

アオコの計量と発生状況, 発生機構 — アオコ指標検討会資料 —

Aoko (Water-blooms of Blue-green Algae);
Measurement, Occurrence, and Factors on Its Growth

福島武彦, 相崎守弘 編

Edited by T. Fukushima, M. Aizaki

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

序

本報告書は、1994年3月29日に国立環境研究所で開催されたアオコ指標検討会での資料をとりまとめたものである。この検討会は、地方公共団体公害研究機関と国立環境研究所との共同研究「アオコ指標の作成に関する研究」（1991-1994年度）をベースとして、アオコの計量方法とその発生状況、機構など動態に関する調査、研究に関して情報交換を行うために1991年度に設けられた。各年1-2回ずつ計4回行われ、その最終回である1994年3月29日には最終成果が参加者より報告された。本報告書には、その時の資料に加えて、過去の検討会で報告されたもの等もあわせて掲載した。

現在、湖沼の有機汚濁に関する水質環境基準はCODで評価されているが、湖沼の多面的な利用、生態系としての評価には不十分であることが指摘されている。こうした観点では、アオコの発生、非発生に関する情報は、それぞれの湖沼の富栄養化の段階を大まかに示すとともに、景観、親水性、上水利用など水利用の仕方にも大きな影響を与えている点で極めて重要である。このため我々は、湖沼におけるアオコ発生に特に着目し、その指標化を検討してきた。

本報告書ではまず、化学的、視覚的な手法によりアオコを定量する方法をいくつか紹介している。次に、全国の湖沼でのアオコの発生状況を整理するとともに、発生機構に関する報告を紹介している。本報告書に示した手法を用いて、アオコ発生に関する情報が益々蓄積されるとともに、その機構が解明され、抑制に向けて有効な対策が見い出されることを期待したい。

平成7年3月

地域環境研究グループ

統括研究官 内藤正明

目次

研究の趣旨と本報告書のねらい	1
福島武彦・相崎守弘	
I. アオコ量の測定方法	
1. 高速液体クロマトグラフィーを用いたフィコシアニンの定量法と霞ヶ浦におけるラン藻類 現存量変化に関する研究	7
大槻 晃・大井武彦・橋本信也・相崎守弘・高村典子	
2. 湖沼におけるラン藻優占度の推定	15
日野修次・高野敬志	
3. 光合成色素分析（クロロフィル，カロチノイド）による湖水の植物プランクトン現存量推定	24
相馬悠子，今和泉隆，八木圭一，春日清一	
II. 見た目アオコ指標	
1. アオコ景観指標による霞ヶ浦の評価	33
相崎守弘・福島武彦・高木博夫・北村 光	
2. アオコの基準は？	40
—見た目アオコ指標によるアンケート調査結果の解析— 相崎守弘・福島武彦・北村 光・大橋広明	
III. 全国湖沼におけるアオコの発生状況と発生機構	
1. 霞ヶ浦における各種ラン藻類の増殖制限物質	51
矢木修身・内山裕夫・富岡典子・桜井昌文・高村義親	
2. 北海道における水の華の発生状況	62
日野修次	
3. 北海道過栄養湖、茨戸湖における植物プランクトン相の変化および栄養塩類の消長	68
高野敬志・日野修次	
4. 網走湖における水の華の消長	73
三上英敏・日野修次・有末二郎	
5. 仙台市内2池沼における植物プランクトンと水質の推移	80
—丸田沢および三共堤ため池について— 阿部早智子・高橋陽子・加藤丈夫・小場正彦	
6. 湖山池の水質変動に及ぼす気象要因の影響	87
田中賢之介・安田満夫・南條吉之	
7. アオコの増殖に及ぼすリン及び塩素イオン濃度の影響	95
南條吉之・田中賢之介・安田満夫	
8. 屋外実験池を用いたアオコ発生実験における植物プランクトン組成の変化	105
相崎守弘・青山莞爾	
9. 湖沼における藻類種と環境因子との関係	115
藤本尚志・福島武彦	
IV. 資料	123

研究の趣旨と本報告書の概要

福島武彦, 相崎守弘 (国立環境研究所)

湖沼における水環境質はCOD, pH, DO, SS, 大腸菌群数で評価されることになっているが, COD (化学的酸素要求量) 以外の項目では基準値はあるものの, 代表値の決め方が示されておらず (CODでは年間の75%非超過確率値), 環境基準を満足しているかの判断はCODのみによって行われているのが実情である。CODに関しては, その分析精度, 分析値の意味するもの, など多くの問題点が指摘されているものの (日本水質汚濁研究協会, 1988), それにまさる指標が現状ではないとして, 1970年の環境基準の制定以来, 利用されてきた。

しかし, 湖沼と人間の関わりは多様化して来ており, 上水, 工業用水, 水産用水, 農業用水への利用の観点から決められた環境基準値だけでは湖沼環境を的確に評価しているとは言い難い。このため, 我々は特別研究「湖沼環境指標の開発と新たな湖沼環境問題の解明に関する研究」(1992-1996年度)を行い, CODに代わる新たな有機物指標の検討を行うとともに, 湖沼の水質変動特性, 水生生物の代謝特性, 生物量から生態系構造の適切さを評価する指標作りを進めている。と同時に, 前特別研究「環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究」(1987-1991年度) (国立環境研究所, 1993) 以来, 湖沼におけるアオコ発生に着目し, その指標化を検討してきた。すなわち, アオコの発生は, ある湖沼の富栄養化の一大エポックであり, 同時にそれが有毒物質を含む点では水利用の仕方を大きく変えなくてはならない段階と考えられる。また, 景観, 親水性の観点からも, その発生, 非発生は非常に大きな別れ目であると予想した。

さて, アオコとは*Microcystis* 属の別称とする場合もあるが (矢木編, 1986), 一般的には藻類が湖面に浮かび, 青い粉をまいたような状態となったものやその原因となった藻類群のことをアオコと呼ぶことが多い (生島編, 1987; 渡辺, 原田, 藤木編, 1994)。そうした水の華は*Microcystis* 属によることが大部分であるものの, *Anabaena* 属など他のラン藻による場合もあり, またまれには緑藻等のこともある。本報告書では, アオコとはラン藻による水の華としておく。

では, アオコの定量はどのように行っているのだろうか。従来, サンプル水を持ち帰り, 顕微鏡で計数することが一般的であるが, 種の区別は難しく, 定量は藻類学者の専門的な仕事である。特にラン藻の場合, コロニーを形成することもあり, セル数の計数が非常に困難である。こうした理由から, アオコの発生状況, 消長に関する研究は特定の湖沼に限られ (須藤編, 1981; 生島編, 1987; 高村, 1988), その発生機構の詳細も不明なままになっていた。

このような現状を打破する一つの方法としては, 定量方法を新たに開発して単純化し, 藻類学者以外でも測定ができるようにするとともに, 指標化することが必要と考えた。本報告書では, I章のアオコ量の定量方法中の3編が化学的な手法によって, ラン藻類に特有な色素 (フィコシアニン, カロチノイド) を定量する方法を提案するとともに, 実湖沼での変化を報告している。特にHPLC蛍光光度法によるフィコシアニン

(大槻他, 日野・高野), またHPLCフォトダイオードアレイ法によるカロチノイドの分析(相馬他)により, 全藻類に占めるラン藻の割合が定量的にもとめられることがわかった。

また, II章の見た目アオコ指標中の1編では, アオコ発生状況を段階的に示す写真との比較からそのレベルを0から6の7段階に分ける方法を提案した。この方法を霞ヶ浦に適用するとともに, アンケート調査からレベルごとの印象を定量化した。II章のもう一編ではその手法を北海道, 宮城, 岡山, 鳥取の湖沼にも広げて解析を行っている。見た目によるレベルと化学分析による濃度(フィコシアニン)の間には良好な相関関係が見られること, レベルがある段階を超えるとある種の水利用に使用することが極めて困難になることなどが示された(相崎他その1)。

最後にIII章には, 全国的に見たアオコの発生状況と発生機構に関する報告をまとめた。霞ヶ浦に加えて, 先の4道県の湖沼におけるアオコの発生の状況とその消長に関わる因子の検討, 国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外実験池を用いたアオコの発生要因に関する実験結果の考察, 環境庁自然保護局が定期的に行っている自然環境保全基礎調査湖沼編を資料とした全国湖沼における藻類発生状況のまとめとそれに及ぼす影響因子の抽出, を行った報文を載せた。これらを整理すると, アオコの発生に関しては従来から言われているように(高村, 1988), 1) 一定以上の栄養塩濃度が必須で(日野, 相崎・青山, 藤本・福島), 2) 水温が25°Cを超えると*Microcystis*の発生率は急激に増加するが(藤本・福島), 逆に微妙な水温低下によっては*Anabaena*やラン藻以外の藻類に変化し(高野・日野, 田中他), 3) 塩分が高まると*Microcystis*は増殖できない(三上他, 南条他), ことが確かめられた。また, 屋外実験池でのアオコの発生実験から, 4) 鉄やある種の有機物の存在が増殖の必要条件と考えられた(相崎・青山)。ラン藻内での種の優占機構に関わる事象としては, 5) 北海道の湖沼では栄養塩濃度, N/P比の増加により*Anabaena*から*Microcystis*に優占種が変化する傾向が見られるものの(日野), 6) 全国湖沼の解析ではN/P比の違いにより*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Phormidium*の発生比率が大きく変わるという傾向は見られず(藤本・福島), 7) 重金属, 阻害化学物質に対する耐性のためか, 霞ヶ浦湖水のAGP試験では*Oscillatoria*のみEDTAの添加なしでも増殖することがわかった(矢木他)。Takamura *et al.* (1992)が指摘するような, N/P比の増加による*Microcystis*から*Oscillatoria*への優占種の変化は見られなかった。

