

F-49-'93/NIES

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集 — 7 —

Proceedings of the Conference on Limnological Studies at the Kasumigaura
Water Research Station, NIES. Part 7

春日 清一

高木 博夫編

Edited by Seichi KASUGA

Hiroo TAKAGI

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

序

霞ヶ浦臨湖実験施設は1984年3月完成以来、間もなく10年目を迎えようとしている。この間毎年研究成果の発表会を持ち1992年10月26日に第8回の発表会を開催した。この実験施設は、最近外国の研究者が長期滞在し利用されることも多くなった。その中から今回、アメリカと中国の2名の方の英文発表があった。これまでこの報告集は和文であったが、国際化を意識的に進めなくてはならない状況が生じつつある。また強い働き掛けをしないにも拘らず多くの所外の方々が参加下さるようになりより一層、内容の充実を求められている。

今回の発表会は特別のテーマを設けておらず、霞ヶ浦を対象としたものが約半数で、他の湖沼や海に関する報告も含まれ、水の化学分析から生物まで多岐に亘った内容である。日本の湖沼の水質改善が遅々として進まない事への、研究者の苦悩を湖沼調査法の新たな開拓の努力の中に読み取っていただければ幸いである。また地球環境問題に対応するための幾つかの研究もあり環境研究の流れを反映したものになっている。この発表会講演の他、臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果と霞ヶ浦臨湖実験施設関係資料を加え本報告集とした。

発表会に遠路から参加され討論に加わっていただいた所外の方、また開会の挨拶をいただいた市川所長他、この報告書の原稿の執筆に携わられた方々全員に感謝申し上げます。

平成5年3月

地域環境研究グループ

統括研究官 内藤 正明

目 次

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表

1. カートリッジカラムを用いた溶存有機物の分離、濃縮について	福島 武彦、小沢 秀明 高木 博夫、相崎守弘	-----	1
2. 水中溶存有機物と塩素の反応生成物としてのハロゲン化酢酸の定量	小沢 秀明	-----	5
3. Variability of Metabolic Quotients in Lake Kasumigaura Plankton	Richard S. J. Weisburd 河合 崇欣	-----	7
4. 霞ヶ浦湖岸域（美浦村大山）における水質特性と砂利採取事業の水質へ与える影響	相崎 守弘	-----	15
5. 1992年夏の風速と無酸素層の形成について	春日 清一	-----	20
6. 霞ヶ浦における藻類種の変遷に及ぼす因子について	矢木 修身、内山裕夫 大久保紀男、高村義親	-----	25
7. 霞ヶ浦湖畔船溜まりにおけるテナガエビの動態	春日 清一、増子 勝男 山根 爽一	-----	33
8. ハス (<i>Nelumbo nucifera</i>) と水位変化 - 実験的解析 -	野原 精一	-----	37
9. 微生物固定化法を用いた汚濁湖水の浄化	高木 博夫、金 周永 近山 憲幸、稲森 悠平	-----	45
10. 国内湖沼のメタン濃度と環境因子の関係	野尻 幸宏、中村 岳史、 大槻 晃	-----	48
11. 東京湾海水中のメタン濃度とその変動	中村 岳史、野尻 幸宏、 橋本 伸哉、大槻 晃	-----	51
12. 東京湾における青潮に関する研究 ---- 研究 -----	田中 秀之、竹下 俊二 木幡 邦男、中村 泰男、 相崎 守弘、滝井 進	-----	53
13. 太湖の環境 (The Environment in Lake Taihu)	Yiping Huang	-----	57

資料

1. 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	相崎 守弘	-----	63
2. 第8回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム		-----	79
3. 第8回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧		-----	80
4. 平成4年度施設利用計画		-----	81
5. 施設を利用した研究成果の一覧		-----	83

1. 臨湖実験施設研究発表

カートリッジカラムを用いた溶存有機物の分離、濃縮について

国立環境研究所 福島武彦・小沢秀明・高木博夫・相崎守弘

1. はじめに

最近、環境水中の微量汚染物質などの分析の前処理、濃縮にカートリッジカラム（シリカゲル基材に各種の官能基を結合させた固相をプラスチック容器につめたもの）がよく利用されている。こうしたカラムを用いて河川、湖沼水などに含まれる溶存有機物の分画やある成分の濃縮が可能かどうかを調べることを目的に、ここでは基本的な操作条件の検討、環境水のカラム保持有機物量の変化特性や固相抽出物の特性把握に関して基礎的な実験を行った。なお、当研究で目標とする溶存有機物の分画には、(1) 起源（たとえば外来性、内部生産）、(2) 分解性、濃縮性、(3) 有害物質生成能などによるものがある。

2. 実験方法

Sep-pakプラス（ミリポア社）のPS-2（ポリマー充填剤）とC18（C18修飾シリカ充填剤）を主な対象カートリッジとした。カラム抽出溶液を得るまでの操作段階としては、(1) カラムの洗浄（あるいはコンデションニング）、(2) ろ過済みのサンプルの注入（450度で焼いたワットマンGF/Fフィルターでろ過）、(3) 溶出液の注入があるが、その操作条件の検討として、洗浄方法（残存有機物）、サンプルの状態（pH、濃度）、サンプル量、溶出液の種類と量、再現性に関して基礎実験を行った。溶出溶媒（主にメタノール）によりガラスびんへ溶出されたサンプルは、約45度の温浴上で窒素ガスを吹き付けることにより溶媒を飛ばした後、減圧条件化で水分、溶媒を完全に除去したあと、蒸留水 20mlを加えて水溶液とし、TOC（Shimadzu TOC-5000；酸添加し通気後の不揮発性有機炭素）、UVスペクトル（Shimadzu UV-160）、蛍光スペクトル（Shimadzu RF-540）を測定した。なお、以下に示す結果では、UV吸光度は260nmの数値、蛍光強度はその最大が得られるExcitation 240nm、Emission 430nmのもののみで整理している。

3. 操作方法の基礎的な検討

各種の実験から、メタノールで洗浄を行っていないカートリッジには有機物が20ugC以上も存在し、TOCの測定誤差になること（図1）、pH3.0-3.5に調整したサンプルでは無調整のものに比べ捕捉量が約3倍もあること、同一量の有機物負荷でも濃度が低くなると（サンプル量が増えると）捕捉量が若干減ること（図2）、カラム通過液のUVと蛍光強度の変化から比較的にな一定な捕捉率を示す有機物負荷量があること（Break-through実験；図3）、溶出液としてはメタノール3mlが適当あること、変動係数

がほとんど10%以下と再現性がよいことなどがわかった。以上から図4に示すような手順、条件でサンプル処理することとした。

4. 捕捉率、捕捉物質の特性

臨湖実験施設の屋外実験池、霞ヶ浦、印旛沼、霞ヶ浦流入河川水などをサンプルとし

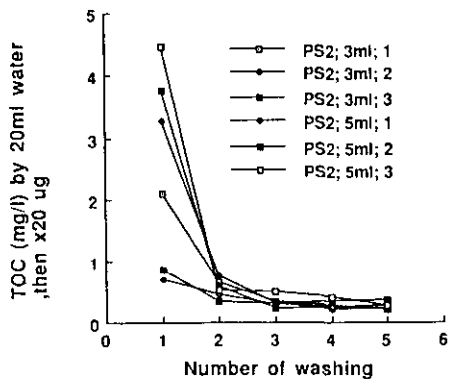


図1。メタノールによるカートリッジの洗い回数と溶出TOC量の関係 (PS2)

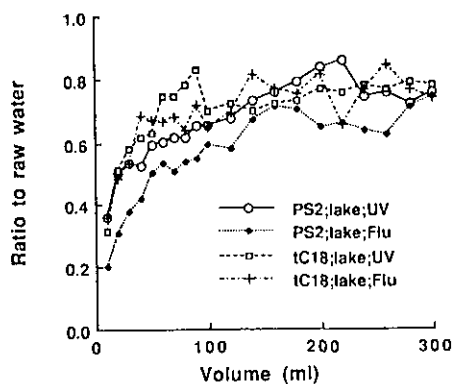


図3。カラム通過液のUVと蛍光強度の変化 (湖水)

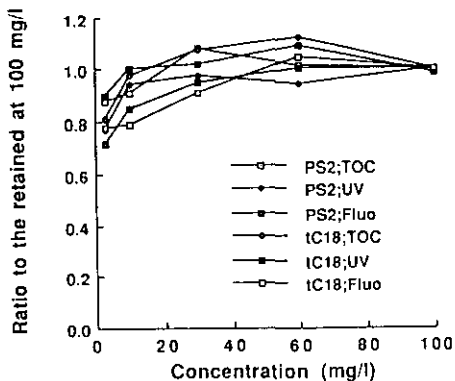


図2。有機物負荷を同じにした時の濃度と捕捉率の関係 (Aldrich Humic Acid)

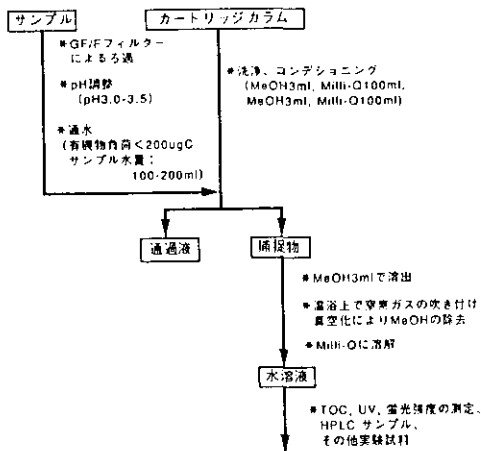


図4。サンプル処理の基本手順

て、PS2, tC18による捕捉率 (TOC, UV, 蛍光強度について、溶出液中の量/注入液中の量) を調べた。Humic Acid (Aldrich社製)についても捕捉率を求めるとともに、3.のチェックのいくつかを行った。また、溶出液を用いて分解実験を行ったり、HPLCによりその特性を調べている。以下に、主要な結果をまとめる。

1) 環境サンプルでの捕捉率はTOC, UV, 蛍光強度で差は少なく、PS2 で40-60%、tC18で20-40%程度となった。なお、Break-through実験の結果から、カートリッジに強力に捉えられ、溶出されないような成分の割合は10%以下であると推測された。

2) 捕捉率はサンプルのUV/TOC比 (あるいは蛍光強度/TOC比) にほぼ比例した (図5)。

3) 捕捉されたもののUV/TOC比はサンプルのそれと平均値では大差ないが、ばらつきは減っていて、特定の物質群が濃縮されているものと考えられる (図6)。

4) 実験池では、植物プランクトンの減少とともに溶存態のTOCが増加するが、このとき捕捉率は減少した (図7)。その場合の捕捉物質濃度は実験初期と大差なく、流入水 (除濁湖水) の10-30%増しに過ぎず、内部生産により生成された溶存有機物の捕捉率は極めて小さいことがわかる。その溶存態TOCのピーク後では捕捉率が若干増加し、捕捉物質濃度も0.5mgC/l程度増えた。内部生産された溶存有機物の変質、流入水の変化などの可能性がある。

5) Humic Acid溶液では、UV/TOC比が環境水のサンプルのそれと比べ2-3倍も大きいのに、捕捉率は10%程度 (TOC, UV; 蛍光強度では30%台) と極めて低かった。その理由については現在検討中である。

6) 元サンプルと溶出液について分解実験を行った結果、溶出液では数十日経過後でもほとんどTOCの減少は見られなく、カートリッジカラムに捕捉された成分には易分解性の有機物が少ないことがわかった (図8)。

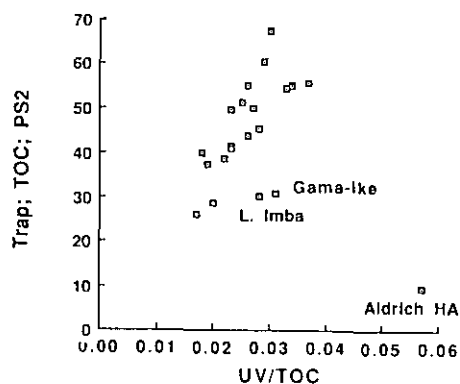


図5. サンプルのUV/TOC比と捕捉率の関係

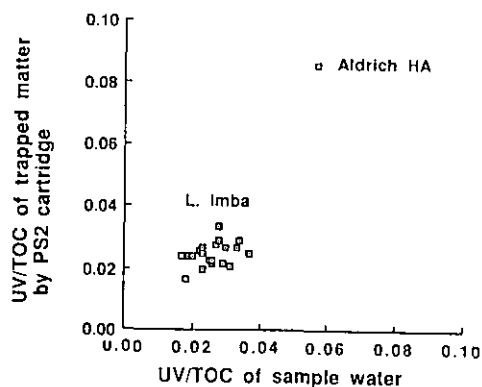


図6. サンプルと捕捉物でのUV/TOC比の関係

5. おわりに

カートリッジカラムを用いた溶存有機物の抽出は、その操作は極めて簡単であるが、対象を特定の有機物に限らない場合、捕捉率などに若干のあいまいさが残る。しかし、捕捉物質が分解性、有害物質生成能、起源などの点である特性を有するのであれば、捕捉率は水環境管理に関してかなりの情報を提供するものと考えられる。この後、捕捉物質の内容を、各種分析手法や特徴あるサンプルを対象とすることで明らかにするとともに、従来の有機物評価法（COD, BODなど）との関係を調べてゆきたい。

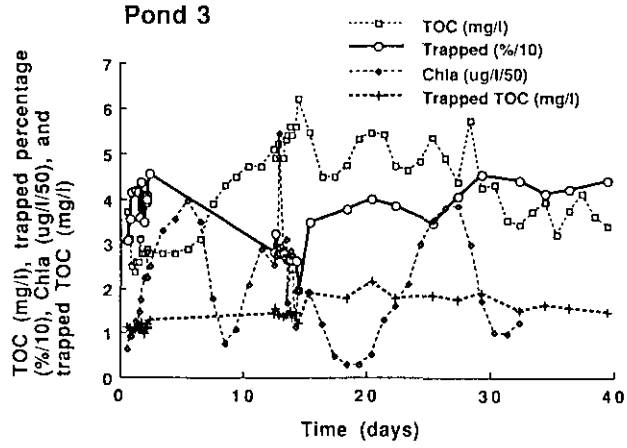


図7. 屋外実験池におけるTOC、クロロフィルa、カラムへの捕捉率（PS2）、捕捉量の変化（Pond3）

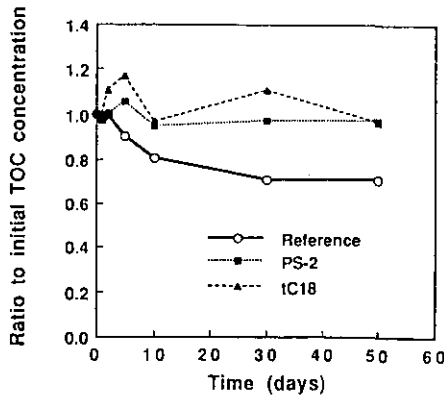


図8. 実験池のサンプルとそのカラム捕捉物の分解特性

水中溶存有機物と塩素の反応生成物 としてのハロゲン化酢酸の定量

小沢秀明 (水圏環境部)

1. はじめに

天然水中の溶存有機物と塩素の反応によりクロロ酢酸 (CAAs) 等のハロゲン化酢酸 (HAAs) が生成することが知られている。例えば、水道水では塩素処理副生物として $\mu\text{g l}^{-1}$ オーダーで検出される。演者は水中の微量の CAAs を GC 分析するためにジシクロヘキシルカルボジイミド (DCC) を用いたジフルオロアニリド直接誘導体化法を開発した¹⁾。ここではこの直接誘導体化反応のプロモ酢酸 (BAAs) への適用性を検討するとともに、キャピラリーガスクロマトグラフ質量分析計 (GC/MS) により HAAs 誘導体の選択イオン検出 (SIM) を検討したので報告する。

2. 実験

装置: JEOL製GC/MS JMS-AX505W および AUTOMASS 150、フューズドシリカキャピラリーカラム DB-5, 17、試薬: モノプロモ酢酸 (MBAA)、ジプロモ酢酸 (DBAA)、トリプロモ酢酸 (TBAA) は市販品を水溶液として用いた。他の試薬については既報¹⁾のとおりである。定量操作: 試料水 (50 ml) に NaCl (1 g)、HCl (10 M, 0.4 ml)、2,4-ジフルオロアニリン (DFA) (1 M, 0.4 ml)、DCC (1 M, 0.4 ml)、および EtOAc を添加し、室温で40分間振とうして反応させた。分層後、水層を再度 EtOAc で抽出した。この有機層を洗浄、脱水後、濃縮し、内部標準としてナフタレン-d₈ を添加し、GC/MS に注入してピーク面積比により定量した。

3. 結果および考察

BAAs の水溶液に対してジフルオロアニリド誘導体化反応を試みたところ反応が進行した。生成誘導体の EI 質量スペクトル (図1) では、それぞれの分子イオンピークが観察されるとともに、基準ピークはモノプロモ体でケテンが脱離したフラグメントイオンピーク ($m/z=129$)、ジプロモおよびトリプロモ体ではアセチル基 C-C 結合の解裂によるフラグメントイオンピーク ($m/z=156$) であった。この基準ピークの現れ方は CAAs の場合と同じ傾向であった。

CAAs と BAAsを一斉に分析するために、キャピラリーカラム（ワイドボア）を用いて分離し、選択イオン検出を行った。その結果、CAAs および TBAA を除く BAAs の5種の酸は $\mu\text{g l}^{-1}$ レベルの検量線でよい直線性を示した。しかし、TBAA については、検出限界が約 $100 \mu\text{g l}^{-1}$ と高く、低濃度での定量はできなかった。また、 $10 \mu\text{g l}^{-1}$ の濃度で湖沼水（霞ヶ浦）および海水（東京湾）に対して HAA S の添加回収実験を行ったところ、5種の酸はおよそ85%以上の回収率であった（表1）。本法は水中の HAAsの簡易な誘導体化定量法として有用であると考えられる。さらに、本法を水道水の分析、天然水の室内塩素処理実験に適用した。

1) Ozawa, H. and Tsukioka, T., Analyst, 115, 1343(1990).

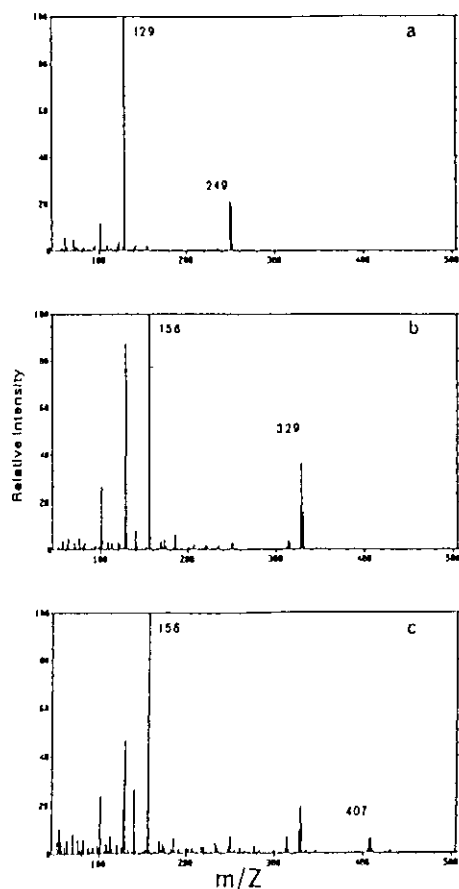


図1. プロモ剤酸類の difluoroacetyl 誘導体のEI質量スペクトル。
a, MBAA; b, DBAA; c, TBAA

表1. HAA S の添加回収結果^a

Concentration ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Average recovery (RSD)		
	(%)		
	lake-water	sea-water	
HCAA	10	101 (5.5)	98 (6.6)
DCAA	10	98 (5.3)	84 (3.6)
TCAA	10	96 (9.7)	89 (3.6)
MBAA	10	85 (6.5)	88 (4.0)
DBAA	10	91 (5.7)	98 (9.3)

^a AUTOMASS 150 (regular-bore DB-17)

VARIABILITY OF METABOLIC QUOTIENTS IN LAKE KASUMIGAURA PLANKTON

Richard S. J. WEISBURD¹ & Takayoshi KAWAI¹

ABSTRACT

Mass balance methods have many advantages over other techniques for the measurement of net organic production in aquatic ecosystems, however their use has been limited by the difficulty in estimating some of the sources and sinks in the budgets under study. When the metabolic quotient is known and both oxygen and inorganic carbon mass balances are evaluated simultaneously, it becomes possible to independently solve for one source or sink term which appears in both equations. Here we demonstrate this method by evaluating the exponent on the wind speed term in the gas exchange equations for both oxygen and carbon dioxide. The value and variability of the metabolic coefficient upon which this new method depends are examined with a survey of the literature and initial measurements for Lake Kasumigaura plankton.

1. INTRODUCTION

The chemistry of shallow aquatic ecosystems is dominated by the metabolic processes of living organisms, particularly oxygenic photosynthesis and its reverse reaction, aerobic respiration. Conversely, the net rates of these metabolic processes can be inferred from the rates of change of the reactants in the water. Photosynthesis utilizes light to reduce inorganic carbon yielding organic matter while consuming inorganic carbon and water and producing molecular oxygen. If reactions which consume and release dissolved oxygen (DO) and dissolved inorganic carbon (DIC) other than photosynthesis and respiration are relatively insignificant in magnitude, then net community productivity, can be determined with simple mass balance budgets for O₂ or CO₂.

The mass balance approach has substantial advantages over estimates derived from the more widely used incubation techniques. The environment of the water contained in an incubation bottle differs from that of water outside the bottle. Therefore the rates being measured in the incubation are likely to differ from those occurring in the water outside of the container due to the changes to the light field¹, metal contamination², and other changes. Unlike the free water approach, incubation measurements are difficult to automate and typically provide poor temporal resolution of the rates under study. Automation of free water methods is usually easy. However, the difficulty in constraining all fluxes of O₂ or CO₂ into and out of the system have limited the application of this approach in natural systems. If the ratio of net community oxygen production to inorganic carbon consumption (the metabolic quotient³) is known, then calculating the budgets for both of these gases simultaneously can provide, in addition to estimates of in situ productivity, the means to independently solve for another flux term which affects both gases. The independent solution for this additional term in the mass balance equations can improve the estimates of an important flux into or out of the system. Making the assumption that this metabolic quotient is one and constant, we have demonstrated this approach by evaluating the exponent on wind velocity in the oxygen and carbon dioxide gas exchange equations. The method has been

¹ Global Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

³ This MQ is similar to the more commonly used photosynthetic quotient, PQ. We use MQ to emphasize that this ratio is a net community value including the metabolism of both heterotrophs and autotrophs.

developed with data from six large (40 m³), hexagonal, experimental tanks (mesocosms) near the shore of Lake Kasumigaura.

2. EXPERIMENTAL

2.1 Site and sampling

The surface area of each tank is 23.5 m² and depth averaged 1.6 m during the experiment. Hourly net organic production rates in the tanks have been estimated from oxygen and inorganic carbon mass balance budgets for the period from August through December of 1991. The budgets were based on pH and dissolved oxygen concentration measurements (taken automatically at five minute intervals) and on frequent alkalinity measurements. The turnover times of the filtered lake water flowing into the tanks were about 20 days, similar to the turnover time of water in Lake Kasumigaura's Takahamairi Bay.

2.2 Mass balance equations

Net system organic productivity has been calculated for each hour for each of the six mesocosms by means of mass balance models; one for inorganic carbon and another for oxygen. Both equations take the following form, here illustrated with the DIC mass balance:

$$\frac{dM}{dt} = F_i - F_o - F_b + F_g \quad (1)$$

where M is the mass of DIC in the mesocosm, F_i is the flux of DIC into the mesocosm with the inflowing filtered lake water, F_o is the flux of DIC out of the mesocosm with over flow water, and F_b is the net in situ uptake of DIC from the mesocosm water. This and later expressions are identical for O₂ except that O₂ terms are marked with a prime and the sign of F_b' is opposite to that for F_b so that positive values (net community production) correspond to oxygen production and inorganic carbon consumption. The net invasion of CO₂ from the atmosphere into the mesocosm, F_g, is calculated via an equation from the literature³:

$$F_g = \Delta p p K \sqrt{D} U_{10}^{1.5} \quad (2)$$

where Δpp is the CO₂ partial pressure gradient from the atmosphere to the water, K is a multiple of the water's kinematic viscosity, D is the molecular diffusivity of CO₂, and U₁₀ is the wind velocity 10 meters above the water surface. The critical assumption necessary to calculate net community productivity is that F_b, the in situ flux, is due exclusively to reactions which produce or consume organic matter. At constant volume (V) equation 1 can be rearranged:

$$F_b = F_w (C_w - C) + F_g - V \frac{dC}{dt} \quad (3)$$

where F_w is the rate of inflow of filtered lake water, C is the concentration of DIC in the tank, and C_w is the concentration of DIC in the inflowing water.

3. RESULTS

Despite the independent calculation of net productivity rates with the oxygen and inorganic carbon budgets, the two mass balances yielded very similar hourly rates of net community organic matter production (Fig. 1).

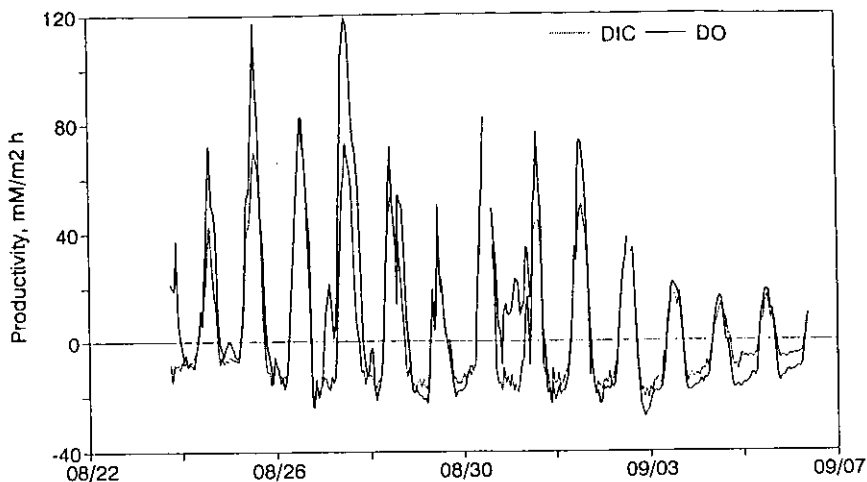


Fig. 1 Pond 3 productivity in late summer 1991 from DO and DIC mass balance equations

The larger differences between the two productivity rate estimates seem to correspond to periods with higher wind velocities (Fig. 2). The exponent on wind velocity in the gas exchange equation (1.5 in equation 2) is poorly constrained and may vary in response to the topographical features surrounding a water body. Therefore, the correspondence between higher wind speeds and larger discrepancies between the productivities derived from the two mass balances suggests that the wind speed term in the gas exchange equations could be an important source of error.

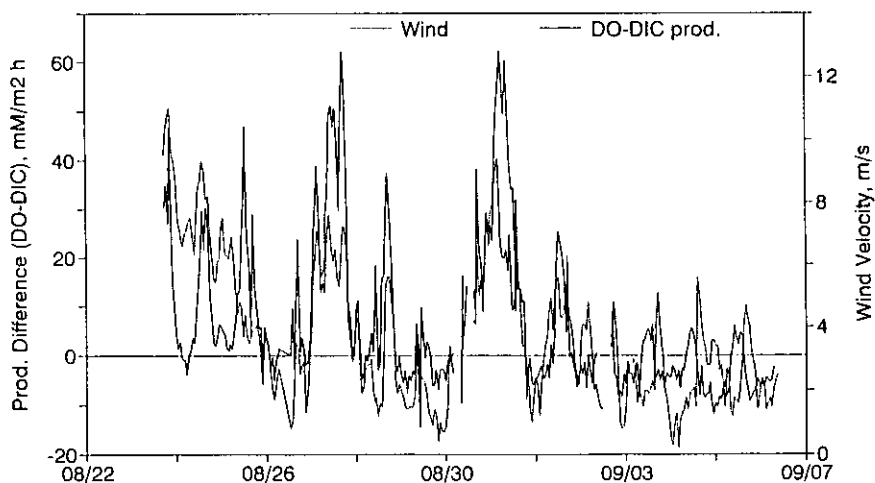


Fig. 2 Wind velocity (dotted line, right axis) and the discrepancy between productivity estimates from the oxygen and inorganic carbon mass balances (solid line, left axis)

4. DISCUSSION

4.1 Solving for an additional mass balance term

By assuming that the metabolic quotient ($MQ = -\Delta O_2 / \Delta CO_2 = F_v / F_n$) of in situ production is unity and constant, we can treat exponent on wind velocity in the gas exchange equation as a variable, x , and solve for it. First we equate the oxygen and carbon versions of equation 3:

$$F_w (C_w - C) + F_g - V \frac{dC}{dt} = F_w (C' - C'_w) - F'_g + V \frac{dC'}{dt} \quad (4)$$

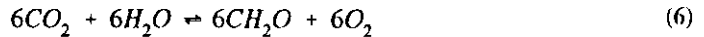
Now substituting equation 2 for F_g and F'_g with x in place of the exponent 1.5, it is trivial to solve for x :

$$x = \frac{\ln \left[\frac{F_w (C + C' - C_w - C'_w) + V \left(\frac{dC'}{dt} + \frac{dC}{dt} \right)}{K (\Delta pp' \sqrt{D'} + \Delta pp \sqrt{D})} \right]}{\ln U_{10}} \quad (5)$$

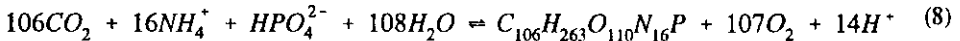
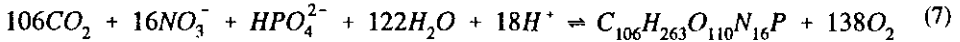
Applying this equation to the fall 1991 data yielded reasonable values for the exponent on wind velocity in the range from about 1 to 5.

