、BゾーンについてはSt. 2'の値で代表した。1979年以後の値はAゾーンはSt. 1およびSt. 2'の平均値、Bゾーンは、1979年冬季および春季はBゾーン内での測定を行っていなかったため、St. 2とSt. 4の平均値で表わした。1979年夏季以後はSt. 2'の値で代表させた。測定は酸素法で行ったので、得られた値を1/2.45倍して炭素量に換算した。また植物プランクトンの組成を $(\text{CH}_2\text{O})_{106} (\text{NH}_3)_{16} \text{H}_3\text{PO}_4$ として窒素の固定量および分解量を求めた。リンについては挙動に不明の点が多いので推定をさけた。Aゾーンでは単位面積当りの生産量と呼吸量がほぼ等しい値となったが、Bゾーンでは呼吸量の方がかなり高い結果となった。呼吸量は昼間に測定すると夜間に測定する場合の数倍高い値が観

表 10 AゾーンおよびBゾーンにおける1978年から1980年までの各季節における平均光合成速度および呼吸速度($\text{g} \cdot \text{O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)

Table 10. Average photosynthetic and respiration rates ($\text{g} \cdot \text{O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) in zone A and zone B in each season during the years from 1978 to 1980

| Season | Zone A | | Zone B | |
|-------------|--------|------|--------|------|
| | Pg | R | Pg | R |
| 1978 Summer | 21.2 | 19.8 | 10.8 | 9.4 |
| Autumn | 4.8 | 4.7 | 7.3 | 7.4 |
| 1979 Winter | 1.8 | 0.7 | 1.0 | 1.4 |
| Spring | 7.1 | 10.6 | 8.4 | 13.4 |
| Summer | 10.7 | 13.8 | 10.8 | 17.3 |
| Autumn | 6.1 | 9.2 | 5.1 | 8.7 |
| 1980 Winter | 4.9 | 2.3 | 6.6 | 3.6 |
| Spring | 8.6 | 6.1 | 8.9 | 7.3 |

測され、光呼吸等の影響が考えられたが(岩熊・相崎, 1979), Bゾーンで呼吸量がかなり生産量を上まわる結果になったのは、このような影響があったのかもしれない。

8. 底泥での有機物分解速度

底泥での有機物分解速度は底泥からの栄養塩回帰量を推定するうえで非常に重要である。図2に St.1 の表層0~2cm, 5~7cmの底泥10mlを純水100mlと共にインキュベートした時の水中の TIN濃度の経時変化を示す。St.1では夏季に非常に速い TIN濃度の増加がみられ、秋の終わりから春季にかけては低い値となった。同様な図をSt.2'およびSt.3について書いてみると、St.2'では St.1に比べ夏季の TIN濃度があまり高くならなかった。またSt.2'の5~7cm層の試料では各月と

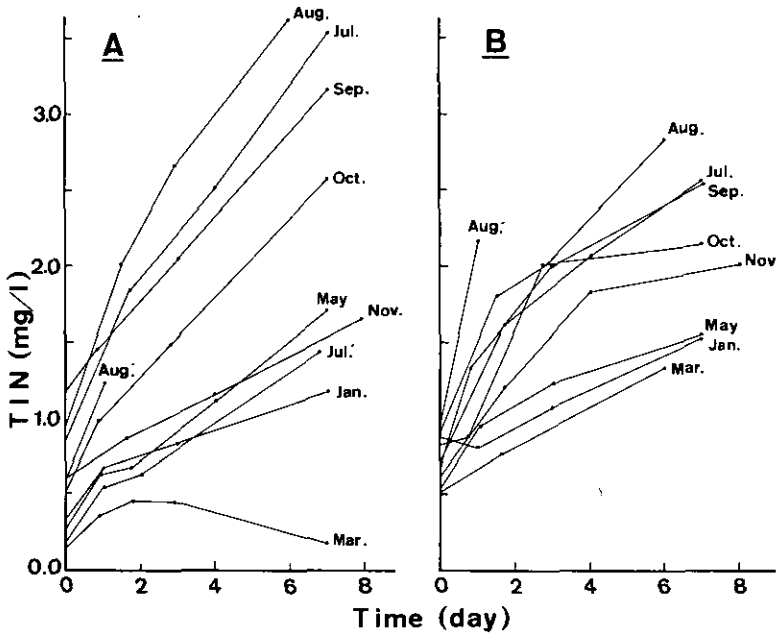


図 2 st.1 の底泥有機物分解実験における無機態全窒素濃度の経時変化
A, 0~2cm層。B, 5~7cm層。Jul., Aug.: 1980年, その他は1979年。

Fig. 2 Time course of organic matter decomposition activities in sediments at St.1 in Takahamairi

Ten ml of sediments were incubated with 100ml of deionized water. A, 0-2cm layer ; B, 5-7cm layer. Jul., Aug.: 1980. Others: 1979.

も非常に類似した経時変化を示した。St.3では、St.1と同様に夏季から秋季に速い TIN濃度の増加がみられ、冬季から春季にかけて低下した。

次にこのような TIN濃度の経時変化から底泥中での有機物分解速度を求めた。TIN濃度はインキュベートを開始後2~3日間は直線的に増加している場合が多かったので、この期間の TIN濃度

の増量から好氣的条件下での分解速度を算出した。なお分解速度は有機物分解にともなう TIN の生成速度で表わした。その結果を図3に示す。底泥0~2cm層では夏季に4~8 $\mu\text{g}\cdot\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{mud}\cdot\text{day}^{-1}$ という高い分解速度が得られ、特にSt.1で高い値となった。その他の季節では各地点ともほぼ同程度の値を示し、2~4 $\mu\text{g}\cdot\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{mud}\cdot\text{day}^{-1}$ の分解速度であった。5~7cm層では、夏季から秋季にかけては3~7 $\mu\text{g}\cdot\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{mud}\cdot\text{day}^{-1}$ というかなり高い分解速度であったが、冬季では1 $\mu\text{g}\cdot\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{mud}\cdot\text{day}^{-1}$ 程度の値まで低下した。分解速度と分解温度の間には0~2cm層ではかなり高い相関関係 ($r:0.67$) がみられたが、0~5cm層ではあまり高い相関関係 ($r:0.55$) はみられなかった。

好氣的条件下での分解速度はある程度明らかにすることができたが、実際の底泥では表層の一部を除き酸素が十分に供給される可能性はほとんどない。そこで次に嫌氣的条件下での分解速度を、1980年3月、5月、7月の試料について、窒素ガス雰囲気中で生成するアンモニア態窒素濃度の経時変化から求めた。その結果、表層0~2cm層では0.2~6.9 $\mu\text{g}\cdot\text{N}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dry}\cdot\text{mud}\cdot\text{day}^{-1}$ と好氣的条件下の0~2cm層では5~50%、5~7cm層では20~50%の値となった。

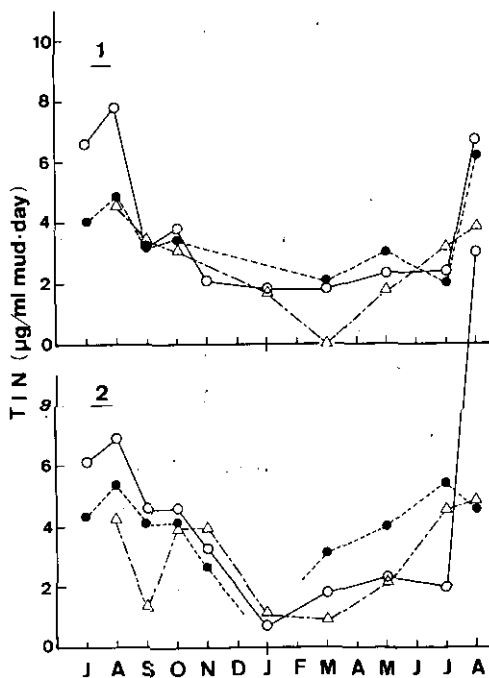


図 3 高浜入における底泥中の有機物分解速度の季節変化
1, 0~2cm層。2, 5~7cm層。(○) St.1, (●) St.2, (△) St.3。

Fig. 3 Seasonal changes in decomposition rate of organic matter in sediments at the stations in Takahamairi

1, 0-2cm layer ; 2, 5-7cm layer. (○) St.1, (●) St.2, (△) St.3.

ここで、底泥表層0.5cmが好気条件下で分解を受け、それ以下は嫌氣的な分解を受け、嫌氣的条件下の分解速度が好氣的条件下の20%であると仮定し、物質循環に直接関与する底泥の深さを2cmとすると、底泥での有機物分解による無機態窒素の生成速度は以下ようになる。すなわち、Aゾーン(St.1)では夏季に $52 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、秋季に $32 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、冬季に $1 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、春季に $21 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ となった。Bゾーン(St.3)では、夏季に $40 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、秋季に $23 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、冬季に $0 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、春季に $15 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ となった。

分解を受ける有機物の元素組成が植物プランクトンと同じ(C_{106} , N_{16} , P_1)と仮定すると、底泥での有機物分解による無機態リンの生成速度は上記の値の約1/16程度の値になると予想される。しかし、リンは好氣的条件下ではすぐに金属イオンと結合して不溶性となり、沈殿してしまうため、実際の回帰量はこの値よりかなり小さくなるものと思われる。

9. 底泥での硝化速度

底泥での有機物分解によって生じる無機態窒素はアンモニア態である。アンモニア態窒素は好氣的条件下では硝化細菌の作用で硝酸に酸化される。霞ヶ浦高浜入底泥中には多数の硝化細菌が生息しており硝化作用も活発に行われているものと考えられている(相崎・中島, 1981)。高浜入Aゾーン、Bゾーンでの底泥での硝化速度を前述した有機物分解速度を求める実験において、硝酸態窒素濃度の経時変化から推定した。図4にSt.1の0~2cm層、5~7cm層の底泥10mlを純水100mlと共に好氣的条件下で培養した時の水中の硝酸態窒素濃度の経時変化を示す。St.1の0~2cm層では前述したTIN濃度の経時変化とはほぼ同様な傾向を示したが、5~7cm層ではTINに比べて硝酸態窒素の増加速度がかなり遅かった。同様なことはSt.2', St.3でもみられた。この経時変化曲線から、初期の20~24時間以内での硝酸態窒素の生成速度から硝化速度を求めた。その結果を図5に示す。底泥0~2cm層では冬季を除き $4 \sim 11 \mu\text{g} \cdot \text{N} \cdot \text{ml} \cdot \text{mud}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ の範囲を変動し、夏季に高い値となった。冬季には $0 \sim 3 \mu\text{g} \cdot \text{N} \cdot \text{ml} \cdot \text{mud}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ というかなり低い値まで低下した。一方、5~7cm層では、夏季に $5 \sim 7 \mu\text{g} \cdot \text{N} \cdot \text{ml} \cdot \text{mud}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ というかなり高い値を示したが、その他の季節では $1 \sim 4 \mu\text{g} \cdot \text{N} \cdot \text{ml} \cdot \text{mud}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ の範囲を変動した。硝化速度と硝化温度の間には0~2cm層ではかなり高い相関関係がみられたが、5~7cm層でははっきりとした相関関係はみられなかった。

ここで、硝化作用は酸素が十分に存在していなければ進行しないので、底泥表層1cmがこの作用に関与していると仮定すると、Aゾーン(St.1)では夏季に $90 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、春季に $57 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、冬季に $7 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ そして春季に $40 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。Bゾーン(St.3)では同様に、夏季に $80 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、秋季に $50 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、冬季に $2 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ そして春季に $30 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の硝化速度が推定された。これらの値は底泥での有機物分解によるアンモニア態窒素生成速度よりかなり速く、生じたアンモニア態窒素のほとんどは底泥表面で硝酸態に変化するものと考えられた。

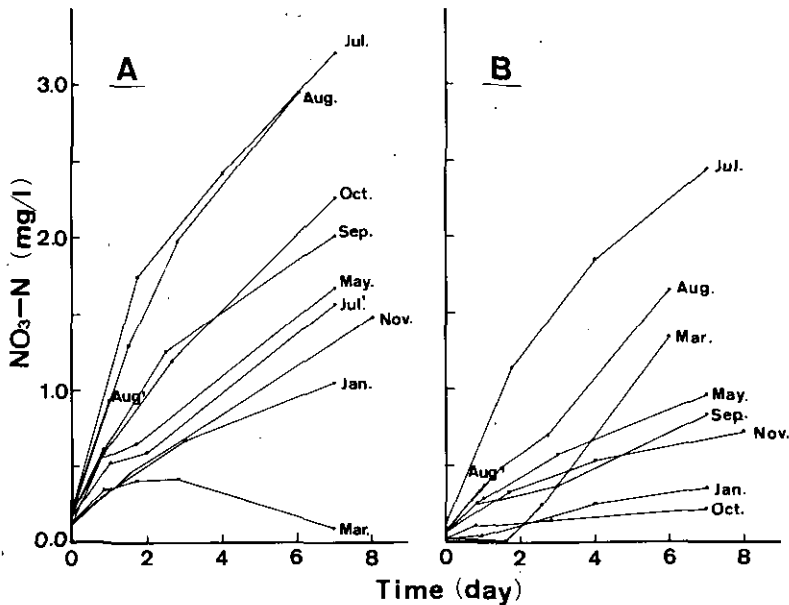


図 4 St.1の底泥硝化速度測定実験における硝酸態窒素濃度の経時変化
 A, 0~2cm層。B, 5~7cm層。Jul', Aug'; 1980年, その他は1979年。
 Fig. 4 Time course of nitrification activities in sediments at St.1 in Takahamairi
 Ten ml of sediments were incubated with 100ml of deionized water. A, 0-2cm layer
 ; B, 5-7cm layer. Jul', Aug'; 1980. Others : 1979.

10. 底泥での脱窒速度

霞ヶ浦高浜入底泥には硝化細菌と同様に脱窒細菌も多数生息しており、脱窒活性も高い。中島・相崎(1981)は高浜入での脱窒速度を、底泥試料をアセチレン存在下で嫌気条件下で培養した時の N_2O 生成速度から求めた。その結果、St.1の底泥表層では夏季に $40\sim 70\mu g\cdot N\cdot g\cdot dry\cdot mud^{-1}\cdot day^{-1}$ 、冬季に約 $10\mu g\cdot N\cdot g\cdot dry\cdot mud^{-1}\cdot day^{-1}$ 、春季に $20\sim 60\mu g\cdot N\cdot g\cdot dry\cdot mud^{-1}\cdot day^{-1}$ の脱窒速度を推定した。St.3の底泥表層では夏季に $40\sim 115\mu g\cdot N\cdot g\cdot dry\cdot mud^{-1}\cdot day^{-1}$ 、冬季に約 $30\mu g\cdot N\cdot g\cdot dry\cdot mud^{-1}\cdot day^{-1}$ 、春季に $25\sim 120\mu g\cdot N\cdot g\cdot dry\cdot mud^{-1}\cdot day^{-1}$ と推定している。脱窒現象は硝酸が存在していないと進行しないところから、底泥で活発な脱窒作用の起きている深さを表層1cmと仮定するとSt.1では夏に約 $120mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ 、冬季に約 $45mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ 、春季に約 $100mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ の脱窒速度が予想される。またSt.3では夏季に約 $115mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ 、冬季に約 $45mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ 、春季に約 $110mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ の脱窒速度が予想される。秋季は夏季と冬季の中間値であると仮定するst.1では約 $70mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ 、St.3では $80mg\cdot N\cdot m^{-2}\cdot day^{-1}$ と予想される。これらの脱窒速度は底泥での有機物分解によるアンモニア生産速度や硝化速度より大きく、底泥表層で分解される有機態窒素のほとんどは脱窒されて系外へ除かれるものと考えられる。

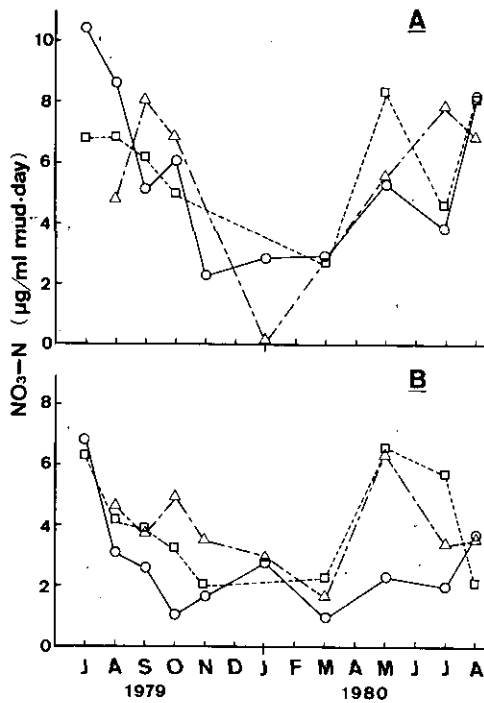


図 5 高浜入における底泥中の硝化速度の季節変化
 A, 0~2cm層。B, 5~7cm層。(○) St.1, (□) St.2, (△) St.3。
 Fig. 5 Seasonal changes in nitrifying rate in sediments at the stations in Takahamairi
 A, 0-2cm layer ; B, 5-7cm layer. (○) St.1, (□) St.2, (△) St.3.

11. 高浜入における窒素収支

(1) Aゾーンにおける窒素収支

高浜入Aゾーンにおける1978年6月から1979年5月まで、および1979年6月から1980年5月までの2年間の年間平均窒素収支を図6に示す。河川、雨および鯉の養殖からの負荷量は溶存態無機窒素で126および168 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、懸濁態窒素で43および47 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。このうち鯉の養殖からの負荷が全体の11~20%を占め、雨からの直接的負荷は約2%であった。光合成によって植物プランクトン体にとり込まれる無機態窒素の速度は540および470 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、一方、呼吸によって分解され回帰してくる速度は560および480 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。溶存無機態窒素の現存量が855および1,547 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ であるので、無機態窒素は2~3日程度のサイクルで循環していると思われた。流出によってBゾーンへ流れ出される量は溶存態で30および61 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、懸濁態で55および76 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。吹送流等の作用で底泥がかく乱され、まき上げられる量としては392および421 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られた。この値は懸濁態窒素の湖内現存量

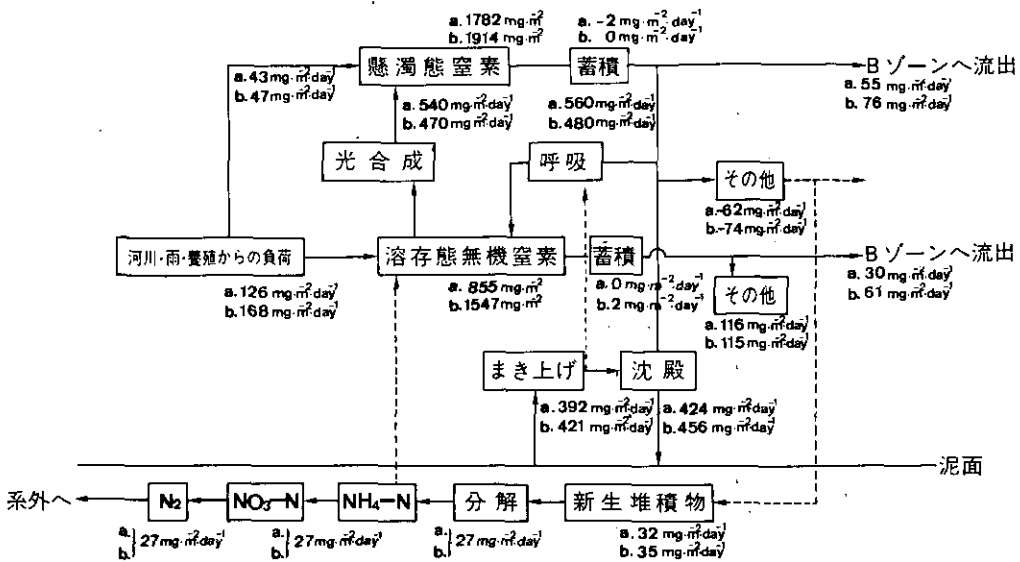


図 6 高浜入Aゾーンにおける窒素収支

a; 1978年6月-1979年5月。

b; 1979年6月-1980年5月。

Fig. 6 Annual budgets of nitrogen at the zone A, Takahamairi Bay

a; June 1978 - May 1979. b; June 1979 - May 1980.

の約20%に相当している。一方、沈降水量は424および456 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ と推定され、新生堆積物量としては32および35 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ が見積られた。底泥での有機物分解によるアンモニア態窒素の生産速度は約27 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ と推定され、その大部分が硝化、脱窒されて系外へ除去されるものと予想された。この結果、底泥へ蓄積されてゆく量としては新生堆積物の約10%程度の量と見積られた。底泥からの溶存態無機窒素の溶出は、底泥間隙水中に底泥の嫌気層での有機物の分解によって生じたアンモニアがかなり多量に存在しているところから、底泥がかなり深くまでかく乱された場合にはかなりの量の溶出が予想されるが、量的な把握はできなかった。

全体の収支計算を行うと、溶存態窒素で約115 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ の窒素が過剰になり、逆に62および74 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ の懸濁態窒素が不足した。懸濁態窒素の供給源としては底泥のまき上げによって生じた懸濁物が考えられる。我々の予備的な実験（相崎・召田、未発表）では沈降物中に含まれる窒素のうち、10~15%は湖水と好气的条件下で1日培養を行うと分解を受けて無機態窒素に変換していた。したがってこの値が正しいとすると、まき上げ量の約10%、40 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ 程度の無機態窒素が底泥のまき上げおよび分解によって供給されるものと考えられる。1978年~1979年での収支では懸濁態窒素の不足分を底泥のまき上げから補うことがほぼ可能であるが、1979年~1980年での収支では底泥のまき上げ分解量を加えても不足量が大きすぎる。この原因は、呼吸速度が光合成速度を大きく上まわっているためであるが、前述したごとく、呼吸速度の測定にはまだ問題点が

残されており、今後の検討が必要と思われる。また溶存態無機窒素が、約 $115\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ という大過剰になったが、懸濁態窒素の不足分を差引いても $41\sim 54\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ の溶存態無機窒素が過剰となる。少なくともこの量は計算に含めなかったどこかで吸収されているものと予想される。高浜入Aゾーンの約 $\frac{1}{2}$ は抽水植物や浮葉植物で覆われた湖岸帯になっており、おそらく溶存態無機窒素の過剰分はこの湖岸帯で消費されているものと予想される。土谷（私信）によれば、湖岸帯での物質代謝速度は非常に速く、たとえば夏季の浮葉植物の一種であるヒシの生産および葉の部分の脱落分解による窒素の生成速度は、Aゾーンに対して約 $50\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ の窒素負荷量に相当していると予想している。しかし湖岸帯全体を通してみた場合、栄養塩の負荷源としてよりは、流入栄養塩を除去する場としての作用が大きいものと考えられる。もし上記の $41\sim 54\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ の速度で湖岸帯で無機態窒素が消費されているとすれば、河川から流入してくる量の20～40%が湖岸帯で除去されている計算になる。今後、湖岸帯での物質収支は大きな問題になるものと思われる。

図7に植物プランクトン現存量が高く、富栄養化の影響が最も深刻にあらわれる夏季（6月～8月）のAゾーンにおける窒素収支を示す。河川・雨および養殖からの負荷は、夏季では降雨量が少いため河川由来の負荷量が減り、年平均の負荷量よりもかなり小さな値であった。夏季の負荷量のうち約50%は鯉の養殖からのものと推定された。光合成による窒素の吸収は1978年は $1,310\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ という非常に大きな値であったが、1979年は $660\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ という値であった。この値から推測すると、溶存態無機窒素の湖内現存量が328および $176\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ という値なの

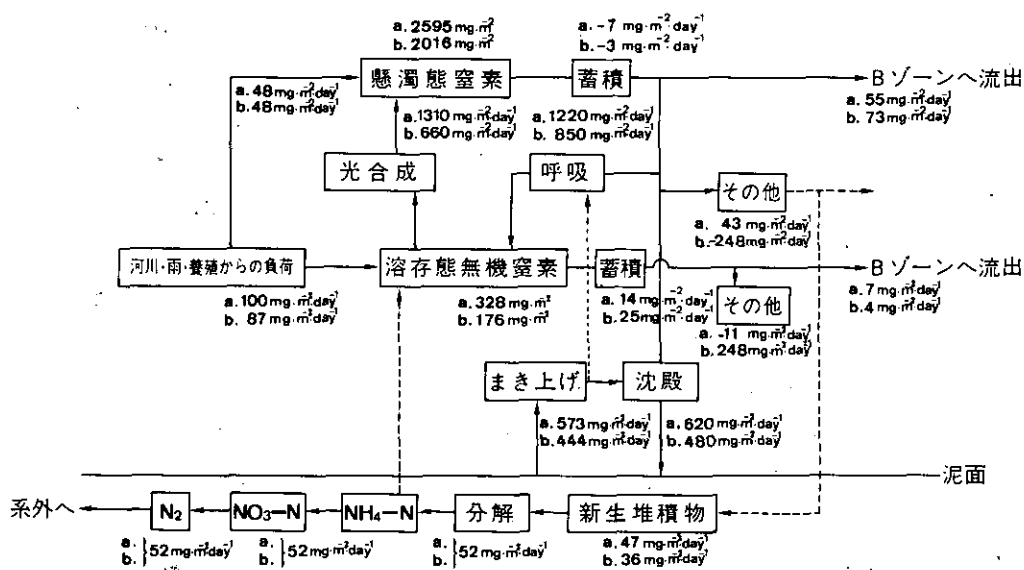


図 7 高浜入Aゾーンにおける夏季の窒素収支
a: 1978年6月～8月。b: 1979年6月～8月。

Fig. 7 Budgets of nitrogen in summer seasons at the zone A, Takahamairi Bay
a; June - August 1978. b; June - August 1979.

で溶存態無機窒素は約6~7時間で循環していると想像される。一方、呼吸による分解は1978年は $1,220 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と生産量にはほぼ匹敵したが、1979年は $850 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と生産量をかなり上まわっていた。Bゾーンへの流出量は溶存態無機窒素で7および $4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と非常に少く、懸濁態で55および $73 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ という値であった。底泥からはまき上げによって573および $444 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の速度で懸濁態窒素が供給され、620および $480 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の速度で懸濁態窒素が沈降していると推定された。新生堆積物としては、47および $36 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の速度で窒素が湖底に堆積していると予想された。底泥での有機物分解速度は新生堆積物の沈降速度を上まわっており、約 $50 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。ここで生成したアンモニアの大部分は硝化、脱窒されて系外へ除去されるものと考えられた。しかし、嫌気層で生成しているアンモニア態窒素は、底泥がかく乱されると水中へ回帰してくると予想されるが、その量は推定できなかった。Aゾーン全体の収支を計算すると、1978年はほぼバランスがとれていたが、1979年は溶存態窒素が $248 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 過剰になり、懸濁態窒素が $248 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 不足した。この原因は、1979年の場合、呼吸による分解量が非常に多かったためであるが、分解量が多い割には溶存態無機窒素の湖内現存量が増加しなかったところから、呼吸量を過剰に見積っている可能性が高い。

(2) Bゾーンにおける窒素収支

図8にBゾーンにおける1978年6月から1979年5月および1979年6月から1980年5月までの2年間の年間平均窒素収支を示す。河川・雨およびAゾーンからの負荷は溶存態無機窒素で39および $62 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、懸濁態窒素で19および $28 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。このうち河川からの負荷量は溶存態無機窒素で約70%、全体でも約60%を占めた。光合成による窒素の吸収速度は420および $480 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ とAゾーンとはほぼ同様であったが、呼吸による分解量は480および $570 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と生産量をかなり上まわる結果となった。湖心域へ流出する量は溶存態無機窒素で2および $9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、懸濁態で16および $26 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。底泥からのまき上げ量は284および $370 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られ、沈降量としては308および $400 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。新生堆積物としては24および $30 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られた。底泥での有機物分解によるアンモニア態窒素の生成速度は約 $20 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。生成したアンモニア態窒素の大部分は硝化、脱窒されて系外へ除かれると考えられた。したがって、新生堆積物のうち $4 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ が分解をうけずに底泥に蓄積してゆくと予想された。

Bゾーン全体の収支を計算すると溶存態無機窒素で97および $141 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ が過剰になり、逆に懸濁態窒素で87および $111 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ が不足する計算になった。食物連鎖によって動物プランクトンや魚類へ移動する量もかなりあると思われるところから、この不足量ももっと大きくなる可能性が高い。前述したごとく呼吸量の推定が過剰であった可能性は高いが、底泥等からの供給もかなり多いのかもしれない。溶存態無機窒素の過剰分と懸濁態窒素の不足分を差引くと $10 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 溶存態無機窒素の方が大きくなる。少なくともこの量に匹敵する量が計算に含めなかったどこかで吸収されていた可能性が高いが、Aゾーンと同様に園部川河口付近の湖岸帯での呼吸が

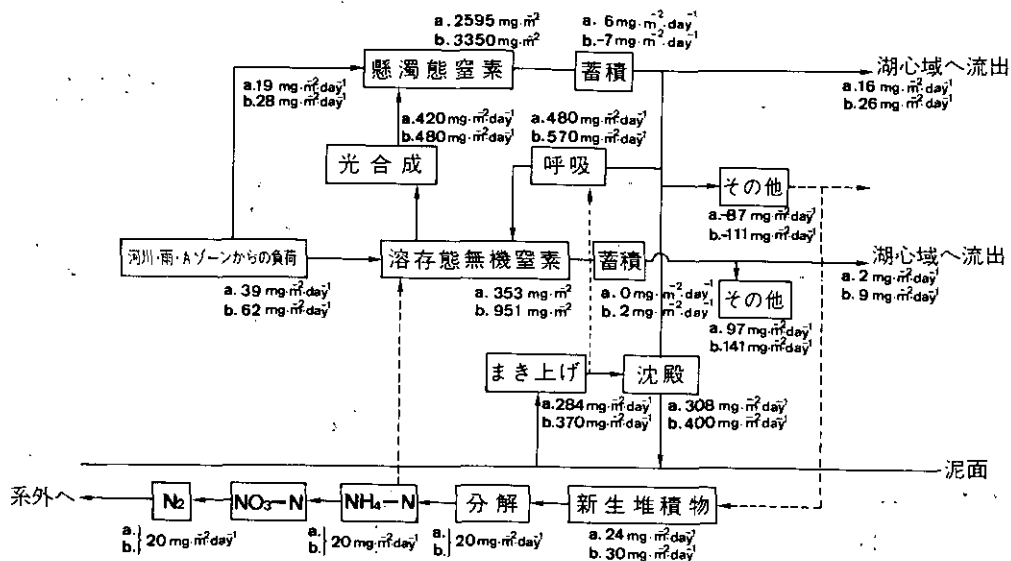


図 8 高浜入Bゾーンにおける窒素収支

a; 1978年6月-1979年5月。

b; 1979年6月-1980年5月。

Fig. 8 Annual budgets of nitrogen at the zone B, Takahamairi Bay

a; June 1978 - May 1979. b; June 1979 - May 1980.