以上, ラン藻類の優占要因に関してはかなりの部分が判明してきたが, その中の種の変遷に関しては相反する事実も多く, 依然わからないことが多いと言えよう。今後, こうした点を解決するためには, 多くの湖沼で藻類の変遷をモニターするとともに, 実際の湖沼や大型の隔離水界を用いた実証的な実験が必要であろう。

最後に, 本報告書は, 先に示した特別研究, 並びに地方公共団体公害研究機関と国立環境研究所との共同研究(研究題目「アオコ指標の作成に関する研究」1991-1994年度)をベースとしたアオコ指標検討会の最終回(1994年3月29日)の資料を中心にとりまとめたものである。以下に, そのメンバーを示す。また, ここに登載した報文の内多くは既に学術誌に登載されたり, 現在投稿中のものであることをことわる。

アオコ指標検討会メンバー

国立環境研究所

水圏環境部	相崎守弘・矢木修身
地域環境研究グループ	福島武彦・松重一夫
生物圏環境部	高村典子
北海道環境科学研究センター	日野修次
仙台市衛生研究所	阿部早智子
岡山県環境保健センター	片山靖夫
鳥取県衛生研究所	安田満夫・田中賢之助

引用文献

生島功編 (1987) 水の華の発生機構, 東海大学出版会, 183pp.

国立環境研究所 (1993) 環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究. 国立環境研究所特別研究報告, SR-11-'93.

日本水質汚濁研究協会 (1988) 昭和62年度環境庁依託業務結果報告書, 水質環境基準検討調査 - 生活環境に係わる環境基準についての諸検討 -.

須藤隆一編 (1981) *Microcystis* の増殖特性, 国立公害研究所研究報告, 第25号, 123pp.

高村典子 (1988) ラン藻類による水の華, 特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状, 藻類, 36, 65-79.

Takamura, N., Otuki, A., Aizaki, M. and Nojiri, Y. (1992) Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan. Arch. Hydrobiol., 124, 129-148.

渡辺真利代・原田健三・藤木博太 (1994) アオコその出現と毒素, 東京大学出版会, 257pp.

矢木修身編 (1986) アオコの増殖及び分解に関する研究. 国立公害研究所研究報告, 第92号, 87pp.

I. アオコ量の測定方法

高速液体クロマトグラフィーを用いたフィコシアニンの定量法と霞ヶ浦におけるラン藻類現存量変化に関する研究

大槻 晃¹・大井武彦¹・橋本信也¹・相崎守弘²・高村典子³

(1東京水産大学, 2水士圏環境部, 3生物圏環境部)

1. はじめに

ラン藻類の水の華の形成により湖沼やダム湖では水質が悪化しており、上水源として、また親水性の面で種々問題が生じている。このような水の華を形成する藻類は *Microcystis*, *Planktothrix (Oscillatoria)*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Phormidium* 等の属で水面に集積しやすい性質を持ちアオコと総称されている。

ラン藻類の水の華対策として、動物プランクトンに捕食されやすい緑藻や珪藻に変える試みがなされている (Leonardson and Ripel, 1980)。ラン藻類のいくつかの種類には環状のポリペプチド構造を持つ毒素が含まれていることが知られている (Botes, 1984; Watanabe and Oishi, 1985; Kusumi *et al.*, 1987)。これらのことから、ラン藻類の現存量を知ることは大きな意義を持つが、これらの藻類は糸状であったりコロニーを形成したりするためセル数の計数が非常に困難である (Zohary and Pais-Medeira, 1987; Repavich *et al.*, 1990)。したがって、このような手法に代わる有効な計測手法が望まれている。

ラン藻類にはフィコビルン蛋白の一種であるフィコシアニンという光合成の補助色素が含まれていることが知られている。フィコシアニンはラン藻類の他、紅藻類、褐色鞭毛藻類などに含まれていることが知られているが、淡水のダム湖や湖では紅藻類は生育していない。また、ラン藻類と褐色鞭毛藻類とではフィコシアニンの蛍光スペクトル特性がわずかに異なることが知られている (O'hEocha *et al.*, 1964; MacColl *et al.*, 1976)。フィコビルン蛋白は藻類が死滅するとほとんどすぐに藻体から放出されるため、デトリタス中にはほとんど存在しない (Stewart and Farmer, 1984)。このようなことから、フィコシアニン含量は水中におけるラン藻類の現存量を表す指標として有用であると考えられる。しかしながら、フィコシアニンの利用はこれまではラン藻類の藻体中に共存していると考えられてきた他のフィコビルン蛋白、フィコエリスリンとアロフィコシアニン、との分

離の困難性からあまり行われてこなかった (Glazer, 1988)。

水に抽出したサンプルを用いた可視の分光光度計によるフィコシアニンの定量は、アロフィコシアニン、フィコエリスリンやほかのよくわかっていない物質による吸収とオーバーラップするところからほとんどうまくいかなかった。

本研究は、ゲル濾過と蛍光検出器を用いた高速液体クロマトグラフィーによるフィコシアニンの簡単な定量法の開発と、その手法を用いた霞ヶ浦でのラン藻類の水の華形成過程のモニタリングを目的として行った。なお、本論文は *Water, Air & Soil Pollution* 誌に掲載された論文 (1994) をもとに作成した。

2. 霞ヶ浦の概要

霞ヶ浦は関東平野北部に位置する日本で2番目に大きな湖で、表面積171 km²、平均水深4.0m、最大水深7.4mという浅くて平坦な湖である。土浦入及び高浜入という2つの大きな湾を持つ。平均滞留時間は0.6年である。浅く、風により混合されやすい湖であるところから、夏期においても3°C以上の温度差が生じる成層構造はほと

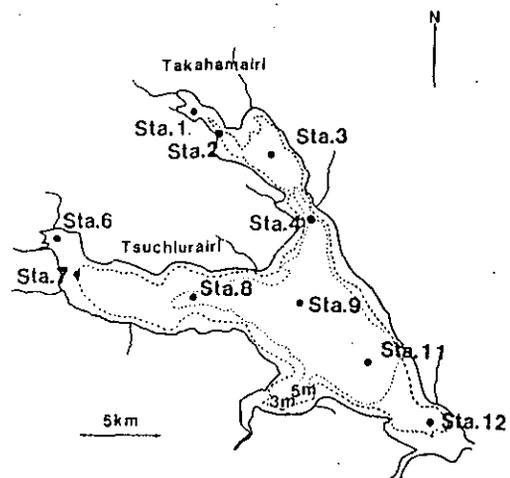


図1 霞ヶ浦における採水地点

んど形成されない。従って、下層においても無酸素層はほとんど観測されない。湖心における水温は、2月に最低値 2~5°C、8月に最高値 26~30°Cを示す。表層のpHは冬期に7.2~8.2、夏期に8.4~9.8程度の値を示す。透明度は年間を通して高浜入奥部 (St.1) で0.3~1m、湖心 (St.9) で0.8~3m程度の値である。図1に調査地点を示す。植物プランクトン組成の調査はSt.3及び9で行った。

3. 方法

クロロフィル及びフィコシアニン分析用サンプルは、長さ2m、内径6cmの柱状サンプラーを用い、1989年4月から12月まで霞ヶ浦の10地点で表層2mを採水した。試水は1リットルのポリプロピレンボトルに移し、アイスボックス中で氷冷しながら実験室に持ち帰り、あらかじめ有機物を除くために熱処理 (450°C, 3時間) したガラスフィルター (Whatman GF/C) を用いて懸濁物を捕集し、分析までは-20°Cのフリーザー中で保存した。

植物プランクトン用のサンプルは採水後直ちにルゴール液で固定し、Utermohl (1958) の方法で計数した。*Microcystis* の細胞数は超音波処理 (20 kHz, 60秒) 後、血球計算版を用いて計数した。植物プランクトンの炭素含量は細胞容積から換算した (Strathmann, 1967)。*Microcystis aeruginosa*, *M. Viridis*, *M. wesenbergii* および *Planktothrix agardhii* は Takamura *et al.* (1986) および Takamura and Watanabe (1987) に基づいて計算した。

フィコシアニンは懸濁物の載ったガラスフィルターから10mMのリン酸緩衝液 (pH 7.0) 5mlを用いて3°Cの条件下で12時間抽出した。超音波処理やホモジナイズ処理は抽出効率を高めなかった。フィコシアニン抽出後のサンプルはそのまま保存されたところから、フィコシアニンの分析終了後、10mlのメタノール (99.9% HPLC用) を用いてクロロフィルの抽出を行った (Holm-Hansen and Rieman, 1978)。クロロフィルの抽出は7°Cで12時間暗条件下で行い、Mackinnyの式 (1941) を用いて濃度を計算した。

高速液体クロマトグラフは日立655ポンプ、Rheodyne インジェクター、日立F-1000蛍光分光検出器、および島津C-R1Aインテグレータから構成されており、TSK-Gel SW3000 または SW2000 (東ソー) のゲルろ過カラム (内径7.5mm、長さ60cm) を用いた。試料は特別な前処理は