4.2 Is our assumption of a constant MQ reasonable?

How likely is it that the metabolic quotient is constant, as we assumed for the above analysis? Consider the stoichiometry of the simplified reaction for photosynthesis and respiration of glucose:



Clearly the MQ for this reaction is unity and will not vary. However, naturally produced organic matter is not identical in stoichiometry to glucose. Using 'average algal biomass', it is simple to calculate the stoichiometry for photosynthesis and respiration, given either nitrate (equation 7) or ammonium (equation 8) as the nitrogen source⁴:



The stoichiometry is sensitive to the form of nitrogen used for production because the nitrogen in organic matter is amino nitrogen. If the source nitrogen is a more oxidized form such as nitrate it must be reduced within the cell before use, consuming photosynthetic reducing equivalents in the process. Thus photosynthetic production of one mole of typical algal biomass with nitrate yields 138 moles of oxygen compared to only 107 moles of oxygen produced during production of identical organic matter with ammonium as the nitrogen source. Recent studies^{5,6} have explored both the theoretical and reported values for the photosynthetic quotient (PQ) which is another name for the metabolic quotient as defined above. Laws⁵ considered the reported range of algal cell composition in detail and calculated the PQ for photosynthetic production from inorganic precursors of each component (proteins, polysaccharides, lipids and nucleic acids) with either nitrate or ammonium as the nitrogen source. Nitrate supported algal photosynthesis yielded a PQ of 1.1 while ammonium supported growth gave a PQ of 1.4. On a given nitrogen source, PQ varied by only ± 0.1 for biochemical compositions covering the range reported for algal cells.

Using direct measurements of oxygen and inorganic carbon fluxes, Williams & Robertson⁶ found that essentially all of their PQ observations fell within the range of 1.0 to 1.36, in agreement with the calculation of Laws. Both Williams & Robertson⁶ and Laws⁵ conclude that the numerous published reports of higher PQ values are due to various errors, particularly the comparison of ¹⁴C carbon measurements with direct oxygen measurements in calculations of PQ. While the oxygen method can yield estimates of gross productivity, the ¹⁴C method seems to yield production estimates which fall somewhere between the true net and gross rates⁷. PQ also seems to vary in response to changes in oxygen tension⁸. The decrease in PQ at high oxygen tensions (Fig. 3) is consistent with photorespiration. Gallegos et al.⁹ found evidence of temporal decoupling of oxygen production and carbon uptake. Clearly an assumption that MQ is unity and constant is likely to be in error.

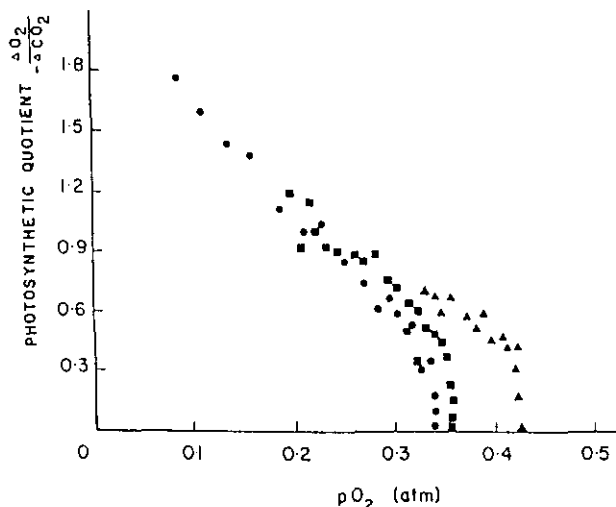


Fig. 3 PQ versus the DO concentration in *Glenodinium* sp. cultured at 20°C. Initial DIC concentration was 1.8 mM. Cells were bubbled briefly with: nitrogen (circles), air (squares), or oxygen (triangles). Reprinted from Burris (1981) with permission

4.3 Effect of varying MQ on the method

The solution to equation 5 for the case where MQ is not unity is straightforward. Assuming that our assumption of MQ=1 was incorrect and that the proper value was MQ=1.4, we have solved the equations for x with data from one of the experimental ponds. This 40% increase in the value of MQ used in the equations resulted in a change in the calculated value of x ranging between 5 and 50%. Such a large error in the value of this exponent, x, is not acceptable. In order for the approach we have outlined above (equation 5) to be useful, we must know the value of MQ and also how large variations in this ratio are likely to be.

4.4 MQ in Lake Kasumigaura

PQ for Lake Kasumigaura plankton has been estimated to be 1.05 via light and dark oxygen bottle incubations and $H^{13}CO_3^-$ bottle incubations¹⁰. However, ¹³C incubations, like incubations with ¹⁴C, are likely to estimate productivity somewhere between the true net and gross rates thus overestimating PQ. Also, these measurements were all made during the light period and so say nothing about temporal variations. Recent methodological advances make it possible to measure changes in DIC with great precision, thus avoiding the potential problems involved in using an isotope tracer for carbon uptake in MQ measurements. In particular, ion chromatographic analysis of DIC can now be conveniently done with a precision of better than

0.5% (Y. Nojiri, in preparation). We are conducting determinations of MQ in the Rinko mesocosms using an automated Winkler titration to determine oxygen changes and the ion chromatograph for DIC changes. Net MQ ranged from 1.0 to 2.1 during three incubations conducted on two September 1992 dates in the Rinko experimental ponds. These preliminary measurements must be repeated.

5. CONCLUSIONS

Mass balance analysis of net community productivity is not widely used in Japan despite its substantial advantages over standard incubation methods. Our work has demonstrated the application of this approach in a model system. Here we have used both the DO and DIC budgets together to independently solve for the exponent on the wind speed term in the gas exchange equation. This approach could make mass balance methods more adaptable for applications to lakes and other natural systems by solving for this exponent on wind speed or other poorly constrained terms in both the DO and DIC mass balance equations. The advantage of applying this solution will depend upon how well we will be able to predict the value and variations in MQ over time, the sensitivity of the additional term to errors in the MQ estimate, and sensitivity of the net organic production estimates to errors in the estimates of the additional term.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to Dr. M. Aizaki for permission to participate in the 1991 Rinko pond experiment and to the Science and Technology Agency of Japan for a fellowship award to R.W.

REFERENCES

- 1) Jokiel, P. L. and J. R. H. York (1984): Importance of ultraviolet radiation in photoinhibition of microalgal growth. *Limnol. Oceanogr.*, 29(1), 192-199.
- 2) Fitzwater, S., G. Knauer and J. Martin (1982): Metal contamination and its effect on primary-production measurements. *Limnol. Oceanogr.*, 27, 544-552.
- 3) Hartman, B. and D. E. Hammond (1985): Gas Exchange in San Francisco Bay. *Hydrobiologia*, 129, 59-68.
- 4) Stumm, W. and J. J. Morgan, (1981): *Aquatic Chemistry An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. John Wiley & Sons, New York, 780p.
- 5) Laws, E. A. (1991): Photosynthetic quotients, new production and net community production in the open ocean. *Deep-Sea Res.*, 38, 143-167.
- 6) Williams, P. J. leB. and J. E. Robertson (1991): Overall planktonic oxygen and carbon dioxide metabolisms: the problem of reconciling observations and calculations of photosynthetic quotients. *J.Plankton Res.*, 13, s153-s169.
- 7) DiTullio, G. R. and E. A. Laws (1986): Diel periodicity of nitrogen and carbon assimilation in five species of marine phytoplankton: Accuracy of methodology for predicting N-assimilation rates and N/C composition ratios. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 32, 123-132.
- 8) Burris, J. E. (1981): Effects of Oxygen and inorganic carbon concentrations on the photosynthetic quotients of marine algae. *Mar. Biol.*, 65, 215-219.
- 9) Gallegos, C. L., M. Robbins-Church, M. G. Kelly and G. M. Hornberger (1983): Asynchrony between rates of oxygen production and inorganic carbon uptake in a mixed culture of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.*, 96, 164-175.
- 10) Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1984): The biomass and production of phytoplankton in Lake Kasumigaura during 1981-1983. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, No. 51, 11-56.

霞ヶ浦実験池内の酸素 及び炭酸ガスの物質収支より
算出した純生産量とガス交換の風速依存性

ワイスバート・リチャード¹ & 河合崇欣¹

有機物を生産、分解する生物学的過程は、水性生態系の多くの要素のフラックスをコントロールしています。純生産量の速度を測定する方法は、長年意欲的に研究されてきたにもかかわらず、常に議論的になってきました。一般に行なわれている培養実験では、容器の中に封じ込めて出来た産物が測定対象の速度を変えてしまいます。溶存酸素 (DO) または溶存無機炭素 (DIC) の物質収支を使って、容器に封じ込めることなく純生産量の見積もりをだす事ができます。しかし池の中に流入、流出するすべての酸素または炭酸ガスのフラックスの見積もりを正確に出すことは大変難しく、自然系の中でこの方法を適用することには限界があります。そこで、二つの気体の収支を同時に計算することで両方の気体の交換に影響を与える一つの因子の数値を、現場で測定した生産量の見積もりに加えて、独自に出すことが出来るという方法を提示致します。ここで、はガス交換方程式の示す風速係数を両方の気体交換に影響を与える一因子として選び、実験に実際応用してみました。両気体の有機物純生産速度と風速方程式は霞ヶ浦沿岸に設置された六個の六角形の実験池のデータをもとに見積りました。1991年8月より12月までの酸素と無機炭酸の物質収支より見積もりを出しました。有機物純生産量は2つの物質収支モデルを使って、六個の池から一時間ごとに計算されています。この2つのモデルは一つは無機炭酸用、もう一つは酸素用です。両者の方程式は以下の通りです。

$$\frac{dM}{dt} = F_i - F_o - F_b + F_g \quad (1)$$

純生産量を算出するのに必要な、重要な前提は二つのガスの F_g が有機物の分解や生産のみに起因し、他の化学的な反応などにはよらないということです。大気中より池への炭酸ガスや酸素の純侵入量は、所定の方程式で算出されます。

1. 国立環境研究所 〒305茨城県つくば市小野川16-2

$$F_g = \Delta p p K \sqrt{D} U_{10}^{1.5} \quad (2)$$

体積が一定の場合は V :

$$F_w (C_w - C) + F_g - V \frac{dC}{dt} = F_w (C' - C'_w) - F'_g + V \frac{dC'}{dt} \quad (3)$$

酸素と無機炭酸の収支を使って純生産速度を独立に算出したにもかかわらず、二つの物質収支は、有機物の毎時の生産と分解速度が大変類似しているという結果を示しました。ガス交換方程式の風速指数 X (方程式3では1.5) は正確に算出することが難しく、また水全体を取り巻く地形の特徴や非常に強い風に対応して多様に変化します。そこで方程式2の項1.5を変数 X としてみましょう。酸素代謝の炭酸ガス代謝に対する割合 (MQ=O₂/CO₂) が同一で一定だと仮定することにより方程式2の酸素と炭酸ガス versions を等式化すると :

$$F_w (C_w - C) + F_g - V \frac{dC}{dt} = F_w (C' - C'_w) - F'_g + V \frac{dC'}{dt} \quad (4)$$

方程式3の1.5を X にした上で、方程式3の右側全部を方程式4の F_g と FP_g に置き換えると x の値が割り出せます :

$$x = \frac{\ln \left[\frac{F_w (C + C' - C_w - C'_w) + V \left(\frac{dC'}{dt} + \frac{dC}{dt} \right)}{K (\Delta p p' \sqrt{D'} + \Delta p p \sqrt{D})} \right]}{\ln U_{10}} \quad (5)$$

この方程式を1991年のデータに応用すると、風速依存指数に対し納得のいく数値が出ます。

関連文献を調べてみると、MQが一定とも1.0とも考えられない場合でも、数値の変動は1.0から1.4までの範囲内です。方程式5はMQが1.0でない場合でも簡単に解くことができます。風速方程式の見積りを正確に出すためには、MQの経時的変化と数値及びMQ見積りの誤差に対するこの方程式の感度をいかに正確に予測するかにかかっているのです。風速方程式を解くことによって実験を行ないましたが、この方法を酸素や無機炭酸の物質収支方程式にみられる他の不明確な因子の見積りに応用出来るはずで、ここに提示したこの新しい研究方法は水性生態系の生物地球化学的過程の物質収支研究を促進するものと信じています。

霞ヶ浦湖岸域(美浦村大山)における水質特性と 砂利採取事業の水質へ与える影響

相崎守弘(水士圏環境部)

1. はじめに

国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設(美浦村大山)は霞ヶ浦の中央部に面しており、霞ヶ浦の水質モニター地点として優れていると考えられる。臨湖実験施設では施設内で使用する湖水を取水するために、湖岸から150m沖合いに取水装置が設けられており、取水ポンプで一日当たり約120トンの湖水を取水している。本施設では実験用湖水の水質をモニターすると共に、霞ヶ浦の水質変動特性を明らかにするために、1988年以来取水した直後の湖水の水質分析を出来るだけ高頻度で行っている。

モニターを始める以前よりこの水域では民間業者による砂利採取が行われており、1990年10月より1年間は取水塔の150m付近まで近づいて作業が行われた。1991年10月以降は砂利採取は取水塔からかなり離れた地点に移動したところからこの期間の水質変化を比較する事によって、砂利採取の水質に与える影響が評価できるものと考えられた。砂利採取は湖岸から500mまでは禁止されているがそれより先水深4mの所までの採取が許可されており、1~2mの厚さの底質が取り上げられているものと考えられる。取り上げられた底質の砂利と泥の分離は陸上で行われることが規則で決められているが、まだかなりの業者は湖上で砂利と泥の分離を行っている。

本報告では、取水している大山沖の湖岸帯水質が霞ヶ浦の水質の代表値として有効かどうか、また砂利採取事業が水質にどのような影響を及ぼしているのかを明らかにするために、霞ヶ浦湖心における水質データと比較検討を行った。

2. 実験方法

湖心におけるデータは国立環境研究所全域調査グループによって毎月1回測定されているデータを使用した(全域調査グループ、1990)。大山沖の湖岸帯湖水は沖合い150mの地点にある取水塔より、水深0.5mの所から採取した。できるだけ新鮮な湖水を採取するために、ポンプ稼働後15分程度してから採取した。測定は毎週3-4回の頻度で行っているところから、湖心データと比較するためにモニターデータの中で湖心と同じ測定日のデータのみを選び、比較を行った。比較した項目は溶存栄養塩類、クロロフィルa、懸濁態乾燥重量(SS)、炭素(POC)および窒素(PON)である。分析方法は全域調査時の方法と同じである。

3. 結果及び考察

図1に大山湖岸におけるアンモニア態窒素濃度の1991年度のモニター結果を示す。砂利採取事業が取水塔より遠ざかった1991年10月以降濃度が急激に下がり、それまで時々測定されていた異常に高い値も観測されなくなった。このような顕著な変化が生じたことから、砂利採取の水質へ

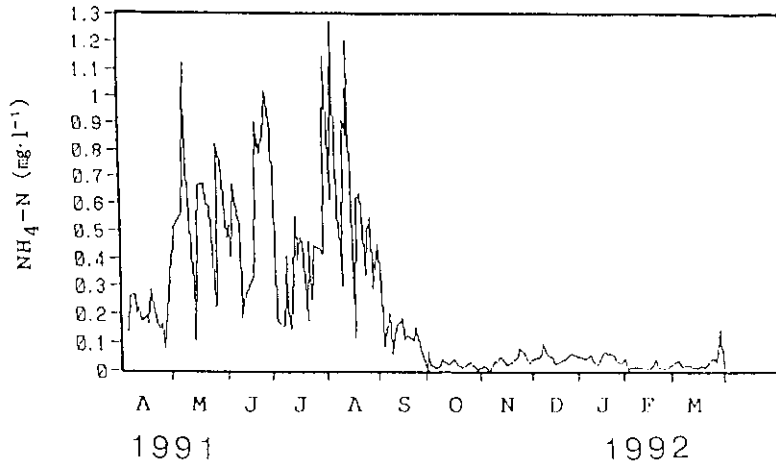


図1 大山湖岸における1991年度のアンモニア態窒素濃度の経日変化

与える影響を明らかにしておく必要があると考えられ、解析を行った。解析手法としては、湖心における水質データと比較する方法を用いた。大山湖岸域は湖心に面しており、水塊としては湖心域と同じ水塊に属しているものと考えられる。両者の水質データを比較することによって、大山湖における湖岸水質特性を明らかにし、さらに砂利採取の影響も明らかにできると考えた。砂利採取時には大山湖岸域の測定値に異常値が出る事が多かったことから、両地点における相関関係は砂利採取時期を除いて求めた。

まず、溶存態物質の両地点における値を比較した。図2に無機態りん濃度の関係を、図3にアンモニア態窒素の関係を、図4に硝酸態窒素濃度の関係を示す。湖心においては無機態りん濃度はほとんどの場合 $5\mu\text{g/l}$ 以下であり現存量は低かった。大山湖岸においても $15\mu\text{g/l}$ 以下の場合が多かったが、砂利採取の行われていた時期には湖心における値は低いにもかかわらず $41\mu\text{g/l}$ という値も観測され、影響が認められた。湖心における値との相関係数は0.29と低かったが、大山湖岸で値の低い場合は湖心でも低い事は確かなようであった。アンモニア態窒素も湖心においては $50\mu\text{g/l}$ 以下の場合が多く、両者の相関係数は低かった。湖心においても、ときどき高い濃度が計測されたが、これは冬期において動物プランクトンが異常増殖して透明度が上昇した時期である。この様なときには大山湖岸における値とよい相関を示している。取水塔近傍で砂利採取が行われた時期には湖心に比べて異常に高い値が観測される事が多かったが、それ以外の時もかなり高い値が観測されていた。これは、すぐ近傍でないにしても取水地点の側で砂利採取が行われていた事による影響と考えられる。底泥中にはアンモニア態窒素が高濃度で蓄積している (Hosomi et al., 1987) ことから、砂利採取によってこの蓄積されているアンモニア態窒素が水中に放出されているものと推測される。硝酸態窒素濃度は他の溶存栄養塩類に比べると両地点での相関係数は高くなった。大山湖岸の値は湖心における値より幾分高めを示す事が分かった。硝酸態窒素濃度に関しては砂利採取時に異常値を示す事はなく、底泥より放出される窒素がアンモニア態窒素である事を示していた。

次に、懸濁態物質の関係について調べた。図5にSS乾燥重量の関係を示す。SS量は両地点

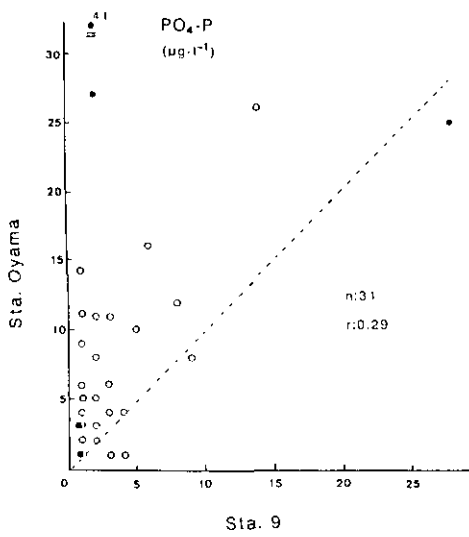


図2 大山湖岸と霞ヶ浦湖心における
オルトリン酸態リン濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

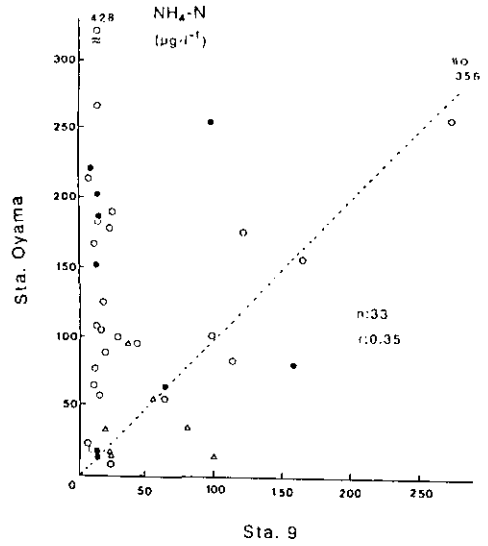


図3 大山湖岸と霞ヶ浦湖心における
アンモニア態窒素濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

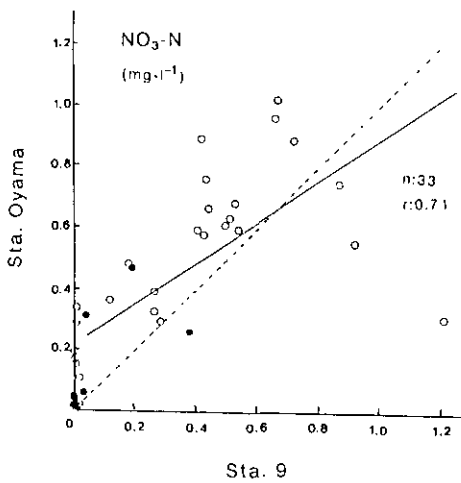


図4 大山湖岸と霞ヶ浦湖心における
硝酸態窒素濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

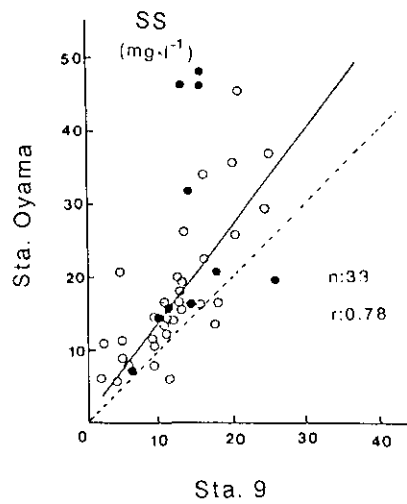


図5 大山湖岸と霞ヶ浦湖心における
SS濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

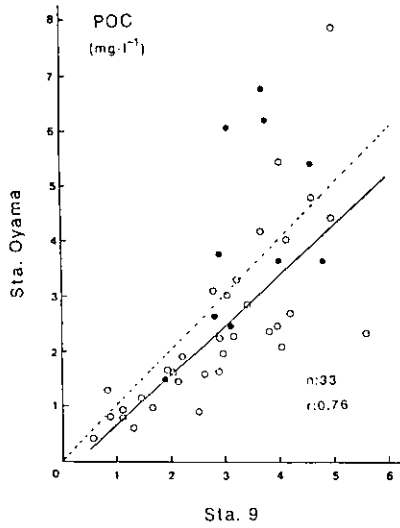


図6 大山湖岸と霞ヶ浦湖心における懸濁態炭素濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

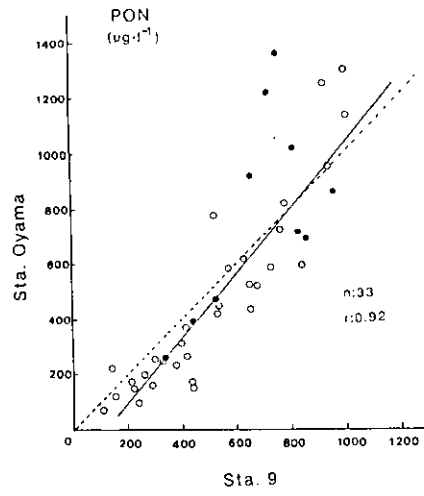


図7 大山湖岸と霞ヶ浦湖心における懸濁態窒素濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

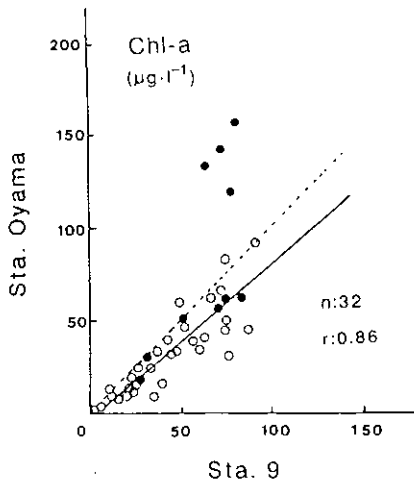


図8 大山湖岸と霞ヶ浦湖心におけるクロロフィルa濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

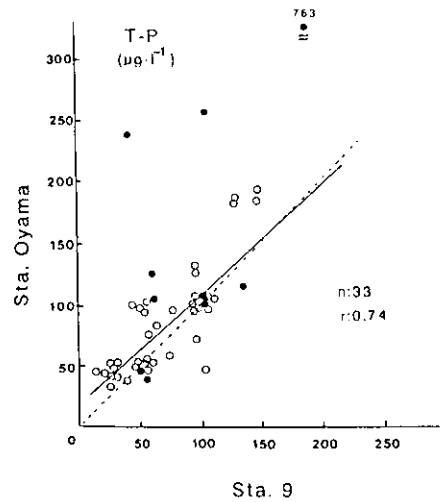


図9 大山湖岸と霞ヶ浦湖心における全リン濃度の相関関係
(●) 砂利採取時、(○) それ以外。

でかなりよい相関関係が認められたが、大山湖岸における値が湖心に比べほとんどの場合高い値を示した。また、砂利採取時には極めて高い値を示す事があり、砂利採取の影響が認められた。図6にPOC濃度の関係を、図7にPON濃度の関係を示す。両項目とも両地点でよい相関関係を示したが特にPONの相関係数は高かった。両地点での測定値を比較すると砂利採取時以外では湖心での値の方が大山湖岸の値より高い値が多かった。これはSSの値とは逆で、湖岸付近でのSSは無機成分含量が高いことを示すものと考えられた。砂利採取時にはPOC、PONとも湖心の値に比べて異常に高い値を示すケースがみられ、無機態の栄養塩類が速やかに利用されて懸濁態に移行している様子が明らかになった。

図8にクロロフィルa濃度の関係を示す。クロロフィルa濃度は藻類現存量を表す指標としてよく使われるものであるが、両地点でよい相関関係が認められた。両地点を比較すると湖心における値が大山湖岸における値よりほとんどの場合高かった。しかし、砂利採取時には大山湖岸における値が湖心における値より高くなるケースが数回見られ、砂利採取が藻類現存量を高めている事が明かとなった。図9に全リン濃度の関係を示すが、全リン濃度も砂利採取時に異常に高い値を示すことがあった。砂利採取時をのぞけば、両地点で比較的よい相関関係が認められ、大山湖岸における方が若干高い値を示す傾向が認められた。

これらのことから、砂利採取時に底泥から水中に放出された栄養塩類は藻類に速やかに利用され、その付近の藻類現存量を高めている事実が明らかになった。

4. まとめ

国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設のある美浦村大山湖岸の水質特性を湖心水質と比較して調べた。その結果、溶存態の栄養塩類及びSSは大山湖岸の方が少し高めに、懸濁態の炭素、窒素、クロロフィルaは湖心の方が少し高めに出ることが分かったが、全体としては湖心の水質を良く反映していることが明らかになった。

取水塔のすぐ近くで砂利採取が行われていたときの水質は、溶存態および懸濁態とも異常に高い値を示すことが多く、通常の時の相関関係とはかなりはずれた値を示した。特に、アンモニア態窒素が顕著であった。またクロロフィルa値も高い値を示すときがみられ、砂利採取時に溶出した栄養塩類が藻類に速やかに利用され、藻類現存量を増加させていることが明らかになった。言い換えると、砂利採取によって、底泥に蓄積していた栄養塩類が水中に回帰し、湖水の富栄養化をもたらしていることが判明した。砂利採取は湖岸環境保全の面からも問題が多く、また水質にもかなりの悪影響を与えており、今後霞ヶ浦における砂利採取事業は湖沼環境管理の面から見直されるべきであろう。

引用文献

Hosomi, M. and R. Sudo (1987): Nutrient concentrations in the interstitial water of sediments in Lake Kasumigaura, Jpn. J. Limnol., 48:S119-S129.

全域調査グループ (1990) : 霞ヶ浦全域調査データ、国立環境研究所資料 F-25-90, 1-52.

1992年夏の風速と無酸素層の形成について

春日 清一 (国立環境研究所地域環境研究グループ)

霞ヶ浦は近年著しい透明度の上昇やイサザアミ, *Daphnia* spp. 等の異常増殖が観察される (春日, 1990). これ等の現象は湖内生態系の単純化といった生物現象が原因であるが, また気象変動が思わぬ現象を引き起こすことがある (春日, 1988). 1992年7月は風速の弱い日が続いた月であった. このため霞ヶ浦全域で長期間に亘ってかなり厚い無酸素層が形成され, その後植物プランクトンの著しい繁茂が起きたので報告する.

1. 霞ヶ浦の1992年7月の風速

霞ヶ浦南岸にある国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設内霞ヶ浦湖岸に設置された風速計により毎分の風速が計測されている. この風速値の1時間毎の平均値を算出した. この1時間平均値が4m/s以上のものを月毎に集計し2m/s毎の分布を, またその月の風速の平均値及び最大風速値を加えて示した. 表1には1992年9月までのまた表2には参考として1991年分を示した. 表1の如く1992年7月の平均風速は2.9m/sであり最大風速は9.4m/sに過ぎない.