最も考えやすい。

図9にBゾーンにおける夏季の窒素収支を示す。Aゾーンと同様に夏季は降雨量が少いところから流入負荷量も年平均値よりかなり少く、特に溶存態無機窒素は年平均の約40~70%の値であった。逆に植物プランクトンの活性は高く、光合成による窒素の吸収は1978年、1979年とも $660 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と年平均値の140~160%の値であった。一方、呼吸による懸濁態窒素の分解速度は、1978年は $570 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と年平均の120%程度の値であったが、1979年は年平均値の約190%と非常に大きな値となった。湖心域へ流出する量は懸濁態で14および23 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、溶存態無機窒素で1.2および0.7 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られ、年平均値よりかなり小さな値となった。底泥のまき上げによる懸濁態窒素の増加は348および591 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定され、沈降量は376および640 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られた。新生堆積物として湖底へ堆積していく量は28および49 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。底泥での有機物分解によるアンモニア態窒素の生成速度は約40 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定され、その大部分は硝化、脱窒されて系外へ放出されると考えられた。底泥からの溶存態無機窒素の溶出速度の推定はできなかった。全体の収支計算を行うと、1978年では溶存態無機窒素が $69 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 不足し、懸濁態窒素が $72 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 多い計算となった。一方、1979年では溶存態無機窒素が $416 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 過剰になり、懸濁態窒素が $435 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 不足する計算となった。溶存態と懸濁態窒素の過・不足分を合すると、1978年は懸濁態の形で $3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 過

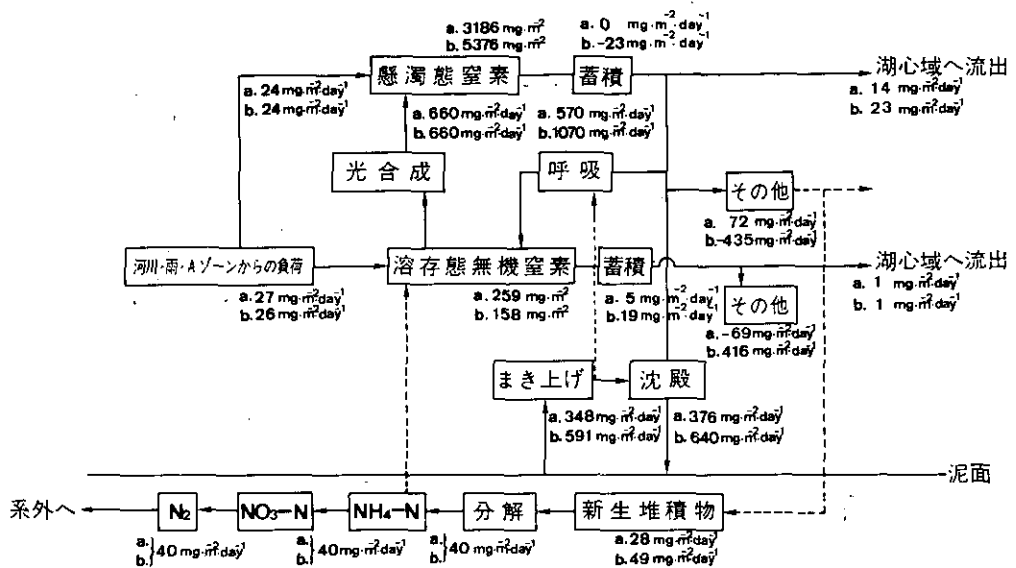


図 9 高浜入Bゾーンにおける夏季の窒素収支
a; 1978年6月-8月。b; 1979年6月-8月。

Fig. 9 Budgets of nitrogen in summer seasons at the zone B, Takahamairi Bay
a; June - August 1978. b; June - August 1979.

剩になり，1979年では逆に $19 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 不足する計算になった。

12. 高浜入におけるリン収支

(1) Aゾーンにおけるリン収支

図10にAゾーンにおける1978年6月から1979年5月まで，および1979年6月から1980年5月までの年間平均リン収支を示す。河川・雨および鯉の養殖からの負荷量は溶解態無機リンで 6.4 および $8.2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ，懸濁態リンで 12.1 および $12.4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。このうち，鯉の養殖からの負荷は溶解態で $2 \sim 5\%$ ，懸濁態で $20 \sim 30\%$ と推定された。Bゾーンへの流出量は懸濁態で1978年，1979年とも $10 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ，溶解態無機リンでは 1 および $2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られた。底泥のまき上げによる懸濁態リンの増加速度は 67 および $63 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定され，沈殿速度としては 72 および $68 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られた。新生堆積物として 6 および $5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ のリンが湖底へ堆積し，底泥での有機物分解によって約 $2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の速度で無機態リンが生成していると予想されるが水中へ回帰している量は推定できなかった。夏季では，河川・雨および鯉の養殖からの負荷量は，溶解態無機リンで 6.8 および $6.5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ，懸濁態リンで 16.5 および $14.9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られ，Bゾーンへは懸濁態リンで 8 および $10 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 溶解態無機リンで 3 および $2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 流出していると推定された。新生堆積物として 7 および $9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ のリンが湖底へ堆積していると見積られた。

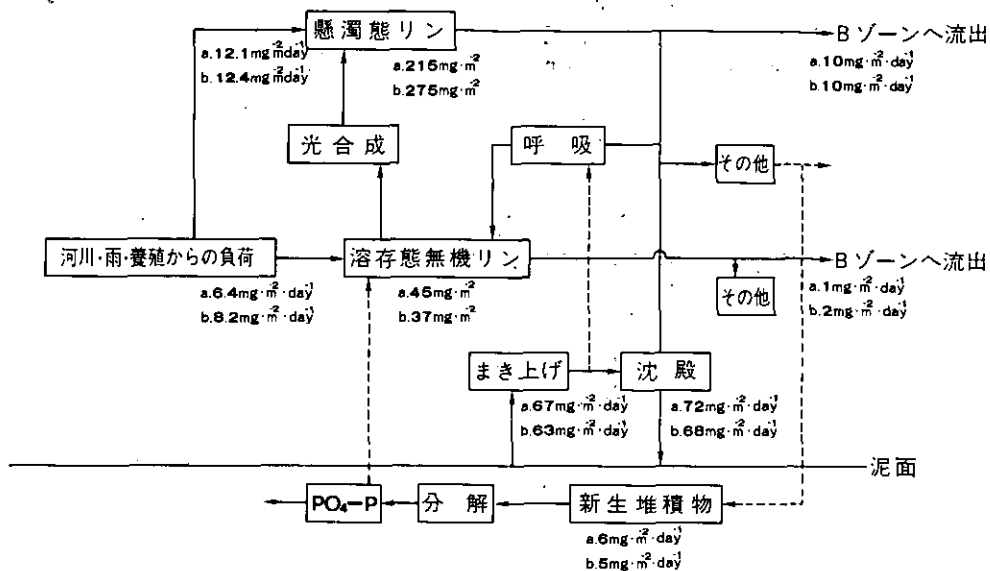


図 10 高浜入 Aゾーンにおけるリン収支

a; 1978年6月-1979年5月。

b; 1979年6月-1980年5月。

Fig. 10 Annual budgets of phosphorus at the zone A, Takahamairi bay

a; June 1978 - May 1979. b; June 1979 - May 1980.

(2) Bゾーンにおけるリン収支

図11にBゾーンにおける1978年6月から1979年5月まで、および1979年6月から1980年5月までの年平均リン収支を示す。Bゾーンへは河川・雨およびAゾーンからの負荷量として、溶存態無機リンで3.2および2.5 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、懸濁態リンで1.8および3.6 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の負荷量があり、そのうち河川由来のものは溶存態無機リンで約80%、懸濁態リンで30~40%を占めていた。湖心域へ流出する量は懸濁態リンで2.1および3.6 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、溶存態無機リンで0.5および0.4 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。底泥のまき上げによる懸濁態リンの増加速度は37および55 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られ、沈降水量は40および60 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。新生堆積物として3および5 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の速度でリンが湖底に堆積し、そのうちの30~40%が分解を受けて無機態になると考えられた。しかし、無機態リンが底泥からどの程度水中へ回帰しているかは推定できなかった。

夏季では、河川・雨およびAゾーンからの負荷量は、溶存態無機リンで3.0および1.6 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と年平均値よりわずかに少く、懸濁態リンでも3.0および3.6 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と多少大きいか同じ程度の値となった。このうち河川からの負荷量は溶存態無機リンの約70%を占めていた。湖心域への流出量は懸濁態リンで2.1および3.6 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、溶存態無機リンで0.5および0.4 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と年平均値とあまり変らない値であった。新生堆積物量としては4および9 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ が見積られ、そのうち30~60%が分解をうけて無機態リンになると予想されたが、無機態リ

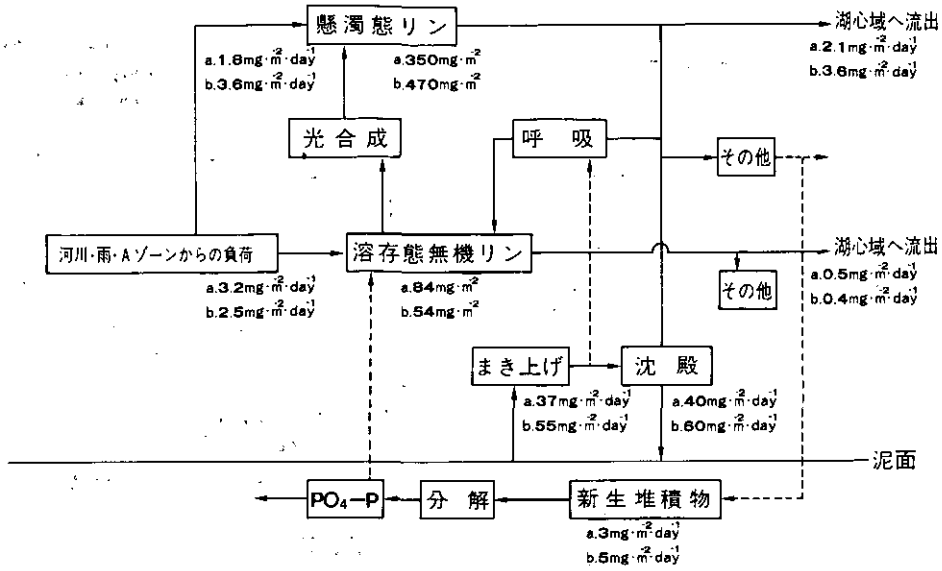


図 11 高浜入Bゾーンにおけるリン収支

a; 1978年6月-1979年5月。

b; 1979年6月-1980年5月。

Fig. 11 Annual budgets of phosphorus at the zone B, Takahamairi bay

a; June 1978 - May 1979, b; June 1979 - May 1980.

ンの水中への回帰量は推定できなかった。

13. 今後の課題

霞ヶ浦高浜入における窒素、リンを主とした栄養塩収支を1978年6月から1980年5月までの2年間にわたって調べた。個々の測定データにかなりの誤差を含んでいると考えられる所から、ここで述べてきた値が非常に正確であるというわけではない。特に、河川からの負荷で降雨時の補正をしていない所から、懸濁態の負荷量がかなり過少になっている可能性が強い。また光合成および呼吸量の測定も観測地点、観測回数が少く、今後さらに高い精度が必要と思われる。また沈降量についてもデータの集積が不十分であるので今後の改善が必要である。底泥からの栄養塩の回帰量の推定も今後に残された課題である。特に底泥のまき上げおよび分解による回帰量はかなり大きな値となる可能性が高い。食物連鎖を通した動物プランクトン、魚類への栄養塩の流れも解明する必要がある。また湖岸帯での栄養塩の収支も今後重要な問題になると予想される。

14. おわりに

1978年6月から1980年5月まで、霞ヶ浦高浜入において、窒素およびリンを主とした栄養塩収支を調べた。高浜入は霞ヶ浦の約1/3の面積を有し、富栄養化の最も著しい水域である。高浜入を湾奥

部 (Aゾーン) と湾中央部 (Bゾーン) に分け、それぞれについて収支を求めた。

高浜入の主な負荷源は、流入する3本の河川と、鯉の養殖および大気降下物である。これらの負荷源からの年平均負荷量は、Aゾーンにおいては $170 \sim 215 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、18および $24 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であり、そのうち鯉の養殖からの負荷が10~20%を占めた。Bゾーンにおいては $60 \sim 90 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、 $5 \sim 6 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。AゾーンからBゾーンへ、またBゾーンから湖心域への年平均流出量は、Aゾーンでは $85 \sim 140 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、 $11 \sim 12 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、Bゾーンでは $18 \sim 35 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、 $2.6 \sim 4.0 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と見積られた。新生堆積物として沈殿してゆく量は、Aゾーンで $32 \sim 35 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、 $5 \sim 6 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、Bゾーンで $24 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、 $3 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と推定された。これらの新生堆積物のうち、窒素については約80%が分解され、脱窒されて系外へ除かれると推測された。光合成、呼吸および底泥のまき上げを含めた栄養塩収支をとると、溶存態、懸濁態でのバランスがとれず、それぞれにかなりの過不足が生じた。

参 考 文 献

- 相崎守弘・中島拓男 (1981) : 細菌分布からみた霞ヶ浦の物質代謝の特徴。国立公害研究所報告, 第22号, 63-87.
- 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.
- 海老瀬潜一 (1981) : 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価。国立公害研究所研究報告, 第21号.
- 浜田篤信・外岡健夫・山崎耿二郎・光田三男 (1979) : 網生質養殖の負荷量の算定と対策。茨城県内水面水産試験験調査研究報告, 第16号, 45-63.
- 岩熊敏夫・相崎守弘 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における一次生産の季節変動と夏期における日変動。国立公害研究所研究報告, 第6号, 139-154.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦の一次生産特性。国立公害研究所研究報告, 第22号, 99-122.
- 茨城県霞ヶ浦水産事務所 (1979) : 霞ヶ浦北浦における養殖業の現状.
- 国立栄養研究所国民栄養振興会 (1961) : 食品栄養価要覧。第1出版社.
- 中島拓男・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における脱窒。国立公害研究所研究報告, 第22号, 89-97.
- 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣 (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.
- 吉田富男・相崎守弘・浅見輝男・横島真樹 (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.

霞ヶ浦高浜入沖帯の生態系の構造

安野正之¹・大槻 晃²

Structure of the pelagic ecosystem at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura

Masayuki YASUNO¹ and Akira OTSUKI²

Abstract

Characteristics of main components of the ecosystem in Takahamairi Bay were described. Based on the standing crops and the contents of phosphorus of respective components, the structures of the ecosystem in the summer and the winter were reconstructed.

In the summer, the standing crop of phytoplankton increased remarkably, reflecting to a large amount of reactive phosphorus supply. Various organisms depending on the phytoplankton were also active in this season and therefore the following four possible pathways of recycling of phosphorus might be functional. Namely, (I) plankton-necton pathway, (II) microbial pathway, (III) benthic animal pathway and (IV) physico-chemical pathway. Since the standing crop of phytoplankton was extraordinary large compared with those of other components (zooplankton, fish and benthic animals), considerable amount of organic matter produced might settle down on the lake bottom.

In the winter, the standing crop of phytoplankton was not so high and the grazing population was negligible, whereas benthic animals (chironomid and opossum shrimp) increased as high as the phytoplankton in the standing crop of phosphorus. Thus, the most marked characteristic of the ecosystem was that the benthic animals might play an important role in the transfer of phosphorus from sediment to lake water because of the shallowness of this lake. Consequently, the recycling system became simple in the winter and only the third pathway was considered to be functional.

-
1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environmental Biology Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Chemistry and Physics Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1. はじめに

霞ヶ浦は日本の代表的な湖であるにもかかわらずまとまった研究はなされていなかった。特に生物相については少なく、津田等による調査（建設省霞ヶ浦工事事務所1973）が主要なものであった。茨城大学農学部研究者達による霞ヶ浦に関する報告書（1977, 1979）はこれに続くものであったが、湖内の生態系に関してはほとんど触れていない。また日本の湖で生態系に関する研究の多くは第一次生産に留まり、二次生産者の役割を評価するに至っていない。ここでは本報告書に発表された研究を総括し高浜入の生態系の構造を生物の現存量から明らかにしようとするものである。

これまで生態系の構造と機能はエネルギーの流路として記載され論じられてきた。一方物質循環としての流通、蓄積の観点から生態系を論じることも行われている（Johannes, 1968）。特に富栄養化問題を研究する場合には栄養塩としての窒素とリンの収支が重要であることはいうまでもない。これらが湖沼の生物群の構造を決定していることと、ひるがえってそれらが循環に大きな役割をはたしていることは推察されはしても、実際のデータが不足していた。窒素の循環については本報告中、相崎等が既にまとめている（植物プランクトンまで二次生産者は含まれていないが）。このまとめではリンの循環についてより詳細に論じるつもりである。

2. 環境諸要因

霞ヶ浦の湖底地形については、すでに十分知られている。高浜入について概略すると表面積は27 km²、平均水深は3.2 m、最大水深に高浜入江出口部で7 mである。湖盆形態としての特徴は、表面積に対する平均水深の浅さである。高浜入縦断距離を10 mとするとその平均水深は3~4 mmとなる。即ち、風による吹送流にもとづく湖水の鉛直混合は常に酸素を湖底に供給する。

主な流入河川は高浜入最奥部で山王川、恋瀬川、高浜入中心部で園部川、さらに入江出口部で梶無川、菱木川の計6本である。リン、窒素の負荷量については前記3本の河川について詳細な研究がなされている（海老瀬, 1981）。

湖水の平均滞留時間は200~250日、高浜入を最奥部と中央部とに分した場合、前者では20~50日、後者は130~220日となる（相崎ら, 1981）。湖水の動きは、高浜入全体を見た時、最奥部より湖心に向かって流れ、南東の風により高浜入中央部では反時計回りの湖流ができる（福島, 村岡, 1981）。

水温は1~2月が最底で2~4℃、最高が7~8月で28~31℃の正弦波状である。底泥温度の年変動は水温の変動とほとんど同様であり、2 m深さまで変動する（岩熊, 1981）、このことは溶存酸素の供給と共に湖底での有機物の分解が活発になる要素を持っていることを示す。

リン、窒素の収支は、高浜入を2分して行った。系外からの負荷は、汚濁河川からの流入、降雨からの供給、さらに養殖業における過剰給餌および排泄からなる。高浜入最奥部では全負荷量の10~20%は鯉養殖からくることが明らかになった。流入と流出の差が湖底に推積したと仮定すると流入負荷量の35~50%が湖底に推積したことになる。

3. 構成生物

3-1 植物プランクトン

植物プランクトンの現存量はクロロフィル a 量として1979年のデータが示されている(岩熊・安野, 1981a)。高浜入では5月頃から増加し10月には減少する。平均して夏は $0.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ であった。植物の種組成は今村・安野(1981)に示されるように、季節によって大きく変化し盛夏は藍藻類が主体となる。総生産量は1979年の夏期の平均値は約 $10 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2}, \text{ day}^{-1}$ で呼吸速度の $\frac{1}{10}$ とすると純生産量は総生産の30%となり1日当りクロロフィル a にして約 $30 \text{ mg}, \text{ m}^{-2}$ の生産量となる。したがって約1週間程度で現存量の最大値に達するし、夏の2か月間にはかなりの一次生産が見込まれる。これらの大部分は湖底に沈降していると考えられる(相崎ら, 1981)。後に述べるようにこの夏期に生産され沈降する植物プランクトンは底生動物の生産に大きく寄与し、霞ヶ浦の特徴的な生態系構造を形成するもととなる。

3-2 動物プランクトン(植食者)

動物プランクトンの増殖自体も水温に影響され、夏に多くなりうるとしてもその現存量が一次生産者の植物プランクトンに依存することは高浜入における4年間の夏期の最大現存量を比較すると明らかである(安野・森下, 1981)。しかし同時に動物プランクトンの数はその捕食者に影響を受けていると思われる、その急激な増減は捕食圧の変化によると考えられる。

現存量だけで比較すると高浜入の動物プランクトンと植物プランクトンのリン量の比は夏期1:57から1:60である。ただし植物プランクトンの現存量の多い7月から9月のうち8月は動物プランクトンの現存量は常に低く、1979年のように9月にのみ高い値が認められる場合もある。動物プランクトンの生産量は直接測られていないが、変動の振幅が大きいことは逆に生産力の高いことを示しているものと思われる。

3-3 底生動物

ユスリカの現存量の大きいことは富栄養湖の特徴の一つであると考えられる。Yamagishi & Fukuhara (1971b)は諏訪湖でオオユリカの大きな現存量の重要性を強調したが、それ以外の湖沼であまり正確な推定はなされなかった。霞ヶ浦ではオオユリカもかなりの現存量に達するがアカムシユスリカの方が大きな値を示す。湖による相違はイトミミズの現存量でもあらわれる。福原ら(未発表)によると諏訪湖におけるイトミミズの現存量は乾重で 20 g m^{-2} に達し霞ヶ浦のアカムシユスリカに匹敵する。霞ヶ浦のイトミミズは高浜入の最奥部で乾重約 4 g m^{-2} が最高値で相対的な比重は高いとはいえない。ここで興味あることは、ユスリカ幼虫の現存量が乾重で 20 g m^{-2} を越え、高浜入の一次生産量に対して非常に高い値を示し、この水域の生態系の構造上特徴となる。その年変動を考慮すると冬期生産量は増大しても、夏期にはアカムシユスリカは底泥中にもぐって秋まで増殖しないため物質循環上、蓄積者として非常に大きな役割をはたしている。それ故、夏期においては

系の動態にはあまり寄与していないといえる。岩熊・安野（1981b）が簡単に触れているようにアカムシユスリカは羽化時に堆積土中の浅い部分に移り、蛹期になって水中に浮上してくる。その時期の死亡率の推定値がかなり大きいので、現存量の多くの部分が高次の栄養段階（鯉などの魚）に移動し、湖から出ていく部分は相対値としては小さいことになる。

オオユスリカは年三化であり、また底泥表層部に生息しておりアカムシユスリカより物質循環の上ではたす役割は大きいと思われる。

アカムシユスリカが高浜入においては流入する有機物をかなり餌として利用していることは考えられる。しかし一年一化で秋の終りから冬にかけて生長する性質は夏の盛んな一次生産物の沈降物の利用という富栄養湖に適應した性質をもっている。このように物質の流れは一つの図をもって説明すべき性質ではなく、季節によって異なった様相を示し、それぞれ適した構造を持つ系を作り上げている。

3-4 肉食者

霞ヶ浦の漁獲量は過去に比較するとかなり増えて年間約1万トンである。ここ数年この数字は変わらない。しかし魚種に変動があってワカサギが急激に減少し、かわってテナガエビ、コイ、フナ、ハゼが増加した。浜田・津田（1976）は漁法の変化による前者の乱獲が原因であるとしているが、種間関係は一方のみと断言できないところがあるため、現在のところ後者の増加の原因はむしろ湖の生態系全体の変化の徴候であると考えざるを得ない。即ち1970年頃から富栄養化は急速に進行し一次生産の増加に伴って二次生産者の最終栄養段階である魚類の生産量も増大した。実際の魚の現存量は推定できていないが、底生魚類であるハゼ類とテナガエビは定置網と底引網で毎年成漁のほとんどが捕獲されていると考えられている（春日ら，1979）。富栄養湖におけるコイ、フナの増加はごく一般的な現象であるが、底生魚のハゼ、テナガエビの現存量の大きなことは霞ヶ浦の特性の一つである。両者は通常デトリタス食とされているが、ハゼの種類によって明らかに肉食であるものもある。また位田（1977）によればテナガエビにとってユスリカ幼虫やイトミミズ、また底生動物プランクトンも重要な食物となっている。高浜入のように浅い湖では動物プランクトンの垂直分布に顕著な差を見出すことができないので（安野・森下，1981）、これらは十分底生魚類に消費される。ハゼ、テナガエビは稚魚の時期に個体数が多いためネクトンとしてこの高浜入生態系で重要な位置を占めることが示された（春日，1981）。前者は夏の後半に後者は春に現存量の占める割合が比較的高く、物質あるいはエネルギーの流れとして特徴を与えるものである。この時期の第一次および第二次生物生産の高いことがこれら両者の高い現存量を支え、結果として年間の非常に高い生産をもたらすものと思われる。

霞ヶ浦と他の富栄養湖、例えば諏訪湖との最大の相違は、前者にイサザアミが生息していることである。イサザアミは霞ヶ浦を南限としてそれより北に分布していることと、汽水域に生息する生物であることから、これまで研究の対象とされてきた湖沼に出現せず、その位置付けが十分行われ

ていなかった。春日（1981）の報告にあるように秋から冬期にかけての多大の現存量（乾量約10 g/m²）自体が非常に重要である。この量は動物プランクトンの現存量をはるかに越え、底生動物の現存量に匹敵する。したがって高浜入の生態系での物質の流れは季節によって大きく変り冬期の二次生産者としてイサザアミがはたす役割が大きくなる。冬期には動物プランクトンの現存量が小さいことは一次生産量の減少と直接結びついている結果であるが、ワシントン湖で観察されたように（Edmondson, 1980）イサザアミに捕食される量もかなりあると考えなければならない。またイサザアミは4月から5月にかけて動物プランクトンの現存量の増加を抑制していると考えられる。イサザアミのいない諏訪湖においてはその時期に動物プランクトン現存量のピークの1つが見られる（倉沢ら, 1971）。春日（1981）によればイサザアミは活性汚泥で十分生育できるということから、夏期の一次生産物のうち沈降していった部分を原生動物を通して、底生動物のユスリカ、イトミミズと分け合っていると考えられる。このことは近年の富栄養化の進行がこの種の増加をもたらした可能性がある。

4. リンの循環

Johannes（1968）によって報告された水圏でのリン循環ダイアグラムを改変するとリンの再循環の主要な経路は以下の4つに分けられる（図1, 2）。

(I) 水中の動物の排泄, (II) 有機物細屑の自己分解および微生物分解, (III) 有機物細屑を餌とする動物および微生物を餌とする動物の排泄, さらにそれらを餌とする肉食動物の排泄, (IV) 湖底からの物理化学的条件変化による溶出である。一般的に、平均水深が10mをこえる湖沼では年間を通して(I)の再循環経路が支配的であると考えられている。しかし霞ヶ浦、諏訪湖のような平均水深が浅く、夏期にラン藻類の大発生がおこるような富栄養湖では(I), (II), (III), (IV)の再循環経路が各季節によってそれぞれ支配的になっているように見える。

高浜入における湖水中の全リン現存量の季節変動は夏期のらん藻類の大量発生と共に増加がみられ、この現存量の増加が系外からの流入負荷増加によっていないことから、湖底に堆積したリンの回帰を考えざるを得ない（大槻ら, 1981）。この回帰機構については現在研究が進行中であるが、一般的に知られている深層水が嫌氣的となり酸化還元電位の低下と共におこる溶出機構は重要なものとは考えにくい。その理由は、吹送流による湖水の鉛直混合は活発であり、嫌気層は年間を通して観察されていない。さらに冬期をのぞき引網漁業による湖底泥の攪乱もしばしばおこなわれている。従って酸化還元電位も冬期で+100 mV程度、夏期ではほぼ0 mVが最低である。これらを考えると(IV)の経路は夏期をのぞき考慮する必要はないと思われる（河合ら, 1981）。

湖底表層10 cmまでが直接底層水と相互作用すると仮定し、その平均見かけ比重を1.25とすると、その10 cm層中に含まれる有機態リン量は湖水中に存在する全リン量の10倍以上である。また生物相の活動によって大きく形態変化がおこらない無機態リンの存在量は有機態リンのその約2倍以上に達する（細見ら, 1981）。しかし間隙水中のリン濃度は夏期で約1 mg/l以上になるが、冬期で