行わずに、200 μ lのフィコシアニン抽出液の上澄み液を直接打ち込んだ。流動相はフィコシアニンの抽出に用いた10mMのリン酸緩衝液を用い、流速は1.0ml/分で行った。励起及び放射の波長は605nmと640nmを用いた。これらの波長はそれぞれの最大ピーク波長の近傍である。

フィコシアニンのスタンダード (*Spirulina platensis* からの抽出物, Sigma Chemicals, USA) は10mMのリン酸緩衝液 (pH 7.0) に溶かした。10 mg/l以上の濃度では5°Cの条件下で数カ月安定であった。しかしながら、1 mg/l以下の濃度では不安定で2日後には蛍光光度が20%以上低下した。0.01 mg/l程度のフィコシアニンを含む抽出したサンプルは3°C、暗の保存条件下で12時間はほとんど放射光強度に変化は見られなかった。したがって、スタンダードは3°Cのリン酸緩衝液に使用直前に溶かして調整し、3°C以下の温度で保存した。

クロマトグラフのピークは上記した励起及び放射の波長で測定した場合、打ち込み量が0~5 μ gのフィコシアニン量の範囲で直線関係を示した。定量限界は0.2 ngであった。打ち込み量を200 μ lとし、0.1 mg/lの濃度のサンプルを使用した場合、再現性は \pm 6.5%であった。フィコエリスリンおよびアロフィコシアニンは励起光 605 nm、放射光640 nmで測定した場合検出されなかった。また、フィコエリスリンに適した励起波長 (495 nm) と放射光波長 (575 nm) を用いた場合にはフィコシアニン及びアロフィコシアニンは検出されなかった。

フィコエリスリンとフィコシアニンのリテンションタイムは SW3000のカラムを用い、流速1ml/分の条件下で、それぞれ約11分及び12分であった。

ラン藻類のクロロフィル-a濃度とフィコシアニン濃度の関係は実験室において培養した *Microcystis aeruginosa* を用いて調べた。培養は3リットルの三角フラスコに1.7リットルのろ過した霞ヶ浦の湖水を入れ、窒素、リン及び米ぬかの熱水抽出液を少量添加した培地を用いて行った。光強度は75 μ E/m²/s、12時間の明暗周期で行った。サンプルは定期的に採取し、クロロフィル濃度とフィコシアニン濃度を定量した。

4. 結果及び考察

4. 1 リン酸緩衝液による抽出法によるフィコシアニンの定量

はじめにリン酸緩衝液を用いてフィコシアニンを抽出し、その後でメタノールを用いてクロロフィル-aを抽

出した場合、クロロフィルの抽出はほとんど影響を受けずに行えた。しかしながら、反対にメタノールを用いてクロロフィルを抽出後、リン酸緩衝液でフィコシアニン抽出した場合には30~80%フィコシアニン抽出の収率が下がった。海産のラン藻類（例えば、*Synechococcus*）の場合、極端に壊れにくい細胞壁を持つためフィコビリ蛋白質の効率的な抽出は困難との報告がある（例えば、Siegelmann and Kycia, 1978; Stewart and Farmer, 1984）が、*Microcystis* やオシラトリアが優占している霞ヶ浦のプランクトンでは機械的破壊や超音波処理等を行うことなくおよそ6時間で完全に抽出可能なことがわかった（図2）。

図3に、水の華形成時の霞ヶ浦高浜入でプランクトンネットを用いて採取した*Microcystis* の凍結乾燥試料から抽出した試料のゲルクロマトグラムを示す。SW3000のカラムを用いた場合、異なる分子量を持つ少なくとも3つのピークが検出された。同様のクロマトグラムはSW2000のカラムを用いた場合も検出されたが、この時はメインピークのNo.2およびNo.3だけが検出された。またこれは抽出方法（凍結乾燥、低温冷凍処理または湿潤状態）に関係なく見られた。SW3000のカラムを用いたときに最もはじめに高分子量の小さなピークが検出されたが（図3のNo.1のピーク）、このピークは非常に不安定で時間と共に急速に消滅した。リテンションタイム10.8分及び12.0分に検出された他の2つのメインピークはこのピークの消滅後もその面積は変わらなかった。このことはこの消滅がフィコシアニンを含むアグリゲートの分裂に起因していないことを示している（Kato *et al.*, 1975）。リテンションタイム12.0分に検出される最後の大きなピークはフィコシアニンの標準物質のピークと一致した。

今回の結果から、*Microcystis*, *Anabaena* 及び *Oscillatoria* が優占している霞ヶ浦の試料では少なくとも分子量の異なる2つのタイプのフィコシアニンがあることが分かった。スペクトル解析を行ったところこの2つのピークは最大の励起波長および放射波長とも異なっていた（図4）。リテンションタイム12.0分のピークは標準物質の励起スペクトルと全く一致した。10.8分のピークの励起スペクトルはわずかに幅が広がった。この2つのフラクションは分光特性から見てフィコエリスリン及びアロフィコシアニンとは異なっていた。

Bryant (1981) は室内培養試料を用いて、フィコシアニンに分子量があまり違わない2つの異なるタイプが

あることを報告した。今回分離された2つの分子量の異なるフィコシアニンの場合、分子量の大きな10.8分に検出されるタイプが蛋白質とどの様に結びついているか、フィコシアニン分子が1つなのか、2つなのか、3つなのかまたは4つなのか明らかではない。

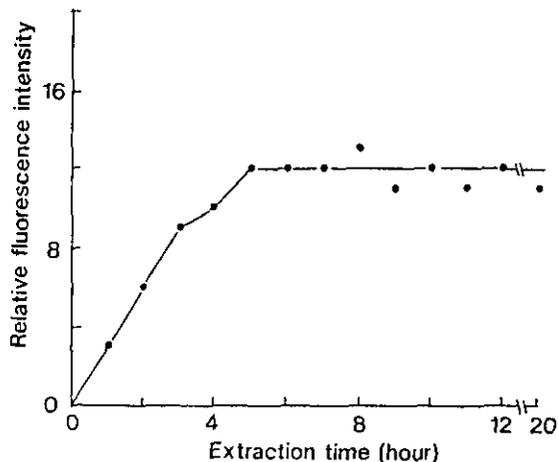


図2 凍結乾燥アオコからのフィコシアニン抽出量と抽出時間の関係

抽出液：10mM リン酸緩衝液，pH 7.0

抽出条件：3°C，暗状態で静置

波長：励起波長，605nm；放射光波長，640nm

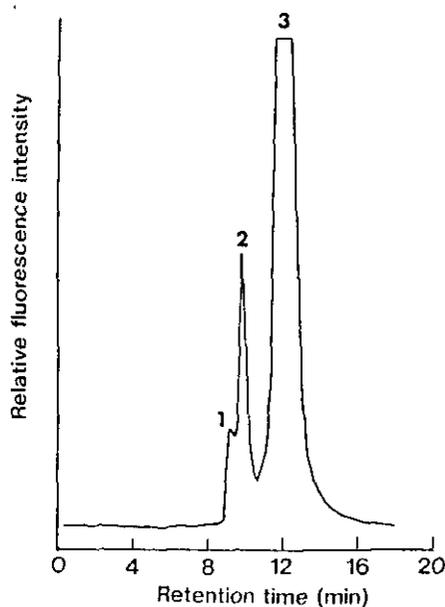


図3 *Microcystis* が優占種の時の高浜入りサンプルからの典型的なHPLCゲルクロマトグラム。

波長：励起波長，605nm；放射光波長，640nm

ピーク1；未同定，ピーク2；未同定，ピーク3；フィコシアニン（標準サンプルとの比較によって同定）

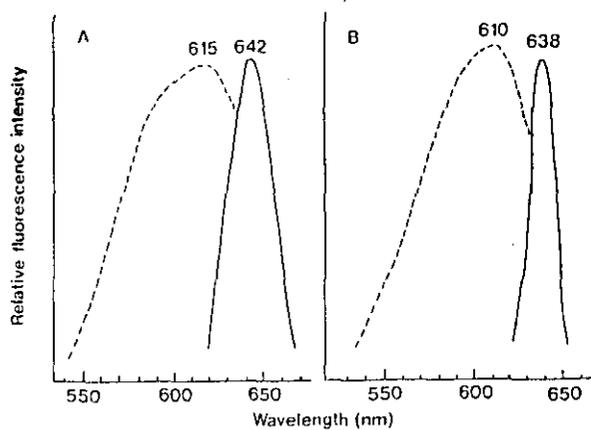


図4 *Microcystis* を優占種とするサンプルから抽出される主たる2つのピークの励起および放射光のスペクトル
 A. 最大ピーク (ピーク3), 標準物質と保持時間が同じ B. ピーク1を含む第2番目のピーク (ピーク2) 実線; 励起スペクトル, 波線; 放射光スペクトル

4. 2 霞ヶ浦におけるフィコシアニン濃度の季節変化

富栄養湖におけるラン藻類の水の華形成に関する湖沼学的, 生態学的研究は数多くある (例えば, Reynolds, 1987)。しかしながら, ラン藻類の水の華形成時におけるフィコシアニン濃度の季節変動に関しては報告がない。

本報告においては, 2つのメインピークの蛍光効率がほとんど同じ強さと仮定して, 2つのピーク面積を積算し, 標準物質のキャリブレーションカーブからフィコシアニンの総量を算出した。蛍光効率がほとんど同じと仮定したことは, 図4に示したごとく, 両者の蛍光スペクトルが近似していたところから妥当なものと考えられる。