表1. 霞ヶ浦南岸における風速の月別変動

	1992 FREQUENCY OF HOURLY MEAN WIND VELOCITY						MONTHLY M.V.	
	4-6	6-8	8-10	10-12	>12	TOTAL	MEAN	MAX.
1	110	43	17	5	3	178	2.9	14.4
2	132	52	15	2	3	204	3.2	15.3
3	192	103	37	17	10	359	4.2	15.7
4	209	127	36	17	13	402	4.6	18.5
5	199	130	56	28	4	417	4.7	14.6
6	217	64	44	14	14	353	4.3	17.4
7	192	21				213	2.9	9.4
8	207	117	30	3		357	4.2	12.2
9	229	117	42	7		395	4.4	11.6
10								
11								
12								

表2. 霞ヶ浦南岸における風速の月別変動

	1991 FREQUENCY OF HOURLY MEAN WIND VELOCITY						MONTHLY M.V.	
	4-6	6-8	8-10	10-12	>12	TOTAL	MEAN	MAX.
1	111	55	13	2		181	2.9	11.8
2	134	71	21	9	3	238	3.6	16.7
3	165	115	53	8	1	342	4.0	13.0
4	170	101	54	21	4	350	4.2	15.1
5	148	106	40	9	10	313	4.0	14.7
6	187	121	30	4	1	343	4.1	14.6
7	158	77	43	6		284	3.6	14.5
8	161	186	69	28	3	447	5.0	13.7
9	227	135	47	11	12	432	4.7	16.9
10	178	86	51	50	46	411	5.2	19.4
11	158	69	12	2		241	3.2	11.1
12	111	80	26	1	1	219	3.1	13.6

2. 霞ヶ浦の水溫、溶存酸素量の分布と季節変動

霞ヶ浦をほぼ南北に横断するSt-3, St-4, St-9, St-10を結ぶ線上で水溫及び透明度は11地点で、

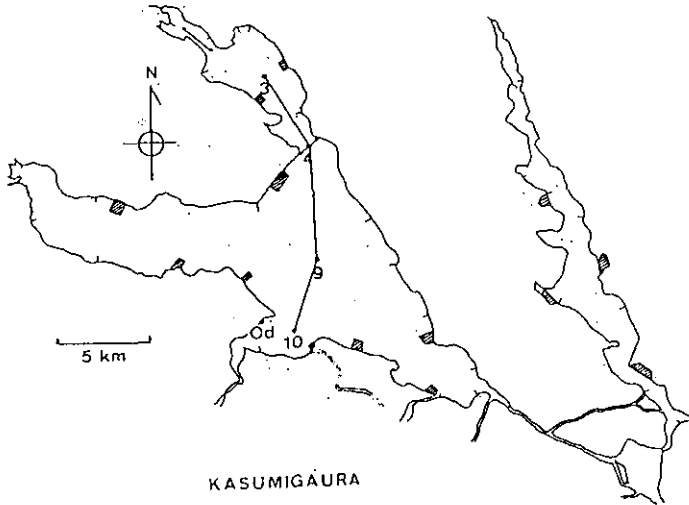


図1. 霞ヶ浦の調査地点

また溶存酸素は4地点で水深1m毎に毎週1回計測している(図1)。この中から1992年4

月から9月までの霞ヶ浦の最も水深の深いSt-4における湖底の水溫、溶存酸素量の分布、及び透

明度の変化を図2に示した。水溫は各調

査地点共大きな違いは見られていない。

この年の最高水溫は9月初旬に見られ、

6月に短期間水溫が下降した時期が見ら

れるが、4月から9月まで湖水溫は上昇

し湖は吸熱期にあった。この間湖内の水

溫成層は何回か見られるが7月及び8月

下旬と9月初旬に見られるもの以外は規

模は大きくない。7月に起きた水溫成層

はほぼ1カ月続き湖底は無酸素状態とな

った。また8月下旬にも短期間湖底が無

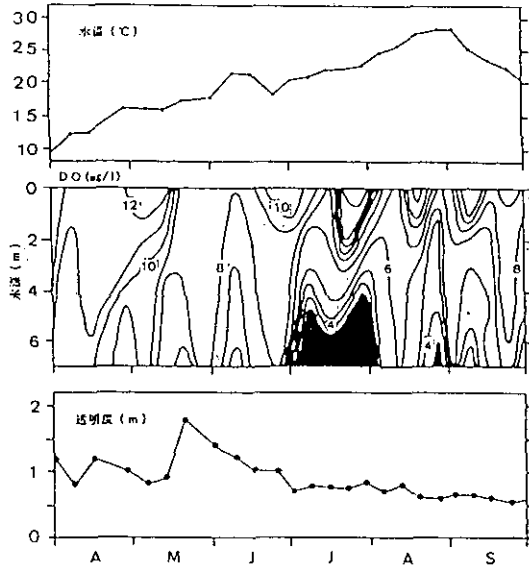


図2. St-4における水溫, DO, 透明度の季節変化

月29日の湖内における分布を図3に示す。水溫躍層はほぼ全域で水深4mのやや下に形成され

ている。またこの水溫躍層以深は溶存酸素2mg/l以下の無酸素層となっている。この無酸素層を

霞ヶ浦全域で見ると図4に示した湖岸域を除いた50%以上の水域となる。この時のSt-4における魚群探知機に記録された湖内の状況と水温、pH、溶存酸素、電気伝導度の状態を図5に示した。水温は躍層で急速に低下し、溶存酸素は水面より徐々に低下し、躍層以下ではほぼ無酸素状態にある。pHは躍層の上でやや変化するがその上下では大きな変化は見られない。電気伝導度は3mで最低となりその上下で増加を示している。魚群探知機像の無酸素層には多くの線が見られるがこれは気泡が湖底から上がっている状態を示しており、脱窒による窒素ガスかメタンガスであろうと思われる。

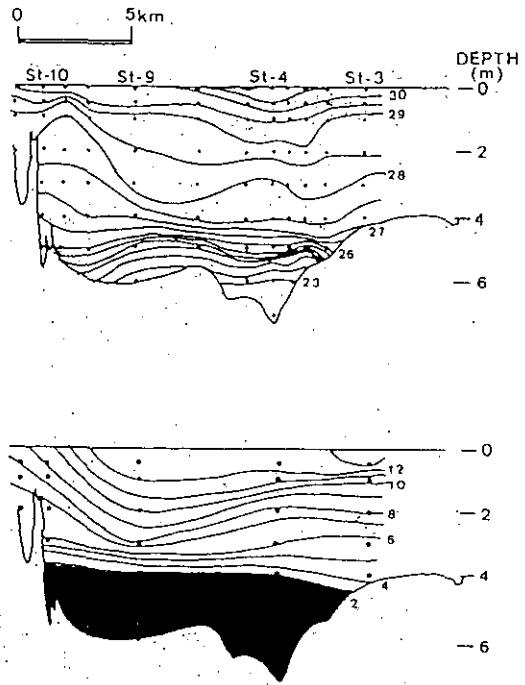


図3. 1992年7月29日の霞ヶ浦における水温(上)とDO(下)

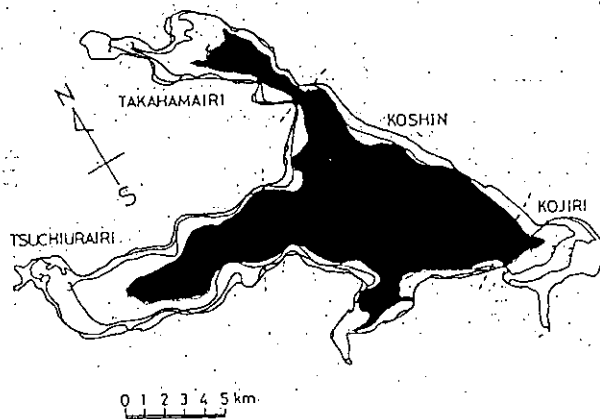


図4. 1992年7月, 霞ヶ浦に見られたと思われる無酸素水域

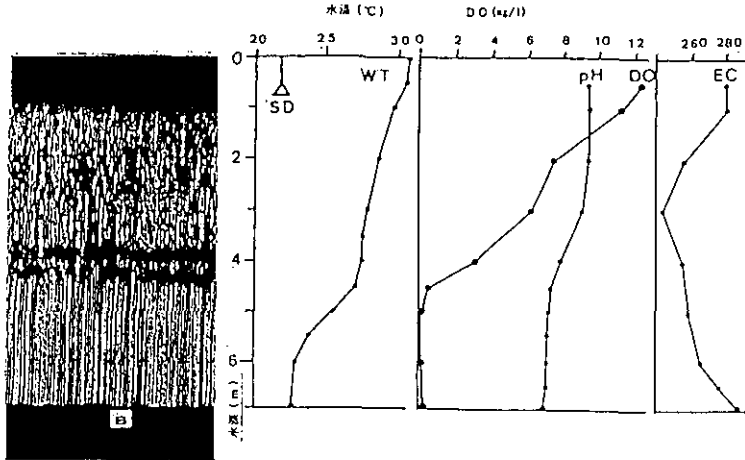


図5. 1992年7月29日の霞ヶ浦St-4の無酸素層の形成時の魚群探知機像, 水温, DO, pH, 及び電気伝導度

3. 無酸素層形成による生物の分布.

図6にSt-3, St-4, St-9, St-10の1992年7月29日の魚群探知機像を示した. 全ての地点でほぼ4mの層に濃い反射像が見られている. これはイサザアミとテナガエビが主体である. この反射像は水深4mのSt-3においても観察され, 湖底とこの像の間にわずかではあるが空隙が見られ無酸素層が形成され

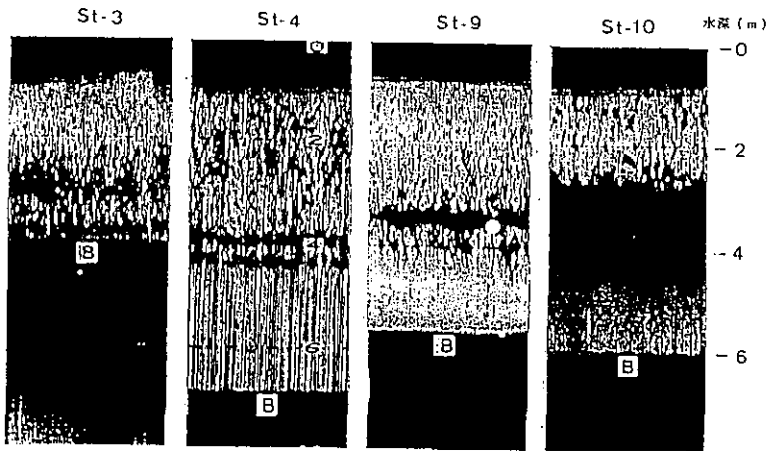


図6. 1992年7月29日のSt-3, 4, 9, 10における魚群探知機像

ていることが分かる. 無酸素層の上に見られる反射像は2層に分かれており下がテナガエビで上部がイサザアミであろうと思われる. イサザアミはSt-10で著しく密度が高いことが分かる. これらの動物は底生性であるが無酸素層を避けその上に集積している. また湖底からの気泡の発生は水深の深いSt-4で著しくSt-10, St-9の順になっており水深が深いほど多くなっている.

4. 植物プランクトン量の変化

図7にSt-3およびSt-9の1992年1月から9月までのクロロフィル量の変化を示した。3月までは比較的クロロフィル量は低い。4月頃より上昇が始まり、5月または6月に一時的に低下するがその後上昇し8月以降特にSt-9での上昇が目だつ。

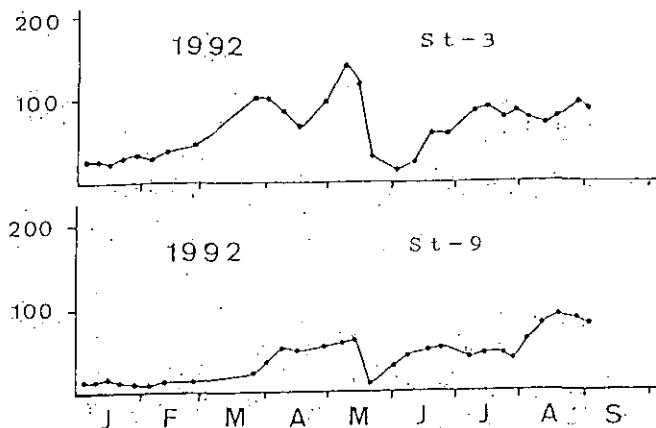


図7. St-3およびSt-9におけるクロロフィルa濃度の季節変化

5、6月のクロロフィル量の低下は動物プランクトンの増加によっている。また8月以降のクロロフィル量の増加は7月の無酸素層形成による湖底からの栄養塩供給の増加によるものであろう。

5. まとめ

1992年7月には霞ヶ浦での風速が著しく弱く長期間湖底に無酸素状態が続き湖底からの栄養塩供給が増大し植物プランクトンの繁茂を促した。

引用文献

- 春日清一(1988) 霞ヶ浦における大雨後のイサザアミの減少とそれによる動物プランクトン及び水質の変化. 国立公害研究所研究報告第117号(R-117-'88), 223-229.
- 春日清一(1990) 食物連鎖から見た生態系制御. 水産海洋研究, 54(4), 382-388.

霞ヶ浦における藻類種の遷移に及ぼす因子について

矢木修身、内山裕夫（国立環境研）、

大久保紀男（日立市企業局）、高村義親（茨城大農学部）

1. はじめに

日本各地の富栄養化した湖沼では依然として夏から秋にかけMicrocystisやAnabaena等による水の華が大発生し、魚のへい死、異臭味の発生、浄水場におけるろ過障害等を引き起こし大きな問題となっている。また水の華を形成する藻類の中には毒性物質を生成するものも多く、水の華の発生を制御することが重要な課題となっている。

最近、霞ヶ浦の湖心においてMicrocystisの発生が著しく減少し、代わりにOscillatoriaやPhormidium等が発生していることから、種の遷移を明らかにすることにより水の華の発生が制御できるのではないかと考え、野外調査及び室内実験を行い、種の遷移に及ぼす物理的及び化学的環境因子並びに生物的因子について検討を加えた。

2. 方法

霞ヶ浦の土浦入りヨットハーバー（St. 10）、湖心（St. 9）および高浜入り（St. 1）の3地点で水質調査を行った。調査地点を図1に示した。ヨ

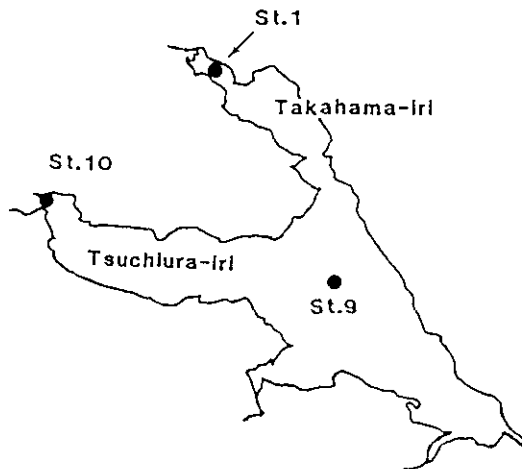


図1 採水地点

ットハーバーにおいては、1988-1990の3年間の6月から11月にかけて、3-7日毎に、水深0-1mの湖水を柱状に採水し、藻類の種類と数、水温、pH、SS、T-COD、D-COD、T-P、D-T-P、 PO_4 -P、T-N、D-T-N、 $NO_{2,3}$ -N、 NH_4 -N、Chl-a等の分析を行った。湖心と高浜入りにおいては、月1回の全域調査の湖水を用いて水質分析を行うと共に、各試水のろ過水に、リン 0.1mg-P/l、窒素 1mg-N/l、鉄 0.2mg-Fe/l、 Na_2EDTA 1mg/l になるように添加し、霞ヶ浦から分離したMicrocystis aeruginosa K-5、Anabaena spiroides KS-1、Oscillatoria tenuis KS-1、Phormidium tenue KS-1への増殖促進効果を調べ、制限栄養塩類について検討した。

3. 結果

ットハーバーにおけるMicrocystis、Anabaena、Oscillatoria、Phormidium、珪藻類の細胞数の季節変化を図2-図5に示した。出現したMicrocystisは、おもにM. aeruginosa、M. viridis、M. wesenbergiiであった。M. aeruginosaが8月から9月にかけて最大の現存量を示した。Anabaenaは、A. spiroides、A. flos-aquae、A. affinisの3種が出現し6月から7月にかけて優占種となったがMicrocystisの優占となる8月には急激に減少した。1989年には夏期にPhormidiumやOscillatoriaも優占種となった。

ットハーバーにおける水質分析結果を図6-図8に示した。水温は8月に最高となり10月には25°Cとなった。

ットハーバーに出現する藻類と水質分析項目の相関を算出し、その結果を表1に示した。M. aeruginosaと水温との間に高い相関が認められた。

ットハーバーに出現する藻類間の相関を求めた結果を表2に示す。3種のAnabaenaの間で高い相関が認められた。

湖心及び高浜入りにおける1991年の5月から10月の優占藻類を図9に示した。湖心においては春期に珪藻、夏期にはAnabaena、Phormidium、Oscillatoriaがまた秋期にはOscillatoriaが優占し、かつて大発生したMicrocystisの出現はほとんど観察されなかった。図10、図11に各種栄養物質を添加して培養した結果を示した。Oscillatoriaは窒素または窒素、リンの同時添加により増殖が著しく増加したが、他のラン藻はリン、窒素、鉄並びにEDTAの添加により増殖が促進された。表3に各種の藻類に対する増殖制限栄養塩類を示した。Oscillatoriaは他のラン藻と比較し栄養要求性が異なっていると考えられた。

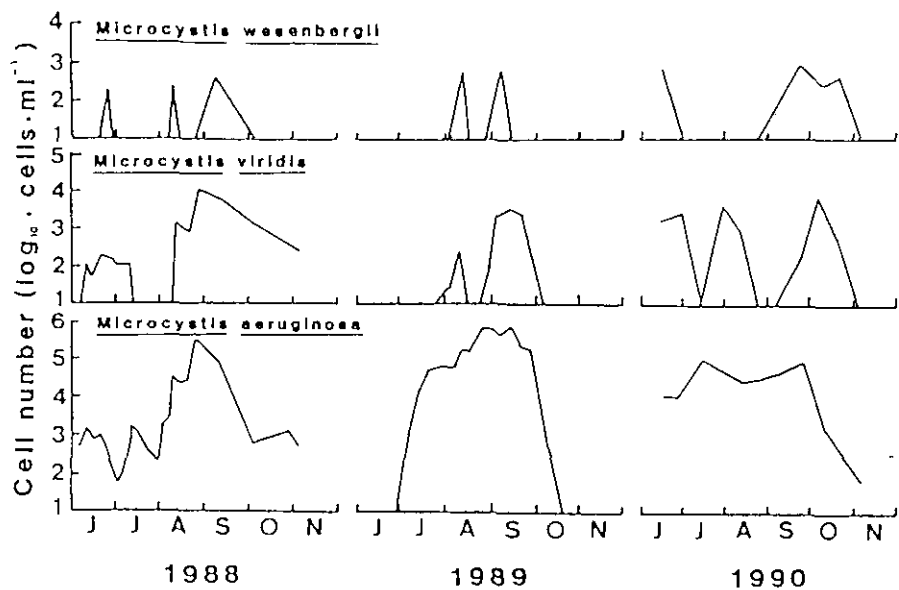


図2 *Microcystis*属の季節変動 (St.10, 1988-1990)

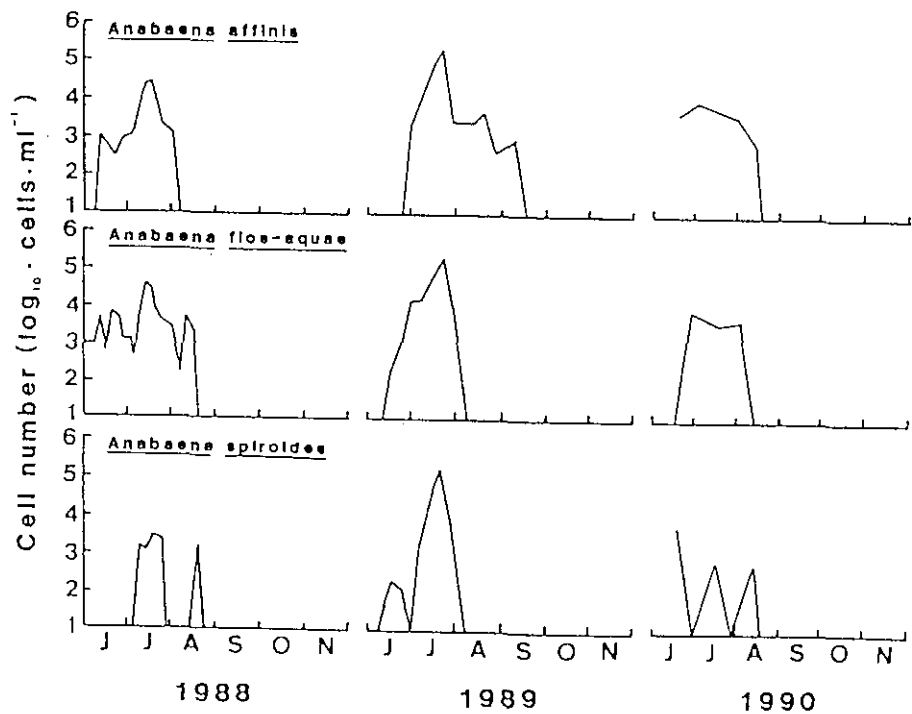


図3 *Anabaena*属の季節変動 (St.10, 1988-1990)

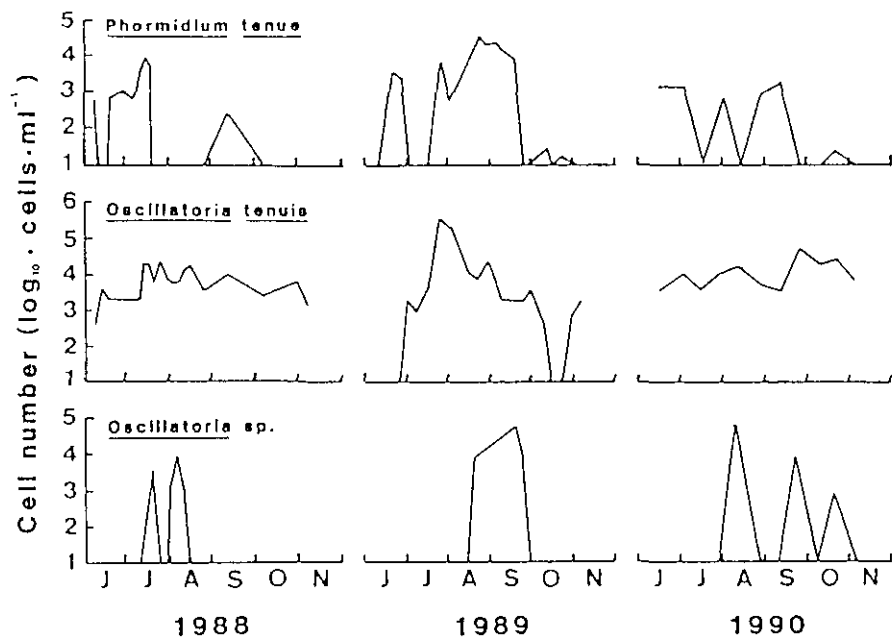


図4 *Phormidium*属、*Oscillatoria*属の季節変動 (St.10, 1988-1990)

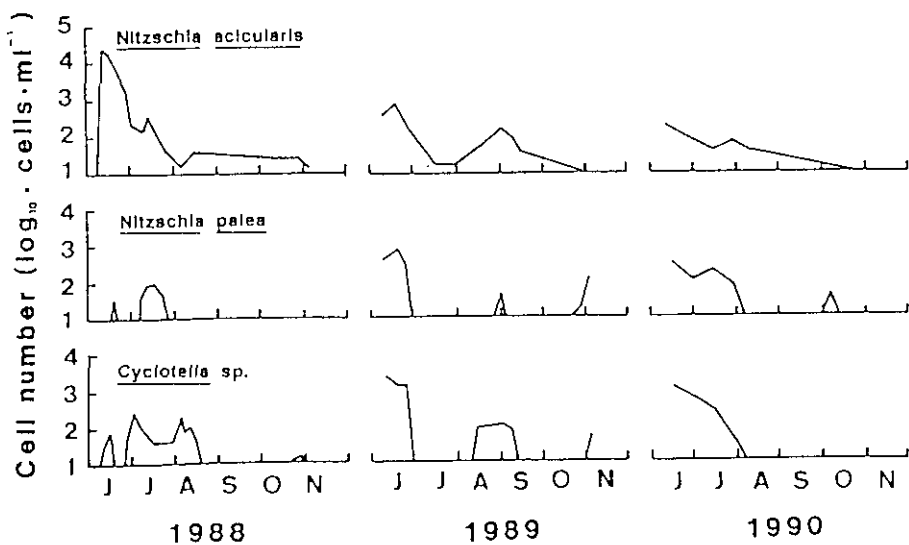


図5 珪藻類の季節変動 (St.10, 1988-1990)

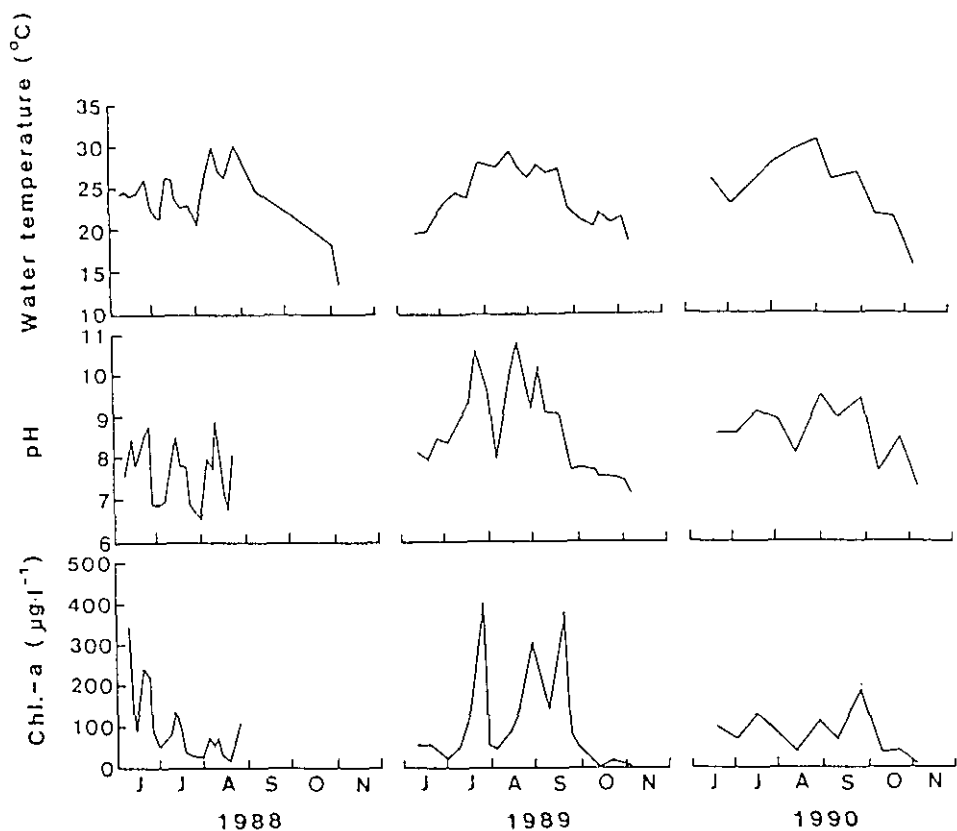


図6 温度、pH及びChl.aの季節変動 (St.10, 1988-1990)

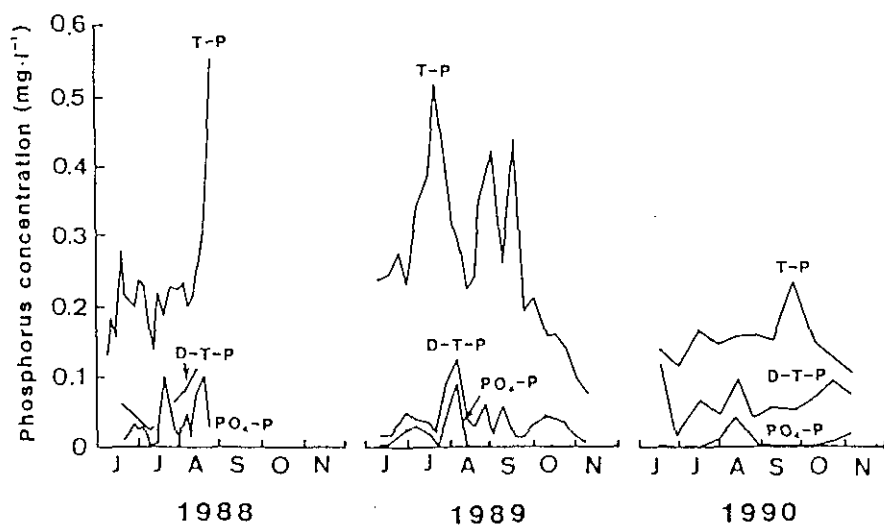


図7 各種リン形態の季節変動 (St.10, 1988-1990)