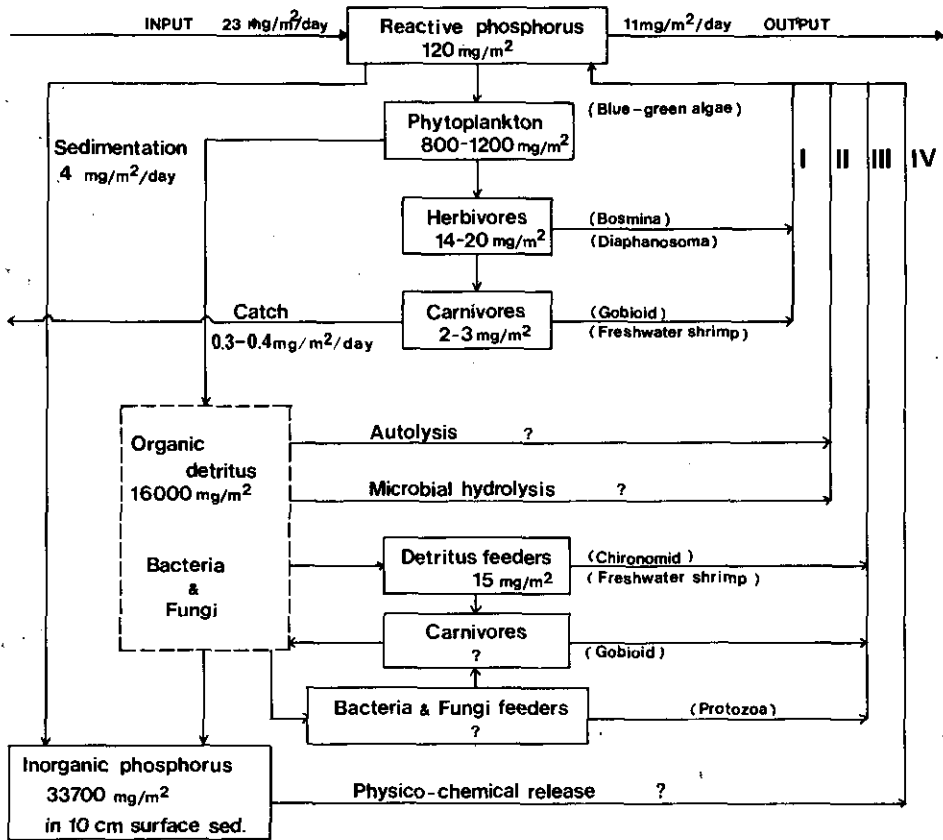


図 1 夏期におけるリンの現存量から見た高浜入沖滞の生態系の構造
 Fig. 1 Structure of pelagic ecosystem as phosphorus standing crops in Takahamairi Bay during summer
 I Plankton-necton pathway II Microbial decomposition & autolysis pathway III Benthic animal pathway IV Physico-chemical pathway

はその約 1/2 程度である。それ故、これらのリンが分子拡散により底層水に移動し得るかどうか今後の解決すべき問題である (河合ら, 1981)。

表 1 に構成生物の代表的な種についてリンの含有量を測定したものを示す。それぞれの種の現存量によって高浜入沖滞の生態系の主構造をリン量として模式化を試みた (図 1, 2)。

生態系の構造は季節によって変化し一定でない。夏と冬を比較してみればその相違は明らかである。夏期には系外からリンの流入量もわずかに増加するが、湖水中の増加した全リン量、そのほとんどが植物プランクトンであるが、を説明するには十分でなく、湖底からの回帰機構が働いていると考えざるをえない。この時期水の華を形成するラン藻の密度はほぼ限界に近く、湖水中の溶存態のリンはむしろ過剰になる (大槻ら, 1981)。この時期の湖底表層における脱窒作用による系外への放出量の増加によって硝酸態窒素の供給が減少し、その結果がラン藻の増殖を規制していることも過

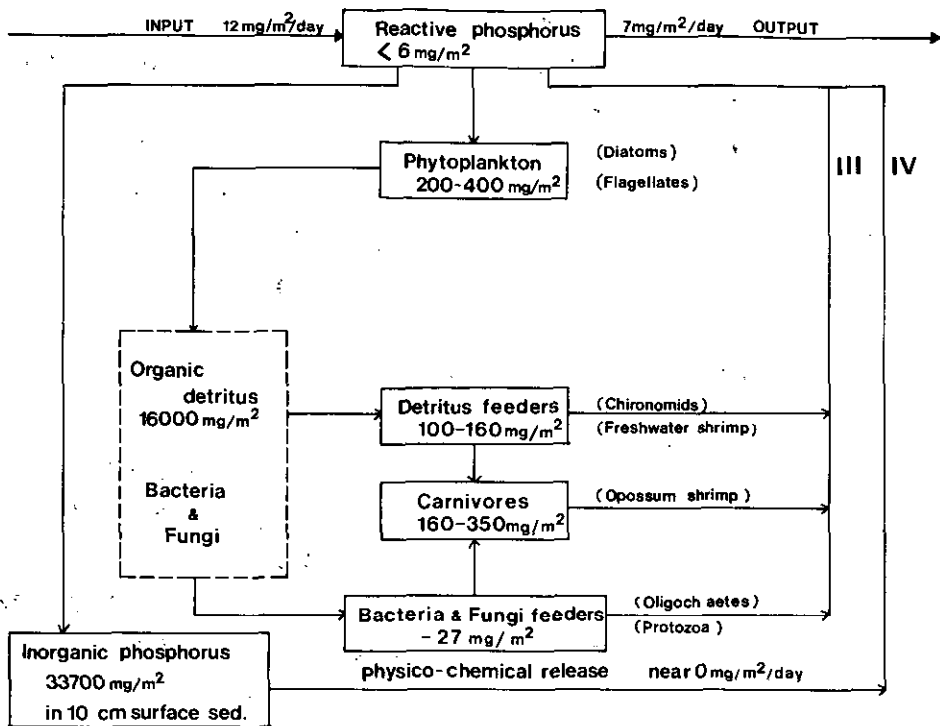


図 2 冬期におけるリンの現存量から見た高浜入沖滞の生態系の構造
 Fig. 2 Structure of pelagic ecosystem as phosphorus standing crops in Takahamairi Bay during winter

表 1 いくつかの底生動物および動物プランクトンのリン含量
 Table 1. Phosphorus content of some benthic animals and zooplankton

| Species | Percent* (dry weight base) |
|--------------------------|-------------------------------|
| Tokunagayusurika akamusi | 0.66 ± 0.01 |
| Chironomus plumosus | 0.76 ± 0.01 |
| Oligochaetes | 0.89 ± 0.12 |
| Neomysis intermedia | 1.47 ± 0.01 |
| Sinodiaptomus valkanoni | 0.70 ± 0.01 |
| Daphnia pulex | 1.16 ± 0.08 |

* Mean of replicates and its standard deviation

剰のリンの存在を許しているものと思われる。図 3 に示されるように、夏期は全ての生物の活性が高くリンの循環の経路は多種多様である。夏期においては、これらの経路のうちどれが主要であるということができない。図 3 の中のⅡ微生物分解経路に関する知識が不十分であることと、これらの生物群のリン放出の速度が決定されていないからである。生物あるいはリン換算の現存量から

見るかぎりにおいて、この夏期の生態系は植物プランクトンが優越していること、先にも述べたように植食者の動物プランクトンは多いのにもかかわらず植物プランクトンに比較して相対的には小さく、大部分の植物プランクトンは沈降していくと考えられる。

冬期においては動物プランクトン、魚の現存量は少なく、リンの循環経路も単純化し、底生動物による経路が主体となる。その現存量の大きさからも、循環においても重要な役割をしていることは明らかである。溶存態のリン量も、植物プランクトン中のリンも夏に比較すればはるかに少ない。底生動物の量は夏の一次生産量に依存して、図4に示されるような底生動物優占の生態系構造ができ上がったと考えられる。既に述べたようにイサザアミが冬の生態系の中で占める現存量が大きい。

以上夏と冬の生態系の構造とリン循環について述べたが、夏と冬はこのような形で比較的安定した系を形成している。本論文においても夏の一次生産と冬の底生動物群集の関係について推察を行ったが、この二つの移り変りの時期にはもっと動きの激しいリン循環構造があるはずである。いかえれば、図4と5に示したものはリンの保持量であって、これらの生物が消失する時は多くのリンが放出されるため急激な変化が起りうる。イサザアミが6月には急に消滅することからくる変化やアカムシユスリカが10月末一斉に羽化することの影響は今後とも研究していかなければならない。夏の多量の一次生産有機物が完全に分解してしまわずにイサザアミやユスリカの餌として残っていく仕組みになっているはずである。

引用文献

- 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 281-307.
- 海老瀬潜一 (1981) : 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価. 国立公害研究所研究報告, 第21号, 1-30p.
- Edmondson, W. T. (1980) : Recent changes in the plankton of Lake Washington. 21 st Congress Internat. Theor. Appl. Limno. Kyoto.
- 浜田篤信・津田 勉 (1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究III—窒素収支について. 茨城県内水面水産試験場調査報告13, 29-43.
- 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.
- 茨城大学農学部霞ヶ浦研究会 (1977) : 霞ヶ浦. 203p. 三共出版.
- 茨城大学農学部霞ヶ浦研究会 (1979) : 霞ヶ浦研究報告集, 381p.
- 位田俊臣 (1977) : 霞ヶ浦産テナガエビ資源の動態に関する研究I, 摂餌生態と消化管内容物. 茨城県内水面水産試験場報告15, 1-16.
- 今村典子・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の季節変化. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 123-148.
- 岩熊敏夫 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦生態系の物質循環における底生動物の役割. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 171-179.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦の一次生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 99-122.
- Johannes, R. F. (1968) : Nutrient regeneration in lakes and oceans. In *Advances in microbiology of the Sea*, vol. 1 (eds., M. R. Droop and E. J. F. Wood) 203-213 Acad. Press. London.
- 春日清一・石居 進・山根爽一・松下督久・高野 護・新井忠子・大貫芳哉・小川年以 (1979) : 霞ヶ浦における魚類個体群の生態学的研究. 1 張網採集による高浜入魚類相の周年変動. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 185-201.
- 春日清一 (1981) : 霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類, イサザアミ, テナガエビの現存量推定と栄養塩回帰への寄与. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 159-169.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1981) : 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化について. 国立公害研究所研究報告, 第22号.
- 倉沢秀夫・山岸 宏・吉川正武・為政園野 (1971) : 諏訪湖のプランクトンの季節変化 (1970) : I, プランクトンの数と量との優占種の比較, JIBF-PF 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究. 経過報告3, 41-53.
- 建設省霞ヶ浦工事事務所 (1973) : 霞ヶ浦生物調査報告書, 191p.
- 村岡浩爾・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦 (西浦) の湖流. 国立公害研究所研究報告, 第19号, 150p.
- 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.
- Yamagishi, H. and H. Fukuhara (1971 b) : Ecological studies on chironomids in Lake Suwa, I. Population dynamics of two large chironomids. *Oecologia*, 7, 309-327.
- 安野正之・森下正彦・花里孝幸 (1981) : 霞ヶ浦高浜入の動物プランクトン現存量の推移. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 149-158.

III. 資 料

III. APPENDIX

霞ヶ浦全域調査データ

相崎守弘¹・大槻 晃²・岩熊敏夫³・福島武彦¹・河合崇欣²・
今村典子³・海老瀬潜一¹・安野正之³

Limnological Data in Lake Kasumigaura

Morihiro AIZAKI¹, Akira OTSUKI², Toshiq IWAKUMA³, Takehiko FUKUSHIMA¹,
Takayoshi KAWAI², Noriko IMAMURA³, Senichi EBISE¹ and Masayuki YASUNO³

1. 測定地点

「陸水域の富栄養化に関する総合研究」プロジェクトの一環として、1976年7月以後、霞ヶ浦の各地点で調査研究を行っているが、1977年3月までの調査結果については国立公害研究所特別研究成果報告 第1号に、1978年10月までの調査結果については国立公害研究所研究報告 第6号にすでに報告したので、それ以後の調査結果を報告する。データを収録した期間は1978年3月までである。測定地点は前報(合田, 1979)とはほぼ同じであるが、高浜入に3地点(st. 2', st. 3', st. 4')を増し、湖心部のsts. 5, 8, 10, 11, 12を減らした(図1)。調査水域の概要に関しては前報(合田, 1979)を参照されたい。

2. 調査方法

調査方法は一次生産量の測定方法以外は前報(相崎, 1977; 合田, 1979)と同様である。一次生産測定法に関しては岩熊・安野(1981)を参照されたい。但し、一次生産量は表層でのデータのみを収録した。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Chemistry and Physics Division, The National Institute for Environmental studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Environment Biologg Division, The National Institute for Environmental studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

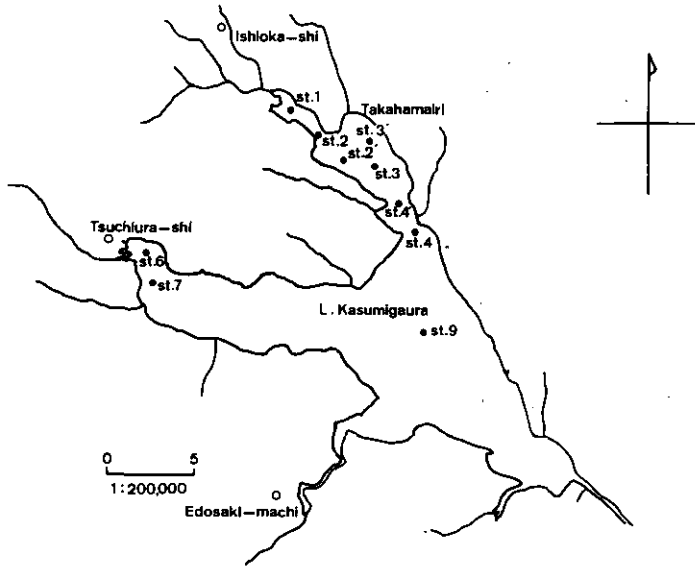


図 1 調査地点
Fig. 1 Sampling site in Lake Kasumigaura

3. 作業分担

採水および現地調査項目は、岩熊・今村、河合、相崎、福島、海老瀬、大槻が主に担当した。また毎月1度は採水委託により採水した。

採取した試料の分析は以下のごとく分担して行った。

PO₄-P, T.P., NH₄-N, NO₃-N, NO₃-N : 大槻

CO₂, DOC : 河合

COD, S.S. : 福島

クロロフィル-*a*, フェオフィチン-*a* : 岩熊

一次生産量 : 岩熊

POC, PON : 相崎

生菌数, 全菌 : 相崎

4. 結果

得られた結果を以下の表に示す。

引用文献

- 相崎守弘 (1977) : 水質・生物調査資料, 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 資料篇.
 合田 健 (1979) : 霞ヶ浦全域調査データ, 国立公害研究所研究報告, 第6号, 資料篇.
 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦の一次生産特性, 国立公害研究所研究報告, 第22号, 99-122.

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1978. 11. 29

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------------|---------|---------|---------|-------|---------|---------|--------|-------|--------|----------|---------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1050- | | | | | 1230- | | | | 1315- |
| Weather | | はれ | はれ | | はれ | | はれ | | はれ | | はれ |
| Air Temp. (°C) | | 8.0 | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.2 | 3.7 | | 4.1 | | 6.5 | | | | 6.2 |
| Transparency (cm) | | 80 | 70 | | 80 | | 100 | | 40 | | 100 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 11.3 | 12.0 | | 11.9 | | 12.2 | | 12.1 | | 12.2 |
| | 0.5 | 11.4 | 12.0 | | 11.9 | | 12.2 | | 12.0 | | 12.1 |
| | 1 | 11.3 | 11.9 | | 11.9 | | 12.2 | | 12.0 | | 12.1 |
| | 2 | 11.3 | 11.9 | | 11.9 | | 12.2 | | 12.0 | | 12.1 |
| | 3 | | 11.9 | | 11.9 | | 12.2 | | 12.0 | | 12.0 |
| | 4 | | (12.2) | | 11.9 | | 12.2 | | 12.0 | | 12.0 |
| | 5 | | | | | | 12.2 | | 12.0 | | 12.1 |
| | 6 | | | | | | 12.1 | | 12.0 | | 12.3 |
| 7 | ***11.3 | | | | | | | 11.9 | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | 12.7 | 13.7 | | 11.8 | | 11.7 | | 13.3 | | 13.0 |
| | 0.5 | 12.7 | 13.7 | | 11.8 | | 11.7 | | 13.3 | | 12.9 |
| | 1 | 12.7 | 13.7 | | 11.8 | | 11.7 | | 13.3 | | 12.9 |
| | 2 | 12.5 | 13.7 | | 11.8 | | 11.7 | | 13.3 | | 12.9 |
| | 3 | (12.5) | 13.7 | | 11.8 | | 11.7 | | 13.2 | | 12.9 |
| | 4 | | | | 11.8 | | 11.7 | | 13.1 | | 12.8 |
| | 5 | | | | | | 11.7 | | 13.1 | | 12.7 |
| | 6 | | | | | | 11.4 | | 13.1 | | 12.6 |
| 7 | ***12.7 | | | | | | | 13.1 | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 45,000 | 40,000 | | 45,000 | | 42,000 | | 10,000 | | 28,000 |
| | 0.5 | 10,000 | 10,000 | | 10,000 | | 10,000 | | 2,200 | | 10,000 |
| | 1 | 4,000 | 3,300 | | 4,300 | | 5,000 | | 300 | | 5,000 |
| | 2 | | 250 | | 530 | | 2,200 | | | | 1,000 |
| | 3 | | | | | | 900 | | | | |
| | 4 | | | | | | 310 | | | | |
| | 5 | *25,000 | | | | | | | | | |
| | 6 | **7,000 | *23,000 | | *23,000 | | | | *6,000 | | *20,000 |
| 7 | 1,300 | ***850 | | 1,300 | | *20,000 | | ***25 | | ***2,300 | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ S/cm) | 0 m | 163 | 202 | | 248 | | 277 | | 243 | | 243 |
| | 0.5 | 163 | 202 | | 248 | | 275 | | 242 | | 242 |
| | 1 | 163 | 202 | | 248 | | 275 | | 243 | | 243 |
| | 2 | 163 | 202 | | 248 | | 275 | | 242 | | 242 |
| | 3 | | 202 | | 248 | | 275 | | 242 | | 242 |
| | 4 | | (208) | | 248 | | 275 | | 242 | | 242 |
| | 5 | | | | | | 279 | | 242 | | 242 |
| | 6 | | | | | | 281 | | 242 | | 242 |
| | Bottom | ***163 | | | | | | 241 | | | |
| pH | 0.5 m | 8.1 | 9.1 | | 8.7 | | 8.4 | | 7.7 | | 8.7 |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | 8.5 | | | | 9.3 |

*Depth = 0.25 m

**Depth = 0.75 m

***Depth = 1.5 m

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1978. 11. 29

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|--|-------------|---------------------|---------------------|-----|---------------------|-----|---------------------|--------|---------------------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 3 | 6 | |
| Sampling Depth (m) | | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.008 | 0.003> | | 0.003> | | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| TP (mg/l) | | 0.118 | 0.100 | | 0.072 | | 0.078 | 0.070 | 0.076 |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.252 | 0.222 | | 0.022 | | 0.019 | 0.020 | 0.027 |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.036 | 0.030 | | 0.018 | | 0.007 | 0.007 | 0.006 |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 0.895 | 0.477 | | 0.141 | | 0.021 | 0.021 | 0.016 |
| CO ₂ -C (mg/l) | | 9.1 | 8.4 | | 10.1 | | 11.6 | 11.2 | 11.1 |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 5.1 | 8.6 | | 7.7 | | 8.1 | | |
| Chlorophyll a (μg/l) | | 73.9 | | | 64.0 | | | 64.7 | |
| Pheophytin a (μg/l) | | 78.6 | | | 20.0 | | | 18.6 | |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 12.8 | 20.2 | | 15.4 | | 10.2 | 7.7 | 8.9 |
| POC (mg/l) | | 3.4 | 5.3 | | 4.5 | | 4.3 | 3.9 | 3.9 |
| PON (mg/l) | | 0.51 | 0.78 | | 0.64 | | 0.55 | 0.54 | 0.54 |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | 5.2×10 ⁴ | 1.0×10 ⁴ | | 6.9×10 ³ | | 9.3×10 ³ | | 7.7×10 ³ |
| Total Bac. (No./ml) | | 8.8×10 ⁶ | 5.8×10 ⁶ | | 4.3×10 ⁶ | | 6.1×10 ⁶ | | 6.5×10 ⁶ |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|--|-------------|-----|---------------------|-----|---------------------|--------|---------------------|
| | | 4' | 6 | 7 | 2 | 5 | |
| Sampling Depth (m) | | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | | 0.024 | | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| TP (mg/l) | | | 0.194 | | 0.048 | 0.048 | 0.048 |
| NH ₄ -N (mg/l) | | | 0.861 | | 0.028 | 0.043 | 0.036 |
| NO ₂ -N (mg/l) | | | 0.040 | | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| NO ₃ -N (mg/l) | | | 1.12 | | ND | ND | ND |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | 12.3 | | | 11.1 | 11.0 |
| DOC (mg/l) | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | | | | 9.3 | | |
| Chlorophyll a (μg/l) | | | 80.9 | | 43.1 | 49.1 | 47.4 |
| Pheophytin a (μg/l) | | | 42.4 | | 39.3 | 23.0 | 17.3 |
| SS (dry weight) (mg/l) | | | 20.9 | | 8.1 | 8.3 | 8.3 |
| POC (mg/l) | | | 2.1 | | 3.5 | 3.7 | 3.7 |
| PON (mg/l) | | | 0.32 | | 0.36 | 0.41 | 0.41 |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | 4.8×10 ⁴ | | 6.0×10 ³ | | 5.0×10 ³ |
| Total Bac. (No./ml) | | | 8.5×10 ⁶ | | 5.6×10 ⁶ | | 5.8×10 ⁶ |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date: 1978. 12. 21

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|---|-------|--------|--------|----|--------|----|--------|----|--------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1245- | 1305- | | 1322- | | 1345- | | 1517- | 1501- | 1015- |
| Weather | | 快晴 | 快晴 | | 快晴 | | 快晴 | | 快晴 | | 快晴 |
| Air Temp. (°C) | | | 8.1 | | 9.1 | | | | | 9.2 | 7.0 |
| Depth (m) | | | | | | | | | | | |
| Transparency (cm) | | 80 | 90 | | 90 | | 90 | | 40 | 80 | 100 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 7.1 | 7.3 | | 7.9 | | 7.7 | | 7.7 | 7.6 | 8.3 |
| | 0.5 | 7.0 | 7.3 | | 7.9 | | 7.7 | | 7.7 | 7.7 | 8.3 |
| | 1 | 7.0 | 7.3 | | 8.0 | | 7.7 | | 7.7 | 7.7 | 8.1 |
| | 2 | 6.9 | 7.3 | | 7.9 | | 7.7 | | 7.6 | 7.7 | 8.1 |
| | 3 | | 7.3 | | 7.9 | | 7.7 | | | 7.7 | 8.1 |
| | 4 | | | | 7.9 | | 7.7 | | | | 8.2 |
| | 5 | | | | | | 7.7 | | | | 8.2 |
| | 6 | | | | | | 7.7 | | | | 8.9 |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 30,000 | 30,000 | | 40,000 | | 29,000 | | 11,000 | 15,000 | 47,000 |
| | 0.5 | 6,000 | 8,800 | | 9,500 | | 7,500 | | 850 | 4,500 | 10,000 |
| | 1 | 2,500 | 2,800 | | 4,000 | | 2,800 | | 83 | 2,000 | 6,000 |
| | 2 | 310 | 340 | | | | 450 | | | 360 | 1,300 |
| | 3 | | | | 770 | | 160 | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity ($\mu\text{U}/\text{cm}$) | 0 m | 160 | 186 | | 230 | | 260 | | 227 | 228 | 272 |
| | 0.5 | 160 | 186 | | 230 | | 262 | | 225 | 227 | 275 |
| | 1 | 159 | 187 | | 230 | | 262 | | 225 | 227 | 276 |
| | 2 | 158 | 187 | | 230 | | 262 | | 225 | 227 | 276 |
| | 3 | | 189 | | 229 | | 262 | | | 227 | 276 |
| | 4 | | | | 230 | | 261 | | | | 277 |
| | 5 | | | | | | 263 | | | | 277 |
| | 6 | | | | | | 262 | | | | 278 |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | 8.4 | 8.4 | | 8.4 | | 8.4 | | 7.7 | 8.4 | 8.2 |
| | 2 | | | | | | | | | | 8.2 |
| | 3 | | | | | | 8.4 | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | 8.4 | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1978.12.21

| Item | Station No. | | | | 4 | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----|-----------------------|-----|-----------------------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.004 | 0.004 | | 0.003> | | 0.003> |
| TP | (mg/l) | 0.090 | 0.094 | | 0.062 | | 0.076 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.049 | 0.076 | | 0.024 | | 0.024 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.018 | 0.017 | | 0.002 | | 0.006 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.456 | 0.369 | | 0.013 | | 0.048 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | 9.3 | 9.7 | | 10.0 | | 11.4 |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 6.8 | 6.9 | | 8.0 | | 8.3 |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 95.8 | 87.1 | | 70.2 | | 86.0 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 27.4 | 24.0 | | 17.3 | | 19.1 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 16.3 | 14.2 | | 10.0 | | 11.6 |
| POC | (mg/l) | 4.6 | 4.0 | | | | 4.2 |
| PON | (mg/l) | 0.64 | 0.56 | | | | 0.58 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 9.5 × 10 ³ | 2.4 × 10 ⁴ | | 7.0 × 10 ³ | | 1.0 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 3.8 × 10 ⁶ | 4.9 × 10 ⁶ | | 3.6 × 10 ⁶ | | 3.8 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

| Item | Station No. | | | | 9 | | |
|----------------------|--|-----|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------|-----------------------|
| | | 4' | 6 | 7 | 9 | 2 | 5 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | | 0.011 | 0.003> | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| TP | (mg/l) | | 0.181 | 0.038 | 0.034 | 0.035 | 0.036 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | | 0.964 | 0.095 | 0.023 | 0.026 | 0.031 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | | 0.031 | 0.009 | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| NO ₃ -N | (mg/l) | | 1.169 | 0.174 | 0.006 | 0.005 | 0.005 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | 13.8 | 10.5 | 11.8 | 12.4 | 11.7 |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | 6.7 | 7.7 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | | 47.8 | 56.6 | 47.3 | | 47.1 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | | 24.4 | 22.8 | 15.1 | | 15.6 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | | 36.8 | 10.2 | 7.1 | 6.9 | 6.5 |
| POC | (mg/l) | | 6.6 | 3.1 | 3.4 | 3.5 | 3.1 |
| PON | (mg/l) | | 0.50 | 0.38 | 0.36 | 0.37 | 0.33 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | 2.6 × 10 ⁴ | 5 × 10 ² | 2.2 × 10 ⁴ | | 3.1 × 10 ³ |
| Total Bac. | (No./ml) | | 4.6 × 10 ⁶ | 2.7 × 10 ⁶ | 2.5 × 10 ⁶ | | 3.5 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date: 1979.1.18