図5及び6にSta.3及び9におけるクロロフィルaとフィコシアニン濃度の典型的な季節変化を示す。クロロフィルa濃度の夏季の増加はフィコシアニン濃度の増加と完全に一致していることが分かる。このことは, 両方の色素の増加がラン藻類の純粋な生産によって引き起こされていることを示している。Sta.3及び9における炭素量で示した植物プランクトン現存量の季節変化を図7及び8に示す。フィコシアニン濃度は炭素量で示した植物プランクトン現存量とよく一致していることが明らかである。Sta.3においては5月に *Phormidium* が現れ, 引き続いて *Anabaena* および *Raphidiopsis* が7月に優占した。

8月から9月にかけては *Microcystis* が優占した。7月から9月にかけてはラン藻類が植物プランクトン全体の99%以上を占めた。湖心のSta.9におけるラン藻類の出現傾向もSta.3と類似していたが, ラン藻類の優占度はSta.3より低かった。これらの結果はフィコシアニン濃度がラン藻類の現存量を表す指標として優れていることを示している。

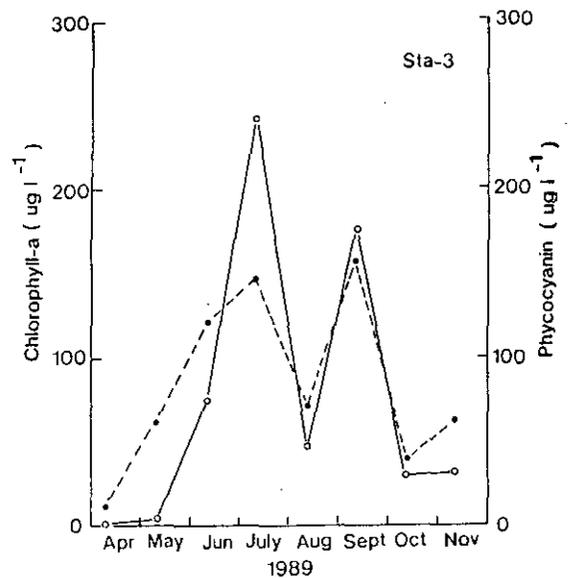


図5 Sta.3 地点におけるフィコシアニンとクロロフィルa濃度の季節変化
 (○) フィコシアニン; (●) クロロフィルa

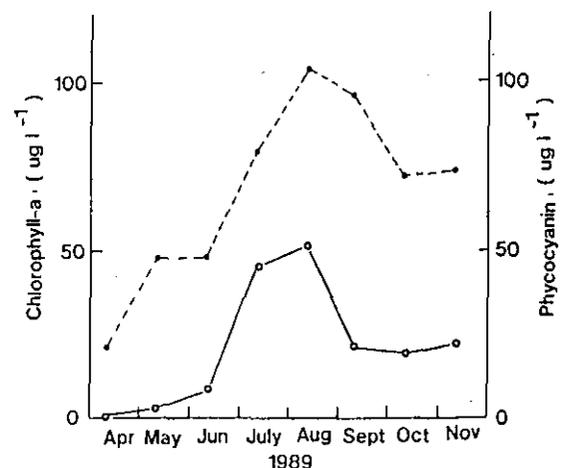


図6 Sta.9 地点におけるフィコシアニンとクロロフィルa濃度の季節変化
 (○) フィコシアニン; (●) クロロフィルa

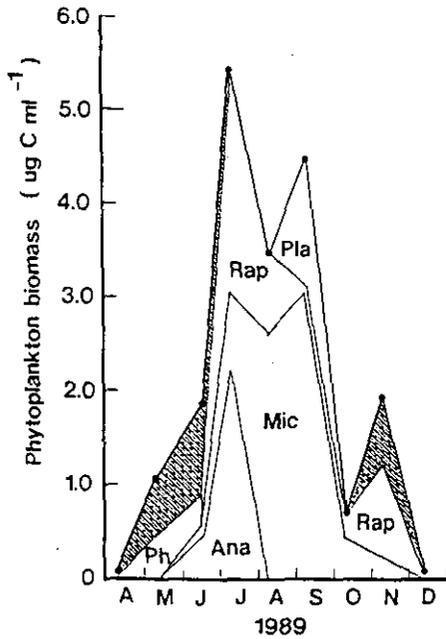


図7 Sta.3 地点における植物プランクトン種毎の炭素重量の季節変化
一番上の線は全植物プランクトン炭素量を示す。
Ph: *Phormidium*, Rap; *Raphidiopsis*,
Mic; *Microcystis*, Pla; *Planktothrix*,
Ana; *Anabaena*; その他(*Cyclotella*, *Melosira*,
Synedra, *Cryptomonas*, *Ochromonas*)

高浜入のSta.1~4では、ラン藻類の水の華は1989年では7月から9月まで発生した。この期間においてフィコシアニンの濃度が $250 \mu\text{g/l}$ 以下の場合には、図9に示したごとくフィコシアニンとクロロフィルa濃度間に直線的な良い関係が見られた。しかしながらフィコシアニン濃度が $500 \mu\text{g/l}$ 以上に増加した場合にはクロロフィルa濃度はおおよそ $250 \mu\text{g/l}$ で一定の値を示した。図9に示した高いフィコシアニン濃度は栄養塩の負荷量の高い湾奥のSta.1および2で、*Microcystis*のブルーム時に観測されたものである。この結果は、クロロフィル濃度がラン藻類のブルーム時には現存量を表す指標としてあまり適していないことを暗示している。フィコシアニンとクロロフィル濃度の比の関係は養分吸収によるものと説明されているクロロフィルと全リンとの比の関係と似ている (Forsberg and Ryding, 1980)。

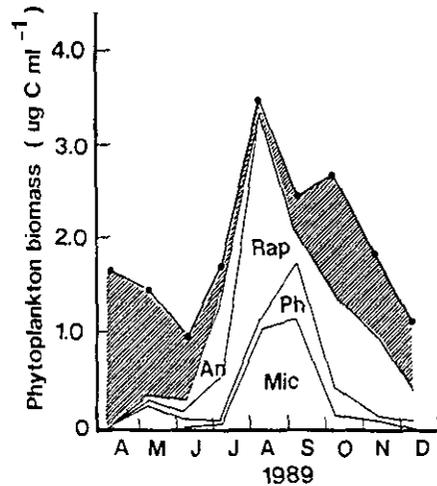


図8 Sta.9 地点における植物プランクトン種毎の炭素重量の季節変化
一番上の線は全植物プランクトン炭素量を示す。
Ph: *Phormidium*, Rap; *Raphidiopsis*,
Mic; *Microcystis*, Ana; *Anabaena*;
その他(*Cyclotella*, *Synedra*, *Coscinodiscus*,
Chlamydomonas, *Cryptomonas*, *Ochromonas*)

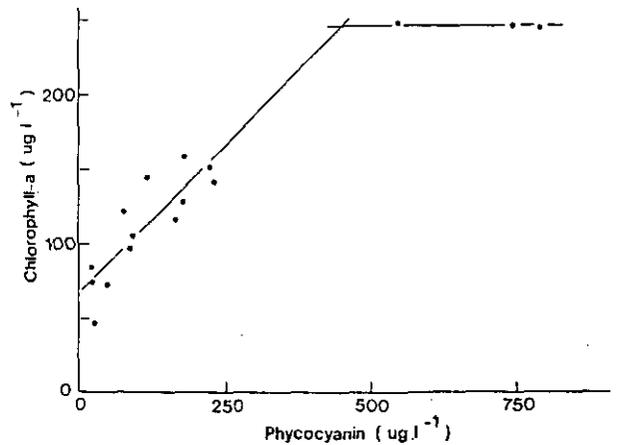


図9 ラン藻類の優占期間 (1989年6月~9月) における高浜入りSt.1~4でのクロロフィルaとフィコシアニン濃度の関係。
 $Y=0.391X+67$ ($r=0.854$, $n=13$, $P<0.01$)

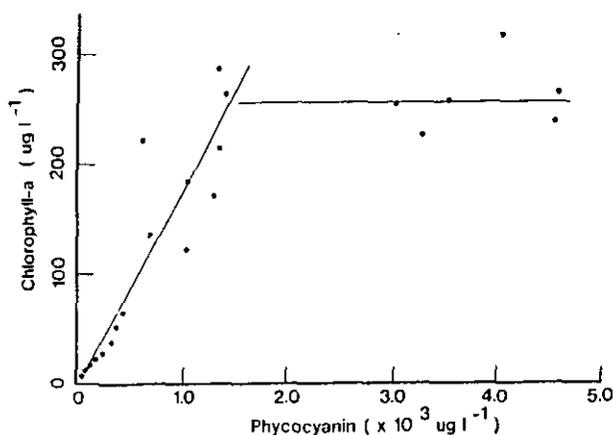


図10 実験室で培養した*Microcystis* (*Microcystis aeruginosa*)でのクロロフィルaとフィコシアニン濃度の関係。

$$Y=176X+0.005 \quad (r=0.905, n=16, P<0.001)$$

密度の濃い植物プランクトンのブルームはクロロフィルの吸収波長の光を減じるが、フィコシアニンの吸収波長の光は十分な量透過する。もしそうだとすればフィコシアニンの増加は炭素の同化量の増加につながる。それゆえ図9の結果はラン藻類の密度の高い水の華形成に起因する光制限によるものと説明できる。