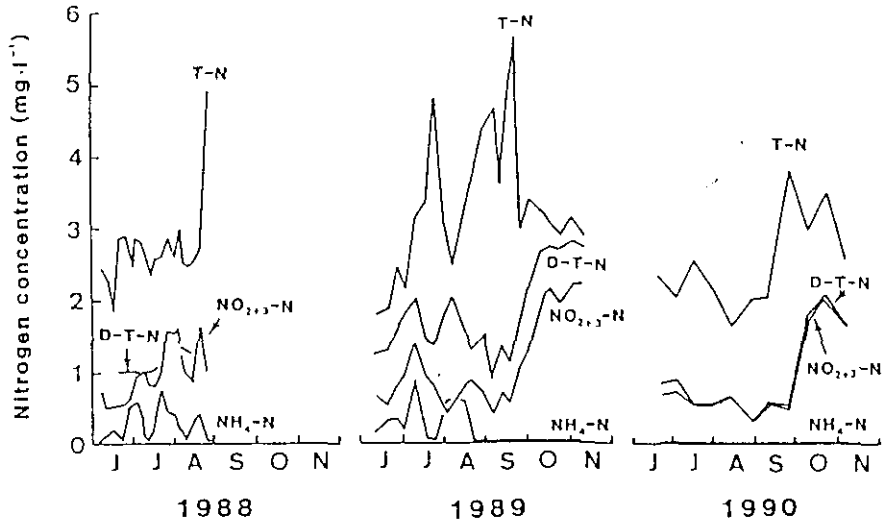


図 8 各種窒素形態の季節変動 (St.10, 1988-1990)

表 1 各種藻類の現存量と水質項目との相関 (St.10, 1988-1990)

	<i>M. aer.</i>	<i>M. vir.</i>	<i>M. wes.</i>	<i>A. aff.</i>	<i>A. flo.</i>	<i>A. spi.</i>	<i>P. ten.</i>	<i>O. ten.</i>	<i>Osc. sp.</i>
Water temp.	0.711	0.246	0.221	0.323	0.168	0.190	0.377	0.048	0.339
pH	0.535	0.081	0.293	0.284	-0.028	0.141	0.529	0.116	0.251
S.S	0.365	0.041	0.026	0.154	-0.083	0.038	0.328	-0.064	0.099
T-COD	0.565	0.081	-0.060	0.313	0.054	0.173	0.549	-0.037	0.461
D-COD	0.594	0.183	-0.035	0.630	0.412	0.413	0.475	-0.101	0.290
T-P	0.405	0.123	-0.156	0.161	0.113	0.230	0.187	-0.064	0.168
PO₄-P	0.004	-0.053	-0.248	0.048	0.119	0.209	-0.333	-0.010	-0.015
D-T-P	0.253	0.138	0.311	0.101	-0.043	0.193	-0.146	0.346	-0.033
T-N	0.445	0.024	0.089	-0.045	-0.260	-0.047	0.231	0.179	0.357
NO₂,₃-N	-0.410	-0.177	-0.014	-0.355	-0.305	-0.182	-0.476	0.202	-0.154
NH₄-N	-0.232	-0.248	-0.029	0.269	0.416	0.314	-0.171	-0.104	-0.194
D-T-N	-0.498	-0.312	-0.159	-0.329	-0.214	-0.192	-0.352	0.038	-0.269
Chl.-a	0.443	0.118	0.056	0.194	0.111	0.053	0.529	-0.002	0.270

表 2 各種藻類間の現存量の相関 (St.10, 1988-1990)

Species	<i>M. aer.</i>	<i>M. vir.</i>	<i>M. wes.</i>	<i>A. aff.</i>	<i>A. flo.</i>	<i>A. spi.</i>	<i>P. ten.</i>	<i>O. ten.</i>
<i>M. viridis</i>	0.461							
<i>M. wesenbergii</i>	0.258	0.432						
<i>A. affinis</i>	0.170	-0.163	-0.108					
<i>A. flos-aquae</i>	-0.158	-0.324	-0.269	0.666				
<i>A. spiroides</i>	0.045	-0.321	-0.140	0.561	0.544			
<i>P. tenue</i>	0.257	0.012	0.131	0.333	0.070	0.110		
<i>O. tenuis</i>	0.124	0.190	0.343	-0.024	-0.076	0.000	0.027	
<i>Oscillatoria</i> sp.	0.442	0.265	0.167	-0.058	-0.266	0.100	0.086	0.140

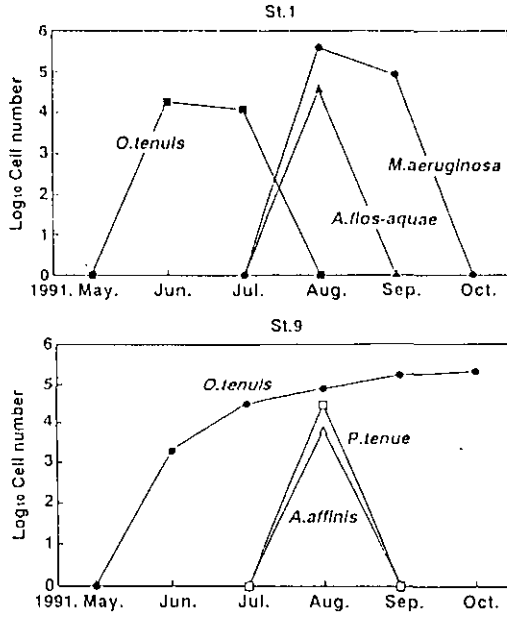


図9 ラン藻類の季節変動 (St.1, St.9, 1991)

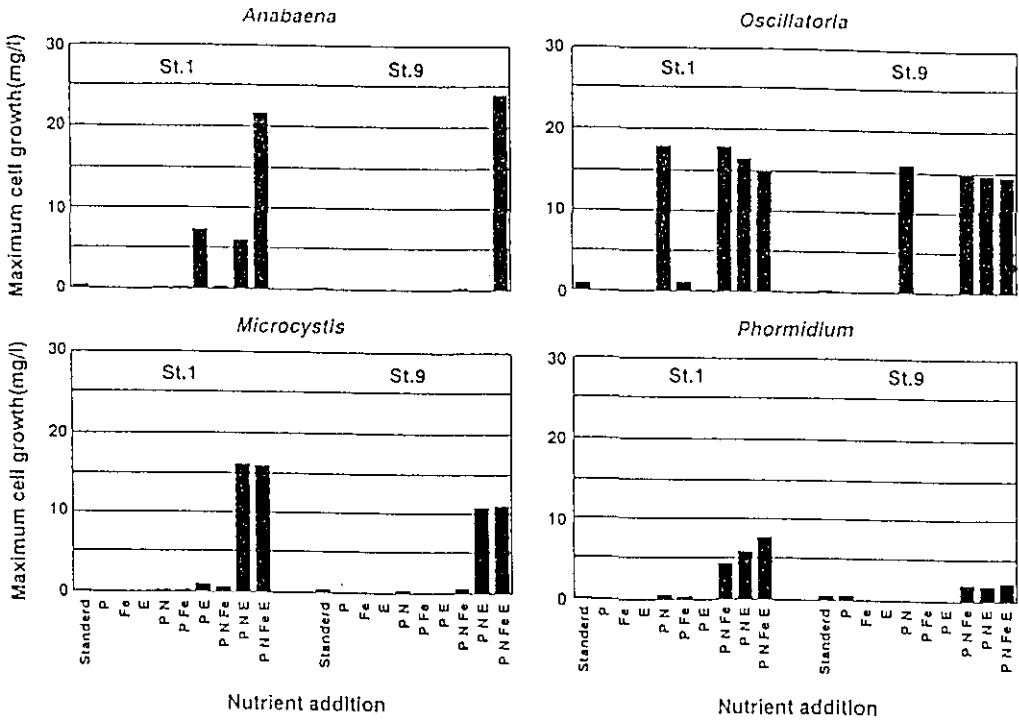


図10 藻類の増殖に及ぼす栄養塩類の効果 (St.1, St.9, Jun.12, 1991)

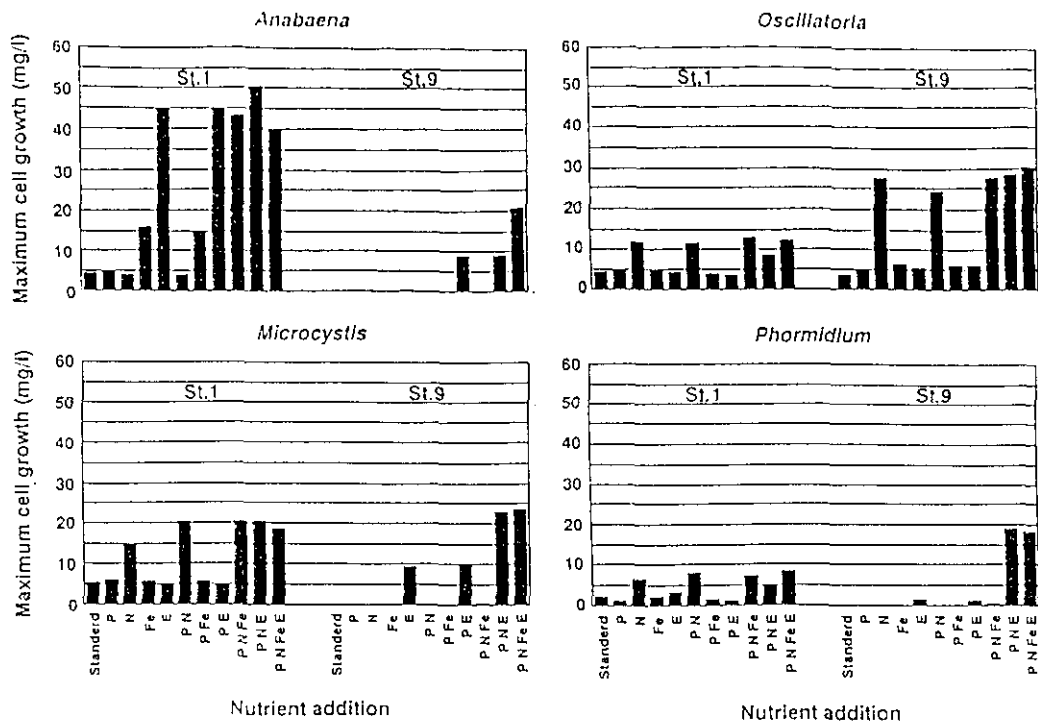


図 1 1 藻類の増殖に及ぼす栄養塩類の効果 (St.1, St.9, Aug.7,1991)

表 3 藻類増殖の制限物質

Sampling time	<i>Anabaena</i>		<i>Microcystis</i>		<i>Oscillatoria</i>		<i>Phormidium</i>	
	St.1	St.9	St.1	St.9	St.1	St.9	St.1	St.9
1991. 6	P,E	P,N,Fe,E	P,N,E	P,N,E	P,N	P,N	P,N,Fe, P,N,E	P,N,Fe, P,N,E
7	P,E	P,N,Fe,E	P,E	P,N,E	P	P,N	P,N,Fe, P,N,E	P,N,E
8	Fe, E	P,E	N	E	N	N	N	P,N,E
9	E	E	E	E	—	N	E	P,N,E

霞ヶ浦湖畔船溜りにおけるテナガエビの動態

春日清一（国立環境研究所地域環境研究グループ）・増子勝男・山根爽一（茨城大学教育学部）

霞ヶ浦では近年帰化魚であるオオクチバスやブルーギルが増加し、その影響が心配される。また1988年頃からハゼ・エビ類の減少といった水産統計に現れるほどの漁獲の変化が起きている（図1）。この変化は帰化魚の増加が原因であろうと想像されるがそれを裏づける調査は行われていない。我々は霞ヶ浦南岸にある船溜りのコンクリート壁面でテナガエビの動態を1989年11月より毎月の採集調査により検討してきたので報告する。

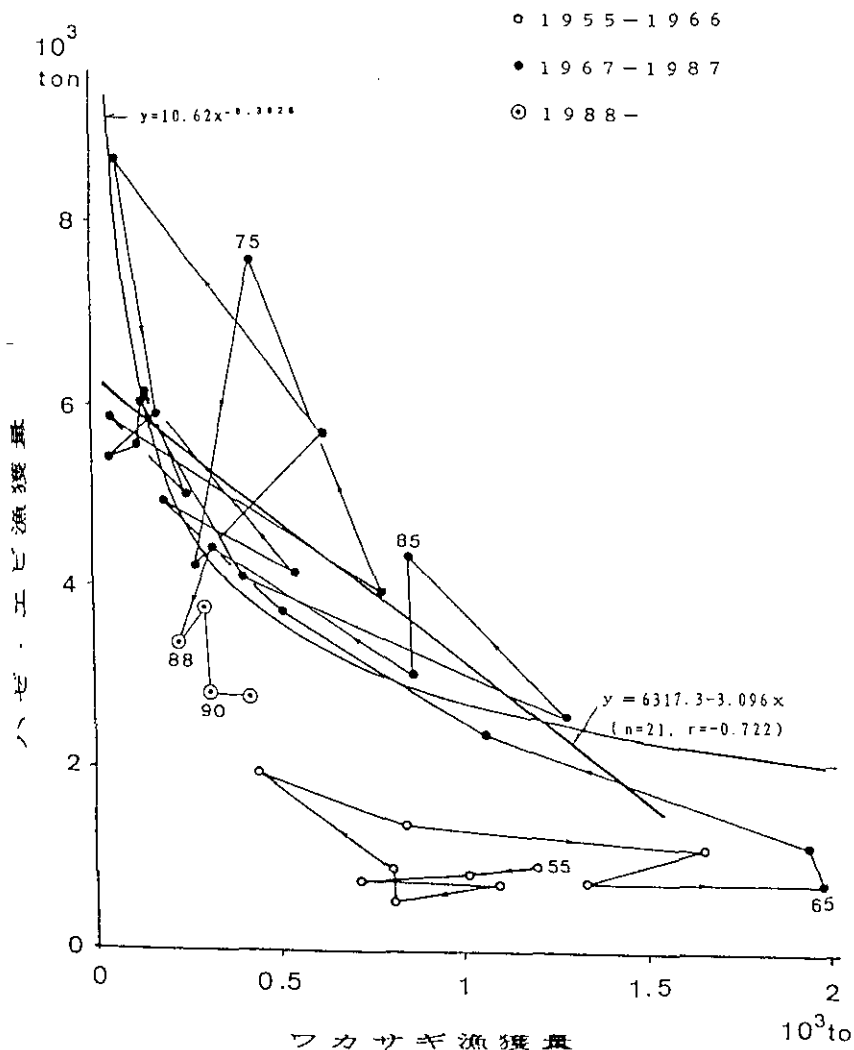


図1. 霞ヶ浦におけるワカサギとハゼ・エビ類の漁獲量の関係の推移

1. 採集方法

茨城県稲敷郡美浦村大山に国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設の利用する船溜りがある。このコンクリート壁面で長い竹の柄を付けた幅60cmの叉手網を、水深約2.5mの低部から上方に引き上げ壁面に付く動物を採集した。この壁面で4回繰り返し採集された動物は直ちに10%ホルマリンで固定し研究室に持ち帰り、種類毎に分け一網毎の個体数及び湿重量を計測した。調査は1989年11月22日からほぼ毎日行い現在も継続中であるが1992年6月までのデータを報告する。ここでは採集された主な種類の合計湿重量変化を示す(図2)。

2. 種類別採集量の変動

a. テナガエビ

テナガエビは全採集量の61%を占め、最も多い。季節的には冬季の採集量が多いが夏季4月から9月までは採集量は極めて少ない、テナガエビの産卵期は5月から9月まで続くがその期間に湖岸域で採集されないのは移動するためであろう。久保(1948)は冬季間霞ヶ浦のテナガエビは湖岸域に移動すると述べており、春日(1981)は湖央域でテナガエビは5月から11月までの夏季に多いことを示した。霞ヶ浦では冬季笹びたしと呼ばれる漁法が行われるが、これは越冬の為の隠れ場所に入っエビを漁獲する方法である。

ところが1990年1月には高密度であったものが1991、及び1992年の冬季には現存量が1990年に比べ著しく減少している。

b. イサザアミ

イサザアミはこの調査期間の採集動物の内9.3%を占めており特に4月から7月にかけて優占する。その現存量は年変動が激しく、1991年には高密度であったが1990、及び1992年の密度は低い。これはイサザアミが汽水性であるため前年の夏から秋に大雨等によって淡水化が促進された時には冬季の現存量は著しく抑えられる(春日、1988)。

c. ヌマチチブ

ヌマチチブは採集動物の内24%を占め、魚類では最も多く採集された。このハゼは壁面を産卵床として利用しており5月から始まる産卵期には産卵床を護る雄のヌマチチブが採集され、6月以降にはその年生まれた当歳魚が採集されるようになり現存量は増加する。また12月以降の冬季には現存量は減少する。この様な現象は湖央域でも観察され、夏季に魚類の現存量が多くなり冬季魚類が著しく少なくなる霞ヶ浦の特徴を良く示している。

ヌマチチブの現存量の年変化を見ると冬季の越冬個体が年毎に減少している。この現象はテナガエビと同様である。

d. ジュズカケハゼ

ジュズカケハゼは全採集量の1.5%程度であり多くない。また採集される個体は5月から7月までで当歳魚のみである。これはジュズカケハゼの産卵場所が砂または泥質の湖底であり、

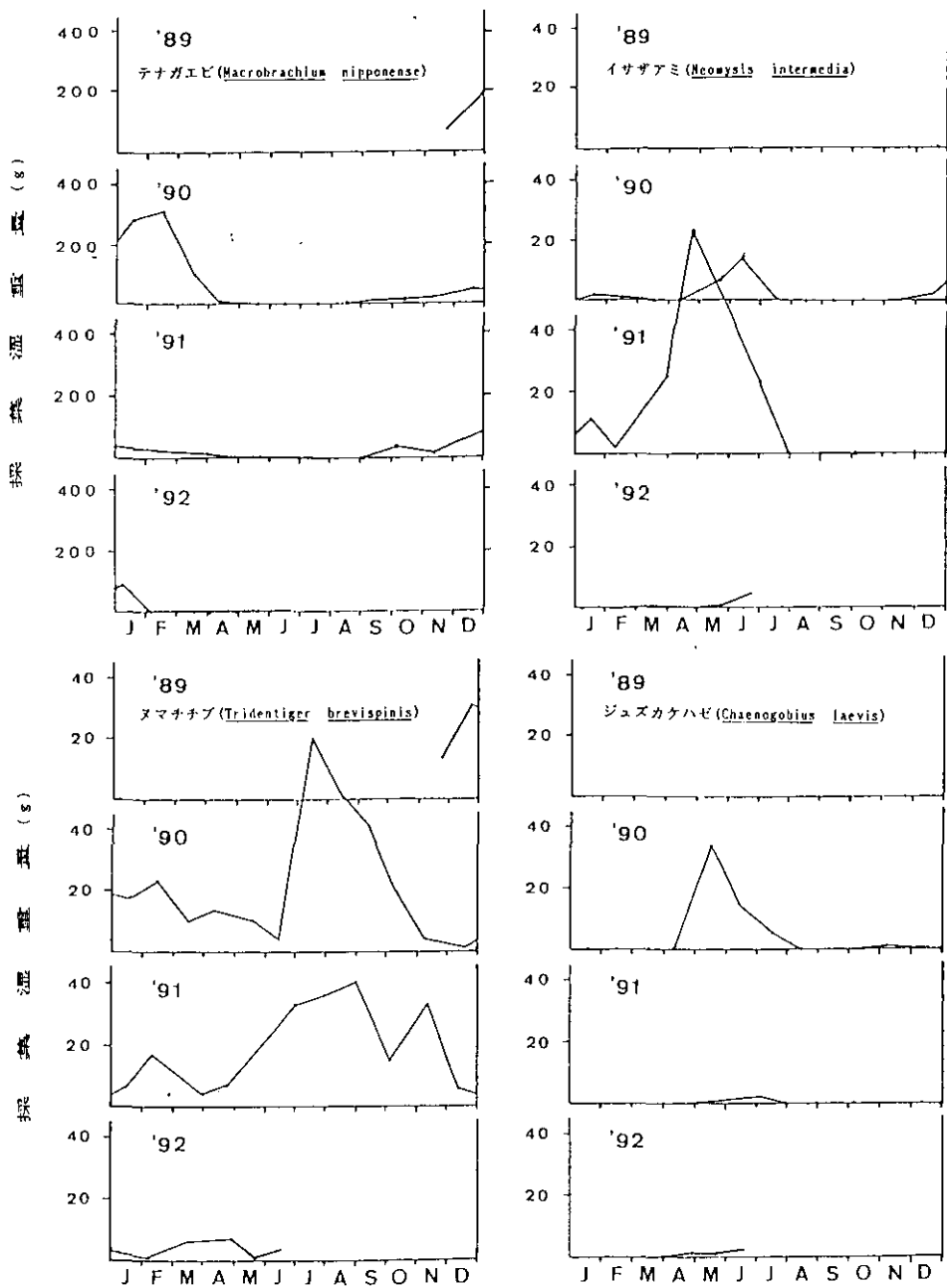


図2. 霞ヶ浦南岸船溜り壁面の動物現存量変動

幼魚の索餌回遊個体が採集されたものであろう。ジュズカケハゼの産卵はヌマチチブより早く、幼魚の出現は4月である。

このジュズカケハゼも年毎に採集数が減少している。

e. その他の魚類

その他の魚類ではシラウオ、ワカサギ、タナゴ類、モツゴ、ドジョウ、フナ、ウキゴリ、ヨシノボリ、ブルーギルが見られるが個体数も少なく全採集量の約4%に過ぎない。ブルーギルは1990年2月及び5月に幼魚が採集されているが他の年には採集されなかった。

3. 議論

1989年から霞ヶ浦南岸の船溜りコンクリート壁面に集まる魚類及び甲殻類を採集し、2年半の間の採集動物の変遷を調査した。テナガエビは湖央域で見られる夏季に現存量が多く、冬季に減少する季節変化とは逆に、冬季に増加し夏季に減少していた。これはテナガエビが沖と湖岸域とを移動することを示している。接岸するのはテナガエビの越冬の為のシェルターを求めての移動と考えられる。

またテナガエビ及びヌマチチブの越冬個体が年毎に減少し、さらに夏季に採集されるジュズカケハゼも年毎に減少傾向にある。この様な小形魚類の減少が起きていることは霞ヶ浦の水産漁獲統計にも現れており1988年頃よりハゼ・エビ類の減少が指摘されている(春日, 1990)。残念ながらこの様な調査が1988年より前に行われていて欲しかった。我々は湖央域で桁網による調査を長期間続けているが魚種組成の変化が明確でない。これは湖央域にオオクチバスやブルーギルの生活域が及んでいないことと、湖央域はトロール漁業が盛んに行われその影響が、我々の調査時の条件に変動を及ぼしているためと思われる。

ここで示されたテナガエビを始めとする現存量の減少はこれらの捕食者である帰化魚のオオクチバスやブルーギルの増加によるものであろうと推測されるが、これら帰化魚の正確な様子が把握されていない。これら大型魚類の調査は規模を大きくする必要があり簡単ではないが、水質にまで影響を与える可能性が有り、調査は緊急を要す。

引用文献

- 春日清一(1981) 霞ヶ浦高浜入り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(R-22-'81), 159-169。
春日清一(1990) 食物連鎖から見た生態系制御。水産海洋研究, 54(4), 382-388
久保伊津男(1948) 霞ヶ浦産テナガエビの地域性について。水産研究会報, 創刊号, 206-210。

ハス (Nelumbo nucifera) と水位変化 — 実験的解析 —

野原清一 (生物圏環境部)

はじめに

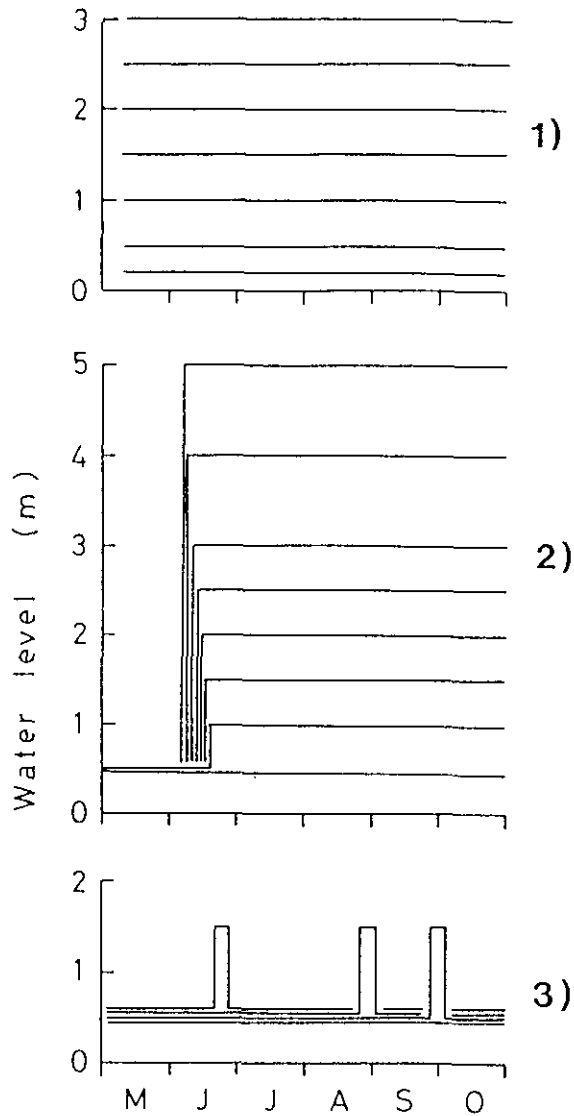
自然の湖沼湿地の成立要因や維持機構について、野外調査の結果から現状の説明がなされる事が多く行われる(Nohara, in press)。しかし、その説明を裏付ける実験的な研究は少ない。野外の現象を考慮しながら、個々の湿地植物の生育特性を調べる事は少なくなりつつある自然の湿地を保全する意味から非常に重要なことである。

霞ヶ浦も様々な要因で湖岸植生が減少してきているが、ハスは栽培作物であるためか湖岸に比較的多くの植被面積を占めている(Nohara, 1991)。ハスは抽水植物帯や沖帯には少なく、水深0.5 - 1.2 mの地点に純群落を形成している。治水工事によって水位の変化が小さくなった霞ヶ浦でも、1 m程度の増水は何年かに一度起こっている。野生のハス群落はその増水の影響を受ける事は明らかになった(Nohara and Tsuchiya, 1990)。そこで水位変動のハスへの影響を明らかにするために、実験的にハスの生育特性を調べた。

この研究で用いた霞ヶ浦湖水由来の沈澱物は茨城県企業局霞ヶ浦水道事務所から供与して頂いた物である。ここで謹んでお礼申し上げます。沈澱物なくしてこの研究の遂行はできなかつた。40 cm位の沈澱物と十分な水位さえあれば立派な蓮根の生産ができたことを付記する。

方 法

実験条件は水深5 mのコンクリート池(臨湖実験施設の成層池)で行った。4 - 5月に蓮根を植え付け、各時期に葉柄長、葉身幅、各器官の乾重を測定した。次の図で実験の水位変化を模式的に示した。



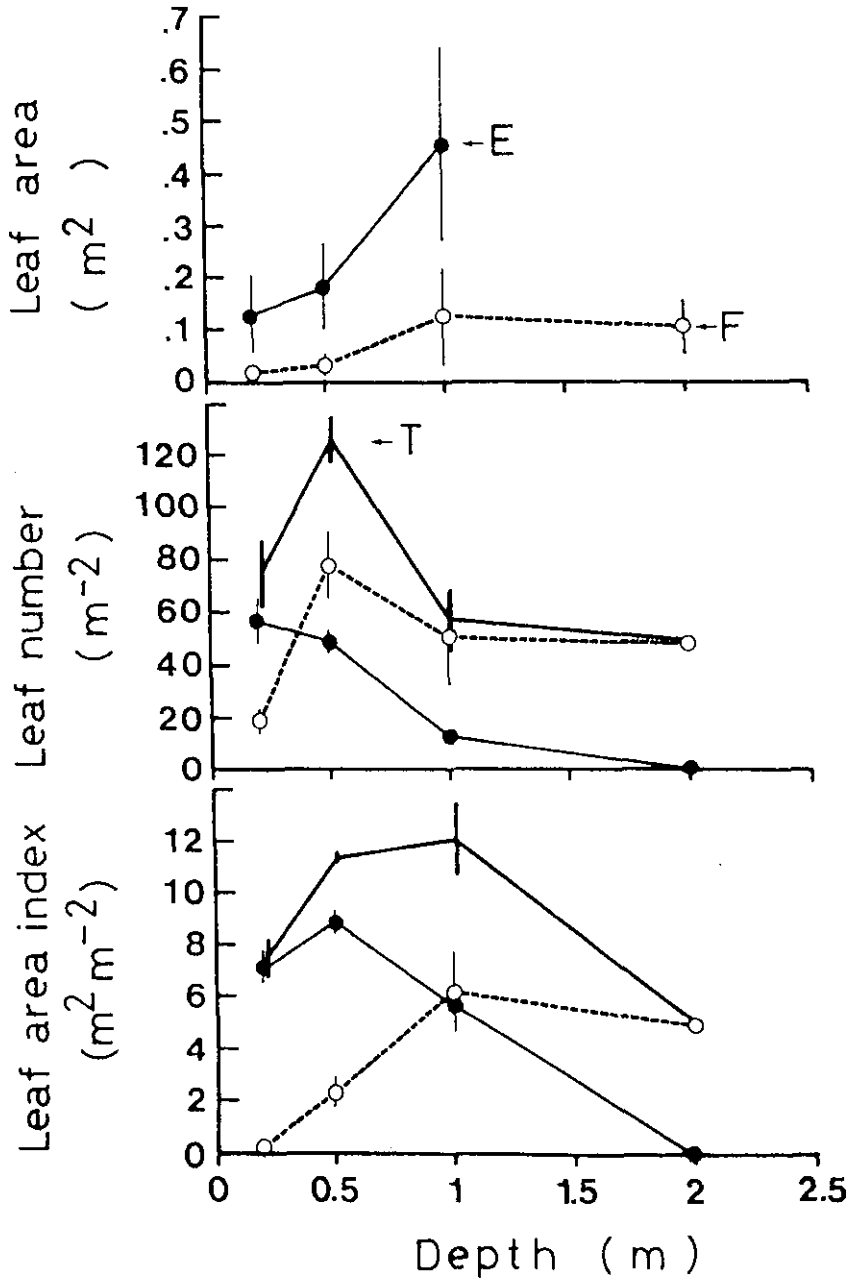
1) 生育できる水深を調べるため、水深を変えて生育実験を行った。、深さ0.2 mから3 mまでハスを植えた100lのポリカーボネイト製タンクを係留し、湖水を掛け流し一定の水位で生育させた。