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------|--------|-------|-------|------|-------|----|-------|------|-------|-------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1107- | 1127- | | 1147- | | 1209- | | 1341- | 1321- | 0956- |
| Weather | | くもり | くもり | | くもり | | 小雨 | | 小雨 | くもり | くもり |
| Air Temp. (°C) | | | | | 5.3 | | | | | 4.2 | 3.0 |
| Depth (m) | | 1.8 | 3.2 | | 3.8 | | 6.3 | | 1.8 | 2.8 | 5.9 |
| Transparency (cm) | | 120 | 120 | | 110 | | 110 | | 60 | 140 | 100 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 4.5 | 4.8 | | 4.8 | | 5.1 | | 4.9 | 4.6 | 5.0 |
| | 0.5 | 4.5 | 4.8 | | 4.8 | | 5.0 | | 4.9 | 4.6 | 5.0 |
| | 1 | 4.5 | 4.8 | | 4.8 | | 5.0 | | 4.9 | 4.6 | 5.0 |
| | 2 | | 4.7 | | 4.8 | | 4.9 | | | 4.6 | 4.9 |
| | 3 | | 4.7 | | 4.8 | | 4.9 | | | | 4.9 |
| | 4 | | | | | | 4.8 | | | | 5.0 |
| | 5 | | | | | | 4.8 | | | | 5.0 |
| | 6 | | | | | | 4.8 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 4.4 | | | 4.7 | | | | 4.9 | 4.6 | 5.0 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 12.9 | 14.2 | | 14.5 | | 15.3 | | 13.4 | 14.6 | 14.3 |
| | 0.5 | 12.9 | 14.1 | | 14.4 | | 15.3 | | 13.3 | 14.2 | 14.5 |
| | 1 | 12.7 | 13.9 | | 14.4 | | 15.3 | | 13.4 | 13.8 | 14.4 |
| | 2 | | 13.8 | | 14.2 | | 14.7 | | | 13.7 | 14.3 |
| | 3 | | 13.7 | | 13.8 | | 14.6 | | | | 14.2 |
| | 4 | | | | | | 14.4 | | | | 14.1 |
| | 5 | | | | | | 14.3 | | | | 13.8 |
| | 6 | | | | | | 14.3 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 12.2 | | | 13.2 | | | | 12.9 | 13.0 | 13.4 | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 4,000 | | | | | | | | | 12,000 |
| | 0.5 | 1,500 | | | | | | | | | 6,400 |
| | 1 | 700 | | | | | | | | | 3,700 |
| | 2 | | | | | | | | | | 850 |
| | 3 | | | | | | | | | | 330 |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 350 | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μS/cm) | 0 m | 132 | 174 | | 210 | | 234 | | 233 | 215 | 243 |
| | 0.5 | 132 | 175 | | 209 | | 234 | | 233 | 214 | 243 |
| | 1 | 132 | 175 | | 208 | | 233 | | 232 | 213 | 242 |
| | 2 | | 175 | | 207 | | 233 | | | 213 | 242 |
| | 3 | | 174 | | 207 | | 233 | | | | 242 |
| | 4 | | | | | | 233 | | | | 242 |
| | 5 | | | | | | 233 | | | | 242 |
| | 6 | | | | | | 234 | | | | |
| | Bottom | 131 | | | 208 | | | | 236 | 213 | 242 |
| pH | 0.5 m | 7.4 | 8.0 | | 8.8 | | 8.4 | | 7.4 | 7.3 | 7.9 |
| | 2 | | | | | | 7.8 | | | | 8.0 |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | 7.8 | | | | 8.0 |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 1. 18

| Station No. | | 1 | | 2 | | 2' | | 3 | | 3' | | 4 | |
|----------------------|---------------------------------------|---------------------|--------|-----|-----|---------------------|-----|---------------------|-----|--------|--------|---------------------|--|
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 | |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.003> | 0.003> | | | 0.003> | | 0.003> | | 0.003> | 0.003> | 0.003> | |
| TP | (mg/l) | 0.095 | 0.070 | | | 0.054 | | 0.052 | | 0.050 | 0.050 | 0.053 | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.063 | 0.028 | | | 0.026 | | 0.021 | | 0.025 | 0.025 | 0.023 | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.011 | 0.008 | | | 0.002> | | 0.002> | | 0.002> | 0.002> | 0.002> | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.557 | 0.195 | | | 0.007 | | 0.003 | | 0.003 | 0.003 | 0.003 | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | 8.2 | 8.2 | | | 9.1 | | 11.5 | | 10.8 | 10.8 | 10.9 | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | | | | | | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 63.6 | 93.1 | | | 64.0 | | 81.5 | | 64.9 | 64.9 | 87.9 | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 0.0 | 13.0 | | | 11.0 | | 14.9 | | 17.4 | 17.4 | 16.4 | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 10.5 | 12.0 | | | 9.5 | | 8.7 | | 7.3 | 7.3 | 8.3 | |
| POC | (mg/l) | 3.2 | 2.5 | | | 3.9 | | 4.0 | | 3.6 | 3.6 | 4.1 | |
| PON | (mg/l) | 0.49 | 0.54 | | | 0.48 | | 0.49 | | 0.46 | 0.46 | 0.50 | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 2.6×10 ⁴ | | | | 6.5×10 ³ | | 3.6×10 ³ | | | | 9.1×10 ³ | |
| Total Bac. | (No./ml) | 4.1×10 ⁶ | | | | 3.2×10 ⁶ | | 2.0×10 ⁶ | | | | 4.8×10 ⁶ | |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 1.7* | 1.6 | | | | | 1.3 | | | | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 1.3* | 1.5 | | | | | 0.9 | | | | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | 0.4 | 0.1 | | | | | 0.4 | | | | | |

* 中間層の方が生産力が高かった。

| Station No. | | 4' | | 6 | | 7 | | 9 | |
|----------------------|---------------------------------------|-----|---------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|---|--|
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 | | |
| PO ₄ -P | (mg/l) | | 0.011 | 0.003> | 0.003> | 0.003> | 0.003> | | |
| TP | (mg/l) | | 0.115 | 0.049 | 0.038 | 0.038 | 0.041 | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | | 0.268 | 0.098 | 0.046 | 0.059 | 0.036 | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | | 0.016 | 0.011 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | | 0.903 | 0.340 | 0.004 | 0.004 | 0.004 | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | 14.5 | | 10.7 | 11.5 | 10.8 | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | | 23.0 | 48.4 | 58.5 | 88.9 | 72.6 | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | | 6.6 | 23.8 | 10.8 | 21.7 | 17.8 | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | | 15.2 | 5.7 | 7.1 | 6.7 | 6.6 | | |
| POC | (mg/l) | | 2.3 | 1.5 | 3.8 | 3.7 | 3.6 | | |
| PON | (mg/l) | | 0.38 | 0.20 | 0.41 | 0.43 | 0.26 | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | 5.9×10 ⁴ | 9.0×10 ³ | 4.7×10 ³ | | 2.6×10 ³ | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | 6.1×10 ⁶ | 3.1×10 ⁶ | 2.1×10 ⁶ | | 3.2×10 ⁶ | | |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.0 | 1.1 | | | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 0.8 | 0.7 | | | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 0.2 | 0.4 | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 2. 28

| Station No. | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 | |
|-------------------------|--------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|-------|-------|------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | 1115- | 1140- | | 1155- | | 1220- | | 1405- | 1345- | 1000- | |
| Weather | 晴 | 晴 | | | | 晴 | | | くもり | 晴 | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | 8.4 | |
| Depth (m) | 2.3 | 3.5 | | 4.2 | | 5.8 | | 5.5 | 3.2 | 6.05 | |
| Transparency (cm) | 80 | 95 | | 90 | | 100 | | 40 | 100 | 140 | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 8.9 | 8.9 | | 8.7 | | 8.8 | | 9.0 | 8.7 | 8.0 |
| | 0.5 | 9.0 | 8.8 | | 8.7 | | 8.6 | | 9.1 | 8.7 | 8.0 |
| | 1 | 9.0 | 8.9 | | 8.6 | | 8.6 | | 9.1 | 8.7 | 8.0 |
| | 2 | 8.9 | 8.6 | | 8.5 | | 8.6 | | 9.1 | 8.6 | 8.0 |
| | 3 | 8.9 | 8.5 | | 8.5 | | 8.3 | | 9.0 | 8.6 | 8.0 |
| | 4 | | | | 8.3 | | 8.3 | | 9.0 | | 8.0 |
| | 5 | | | | | | 8.2 | | 8.9 | | 8.0 |
| | 6 | | | | | | | | | | 8.0 |
| | 7 | | | | | | | | | | 8.0 |
| Bottom | | 8.3 | | 8.5 | | 8.2 | | 9.0 | 8.5 | 8.0 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 11.0 | 11.1 | | 11.4 | | 11.8 | | 11.7 | 12.1 | 11.7 |
| | 0.5 | 11.1 | 10.9 | | 11.4 | | 11.9 | | 11.4 | 12.3 | 11.7 |
| | 1 | 11.1 | 10.9 | | 11.4 | | 12.1 | | 11.3 | 12.5 | 11.7 |
| | 2 | 11.1 | 10.8 | | 11.4 | | 12.2 | | 11.2 | 12.5 | 11.7 |
| | 3 | | 10.7 | | 11.3 | | 12.2 | | 11.2 | 12.4 | 11.7 |
| | 4 | | | | 11.2 | | 12.2 | | 11.2 | | 11.6 |
| | 5 | | | | | | 11.7 | | 11.2 | | 11.6 |
| | 6 | | | | | | | | | | 11.5 |
| | 7 | | | | | | | | | | 11.5 |
| Bottom | | 9.6 | | 11.2 | | 11.4 | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μU/cm) | 0 m | 172 | 198 | | 234 | | 247 | | 218 | 243 | 263 |
| | 0.5 | 172 | 198 | | 232 | | 248 | | 218 | 242 | 262 |
| | 1 | 172 | 199 | | 232 | | 249 | | 218 | 242 | 262 |
| | 2 | 172 | 201 | | 232 | | 248 | | 218 | 242 | 262 |
| | 3 | 172 | 207 | | 233 | | 251 | | 217 | 242 | 262 |
| | 4 | | | | 233 | | 253 | | 215 | | 262 |
| | 5 | | | | | | 257 | | 213 | | 262 |
| | 6 | | | | | | | | | | 262 |
| | Bottom | | 216 | | 235 | | 257 | | 340 | 261 | 262 |
| pH | 0.5 m | 7.6 | 7.4 | | 7.4 | | 7.7 | | 7.2 | | 7.6 |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | 7.7 | | | | 7.8 |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | 7.4 | | | | 7.6 |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 2. 28

| Item | Station No. | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | |
|--|-------------|---------------------|---------------------|-----|---------------------|-----|---------------------|--------|---------------------|
| | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.006 | 0.004 | | 0.002> | | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| TP (mg/l) | | 0.380 | 0.089 | | 0.068 | | 0.055 | 0.043 | 0.061 |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.023 | 0.017 | | 0.013 | | 0.013 | 0.013 | 0.013 |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.010 | 0.008 | | 0.002> | | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 0.286 | 0.185 | | 0.004 | | 0.013 | 0.013 | 0.013 |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 6.4 | 6.8 | | 6.6 | | 7.9 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | | 22.9 | 80.2 | | 61.3 | | 74.9 | 76.3 | 78.9 |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | | 13.4 | 16.1 | | 21.0 | | 17.2 | 3.2 | 27.1 |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 22.2 | 14.9 | | 15.2 | | 10.7 | 10.7 | 13.3 |
| POC (mg/l) | | 4.5 | 3.9 | | 3.8 | | 3.9 | 3.8 | 4.4 |
| PON (mg/l) | | 0.53 | 0.49 | | 0.38 | | 0.39 | 0.40 | 0.43 |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | 1.8×10 ⁴ | 3.6×10 ⁴ | | 6.4×10 ³ | | 6.2×10 ³ | | 4.3×10 ³ |
| Total Bac. (No./ml) | | 5.3×10 ⁶ | 7.4×10 ⁶ | | 1.8×10 ⁶ | | 2.5×10 ⁶ | | 2.0×10 ⁶ |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | 2.5* | 0.7* | | | | 0.7* | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | 1.1* | -0.2* | | | | 0.1* | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | 1.4 | 0.9 | | | | 0.6 | | |

* 中間層の方が生産力が高かった。

| Item | Station No. | 4' | | 6 | | 7 | | 9 | |
|--|-------------|-----|---------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|---|--|
| | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 | | |
| PO ₄ -P (mg/l) | | | 0.014 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | |
| TP (mg/l) | | | 0.506 | 0.040 | 0.040 | 0.040 | 0.040 | | |
| NH ₄ -N (mg/l) | | | 0.875 | 0.021 | 0.021 | 0.036 | 0.020 | | |
| NO ₂ -N (mg/l) | | | 0.037 | 0.004 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | |
| NO ₃ -N (mg/l) | | | 0.926 | 0.322 | 0.004 | 0.004 | 0.006 | | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | | | 6.9 | 7.9 | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | | | 46.8 | | 69.8 | 72.1 | 71.3 | | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | | | 18.0 | | 23.3 | 17.4 | 18.9 | | |
| SS (dry weight) (mg/l) | | | 34.9 | 9.1 | 9.1 | 8.8 | 8.9 | | |
| POC (mg/l) | | | 3.4 | 2.8 | 3.9 | 3.7 | 3.9 | | |
| PON (mg/l) | | | 0.27 | 0.27 | 0.38 | 0.35 | 0.35 | | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | 2.1×10 ⁴ | 2.3×10 ³ | 2.2×10 ⁴ | | 6.0×10 ³ | | |
| Total Bac. (No./ml) | | | 2.8×10 ⁶ | 2.4×10 ⁶ | 2.1×10 ⁶ | | 2.0×10 ⁶ | | |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | 1.6* | 0.5* | | | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | 0.2* | 0.0* | | | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | 1.8 | 0.5 | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date: 1979. 3. 26

| Station No. | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 | |
|--------------------------------------|--------|--------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | 1150- | 1210- | | 1250- | | 1320- | | 1505- | 1445- | 0955- | |
| Weather | くもり | くもり | | くもり | | くもり | | 晴 | くもり | くもり | |
| Air Temp. (°C) | 15.0 | 14.5 | | 16.2 | | 14.2 | | | 12.9 | 10.0 | |
| Depth (m) | 2.1 | 3.5 | | 4.2 | | 6.25 | | 4.7 | 2.7 | 5.8 | |
| Transparency (cm) | 38 | 70 | | 100 | | 60 | | | 70 | 98 | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 11.6 | 11.5 | | 12.0 | | 11.0 | | 11.4 | 11.5 | 10.0 |
| | 0.5 | 11.8 | 11.5 | | 11.5 | | 11.0 | | 11.3 | 11.6 | 10.0 |
| | 1 | 11.6 | 11.2 | | 11.1 | | 11.0 | | 11.2 | 11.5 | 10.0 |
| | 2 | 11.4 | 10.9 | | 10.7 | | 10.6 | | 11.2 | 10.5 | 10.0 |
| | 3 | | 10.6 | | 10.4 | | 10.5 | | 10.8 | | 9.9 |
| | 4 | | | | 10.3 | | 10.4 | | 10.7 | | 9.8 |
| | 5 | | | | | | 10.3 | | | | 9.8 |
| | 6 | | | | | | 10.2 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 10.7 | | 10.3 | | | | 10.7 | 10.4 | 9.8 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 13.2 | 14.1 | | 13.3 | | 13.4 | | 13.2 | 14.4 | 11.7 |
| | 0.5 | 13.2 | 14.4 | | 13.4 | | 13.4 | | 13.1 | 14.6 | 11.7 |
| | 1 | 12.5 | 14.3 | | 13.2 | | 13.3 | | 13.1 | 14.4 | 11.6 |
| | 2 | 10.5 | 12.6 | | 13.0 | | 13.2 | | 12.8 | 13.2 | 11.6 |
| | 3 | | 11.5 | | 12.4 | | 12.8 | | 11.8 | | 11.4 |
| | 4 | | | | 11.1 | | 12.3 | | 11.5 | | 11.2 |
| | 5 | | | | | | 11.9 | | | | 11.1 |
| | 6 | | | | | | 11.6 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 11.0 | | 10.9 | | | | 10.9 | 11.5 | 10.6 | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 20,000 | 29,000 | | 44,000 | | 21,000 | | 27,000 | 32,000 | 18,000 |
| | 0.5 | 1,500 | 6,500 | | 23,000 | | 11,000 | | 2,600 | 8,000 | 8,400 |
| | 1 | 110 | 1,400 | | 12,000 | | 5,200 | | 530 | 1,700 | 3,900 |
| | 2 | | 75 | | 2,900 | | 1,300 | | | 100 | 940 |
| | 3 | | | | 830 | | 350 | | | | 160 |
| | 4 | | | | 170 | | 85 | | | | 65 |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity ($\mu\text{U/cm}$) | 0 m | 143 | 188 | | 258 | | 250 | | 241 | 259 | 213 |
| | 0.5 | 144 | 187 | | 249 | | 247 | | 240 | 261 | 213 |
| | 1 | 145 | 189 | | 249 | | 247 | | 238 | 261 | 213 |
| | 2 | 145 | 209 | | 246 | | 243 | | 237 | 252 | 213 |
| | 3 | | 226 | | 244 | | 241 | | 235 | | 215 |
| | 4 | | | | 243 | | 241 | | 236 | | 216 |
| | 5 | | | | | | 241 | | | | 216 |
| | 6 | | | | | | 257 | | | | |
| | Bottom | | 226 | | 259 | | | | 290 | 242 | 222 |
| pH | 0.5 m | 8.4 | 9.0 | | 8.3 | | 8.4 | | 8.0 | 8.0 | 8.0 |
| | 2 | | | | | | | | | | 8.0 |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | 8.2 | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | 8.2 |
| | 6 | | | | | | 8.2 | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 3. 26

| Item | Station No. | | | | | | | | |
|----------------------|---------------------------------------|---------------------|---------------------|-----|---------------------|-----|---------------------|--------|---------------------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6' |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.012 | 0.005 | | 0.002> | | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| TP | (mg/l) | 0.282 | 0.153 | | 0.072 | | 0.079 | 0.090 | 0.076 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.023 | 0.008 | | 0.018 | | 0.025 | 0.012 | 0.012 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.014 | ND | | ND | | ND | ND | ND |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.245 | 0.003> | | 0.004 | | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| CO ₂ -C | (mg/l) | 6.1 | | | 8.7 | | 8.6 | 8.4 | 8.5 |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 10.5 | 11.3 | | 8.9 | | 8.6 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 161 | 136 | | 52.3 | | 60.1 | 59.9 | 61.5 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 42.0 | 34.5 | | 11.0 | | 29.2 | 22.7 | 17.5 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 45.7 | 27.4 | | 12.9 | | 13.3 | 13.7 | 13.3 |
| POC | (mg/l) | 6.7 | 8.1 | | 5.1 | | 5.3 | 5.5 | 5.3 |
| PON | (mg/l) | 1.01 | 1.02 | | 0.44 | | 0.49 | 0.52 | 0.51 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 9.2×10 ⁴ | 1.5×10 ⁴ | | 4.3×10 ³ | | 1.1×10 ⁴ | | 5.4×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 1.0×10 ⁷ | 5.3×10 ⁶ | | 5.5×10 ⁶ | | 4.1×10 ⁶ | | 3.1×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 5.7* | 4.3* | | | | 2.3* | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 3.3* | 2.1* | | | | 1.1* | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | 2.4 | 2.2 | | | | 1.2 | | |

* 中間層の方が生産力が高かった。

| Item | Station No. | | | | | | |
|----------------------|---------------------------------------|-----|---------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|
| | | 4' | 6 | 7 | 9 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | | 0.007 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| TP | (mg/l) | | 0.182 | 0.089 | 0.061 | 0.062 | 0.062 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | | 0.413 | 0.017 | 0.027 | 0.019 | 0.016 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | | 0.048 | 0.007 | ND | ND | ND |
| NO ₃ -N | (mg/l) | | 1.00 | 0.186 | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | 11.6 | | 10.6 | 10.0 | 10.9 |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | 9.8 | 9.7 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | | 95.3 | | 48.0 | 43.9 | 45.0 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | | 27.9 | | 11.6 | 13.3 | 13.1 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | | 27.8 | 22.5 | 11.6 | 10.6 | 12.0 |
| POC | (mg/l) | | 3.9 | 4.9 | 4.0 | 4.4 | 4.6 |
| PON | (mg/l) | | 0.61 | 0.62 | 0.39 | 0.35 | 0.39 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | 2.2×10 ⁴ | 1.4×10 ⁴ | 1.5×10 ⁴ | | 1.0×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | | 3.8×10 ⁶ | 3.7×10 ⁶ | 2.8×10 ⁶ | | 3.0×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 2.7* | 2.2* | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.7* | 1.1* | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.0 | 1.1 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 4. 25

| Station No. | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 | |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | 1205- | 1235- | 1310- | 1330- | | 1425- | 1352- | 1605- | 1540- | 1002- | |
| Weather | 晴 | 晴 | くもり | くもり | | くもり | くもり | | くもり | うすくもり | |
| Air Temp. (°C) | 23 | | 23 | | | | | | | 24 | |
| Depth (m) | 1.8 | 3.5 | 3.7 | 4.0 | | 6.3 | 4.8 | 6.0 | 2.6 | 5.7 | |
| Transparency (cm) | 50 | 60 | | 60 | | 60 | 60 | 60 | 60 | 60 | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 17.6 | 17.1 | 16.6 | 16.5 | | 16.8 | 16.0 | 16.5 | 16.1 | 18.5 |
| | 0.5 | 17.6 | 17.1 | 16.5 | 16.5 | | 16.8 | 16.0 | 16.5 | 16.1 | 15.3 |
| | 1 | 17.2 | 16.7 | 16.5 | 16.5 | | 16.8 | 16.0 | 16.5 | 16.1 | 14.7 |
| | 2 | | 16.5 | 16.3 | 16.4 | | 16.8 | 16.0 | 16.3 | 16.1 | 14.3 |
| | 3 | | 15.6 | 15.3 | 15.0 | | 16.2 | 16.0 | 16.3 | | 14.3 |
| | 4 | | | | 15.0 | | 15.3 | 15.8 | 16.3 | | 14.2 |
| | 5 | | | | | | 14.8 | | 16.0 | | 14.2 |
| | 6 | | | | | | 14.8 | | | | |
| Bottom | 16.7 | 15.5 | 15.2 | | | 14.6 | 14.8 | 15.2 | 15.8 | 14.2 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 11.3 | 12.3 | 12.1 | 11.4 | | 11.0 | 11.3 | 10.3 | 10.6 | 10.5 |
| | 0.5 | 11.4 | 12.5 | 12.3 | 11.5 | | 11.2 | 11.4 | 10.4 | 10.7 | 10.0 |
| | 1 | 10.1 | 12.5 | 12.3 | 11.5 | | 11.2 | 11.5 | 10.4 | 10.7 | 9.9 |
| | 2 | | 10.7 | 12.0 | 11.5 | | 11.1 | 11.4 | 10.1 | 10.7 | 7.9 |
| | 3 | | 8.4 | 9.6 | 9.8 | | 10.6 | 11.2 | 10.0 | | 7.6 |
| | 4 | | | | 9.1 | | 9.4 | 9.2 | 9.8 | | 7.6 |
| | 5 | | | | | | 9.1 | | 9.4 | | 7.5 |
| | 6 | | | | | | 8.8 | | | | |
| Bottom | 7.6 | 8.2 | 9.0 | | | 8.7 | 8.7 | 8.2 | 9.6 | 7.4 | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 83,000 | 85,000 | 71,000 | 29,000 | | 18,000 | 17,000 | 15,000 | 16,000 | 69,000 |
| | 0.5 | 8,400 | 5,200 | 12,000 | 7,700 | | 3,500 | 4,600 | 1,100 | 2,300 | 15,000 |
| | 1 | 600 | 3,500 | 4,300 | 1,800 | | 1,100 | 1,100 | 180 | 1,000 | 2,800 |
| | 2 | | 85 | 320 | 110 | | 110 | 115 | | 80 | 110 |
| | 3 | | 1 | 25 | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity ($\mu\text{S/cm}$) | 0 m | 208 | 248 | 279 | 276 | | 298 | 264 | 281 | 298 | 290 |
| | 0.5 | 208 | 232 | 273 | 272 | | 298 | 264 | 280 | 293 | 362 |
| | 1 | 204 | 232 | 272 | 272 | | 294 | 263 | 280 | 292 | 352 |
| | 2 | | 242 | 272 | 272 | | 291 | 261 | 278 | 292 | 349 |
| | 3 | | 222 | 265 | 266 | | 275 | 261 | 278 | | 348 |
| | 4 | | | | 263 | | 254 | 260 | 276 | | 348 |
| | 5 | | | | | | 249 | | 273 | | 348 |
| | 6 | | | | | | 249 | | | | |
| Bottom | 210 | 250 | 340 | | | 370 | 255 | 480 | 289 | 350 | |
| pH | 0.5 m | 8.4 | 8.4 | 8.4 | | | | | 8.3 | 8.3 | 8.2 |
| | 2 | | | | | | | | | | 8.3 |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | 7.6 |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 4. 25

| Item | Station No. | | | | | |
|--|---------------------|---------------------|--------|---------------------|-----|---------------------|
| | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 |
| Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| PO ₄ -P (mg/l) | 0.006 | 0.004 | | 0.002> | | 0.003 |
| TP (mg/l) | 0.288 | 0.208 | 0.136 | 0.140 | | 0.121 |
| NH ₄ -N (mg/l) | 0.015 | 0.016 | 0.018 | 0.017 | | 0.045 |
| NO ₂ -N (mg/l) | ND | ND | ND | ND | | ND |
| NO ₃ -N (mg/l) | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | 0.003> |
| CO ₂ -C (mg/l) | 7.1 | 6.4 | | 7.6 | | 9.5 |
| DOC (mg/l) | | | | | | |
| COD (mg/l) | 11.6 | 11.0 | | 9.7 | | 9.8 |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | 192 | 120 | 98.4 | 117 | | 88.3 |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | 40.6 | 28.8 | 13.6 | 21.2 | | 32.4 |
| SS (dry weight) (mg/l) | 43.3 (45.4) | 29.9 | 21.1 | 25.4 | | 27.7 |
| POC (mg/l) | 11.2 | 10.6 | 7.9 | 10.3 | | 8.4 |
| PON (mg/l) | 0.95 | 0.77 | 0.65 | 0.98 | | 0.60 |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | 4.4×10 ⁴ | 2.3×10 ⁴ | | 2.7×10 ⁴ | | 2.9×10 ⁴ |
| Total Bac. (No./ml) | 7.3×10 ⁶ | 6.2×10 ⁶ | | 5.4×10 ⁶ | | 4.7×10 ⁶ |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | 9.7 | 9.3 | | | | 5.5 |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | 5.8 | 5.2 | | | | 3.4 |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | 3.9 | 4.1 | | | | 2.1 |

| Item | Station No. | | | | | |
|--|-------------|---------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|
| | 4' | 6 | 7 | 9 | 2 | 5 |
| Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.004 | | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| TP (mg/l) | 0.138 | 0.136 | 0.100 | 0.100 | 0.096 | 0.109 |
| NH ₄ -N (mg/l) | 0.053 | 0.029 | 0.025 | 0.031 | 0.020 | 0.019 |
| NO ₂ -N (mg/l) | ND | 0.017 | ND | ND | ND | ND |
| NO ₃ -N (mg/l) | 0.003> | 0.454 | 0.003 | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| CO ₂ -C (mg/l) | | 9.9 | 8.5 | 8.4 | 9.7 | 8.9 |
| DOC (mg/l) | | | | | | |
| COD (mg/l) | | | 9.3 | 8.9 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | 111.9 | 97.0 | 110.6 | 62.3 | 65.3 | 84.3 |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | 18.7 | 25.3 | 43.9 | 14.0 | 8.0 | 0.0 |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 30.1 | 28.5 | 24.9 | 26.9 | 34.8 |
| POC (mg/l) | | 6.6 | 7.4 | 7.0 | 7.3 | 8.6 |
| PON (mg/l) | | 0.70 | 0.59 | 0.57 | 0.58 | 0.71 |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | 7.1×10 ⁴ | 2.7×10 ⁴ | 2.9×10 ⁴ | | 2.6×10 ⁴ |
| Total Bac. (No./ml) | | 5.7×10 ⁶ | 4.3×10 ⁶ | 4.4×10 ⁶ | | 5.2×10 ⁶ |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 5.4 | 4.2 | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 3.6 | 2.4 | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.8 | 1.8 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date : 1979. 5. 9

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1130- | 1150- | 1203- | 1240- | 1220- | 1310- | 1255- | | | |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.4 | 3.9 | 4.2 | 4.6 | 4.3 | 6.8 | 5.4 | | | |
| Transparency (cm) | | 28 | 50 | 60 | 60 | 70 | 55 | 50 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 20.1 | 20.5 | 20.6 | 21.0 | 20.8 | 22.2 | 19.9 | | | |
| | 0.5 | 19.4 | 20.2 | 20.4 | 20.3 | 20.3 | 20.2 | 20.1 | | | |
| | 1 | 17.7 | 19.0 | 18.5 | 18.4 | 18.4 | 19.4 | 18.3 | | | |
| | 2 | 17.3 | 18.1 | 18.2 | 17.4 | 17.4 | 18.6 | 17.7 | | | |
| | 3 | | 18.1 | 17.8 | 17.3 | 17.3 | 17.7 | 17.6 | | | |
| | 4 | | | 17.5 | 17.2 | 17.0 | 17.5 | 17.5 | | | |
| | 5 | | | | | | 17.4 | 17.4 | | | |
| | 6 | | | | | | 17.4 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | 17.2 | 17.8 | 17.4 | 16.4 | 16.9 | 16.8 | 16.8 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μU/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979. 5. 9

| Item | Station No. | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
|---|--------------------|-------|-------|--------|--------|--------|-------|---|---|
| | Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.016 | 0.009 | 0.008 | 0.005 | 0.005 | 0.004 | | |
| TP (mg/l) | | 0.208 | 0.177 | 0.123 | 0.111 | 0.124 | 0.095 | | |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.842 | 0.027 | 0.016 | 0.025 | 0.030 | 0.032 | | |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.027 | 0.007 | ND | ND | ND | ND | | |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 1.32 | 0.086 | 0.003> | 0.002> | 0.002> | 0.014 | | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 6.0 | 8.8 | 9.5 | 9.1 | 8.5 | 7.3 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | | 97.8 | 188 | 129 | 121 | 107 | 75.1 | | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | | 40.3 | 49.6 | 47.9 | 28.9 | 24.6 | 20.4 | | |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 59.9 | 26.7 | 20.7 | 19.3 | 18.4 | 17.1 | | |
| POC (mg/l) | | 4.7 | 8.2 | 7.8 | 7.7 | 7.7 | 7.1 | | |
| PON (mg/l) | | 0.61 | 1.24 | 0.90 | 0.72 | 0.82 | 0.82 | | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | | | | | | | |
| Total Bac. (No./ml) | | | | | | | | | |
| Gross Production (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | |
| Net Production (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | |
| Respiration (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | |

| Item | Station No. | 4' | 6 | 7 | 9 | | |
|---|--------------------|--------|-----|-----|-----|---|---|
| | Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.005 | | | | | |
| TP (mg/l) | | 0.114 | | | | | |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.043 | | | | | |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.002> | | | | | |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 0.046 | | | | | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 9.0 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | | 117 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | | 27.8 | | | | | |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 20.4 | | | | | |
| POC (mg/l) | | 7.5 | | | | | |
| PON (mg/l) | | 1.06 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | | | | | |
| Total Bac. (No./ml) | | | | | | | |
| Gross Production (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | |
| Net Production (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | |
| Respiration (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date : 1979. 5. 21