同様なクロロフィルa濃度とフィコシアニン濃度の関係は*Microcystis aeruginosa*の実験室における単藻培養の結果からも得られている(図10)。クロロフィルとフィコシアニン濃度の間には直線的な関係が見られる範囲のスロープは高浜入りで得られた結果に比べるとかなり低くなっている。しかしながら、クロロフィルa濃度は両者ともほとんど同じレベル(250 μ g/l)で最高値になっておりその後増加していない。高浜入りではフィコシアニン濃度が250 μ g/l以上になった場合にはクロロフィル濃度と直線的な関係は見られなくなったが、この250 μ g/lという値は光条件によって異なり、一定の値ではない可能性が高い。逆に言えば、クロロフィル濃度が250 μ g/l以上の場合にはクロロフィル濃度によってラン藻類の現存量を的確に表すことができないものと考えられる。

図11にSta.3およびSta.9におけるラン藻類の炭素換算の現存量とフィコシアニン濃度の関係を示す。炭素換算のラン藻類の現存量とフィコシアニン濃度の間には非常に高い相関関係が見られた(Sta.3で $r=0.978$, $P<0.001$; Sta.9で $r=0.872$, $P<0.01$)。この結果はフ

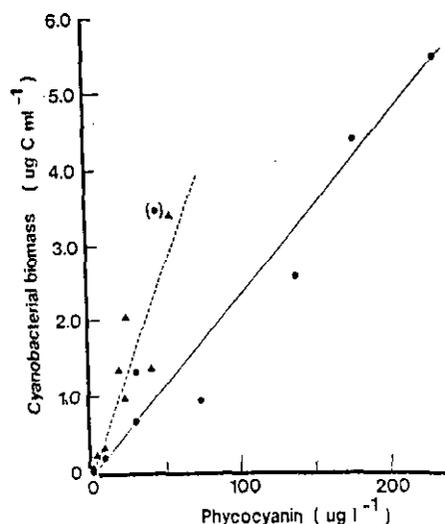


図11 Sta.3と9におけるラン藻類の炭素含量とフィコシアニン濃度の関係。

$$\text{回帰直線: Sta.3 } Y=0.0237X-0.049$$

$$(r=0.978, n=8, P<0.001) . \text{ 但し,}$$

回帰直線はゼロ点と通るはずであるので

カッコ内のデータを除外している。

カッコ内を含む場合の回帰直線は

$$Y=0.0221X+0.385, \quad (r=0.885, n=9, P<0.01).$$

$$\text{Sta.9 } Y=0.517X+0.135 \quad (r=0.8725, n=8,$$

$$P<0.01)$$

ィコシアニン濃度がラン藻類の存在および現存量の指標として非常に有効であることを示している。しかしながら、炭素量とフィコシアニン濃度の比は常に一定ではなく、生理的、化学的条件の違いで異なってくるものと考えられ、また種組成が異なることによっても影響を受けるものと推測される。これらの点に関してはさらに検討して行く必要がある。

今回の結果から、クロロフィルa濃度が一定の濃度に達するまではフィコシアニン濃度と直線的な関係が見られることが分かった。すなわち、その濃度範囲内であれば、フィコシアニン濃度から全体の藻類量に対するラン藻類の占める割合の推定が可能であることが分かった。ラン藻類の純粋培養株を用いた実験では何人かの研究者(例えば、Williams *et al.*, 1980)が藻体中にフィコエリスリンが常に含まれていることを示しているが、*Microcystis*, *Anabaena*, *Raphidiopsis* および *Planktothrix* が優占していた霞ヶ浦のサンプルではフィコエリ

スリンは検出できなかった。

以上の結果をまとめると、(1) 富栄養湖の懸濁物からフィコシアニン含量を測定する使いやすい新しい方法を開発した、(2) フィコシアニン濃度はクロロフィル濃度が250 μ g/l以下の場合には両者で非常によく直線関係があることが分かった。これらの点から、フィコシアニン濃度はラン藻類の存在および現存量の非常によく指標であることが明らかになった。

引用文献

- Botes, D. D.(1986): Cyanoginosins-isolation and structure. In Steyn, P. S., and Vlegaar, R(eds), Microtoxines and Phycotoxins, Bio-active Molecules. V.1. Elsevier, Amsterdam, pp.161-167.
- Bryant, D. A.(1981): Effects of chromatic illumination on cyanobacterialphycobilisomes. Evidence for the specific induction of second pair of phycocyanin subunits in Pseudanabeana 7409 grown in red light. Eur. J. Biochem., 119, 415-424.
- Forsberg, C. and Ryding, S-O.(1980): Eutrophication parameters and trophic state induces in 30 Swedish waste-receiving lakes. Arch. Hydrobiol.,89, 189-207.
- Fujita, Y. (1965): Phycobiliproteins. In Tamiya, H., and Watanabe, A.(eds), Phycological Methods. Kounandou, Tokyo, pp. 296-301(in Japanese).
- Glazer, A.N.(1988): Phycobiliproteins. In packer, L. and Glazer, A. N.(eds), Methods in Enzymology, v.167, Academic, San Diego, pp.291-303.
- Holm-Hansen, O. and Riemann, B.(1978): Chlorophyll -a determination: improvements in methodology. Oikos, 30, 738-447.
- Kao, O. H. W., Edward, M. R. and Berns, D. S.(1975): Physical-chemical properties of C-phycocyanin isolated from an acido-thermophilic eukaryoteis, Cyanidium caldarium. Biochem. J. 147.63-70.
- Kumi, T., Ooi, T., Watanabe, M. M., Takahashi, H. and Kasisawa, H.(1987): Cyanoviridin RR, a toxin from the cyanobacterium(blue-green alga) Microcystis Viridis, Tetrahedron Lett. 28, 4695-4698.
- Leonardson, L. and Ripel, W.(1980): Control of undesirble algae and induction of algal succsessions in hypertrophic lake ecosystems. In Barica J., and Mur, L.R.(eds), Hypertrophic ecosystems. Dr W.Junk, Hague, pp. 57-65.
- MacColl, R., Berns, D. S. and Gibbons, O.(1976): Characterization of Cryptomonad Phycoerythrin and Phycocyanin. Arch. Biochem. Biophys. 177, 265-275.
- Mackinney, G.(1941): Absorption of light by chlorophyll solutions. J. Biol. Chem. 140, 315-322.
- O' hEocha, C. O'Carra, P. and Mitchell, D.(1965): Purification and N-terminal analyses of algae biliproteins. Biochemi. J. 94, 171-174.
- Otsuki A., T. Omi, S. Hashimoto, M. Aizaki and N. Takamura(1994): HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake, Water, Air and Soil Pollution, 76: 383-396.
- Rapavich, W. M., Sonzogni, W. M. and Standridge, J. H, Wedepohl, R. E., and Meisner, L.F.(1990): Cyanobacteria(blue-green algae) in Wisconsin waters: Acute and chronic toxicity. Water Res. 24, 225-231.
- Reynolds, C. S.(1987): Cyanobacterial water-bloom. Adv. Bot. Res., 13, 67-143.
- Siegelman, H. W. and Kycia, J. H.(1978): Algal biliproteins. In Hellebust, J. A., and Craigie, J. S.(eds), Handbook of phycological methods. Cambridge, pp. 71-79.
- Stewart, D. E. and Farmer, F. H.(1984): Extraction, identification, and quantification of phycobiliprotein pigments from phototrophic plankton. Limnol. Oceanogr. 29, 392-397.
- Strathmann, R. R.(1967): Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. Limnol. Oceanogr. 12, 411-418.

- Takamura, N., Iwakuma, T., and Yasuno, M. (1986) :
Photosynthesis of sizefractionated phytoplank-
ton population in hypertrophic Lake
Kasumigaura, Japan. Arch. Hydrobiol. 108,
235-257.
- Takamura, N., and Watanabe, M. M. (1987) :
Seasonal changes in the biomass of four
species of Microcystis in Lake Kasumigaura.
Jpn. J. Limnol. 48, 139-144.
- Utermohl, H. (1958) : Zur Vervollkommung der quanti-
tativ Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int.
Ver. Theor. Angew. Limnol. 9, 1-39.
- Watanabe, M. F. and Oishi, S. (1985) : Effects of
environmental factors on toxicity of a cyano-
bacterium (Microcystis aeruginosa) under culture
conditions. Appl. Environ. Microbiol., 49,
1342-1344.
- Zohary, T. and Pai-Mederira, A. M. (1987) : Counting
natural population of Microcystis aeruginosa:
A method for colony disruption into single
cell and its effect on cell counts of other
species. J. Limnol. Soc. S. Afr., 13, 75-77.