2) 増水の大きさ（水位の変動の大きさ）の影響を調べるため、水深0.5 mに底泥の入ったタンクでハスを育て（各タンクに2個体）、翌年6月中旬に1～5 mの水深にタンクを沈めた。1週間後に葉柄の長さを測定した。

3) 増水の時期による影響を調べるため、6月下旬、8月下旬、9月下旬に水深0.6 mから1.6 mに変え、1週間後の葉柄長を測定した。

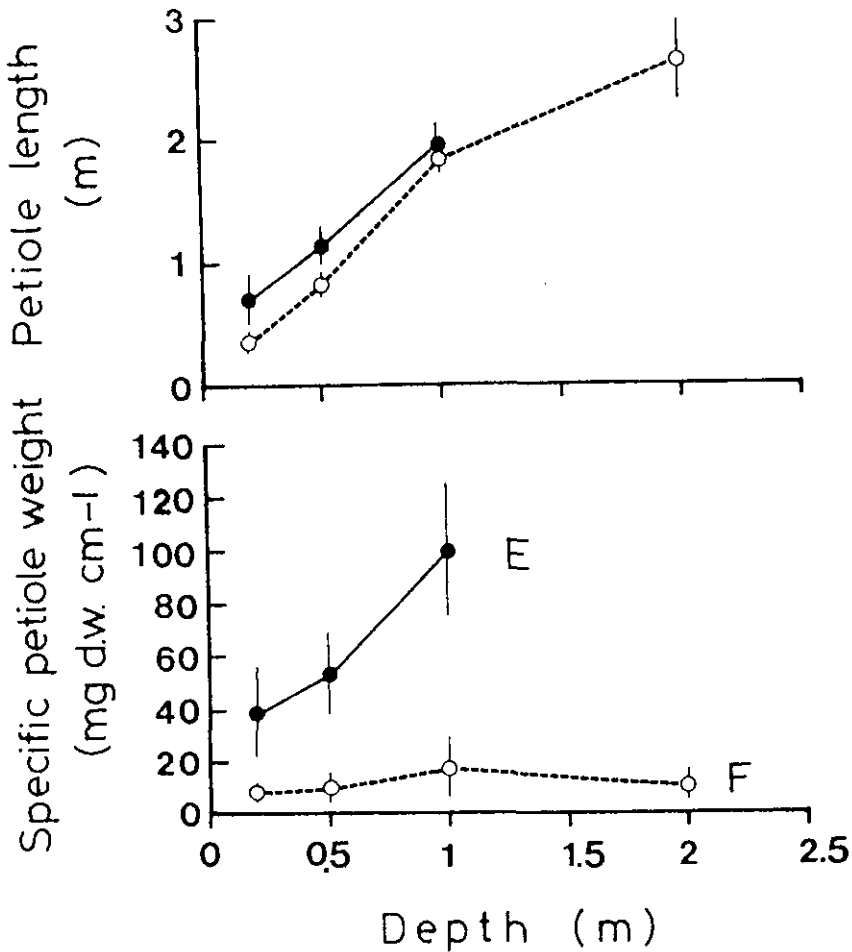
結果及び考察

1) 水深実験についての結果を示した。横軸は係留したタンクの水深で、縦軸は上から各個葉の葉面積、葉数、葉面積指数である。黒丸と実線が抽水葉で、中抜き丸と破線が浮葉、実線は合計を示す。縦棒は標準偏差を示す。個々の葉面積は抽水

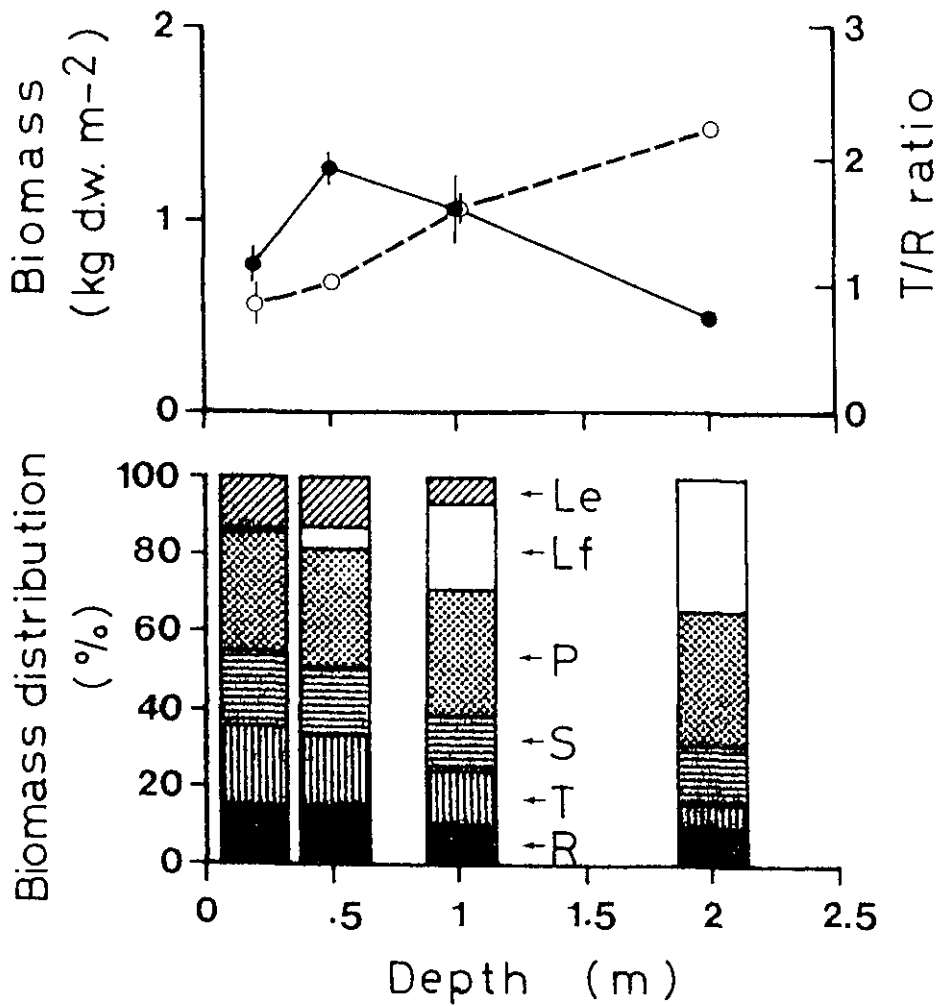


葉は深いほど大きくなるが、浮葉の葉面積は頭打ちになった。水深 2 m では浮葉しか現れなかった。葉数は水深 0.5 m で最も多く、葉面積指数は水深 0.5 - 1 m で最大になった。

次の図は水深と葉柄の長さ、葉柄重比 (specific petiole weight) を示した。葉柄は抽水葉も浮葉も水深の増加に伴い長くなった。一方、葉柄重比すなわち単位長さ当たりの葉柄の乾重は抽水葉では水深に伴って増加し丈夫になるが、浮葉では余り変化せず小さな値を示した。抽水葉は水面より上に葉身を維持するため、葉柄長の増加に耐えられるように葉柄長の増加に比例して葉柄重比を増加させていた。ところが、浮葉では水中に不必要な葉柄の物理的強度は増加しないで、水深の増加に必要なだけ葉柄長を増加させていると考えられた。



次の上図は実線で現存量、破線でT/R比（地上部/地下部比）を示した。下図の現存量の構成比のシンボルは上から抽水葉の葉身、浮葉の葉身、葉柄、地下茎、蓮根、根を示す。最大の現存量は水深0.5 mにあった。T/R比や葉の現存量比は水深が増すほど大きくなった。特に水深2 mでの浮葉の葉身の割合は30%を越え、蓮根の占める割合は5%にまで減少した。水深の深い地点では自己再生産が困難であると考えられた。



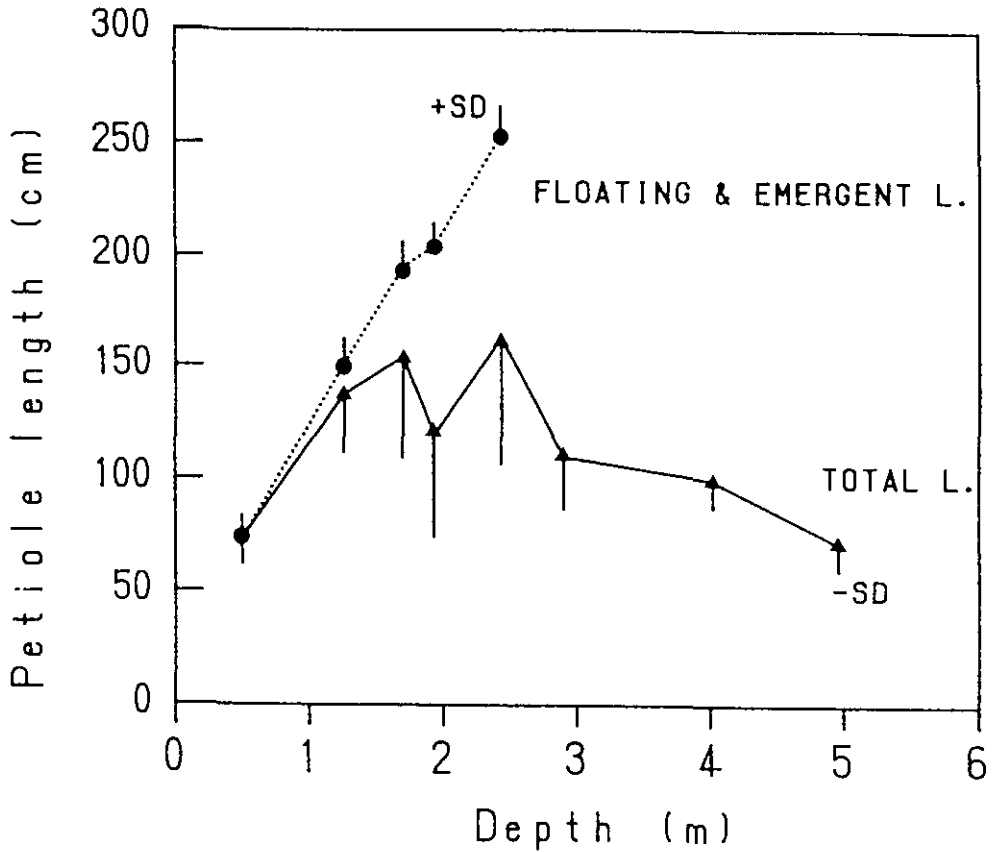
次に水深実験の結果をまとめた。高水位の低生産条件下では、浮葉の現存量に占める割合が増加したのは構成コストを抑え生産を上げる適応と考えられた。一般に湖岸から沖に向かって、水深は増加し有機物量は増加すると考えられ、ある水深までは水深による現存量の減少と有機物増加による現存量の増加が相殺されると考えられる。別の実験から砂質の場所や2 mを越える深い場所はハスの生育には適さず、抽水植物群落内には低い耐陰性のために分布しないと考えられた。

水深

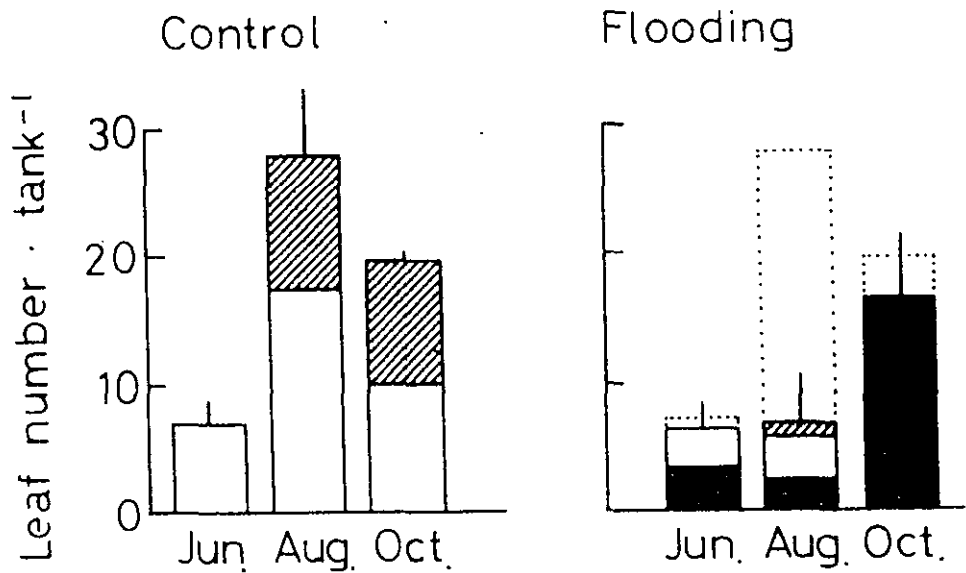
増加につれて

	全体	抽水葉	浮葉
範囲	0.2-2.0 m	0.2-1.0 m	0.2-2.0 m
葉柄長	—	増加	増加
葉柄重比	—	増加	変化なし
T/R 比	増加	—	—
現存量	0.5 m で最大	—	—
葉身の現存量比	増加	—	—

2) 次の図は増水の大きさの実験結果である。急激な1 mの増水に対して2.5 mまでのハスは水面上に葉を出す事ができた。3 m以上の増水は水圧による影響が葉を水面に出さず、個体も枯死してしまった。葉柄の最大伸張速度は2.5 cm/日になった。しかし、伸びた葉柄は折れ安くなっていた。波などのない2 m程度の増水にはハスは適応できると考えられた。



3) 次の図は増水時期の影響を葉数から見た物である。増水の無い対照区では6月には浮葉(中抜き部)だけであるが、8月、10月には抽水葉(斜線部)も半数存在する。1週間の1m水位増加で6月、8月には半分が水に沈んだまま(塗りつぶし部)であった。10月にはすべて沈んだままであった。葉柄長は対照区と比べやや長くなっているが、10月初めには増水に適応できない事が明らかになった。浮葉も抽水葉も1mの増水には葉柄を伸ばすことができた。増水の時期によってハスへの影響が異なると考えられた。



引用文献

- Nohara, S. and Tsuchiya, T. (1990) Effect of water level fluctuation on growth of *Nelumbo nucifera* Gaertn. in Lake Kasumigaura, Japan. *Ecol. Res.* 5: 237-252.
- Nohara, S. (1991) A study on annual changes in surface cover of floating-leaved plants in a lake using aerial photography. *Vegetatio* 97: 125-136.
- Nohara, S. (1993) Annual changes of stand of *Trapa natans* in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura. *Jpn. J. Limnol.* 54: (in press).

微生物固定化法を用いた汚濁湖水の浄化

○ 高木 博夫、金 周永 近山 憲幸、稲森 悠平

(地域環境研究グループ)

1. 目的

霞ヶ浦等の汚濁湖沼の水質改善を図る上では、下水道の整備などにより生活排水等の直接流入を減らす発生源対策が主な水質改善対策として行われてきたが、湖沼水質の改善の兆しは依然見られていない。そこで、平成4年度の湖沼水質保全特別措置法の第2次計画において、これらの水質改善対策を強化することが示された。特に発生源対策として、湖沼での藻類の異常増殖の原因物質としての窒素、リン除去対策の強化が行われることとなった。しかし、発生源対策は対象が広範囲に及ぶためこれらの対策が図られたとしても、早急に水質汚濁を改善できる物ではないと考えられる。それ故、当面は汚濁湖沼において直接的な水質改善手法を用いた水質改善を行うことが重要となり、既に建設省では、底泥の浚渫や葦原の育成などの試みを行ってきている。このように汚濁湖沼水の直接的な水質改善技術の開発に係る基礎的、応用的研究を推進していくことは現在重要な課題といえる。本研究では、低濃度汚濁湖沼水の直接浄化手法として微生物固定化法を活用した水質改善技術を開発することを目的としてベンチスケールによる実験および検討を行うこととした。

霞ヶ浦臨湖実験施設(川排棟内)に、微生物の担体としてプラスチック濾材、セラミック濾材及び活性炭を用いたベンチスケールの微生物固定化処理システムを42基設置し、霞ヶ浦湖水の連続的な処理を行うことにより、担体の違いによる処理特性を明らかにするとともに、生物処理プロセスにおける浄化特性、エネルギー効率に着目した解析を行い、年間を通した四季の変化を考慮に入れた検討を行う。

2. 実験方法

霞ヶ浦臨湖実験施設に設置した固定床および流動床の概要を図1に、湖水給水の概要を図2に示す。湖水の給水方法は、懸濁物が沈澱し難い方法を検討し循環方式とした。高架タンクの容量は約400Lであり、湖水のタンク内滞留時間はおよそ5時間程度と見積もられた。微生物固定化の為に担体の種類を表1に示した。固定床ではひも状接触材、ハニカムチューブおよびセ

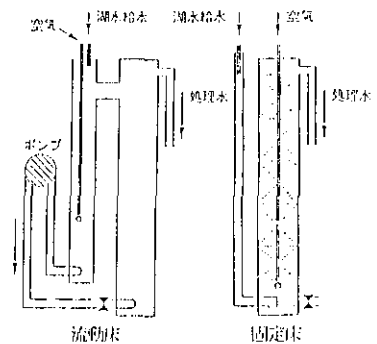


図1 処理カラムの概要

ラミックの3種類、流動床では活性炭およびセラミックの2種類の性質の異なる担体もちいた。その中で、固定床ではひも状接触材については2種類、流動床では活性炭については5種類の担体を使用した。これらの処理条件を固定床は表2、流動床は表3に示した。装置内における湖水の滞留時間は、固定床および流動床のどちらにおいても0.5, 2, 4時間の3種類とした。流動床における膨張体積は1Lになるように循環流量を制御し、クレハ活性炭についてはそのほかに膨張体積が0.75L, および1.5Lとなるように流量制御を行った。処理状況を検討するためにTOC, DOC, COD, E260, SS, 全菌数、窒素、リン、クロロフィル-aおよび微小動物数の10項目について2週間おきの測定を行った。

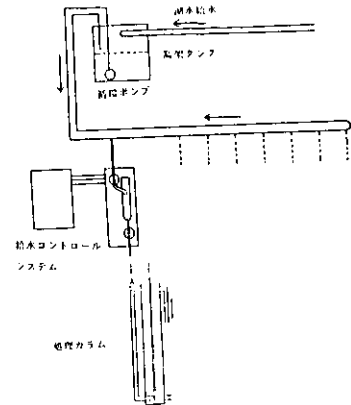


図2 処理システム流路の概要

表1 微生物の固定化担体

1. 固定床		
プラスチック	: ひも A	(糸径0.1mmφ、径45mmφ)
(材質: 塩化ビニリデン)	: ひも B	(糸径0.1mmφ、径25mmφ)
		: ハニカムチューブ (辺長8mm、長さ780mm)
セラミック	: 棒状	(直径22mmφ、長さ95mm)
2. 流動床		
粒状活性炭	: 粒径0.7-1mmφ、重量300mg	
粒状セラミック	: 粒径 3mmφ	、重量300mg

3. 結果と考察

7月後半から稼働し始めたばかりでまだ十分なデータ数が得られているわけではないが、固定床はクロロフィル-aおよび懸濁物質(SS)の除去に、流動床ではTOC、DOC、COD、およびE260の溶存有機物の除去に効果が見られた。これらの活性炭流動床が稼働し始めて

からまだ2ヶ月程しかたっておらず、湖水のCODが6-8ppmである事も考慮すると、溶存有機物の除去能は活性炭本来の吸着能によるものと考えられ、現状ではまだ生物活性炭といわれる状態にまで到達していないと考えられる。しかし、活性炭上の細菌数もほぼ一定となり、溶存有機物の除去に対し、細菌による有機物分解も既に寄与していると考えられた。

生物による処理を評価するために原生動物の観察を行っているが、固定床に見られた原生動物では繊毛虫のVorticella属、Epistylis属、鞭毛虫のAnisonema属、Petalomonas属等の出現頻度が高く、後生動物としては輪虫類のPilodina属、Monostyla属等の出現頻度が高かった。後生動物の出現頻度が最も高かった接触剤はひも状接触材であり、1000-2000固体・mg⁻¹であった。一方、流動床では出現した種類は固定床とほぼ同様であったが、出現固体数は固定床に比べて少なかった。これらの事から、固定床においてクロロフィル-aおよび懸濁物質(SS)の除去は、これらの微小動物の捕食による分解が行われたためと考えられた。

今後、汚濁濃度の変化や水温変化に対するこれらの生物相の変化と処理能について検討して行く。

表2 固定床処理条件

種類	滞留時間(hr)	表面積(cm ²)
ひも A	0.5, 2, 4	7872
ひも B	0.5, 2, 4	5904
セラミック 3本	0.5, 2, 4	1318
セラミック 4本	0.5, 2, 4	1757
ハニカムフェーズ	0.5, 2, 4	12730

表3 流動床処理条件

種類	滞留時間(hr)	膨張体積(l)
クレハ	0.5, 2, 4	1
ヤシガラ	0.5, 2, 4	1
F400	0.5, 2, 4	1
ゲンゴロB	0.5, 2, 4	1
ゲンゴロC	0.5, 2, 4	1
セラミック	0.5, 2, 4	1
クレハ	2	0.75, 1, 1.5
クレハ+ひも	2	1
クレハ+ハニカム	2	1

国内湖沼のメタン濃度と環境因子の関係

野尻幸宏（地球環境研究グループ）、中村岳史、大槻晃（東京水産大）

演者らは、主要な温室効果気体の一つであるメタンの最大の発生源である天然水域からの放出量の見積もりを行うことを目的として、栄養度の異なる湖沼について、水中のメタン濃度の測定を継続してきた。特に、霞ヶ浦については、湖内の物質循環とメタンの関係について詳細に測定を続け、その生成・消滅過程を解析して、定量的な把握を行いつつある。その他の国内湖沼について調査の機会を得たものについて、その濃度分布と変化の概略を把握した。従来の研究例では、水中メタン濃度の多くの実測例に基づく推定例はほとんどなかったが、この研究では、実測値から国内湖沼の環境因子とメタン放出量の関係を明らかにし、その国内放出量を解析する予定である。

測定

1989年以来、国内の湖沼の調査時に、メタン測定用の湖水試料を採取した。摩周湖、田沢湖、十和田湖などの深い貧-中栄養湖を中心に調査があった。さらに、1992年度は、中栄養湖沼である野尻湖の毎月調査があり、5月以来測定を行っている。霞ヶ浦は1990年4月以来、毎月1-2回の調査を継続している。試料は水銀(II)で固定し、冷蔵で持ち帰った。臨湖実験施設で稼動している水中メタン濃度自動測定装置で、定量分析した。

考え方

酸化的な湖水中でのメタン生成能は極めて低いので、湖沼でのメタン生成は、生産された有機物の最終分解生産物として、主として嫌氣的な底泥中で起こる。ただし、底層水が嫌気化した場合は、水中での生成も有り得る。酸化的な湖水中では、溶存酸素により微生物酸化を受けるので、浅い湖盆で濃度が高いことが想像できる。湖沼表層の混合層では、密度勾配が小さいので濃度は均一化する。湖底にソースがある時には湖底付近で高い濃度勾配ができるはずである。また、湖内の浅い湖盆から水平移動して表層に高濃度層ができることもあり得る。

メタン生成量は、基質である有機物生産量であるところの湖沼の生産量に依存する。生物生産が大きいと、底泥への分解性有機物供給が大きくなり、生成量が大きくなる。すなわち、栄養度とメタン生成量は相関があると考えられる。生成量の季節性については、有機物生産量とメタン生成菌の活性によるので、水温や栄養塩類などの環境因子の変動に依存する。一般的には水温、生物活性の高い夏に高くなることが考えられる。あるいは、嫌氣的な底層水を持つ湖沼では、蓄積されたメタンが混合期に一挙に放出される現象も報告されている。

結果

<深い湖沼でのメタン鉛直プロファイル>

摩周湖、田沢湖、十和田湖、中禅寺湖、屈斜路湖、奥日光切り込み湖、野尻湖でメタン鉛直分布を観測した。秋期の切り込み湖を除くとこれらの湖沼は底層水が嫌気化することはないが、いずれの湖沼でも水温躍層の直下に極大濃度が見られた。霞ヶ浦のような浅い湖沼では底層まで混合が進み、亜表層極大が観測されることはない。この原因は、躍層が浅くは、大気へのガスの逸脱で濃度が低下することによる。表層でのガスの逸脱は、水温の上昇で加速される。水温躍層では拡散係数が小さく、躍層が深いメタンの放出が抑制される。また、亜表層極

大値は、植物プランクトン現存量極大と一致するようでもある。極大部および表層のメタンの成因としては、酸化的湖水内でのメタン生成と、湖沼の浅い部分からの水平移動が考えられる。この点は、メタン濃度の水平分布の詳細な調査やメタンの炭素同位体分析などから解明できると考えている。

<火山性メタン供給>

火山性のカルデラ湖である摩周湖、十和田湖、屈斜路湖では、湖への火山性のメタン供給と考えられる濃度分布が確認された。摩周湖では湖底付近での濃度増大がみられた。十和田湖では、200mの深度にブルームの形状をした濃度異常が見られ、火山性のものと考えられた。屈斜路湖では、中深層で様な高濃度みられ、火山性のメタン供給と考えられた。

<湖水循環とメタン濃度>

深い湖沼は毎年完全混合するわけでない。貧栄養湖深層水でのメタン酸化速度は極めて小さいので、底層水のメタン濃度変化は、循環期の湖水混合のインデックスとなる。最近、毎年の観測を行っている田沢湖では湖水混合の程度を表わすと考えられる底層メタン濃度の変動現象が見られた。

湖沼栄養度とメタン濃度の関係については図1に示した。湖沼の表層の濃度を対数で表現する限り、栄養度との顕著な関係が見られた。メタン濃度の亜表層極大値も栄養度の反映と考えたが、表層濃度と比較すると相関関係がやや悪くなるようである。これは、亜表層極大に湖盆形態などの因子の影響があるためでないかと考えている。

<野尻湖で観測された季節性>

図2に、野尻湖で1992年5月から9月までに観測されたメタン濃度プロファイルから表面混合層の平均濃度と亜表層極大濃度を求め、その両者の変化を示した。表層メタン濃度は8月に極大を持つ季節変化を示し、その亜表層極大値と表面湖水濃度の比率がほぼ一定であるという結果となった。夏期の高温期では水面でのガス交換が活発なので、濃度変化以上にメタン生成量変化があったはずである。秋期以降は、混合層深度が大きくなるとともに亜表層極大が解消されてゆくものと考えられる。湖底近傍では夏期のメタン蓄積が見られているが、これは混合期の湖水循環で放出されるものと思われる。

今後

湖沼水面から大気へのメタンの拡散性フラックス（ガス交換フラックス）は、濃度、水温、風速の関数である。したがって、今までの調査で得られた関係を一般的な栄養度の因子である透明度、リン濃度、クロロフィル量についての関数で表現すれば、湖沼からのメタン放出量推定ができる。現在、国内湖沼のデータベースを整備してその総放出量の推定を行っている。この関係が一般性をもてば、世界的な湖沼からのメタンフラックス推定に使えるデータとなるものである。

また、酸化的な表層湖水中に存在するメタンについて、その成因が湖沼表層水にあるのか、あるいは湖盆の浅いところで底泥から供給されるメタンが水平的に移動しているのかを明らかにすることが今後の課題である。このことは、湖沼でメタン濃度の亜表層極大を作る原因の解明につながるものである。