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|----|--------|--------|--------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1210- | 1240- | 1314- | 1351- | | 1447- | 1419- | 1640- | 1615- | 1004- |
| Weather | | くもり | くもり | くもり | くもり | | くもり | くもり | くもり | くもり | 晴 |
| Air Temp. (°C) | | 24.1 | 23.0 | 24.5 | 25.8 | | 23.5 | | | | 22.5 |
| Depth (m) | | 2.1 | 3.8 | 3.9 | 4.3 | | 6.5 | 5.1 | 5.1 | 3.0 | 6.1 |
| Transparency (cm) | | 60 | 40 | 65 | 65 | | 65 | 75 | 40 | 40 | 65 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 21.5 | 22.2 | 21.2 | 21.0 | | 21.1 | 20.6 | 21.3 | 20.4 | 21.3 |
| | 0.5 | 21.6 | 22.0 | 21.0 | 20.9 | | 21.0 | 20.5 | 21.3 | 20.4 | 18.4 |
| | 1 | 20.5 | 21.9 | 20.6 | 20.5 | | 21.0 | 19.6 | 21.3 | 20.4 | 18.0 |
| | 2 | 18.9 | 19.2 | 19.2 | 18.3 | | 18.8 | 17.7 | 20.8 | 20.4 | 17.7 |
| | 3 | | 18.9 | 19.0 | 18.0 | | 17.6 | 17.5 | 20.3 | | 17.6 |
| | 4 | | | | 17.7 | | 17.2 | 17.5 | 18.7 | | 17.7 |
| | 5 | | | | | | 17.1 | 17.0 | | | 17.6 |
| | 6 | | | | | | 16.9 | | | | 17.0 |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | 18.1 | 17.7 | 18.0 | 17.1 | | 16.9 | | 18.4 | 18.8 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 13.4 | 18.6 | 16.5 | 15.0 | | 16.2 | 15.3 | 10.6 | 10.8 | 9.4 |
| | 0.5 | 13.6 | 19.0 | 16.6 | 15.1 | | 16.3 | 15.2 | 10.7 | 10.8 | 9.2 |
| | 1 | 12.5 | 18.6 | 16.6 | 14.8 | | 16.3 | 13.1 | 10.8 | 10.7 | 9.2 |
| | 2 | 7.5 | 10.4 | 13.3 | 10.2 | | 11.5 | 10.3 | 10.6 | 10.7 | 9.1 |
| | 3 | | 10.6 | 10.8 | 8.8 | | 8.0 | 8.8 | 9.5 | | 7.3 |
| | 4 | | | | 8.2 | | 5.4 | 8.6 | 6.9 | | 7.0 |
| | 5 | | | | | | 4.7 | 5.4 | | | 6.9 |
| | 6 | | | | | | 2.9 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | 4.3 | 6.6 | 6.5 | | 2.4 | | 5.1 | 6.9 | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 86,000 | 70,000 | 80,000 | 68,000 | | 56,000 | 56,000 | 19,500 | 28,000 | 71,000 |
| | 0.5 | 6,000 | 9,000 | 6,000 | 13,000 | | 11,000 | 12,000 | 1,100 | 2,800 | 29,000 |
| | 1 | 700 | 1,200 | 2,100 | 4,500 | | 3,700 | 4,200 | 200 | 260 | 11,000 |
| | 2 | 120 | | 200 | 350 | | 350 | 130 | | | 1,800 |
| | 3 | | | | | | 40 | | | | 300 |
| | 4 | | | | | | 5 | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ U/cm) | 0 m | 410 | 390 | 351 | 290 | | 299 | 250 | 232 | 242 | 530 |
| | 0.5 | 392 | 370 | 345 | 290 | | 295 | 248 | 231 | 246 | 510 |
| | 1 | 389 | 350 | 340 | 289 | | 292 | 241 | 230 | 246 | 510 |
| | 2 | 382 | 310 | 320 | 282 | | 258 | 222 | 197 | 244 | 510 |
| | 3 | | 276 | 295 | 265 | | 236 | 210 | 187 | | 510 |
| | 4 | | | | 268 | | 251 | 209 | 187 | | 510 |
| | 5 | | | | | | 249 | 220 | | | 500 |
| | 6 | | | | | | 270 | | | | 500 |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | 335 | 265 | 350 | 415 | | 392 | | 236 | 200 | |
| pH | 0.5 m | 8.9 | 10.1 | 9.9 | 9.5 | | 9.6 | 9.5 | 8.2 | 8.6 | 9.3 |
| | 2 | | | | | | | | | | 9.3 |
| | 3 | | | | | | 9.2 | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | *7.6 | | | | 9.0 |
| | 6 | | | | | | | | | | |

*5.5m

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979.5.21

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|----------------------|---------------------------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|------|---------------------|-------|---------------------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 0.5 | 3 | 6 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.004 | 0.011 | 0.002> | 0.001> | | 0.001 | ND | 0.008 |
| TP | (mg/l) | 0.112 | 0.205 | 0.131 | 0.107 | | 0.111 | 0.103 | 0.104 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.201 | 0.353 | 0.057 | 0.040 | | 0.037 | 0.028 | 0.206 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.053 | 0.024 | 0.010 | 0.019 | | 0.002> | 0.009 | 0.009 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 2.19 | 0.399 | 0.067 | 0.41 | | 0.005 | 0.152 | 0.158 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 3.8 | 8.3 | | 7.1 | | 8.0 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 76.1 | 275 | 219 | 178 | 178 | 159 | 174 | 202 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 15.9 | 44.9 | 35.1 | 38.1 | 40.1 | 37.5 | 42.5 | 48.0 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 17.2 | 29.3 | 23.4 | 18.6 | | 20.3 | 17.5 | 20.3 |
| POC | (mg/l) | 4.2 | 9.2 | 9.1 | 7.5 | | 8.2 | 7.1 | 7.6 |
| PON | (mg/l) | 0.50 | 1.43 | 1.16 | 0.92 | | 0.85 | 0.87 | 1.01 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 8.0×10 ⁴ | 3.0×10 ⁴ | | 1.4×10 ⁴ | | 1.7×10 ⁴ | | 1.2×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 3.7×10 ⁶ | 5.1×10 ⁶ | | 5.2×10 ⁶ | | 5.6×10 ⁶ | | 4.7×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 9.8 | 16.8 | | | | 9.8 | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 6.3 | 8.9 | | | | 6.6 | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | 3.5 | 7.9 | | | | 3.2 | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|----------------------|---------------------------------------|-------|---------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|
| | | 4' | 6 | 7 | 0.5 | 2 | 5 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | ND | 0.007 | 0.002> | ND | ND | ND |
| TP | (mg/l) | 0.132 | 0.143 | 0.106 | 0.096 | 0.091 | 0.099 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.049 | 0.431 | 0.072 | 0.030 | 0.018 | 0.025 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.014 | 0.056 | 0.030 | ND | ND | ND |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.165 | 0.879 | 0.494 | 0.001> | 0.001> | 0.001> |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | 4.9 | 8.5 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | | 53.1 | 54.5 | 99.6 | 101 | 112 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | | 21.3 | 20.8 | 27.5 | 23.6 | 40.8 |
| S.S (dry weight) | (mg/l) | 19.0 | 28.2 | 21.9 | 17.6 | 18.5 | 19.2 |
| POC | (mg/l) | 7.8 | 3.1 | 3.1 | 7.7 | 7.8 | 8.2 |
| PON | (mg/l) | 0.95 | 0.41 | 0.39 | 0.55 | 0.83 | 0.65 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | 7.4×10 ⁴ | 4.0×10 ⁴ | 1.7×10 ⁴ | | 1.6×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | | 6.8×10 ⁶ | 6.6×10 ⁶ | 2.9×10 ⁶ | | 3.0×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 10.7 | 4.7 | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 8.8 | 2.7 | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.9 | 2.0 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 6. 4

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1040- | 1055- | 1110- | 1145- | 1130- | 1215- | 1200- | | | |
| Weather | | 晴 | 晴 | くもり | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.1 | 3.6 | 4.1 | 4.4 | 4.1 | 7.1 | 5.3 | | | |
| Transparency (cm) | | 42 | 38 | 50 | 49 | 62 | 61 | 51 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 24.6 | 24.2 | 23.6 | 23.6 | 23.4 | 25.1 | 24.3 | | | |
| | 0.5 | 24.1 | 23.9 | 23.5 | 23.5 | 23.3 | 24.8 | 24.1 | | | |
| | 1 | 23.0 | 22.7 | 23.0 | 23.2 | 22.9 | 22.8 | 23.2 | | | |
| | 2 | 22.4 | 22.4 | 21.8 | 22.3 | 22.3 | 22.2 | 21.8 | | | |
| | 3 | | 22.2 | 21.5 | 21.8 | 22.1 | 22.0 | 21.7 | | | |
| | 4 | | | 21.4 | 21.3 | 21.6 | 21.9 | 21.3 | | | |
| | 5 | | | | | | 21.8 | 21.2 | | | |
| | 6 | | | | | | 21.7 | | | | |
| | 7 | | | | | | 20.7 | | | | |
| | Bottom | 22.3 | 21.7 | 21.2 | 21.0 | 21.6 | 20.7 | 20.9 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ U/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 6. 4

| Item | Station No. | 4 | | | | | |
|----------------------|--|-------|-------|--------|--------|--------|--------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 6 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.004 | 0.006 | 0.004 | 0.003 | 0.005 | 0.003 |
| TP | (mg/l) | 0.185 | 0.210 | 0.148 | 0.130 | 0.143 | 0.087 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.170 | 0.019 | 0.018 | 0.030 | 0.023 | 0.023 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.036 | 0.023 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.410 | 0.205 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 11.4 | 14.7 | 14.3 | 10.5 | 12.4 | 10.1 |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 179 | 301 | 219 | 176 | 197 | 141 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 43 | 44 | 40 | 176 | 77 | 33 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 32.2 | 37.0 | 30.1 | 24.9 | 24.5 | 17.9 |
| POC | (mg/l) | 13.8 | 10.9 | 11.4 | 9.9 | 9.9 | 7.2 |
| PON | (mg/l) | 2.15 | 1.63 | 1.33 | 1.14 | 1.26 | 0.76 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | |
|----------------------|--|--------|-----|-----|-----|---|
| | | 4' | 6 | 7 | 2 | 5 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.002> | | | | |
| TP | (mg/l) | 0.146 | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.037 | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.002> | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.002> | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | |
| COD | (mg/l) | 12.9 | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 210 | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 81 | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 21.6 | | | | |
| POC | (mg/l) | 9.3 | | | | |
| PON | (mg/l) | 1.18 | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date: 1979. 6. 21

| Station No. | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | 1250- | 1215- | 1107- | 0955- | 1030- | 1120- | 1020- | 1500- | 1415- | |
| Weather | 晴 | 晴 | 晴 | 曇り | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | |
| Air Temp. (°C) | | | | 29.5 | | | 33.6 | | | |
| Depth (m) | 2.1 | 3.5 | 3.8 | 4.0 | 3.6 | 7.0 | 5.6 | 4.0 | 3.0 | |
| Transparency (cm) | 25 | 45 | 50 | 35 | 40 | 70 | 50 | 50 | 80 | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 26.9 | 26.4 | 25.7 | 26.2 | 25.8 | 25.2 | 25.6 | 26.7 | 25.5 |
| | 0.5 | 26.9 | 26.4 | 25.8 | 26.2 | 25.8 | 25.2 | 25.6 | 26.4 | 25.5 |
| | 1 | 26.9 | 26.4 | 25.8 | 26.2 | 25.8 | 25.2 | 25.6 | 26.6 | 25.5 |
| | 2 | 26.7 | 26.4 | 25.7 | 26.2 | 25.8 | 25.2 | 25.6 | 26.6 | 25.5 |
| | 3 | | 26.2 | 25.7 | 26.2 | 25.7 | 25.1 | 25.6 | 26.6 | |
| | 4 | | | | 26.0 | | 25.1 | 25.6 | | |
| | 5 | | | | | | 25.0 | 25.5 | | |
| | 6 | | | | | | 25.1 | | | |
| | 7 | | | | | | | | | |
| Bottom | 25.9 | 25.3 | 25.2 | | 25.7 | | | 26.4 | 25.3 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 9.0 | 9.0 | 7.9 | 6.9 | 7.9 | | | | |
| | 0.5 | 9.0 | 9.0 | 7.9 | 6.9 | 7.9 | | | | |
| | 1 | 9.0 | 9.0 | 7.8 | 6.7 | 7.8 | | | | |
| | 2 | 8.7 | 8.8 | 7.6 | 6.5 | 7.8 | | | | |
| | 3 | | 8.4 | 7.4 | 6.4 | 7.6 | | | | |
| | 4 | | | | 5.6 | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | |
| Bottom | | 8.1 | 7.0 | | 7.5 | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 65,000 | 66,000 | 73,000 | 25,000 | 74,000 | 85,600 | 99,400 | 76,500 | 73,500 |
| | 0.5 | 900 | 2,300 | 5,200 | 1,300 | 2,000 | 22,800 | 14,200 | 7,740 | 19,400 |
| | 1 | 52 | 160 | 520 | 300 | 150 | 6,400 | 3,150 | 926 | 5,380 |
| | 2 | | | | | | 198 | 192 | 19 | 464 |
| | 3 | | | | | | 83 | | | |
| | 4 | | | | | | 3 | | | |
| | 5 | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μΩ/cm) | 0 m | 242 | 280 | 312 | 325 | 297 | 343 | 340 | 360 | 368 |
| | 0.5 | 238 | 276 | 312 | 322 | 295 | 343 | 340 | 353 | 363 |
| | 1 | 238 | 278 | 310 | 322 | 293 | 343 | 340 | 350 | 362 |
| | 2 | 233 | 278 | 310 | 322 | 291 | 335 | 337 | 350 | 359 |
| | 3 | | 278 | 308 | 322 | 293 | 340 | 337 | 349 | 367 |
| | 4 | | | | 325 | | 342 | 337 | | |
| | 5 | | | | | | 340 | 343 | | |
| | 6 | | | | | | 340 | | | |
| Bottom | 288 | 363 | 330 | | 400 | | | 353 | | |
| pH | 0.5 m | 9.4 | 9.5 | 9.4 | 9.5 | 9.7 | 8.4 | 8.4 | | 7.8 |
| | 2 | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | |

pH 8.8. pH 9.2
(比色) (比色)

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979. 6. 21

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
|----------------------|---------------------------------------|---------------------|---------------------|-------|---------------------|------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.040 | 0.033 | 0.030 | 0.023 | | 0.006 | 0.006 | 0.004 |
| TP | (mg/l) | 0.302 | 0.249 | 0.166 | 0.249 | | 0.131 | 0.131 | 0.123 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.030 | 0.019 | 0.020 | 0.033 | | 0.037 | 0.051 | 0.072 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | ND | ND | ND | ND | | 0.001> | 0.001> | 0.001> |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.001> | ND | ND | 0.001> | | 0.005 | 0.007> | 0.006 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | 7.6 | 6.6 | 7.3 | 7.3 | | 9.1 | 11.4 | 10.9 |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 14.8 | 13.2 | | | | 11.3 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 197 | 201 | 143 | 234 | 225 | 86 | 73 | 78 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 24 | 29 | 34 | 25 | 46 | 23 | 31 | 76 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 66.2 | 44.0 | 38.9 | 58.1 | 55.6 | 19.0 | 19.1 | 20.1 |
| POC | (mg/l) | 17.9 | 14.8 | 12.8 | 20.8 | 18.2 | 7.4 | 6.8 | 6.3 |
| PON | (mg/l) | 2.83 | 2.27 | 1.78 | 2.59 | 2.3 | 0.99 | 0.99 | 0.93 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 4.1×10 ⁴ | 2.0×10 ⁴ | | 2.5×10 ⁴ | | 1.7×10 ⁴ | 2.4×10 ⁴ | 1.3×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 8.7×10 ⁶ | 6.3×10 ⁶ | | 8.0×10 ⁶ | | 6.1×10 ⁶ | 6.3×10 ⁶ | 5.9×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 26.5 | 24.5 | | | | 16.7 | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 23.1 | 20.9 | | | | 12.6 | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | 3.4 | 3.6 | | | | 4.1 | | |

| Station No. | | 4' | 6' | 7 | 9 | | |
|----------------------|---------------------------------------|---------------------|-------|---------------------|-----|---|---|
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.009 | 0.005 | 0.001 | | | |
| TP | (mg/l) | 0.146 | 0.134 | 0.075 | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.034 | 0.075 | 0.154 | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | ND | 0.152 | 0.016 | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.001> | 0.183 | 0.061 | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | 8.4 | 11.4 | 13.1 | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 12.9 | | 7.7 | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 92 | 45 | 45 | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 56 | 52 | 25 | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 29.9 | 28.7 | 13.8 | | | |
| POC | (mg/l) | 10.2 | 4.2 | 3.0 | | | |
| PON | (mg/l) | 1.21 | 0.67 | 0.43 | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 1.0×10 ⁴ | | 6.0×10 ³ | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | 4.3×10 ⁶ | | 5.7×10 ⁶ | | | |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 13.3 | | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 10.3 | | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 3.0 | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 7. 9

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1040~ | 1055~ | 1110~ | 1135~ | 1120~ | 1200~ | 1145~ | | | |
| Weather | | くもり | 晴 | 晴 | くもり | くもり | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.2 | 3.7 | 4.0 | 4.5 | 4.1 | 7.5 | 5.6 | | | |
| Transparency (cm) | | 28 | 25 | 26 | 38 | 30 | 184 | 52 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 30.7 | 29.0 | 30.6 | 27.8 | 28.3 | 26.8 | 27.0 | | | |
| | 0.5 | 26.3 | 27.7 | 26.7 | 27.6 | 27.0 | 26.8 | 26.9 | | | |
| | 1 | 26.1 | 26.5 | 26.3 | 26.5 | 26.5 | 26.7 | 26.5 | | | |
| | 2 | 25.6 | 26.3 | 26.1 | 26.2 | 26.0 | 26.1 | 26.1 | | | |
| | 3 | | 26.3 | 26.1 | 26.1 | 26.0 | 26.1 | 25.8 | | | |
| | 4 | | | 25.9 | 26.1 | 25.8 | 26.0 | 25.7 | | | |
| | 5 | | | | | | 25.6 | 25.4 | | | |
| | 6 | | | | | | 25.5 | | | | |
| | 7 | | | | | | 25.4 | | | | |
| Bottom | 25.6 | 25.9 | 25.9 | 25.9 | 25.7 | 25.0 | 25.1 | | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μU/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 7. 9

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|----------------------|--|--------|--------|-------|-------|--------|--------|---|---|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 3 | 6 | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.060 | 0.122 | 0.105 | 0.052 | 0.086 | 0.001> | | |
| TP | (mg/l) | 0.402 | 0.450 | 0.387 | 0.306 | 0.228 | 0.189 | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.020 | 0.020 | 0.027 | 0.043 | 0.030 | 0.076 | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | ND | ND | ND | 0.009 | 0.001> | 0.050 | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.001> | 0.001> | ND | 0.005 | 0.002> | 0.015 | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 19.8 | 18.9 | 19.3 | 14.1 | 15.8 | 11.4 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 306 | 286 | 275 | 227 | 202 | 136 | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 17.9 | 17.0 | 44.2 | 49.1 | 68.2 | 45.1 | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 79.3 | 72.3 | 45.6 | 36.2 | 44.2 | 17.3 | | |
| POC | (mg/l) | 26.5 | 26.1 | 16.5 | 13.9 | 14.4 | 12.2 | | |
| PON | (mg/l) | 3.40 | 3.35 | 2.34 | 2.22 | 2.16 | 2.19 | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|----------------------|--|-------|-----|-----|-----|---|---|
| | | 4' | 6 | 7 | 5 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.007 | | | | | |
| TP | (mg/l) | 0.138 | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.052 | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.036 | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.010 | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 12.1 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 154 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 76.6 | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 25.2 | | | | | |
| POC | (mg/l) | 9.1 | | | | | |
| PON | (mg/l) | 1.55 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 7. 25

| Station No. | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 | |
|-------------------------|-------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|-------|---------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | 1130- | 1155- | 1240- | 1305- | | 1345- | 1325- | 1530- | 1510- | 1010- | |
| Weather | うすぐもり | うすぐもり | | うすぐもり | | うすぐもり | くもり | うすぐもり | 晴 | うすぐもり | |
| Air Temp. (°C) | 30.3 | 31.6 | 33.8 | 32.7 | | | | | | 29.7 | |
| Depth (m) | 2.3 | 3.7 | 3.8 | 4.4 | | 6.7 | 5.3 | 5.5 | 3.3 | 5.9 | |
| Transparency (cm) | 40 | 50 | 50 | 60 | | 70 | 50 | 40 | 30 | 60 | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 29.0 | 29.9 | 29.9 | 30.9 | | 29.2 | 30.3 | 29.5 | 28.6 | 28.3 |
| | 0.5 | 28.6 | 29.9 | 29.3 | 30.3 | | 28.5 | 29.4 | 29.5 | 27.2 | 27.6 |
| | 1 | 28.6 | 27.8 | 27.3 | 28.5 | | 28.3 | 28.0 | 27.8 | 27.2 | 26.8 |
| | 2 | 26.3 | 26.8 | 27.0 | 26.7 | | 25.8 | 26.7 | 26.8 | 25.3 | 25.3 |
| | 3 | | 25.2 | 25.2 | 25.5 | | 25.2 | 25.4 | 26.0 | 25.2 | 24.8 |
| | 4 | | | | 24.0 | | 24.5 | 24.5 | 25.1 | | 24.4 |
| | 5 | | | | | | 24.3 | 23.8 | 24.5 | | 23.3 |
| | 6 | | | | | | 23.6 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 25.4 | 24.2 | 24.3 | 23.6 | | 23.4 | 23.7 | 24.0 | 25.0 | 23.2 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 18.3 | 21.2 | 18.8 | 22.6 | | 14.0 | 19.5 | 14.3 | 18.0 | 12.3 |
| | 0.5 | 17.2 | 17.5 | 19.2 | 21.2 | | 14.6 | 19.6 | 13.8 | 13.5 | 11.9 |
| | 1 | 12.2 | 13.0 | 15.9 | 16.0 | | 14.5 | 11.2 | 10.1 | 10.5 | 10.8 |
| | 2 | 3.6 | 10.3 | 10.5 | 9.3 | | 6.8 | 9.8 | 7.6 | 4.2 | 9.0 |
| | 3 | | 3.0 | 5.0 | 8.2 | | 5.8 | 7.4 | 5.5 | 2.2 | 7.6 |
| | 4 | | | | 3.8 | | 4.4 | 4.6 | 3.3 | | 5.2 |
| | 5 | | | | | | 2.1 | 1.6 | 1.2 | | 1.3 |
| | 6 | | | | | | 0.7 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 0.9 | | | | | | | | | 1.2 | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 22,400 | 26,000 | 46,200 | 34,600 | | 74,500 | 20,900 | 12,800 | | |
| | 0.5 | 1,070 | 1,780 | 4,800 | 3,620 | | 14,700 | 1,590 | 1,210 | | |
| | 1 | 193 | 305 | 640 | 910 | | 3,400 | 360 | 208 | | |
| | 2 | 4 | 23 | 107 | 81 | | 244 | 36 | 14 | | |
| | 3 | | 3 | 25 | 11 | | 56 | 4 | 5 | | |
| | 4 | | | 2 | 1 | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μS/cm) | 0 m | 329 | 349 | 373 | 405 | | 397 | 420 | 390 | 388 | 401 |
| | 0.5 | 321 | 357 | 370 | 398 | | 400 | 410 | 383 | 380 | 395 |
| | 1 | 321 | 340 | 350 | 375 | | 398 | 390 | 378 | 380 | 392 |
| | 2 | 273 | 337 | 338 | 365 | | 383 | 360 | 370 | 365 | 392 |
| | 3 | | 278 | 308 | 335 | | 355 | 340 | 364 | 365 | 392 |
| | 4 | | | | 322 | | 330 | 325 | 360 | | 385 |
| | 5 | | | | | | 332 | 325 | 355 | | 382 |
| | 6 | | | | | | 327 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | 392 | |
| pH | 0.5 m | 10.15 | 10.0 | 10.0 | 10.1 | | 9.4 | 9.9 | 9.3 | 9.2 | 9.72 |
| | 2 | | | | | | | | | | 9.25 |
| | 3 | | 9.3 | | | | 8.7 | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | (5.5 m) |
| | 6 | | | | | | 7.9 | | | | 8.0 |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 7. 25

| Station No. | | | | | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----|-----------------------|-------|-----------------------|
| Item | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.026 | 0.023 | 0.018 | 0.011 | | 0.006 | 0.011 | 0.119 |
| T P | (mg/l) | 0.271 | 0.265 | 0.222 | 0.174 | | 0.096 | 0.100 | 0.238 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.08 | 0.083 | 0.082 | 0.085 | | 0.065 | 0.070 | 0.078 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | 0.002> | 0.095 | 0.092 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.003 | 0.006 | 0.008 | 0.003 | | 0.008 | 0.062 | 0.151 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 18.1 | 14.9 | | 15.5 | | 12.0 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 202 | 180 | 152 | 155 | | 116 | 84.2 | 58.9 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 34.0 | 25.5 | 69.2 | 22.8 | | 16.9 | 21.3 | 15.7 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 51.8 | 48.0 | 30.9 | 27.6 | | 19.1 | 10.1 | 13.3 |
| POC | (mg/l) | 20.0 | 19.4 | 12.7 | 12.1 | | 8.5 | 4.7 | 3.8 |
| PON | (mg/l) | 2.20 | 2.34 | 1.66 | 1.59 | | 1.08 | 0.67 | 0.55 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 7.3 × 10 ⁴ | 2.6 × 10 ⁴ | 2.4 × 10 ⁴ | 1.6 × 10 ⁴ | | 1.1 × 10 ⁴ | | 3.3 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 7.8 × 10 ⁶ | 7.5 × 10 ⁶ | 5.3 × 10 ⁶ | 5.5 × 10 ⁶ | | 5.6 × 10 ⁶ | | 5.3 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 14.3 | 19.6 | 21.4 | | | 16.6 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 8.0 | 8.1 | 14.5 | | | 10.8 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | 6.3 | 7.5 | 6.9 | | | 5.8 | | |

| Station No. | | | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-------|-----------------------|
| Item | | 4' | 6 | 7 | 9 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.006 | 0.002> | ND | ND | ND | ND |
| T. P | (mg/l) | 0.270 | 0.142 | 0.148 | 0.107 | 0.067 | 0.036 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.106 | 0.073 | 0.063 | 0.071 | 0.068 | 0.106 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.002> | 0.016 | 0.004 | 0.003> | 0.009 | 0.212 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.004 | 0.070 | 0.002 | 0.005 | 0.007 | 0.026 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | 16.7 | 15.6 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 198 | 226 | 149 | 144 | 93.8 | 37.2 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 89.3 | 23.6 | 119.0 | 19.8 | 14.6 | 12.9 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 34.2 | 32.1 | 42.8 | 27.8 | 17.6 | 6.6 |
| POC | (mg/l) | 14.5 | 9.2 | 15.5 | 11.8 | 7.5 | 2.9 |
| PON | (mg/l) | 1.92 | 1.43 | 2.22 | 1.57 | 0.92 | 0.35 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 1.2 × 10 ⁴ | 8.7 × 10 ⁴ | 2.8 × 10 ⁴ | 1.7 × 10 ⁴ | | 3.3 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 6.2 × 10 ⁶ | 7.1 × 10 ⁶ | 6.8 × 10 ⁶ | 4.3 × 10 ⁶ | | 3.1 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 17.3 | 18.2 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 14.5 | 10.9 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 2.8 | 7.3 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date: 1979. 8. 6