湖沼におけるラン藻優占度の推定

日野修次¹・高野敬志²

(1北海道環境科学研究センター, 2北海道立衛生研究所)

1. はじめに

湖沼の利用形態のなかで、水産業や水道水源としての利水などは観光資源としての利用とは異なり直接利用されるため大量の藻類発生は深刻な問題となることが多い。また、発生する藻類のうち富栄養湖などで夏期に多発する水の華でも、*Microcystis* 属、*Aphanizomenon* 属、*Anabaena* 属に所属する数種のラン藻類は神経毒、肝臓毒など強い毒性を示すことが報告されており(渡辺, 1989; Watanabe and Oishi, 1982; Watanabe *et al.*, 1986; 渡辺・原田, 1992, 1993), また一部の毒性物質についてはその構造決定もなされている(Kusumi *et al.*, 1987)。このため水道水源として、あるいは水産増養殖などで利用されている湖沼ではアオコなどの発生をできる限り早期に検知することが毒性問題と関連した被害を避けるための対策を講ずるうえでの重要な課題の一つとなっている。

日本全国の中でも優れた自然環境を持つと評価されている北海道でも、近年ではその環境の悪化が懸念されており湖沼の現況を把握することが急務とされている。この問題をふまえて北海道公害防止研究所では1983-1989年の7年間にわたって調査した94湖沼の結果を「北海道の湖沼」(1990)として取りまとめ発刊した。この調査結果では、一部の湖沼については水質の悪化が確認され栄養塩類の増加に伴って植物プランクトン種の変遷がおき珪藻類や緑藻類を中心とした段階からラン藻類を中心とした、いわゆる水の華の発生が認められる湖沼もある。これまでラン藻類による水の華(いわゆるアオコ)の初期発生の検出に応用された方法としては落射式蛍光顕微鏡による直接観察法がある(中村, 1988; Ernst, 1991)。この方法は細胞総数および総細胞体積を計数することも可能であるが、植物プランクトン同定の経験があまりない技術者が植物プランクトンの同定やその占有率までも推定するには甚だ困難を伴うことが多いと考えられる。

一方、大槻ら(1990), Otsuki *et al.* (1993)はラン藻類による水の華の発生を予察するのにフィコシアニンを定量するような化学的方法を用いることを試みてお

り、一定の濃度範囲内でフィコシアニン量とラン藻類現存量の間には相関があることを報告している。大槻らによってラン藻類が存在する指標として検討されたフィコシアニンはラン藻類、紅藻類、クリプト藻類に含有される光合成色素でありクロロフィル-aに伝達する集光色素(補助色素)の役割をする(藤田, 1979)が、淡水域においては紅藻やクリプト藻は大量に発生することはなく優占種となることはほとんどない。よって淡水湖沼で相当量のフィコシアニンが検出された場合には個々の植物プランクトンに関する情報は得られないものの、ラン藻類が優占して存在するものと考えてよい。

今回は北海道内でのアオコを含むいわゆる水の華を構成する植物プランクトンを対象とし、アオコ発生の指標としてのフィコシアニンによるラン藻占有判定法を実際に適用できるようにするために湖沼と培養藻類を用いてフィコシアニン濃度の変動、湖沼での種の変化とフィコシアニン濃度の変動の対応などについて検討を試みた。なお本研究の実施にあたって東京水産大学の大槻晃教授にはフィコシアニンの分析に関して御教示いただき、また文献等の引用について御許可いただきました。ここに記して感謝いたします。

2. 実験方法

2.1 フィコシアニンの定量法

培養藻類を用いてフィコシアニンの分析と指標性の検討を行うため含有量及びその変動を調べた。藻類として *Microcystis aeruginosa*, *M. viridis*, *M. wesenbergii*, *Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aquae*, *Nostoc paludosum* を使用した。使用した藻類種はそれぞれの株ごとにフィコシアニン、クロロフィル-aの含量の変化を検討する必要があることから、それぞれ各種ごとに数株を対象とした。また対照藻類としてフィコシアニンを含有しない緑藻 *Scenedesmus bijuga*, *Closterium* sp. なども実験に使用した。これらの藻類をそれぞれに適した条件下であらかじめ培養した。

培養藻体をワットマンGF/Cガラスファイバーフィルターによって濾過分別しフィコシアニンの抽出に使用した。また各種藻類に共通して存在する光合成色素としてクロロフィル-a (Chlorophyll-a, Chl-a) を測定し植物プランクトン現存量としてフィコシアニン含有量との比較対象に用いた。

フィコシアニン分析用としてはフィルター試料を10 mlチューブに入れ抽出前に-25°C以下で予備凍結し、その後5 mlの10 mMリン酸緩衝液 (pH7.0) を加え、一夜2 °C以下で抽出し3000 rpmで10 分間遠心分離した後にその上澄を分析に使用した。フィコシアニンの分析方法としては検出器として蛍光光度計をもたない機関でも計測できるよう簡便化を計るため抽出液をそのまま分析する分光光度法、蛍光光度法、そして大槻ら (1990) , Otsuki *et al.* (1993) による高速液体クロマトグラフィー-蛍光光度法 (HPLC-蛍光光度法) を比較検討した。各方法の使用分析機器および分析条件は表1に示す。

クロロフィル-a分析用としてはフィルター試料をキャップ付き10 mlチューブにいれメーターノールによって一夜2 °C以下で抽出した後に3000 rpmで10 分間遠心分離した。定量はその上澄をターナー111型蛍光光度計を用いて塩酸酸化法によった (西條, 1975) 。

2. 2 湖沼での応用実験

実験対象湖沼として過去にラン藻類による水の華が発生し継続調査の可能な北海道札幌市と石狩町の境界に位置する茨戸湖 (北緯43度15分, 東経141度23分) を選定し, 1989年5月より1991年10月まで調査を実施した。なお調査の実施以前に行われた研究において準備された

凍結保存試料を用いて同様な分析を行った。

今回対象となった茨戸湖は札幌市東北部の石狩川河口部に位置し1930年に石狩川の河床切換工事によって形成された平均水深3.4 m, 最大水深13 mの浅い三日月湖 (河跡湖) であり, 1970年代初頭より札幌市の下水処理水の流入により富栄養化が進行しアオコ (*Microcystis aeruginosa*) による水の華が発生していた (Hino and Tada, 1985) が, ここ数年間その発生頻度は減少する傾向にあり, マット状に広がるアオコの発生はほとんど観察されず, 最大増殖時でも目視では僅かにコロニーが観察される程度である。なお, 茨戸湖の陸水学的な特性の詳細は文献を参照されたい (Hino and Tada, 1985; 日野, 1991; Hino, 1991; Hino, 1992) 。

採水にあたって茨戸湖表層 (0-2 m) より4.4 cm (φ) ×2 mのアクリル製柱状カラムによって試料を採水し0-2 m層の均一試料とし実験室に持ち帰った。持ち帰った試料の一部はワットマンGF/Cガラスファイバーフィルターによって濾過し分析に用いた。ろ過および抽出操作等は培養藻類と同様に行ったが, フィコシアニン分析用としては同100-300mlを, またクロロフィル-a分析用としては水試料50-100 mlを濾過した。

また茨戸湖以外の湖沼での応用例として, 阿寒湖, 網走湖, 渡島大沼, 久種湖, 宮島沼, および倶多楽湖の富栄養湖から貧栄養湖までの6湖沼のほか養鶏場の酸化池についても研究開始以前に準備された試料を用いるかまたは1990年に実施された調査において1-3回の頻度で茨戸湖と同様に分析を実施した。このとき倶多楽湖においてはろ過量を3 lとし検出下限値をあげるようにした。

表1 フィコシアニン定量法の分析条件

Method	Instruments	Wave length
Photocolorimetric method	Hitachi Photometer 100-60	615, 750 nm
Fluorometric method	Turner Fluorometer 111	First filter No.58, 1-60 Second filter No.25
HPLC-fluorometric method	Hitachi-HPLC 655A-11 (TSK SW-3000, 6.4 mm×60cm) 10 mM Phosphate buffer pH 7.0	Ex. 605 nm Em. 638 nm

2. 3 茨戸湖植物プランクトンの計数

茨戸湖については植物プランクトンの同定および個体の計数を同時に行い、フィコシアニン量の変化との対応を調べた。植物プランクトンは湖水試料 500 ml を入れたポリ瓶に中性ホルマリンを最終濃度 1% となるように加えよく混合した後、1 昼夜以上静置した後に中間層の湖水を吸引により捨てた後に沈殿と浮遊物を集め 20 ml まで濃縮し、植物プランクトンの細胞数を血球計算板を用いて顕微鏡で直接計数するとともにそれぞれのサイズを同時に測定し細胞体積を求めた。他の湖沼では個体数の計数は行わず優占種のみ決定を行った。

3. 結果および考察

3. 1 フィコシアニンの測定

測定にあたっては *Spirulina platensis* より抽出精製した標準試料 (Sigma社製 c-phycoerythrin) を用いてフィコシアニンの固有吸光係数 (O'Carra, 1965; 藤田, 1979; Stewart and Farnar, 1984) より純度を求め問題がないことを確認し検量線を作成した。なお図 1 に示したように高速液体クロマトグラフィー (HPLC) - 蛍光光度法では *Microcystis aeruginosa* より抽出した試料では本ピークの前に 2 つの小さなピークが出現したが、同様なピークは標準試料でも認められ時間を追うごとに大きくなったこと、およびフィコシアニンは本質的には多量体であること (藤田, 1979) から、それぞれ分離したものと考えられることより、これらをあわせ検量線を作成しフィコシアニンを定量した。なお、フィコシアニンの生化学的性質の詳細については文献 (Goodwin, 1974; 藤田, 1979) を参照されたい。

3. 2 培養藻類による定量法の検討

培養藻類を対象として測定方法による違いを検討した結果を表 2 および図 2 に示す。検出限界からみて蛍光光度法が優れており、また HPLC を用いた場合の方が検出感度が良いことを示している。それぞれの測定方法で求めた結果は、大きな違いは認められないが蛍光光度計を検出器に使用した場合には最も良い相関 ($r=0.971$) が得られた。一方、分光光度計と HPLC-蛍光光度計の組み合わせでは最も相関が低く ($r=0.875$)、またその傾きと切片より分光光度法では見かけ上低い値を示すことが明らかとなった。