図1 湖沼の栄養度と表層メタン濃度の関係

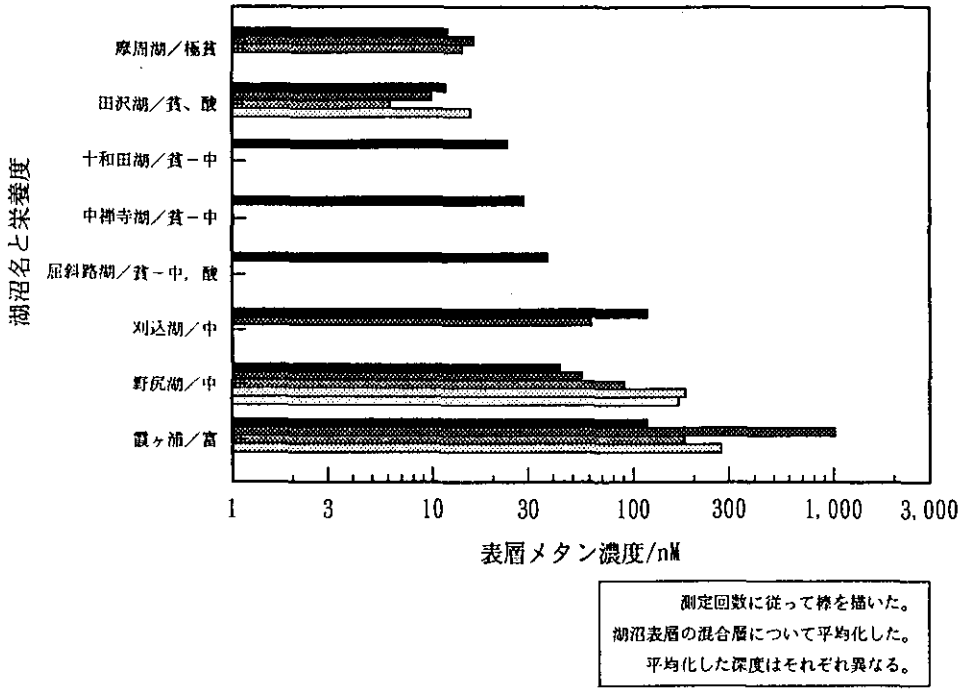
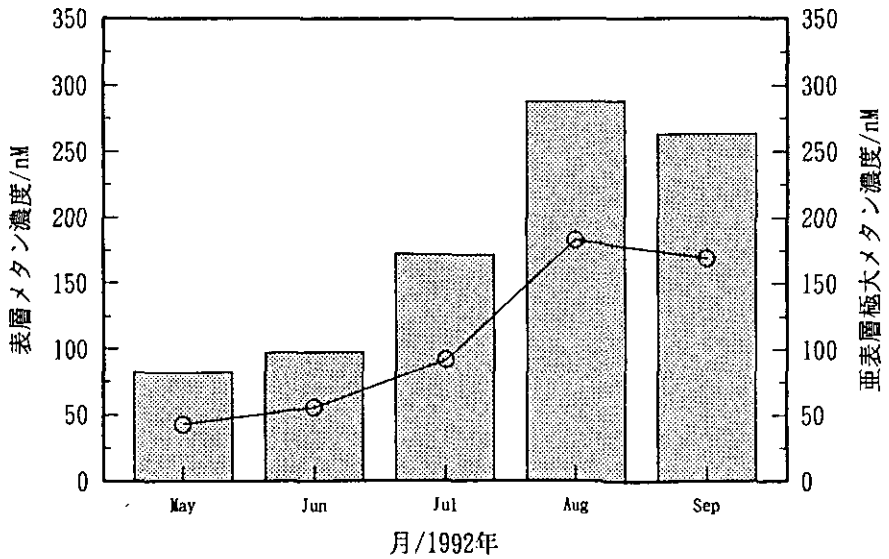


図2 野尻湖におけるメタン濃度の変化

表層平均値の変化と

亜表層極大の濃度、深度の変化



数字は亜表層極大の深度/m

東京湾海水中のメタン濃度とその変動

○中村岳史（東京水産大）、野尻幸宏（国立環境研）

橋本伸哉、大槻晃（東京水産大）

現在までに様々な水域においてメタンの収支（メタン生成、メタン酸化、そして大気へのメタン放出）を定量化するための研究が行われてきた。また近年、メタンを含む温室効果気体による地球温暖化が世界的な問題となって以来、メタンの主要な発生源として考えられている水田やその他の湿地から大気へのフラックスが意欲的に研究されるようになった。しかし東京湾のような富栄養化が進んだ内湾について、メタン収支が見積られた例は非常に少ない。そこで我々は東京湾におけるメタン収支を見積るために、1991年5月から水中のメタン濃度の水平、鉛直分布を中心にとした調査を継続している。また1991年6月と8月には水中でのメタン酸化細菌によるメタンの消失量を見積るためのインキュベート実験を行った。今回はメタンの鉛直プロファイル及び水平分布の季節変動を中心に報告する。

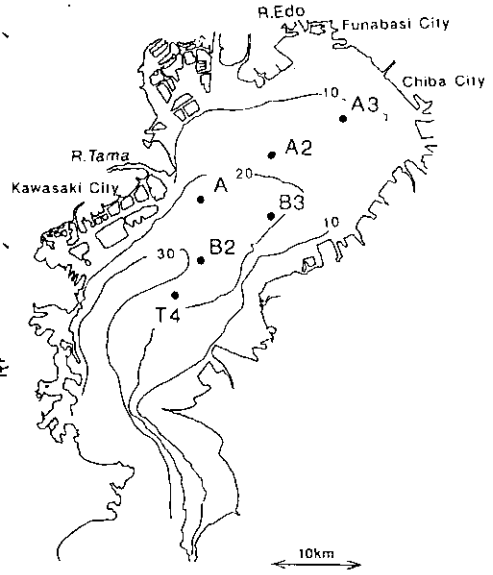


図. 1 東京湾の採水地点

方法 サンプルは原則として2ヶ月に1回、図1に示したSta. A、A2、A3、B2、B3、T4の6ステーション

で8リットルGo-Flow採水器で鉛直的に5層ないし6層を採取した。採取した海水は100mlバイアルビンに移しビンの2~3倍オーバーフローした後、 $HgCl_2$ 溶液をビン内水銀濃度が100ppmになるように0.5ml加え溶存メタン濃度を固定した。イソブレンゴム栓とアルミシールで気泡が残らないように密封し、測定まで冷蔵保存した。海水中でのメタン酸化細菌によるメタン酸化活性は、1991年6月と8月にそれぞれSta. B2、A3で、同様に採取したサンプルを $HgCl_2$ 溶液で固定せずに現場水温でインキュベートして、溶存メタン濃度の減少速度から求めた。バイアルビン中の溶存メタン濃度は気体試料自動濃縮装置を備えたGC-FID¹⁾で測定した。この測定法の測定精度は $\pm 1\%$ 以下、定量下限は0.2nM程度である。

結果と考察 図2に東京湾のメタン濃度変動をおおよそ代表していたSta. A2の表層、中層、深層（0.5、10、16m）のメタン濃度の季節変化を示す。現在までの観測で次のようなことがわかった。

・東京湾海水中のメタン濃度は大気平衡濃度（2～4nM）より1～2桁高かった。

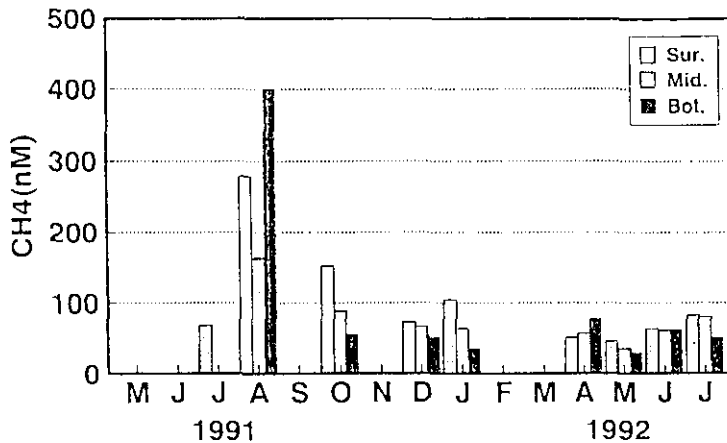


図. 2 Sta. A2の表層、中層、そして底層における溶存メタン濃度の季節変化

- ・底層水の酸素が大きく減少して海底が無酸素化する春期から夏期には、溶存メタンの蓄積が認められた。しかしながらその他の季節においては、底層水である程度の溶存酸素減少が認められるにもかかわらず、溶存酸素濃度、溶存メタン濃度間の明確な逆相関関係は認められなかった。
- ・中層のメタン濃度は1年を通して変化が少なかった。
- ・夏期には表層にも底層に近い濃度のピークが現れた（図2の8月）。表層における高濃度の溶存メタンは、沿岸域で発生した後、湾中央に水平輸送されてきたものである可能性が高い。
- ・秋期から冬期において、全層にわたりメタン濃度が低下し、かつ均一な分布が観察された。
- ・溶存メタンの酸化分解実験の結果、6月、8月ともWater Column内におけるメタン酸化活性は認められなかった。

水中におけるメタン酸化が無視できるのであれば、溶存メタンの消失経路は大気への放出である。溶存メタン濃度の疑似的な定常状態を仮定すれば大気へのメタン放出量が底泥からのメタン発生量に相当し、メタン収支の推定が可能となる。水面からのガス交換による大気への放出は、水面上の風速と表層水中濃度から見積ることができる。暫定的に、東京湾の表層水の水温とメタン濃度をSta. A2の値で代表させ、風速を3m/sと仮定すると、大気へのフラックスは $1.6 \text{ mg CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ であり、この値が底泥からのメタン発生量に相当する。

今後も東京湾の観測を継続して、更に詳しくメタンの動態を解明する予定である。

参考文献

- 1) 野尻幸宏(1991), 溶存メタン分析計の製作と陸水試料への応用, 国立環境研資料, F-30-'91/NIES, 69-72.

東京湾における青潮に関する研究IV

— 室内実験からみた無酸素水塊湧昇後の微生物分布の変遷 —

○田中秀之（環境研究センター）、竹下俊二、木幡邦男、中村泰男、
相崎守弘（国立環境研究所）、滝井 進（都立大・理）

1. はじめに

東京湾北東部沿岸域において夏期に海面が青白色を呈する青潮と呼ばれる現象がしばしば発生し、時には沿岸漁業に多大な被害を及ぼすことから社会問題として深刻に受け止められている。この青潮現象については未だ解明されていない点が多く残されているが、青潮の直接の発生源である無酸素水塊の形成および湧昇を介しての物質循環の概略は図1のようになると考えられる。すなわち、主に一次生産に起因する多量の有機物が底層に供給され、密度成層および海底地形の影響により水の鉛直混合の悪い底層では有機物分解による酸素消費により無酸素化する。無酸素状態となった底層では、硫酸還元作用による硫化水素の蓄積、アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）、オルトリン酸（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）等の蓄積が起こる（田中ら、1990年度水質汚濁学会講演要旨集）。ここで、底層無酸素水中に多量に含まれる物質の内、硫化水素および硫化物イオンは青潮現象における海面での呈色に関与すると考えられており、青潮現象を理解する上で重要である。一方、東京湾において、漁業関係者や研究者等の間では、経験的に青潮現象の後、数日後には同海域周辺には赤潮が発生することが知られている。これは、底層無酸素水中に高濃度で蓄積されている $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ が湧昇後、表層において一次生産をはじめとする微生物に利用されるためと推測される。したがって、一次生産（赤潮）—無酸素水塊形成—湧昇（青潮）—一次生産の系における物質循環の詳細を把握することは、青潮現象を理解する上で極めて重要であると考えられる。しかしながら、現場海域において青潮から赤潮への変遷の詳細を調査することは労力や経費の点において困難を伴う。そこで、本発表では、現場無酸素海水を用いた実験室レベルの好気培養実験より得た結果から、無酸素水塊湧昇後の微生物分布の変遷について推察したので報告する。

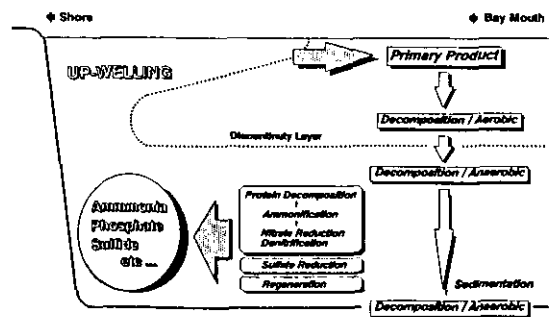


図1 無酸素水形成および湧昇を介しての物質循環

2. 材料と方法

実験に供した無酸素水は、東京湾奥北部の千葉県幕張沖に存在する浚渫窪地(全水深21m)の底泥直上1mから1991年10月22日に採取した(図1参照)。試水の採取には20リットル容バンドン採水器を用い、予めオートクレーブ滅菌した20リットル容ポリプロピレン製タンクに保存し、速やかに実験室に持ち帰った。実験室に持ち帰った試水は保存用ポリプロピレン製タンクから20リットル容ポリエチレン製バケツにサイフォンを用いて静かに移し、試水の移し変えが完了した時点を実験開始とした。

図2に実験装置の概略を示す。実験条件は以下の通りである。温度を25℃一定に保持し、白熱灯により液面において3000luxとなるように光照射を12hr間隔の明暗条件となるように行った。試水の攪はんは、水中ポンプにより緩やかに循環させた。

本実験においてpH、DO、栄養塩類濃度、クロロフィルa(Chl. a)、栄養塩類濃度、硫酸還元菌数等について、その経時変化を測定した。ここで、pHは電極により、DOは隔膜電極法およびウィンクラーアジ化ナトリウム変法を併用した。栄養塩類は、オートアナライザー(テクコンAA II)により、またChl. a濃度はSCOR/UNESCO法により測定した。硫酸還元菌数は、Postgateの培地を用い、MPN(5本)法により計数した。なお、植物プランクトン同定・計数には川延京子氏の多大なご助力を得た。記して感謝致します。

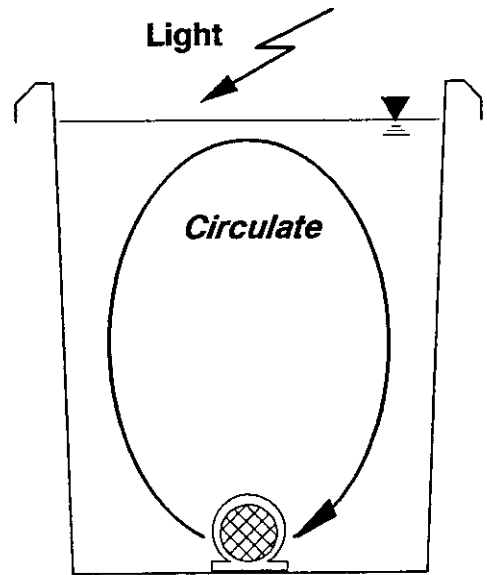


図2 実験装置概略

光照射条件：表面3000Lx

明暗条件：12時間間隔

温度条件：25℃一定

3. 結果および考察

実験に用いた底層無酸素水採取

時のその地点の σ_t 、DO濃度の鉛直変化を図3に示す。図3から明らかなように、推進10m付近に密度躍層が存在し、水深13m以深では無酸素の状態であった。

図4に室内実験におけるDO濃度と硫酸還元菌数およびChl.a濃度、形態別リン濃度の経時変化を示す。室内実験開始直後のDO濃度は約1mg/Lであった。ここで、試料採取から実験開始の間に空気からの酸素の混入を多少受けていたと考えられる。実験開始直後からDO濃度は上昇し、約1日ではほぼ飽和濃度に達した。これに対して、硫酸還元菌は実験開始から約1日間において $1.3 \sim 1.4 \times 10^2$ MPN/mLの菌数を示したが、DO濃度が飽和に達するのとほぼ同時に、その菌数は急減し、実験開始後約3日以降では、硫酸還元菌は検出されなかった。

次にChl.a濃度および形態別リン濃度の経時変化について見てみる。実験開始時におけるChl.a濃度は $0.98 \mu\text{g/L}$ と極めて低い値であった。Chl.a濃度は実験開始から7日目までの間において対数的な増加が観察された。ここで得られた植物プランクトンの増殖速度は倍加時間として1.8dayを得た。また、定常期におけるChl.a濃度は $60 \mu\text{g/L}$ 程度であり、東京湾で観察される赤潮レベルのバイオマスまでには至らなかった。なお、本実験で観察された植物プランク

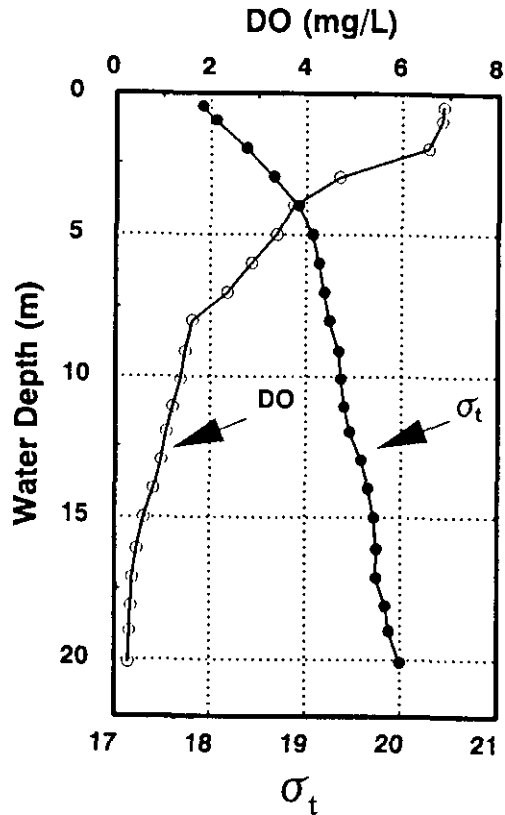


図3 無酸素水採取時の σ_t およびDO濃度の鉛直変化

トンは属、種の同定には至らなかったがその多くは微細鞭毛藻類であった。

一方、 PO_4-P は実験開始直後から速やかな減少が見られ、開始後7日目にはほぼ枯渇の状態となり植物プランクトンの増殖制限因子は PO_4-P であることが示された。なお、植物プランクトンと各態窒素の変化についての顕著な傾向は見いだせなかった。実際に東京湾沿岸部で春期から夏期に形成される無酸素水塊中の PO_4-P 濃度は $100\sim 300\mu g/L$ 程度であり、赤潮を引き起こすに十分なポテンシャルを持っているものと思われる。

以上、現場無酸素水の好気的な培養実験では、無酸素水に酸素が供給されてから嫌気(微好気)環境から好気的環境へと変化するのに1日程度を要した。さらに、好気的環境へと変わった後から数日間の間に植物プランクトンの著しい増殖が観察された。本実験から現場において観察されていた無酸素水湧昇—植物プランクトンのブルームへの変移が実験室レベルで再現できたと考えられる。

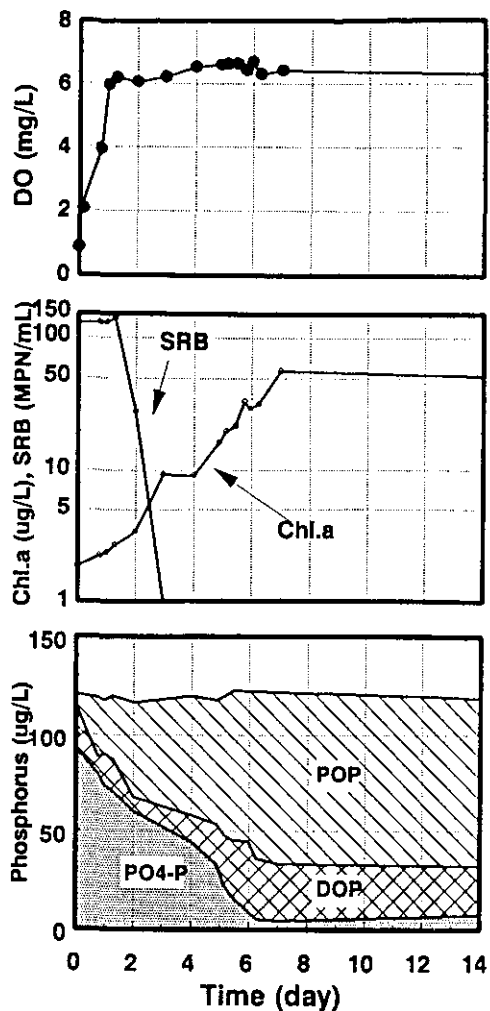


図4 室内実験におけるDO、硫酸還元菌(SRB)、クロロフィルa(Chl.a)、形態別リン濃度の経時変化

The Environment In Lake Taihu
Yiping Huang

(Nanjing Institute of Geography and Limnology
Academia Sinica, Nanjing, China)

ABSTRACT

The Lake Taihu is third largest freshwater lakes in China, with an area of 2338 km², and a depth of 2-4 m. The progress and development in economics around Taihu region plays very important roll in the construction in this country.

For the last decade, the economic development both in the urban and rural area around Taihu region has made a might advance. Polluted water and sewage have been discharged more and more into the lake, which makes the nutrient amount higher and higher every year, and phytoplankton being outburst in some water bodies.

Serial observations on the hydrology, hydrochemistry, hydrobiology and sedimentology in lake Taihu were carried out at two to three month intervals from May 1987 to March 1988. Thirty seven stations were usually arranged in the Lake.

The result of environment in Lake Taihu about water quality and eutrophic state are described in this paper.

INTRODUCTION

Lake Taihu, located in south of the Changjain delta, is one of the five famous largest freshwater lakes in China, 85 km west of Shanghai. The catchment area is 36500km², with an area of 2338 km², and maximum depth is 4.0 m, mean depth is 2.0 m, mean water storage is 5.2·10⁸ m³. It is a typical saucer shallow lake in its depth and shape. It has multifunctions such as water regulation, drinking water and industrial water supplies, irrigation, fishery, waterway transport, tourism, etc. On the site of northern border of subtropical broad-leaved forest region, it belongs to southeast monsoon climate area. Plum rain always appears in Summer, and typhoon and rainstorm have considerable impacts on the area. It causes the annual mean temperature being 15-16⁰c, average precipitation 1000-1400 mm, and over of 2000-3000 hours of insolation duration.

Around the Taihu Lake region is not only an agricultural center but also one of the most economically flourishing regions in China with abundant natural resources. There are 32 million population live in 1987 around this catchment area. A scientific research project on the total amount control of load pollution was made in China during the period of seventh-five year plan from 1986 to 1990. The Chinese people hope to improve the water quality in this lake as soon as possible by means several ways including learn from Japanese experience also.

EVALUATION ON WATER QUALITY OF LAKE TAIHU

During the survey period from 1987-1988, 37 spots data were considered, (see fig.1) if compared the result of parameters of water quality with standard of water environment quality (announced by Chinese National Environment Protection Bureau) for drinking water, the evaluation result of water quality has obtained. The distribution of synthetic evaluation of water quality for drinking water standard in different seasons in Lake Taihu is not the same, the water quality of average state in 1987-1988 is nearly the standard state, but after September it getting to worse, till to March is the worst.

In the other hand, the change of water quality was apparent in recent thirty years. For instance, the content of total inorganic nitrogen from 0.12 mg/l in 1960 increase to 1.12 mg/l in 1987 (fig.2), the species and quantity of phytoplankton and zooplankton were changed also.

SYNTHETIC EVALUATION ON EUTROPHICATION OF LAKE TAIHU

Evaluating standard for eutrophic state

During the last half century, many scholars and experts deeply researched the method and standard for synthetic evaluation on eutrophic based on the survey data from hundreds of lakes all over the world. The several kinds of evaluation method and many parameters have been developed. However, they haven't reach a complete identity of views. We believe that the eutrophic type of a lake not only depends upon the measurement of some nutrients, but also depends upon synthetic appearance of hydrochemical, hydrobiological factors and even the physical feelings. An American professor R.E. Carlson, put forward a method, named TSI (Trophic State Index) in 1977. He took transparency as a datum, and divided it into a hundred classes with number from 0 to 100 respectively. Then he put the correlation of chlorophyll a (chl a) and total phosphorus (TP) be relate with transparency (SD), thus the continuous of TSI responding to chl a and TP were obtained. With the values of TSI, the eutrophic state of a lake was evaluated. Dr. Morihiro Aizaki took chl a as a datum and gave some corrections to TSI in 1979, which is called it a Trophic State Index Modify, its short form is TSI_m. In addition to TSI_m, there are chemical, biological and physical monitoring measurements contained in the whole index. TSI_m reflects the feature of synthetic evaluation, it is also an useful method for quantitative evaluation. Dr. S.E. Jorgensen, a Denmark scholar combined the feature of water quality with viewpoint of limnological ecology, worked out the standard for eight types of water quality of a lake.

The two methods as mentioned above, are adopted for eutrophic evaluation on Taihu Lake and combined with the actual conditions of Lake Taihu, at last, the standard of eutrophic in Lake Taihu consists of ten parameters about biological,

chemical and physics measurement, and the eight types of eutrophication with the score between 0 and 100 are established, see table 1.

Evaluating Result of Eutrophication Status

According to the data collected in the period May 1987 through March 1988, with thirty seven spots data are considered, and the total score for ten indexes is obtained, the average summed value for ten indexes can also be computed, so the type of eutrophication for a given water area is matched with TSI_m. The distribution of eutrophication types in different season were described as fig.3 to fig.5.

In view of the results of above cases, summarize as follow :

1. There are four types for eutrophic state during July, 1987, such as : Mesotrophic, Meso-eutrophic, Eutrophic and Hypertrophic etc., the most part of lake Taihu belongs to mesoeutrophic while about one-third of total area is eutrophic,

2. As the whole, the state of eutrophic is from low level to high according high-water to low-water season, we found that the state of eutrophic in low-water season was much severe than that in high-water season, some area which belonged to mesotrophic in July, 1987, suddenly changed into eutrophic in March, 1988, and the area of hypertrophic was expended also, only contrary in Wulou nearby area which was eutrophic in Summer and mesoeutrophic in March, 1988.

3. Although the situation of water level is difference in different season, the area of eutrophic does not change so much, mostly take place in northern bay (called Maliang Lake), around the shore from Dapu inlet in the west extend to the south-east such as Xiameikou and Wulou. It is because that those region contact firstly the large quantity of sewage and domestic polluted water due to their geographic position of having many rivers in northwest, west and south part of the Lake Taihu, for instance, the Zhihu River (in Wuxi) contains a great deal of nitrogen and phosphorus in March, 1988, the content of TN is 9.64 mg/l and TP 0.485 mg/l respectively. the concentration of TN is 3.26 mg/l and TP 0.059 mg/l respectively at Xiameikou in March, 1988.

Discussion

The results of synthetic evaluating on eutrophication point out that the contents of TN, TOC and SD is dominant among the ten parameters, while TON, and phytoplankton biomass in the second place, the proportion of the concentrations of chlorophyll a, TP and COD_{Mn} is low.

We found that all the changes of the content of TN, TP, ION, phosphorus and the available amount of plankton had been taken place strongly, mean while the primary productive quantity

We found that all the changes of the content of TN, TP, ION, phosphorus and the available amount of plankton had been taken place strongly, mean while the primary productive quantity was relatively stable, thus it is considered the primary productive of plankton is the main factor for evaluating the type of water quality. The quantity of plankton and its composition, the concentration of nutrients etc., are the secondary factor, so, one Chinese professor He Xihui suggest that the eutrophic level of water bodies mainly depends upon the trophic condition of phytoplankton and its development level.

The primary production of plankton in Lake Taihu is $1.523 \text{ gNO}_2\text{NM}^{-2} \text{ Nday}^{-1}$, if compare with other lakes, these figure shows that the eutrophication state in this lake is not so serious as expected, and this can only confirmed through the average values of the comprehensive score 62.1 in July, 1987, 67.2 in March, 1988 and 64.9 during 1987-1988 respectively.

As the concentration of TN and TP exceeds the standard value of eutrophication and the element phosphorus can restrict the growth of aquatic living thing, the loading of TN and TP should be controlled and especially the discharge of phosphorus restricted into Taihu Lake as a long-term environment protection policy like Lake Kasumigaura.

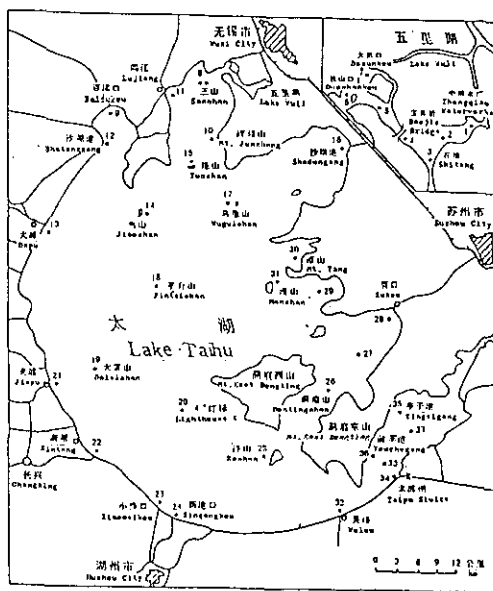


Fig. 1 The distribution of the location points at Taihu Lake, during survey period (1987-1988)

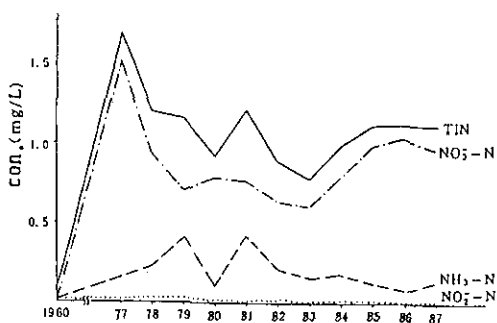


Fig.2. The change of content of inorganic nitrogen in lake Taihu

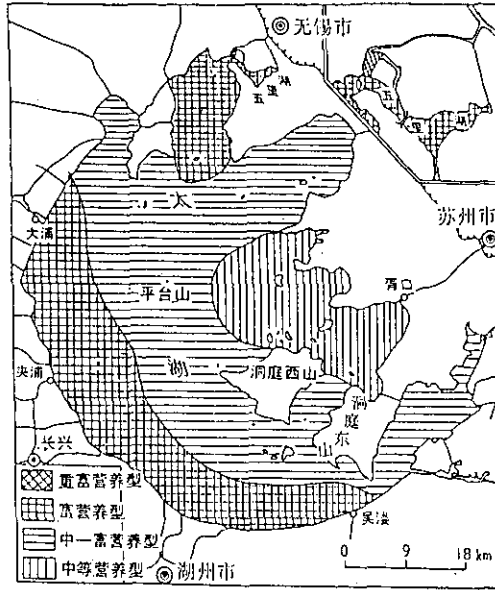


Fig.3. The distribution of trophic in Lake Taihu (during July, 1987.)