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|---|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1040- | 1100- | 1114- | 1143- | 1130- | 1213- | 1155- | | | |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.5 | 3.9 | 4.3 | 4.6 | 4.4 | 7.3 | 5.6 | | | |
| Transparency (cm) | | 50 | 60 | 60 | 70 | 65 | 75 | 70 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 30.1 | 31.1 | 30.6 | 29.8 | 30.2 | 30.6 | 30.1 | | | |
| | 0.5 | 30.0 | 30.9 | 30.5 | 29.8 | 30.1 | 30.3 | 29.8 | | | |
| | 1 | 29.2 | 29.6 | 29.9 | 29.5 | 29.9 | 29.8 | 29.5 | | | |
| | 2 | 27.4 | 29.1 | 29.0 | 28.7 | 29.1 | 28.7 | 28.7 | | | |
| | 3 | | 28.6 | 28.8 | 28.6 | 28.6 | 28.5 | 28.5 | | | |
| | 4 | | | 28.8 | 28.4 | 28.3 | 28.4 | 28.3 | | | |
| | 5 | | | | | | 28.3 | 28.3 | | | |
| | 6 | | | | | | 28.3 | | | | |
| | 7 | | | | | | 28.1 | | | | |
| | Bottom | 26.6 | 26.6 | 28.0 | 27.9 | 28.3 | 27.5 | 28.0 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979. 8. 6

| Station No. | | 1 | | | | | | | 2 | | 2' | | 3 | | 3' | | 4 | | |
|--|--|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|----|
| | | Item | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
| Sampling Depth (m) | | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.034 | 0.049 | 0.051 | 0.032 | 0.046 | 0.003 | | | | | | | | | | | | |
| TP (mg/l) | | 0.221 | 0.244 | 0.245 | 0.180 | 0.133 | 0.137 | | | | | | | | | | | | |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.021 | 0.021 | 0.026 | 0.023 | 0.026 | 0.031 | | | | | | | | | | | | |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | | | | | | | | | | | |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 0.003> | 0.003> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.017 | | | | | | | | | | | | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 16.2 | 14.7 | 16.5 | 17.2 | 12.5 | 10.2 | | | | | | | | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | | 129 | 134 | 145 | 110 | 99.8 | 106 | | | | | | | | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | | 38.9 | 20.4 | 48.6 | 27.5 | 0.0 | 33.8 | | | | | | | | | | | | |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 38.0 | 31.8 | 36.6 | 23.7 | 25.6 | 17.9 | | | | | | | | | | | | |
| POC (mg/l) | | 14.5 | 12.5 | 11.8 | | 7.4 | 10.8 | | | | | | | | | | | | |
| PON (mg/l) | | 1.84 | 1.74 | 1.78 | | 1.16 | 1.55 | | | | | | | | | | | | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Total Bac. (No./ml) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Station No. | | 4 | | | | | | 6 | | | 7 | | 9 | | |
|--|--|--------|-----|-----|-----|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | | Item | | 4' | 6 | 7 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 |
| Sampling Depth (m) | | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 | | | | | | | | |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.009 | | | | | | | | | | | | | |
| TP (mg/l) | | 0.197 | | | | | | | | | | | | | |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.029 | | | | | | | | | | | | | |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.002> | | | | | | | | | | | | | |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 0.003> | | | | | | | | | | | | | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 14.2 | | | | | | | | | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | | 83.7 | | | | | | | | | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | | 46.4 | | | | | | | | | | | | | |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 19.7 | | | | | | | | | | | | | |
| POC (mg/l) | | 7.4 | | | | | | | | | | | | | |
| PON (mg/l) | | 1.04 | | | | | | | | | | | | | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Total Bac. (No./ml) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | | | | | | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | | | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 8. 16

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|----|--------|--------|--------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1110- | 1125- | 1155- | 1215- | | 1255- | 1235- | 1425- | 1405- | 0950- |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | 29.3 |
| Depth (m) | | 2.2 | 3.5 | 3.6 | | | 6.5 | 4.7 | 3.0 | 3.1 | 5.8 |
| Transparency (cm) | | 50 | 50 | 55 | 50 | | 75 | 50 | 30 | 30 | 95 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 28.8 | 29.1 | 28.5 | 28.5 | | 28.5 | 28.7 | 29.5 | 29.2 | 28.2 |
| | 0.5 | 28.8 | 29.2 | 28.6 | 28.5 | | 28.5 | 27.8 | 29.5 | 29.3 | 28.2 |
| | 1 | 28.7 | 29.0 | 28.5 | 28.5 | | 28.6 | 27.7 | 29.4 | 29.2 | 28.1 |
| | 2 | 28.3 | 29.0 | 28.5 | 28.5 | | 28.6 | 27.7 | 29.5 | 29.2 | 28.1 |
| | 3 | | 29.0 | 28.5 | 28.5 | | 28.5 | 27.7 | 29.4 | 29.1 | 28.1 |
| | 4 | | | | 28.5 | | 28.5 | 27.7 | | | 28.1 |
| | 5 | | | | | | 28.5 | | | | 28.1 |
| | 6 | | | | | | 28.5 | | | | 27.6 |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 28.7 | 28.2 | | | | 27.8 | 27.6 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | 8.9 | 9.0 | 8.2 | 7.7 | | 7.4 | 7.8 | 8.1 | 7.9 | 7.5 |
| | 0.5 | 8.9 | 9.0 | 8.2 | 7.6 | | 7.4 | 7.8 | 8.1 | 7.9 | 7.3 |
| | 1 | 8.8 | 8.9 | 8.1 | 7.6 | | 7.4 | 7.8 | 8.0 | 7.8 | 7.4 |
| | 2 | 7.3 | 8.9 | 8.1 | 7.5 | | 7.3 | 7.7 | 7.9 | 7.6 | 7.4 |
| | 3 | | 8.8 | 8.0 | 7.6 | | 7.2 | 7.7 | 7.8 | 7.6 | 7.2 |
| | 4 | | | | 7.5 | | 7.2 | 7.6 | | | 7.1 |
| | 5 | | | | | | 7.1 | | | | 7.1 |
| | 6 | | | | | | 6.9 | | | | 5 |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 8.8 | 7.5 | | | | 7.4 | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 73,600 | 67,800 | 88,400 | 62,700 | | 65,600 | 67,800 | 47,800 | 60,800 | 51,300 |
| | 0.5 | 10,300 | 14,100 | 13,500 | 12,800 | | 16,500 | 14,000 | 3,320 | 1,540 | 11,200 |
| | 1 | 1,115 | 1,870 | 2,190 | 2,770 | | 4,080 | 1,870 | 124 | 193 | 7,600 |
| | 2 | 132 | 40 | 84 | 77 | | 179 | 109 | | | 970 |
| | 3 | | | | | | | | | | 390 |
| | 4 | | | | | | | | | | 101 |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μU/cm) | 0 m | 280 | 338 | 352 | 350 | | 380 | 352 | 374 | 370 | 346 |
| | 0.5 | 279 | 336 | 355 | 351 | | 383 | 354 | 375 | 374 | 346 |
| | 1 | 278 | 336 | 352 | 351 | | 382 | 353 | 376 | 371 | 346 |
| | 2 | 275 | 336 | 353 | 350 | | 376 | 352 | 378 | 375 | 346 |
| | 3 | | 332 | 352 | 350 | | 376 | 352 | 353 | 430 | 346 |
| | 4 | | | | 350 | | 378 | 350 | | | 348 |
| | 5 | | | | | | 374 | | | | 346 |
| | 6 | | | | | | 378 | | | | 760 |
| | Bottom | | | | | | 580 | 350 | | | |
| pH | 0.5 m | 9.3 | 9.5 | 9.3 | 9.1 | | 8.8 | 9.3 | 8.9 | 8.6 | 8.4 |
| | 2 | | | | | | | | | | 8.5 |
| | 3 | | | | | | 8.8 | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | 8.9 |
| | 6 | | | | | | 9.0 | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979 8.16

| Station No. | | 4 | | | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----|-----------------------|-------|-----------------------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.091 | 0.137 | 0.101 | 0.092 | | 0.022 | 0.025 | 0.055 |
| TP | (mg/l) | 0.287 | 1.278 | 1.630 | 0.227 | | 0.284 | 0.149 | 0.155 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.019 | 0.018 | 0.020 | 0.024 | | 0.028 | 0.030 | 0.026 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | ND | ND | ND | ND | | 0.008 | 0.008 | 0.004 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.028 | 0.012 | 0.027 | 0.016 | | 0.020 | 0.018 | 0.021 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 13.0 | 10.0 | 11.3 | 11.6 | | 10.5 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 108 | 73.8 | 100 | 106 | | 89.1 | 119 | 120 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 7.8 | 2.9 | 7.2 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 40.2 | 28.8 | 33.0 | 37.1 | | 26.4 | 25.3 | 39.7 |
| POC | (mg/l) | 12.8 | 10.2 | 9.7 | 9.5 | | 8.4 | 7.7 | 10.1 |
| PON | (mg/l) | 1.45 | 1.22 | 1.11 | 1.23 | | 1.27 | 1.36 | 2.05 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 3.1 × 10 ⁴ | 1.7 × 10 ⁴ | 1.3 × 10 ⁴ | 1.2 × 10 ⁴ | | 1.4 × 10 ⁴ | | 1.9 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 5.5 × 10 ⁶ | 4.3 × 10 ⁶ | 5.0 × 10 ⁶ | 4.0 × 10 ⁶ | | 3.6 × 10 ⁶ | | 3.9 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 12.3 | 12.8 | 9.2 | | | 15.2 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 8.0 | 8.6 | 6.9 | | | 12.6 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | 4.3 | 4.2 | 2.3 | | | 2.6 | | |

| Station No. | | 9 | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------|-----------------------|
| | | 4' | 6 | 7 | 9 | 5 | |
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.133 | 0.065 | 0.074 | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| TP | (mg/l) | 0.227 | 0.194 | 0.98 | 0.061 | 0.059 | 0.058 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.022 | 0.032 | 0.039 | 0.101 | 0.096 | 0.101 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.003> | 0.003> | 0.003> | 0.004 | 0.004 | 0.004 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.018 | 0.011 | 0.011 | 0.012 | 0.009 | 0.012 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 11.6 | 9.2 | 9.5 | 8.4 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 96.7 | 88.9 | 74.4 | 59.7 | 47.7 | 27.5 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 0.0 | 6.7 | 5.1 | 5.2 | 2.7 | 2.7 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 36.2 | 46.2 | 42.5 | 17.2 | 14.3 | 11.2 |
| POC | (mg/l) | 10.5 | 7.1 | 7.4 | 4.7 | 4.2 | 3.5 |
| PON | (mg/l) | 1.51 | 1.03 | 1.05 | 0.63 | 0.60 | 0.52 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 1.1 × 10 ⁴ | 1.2 × 10 ⁴ | 1.5 × 10 ⁴ | 3.8 × 10 ³ | | 4.4 × 10 ³ |
| Total Bac. | (No./ml) | 4.3 × 10 ⁶ | 3.2 × 10 ⁶ | 4.2 × 10 ⁶ | 2.5 × 10 ⁶ | | 2.2 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 13.6 | 8.9 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 11.5 | 6.9 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 2.1 | 2.0 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date : 1979. 9. 3

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1005- | 1023- | 1035- | 1057- | 1047- | 1121- | 1109- | | | |
| Weather | | くもり | 晴 | くもり | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.2 | 3.8 | 4.0 | 4.5 | 4.2 | 7.1 | 5.5 | | | |
| Transparency (cm) | | 50 | 40 | 40 | 45 | 55 | 95 | 60 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 26.4 | 27.7 | 28.4 | 28.7 | 28.0 | 29.8 | 27.4 | | | |
| | 0.5 | 24.2 | 25.6 | 25.8 | 25.6 | 25.9 | 26.6 | 25.3 | | | |
| | 1 | 24.3 | 25.4 | 25.5 | 25.3 | 25.6 | 25.6 | 24.6 | | | |
| | 2 | 24.1 | 25.2 | 25.4 | 24.7 | 25.5 | 25.1 | 24.4 | | | |
| | 3 | | 24.7 | 25.4 | 24.3 | 25.5 | 24.4 | 24.3 | | | |
| | 4 | | | 25.3 | 24.3 | 25.4 | 23.9 | 24.3 | | | |
| | 5 | | | | | | 23.8 | 24.3 | | | |
| | 6 | | | | | | 23.7 | | | | |
| | 7 | | | | | | 23.6 | | | | |
| | Bottom | 24.1 | 24.7 | | 24.0 | 25.3 | 23.3 | 24.2 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μU/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| 6 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| 6 | | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979. 9. 3

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|----------------------|--|-------|--------|--------|--------|--------|-------|---|---|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 6 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.012 | 0.040 | 0.064 | 0.070 | 0.061 | 0.003 | | |
| TP | (mg/l) | 0.212 | 0.155 | 0.240 | 0.240 | 0.219 | 0.105 | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.046 | 0.025 | 0.029 | 0.013 | 0.032 | 0.037 | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.027 | 0.003> | 0.001> | 0.001> | 0.001> | 0.011 | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.210 | 0.020 | 0.007 | 0.005 | 0.007 | 0.006 | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 6.2 | 7.2 | 8.6 | 9.2 | 7.4 | 6.4 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 134 | 117 | 141 | 144 | 117 | 93.1 | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 3.4 | 2.1 | 2.2 | 3.4 | 0.0 | 6.8 | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 35.5 | 30.6 | 38.6 | 35.9 | 30.1 | 18.8 | | |
| POC | (mg/l) | 12.2 | 11.1 | 12.1 | 12.2 | 9.9 | 6.2 | | |
| PON | (mg/l) | 1.63 | 1.61 | 1.69 | 1.64 | 1.32 | 0.85 | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|----------------------|--|--------|-----|-----|-----|---|---|
| | | 4' | 6 | 7 | 9 | 2 | 5 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.046 | | | | | |
| TP | (mg/l) | 0.198 | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.032 | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.003> | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.007 | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 7.3 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 117 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 6.1 | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 26.9 | | | | | |
| POC | (mg/l) | 9.0 | | | | | |
| PON | (mg/l) | 1.34 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 9. 18

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|----|--------|--------|-------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1125- | 1159- | 1303- | 1325- | | 1408- | 1355- | 1500- | 1515- | 1007- |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | くもり | | 晴 | | くもり | くもり | 快晴 |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 1.8 | 3.4 | 3.8 | 4.1 | | 6.0 | 5.1 | 6.6 | 2.9 | 5.8 |
| Transparency (cm) | | 25 | 30 | 25 | 40 | | 50 | 55 | 50 | 50 | 100 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 25.5 | 25.0 | 25.9 | 26.6 | | 28.4 | 27.8 | 24.7 | 25.0 | 24.3 |
| | 0.5 | 24.1 | 25.0 | 25.8 | 26.1 | | 27.0 | 27.5 | 24.5 | 24.5 | 24.3 |
| | 1 | 23.4 | 24.2 | 24.8 | 24.3 | | 24.1 | 24.4 | 24.6 | 24.5 | 24.0 |
| | 2 | | 23.8 | 23.8 | 23.9 | | 24.0 | 24.0 | 24.3 | 24.0 | 23.9 |
| | 3 | | 23.8 | 23.8 | 23.8 | | 24.0 | 23.9 | 24.5 | | 23.8 |
| | 4 | | | | 23.8 | | 24.0 | 23.8 | 24.1 | | 23.8 |
| | 5 | | | | | | 23.9 | | 24.0 | | 23.8 |
| | 6 | | | | | | 23.6 | | 24.0 | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 23.1 | 23.7 | 23.7 | | | | 23.6 | | 24.0 | 23.8 | |
| DO (mg/l) | 0 m | 13.4 | 16.6 | 19.0 | 12.5 | | 13.7 | 11.6 | 9.9 | 9.0 | 7.1 |
| | 0.5 | 10.3 | 16.3 | 17.6 | 12.2 | | 13.0 | 11.6 | 9.8 | 9.0 | 6.9 |
| | 1 | 6.7 | 13.8 | 12.1 | 6.7 | | 6.9 | 6.1 | 9.7 | 8.6 | 6.7 |
| | 2 | | 7.3 | 8.3 | 5.8 | | 5.8 | 5.4 | 9.4 | 8.4 | 6.1 |
| | 3 | | 7.1 | 9.3 | 5.5 | | 5.8 | 4.9 | 8.9 | | 5.3 |
| | 4 | | | | 4.4 | | 5.6 | 4.7 | 8.9 | | 5.1 |
| | 5 | | | | | | 5.6 | | 8.0 | | 5.2 |
| | 6 | | | | | | 5.5 | | 8.9 | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 5.3 | | 9.1 | | | | 4.5 | | 6.0 | 4.7 | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 89,000 | 31,300 | 86,500 | 28,100 | | 73,800 | 52,100 | 9,400 | 15,700 | 55,200 |
| | 0.5 | 1,390 | 1,270 | 1,430 | 2,010 | | 7,400 | 6,000 | 550 | 1,740 | 17,900 |
| | 1 | 16 | 77 | 65 | 250 | | 1,570 | 1,340 | 82 | 284 | 8,100 |
| | 2 | | | | | | 76 | 32 | | | 1,200 |
| | 3 | | | | | | | | | | 250 |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μS/cm) | 0 m | 238 | 308 | 340 | 359 | | 375 | 380 | 319 | 360 | 399 |
| | 0.5 | 230 | 304 | 337 | 352 | | 369 | 369 | 370 | 372 | 395 |
| | 1 | 225 | 293 | 329 | 341 | | 361 | 355 | 360 | 371 | 394 |
| | 2 | 230 | 282 | 328 | 340 | | 371 | 345 | 372 | 371 | 393 |
| | 3 | | 278 | 323 | 340 | | 371 | 348 | 370 | | 390 |
| | 4 | | | | 340 | | 371 | 352 | 330 | | 390 |
| | 5 | | | | | | 370 | 355 | 340 | | 390 |
| | 6 | | | | | | 365 | | 335 | | |
| | Bottom | | 282 | 324 | | | | | | 362 | 396 |
| pH | 0.5 m | 9.56 | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | 7.9 |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 9. 18

| Station No. | | | | | 4 | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----|-----------------------|-------|-----------------------|
| Item | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.042 | 0.060 | 0.063 | 0.040 | | 0.015 | 0.010 | 0.006 |
| TP | (mg/l) | 0.359 | 0.383 | 0.308 | 0.213 | | 0.170 | 0.126 | 0.114 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.033 | 0.044 | 0.066 | 0.292 | | 0.230 | 0.338 | 0.319 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.003> | 0.005> | 0.008 | 0.072 | | 0.027 | 0.027 | 0.027 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.003> | 0.010 | 0.006 | 0.031 | | 0.022 | 0.020 | 0.025 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | 7.3 | 8.9 | 7.7 | 7.7 | | 7.1 | 6.6 | 7.0 |
| COD | (mg/l) | 12.5 | 16.4 | 17.9 | 12.4 | | 7.8 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 222 | 232 | 227 | 97.1 | | 110 | 78.0 | 73.9 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 4.3 | 4.2 | 4.3 | 9.6 | | 0.0 | 4.7 | 12.9 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 73.5 | 68.2 | 62.3 | 41.3 | | 31.2 | 21.5 | 22.8 |
| POC | (mg/l) | 12.4 | 19.9 | 11.1 | 9.1 | | 9.8 | 5.0 | 5.0 |
| PON | (mg/l) | 1.44 | 3.26 | 1.57 | 1.02 | | 1.44 | 0.75 | 0.73 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 5.5 × 10 ⁴ | 3.0 × 10 ⁴ | 2.2 × 10 ⁴ | 2.8 × 10 ⁴ | | 4.6 × 10 ⁴ | | 4.3 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 6.2 × 10 ⁶ | 5.6 × 10 ⁶ | 5.8 × 10 ⁶ | 4.7 × 10 ⁶ | | 5.1 × 10 ⁶ | | 5.4 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 20.0 | 17.7 | 16.2 | | | 4.2 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 11.2 | 12.6 | 12.7 | | | 1.3 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | 8.8 | 5.1 | 3.5 | | | 2.9 | | |

| Station No. | | | | | 9 | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------|-----------------------|
| Item | | 4' | 6 | 7 | | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.026 | 0.005 | 0.005 | ND | ND | ND |
| TP | (mg/l) | 0.165 | 0.128 | 0.114 | 0.061 | 0.063 | 0.070 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.278 | 0.072 | 0.045 | 0.044 | 0.039 | 0.052 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.034 | 0.083 | 0.005 | 0.004> | 0.003> | 0.003> |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.026 | 0.401 | 0.009 | 0.004> | 0.003> | 0.003> |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | 7.8 | 7.0 | 7.4 | 6.2 | 6.5 | 6.1 |
| COD | (mg/l) | 11.6 | 9.3 | 8.6 | 9.2 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 64.9 | 57.7 | 92.4 | 50.6 | 50.7 | 56.9 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 7.2 | 4.9 | 9.0 | 7.4 | 10.0 | 10.7 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 29.6 | 35.0 | 30.3 | 12.8 | 16.4 | 19.1 |
| POC | (mg/l) | 7.3 | 5.1 | 4.2 | 4.4 | 5.2 | 5.2 |
| PON | (mg/l) | 0.93 | 0.75 | 0.55 | 0.48 | 0.52 | 0.63 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 2.8 × 10 ⁴ | 3.8 × 10 ⁴ | 1.8 × 10 ⁴ | 1.7 × 10 ⁴ | | 1.7 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 6.7 × 10 ⁶ | 5.0 × 10 ⁶ | 5.3 × 10 ⁶ | 2.9 × 10 ⁶ | | 3.0 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 6.3 | 12.4 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 4.7 | 9.3 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 1.6 | 3.1 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura-1

Date: 1979. 10. 8

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1025- | 1040- | 1052- | 1115- | 1104- | 1145- | 1132- | | | |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.6 | 3.9 | 4.4 | 4.9 | 4.5 | 7.4 | 5.8 | | | |
| Transparency (cm) | | 40 | 70 | 60 | 75 | 70 | 80 | 70 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 18.3 | 19.8 | 20.5 | 21.8 | 21.7 | 21.6 | 21.9 | | | |
| | 0.5 | 17.6 | 19.1 | 20.3 | 20.5 | 20.4 | 20.9 | 20.6 | | | |
| | 1 | 17.1 | 19.0 | 19.5 | 19.9 | 19.9 | 20.4 | 20.1 | | | |
| | 2 | 16.7 | 18.7 | 19.4 | 19.8 | 19.6 | 20.1 | 19.8 | | | |
| | 3 | | 18.5 | 19.3 | 19.7 | 19.5 | 20.1 | 19.7 | | | |
| | 4 | | | 19.3 | 19.7 | 19.4 | 20.0 | 19.6 | | | |
| | 5 | | | | | | 20.0 | 19.3 | | | |
| | 6 | | | | | | 19.7 | | | | |
| | 7 | | | | | | 19.7 | | | | |
| Bottom | 16.7 | 18.2 | 19.3 | 19.7 | 19.4 | 19.7 | 19.3 | | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ U/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| 6 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979. 10. 8

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
|----------------------|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.007 | ND | ND | ND | ND | ND | | |
| TP | (mg/l) | 0.126 | 0.086 | 0.114 | 0.108 | 0.112 | 0.110 | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.474 | 0.461 | 0.067 | 0.030 | 0.061 | 0.041 | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.368 | 0.160 | 0.050 | 0.020 | 0.019 | 0.479 | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 1.30 | 1.28 | 0.730 | 0.443 | 0.461 | 0.390 | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 6.5 | 5.4 | 8.5 | 9.2 | 10.4 | 10.6 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 46.6 | 43.6 | 103 | 107 | 95.1 | 102 | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 8.8 | 9.3 | 9.6 | 7.7 | 12.9 | 12.1 | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 30.3 | 18.3 | 31.8 | 26.5 | 26.9 | 25.1 | | |
| POC | (mg/l) | 4.8 | 3.4 | 6.4 | 6.4 | 6.1 | 6.4 | | |
| PON | (mg/l) | 0.77 | 0.52 | 0.97 | 0.93 | 0.96 | 1.09 | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |

| Station No. | | 4' | 6 | 7 | 9 | | |
|----------------------|--|-------|-----|-----|-----|---|---|
| Item | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | ND | | | | | |
| TP | (mg/l) | 0.102 | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.129 | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.068 | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.390 | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 8.5 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 86.4 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 8.3 | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 22.8 | | | | | |
| POC | (mg/l) | 5.3 | | | | | |
| PON | (mg/l) | 0.82 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 10. 24

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------------------|-------|-------------|-------------|-------|-------|----|-------|-------|-------|-------|------------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1345- | 1415- | 1433- | 1453- | | 1534- | 1512- | 1705- | 1647- | 1100- |
| Weather | | くもり 時々小雨 | くもり 時々小雨 | 小 雨 | 雨 | | くもり | 雨 | くもり | くもり | くもり 一時雨 |
| Air Temp. (°C) | | 18.1 | 17.9 | 17.3 | 17.2 | | 17.6 | 17.4 | 17.1 | 17.0 | 21.0 |
| Depth (m) | | 2.3 | 3.8 | 4.2 | 4.5 | | 6.7 | 5.6 | | 3.2 | 6.3 |
| Transparency (cm) | | 50 | 55 | 50 | 50 | | 70 | 75 | 50 | 50 | 60 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 18.7 | 19.1 | 19.0 | 19.1 | | 19.4 | 18.9 | 19.2 | 18.3 | 19.5 |
| | 0.5 | 18.5 | 19.1 | 19.0 | 19.1 | | 19.4 | | 19.2 | 18.3 | 19.5 |
| | 1 | 18.3 | 19.0 | 18.8 | 19.1 | | 19.4 | 18.9 | 19.2 | | 19.5 |
| | 2 | 17.8 | 18.6 | 18.5 | 19.1 | | 19.2 | | 19.0 | | 19.2 |
| | 3 | | 18.5 | 18.5 | 18.9 | | 19.2 | 18.1 | 18.5 | | 19.2 |
| | 4 | | | 18.3 | 18.9 | | 19.1 | 18.5 | | | 19.1 |
| | 5 | | | | | | 19.1 | 18.6 | | | 19.1 |
| | 6 | | | | | | 19.2 | | | | 19.1 |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | 10.4 | 10.0 | 11.3 | 10.1 | | 11.4 | 11.7 | 10.3 | 10.4 | 10.0 |
| | 0.5 | 9.1 | 9.7 | 11.2 | 10.2 | | 10.6 | 11.6 | 10.3 | 10.5 | 10.6 |
| | 1 | 7.7 | 8.8 | 10.8 | 9.8 | | 10.2 | 11.4 | 10.2 | 10.7 | 10.5 |
| | 2 | 5.3 | 6.4 | 8.5 | 9.4 | | 6.7 | 9.3 | 9.7 | 8.7 | 8.7 |
| | 3 | | 6.3 | 8.4 | 8.2 | | 6.3 | 7.8 | 8.5 | 7.8 | 7.9 |
| | 4 | | | 7.8 | 7.3 | | 7.1 | 7.9 | 8.0 | | 7.8 |
| | 5 | | | | | | 6.0 | 8.0 | 8.1 | | 7.7 |
| | 6 | | | | | | 6.1 | | | | 7.6 |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| 7 | | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity ($\mu\text{S/cm}$) | 0 m | 157 | 156 | 231 | 245 | | 298 | 251 | 202 | 197 | 405 |
| | 0.5 | 157 | 157 | 231 | 246 | | 299 | 250 | 201 | 200 | 405 |
| | 1 | 155 | 157 | 231 | 248 | | 300 | 251 | 203 | 199 | 406 |
| | 2 | 155 | 150 | 241 | 248 | | 299 | 253 | 194 | 177 | 405 |
| | 3 | | 147 | 243 | 253 | | 301 | 253 | 190 | 175 | 411 |
| | 4 | | | 246 | 255 | | 299 | 249 | 191 | | 412 |
| | 5 | | | | | | 308 | | 193 | | 414 |
| | 6 | | | | | | 323 | | | | 416 |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | 7.0 | 7.6 | 8.9 | 8.7 | | 8.9 | 9.1 | 7.8 | 8.4 | 8.7 |
| | 2 | 6.8 | 6.9 | 7.8 | 8.4 | | 7.6 | 7.3 | 7.6 | 7.6 | 8.1 |
| | 3 | | 6.9 | 7.8 | 7.9 | | 7.5 | 7.8 | 7.3 | 7.4 | 7.8 |
| | 4 | | | 7.7 | 7.7 | | 7.6 | 7.8 | 7.1 | | 7.7 |
| | 5 | | | | | | 7.4 | 7.9 | 7.1 | | 7.7 |
| | 6 | | | | | | 7.4 | 7.8 | | | 7.7 |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 10. 24

| Station No. | | 4. | | | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----|-----------------------|--------|-----------------------|
| Item | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 0.5 | 3 | 6 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.010 | 0.007 | 0.003> | 0.002> | | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| TP | (mg/l) | 0.117 | 0.100 | 0.120 | 0.120 | | 0.120 | 0.129 | 0.139 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.164 | 0.261 | 0.030 | 0.047 | | 0.044 | 0.120 | 0.163 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.038 | 0.055 | 0.077 | 0.072 | | 0.073 | 0.076 | 0.076 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 2.96 | 2.10 | 1.13 | 0.818 | | 0.612 | 0.654 | 0.609 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 4.7 | 5.9 | 6.1 | 6.5 | | 8.0 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 61.5 | 87.5 | 111 | 95.9 | | 112 | 82.9 | 60.1 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 5.0 | 1.7 | 8.0 | 7.9 | | 10.3 | 10.6 | 9.6 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 18.5 | 22.7 | 26.3 | 23.3 | | 21.4 | 18.6 | 21.3 |
| POC | (mg/l) | 3.2 | 4.0 | 4.8 | 4.8 | | 5.4 | 4.2 | 3.9 |
| PON | (mg/l) | 0.49 | 0.66 | 0.85 | 0.82 | | 0.93 | 0.76 | 0.80 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 1.2 × 10 ⁵ | 1.2 × 10 ⁵ | 5.2 × 10 ⁴ | 4.7 × 10 ⁴ | | 5.7 × 10 ⁴ | | 5.7 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 4.4 × 10 ⁶ | 5.1 × 10 ⁶ | 5.9 × 10 ⁶ | 4.9 × 10 ⁶ | | 5.1 × 10 ⁶ | | 5.5 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | 6.5 | 5.7 | 6.4 | | | 7.3 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | 3.8 | 3.8 | 4.1 | | | 7.4 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ³ · d) | 2.7 | 1.9 | 2.3 | | | 1.9 | | |

| Station No. | | 9 | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------|-----------------------|
| Item | | 4' | 6 | 7 | 0.5 | 2 | 5 |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.002> | 0.004 | 0.006 | 0.002> | 0.002> | 0.002> |
| TP | (mg/l) | 0.132 | 0.119 | 0.148 | 0.103 | 0.105 | 0.097 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.023 | 0.146 | 0.024 | 0.074 | 0.096 | 0.133 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.063 | 0.078 | 0.053 | 0.042 | 0.043 | 0.043 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.071 | 1.88 | 1.035 | 0.195 | 0.20 | 0.219 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 8.1 | 4.5 | 6.1 | 6.3 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 97.9 | 80.1 | 40.6 | 64.4 | 76.6 | 46.8 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 9.6 | 8.8 | 8.2 | 11.1 | 11.0 | 6.5 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 22.2 | 23.2 | 32.3 | 19.4 | 23.3 | 15.3 |
| POC | (mg/l) | 4.8 | 2.6 | 5.9 | 4.7 | 4.7 | 3.3 |
| PON | (mg/l) | 0.81 | 1.04 | 0.65 | 0.82 | 0.66 | 0.48 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 6.4 × 10 ⁴ | 7.6 × 10 ⁴ | 5.4 × 10 ⁴ | 3.1 × 10 ⁴ | | 3.6 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 5.8 × 10 ⁶ | 5.4 × 10 ⁶ | 5.9 × 10 ⁶ | 6.5 × 10 ⁶ | | 5.0 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | 5.6 | 5.7 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | 4.0 | 3.5 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | 1.6 | 2.2 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 11. 5