検出限界値の高い分光光度法の場合でも多量の試料を

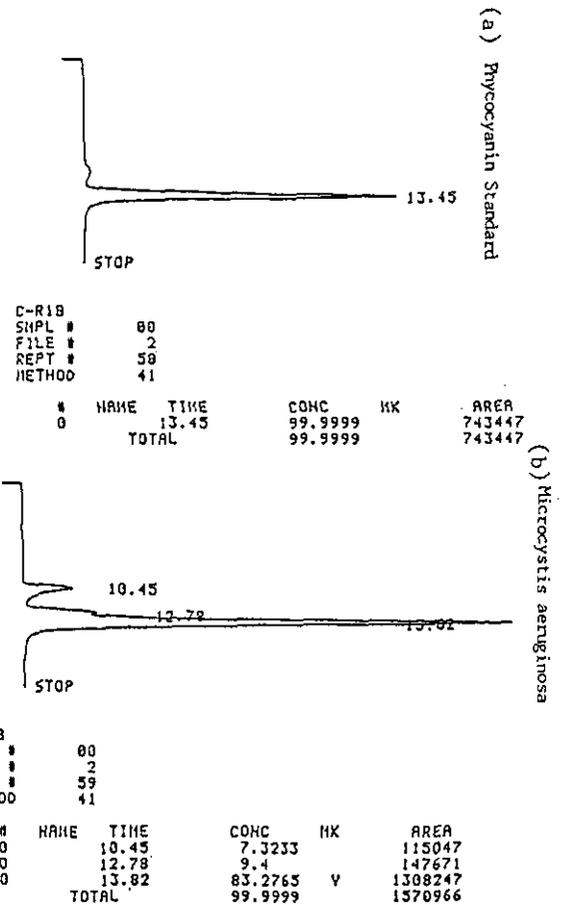


図 1 高速液体クロマトグラフィー-蛍光光度法によるフィコシアニンの分析チャート

a) フィコシアニン標準試料

(Sigma 社製 *Spirulina platensis*)

b) *Microcystis aeruginosa* 抽出物

表 2 各分析法による検出下限値

Method	Minimum value ($\mu\text{g/l}$)	sampling volume
HPLC-fluorometric	0.1	20 μl
Fluorometric	2	5 ml
Spectrophotometric	50	5 ml

* filtration volume 500 ml, extraction volume 5 ml

ろ過すれば測定可能であるが、ラン藻類以外の緑藻などでも (*Scenedesmus bijuga*) わずかにフィコシアニン様の物質が検出されてしまうことがある。しかし、これらの物質は HPLC-蛍光光度法では検出されないことから何か他の成分を誤認検出しているものと考えられる。よっ

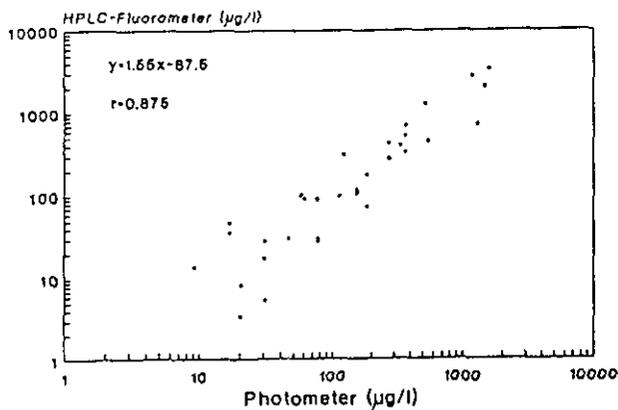
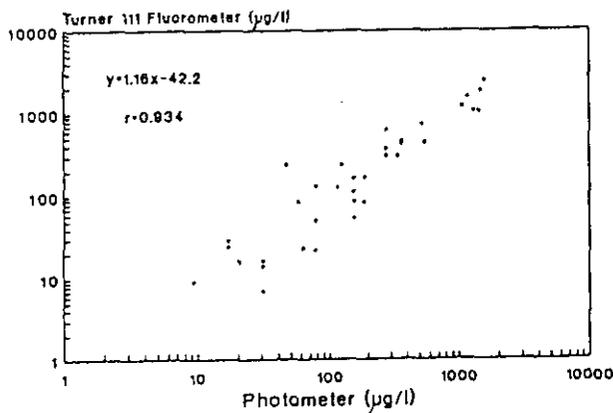
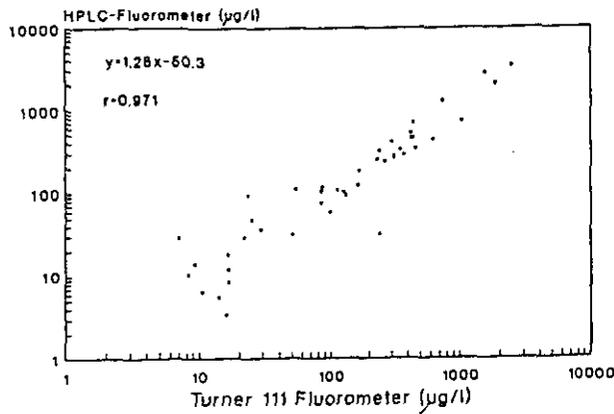


図2 分光光度法, 蛍光光度法, およびHPLC-蛍光光度法によるフィコシアニン定量の相関
Photometer; 分光光度法,
Turner 111 Fluorometer; 蛍光光度法,
HPLC-Fluorometer; HPLC-蛍光光度法

て検出限界近傍では分光光度法はあまり適当な方法ではないとも考えられるが、どこにでも備えられている機器を使用するためモニタリングなどの簡易な方法としては充分使用できると判断される。

3.3 ラン藻に含有されるフィコシアニン量とクロロフィル-a量の比の値の変化

培養したラン藻類のフィコシアニン量とクロロフィル-aの比の値の変化を図3に示す。藻類はその培養段階によって成分含量が変化することが一般的であるのでフィコシアニンの場合もその含量が異なることが充分に予測される。よってそれぞれの培養段階ごとに藻体を分取しフィコシアニンとクロロフィル-aの分析を行い検討した。

図3では比の値の最も高い時と最も低い値を示す時を並列したが(最高含量ではない), 前述したようにクロロフィル-a含有量にも個々の種ごと, あるいは株ごとに違いが認められるもののフィコシアニンほど大きく変動していないことから, フィコシアニン量の変化が比の値の変化に大きく影響している。そして, その比の値は明らかに種ごと, 株ごと, 成長の段階ごとにフィコシアニン含量が異なっていることを示している。

また *Nostoc paludosum* はほとんどフィコシアニンが検出されず抽出効率が低いのではないかと考えられたが, 藻体の吸収スペクトルを観察したところフィコシアニンによる吸収が僅かしか確認されないため, 抽出効率が低いのではなくラン藻類でありながらフィコシアニンがほとんど含有されていないと考えられた。

各々の種や株ごとの最大値よりHPLC-蛍光光度法の平均値を求めると6.83(最大10.98, 最小4.44, ただし *Nostoc paludosum*を除く)となった。この値より湖沼などで平均的に7以上の値が得られれば植物プランクトンのうちラン藻類が大半を占めているものと判定され得る。

3.4 湖沼のフィコシアニン量とクロロフィル-a量およびその比の値の変化

図4に茨戸湖におけるフィコシアニン量, クロロフィル-a量およびその比の値の変化を示す。1989年7-8月には比の値が4以上であり前に求めた値6.83より換算すると70%程度がラン藻類で占有されていることになる。

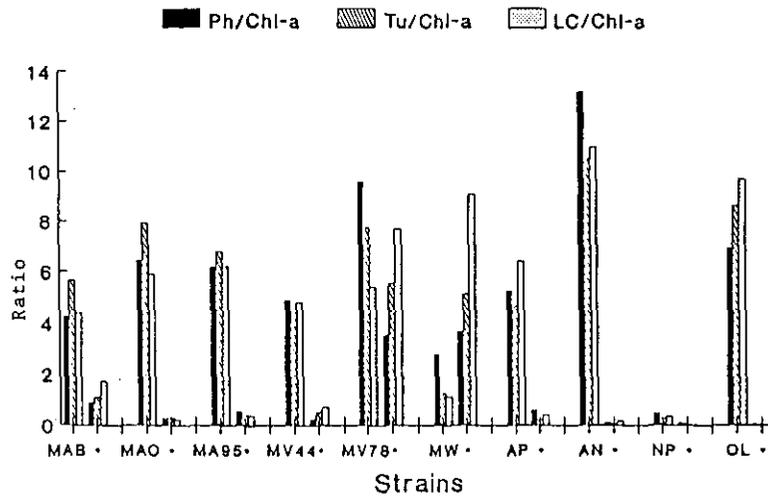


図3 培養ステージによるフィコシアニン：クロロフィル-a比の変化

Ph; 分光光度法, Tu; 蛍光光度法, LC; HPLC-蛍光光度法
MAB, MAO, MA95: *Microcystis aeruginosa*, MV44, MV78: *M. viridis*,
MW: *M. wesenbergii*, AP: *Aphanizomenon flos-aquae*, AN: *Anabaena* sp.
NP: *Nostoc paludosum*, OL: *Oscillatoria limnetica*