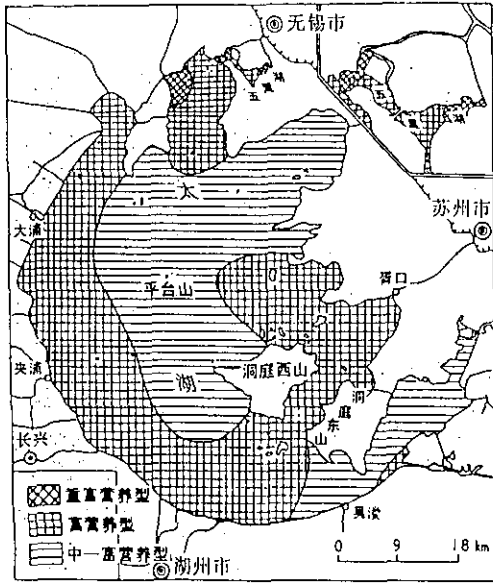


Fig.4. The distribution of trophic in Lake Taihu (during March, 1988.)

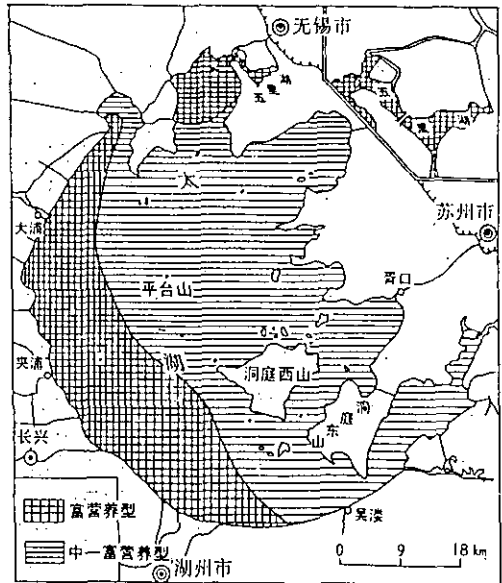


Fig.5. The distribution of trophic in Lake Taihu (during 1987-1988)

Table 1 Evaluating Standard for the Trophic Status of Lake Taihu

Score	Items Evaluating Trophic Types	Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$)	Secchi Disc Depth (m)	Total Phosphorus ($\mu\text{g/l}$)	Total Nitrogen (mg/l)	Total Organic-N (mg/l)	Total Organic-C (mg/l)	Suspended Solid (mg/l)	Chemical Oxygen Demand (mg/l)	Phytoplankton Biomass (mgC/m^3)	Bacterium Total (mg/l)
0	Ultraoligotrophic	0.10	48	0.4	0.010	0.003	0.02	0.04	0.06	—	4.2×10^4
10		0.28	27	0.8	0.020	0.006	0.05	0.09	0.12	< 50	8.3×10^4
20	Oligotrophic	0.60	15	2.0	0.040	0.013	0.10	0.23	0.24	—	1.5×10^5
30		1.60	8.0	4.8	0.079	0.029	0.21	0.55	0.48	100	3.2×10^5
40	Oligo-Mesotrophic	4.10	4.4	10.0	0.160	0.062	0.44	1.30	0.96	150	6.4×10^5
50	Mesotrophic	10.0	2.4	23.0	0.310	0.130	0.92	2.10	1.60	200	1.3×10^6
60	Meso-Eutrophic	25.0	1.3	50.0	0.650	0.290	1.90	7.70	3.60	250	2.5×10^6
70	Eutrophic	64.0	0.73	110.0	1.20	0.620	4.10	19.90	7.10	500	4.9×10^6
80	Hypertrophic	160.0	0.40	250.0	2.30	1.340	8.60	45.0	14.0	500	9.6×10^6
90	Extreme Trophic	400.0	0.22	555.0	4.60	2.90	18.0	108.0	27.0	> 800	1.9×10^7
100		1000.0	0.12	1230.0	9.10	6.50	38.0	260.0	54.0	< 200	3.8×10^7

Reference

- Brock, T.D. (1958): A Eutrophic lake-Lake Mendota, Wisconsin. Springer-Verlag. New York. Berlin. Heidelberg. Tokyo.
- Bao Jingping. (1984): The primary of productivity of phytoplankton and fish production assessment of Lake Taihu. *Freshwater Fisheries*, 5: 1-5.
- Jorgensen, S.E. (1980): Lake management. Water development, supply and management. Volume 14, Pergamon PRESS. 11-21.
- He Zihui. (1987): Trophic classification of lake and reservoir in China. *Journal of Dalian Fishery College*, 1: 1-10.
- Nanjing Institute of Geography & Limnology. (1965): The primary report of synthetic survey. Science Press. 1-3.
- Rao Qinzhi et.,. (1980): Evolve of phytoplankton (1956-1975), *Memoirs of Hydrobiology*. 7 (1): 1-15.
- Reynolds, C.S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University press.
- Wetzel, R.G. (1983): *Limnology*. Second edition, Saunders college Publishing.

Ⅱ . 資 料

臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果

相崎守弘（水土壤環境部）

1. はじめに

霞ヶ浦臨湖実験施設は霞ヶ浦の中央に面しており、霞ヶ浦の水質モニター地点として優れている。臨湖実験施設では多目的実験池やフリースペース等で使用する湖水を取水するために、湖岸から 150m 沖合いに取水装置が設けられており、用排水処理施設棟に設置した取水ポンプで一日当たり約 120 トンの湖水を取水している。本施設では実験用湖水の水質をモニターすると共に、霞ヶ浦の水質変動特性を明らかにするために、用排水棟で取水した直後の湖水の水質分析を1987年10月以来出来るだけ高頻度で行っている（相崎、1990, 1991, 1992）。以下に、1991年4月から1992年3月までの測定結果について報告する。

2. 実験方法

湖水は沖合い 150m の地点で、水深 0.5m の所から連続的に行った。測定は毎週 3-4回の頻度で行った。測定した項目は富栄養化関連の各種栄養塩類、懸濁物の乾燥重量 (SS)・炭素量 (POC)・窒素量 (PON)、クロロフィル a 濃度である。分析方法は栄養塩類に関してはオートアナライザー (ブランルーベ A A 2 型) を用いた概ららの方法 (1984)、POCおよびPON濃度は C H N コーダ (柳本、MT3型) を用いる方法、クロロフィル a 濃度はメタノール抽出後、SCOR/UNESCO法により分析した。

3. 実験結果

測定結果は経月変化と経日変化とに分けて図1~19及び表1に示す。クロロフィル a 濃度は年間平均 65.4 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 46.9 $\mu\text{g/l}$ よりかなり高い値であった。月別の最高値は7月の 124.9 $\mu\text{g/l}$ と昨年9月の 79.2 $\mu\text{g/l}$ に比べかなり高かった。最低値は1月の 9.6 $\mu\text{g/l}$ と昨年1月の平均値 22.0 $\mu\text{g/l}$ に比べてかなり低く、今年度は1昨年程ではないが動物プランクトンの増加による透明度の上昇が起きたと思われる。測定値の最高は 4月 12日の 193.6 $\mu\text{g/l}$ であり、この値は昨年度とほぼ同じであったが春期に高い値が観測されたことが特徴であった。最低は 1月 29日の 5.1 $\mu\text{g/l}$ であった。本年6月より藍藻類現存量の指標となるフィコシアニン濃度の測定を開始した。フィコシアニン濃度は6月の平均値で 71 $\mu\text{g/l}$ であったが、7月より増加し、9月の平均値で 807 $\mu\text{g/l}$ という高い値になった。9月下旬から10月初旬にかけては 1mg/l を越える値がしばしば観測され、藍藻類による水の華が形成されていた。11月下旬以降には測定限界値以下の値であった。

T-Pの年間平均値は 159 $\mu\text{g/l}$ であった。月平均値の最高は 8月の 340 $\mu\text{g/l}$ であり、昨年の最高値 169 $\mu\text{g/l}$ 以上の値が5~10月まで観測された。最低は 1月の 48 $\mu\text{g/l}$ で、昨年と同じ値であった。測定の最高値は 7月 1日の 1092 $\mu\text{g/l}$ でこの日だけ飛び抜けてたかかった。最低値は 1月 29日の 29 $\mu\text{g/l}$ であった。溶存無機態リンの年間平均値は 27 $\mu\text{g/l}$ であった。7月下旬から9月にかけて 100~400 $\mu\text{g/l}$ と溶存無機態リンが湖水中に多量に残存していた。

アンモニア態窒素の年間平均値は 226 $\mu\text{g/l}$ と昨年 の 134 $\mu\text{g/l}$ よりかなり高い値であった。月平均値の最高は 8 月の 631 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 2 月の 16 $\mu\text{g/l}$ であった。4 月から 9 月まで月平均値で 173 $\mu\text{g/l}$ 以上の高い値が観測された。前年の 10 月から本年の 10 月まで取水塔のすぐ側で民間業者による砂利採取が行われており、その影響が出たものと思われる。亜硝酸態窒素の年間平均値は 27 $\mu\text{g/l}$ 、月別の最高値は 10 および 11 月の 81 $\mu\text{g/l}$ で昨年 12 月の 58 $\mu\text{g/l}$ に比べかなり高い値であった。これは 9 月までの高いアンモニア態窒素濃度の影響と考えられた。硝酸態窒素の年間平均値は 394 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 236 $\mu\text{g/l}$ という値に比べかなり高い値であった。月別平均値の最高は 1 月の 1134 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 6 月の 22 $\mu\text{g/l}$ であった。10 月から翌年の 3 月にかけて高い値が観測された。DTN の年間平均値は 1060 $\mu\text{g/l}$ 、月別平均値の最高値は 1 月の 1582 $\mu\text{g/l}$ であった。PON の年間平均値は 738 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 540 $\mu\text{g/l}$ よりかなり高い値であった。月別平均値の最高は 8 月の 1474 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 1 月の 153 $\mu\text{g/l}$ であった。DTN と PON をたした T-N 濃度は 7 月以降高い値で推移した。

懸濁態乾燥重量の年間平均値は 28.54 mg/l であった。月別平均値の最高は 5 月の 43.56 mg/l 、最低は 1 月の 12.29 mg/l であった。懸濁態有機炭素 (POC) の年間平均値は 3.81 mg/l 、月別平均値の最高は 8 月の 7.01 mg/l 、最低は 1 月の 0.92 mg/l であった。C/N 比の年間平均値は 5.5 で、8 月から 10 月にかけて低かった。

昨年度と比べて、1991 年度は栄養塩濃度、藻類等の懸濁物濃度とも高く、取水塔付近で行われた砂利採取の影響が大きかったものと考えられる。

引用文献

- 相崎守弘 (1990) : 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果、霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-4-、109-122.
- 相崎守弘 (1991) : 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果、霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-5-、99-108.
- 相崎守弘 (1992) : 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果、霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-6-、69-80.
- 大槻 晃・岩熊敏夫・河合崇欣・相崎守弘 (1984) : 霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向、国立公害研究所研究報告、第 51 号、1-10.

表1 霞ヶ浦水質データ月平均値(1991・4~1992・3)

	PO ₄ -P (ppb)	DTP (ppb)	TP (ppb)	NH ₄ -N (ppb)	NO ₂ -N (ppb)	NO ₃ -N (ppb)	DTN (ppb)	SS (ppm)	POC (ppm)	PON (ppb)	C/N	Chl-a (ppb)	Phyco (ppb)
4月	4	19	104	202	28	258	863	42.53	5.32	835	6.4	107.9	
5月	10	35	204	556	4	23	776	43.56	4.36	751	5.8	70.4	
6月	5	34	197	585	7	22	881	26.61	3.63	652	5.6	77.2	71
7月	64	101	316	365	6	37	1024	34.54	5.55	1072	5.2	124.9	235
8月	151	190	340	631	11	33	913	38.69	7.01	1474	4.7	111.6	330
9月	38	58	198	173	23	108	725	39.12	5.93	1323	4.5	102.1	807
10月	13	32	203	24	81	335	908	34.34	5.55	1279	4.3	90.9	627
11月	7	35	138	37	81	504	1262	22.19	3.42	644	5.4	38.5	204
12月	9	22	61	48	63	677	1544	14.32	1.47	247	6.0	19.7	0
1月	10	18	48	42	10	1134	1582	12.29	0.92	153	6.0	9.6	0
2月	10	19	49	16	6	932	1279	17.70	1.19	198	6.0	11.5	0
3月	8	16	51	32	9	662	967	16.62	1.40	233	6.0	20.3	0
年平均	27	48	159	226	27	394	1060	28.54	3.81	738	5.5	65.4	

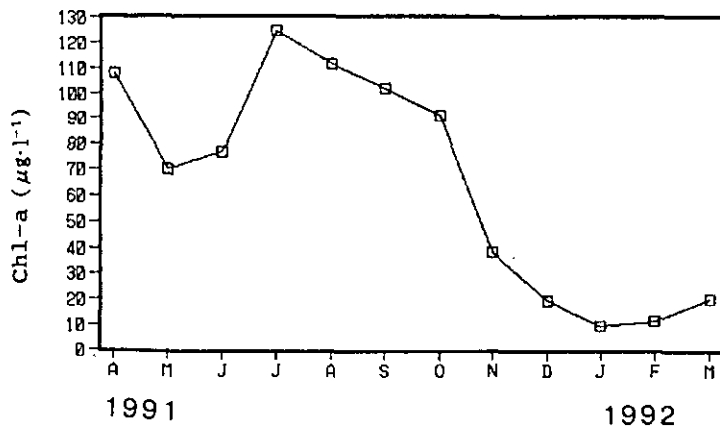


図1
クロロフィルa濃度の経月変化

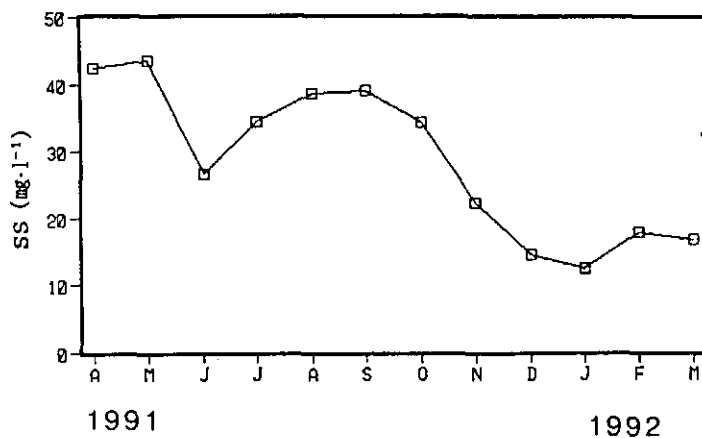


図2
懸濁物乾燥重量の経月変化

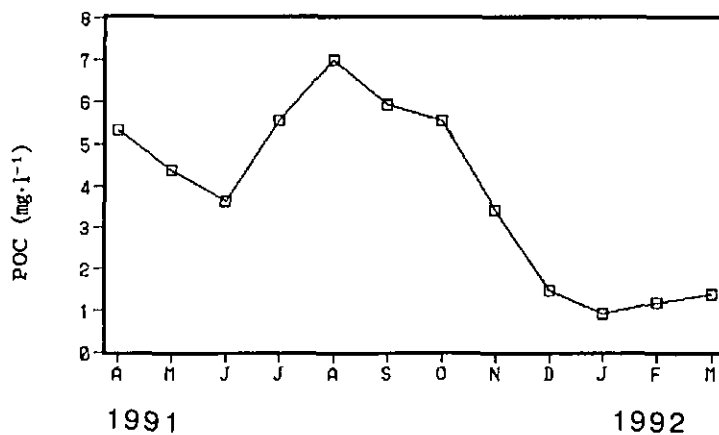


図3
懸濁態炭素濃度の経月変化

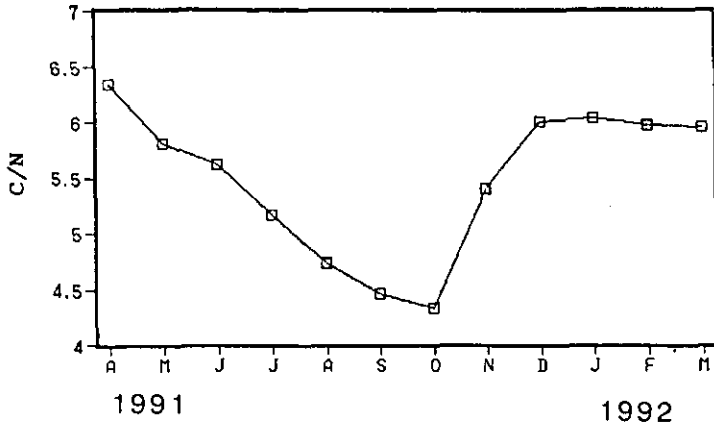


図4
C/N比の経月変化

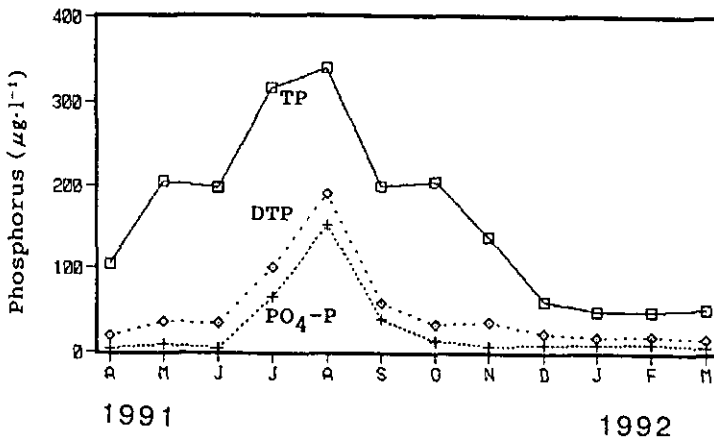


図5
各態リン濃度の経月変化

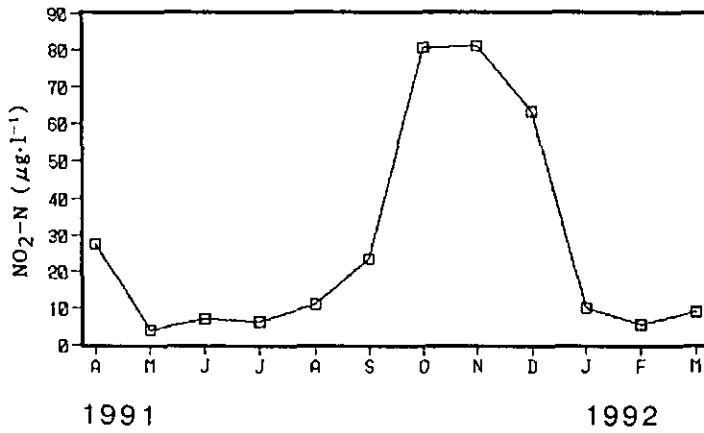


図6
亜硝酸態窒素濃度の経月変化

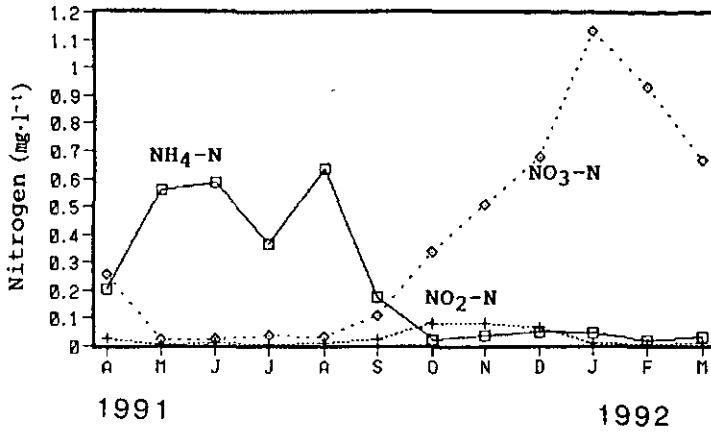


図7
 溶存各態窒素濃度の経月変化

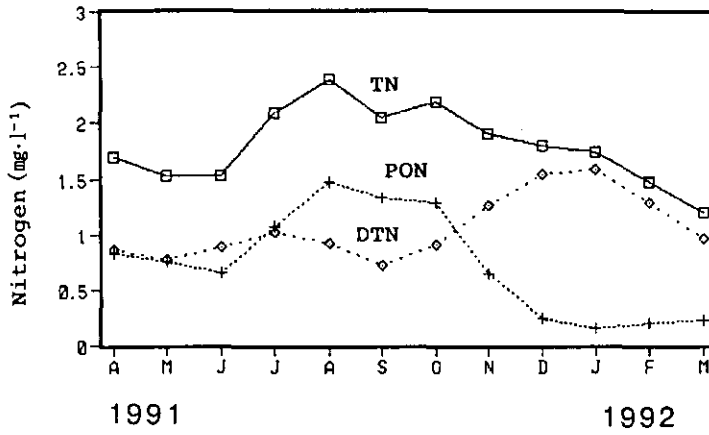


図8
 全窒素、懸濁態窒素及び溶存態全窒素濃度の経月変化

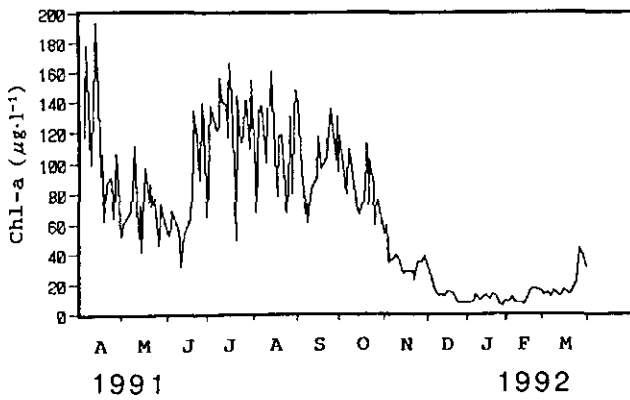


図9
 クロロフィルa濃度の経日変化

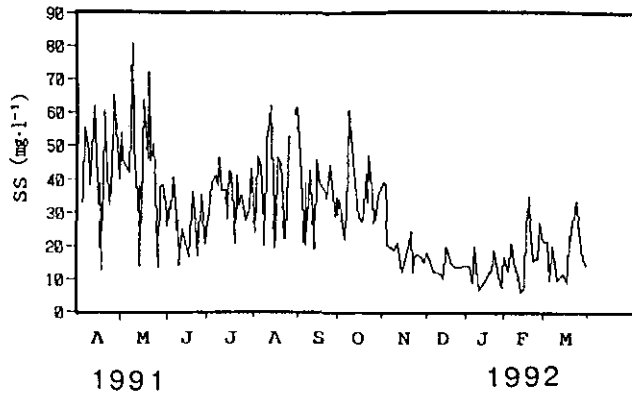


図10
懸濁態乾燥重量の経日変化

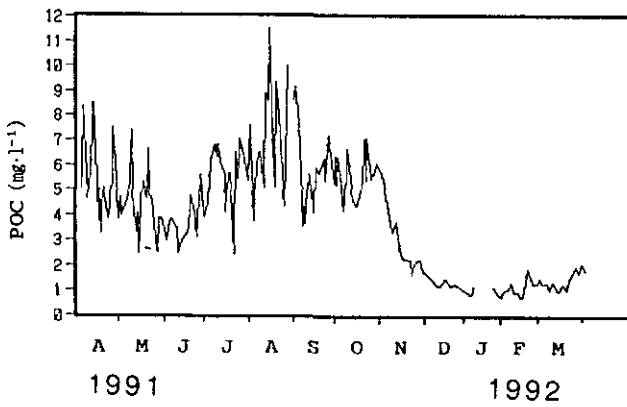


図11
懸濁態炭素濃度の経日変化

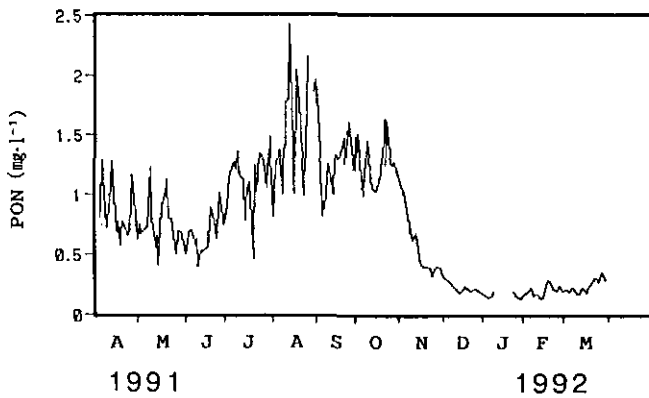


図12
懸濁態窒素濃度の経日変化

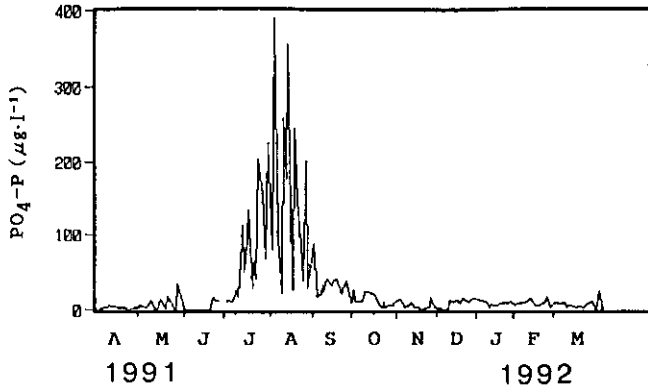


図13
オルトリン酸態リン濃度の経日変化

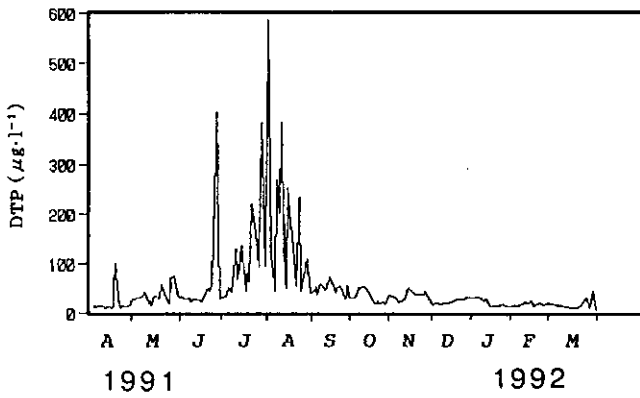


図14
溶存態全リン濃度の経日変化

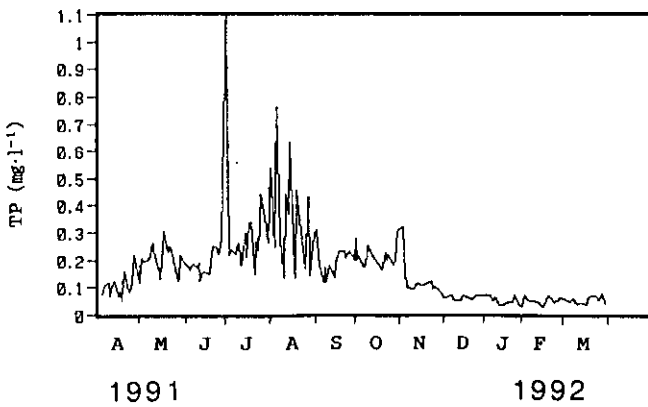


図15
全リン濃度の経日変化

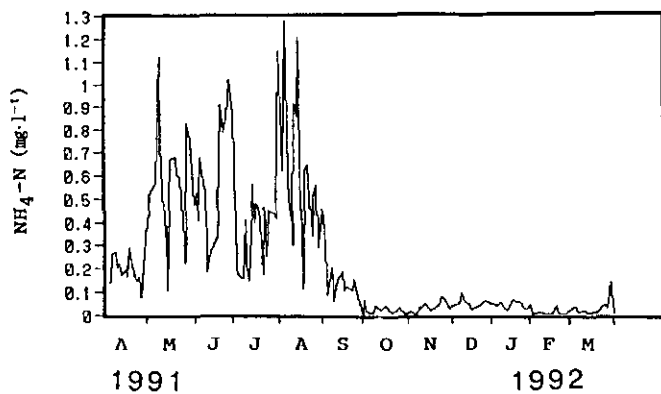


図16
アンモニア態窒素濃度の経日変化

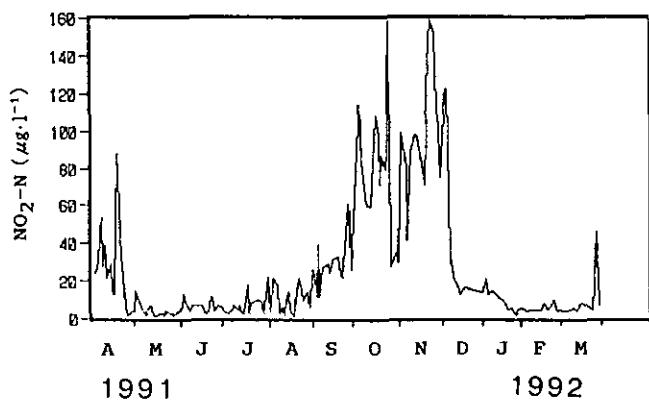


図17
亜硝酸態窒素濃度の経日変化

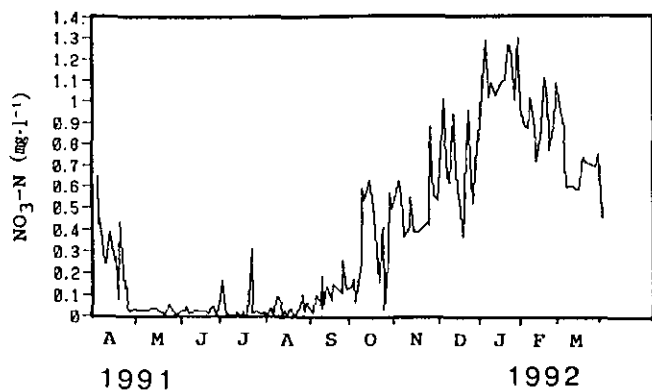


図18
硝酸態窒素濃度の経日変化

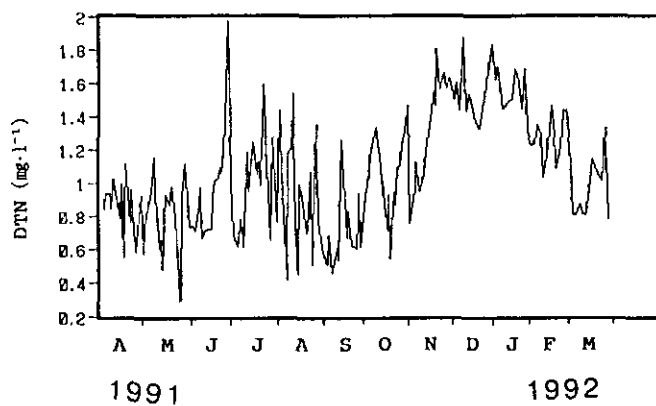


図19
溶存態全窒素濃度の経日変化

(付) 霞ヶ浦水質データ (1991.4~1992.3)