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1045- | 1101- | 1111- | 1151- | 1126- | 1213- | 1202- | | | |
| Weather | | 小 雨 | く も り | く も り | く も り | く も り | く も り | く も り | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.2 | 3.6 | 4.0 | 4.2 | 4.2 | 7.1 | 5.3 | | | |
| Transparency (cm) | | 72 | 80 | 75 | 70 | 60 | 90 | 75 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 18.0 | 17.8 | 18.5 | 18.2 | 18.4 | 18.1 | 18.3 | | | |
| | 0.5 | 17.8 | 17.7 | 18.3 | 18.1 | 18.1 | 18.1 | 18.0 | | | |
| | 1 | 17.5 | 17.7 | 18.1 | 17.9 | 18.1 | 18.1 | 17.9 | | | |
| | 2 | 17.2 | 17.6 | 18.0 | 17.9 | 18.0 | 17.9 | 17.8 | | | |
| | 3 | | 17.6 | 17.9 | 17.8 | 18.0 | 17.9 | 17.8 | | | |
| | 4 | | | 18.0 | 17.8 | 18.0 | 17.9 | 17.8 | | | |
| | 5 | | | | | | 17.9 | 17.8 | | | |
| | 6 | | | | | | 17.9 | | | | |
| | 7 | | | | | | 17.9 | | | | |
| | Bottom | 17.2 | 17.6 | | 17.8 | 18.1 | 17.8 | 17.8 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ U/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1979. 11. 5

| Station No. | | | | | | | | | |
|----------------------|--|-------|--------|-------|-------|-------|-------|---|---|
| Item | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.005 | 0.004> | 0.009 | 0.006 | 0.010 | 0.005 | | |
| TP | (mg/l) | 0.129 | 0.120 | 0.158 | 0.138 | 0.134 | 0.111 | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.190 | 0.471 | 0.115 | 0.068 | 0.048 | 0.134 | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.047 | 0.050 | 0.059 | 0.058 | 0.058 | 0.072 | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 1.73 | 1.54 | 0.953 | 0.804 | 0.749 | 0.625 | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 5.0 | 5.9 | 9.2 | 7.9 | 8.2 | 6.7 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 81.9 | 118 | 198 | 165 | 164 | 137 | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 28.1 | 0.0 | 36.9 | 32.8 | 31.6 | 17.4 | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 11.7 | 16.5 | 23.6 | 20.6 | 20.0 | 14.7 | | |
| POC | (mg/l) | 3.8 | 4.8 | 8.1 | 7.0 | 6.9 | | | |
| PON | (mg/l) | 0.68 | 1.08 | 1.69 | 1.47 | 1.18 | 0.89 | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |

| Station No. | | | | | | | |
|----------------------|--|-------|-----|-----|-----|---|---|
| Item | | 4' | 6 | 7 | 9 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.005 | | | | | |
| TP | (mg/l) | 0.113 | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.077 | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.064 | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.729 | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 7.3 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 149 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 70.1 | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 16.0 | | | | | |
| POC | (mg/l) | 5.6 | | | | | |
| PON | (mg/l) | 0.98 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1979. 11. 22

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------------|-------------|-------|-------------|-------|-------|----|-------|-------|-------|-------|-------|
| Item | Station No. | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1315- | 1354- | 1405- | 1430- | | 1515- | 1445- | 1630- | 1618- | 1022- |
| Weather | | 小 雨 | くもり 時々小雨 | くもり | 小 雨 | | 雨 | 小 雨 | 雨 | 雨 | 小 雨 |
| Air Temp. (°C) | | 15.8 | | 15.0 | 14.0 | | 14.2 | 14.5 | | 15.2 | 12.8 |
| Depth (m) | | 1.9 | | | | | | | | | |
| Transparency (cm) | | 70 | 65 | 50 | 65 | | 80 | 75 | 30 | 45 | 100 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 12.3 | 12.9 | 13.0 | 13.3 | | 13.7 | 13.5 | 13.0 | 13.1 | 13.7 |
| | 0.5 | 12.3 | 12.8 | 13.0 | 13.3 | | 13.7 | 13.5 | 13.0 | 13.1 | 13.7 |
| | 1 | 12.3 | 12.9 | 13.0 | 13.2 | | 13.7 | 13.5 | 13.0 | 13.1 | 13.7 |
| | 2 | | 12.7 | 13.0 | 13.2 | | 13.7 | 13.5 | 13.0 | 13.0 | 13.7 |
| | 3 | | 12.4 | 13.0 | 13.1 | | 13.7 | 13.2 | 12.9 | | 13.7 |
| | 4 | | | | 13.1 | | 13.7 | 13.1 | 12.9 | | 13.7 |
| | 5 | | | | | | 13.7 | 13.1 | 12.9 | | 13.7 |
| | 6 | | | | | | 13.7 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 11.9 | | | | | | | | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | 9.1 | 11.2 | 11.2 | 10.5 | | | 10.7 | | | 8.2 |
| | 0.5 | 9.2 | 11.4 | 11.4 | 11.6 | | | 10.8 | | | 8.2 |
| | 1 | 7.1 | 11.3 | 11.3 | 10.6 | | | 10.8 | | | 8.2 |
| | 2 | | 11.2 | 11.2 | 10.6 | | | 10.7 | | | 8.2 |
| | 3 | | 10.5 | 10.9 | 10.6 | | | 10.7 | | | 8.1 |
| | 4 | | | | 10.9 | | | 11.3 | | | 8.1 |
| | 5 | | | | | | | 11.1 | | | 8.1 |
| | 6 | | | | | | | | | | 8.1 |
| | 7 | | | | | | | | | | 8.1 |
| Bottom | 5.6 | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | 5,720 |
| | 0.5 | | | | | | | | | | 2,130 |
| | 1 | | | | | | | | | | 997 |
| | 2 | | | | | | | | | | 137 |
| | 3 | | | | | | | | | | 29 |
| | 4 | | | | | | | | | | 6 |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ S/cm) | 0 m | 102 | 191 | 204 | 211 | | | 259 | | | 412 |
| | 0.5 | 108 | 192 | 207 | 220 | | | 266 | | | 411 |
| | 1 | 103 | 190 | 169 | 205 | | | 261 | | | 412 |
| | 2 | | 177 | 158 | 210 | | | 265 | | | 414 |
| | 3 | | 155 | 160 | 210 | | | 230 | | | 413 |
| | 4 | | | | 225 | | | 227 | | | 414 |
| | 5 | | | | | | | 215 | | | 417 |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | 106 | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | 8.5 | 8.6 | 8.8 | 9.1 | | | 8.6 | | | 8.6 |
| | 2 | | 8.4 | 8.8 | 8.7 | | | 8.5 | | | 8.6 |
| | 3 | | 8.0 | 8.5 | 8.7 | | | 8.7 | | | 8.6 |
| | 4 | | | | 8.8 | | | 8.8 | | | 8.5 |
| | 5 | | | | | | | 8.8 | | | 8.6 |
| | 6 | | | | | | | | | | 8.6 |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979. 11. 22

| Station No. | | | | | | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----|-----------------------|--------|-----------------------|--|
| Item | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 | |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.006 | 0.003> | 0.003> | 0.003> | | 0.003> | 0.003> | 0.003> | |
| TP | (mg/l) | 0.099 | 0.094 | 0.107 | 0.084 | | 0.095 | 0.090 | 0.085 | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.487 | 0.118 | 0.033 | 0.020 | | 0.098 | 0.095 | 0.118 | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.044 | 0.042 | 0.041 | 0.029 | | 0.038 | 0.038 | 0.037 | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 1.42 | 0.918 | 0.699 | 0.514 | | 0.317 | 0.309 | 0.310 | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 2.87 | 4.64 | 5.43 | 3.45 | | 5.92 | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 75.1 | 97.4 | 98.1 | 100 | | 100 | 73.2 | 76.3 | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 23.1 | 23.0 | 22.3 | 0.0 | | 24.3 | 19.2 | 29.4 | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 15.0 | 20.3 | 18.5 | 14.3 | | 14.1 | 15.8 | 23.9 | |
| POC | (mg/l) | 0.8 | 1.3 | 1.3 | 1.4 | | 1.3 | | | |
| PON | (mg/l) | 0.13 | 0.20 | 0.22 | 0.22 | | 0.22 | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 8.9 × 10 ⁴ | 4.6 × 10 ⁴ | 7.7 × 10 ⁴ | 2.8 × 10 ⁴ | | 2.8 × 10 ⁴ | | 3.4 × 10 ⁴ | |
| Total Bac. | (No./ml) | 4.9 × 10 ⁶ | 4.7 × 10 ⁶ | 6.0 × 10 ⁶ | 3.3 × 10 ⁶ | | 5.4 × 10 ⁶ | | 5.6 × 10 ⁶ | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 3.9 | 3.8 | 4.5 | | | 4.1 | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | 2.1 | 2.9 | 3.4 | | | 3.4 | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | 1.8 | 0.9 | 1.1 | | | 0.7 | | | |

| Station No. | | | | | | | |
|----------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|--------|-----------------------|
| Item | | 4' | 6 | 7 | 9 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.003> | 0.007 | 0.003> | 0.003> | 0.003> | 0.003> |
| TP | (mg/l) | 0.095 | 0.101 | 0.094 | 0.082 | 0.083 | 0.085 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.058 | 0.607 | 0.024 | 0.038 | 0.029 | 0.035 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.041 | 0.131 | 0.035 | 0.040 | 0.039 | 0.039 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.412 | 1.80 | 0.644 | 0.277 | 0.293 | 0.293 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 6.06 | 3.62 | 4.77 | 5.41 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 95.0 | 72.7 | 31.8 | 56.1 | 53.4 | 54.2 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 23.0 | 13.7 | 8.4 | 19.2 | 14.6 | 14.1 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 14.6 | 23.5 | 17.2 | 11.6 | 11.1 | 9.1 |
| POC | (mg/l) | 1.3 | | | 1.2 | 1.2 | 1.0 |
| PON | (mg/l) | 0.22 | | | 0.17 | 0.17 | 0.15 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 2.8 × 10 ⁴ | 7.6 × 10 ⁴ | 3.7 × 10 ⁴ | 2.5 × 10 ⁴ | | 3.3 × 10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 5.1 × 10 ⁶ | 4.0 × 10 ⁶ | 5.1 × 10 ⁶ | 3.4 × 10 ⁶ | | 3.5 × 10 ⁶ |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 3.2 | 2.7 | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 2.6 | 1.8 | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | 0.6 | 0.9 | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date: 1979.12.3

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1025- | 1041- | 1052- | 1115- | 1104- | 1136- | 1125- | | | |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.4 | 3.9 | 4.0 | 4.4 | 4.2 | 7.2 | 5.4 | | | |
| Transparency (cm) | | 65 | 70 | 90 | 90 | 95 | 95 | 95 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 11.5 | 12.0 | 12.1 | 11.8 | 11.6 | 11.6 | 11.6 | | | |
| | 0.5 | 11.2 | 11.3 | 11.4 | 11.7 | 11.5 | 11.7 | 11.5 | | | |
| | 1 | 11.0 | 11.1 | 11.2 | 11.4 | 11.2 | 11.5 | 11.2 | | | |
| | 2 | 10.8 | 11.1 | 11.1 | 11.1 | 11.1 | 11.2 | 11.1 | | | |
| | 3 | | 11.1 | 11.1 | 11.1 | 11.1 | 11.1 | 11.0 | | | |
| | 4 | | | 11.6 | 11.1 | 11.2 | 11.0 | 11.0 | | | |
| | 5 | | | | | | 11.0 | 11.0 | | | |
| | 6 | | | | | | 11.0 | 11.0 | | | |
| | 7 | | | | | | 10.9 | 11.0 | | | |
| | Bottom | 11.1 | 11.6 | | 11.1 | 11.3 | 11.2 | 11.7 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μU/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | | Bottom | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979. 12. 3

| Station No. | | 1 | | | | | | | 2 | | 3 | | 4 | |
|--------------------|--|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---|---|---|--|---|--|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | 3 | 6 | | | | |
| Item | | | | | | | | | | | | | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 | | | | |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.011 | 0.004 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | | | | | |
| T. P | (mg/l) | 0.014 | 0.010 | 0.064 | 0.079 | 0.053 | 0.062 | | | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.260 | 0.140 | 0.029 | 0.033 | 0.024 | 0.031 | | | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.047 | 0.050 | 0.047 | 0.040 | 0.028 | 0.023 | | | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 1.60 | 1.60 | 0.982 | 0.698 | 0.047 | 0.018 | | | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | | | | | | | | | | | |
| Chlorophyll a | (μg/l) | 45.5 | 61.4 | 74.1 | 75.8 | 90 | 79.3 | | | | | | | |
| Pheophytin a | (μg/l) | 10.6 | 15.3 | 16.8 | 11.3 | 18 | 15.7 | | | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 17.2 | 14.2 | 13.9 | 13.8 | 13.8 | 12.1 | | | | | | | |
| POC | (mg/l) | | | | | | | | | | | | | |
| PON | (mg/l) | | | | | | | | | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | | | | | |

| Station No. | | 4' | | | 6 | | | 7 | | | 9 | | |
|--------------------|--|--------|-----|-----|-----|---|---|----|---|---|----|---|---|
| | | 4' | 6 | 7 | 4' | 6 | 7 | 4' | 6 | 7 | 4' | 6 | 7 |
| Item | | | | | | | | | | | | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 | | | | | | |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.002> | | | | | | | | | | | |
| T. P | (mg/l) | 0.069 | | | | | | | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.022 | | | | | | | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.039 | | | | | | | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.057 | | | | | | | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | | | | | | | | | | | | |
| Chlorophyll a | (μg/l) | 80.3 | | | | | | | | | | | |
| Pheophytin a | (μg/l) | 16.9 | | | | | | | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 14.3 | | | | | | | | | | | |
| POC | (mg/l) | | | | | | | | | | | | |
| PON | (mg/l) | | | | | | | | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ³ · d) | | | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date : 1979. 12. 20

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|---|--------|--------|--------|--------|--------|----|--------|--------|-------|-------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time(J. S. T.) | | 1100- | 1130- | 1140- | 1200- | | 1250- | 1300- | 1615- | 1555- | 1315- |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | うすぐもり | くもり | 晴 | 晴 | うすぐもり |
| Air Temp. (°C) | | 12.5 | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.1 | 3.5 | 3.7 | 4.2 | | 6.3 | 5.2 | 5.2 | 2.8 | 5.8 |
| Transparency (cm) | | 75 | 95 | 80 | 98 | | 100 | 100 | 40 | 47 | 95 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 7.6 | 7.9 | 8.5 | 8.5 | | 9.1 | 8.7 | 8.9 | 9.2 | 10.8 |
| | 0.5 | 7.1 | 7.9 | 8.4 | 8.5 | | 8.8 | 8.8 | 8.8 | 9.1 | 10.3 |
| | 1 | 7.0 | 7.7 | 8.4 | 8.4 | | 8.7 | 8.9 | 8.2 | 8.5 | 9.2 |
| | 2 | 7.0 | 7.1 | 8.0 | 8.1 | | 8.5 | 8.4 | 7.9 | 7.9 | 8.8 |
| | 3 | | 6.9 | 7.8 | 8.1 | | 8.5 | 8.4 | 7.7 | | 8.7 |
| | 4 | | | | 8.0 | | 8.5 | 8.3 | 7.5 | | 8.6 |
| | 5 | | | | | | 8.5 | 8.3 | 7.6 | | 8.6 |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | 8.5 | | | | |
| | Bottom | | 6.9 | 7.8 | | | | | | | 8.6 |
| DO (mg/l) | 0 m | 10.3 | 8.3 | 7.3 | 6.0 | | 7.8 | 7.1 | 6.9 | 8.2 | 8.8 |
| | 0.5 | 10.3 | 8.2 | 7.2 | 6.2 | | 7.6 | 7.1 | 6.6 | 8.0 | 8.9 |
| | 1 | 10.1 | 8.2 | 7.2 | 6.1 | | 7.6 | 7.0 | 6.3 | 7.8 | 8.7 |
| | 2 | 9.4 | 8.4 | 6.8 | 5.7 | | 7.3 | 6.7 | 6.2 | 7.1 | 8.5 |
| | 3 | | 7.7 | 6.0 | 5.0 | | 7.1 | 6.5 | 6.1 | | 8.2 |
| | 4 | | | | 4.5 | | 7.0 | 6.4 | 5.9 | | 8.0 |
| | 5 | | | | | | 7.0 | 6.2 | 5.6 | | 7.8 |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | 6.9 | | | | |
| | Bottom | | 7.4 | 5.6 | | | | | | | 7.2 |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 30,000 | 33,000 | 35,000 | 29,000 | | 19,000 | 21,000 | 680 | 2,800 | 24,000 |
| | 0.5 | 13,000 | 14,500 | 15,000 | 12,000 | | 7,000 | 8,800 | 40 | 670 | 8,600 |
| | 1 | 1,200 | 2,100 | 4,100 | 5,500 | | 2,450 | 3,600 | 4 | 100 | 2,900 |
| | 2 | 140 | 1,000 | 750 | 1,350 | | 450 | 730 | | | 530 |
| | 3 | | 180 | 190 | 350 | | 105 | 180 | | | 115 |
| | 4 | | | | 25 | | 24 | 45 | | | 26 |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 0 m | 122 | 140 | 167 | 175 | | 215 | 197 | 182 | 181 | 241 |
| | 0.5 | 117 | 140 | 165 | 174 | | 214 | 197 | 181 | 178 | 237 |
| | 1 | 116 | 137 | 165 | 175 | | 213 | 197 | 179 | 176 | 232 |
| | 2 | 115 | 127 | 161 | 174 | | 215 | 195 | 175 | 171 | 227 |
| | 3 | | 123 | 159 | 175 | | 219 | 198 | 171 | | 225 |
| | 4 | | | | 174 | | 223 | 217 | 169 | | 226 |
| | 5 | | | | | | 225 | 219 | | | 228 |
| | 6 | | | | | | 224 | | | | |
| | | Bottom | | 123 | 159 | | | | | | |
| pH | 0.5 m | 8.6 | 8.8 | 8.8 | 8.0 | | 8.7 | 8.2 | 7.6 | 8.1 | 8.8 |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1979.12.20

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|----------------------|---------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-----|---------------------|--------|---------------------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 3 | 6 | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.005 | 0.004 | 0.005 | 0.002> | | 0.001> | 0.001> | 0.001> |
| TP | (mg/l) | 0.120 | 0.072 | 0.085 | 0.066 | | 0.062 | 0.066 | 0.066 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.066 | 0.038 | 0.018 | 0.029 | | 0.042 | 0.042 | 0.048 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.042 | 0.035 | 0.024 | 0.013 | | 0.014 | 0.014 | 0.014 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 1.89 | 1.47 | 1.70 | 0.503 | | 0.425 | 0.399 | 0.321 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 4.2 | 4.4 | 4.4 | 4.3 | | 4.8 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 75.4 | 84.4 | 84.7 | 60.2 | | 80.4 | 75.1 | 71.7 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 26.4 | 28.0 | 25.1 | 17.8 | | 22.1 | 23.5 | 18.0 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 22.7 | 13.6 | 13.1 | 10.9 | | 13.2 | 12.3 | 12.9 |
| POC | (mg/l) | 4.1 | 4.2 | 4.1 | 3.4 | | 4.0 | 3.8 | 3.6 |
| PON | (mg/l) | 0.54 | 0.53 | 0.56 | 0.46 | | 0.58 | 0.55 | 0.54 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 6.7×10 ⁴ | 4.8×10 ⁴ | 1.1×10 ⁴ | 1.1×10 ⁴ | | 1.5×10 ⁴ | | 1.9×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 4.4×10 ⁶ | 5.1×10 ⁶ | 3.8×10 ⁶ | 3.6×10 ⁶ | | 4.4×10 ⁶ | | 4.3×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 2.2* | 1.9* | 2.2* | | | 1.4* | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 1.2* | 1.0 | 1.3* | | | 0.8* | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | 1.0 | 0.9 | 0.9 | | | 0.6 | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|----------------------|---------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|
| | | 4' | 6 | 7 | 2 | 5 | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.002> | 0.013 | 0.009 | 0.002> | 0.002> | 0.001> |
| TP | (mg/l) | 0.061 | 0.109 | 0.091 | 0.062 | 0.064 | 0.060 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.044 | 0.405 | 0.031 | 0.038 | 0.029 | 0.030 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.014 | 0.090 | 0.030 | 0.010 | 0.011 | 0.011 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.494 | 2.49 | 0.985 | 0.196 | 0.221 | 0.213 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 4.2 | 3.1 | 4.1 | 4.2 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 66.0 | 64.6 | 22.8 | 73.0 | 71.5 | 76.2 |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 21.5 | 30.5 | 7.6 | 20.4 | 21.7 | 19.7 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 10.9 | 31.3 | 21.5 | 11.2 | 13.2 | 11.6 |
| POC | (mg/l) | 3.2 | 2.1 | 3.3 | 3.8 | 4.3 | 3.7 |
| PON | (mg/l) | 0.43 | 0.25 | 0.48 | 0.53 | 0.61 | 0.54 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 1.2×10 ⁴ | 4.3×10 ⁴ | 2.2×10 ⁴ | 1.8×10 ⁴ | | 1.5×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 3.6×10 ⁶ | 3.0×10 ⁶ | 4.3×10 ⁶ | 3.6×10 ⁶ | | 3.0×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 2.4* | 1.2* | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.5* | 0.7* | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 0.9 | 0.5 | | |

* 中間層の方が生産力が高かった。

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date: 1980. I. 7

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1022- | 1037- | 1049- | 1110- | 1101- | 1130- | 1120- | | | |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.3 | 3.8 | 4.2 | 4.6 | 4.5 | 7.6 | 5.6 | | | |
| Transparency (cm) | | 75 | 90 | 100 | 100 | 100 | 110 | 110 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 6.7 | 6.9 | 7.1 | 7.1 | 7.0 | 7.4 | 7.2 | | | |
| | 0.5 | 6.7 | 6.9 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.4 | 7.2 | | | |
| | 1 | 6.7 | 6.9 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.4 | 7.2 | | | |
| | 2 | 6.7 | 7.0 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.4 | 7.2 | | | |
| | 3 | | 7.0 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.4 | 7.2 | | | |
| | 4 | | | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.4 | 7.1 | | | |
| | 5 | | | | | | 7.4 | 7.1 | | | |
| | 6 | | | | | | 7.4 | | | | |
| | 7 | | | | | | 7.4 | | | | |
| | Bottom | 6.8 | 7.0 | 7.1 | 7.1 | 7.1 | 7.5 | 7.1 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ S/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date : 1980. 1. 7

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|----------------------|--|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---|---|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 3 | 6 | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.002 | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | 0.002> | | |
| TP | (mg/l) | 0.091 | 0.069 | 0.071 | 0.062 | 0.064 | 0.063 | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.038 | 0.043 | 0.026 | 0.019 | 0.023 | 0.063 | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.024 | 0.016 | 0.010 | 0.012 | 0.005 | 0.008 | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 1.33 | 0.984 | 0.337 | 0.012 | 0.362 | 0.25 | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 4.9 | 4.9 | 5.2 | 4.3 | 4.0 | 5.8 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 133 | 93.3 | 56.8 | 62.4 | 47.0 | 81.6 | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 28.2 | 47.9 | 21.5 | 17.6 | 0.0 | 24.8 | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 24.3 | 15.7 | 17.2 | 11.0 | 9.5 | 12.2 | | |
| POC | (mg/l) | 5.7 | 3.4 | 3.8 | 3.9 | 3.2 | 2.6 | | |
| PON | (mg/l) | 0.68 | 0.61 | 0.55 | 0.51 | 0.47 | 0.41 | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|----------------------|--|--------|-----|-----|-----|---|---|
| | | 4' | 6 | 7 | 2 | 5 | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.002> | | | | | |
| TP | (mg/l) | 0.062 | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.057 | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.009 | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.414 | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 5.2 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 60.8 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 20.1 | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 11.2 | | | | | |
| POC | (mg/l) | 3.6 | | | | | |
| PON | (mg/l) | 0.57 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date : 1980. 1. 23

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------|-------|--------|--------|--------|--------|-----|--------|--------|-------|-------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1105- | 1130- | 1410- | 1430- | | 1505- | 1450- | 1650- | 1630- | 0950- |
| Weather | | 晴 | 晴 | | 晴 | | | 晴 | | 晴 | 快 晴 |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | 3 |
| Depth (m) | | | 3.5 | 4.0 | 4.5 | | 6.5 | | 5.5 | 2.7 | 5.7 |
| Transparency (cm) | | 90 | 80 | 80 | 70 | | 90 | 95 | 45 | 80 | 100 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 3.5 | 3.7 | 3.9 | 4.0 | | 4.2 | 4.0 | 3.8 | 3.8 | 4 |
| | 0.5 | 3.5 | 3.7 | 3.9 | 4.0 | | 4.3 | 4.0 | 3.8 | 3.8 | 4 |
| | 1 | 3.5 | 3.7 | 3.8 | 4.0 | | 4.2 | 4.0 | 3.8 | 3.7 | 4 |
| | 2 | 3.5 | 3.9 | 4.0 | 4.0 | | 4.2 | 4.0 | 3.8 | 3.8 | 4 |
| | 3 | | 3.7 | 3.9 | 4.0 | | 4.2 | 4.0 | 3.8 | | 4 |
| | 4 | | | | 4.0 | | 4.2 | 4.0 | 3.8 | | 4 |
| | 5 | | | | | | 4.2 | | 3.9 | | 4 |
| | 6 | | | | | | 4.2 | | | | 4 |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 3.9 | 3.8 | | | | 4.2 | 4.0 | 3.8 | | 4 |
| DO (mg/l) | 0 m | 10.4 | 9.5 | 8.8 | 8.3 | | 8.2 | 8.0 | 8.2 | 7.2 | 12.0 |
| | 0.5 | 10.4 | 9.5 | 8.8 | 8.2 | | 8.1 | 7.8 | 7.8 | 7.0 | 11.7 |
| | 1 | 10.5 | 9.4 | 8.8 | 8.2 | | 8.1 | 7.7 | 7.8 | 7.0 | 11.7 |
| | 2 | 10.4 | 9.4 | 8.7 | 8.2 | | 8.1 | 7.6 | 7.8 | 7.0 | 11.3 |
| | 3 | | 9.4 | 8.7 | 8.1 | | 8.1 | 7.6 | 7.8 | | 11.3 |
| | 4 | | | | 8.0 | | 8.1 | 7.6 | 7.8 | | 11.3 |
| | 5 | | | | | | 8.0 | | 7.8 | | 11.2 |
| | 6 | | | | | | 8.0 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 9.0 | 7.6 | | | | | 7.1 | 7.7 | | 11.1 |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 43,000 | 48,000 | 35,000 | 27,000 | | 15,000 | 26,000 | 330 | 1,800 | 40,000 |
| | 0.5 | 14,000 | 14,000 | 9,500 | 11,000 | | 5,200 | 11,000 | 34 | 740 | 7,000 |
| | 1 | 4,200 | 4,900 | 3,300 | 4,300 | | 2,400 | 3,900 | 5 | 260 | 2,500 |
| | 2 | 800 | 590 | 450 | 820 | | 460 | 920 | 0 | 42 | 150 |
| | 3 | | 100 | 82 | 160 | | 80 | 220 | | | 160 |
| | 4 | | | | 38 | | 14 | 55 | | | 10 |
| | 5 | | | | | | 5 | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 50 | 22 | | | | | 0 | | | |
| Conductivity (μ U/cm) | 0 m | 97 | 121 | 132 | 141 | | 156 | 141 | 127 | 129 | 174 |
| | 0.5 | 97 | 121 | 132 | 140 | | 156 | 140 | 127 | 128 | 174 |
| | 1 | 96 | 120 | 131 | 140 | | 156 | 139 | 127 | 128 | 174 |
| | 2 | 97 | 121 | 132 | 140 | | 155 | 138 | 127 | 128 | 176 |
| | 3 | | 120 | 133 | 140 | | 155 | 138 | 127 | | 175 |
| | 4 | | | | 140 | | 155 | 137 | 127 | | 176 |
| | 5 | | | | | | 155 | | 127 | | 176 |
| | 6 | | | | | | 156 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | 121 | 132 | | | 160 | 137 | 127 | | 176 | |
| pH | 0.5 m | 9.0 | 8.5 | | | | | | | | 8.8 |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1980.1.23