湖水モニタリングデータ一覧

[1]

年月日	日数	TP (ug/l)	PO ₄ -P (ug/l)	DTP (ug/l)	NH ₄ -N (ug/l)	NO ₂ -N (ug/l)	NO ₃ -N (ug/l)	DTN (ug/l)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N	Chl-a (ug/l)	Phyco. (ug/l)
91/04/03	3	72	2	12	138	24	647	905	33.04	5.05	800	6.3	117.4	
91/04/04	4	84	3	16	150	26	418	846	35.38	5.91	900	6.6	138.1	
91/04/05	5	106	3	11	265	26	443	935	55.44	8.37	1293	6.5	178.1	
91/04/08	8	119	4	15	268	53	247	940	48.33	4.66	721	6.5	98.8	
91/04/09	9	71	5	15	200	28	244	841	38.07	5.09	791	6.4	113.8	
91/04/10	10	104	7	13	220	39	320	1023	48.16	6.19	923	6.7	143.0	
91/04/12	12	120	6	11	175	22	386	934	61.73	8.50	1285	6.6	193.6	
91/04/15	15	68	6	14	195	29	253	785	32.27	4.44	684	6.5	91.5	
91/04/16	16	85	4	10	167	14	275	999	39.01	5.01	777	6.5	106.0	
91/04/17	17	54	4	11	290	13	75	549	12.77	3.27	572	5.7	61.7	
91/04/19	19	159	4	99	226	88	434	1115	60.51	5.03	779	6.5	86.4	
91/04/22	22	86	4	13	152	31	122	758	35.19	4.08	680	6.0	90.6	
91/04/23	23	85	2	12	147	29	166	956	32.18	3.86	654	5.9	86.0	
91/04/24	24	119	1	16	163	14	37	709	43.05	4.34	705	6.2	64.2	
91/04/26	26	221	3	14	77	2	23	582	65.03	7.50	1159	6.5	106.1	
91/04/30	30	117	4	16	400	4	32	924	40.25	3.87	630	6.2	51.7	
91/05/01	31	207	5	29	438	4	24	573	53.66	4.71	747	6.3	60.3	
91/05/02	32	194	8	29	516	15	27	739	45.39	4.00	670	6.0	61.4	
91/05/07	37	202	5	30	568	5	28	943	41.96	4.64	733	6.3	68.4	
91/05/09	39	265	11	36	1124	2	24	1156	80.74	7.38	1225	6.0	111.5	
91/05/10	40	230	14	42	734	4	26	912	49.88	4.73	786	6.0	89.0	
91/05/13	43	168	1	19	338	7	38	599	29.87	3.32	557	6.0	50.2	
91/05/14	44	176	3	24	382	6	33	656	37.70	4.08	658	6.2	72.0	
91/05/15	45	130	1	13	106	2	35	481	14.03	2.48	405	6.1	41.3	
91/05/17	47	304	15	35	666	2	19	929	63.60	5.30	875	6.1	97.0	
91/05/20	50	228	4	29	678	3	17	861	46.21	4.62	1037	4.5	74.4	
91/05/21	51	252	3	32	677	3	7	940	72.17	6.64	1123	5.9	86.6	
91/05/22	52	249	19	58	596	2	11	975	45.39	4.80	797	6.0	71.8	
91/05/24	54	199	12	40	589	4	53	793	50.57	4.61	792	5.8	76.9	
91/05/27	57	124	2	19	224	3	19	296	19.81	2.59	496	5.2	45.9	
91/05/28	58	130	2	19	233	3	17	307	13.54	2.54	494	5.2	55.2	
91/05/29	59	220	36	71	826	2	7	922	37.80	3.85	688	5.6	73.2	
91/05/31	61	196	21	75	758	3	11	1114	38.21	3.84	682	5.6	62.4	

年月日	日数	TP (ug/l)	PO ₄ -P (ug/l)	DTP (ug/l)	NH ₄ -N (ug/l)	NO ₂ -N (ug/l)	NO ₃ -N (ug/l)	DTN (ug/l)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N	Chl-a (ug/l)	Phyco. (ug/l)
91/06/03	64	178	1	32	472	4	28	733	25.81	2.97	497	6.0	51.6	
91/06/05	66	164	1	31	525	7	21	740	33.06	3.40	600	5.7	57.5	
91/06/06	67	180	1	34	407	13	42	743	30.84	3.72	682	5.5	68.4	
91/06/07	68	185	1	28	672	8	12	713	40.45	3.85	699	5.5	64.4	
91/06/10	71	175	1	29	538	4	16	878	24.72	3.46	573	6.0	55.5	
91/06/11	72	192	2	32	538	6	21	975	27.43	3.52	628	5.6	48.2	
91/06/12	73	125	1	23	185	7	25	664	14.01	2.48	395	6.3	31.4	
91/06/14	75	158	1	29	268	7	23	716	24.86	2.93	513	5.7	52.1	
91/06/19	80	151	1	26	337	7	20	724	16.69	3.31	551	6.0	63.7	
91/06/20	81	194	1	23	427	5	19	926	22.43	3.58	618	5.8	79.7	24
91/06/21	82	253	1	28	905	3	10	1014	36.27	4.73	889	5.3	134.5	50
91/06/24	85	253	17	47	789	4	34	1030	26.18	4.08	780	5.2	116.5	105
91/06/25	86	223	13	48	838	12	42	1096	17.02	3.10	623	5.0	88.4	104
91/06/26	87	236	14	44	854	12	17	1061	24.15	3.83	722	5.3	107.1	65
91/06/28	89	282	13	62	1019	4	7	1197	35.16	5.56	1009	5.5	139.5	76
91/07/01	92	1092		402	868	7	161	1971	20.56	3.91	747	5.2	64.7	19
91/07/03	94	219	12	29	187	6	29	1009	30.79	4.44	892	5.0	138.1	112
91/07/05	96	240	13	31	163	4	6	684	38.79	6.12	1145	5.3	132.3	119
91/07/08	99	223	12	34	159	3	4	613	41.04	6.80	1273	5.3	121.8	130
91/07/09	100	264	20	50	406	4	5	735	37.79	6.28	1210	5.2	124.8	181
91/07/10	101	255	27	48	203	4	2	784	46.58	6.82	1359	5.0	156.7	
91/07/12	103	182	17	43	148	7	18	610	36.50	6.08	1163	5.2	140.8	143
91/07/15	106	299	113	129	556	5	2	1189	36.83	5.58	1117	5.0	138.7	233
91/07/16	107	210	51	69	393	7	21	953	27.89	4.14	774	5.4	117.5	162
91/07/17	108	332	66	90	476	3	4	1085	42.42	5.61	1046	5.4	166.5	255
91/07/19	110	340	134	136	459	3	2	1250	41.31	5.69	1096	5.2	144.2	277
91/07/22	113	151	29	44	179	18	310	1060	20.58	2.43	462	5.3	48.6	76
91/07/23	114	269	64	79	462	3	8	1133	41.05	6.52	1244	5.2	145.0	241
91/07/24	115	234	41	61	255	8	16	988	31.72	5.40	1019	5.3	119.0	219
91/07/26	117	442	202	220	444	9	20	1594	35.20	7.02	1348	5.2	113.5	330
91/07/29	120	352	157	159	437	10	12	1091	27.50	6.14	1274	4.8	141.5	444
91/07/31	122	264	70	93	413	9	15	653	30.62	5.31	1053	5.0	109.7	822

年月日	日数	TP (ug/l)	PO ₄ -P (ug/l)	DTP (ug/l)	NH ₄ -N (ug/l)	NO ₂ -N (ug/l)	NO ₃ -N (ug/l)	DTN (ug/l)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N	Chl-a (ug/l)	Phyco. (ug/l)
91/08/02	124	538	224	382	1145	3	1	1278	43.01	7.57	1488	5.1	154.9	496
91/08/05	127	249	81	94	614	22	38	765	24.07	3.76	808	4.7	67.9	345
91/08/07	129	763	390	586	1277	4	2	1440	46.72	6.06	1224	5.0	133.7	454
91/08/09	131	273	94	118	574	21	89	934	43.75	6.50	1372	4.7	137.8	602
91/08/12	134	135	24	44	300	17	62	418	20.00	5.05	1004	5.0	100.7	358
91/08/13	135	444	258	267	910	3	1	1180	51.64	8.91	1782	5.0	135.7	194
91/08/15	137	365	175	199	854	6	27	1216	57.71	8.58	1788	4.8	139.0	517
91/08/16	138	634	355	382	1203	2	1	1539	62.05	11.52	2429	4.7	161.2	272
91/08/19	141	160	52	63	115	14	34	481	19.11	5.48	1136	4.8	88.7	341
91/08/20	142	134	28	52	160	13	33	450	24.01	5.11	1010	5.1	77.9	136
91/08/21	143	454	243	252	619	4	2	998	46.46	9.34	2044	4.6	117.7	447
91/08/23	145	345	148	179	640	1	11	926	44.92	7.98	1765	4.5	118.6	235
91/08/26	148	198	67	82	340	18	39	696	22.24	4.92	1114	4.4	71.9	219
91/08/27	149	168	40	55	503	21	100	718	21.89	4.32	991	4.4	67.8	127
91/08/29	151	432	200	233	553	14	22	1069	52.76	9.99	2161	4.6	130.8	283
91/08/30	152	141	29	45	294	10	63	506				4.5	80.5	250
91/09/02	155	289	66	87	449	14	32	1358	59.58	8.64	1868	4.6	148.4	488
91/09/04	157	310	88	109	365	6	10	765	61.69	9.18	1961	4.7	140.3	368
91/09/06	159	176	17	40	85	26	100	605	46.82	7.64	1532	5.0	94.2	367
91/09/09	162	115	22	44	200	12	52	509	20.83	3.57	823	4.3	67.4	381
91/09/10	163	171	34	54	147	39	187	506	38.97	4.32	939	4.6	73.9	550
91/09/11	164	113	25	37	64	12	34	688	20.28	3.67	872	4.2	61.3	550
91/09/13	166	180	42	60	154	27	141	461	42.46	5.62	1255	4.5	84.3	768
91/09/17	170	132	32	46	188	29	74	608	18.82	4.12	993	4.2	90.8	850
91/09/18	171	189	40	56	110	24	148	531	45.94	5.91	1327	4.5	117.7	1084
91/09/20	173	233	42	72	127	31	135	1266	38.54	5.64	1291	4.4	96.9	1287
91/09/24	177	232	20	43	107	33	107	663	36.21	6.25	1478	4.2	104.1	1721
91/09/25	178	207	28	51	152	27	256	834	34.31	5.35	1253	4.3	112.4	1033
91/09/27	180	232	38	56	98	22	124	627	44.14	7.17	1607	4.5	135.9	1046
91/10/01	184	200	10	29	12	61	142	602	29.02	5.22	1207	4.3	101.6	818
91/10/02	185	276	16	38	6	38	162	787	34.64	6.34	1485	4.3	130.5	1003
91/10/03	186	198	26	55	65	57	174	937	29.29	5.17	1198	4.3	94.5	418
91/10/04	187	215	12	30	20	26	65	613	33.99	6.28	1507	4.2	118.1	769
91/10/08	191	169	12	30	14	104	248	975	21.99	4.16	985	4.2	79.9	661
91/10/09	192	184	12	37	13	114	596	987	29.02	4.77	1141	4.2	93.0	551
91/10/11	194	250	25	52	42	83	545	1162	60.86	6.64	1445	4.6	109.0	643
91/10/15	198	209	24	53	22	60	633	1335	41.79	4.62	1056	4.4	78.6	572
91/10/18	201	186	21	43	45	59	463	1160	28.56	4.32	1011	4.3	66.6	883
91/10/21	204	162	8	22	18	108	156	879	27.39	4.96	1169	4.2	75.3	1102
91/10/23	206	227	3	18	13	97	364	705	41.86	7.06	1629	4.3	113.2	1763
91/10/24	207	197	11	24	17	71	411	928	32.97	5.35	1248	4.3	72.2	380
91/10/25	208	221	3	18	17	87	31	544	47.21	7.10	1619	4.4	102.8	191
91/10/28	211	185	8	23	32	79	303	944	34.35	5.45	1253	4.4	84.6	122
91/10/29	212	182	8	17	20	90	571	872	27.05	5.65	1239	4.6	58.7	90
91/10/30	213	193	6	23	21	158	494	1093	29.47	5.64	1269	4.4	75.9	73

年月日	日数	TP (ug/l)	PO ₄ -P (ug/l)	DTP (ug/l)	NH ₄ -N (ug/l)	NO ₂ -N (ug/l)	NO ₃ -N (ug/l)	DTN (ug/l)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N	Chl-a (ug/l)	Phyco. (ug/l)
91/11/01	215	312	10	36	9	28	533	1119	35.28	6.05	1221	5.0	72.4	532
91/11/05	219	319	15	33	21	35	628	1378	39.10	5.58	1064	5.2	53.2	397
91/11/06	220	140	11	29	13	30	559	1466	38.47	5.19	1015	5.1	59.4	226
91/11/08	222	96	4	22	2	99	374	756	20.28	4.69	909	5.2	34.6	461
91/11/12	226	95	7	27	40	81	406	953	18.80	3.36	632	5.3	37.3	319
91/11/13	227	95	10	28	35	42	553	1130	18.80	3.33	615	5.4	38.9	308
91/11/15	229	115	4	51	54	89	392	953	20.80	3.73	675	5.5	35.9	268
91/11/18	232	104	4	43	31	98	391	1060	12.43	2.43	412	5.9	26.4	101
91/11/20	234	104	1	37	25	97	403	1196	14.25	2.27	399	5.7	28.7	39
91/11/25	239	122	5	38	47	71	438	1554	24.14	2.20	387	5.7	28.8	ND
91/11/26	240	93	4	36	69	99	422	1470	12.39	1.65	314	5.3	22.8	ND
91/11/27	241	101	16	45	82	124	891	1810	16.25	1.84	331	5.6	27.6	ND
91/11/29	243	94	6	33	65	159	564	1566	17.44	2.18	400	5.4	34.4	ND
91/12/02	246	76	3	15	31	152	545	1670	16.73	2.21	388	5.7	34.6	ND
91/12/04	248	61	3	20	36	111	684	1572	15.07	1.79	316	5.7	38.3	ND
91/12/06	250	62	2	20	49	75	1017	1634	18.07	1.67	293	5.7	31.5	ND
91/12/09	253	69	2	17	47	120	644	1509	14.15	1.52	266	5.7	23.2	ND
91/12/11	255	52	14	21	97	122	625	1605	12.40	1.40	243	5.8	16.6	ND
91/12/13	257	50	11	19	56	33	948	1439	11.95	1.25	209	6.0	12.5	3
91/12/16	260	49	13	23	51	20	594	1874	11.55	1.17	177	6.6	12.6	ND
91/12/18	262	68	9	25	25	19	525	1437	10.10	1.29	196	6.6	11.6	ND
91/12/20	264	62	16	29	35	13	370	1538	19.50	1.48	229	6.5	14.5	ND
91/12/24	268	52	10	26	45	17	968	1376	14.25	1.15	188	6.2	13.7	ND
91/12/27	271	71	16	31	61	16	529	1332	13.75	1.22	214	5.7	7.5	ND
92/01/06	281	68	12	31	42	14	1294	1835	13.80	0.90	139	6.5	7.4	ND
92/01/08	283	47	5	25	57	21	1029	1625	8.60	0.79	143	5.6	8.3	ND
92/01/10	285	61	9	28	36	13	1094	1700	19.50	1.13	183	6.2	12.4	ND
92/01/13	288	31	6	13	22	15	1034	1448	6.65				9.1	ND
92/01/17	292	36	10	15	69	12	1094	1490	9.05				12.9	ND
92/01/20	295	45	10	15	63	10	1111	1508	11.65				9.4	ND
92/01/22	297	46	11	18	57	8	1273	1689	12.50				13.1	ND
92/01/24	299	68	12	15	36	5	1265	1653	18.75	1.10	181	6.1	12.9	ND
92/01/27	302	33	8	13	28	6	1011	1455	10.60	0.82	137	6.0	6.8	ND
92/01/29	304	29	11	14	46	2	1302	1685	7.35	0.73	131	5.6	5.1	ND
92/01/31	306	67	11	15	7	5	967	1313	16.70	0.98	156	6.3	8.5	ND
92/02/03	309	50	11	15	13	6	888	1230	12.15	1.03	182	5.7	8.0	ND
92/02/05	311	50	14	18	14	5	884	1242	20.70	1.30	218	6.0	11.4	ND
92/02/07	313	49	16	22	14	4	1023	1358	15.10	0.94	155	6.0	7.5	ND
92/02/10	316	43	8	19	8	5	878	1284	10.65	0.94	166	5.7	7.4	ND
92/02/12	318	34	7	25	9	5	722	1038	5.95	0.72	126	5.7	7.1	ND
92/02/14	320	30	7	14	11	5	828	1160	7.00	0.77	135	5.7	6.5	ND
92/02/17	323	68	11	19	44	5	1116	1466	34.95	1.84	282	6.5	12.5	ND
92/02/19	325	62	17	20	11	8	1061	1365	26.15	1.59	278	5.7	16.4	ND
92/02/21	327	43	4	16	8	5	780	1092	15.30	1.24	209	5.9	16.8	ND
92/02/24	330	48	10	19	9	7	924	1226	16.30	1.23	193	6.4	16.3	ND
92/02/26	332	61	10	18	18	10	1089	1442	26.80	1.45	237	6.1	15.2	ND
92/02/28	334	55	9	17	30	4	989	1442	21.35	1.23	193	6.4	12.8	ND

年月日	日数	TP (ug/l)	PO ₄ -P (ug/l)	DTP (ug/l)	NH ₄ -N (ug/l)	NO ₂ -N (ug/l)	NO ₃ -N (ug/l)	DTN (ug/l)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N	Chl-a (ug/l)	Phyco. (ug/l)
92/03/02	337	54	11	16	38	5	882	1125	21.10	1.27	206	6.2	14.1	ND
92/03/04	339	44	5	15	15	4	597	812	9.55	1.03	183	5.6	10.8	ND
92/03/06	341	58	7	14	17	4	605	812	19.90	1.34	222	6.0	15.8	ND
92/03/09	344	37	6	13	19	5	603	878	9.55	0.98	172	5.7	12.2	ND
92/03/11	346	39	5	12	15	6	591	816	10.20	0.97	166	5.8	11.5	ND
92/03/13	348	42	6	10	11	4	587	813	11.60	1.25	225	5.6	16.6	ND
92/03/16	351	35	4	11	18	8	743	1017	8.90	1.03	175	5.9	13.7	ND
92/03/18	353	65	8	13	15	8	718	1149	20.40	1.40	235	5.9	13.3	ND
92/03/23	358	67	12	32	50	6	707	1042	33.45	1.94	302	6.4	22.2	ND
92/03/25	360	53	1	10	32	5	696	1016	24.20	1.68	267	6.3	43.9	ND
92/03/27	362	79	25	44	144	46	759	1337	16.30	2.09	355	5.9	38.2	ND
92/03/30	365	39	2	6	14	7	460	787	14.30	1.76	283	6.2	31.8	ND

資料1 第8回国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム

1.日時：平成4年10月26日（月曜日） 10時～16時45分

2.場所：国立環境研究所 臨湖実験施設 大会議室

10:00 開会の挨拶

10:10 カートリッジカラムを用いた溶存有機物の分離、濃縮について 福島 武彦

10:35 水中溶存有機物と塩素の反応生成物としてのハロゲン化酢酸の定量 小沢 秀明

11:00 Variability of Metabolic Quotients in Lake Kasumigaura Plankton Richard S. J. Weisburd

11:35 大山地先における水質変動の特徴 相崎 守弘

11:50 今年夏の風速と無酸素層の形成について 春日 清一

----- 昼食 (12:05 - 13:00) -----

13:00 霞ヶ浦における細菌現存量の経年変化 相崎 守弘、石垣 哲治、大槻 晃

13:15 霞ヶ浦における藻類種の変遷に及ぼす因子について 矢木 修身

13:40 霞ヶ浦湖畔船溜まりにおけるテナガエビの動態 春日 清一、増子 勝男、山根 爽一

14:05 ハス (*Nelumbo nucifera*) と水位変化 - 実験的解析 - 野原 精一

14:30 微生物固定化法を用いた汚濁湖水の浄化 高木 博夫、金 周永、近山 憲幸、稲森 悠平

14:45 国内湖沼のメタン濃度と環境因子の関係 野尻 幸宏、中村 岳史、大槻 晃

----- コヒーブレイク (15分) -----

15:15 東京湾海水中のメタン濃度とその変動 中村 岳史、野尻 幸宏、橋本 伸哉、大槻 晃

15:30 東京湾における青潮に関する研究 --- 研究 ----- 田中 秀之、木幡 邦男、中村 泰男、竹下 俊二、相崎 守弘、滝井 進

15:55 太湖の環境 (Environment in Lake Taihu) Yiping Huang

16:20 バイカル湖の研究 ---- アプローチと目標 ---- 河合 崇欣

16:45 閉会の挨拶

資料2 第8回国立環境研究所暨ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧

所 属	氏 名
茨城県公害センター	平柳 典亮
	山本 哲也
	栗田 初美
茨城県内水面水産試験場	根本 孝
	松原 尚人
千葉県水質保全研究所	半野 勝正
	木内 浩一
	小倉 久子
埼玉県公害センター	高橋 基之
	岡崎 勉
和歌山県衛生公害センター	田中 正
中国南京地理湖沼研究所	Hang Yi Ping
環境研究センター	田中 秀之
東京水産大学	朴 济哲
	中村 岳史
	Rokaya Hussein Goma
筑波大学	明石 達郎
	舟木 賢徳
	鷺山 裕史
日本大学	北村 光
東北大学	金 周永
国立環境研究所・所長	市川 惇信
副所長	鈴木 継美
主任企画官	久野 武
研究企画官	杉山 健一郎
	柳橋 泰夫
水圏環境部	相崎 守弘
	矢木 修身
	海老瀬 潜一
	小沢 秀明
地域環境研究グループ	竹下 俊二
	稲森 悠平
	松重 一夫
	春日 清一
	高木 博夫
	福島 武彦
	木幡 邦男
地球環境研究グループ (STA7x0-)	河合 崇欣
生物圏環境部	Richard S. J. Weisburd
	野原 精一
	高村 典子
	合計 41名

実験施設名	研究テーマ	研究者名	研究期間
多目的実験池 (大型池)	*動物相を用いた湖沼環境指標化に関する研究(湖沼環境指標特研)	春日	92/4 97/3
(小型池)	*生態系構造と溶存有機物の挙動に関する研究(湖沼環境指標特研)	相崎他	92/4 93/3
	*アオコ増殖に対するN/P比の影響(湖沼環境指標特研)	相崎他	92/4 93/3
	*藻類増殖過程の水質変動及びその種組成遷移への影響(環境容量特研)	河合他	90/4 92/3
(成層池)	*水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	90/4 永続
人工水路	*水耕栽培による水質浄化に関する研究(地域経常)	相崎他	90/4 93/3
フリースペース	*霞ヶ浦に侵入した外来性魚類、特にオオクチバスとブルーギルに関する研究(地域経常)	春日	92/4 97/3
	*実験用水生生物の保存(地域経常)	春日	90/4 長期
用排水棟	*上水処理における生物活性炭の検討(小規模排水処理技術特研)	稲森他	91/4 93/3
	*汚濁湖沼水の微生物活性炭流動床法等の新システム開発と浄化特性の解明にかんず研究	稲森他	92/4 93/3
	*汚濁湖沼水の微生物固定化法による水改善手法に関する研究	高木、稲森	92/4 93/3
	*湖沼水中に溶解している難分解性有機化合物の挙動に関する研究(地域経常)	高木、相崎	92/4 93/3
取水塔	*水質自動連続測定法に関する基礎的研究(地球経常)	河合	90/4 長期
実験管理棟 (モニター室)	*気象・水質等モニターデータの整理(地球経常)	河合	90/4 長期
(実験室)	*河川流下過程の水質変化と河床生物膜の関係についての研究(水質経常)	井上	90/4 92/3
	*霞ヶ浦のイサザアミ個体群変動要因の実験的解析(湖沼環境指標特研)	春日	90/4 93/3
	*霞ヶ浦の魚類調査(湖沼環境指標特研)	春日	92/4 97/3

実験施設名	研究テーマ	研究者名	研究期間
実験管理棟 (実験室)	* 野外用植物プランクトン現存量測定装置の開発 (湖沼環境指標特研)	木幡, 相崎	92/4 94/3
	* 環境変動に伴う天然水中の微量成分の挙動に関する研究 (地球経常)	野尻	90/4 長期
	* 霞ヶ浦からのメタン・亜酸化窒素の放出に関する研究 (地球推進費、温暖化現象)	野尻	90/4 94/3
	* 酸性降下物による陸水の酸性化予測に関する研究 (地球推進費、酸性雨)	河合	90/4 93/3
	* 生物資源保護に果たす霞ヶ浦の役割 (地域経常)	春日	90/4 長期
	* 霞ヶ浦の環境に関する基礎的研究 (地域経常及び特別経常)	相崎他	92/4 93/3
	* 無酸素水塊形成機構に関する研究 (閉鎖性海域特研)	竹下他	91/4 92/3
	* 植物プランクトン, 特にピコプランクトンの種類と光環境の関係について (科技厅)	高村	91/4 93/3
	* 湖沼における短鎖脂肪酸の消長に関する研究 (水質経常)	小沢	91/4 93/3
	* 硝酸性窒素による地下水汚染に関する予備的研究 (奨励)	平田	91/4 92/3
* 霞ヶ浦環境の地理情報システムの作成 (科研費)	相崎	92/4 93/3	
薬堀池	* 霞ヶ浦貴重動・植物の保存	春日他	89/4 永続

資料4 施設を利用した研究成果の一覧

口頭発表

発表者	題 目	学会名称等	発表年
野尻幸宏、石橋純一郎 中村岳史、大槻晃	陸水域における溶存メタンの 分布と変動	1990年度地球化学会 年会	1990
M. Aizaki	The occurrence of anoxic water and 'Aoshio' Phenomena in Tokyo Bay	The 2nd Jpn. -Korea Symp. Environ. Sci. & Technol. Proc.	1990
相崎守弘、木幡邦男	水中分光機を利用した野外での 藻類現存量測定に関する研究	第24回水質汚濁学会	1990
田中秀之、相崎守弘	東京湾における青塩に関する研究 究—無酸素水塊の形成と硫酸塩還 元細菌の挙動	第24回水質汚濁学会	1990
相崎守弘	底泥における細菌分布とその役割	第24回水質汚濁学会	1990
H. Tanaka, M. Aizaki, H. Kitamura	Changes in vertical distributi ons of several kinds of bacteria caused by up-welling of anoxic water in Tokyo bay, Japan	15th Bienn. Conf. IAWPRC	1990
M. Aizaki, K. Fukushima, H. Tachibana, K. Muraoka, K. Jin, E. Zhang, Y. Liu, H. Liu	Evaluation of water quality of several lakes in Japna and the yun-nan province in China using trophic stgate indexes derived from several parametrs	The 4th Int. Conf. Conserv. & Manage. Lakes ' Hangzhou ' 90'	1990
相崎守弘	アオコの優占培養に対する米ぬか 抽出液の効果	日本陸水学会第55大会	1990
福島武彦、原沢英夫、 相崎守弘、橋治国、 村岡浩爾	滇池（中国）、ソクラ湖、ラグ ナ湖（フィリピン）、霞ヶ浦の比 較研究	日中共同研究シンポジ ウム	1990
T. Fukusima, H. Harasawa M. Aizaki	Lake comparative study and its application to management of drainage basin	The 4th Int. Conf. Conserv. & Manage. Lakes ' Hangzhou ' 90'	1990
相馬悠子、今和泉隆、 春日清一	カロチノイド分析による霞ヶ浦植 物プランクトンの季節変動の推定	日本陸水学会第55大会	1990

誌上発表

発表者	題 目	学会名称等	発表年
相崎守弘	湖沼・内湾のアオコ・赤潮	からだの科学臨時増刊号「環境保健入門」 日本評論社	1990
相崎守弘	霞ヶ浦を取り巻く環境変化	「近代化による環境変化」 平成2年度総合報告書 ()	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(1)	霞ヶ浦ネットワーク	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(2)ワカサギ	霞ヶ浦ネットワーク	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち()イサザアミ	霞ヶ浦ネットワーク	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち()イサザアミ	霞ヶ浦ネットワーク	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち()エビ	霞ヶ浦ネットワーク	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち()フナ	霞ヶ浦ネットワーク	1990