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|--|-------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-----|---------------------|-------|---------------------|
| | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 3 | 6 | |
| Sampling Depth (m) | | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.005 | 0.004 | 0.004 | 0.002 | | 0.002 | 0.002 | 0.003 |
| TP (mg/l) | | 0.096 | 0.081 | 0.087 | 0.060 | | 0.072 | 0.072 | 0.074 |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.044 | 0.009 | 0.012 | 0.029 | | 0.057 | 0.053 | 0.053 |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.019 | 0.011 | 0.019 | 0.006 | | 0.006 | 0.006 | 0.006 |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 1.17 | 0.561 | 0.495 | 0.251 | | 0.298 | 0.280 | 0.286 |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 5.4 | 5.6 | 6.8 | 6.1 | | 5.9 | | |
| Chlorophyll a (μg/l) | | 67.8 | 74.9 | 76.6 | 60.5 | | 67.5 | 66.4 | 63.9 |
| Pheophytin a (μg/l) | | 20.5 | 18.2 | 26.2 | 22.8 | | 22.6 | 21.4 | 19.6 |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 16.3 | 12.8 | 13.9 | 10.9 | | 12.6 | 15.0 | 13.9 |
| POC (mg/l) | | 3.7 | 3.7 | 4.6 | 3.6 | | 3.8 | 3.9 | 3.7 |
| PON (mg/l) | | 0.46 | 0.52 | 0.63 | 0.49 | | 0.50 | 0.55 | 0.51 |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | 7.6×10 ⁴ | 3.2×10 ⁴ | 2.6×10 ⁴ | 6.8×10 ³ | | 1.4×10 ⁴ | | 1.2×10 ⁴ |
| Total Bac. (No./ml) | | 3.8×10 ⁶ | 4.4×10 ⁶ | 3.1×10 ⁶ | 3.3×10 ⁶ | | 4.1×10 ⁶ | | 3.2×10 ⁶ |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | 0.7* | 0.8* | 0.6* | | | 0.4* | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | 0.2* | 0.3* | -0.2* | | | -0.1* | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | 0.5 | 0.5* | 0.8 | | | 0.5 | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|--|-------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------|---------------------|
| | | 4' | 6 | 7 | 9 | 5 | |
| Sampling Depth (m) | | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P (mg/l) | | 0.001 | 0.013 | 0.005 | 0.002 | 0.002 | 0.001 |
| TP (mg/l) | | 0.059 | 0.105 | 0.053 | 0.064 | 0.061 | 0.062 |
| NH ₄ -N (mg/l) | | 0.016 | 0.401 | 0.157 | 0.053 | 0.051 | 0.050 |
| NO ₂ -N (mg/l) | | 0.005 | 0.028 | 0.019 | 0.006 | 0.005 | 0.006 |
| NO ₃ -N (mg/l) | | 0.258 | 1.67 | 1.25 | 0.257 | 0.258 | 0.263 |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | |
| COD (mg/l) | | 4.7 | 3.3 | 2.3 | 6.3 | | |
| Chlorophyll a (μg/l) | | 50.8 | 11.6 | 14.6 | 57.5 | 50.2 | 53.7 |
| Pheophytin a (μg/l) | | 18.2 | 17.4 | 7.2 | 59.1 | 25.9 | 15.9 |
| SS (dry weight) (mg/l) | | 9.5 | 29.2 | 9.7 | 10.7 | 11.8 | 11.1 |
| POC (mg/l) | | 3.0 | 1.5 | 1.2 | 3.3 | 4.2 | 3.6 |
| PON (mg/l) | | 0.42 | 0.21 | 0.18 | 0.46 | 0.50 | 0.49 |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | 8.5×10 ³ | 8.2×10 ⁴ | 2.7×10 ⁴ | 2.1×10 ⁴ | | 1.4×10 ⁴ |
| Total Bac. (No./ml) | | 3.6×10 ⁶ | 3.8×10 ⁶ | 3.6×10 ⁶ | 3.5×10 ⁶ | | 3.5×10 ⁶ |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | 0.2* | 0.4* | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | 0.0* | 0.1* | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | | 0.2 | 0.3 | | |

*中間層の方が生産力が高かった。

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1980.2.4

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|---|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1117- | 1134- | 1142- | 1205- | 1155- | 1230- | 1218- | | | |
| Weather | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.2 | 3.6 | 3.8 | 4.2 | 3.8 | 6.8 | 5.2 | | | |
| Transparency (cm) | | 78 | 98 | 113 | 97 | 97 | 98 | 93 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 5.8 | 5.6 | 5.4 | 5.4 | 5.5 | 5.6 | 5.4 | | | |
| | 0.5 | 5.7 | 5.6 | 5.4 | 5.4 | 5.3 | 5.6 | 5.4 | | | |
| | 1 | 5.6 | 5.5 | 5.3 | 5.3 | 5.3 | 5.6 | 5.3 | | | |
| | 2 | 5.6 | 5.4 | 5.3 | 5.2 | 5.2 | 5.4 | 5.2 | | | |
| | 3 | | 5.3 | 5.0 | 5.1 | 4.9 | 5.3 | 5.0 | | | |
| | 4 | | | | 5.0 | | 5.1 | 5.0 | | | |
| | 5 | | | | | | 5.0 | 5.0 | | | |
| | 6 | | | | | | 4.8 | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | 5.7 | 5.2 | 5.1 | 5.1 | 5.0 | 4.9 | 5.1 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | | Bottom | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1980.2.4

| Item | Station No. | 4 | | | | | | | |
|----------------------|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|
| | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 3 | 6 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.011 | 0.012 | 0.007 | 0.004 | 0.005 | 0.006 | | |
| TP | (mg/l) | 0.101 | 0.107 | 0.082 | 0.082 | 0.081 | 0.070 | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.022 | 0.021 | 0.035 | 0.035 | 0.024 | 0.050 | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.017 | 0.017 | 0.010 | 0.009 | 0.008 | 0.006 | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.731 | 0.810 | 0.193 | 0.137 | 0.193 | 0.369 | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 6.7 | 4.9 | 8.1 | 6.7 | 6.0 | 7.4 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 96.3 | 101 | 95.3 | 80.3 | 87.7 | 72.0 | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 19.6 | 26.3 | 26.8 | 43.7 | 20.1 | 15.4 | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 15.8 | 16.4 | 13.5 | 12.7 | 12.7 | 13.8 | | |
| POC | (mg/l) | 4.5 | 4.5 | 4.3 | 4.2 | 4.1 | 4.1 | | |
| PON | (mg/l) | 0.62 | 0.64 | 0.63 | 0.61 | 0.59 | 0.56 | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |

| Item | Station No. | 9 | | | | | |
|----------------------|--|-------|-----|-----|-----|---|---|
| | 4' | 6 | 7 | 9 | 2 | 5 | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.010 | | | | | |
| TP | (mg/l) | 0.087 | | | | | |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.062 | | | | | |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.010 | | | | | |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.192 | | | | | |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 7.3 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> | (μg/l) | 96.9 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> | (μg/l) | 27.6 | | | | | |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 15.9 | | | | | |
| POC | (mg/l) | 5.1 | | | | | |
| PON | (mg/l) | 0.76 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. | (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration | (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura I

Date : 1980. 2. 25

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|--------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|-----|--------|--------|-------|--------|--------|
| Item | | | | | | | | | | | |
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1250- | 1316- | 1335- | 1400- | | 1438- | 1423- | 1632- | 1610- | 1005- |
| Weather | | 快晴 | 快晴 | 快晴 | 快晴 | | 快晴 | 快晴 | 快晴 | 快晴 | 快晴 |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | 7.5 |
| Depth (m) | | 1.8 | 3.4 | 3.7 | 3.9 | | 6.0 | 5.0 | 7.0 | 2.6 | 5.5 |
| Transparency (cm) | | 100 | 120 | 100 | 110 | | 100 | 110 | 35 | 90 | 90 |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 6.8 | 6.5 | 6.9 | 6.5 | | 6.4 | 6.6 | 6.2 | 6.5 | 6.0 |
| | 0.5 | 6.8 | 6.5 | 7.0 | 6.6 | | 6.4 | 6.6 | 6.3 | 6.5 | 6.0 |
| | 1 | 6.7 | 6.5 | 6.7 | 6.5 | | 6.3 | 6.6 | 6.3 | 6.5 | 5.8 |
| | 2 | | 6.5 | 6.7 | 6.2 | | 6.2 | 6.5 | 5.3 | 6.5 | 5.5 |
| | 3 | | 5.8 | 6.0 | 5.3 | | 6.1 | 5.6 | 6.2 | | 5.4 |
| | 4 | | | | | | 6.1 | 5.4 | 6.3 | | 5.4 |
| | 5 | | | | | | 6.1 | | 6.3 | | 5.4 |
| | 6 | | | | | | | | 6.2 | | 5.4 |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 5.5 | 5.7 | 6.0 | 5.3 | | 6.0 | 5.4 | 6.2 | 6.5 | 5.3 | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | 12.2 |
| | 0.5 | | | | | | | | | | 12.4 |
| | 1 | | | | | | | | | | 12.7 |
| | 2 | | | | | | | | | | 12.9 |
| | 3 | | | | | | | | | | 13.3 |
| | 4 | | | | | | | | | | 13.6 |
| | 5 | | | | | | | | | | 14.0 |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | 14.6 |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 47,000 | 49,000 | 42,000 | 36,000 | | 35,000 | 32,000 | 7,200 | 11,000 | 47,000 |
| | 0.5 | 28,000 | 22,000 | 19,500 | 19,000 | | 16,000 | 17,000 | 550 | 2,500 | 20,000 |
| | 1 | 7,800 | 9,500 | 9,500 | 9,300 | | 7,100 | 7,700 | 100 | 1,000 | 8,500 |
| | 2 | | 2,300 | 2,200 | 2,350 | | 1,460 | 1,800 | | 240 | 2,000 |
| | 3 | | 590 | 550 | 670 | | 360 | 510 | | | 440 |
| | 4 | | | | | | 94 | 140 | | | 125 |
| | 5 | | | | | | | | | | 25 |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| Bottom | 450 | | | | | | 50 | | | | |
| Conductivity (μU/cm) | 0 m | 143 | 171 | 187 | 181 | | 180 | 180 | 177 | 188 | 225 |
| | 0.5 | 143 | 171 | 187 | 181 | | 179 | 178 | 177 | 188 | 225 |
| | 1 | 143 | 172 | 185 | 181 | | 179 | 178 | 177 | 188 | 224 |
| | 2 | | 172 | 185 | 178 | | 179 | 178 | 175 | 188 | 222 |
| | 3 | | 173 | 182 | 173 | | 183 | 179 | 175 | | 222 |
| | 4 | | | | | | 186 | 186 | 176 | | 222 |
| | 5 | | | | | | 188 | | 176 | | 222 |
| | 6 | | | | | | | | 176 | | 222 |
| | Bottom | 143 | 172 | | 173 | | 188 | 190 | 174 | 187 | 222 |
| pH | 0.5 m | 8.8 | 9.1 | 8.9 | 8.4 | | 8.7 | 8.9 | 8.2 | 8.2 | 8.6 |
| | 2 | | | | | | | | | | 8.6 |
| | 3 | | | | | | 8.7 | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | 8.6 |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1960. 2. 25

| Station No. | | | | | | | | | |
|--------------------|---------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-----|---------------------|-------|---------------------|
| Item | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.008 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | | 0.002 | 0.002 | 0.002 |
| TP | (mg/l) | 0.106 | 0.075 | 0.067 | 0.061 | | 0.067 | 0.063 | 0.068 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.177 | 0.013 | 0.014 | 0.026 | | 0.023 | 0.018 | 0.016 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.018 | 0.013 | 0.010 | 0.010 | | 0.008 | 0.008 | 0.008 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.952 | 0.342 | 0.13 | 0.094 | | 0.149 | 0.162 | 0.138 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 5.1 | 5.2 | 5.7 | 4.9 | | 5.1 | | |
| Chlorophyll a | (μg/l) | 50.1 | 48.3 | 52.1 | 46.2 | | 53.7 | 55.9 | 60.2 |
| Pheophytin a | (μg/l) | 18.0 | 16.9 | 21.1 | 15.7 | | 21.0 | 21.0 | 23.3 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 15.1 | 10.2 | 11.3 | 10.5 | | 11.2 | 11.3 | 11.0 |
| POC | (mg/l) | 2.4 | 3.7 | 4.0 | 3.6 | | 3.9 | 3.9 | 4.0 |
| PON | (mg/l) | 0.33 | 0.51 | 0.52 | 0.48 | | 0.53 | 0.53 | 0.55 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 1.2×10 ⁵ | 2.1×10 ⁴ | 1.2×10 ⁴ | 6.1×10 ³ | | 2.2×10 ⁴ | | 1.9×10 ⁴ |
| Total Bac. | (No./ml) | 3.0×10 ⁶ | 3.3×10 ⁶ | 3.2×10 ⁶ | 3.5×10 ⁶ | | 3.0×10 ⁶ | | 4.2×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 4.1 | 3.7 | 3.0 | | | 3.1 | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | 2.9 | 2.4 | 1.8 | | | 1.8 | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | 1.2 | 1.3 | 1.2 | | | 1.3 | | |

| Station No. | | | | | | | |
|--------------------|---------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-------|---------------------|
| Item | | 4 | 6 | 7 | 9 | | |
| Sampling Depth | (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P | (mg/l) | 0.002 | 0.008 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 |
| TP | (mg/l) | 0.066 | 0.113 | 0.067 | 0.050 | 0.051 | 0.052 |
| NH ₄ -N | (mg/l) | 0.018 | 0.536 | 0.077 | 0.026 | 0.016 | 0.018 |
| NO ₂ -N | (mg/l) | 0.009 | 0.024 | 0.011 | 0.007 | 0.007 | 0.007 |
| NO ₃ -N | (mg/l) | 0.131 | 0.606 | 0.233 | 0.223 | 0.189 | 0.258 |
| CO ₂ -C | (mg/l) | | | | | | |
| DOC | (mg/l) | | | | | | |
| COD | (mg/l) | 4.9 | 4.0 | 4.4 | 6.3 | | |
| Chlorophyll a | (μg/l) | 50.0 | 28.6 | 27.7 | 59.6 | 60.2 | 66.1 |
| Pheophytin a | (μg/l) | 17.2 | 12.5 | 18.2 | 23.8 | 20.8 | 8.8 |
| SS (dry weight) | (mg/l) | 10.6 | 30.8 | 15.1 | 10.5 | 11.9 | 11.7 |
| POC | (mg/l) | 3.8 | 2.4 | 3.6 | 3.6 | 3.3 | 4.7 |
| PON | (mg/l) | 0.52 | 0.32 | 0.51 | 0.45 | 0.55 | 0.57 |
| Total Hetero. Bac. | (No./ml) | 2.1×10 ⁴ | 1.5×10 ⁴ | 2.2×10 ⁴ | 2.2×10 ³ | | 4.1×10 ³ |
| Total Bac. | (No./ml) | 3.9×10 ⁶ | 3.7×10 ⁶ | 3.3×10 ⁶ | 2.1×10 ⁶ | | 2.2×10 ⁶ |
| Gross Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 2.5 | 2.2* | | |
| Net Production | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.6 | 1.1* | | |
| Respiration | (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 0.9 | 1.1 | | |

中間層で高い生産力を示した。

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date: 1980. 3. 10

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|---|
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1028- | 1039- | 1047- | 1105- | 1056- | 1125- | 1112- | | | |
| Weather | | <もり | <もり | <もり | <もり | 晴 | 晴 | 晴 | | | |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.2 | 3.8 | 4.1 | 4.4 | 4.1 | 7.4 | 5.4 | | | |
| Transparency (cm) | | 70 | 90 | 90 | 90 | 90 | 110 | 90 | | | |
| Water Temp. (°C) | 0 m | 8.6 | 8.4 | 8.1 | 7.8 | 7.7 | 7.7 | 7.8 | | | |
| | 0.5 | 8.6 | 8.4 | 8.1 | 7.8 | 7.7 | 7.5 | 7.8 | | | |
| | 1 | 8.6 | 8.4 | 8.1 | 7.8 | 7.7 | 7.5 | 7.8 | | | |
| | 2 | 8.6 | 8.4 | 8.0 | 7.8 | 7.7 | 7.3 | 7.8 | | | |
| | 3 | | 8.4 | 8.0 | 7.8 | 7.7 | 7.3 | 7.8 | | | |
| | 4 | | | 8.0 | 7.8 | 7.7 | 7.2 | 7.8 | | | |
| | 5 | | | | | | 7.2 | 7.7 | | | |
| | 6 | | | | | | 7.2 | | | | |
| | 7 | | | | | | 7.0 | | | | |
| | Bottom | 8.4 | 8.3 | 7.9 | 7.7 | 7.6 | 7.1 | 7.6 | | | |
| DO (mg/l) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Light Intensity (lx) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 7 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ U/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| | Bottom | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 2

Date: 1980. 3. 10

| Item | Station No. | | | | | | | |
|---|-------------|-------|-------|-------|-------|-------|---|---|
| | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | |
| Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 |
| PO ₄ -P (mg/l) | 0.005 | 0.004 | 0.005 | 0.004 | 0.003 | 0.001 | | |
| TP (mg/l) | 0.115 | 0.098 | 0.092 | 0.068 | 0.079 | 0.082 | | |
| NH ₄ -N (mg/l) | 0.184 | 0.104 | 0.103 | 0.029 | 0.070 | 0.056 | | |
| NO ₂ -N (mg/l) | 0.020 | 0.013 | 0.016 | ND | 0.003 | 0.005 | | |
| NO ₃ -N (mg/l) | 1.20 | 0.040 | 0.020 | 0.031 | 0.049 | 0.013 | | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | 5.9 | 6.5 | 6.6 | 6.4 | 7.5 | 6.6 | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | 44.9 | 68.5 | 75.2 | 67.8 | 80.5 | 75.0 | | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | 13.0 | 26.9 | 38.1 | 26.6 | 28.7 | 35.4 | | |
| SS (dry weight) (mg/l) | 32.1 | 20.2 | 20.1 | 16.7 | 21.6 | 14.0 | | |
| POC (mg/l) | 3.7 | 3.9 | 3.8 | 3.8 | 4.2 | 3.6 | | |
| PON (mg/l) | 0.53 | 0.63 | 0.60 | 0.57 | 0.64 | 0.55 | | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | | | | | | |
| Total Bac. (No./ml) | | | | | | | | |
| Gross Production (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Net Production (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |
| Respiration (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | | | |

| Item | Station No. | | | | | |
|---|-------------|-----|-----|-----|---|---|
| | 4' | 6 | 7 | 9 | | |
| Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 |
| PO ₄ -P (mg/l) | 0.004 | | | | | |
| TP (mg/l) | 0.056 | | | | | |
| NH ₄ -N (mg/l) | 0.076 | | | | | |
| NO ₂ -N (mg/l) | 0.009 | | | | | |
| NO ₃ -N (mg/l) | 0.070 | | | | | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | |
| COD (mg/l) | 6.7 | | | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | 74.2 | | | | | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | 24.7 | | | | | |
| SS (dry weight) (mg/l) | 18.2 | | | | | |
| POC (mg/l) | 3.8 | | | | | |
| PON (mg/l) | 0.59 | | | | | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | | | | | | |
| Total Bac. (No./ml) | | | | | | |
| Gross Production (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Net Production (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |
| Respiration (g · O ₂ /m ² · d) | | | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura 1

Date : 1960. 3. 24

| Station No. | | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | 4' | 6 | 7 | 9 |
|-------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|----|--------|--------|--------|--------|--------|
| Sampling Time (J. S. T.) | | 1200- | 1235- | 1300- | 1320- | | 1405- | 1335- | 1540- | 1515- | 1000- |
| Weather | | うすぐもり | くもり | くもり時々晴 | 晴 | | 晴 | 晴 | 晴 | 晴 | うすぐもり |
| Air Temp. (°C) | | | | | | | | | | | |
| Depth (m) | | 2.1 | 3.4 | 3.5 | 4.2 | | 6.5 | 5.3 | 5.9 | 2.8 | 5.9 |
| Transparency (cm) | | 60 | 70 | 80 | 90 | | 90 | 90 | 50 | 60 | 110 |
| Water Temp (°C) | 0 m | 8.7 | 8.9 | 9.0 | 8.7 | | 9.0 | 9.2 | 8.9 | 8.3 | 7.9 |
| | 0.5 | 8.7 | 8.9 | 8.9 | 8.7 | | 9.0 | 9.1 | 8.9 | 8.3 | 7.9 |
| | 1 | 8.7 | 8.9 | 8.9 | 8.7 | | 9.0 | 9.1 | 8.9 | 8.3 | 7.9 |
| | 2 | 8.6 | 8.8 | 8.8 | 8.7 | | 8.4 | 8.8 | 8.9 | 8.5 | 7.9 |
| | 3 | | 8.2 | 8.6 | 8.4 | | 7.8 | 8.1 | 8.9 | | 7.9 |
| | 4 | | | | 8.2 | | 7.8 | 7.9 | 8.9 | | 7.9 |
| | 5 | | | | | | 7.8 | 7.7 | 8.8 | | 7.9 |
| | 6 | | | | | | 7.7 | | | | |
| Bottom | | | | | | | 7.4 | | 8.8 | 7.9 | 7.9 |
| DO (mg/l) | 0 m | 15.5 | 15.1 | 15.0 | 13.5 | | 14.5 | 14.2 | 10.8 | 12.8 | 14.2 |
| | 0.5 | 15.5 | 15.5 | 15.0 | 13.4 | | 14.6 | 14.2 | 10.6 | 12.1 | 14.2 |
| | 1 | 15.5 | 15.5 | 14.9 | 13.4 | | 14.6 | 14.3 | 10.6 | 12.1 | 14.0 |
| | 2 | 14.2 | 15.0 | 14.8 | 13.4 | | 14.0 | 13.9 | 10.5 | 12.1 | 14.0 |
| | 3 | | 11.7 | 13.7 | 12.3 | | 12.8 | 11.8 | 10.5 | | 13.9 |
| | 4 | | | | 11.2 | | 12.5 | 11.3 | 10.4 | | 13.4 |
| | 5 | | | | | | 12.3 | 11.0 | 10.4 | | 13.2 |
| | 6 | | | | | | 12.2 | | | | |
| Bottom | | | | | | | 10.9 | | 10.3 | | 13.0 |
| Light Intensity (lx) | 0 m | 49,000 | 31,000 | 31,000 | 58,000 | | 55,000 | 56,000 | 32,000 | 36,000 | 18,000 |
| | 0.5 | 8,000 | 5,500 | 13,000 | 15,500 | | 14,000 | 12,000 | 3,000 | 5,800 | 7,000 |
| | 1 | 1,500 | 1,800 | 3,400 | 5,500 | | 5,100 | 3,800 | 300 | 1,000 | 3,200 |
| | 2 | 90 | 150 | 320 | 650 | | 740 | 370 | | 55 | 700 |
| | 3 | | | | 80 | | 130 | 48 | | | 160 |
| | 4 | | | | | | | | | | 35 |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| Conductivity (μ S/cm) | 0 m | | | | | | | | | | |
| | 0.5 | | | | | | | | | | |
| | 1 | | | | | | | | | | |
| | 2 | | | | | | | | | | |
| | 3 | | | | | | | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | |
| Bottom | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.5 m | 8.7 | 8.8 | 9.0 | 8.5 | | 8.9 | 9.0 | 7.8 | 8.3 | 8.3 |
| | 2 | | | | | | | | | | 8.2 |
| | 3 | | | | | | 8.5 | | | | |
| | 4 | | | | | | | | | | |
| | 5 | | | | | | | | | | |
| | 6 | | | | | | | | | | 8.2 |
| | Bottom | | | | | | 8.4 | | | | |

Limnological Data in Lake Kasumigaura-2

Date: 1980.3.24

| Item | Station No. | | | | | | | | |
|--|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-----|---------------------|---------------------|---------------------|--|
| | 1 | 2 | 2' | 3 | 3' | 4 | | | |
| Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 3 | 6 | |
| PO ₄ -P (mg/l) | 0.006 | 0.003 | 0.003 | 0.002 | | 0.002> | 0.002> | 0.002> | |
| TP (mg/l) | 0.112 | 0.102 | 0.103 | 0.104 | | 0.090 | 0.077 | 0.071 | |
| NH ₄ -N (mg/l) | 0.068 | 0.035 | 0.051 | 0.028 | | 0.030 | 0.046 | 0.033 | |
| NO ₂ -N (mg/l) | 0.016 | 0.013 | 0.009 | 0.002> | | 0.003 | 0.003 | 0.004 | |
| NO ₃ -N (mg/l) | 0.752 | 0.335 | 0.024 | 0.016 | | 0.062 | 0.030 | 0.110 | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | | | |
| COD (mg/l) | 7.5 | 8.4 | 10.2 | 8.3 | | 8.8 | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | 105 | 121 | 107 | 76.4 | | 90.5 | 77.0 | 65.1 | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | 26.9 | 33.8 | 55.0 | 21.9 | | 29.1 | 29.0 | 42.6 | |
| SS (dry weight) (mg/l) | 20.2 | 18.5 | 19.9 | 17.9 | | 14.8 | 11.4 9.3 | 8.3 | |
| POC (mg/l) | 5.0 | 5.5 | 5.9 | 5.3 | | 4.6 | 4.5 | 2.8 | |
| PON (mg/l) | 0.72 | 0.80 | 0.84 | 0.68 | | 0.63 | 0.62 | 0.40 | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | 4.7×10 ⁴ | 3.7×10 ⁴ | 2.4×10 ⁴ | 1.5×10 ⁴ | | 2.3×10 ⁴ | | 1.8×10 ⁴ | |
| Total Bac. (No./ml) | 5.6×10 ⁶ | 6.4×10 ⁶ | 6.7×10 ⁶ | 6.7×10 ⁶ | | 6.5×10 ⁶ | 6.1×10 ⁶ | 3.2×10 ⁶ | |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | 6.5 | 6.3 | 6.5 | | | 5.1* | | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | 4.1 | 4.2 | 4.6 | | | 3.6* | | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | 2.4 | 2.1 | 1.9 | | | 1.5* | | | |

| Item | Station No. | | | | | | |
|--|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|--------|---------------------|--|
| | 4 | 6 | 7 | 9 | | | |
| Sampling Depth (m) | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 2 | 5 | |
| PO ₄ -P (mg/l) | 0.002> | 0.004 | 0.007 | 0.002 | 0.002> | 0.002> | |
| TP (mg/l) | 0.064 | 0.117 | 0.078 | 0.056 | 0.058 | 0.057 | |
| NH ₄ -N (mg/l) | 0.071 | 0.087 | 0.046 | 0.033 | 0.038 | 0.033 | |
| NO ₂ -N (mg/l) | 0.002 | 0.032 | 0.008 | 0.143 | 0.144 | 0.004 | |
| NO ₃ -N (mg/l) | 0.041 | 1.36 | 0.368 | 0.033 | 0.038 | 0.127 | |
| CO ₂ -C (mg/l) | | | | | | | |
| DOC (mg/l) | | | | | | | |
| COD (mg/l) | 9.9 | 5.3 | 6.8 | 7.4 | | | |
| Chlorophyll <i>a</i> (μg/l) | 110 | 32.6 | 41.8 | 55.5 | | 54.1 | |
| Pheophytin <i>a</i> (μg/l) | 25.5 | 20.5 | 0.0 | 12.5 | | 13.9 | |
| SS (dry weight) (mg/l) | 18.5 | 31.2 | 24.0 | 9.0 | | 10.0 | |
| POC (mg/l) | 5.6 | 2.6 | 3.7 | 3.4 | | 3.0 | |
| PON (mg/l) | 0.74 | 0.36 | 0.51 | 0.43 | | 0.46 | |
| Total Hetero. Bac. (No./ml) | 3.5×10 ⁴ | 1.7×10 ⁵ | 5.0×10 ⁴ | 8.0×10 ³ | | 7.3×10 ³ | |
| Total Bac. (No./ml) | 6.1×10 ⁶ | 6.0×10 ⁶ | 5.3×10 ⁶ | 4.8×10 ⁶ | | 4.5×10 ⁶ | |
| Gross Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 5.3 | 3.8 | | | |
| Net Production (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 4.2 | 2.5 | | | |
| Respiration (g·O ₂ /m ² ·d) | | | 1.1 | 1.3 | | | |

中間層の方が高い生産力を示した。

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。(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。(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AGPの測定 — 昭和53/54年度. (1981)

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 1966. (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)
- No.14* Studies on the effect 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 1979. (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. (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 hydro-meteorological 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 *Microcystis* – 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)

* in Japanese