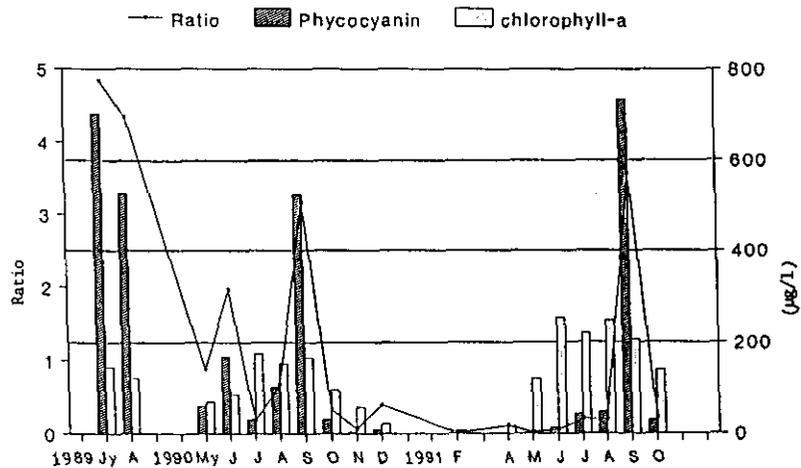


図4 茨戸湖におけるフィコシアニン、クロロフィル-a、およびその比の値の変化

顕微鏡による直接観察でも大半がラン藻類 (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*) で占められており (Hino, 1991), 比の変化とよく一致した。一方1990年では6月に一度増加した後, 7-8月には比の値が低下していることが観察されており (1以下) 植物プランクトンに占めるラン藻類の比率が低下していることを示していた。

この時には *Cyclotella* spp.や *Melosira granulata* などのケイ藻類が優占しており, ラン藻類は *Aphanizomenon flos-aquae* が僅かに存在するのみであった)。9月には比の値は再び上昇しておりラン藻類が一時的に

増加しその占有率が上昇したと判断された。顕微鏡観察では *Anabaena flos-aquae* や *Anabaena spiroides* が優占しており, 直接観察の結果と比の値の変化との一致が認められた。1991年も同様に9月に比の値のピークが認められたが (*Anabaena spiroides*), 1990年とは異なり6月における比の値の増加が観察されなかった。

フィコシアニンの現存量はクロロフィル-a量の変化とは一致しておらず夏期におけるクロロフィル-a濃度はほぼ一定であるのに対してフィコシアニン濃度は大きく変動しており最大700 µg/lを越える値も得られた。そしてその変動が比の値を大きく変化させる要因となつて

いる。これは培養藻類によって確認されたように成長段階によってその含有量が異なっていること、および湖沼内に生育する植物プランクトンの種組成の違いなどに由来していると考えられる。

またクロロフィル-aはすべての藻類に含まれていることから、湖沼などで植物プランクトンが存在しさえすればその種組成が異なっても単一の培養藻類の時と同様に大きく変化しないと考えられる。従って、植物プランクトンに含まれる他の成分、例えば蛋白質量や糖類量などとクロロフィル-a量は一定の関係が認められるが(前田・富岡, 1977; Hino and Tada, 1985), フィコシアニンが淡水湖沼においては実質的にラン藻類のみに含まれるためその存在量によって大きく変化するものと考えられる。

植物プランクトンの種組成を見ると(図5), フィコシアニン濃度や比の値の変化と同様、ラン藻類の体積量の変動はほぼ一致しており比の値の変化と対応していることが示された。茨戸湖でラン藻類による水の華の発生

が抑えられた理由については別稿にゆずるが、ラン藻類の現存量の消長とフィコシアニンの変化が対応しており、ラン藻出現の指標として有効であると判断される。

表3に茨戸湖以外の湖沼での実施例を示す。6湖沼1酸化池すべてにフィコシアニンが検出された(0.02-104 $\mu\text{g/l}$)。阿寒湖, 網走湖, 渡島大沼では過去にアオコの発生が報告されていることからフィコシアニンが検出されることは不思議ではないが, 1990年にはそれらの湖沼でのアオコ発生があまりなくフィコシアニン量もあまり高くはなかった。酸化池ではラン藻(*Aphanocapsa* sp., *Cynechococcus* sp.)が多数発生していたため高い値(436 $\mu\text{g/l}$)が得られた。フィコシアニンの検出は貧栄養湖である倶多楽湖でも例外ではなく, ろ過量を増加させた結果僅かではあるが検出された(0.02 $\mu\text{g/l}$)。これらはフィコシアニンを含む藻類, 例えばラン藻類, 褐色鞭毛藻類などが貧栄養湖でも生育していることを示している。

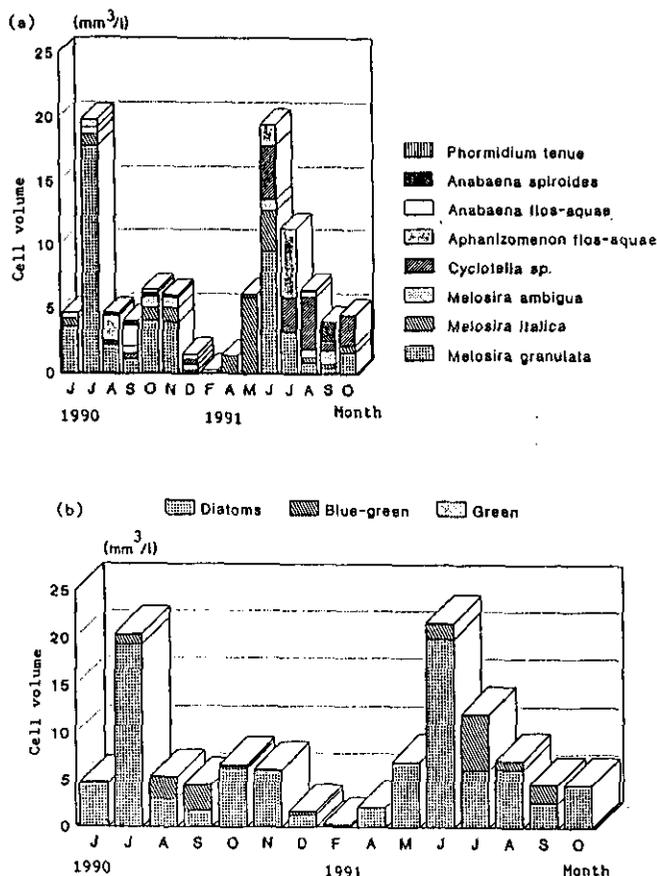


図5 茨戸湖の植物プランクトンの種組成変化

a) 1990年6月より1991年10月までの種組成変化(細胞体積)

b) 1990年6月より1991年10月までのケイ藻, 緑藻, ラン藻単位の変化(細胞体積)

表3 北海道内湖沼でのフィコシアニン分析例

	Phycocyanin ($\mu\text{g/l}$)	Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$)	P/C ratio	Dominant Cyanophyta
L. Akan	35.8	34.9	1.03	<i>Anabaena spiroides</i>
	28.6	14.4	1.99	<i>A. spiroides</i>
L. Abashiri	46.8	62.1	0.75	<i>A. spiroides</i>
	28.6	46.8	0.61	<i>A. spiroides</i>
L. Ohnuma (Oshima)	92.6	71.0	1.30	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Ana. macrospora</i> <i>Ana. citrispora</i> *
L. Kuttara	0.02	0.66	0.030	?
L. Kushu	104	50.1	2.08	<i>Ana. cylindrica</i>
L. Miyazima	13.9	36.2	0.38	<i>M. aeruginosa</i> <i>Phormidium</i> spp.
Poultry farm Oxydation pond	436	293	1.49	<i>Aphanocapsa</i> sp. <i>Cynechococcus</i> sp.

P/C ratio : phycocyanin/chlorophyll-a ratio., * by Watanabe (1992)

3.5 フィコシアニン濃度の変動とラン藻優占度の関連

国立環境研究所特別年報 (1991) によると、培養した *Microcystis aeruginosa* はクロロフィル-a 濃度 300 $\mu\text{g/l}$ 以下、フィコシアニン濃度 2 mg/l 以下の場合に直線関係が得られ、 $Y=0.179X-10$ 、(Y=クロロフィル-a, X=フィコシアニン) であるとしている。この式からフィコシアニン/クロロフィル-a 比を求めると約 5.6 となり本報告の比の値とほぼ一致する。アメリカのメンドータ湖では夏期間には比の値が3以上であったと報告されている (Konopka and Brock, 1978)。また釧路湖ではクロロフィル-a が 250 $\mu\text{g/l}$ 以上検出されない時でもフィコシアニンは高く、多量のアオコが発生している時にはクロロフィル-a よりもフィコシアニンのほうがより良い指標性を表していると報告している (国立環境研究所特別年報, 1991)。

茨戸湖では冬期間もフィコシアニンとクロロフィル-a の濃度変化の測定を継続し両者の関連を求めたが、10月以降冬期間は比の値が0.3以下まで低下し藻類現存量が減少した状態においてラン藻類が優占することはなかったが、Konopka and Brock (1978) はアメリカのメンドータ湖で10-11月にフィコシアニンとクロロフィル-a の比の値が1-2の間で変化し、ラン藻類の個体数が冬期間でもある程度増加していることを報告している。

またクロロフィル-a 濃度が低く富栄養化していない海洋において Stewart and Farner (1984) はクロロフィル-a 濃度が 1.67-3.20 $\mu\text{g/l}$ の範囲で変動している時にフィコシアニン/クロロフィル-a 比の値が 0.015-0.021 (平均 0.019) であること、およびこの海域で観察されるクロロフィル-a には微細なラン藻植物プランクトン (クロロコッコイシアノバクテリア) が含まれていると報告していること、また倶多楽湖のような貧栄養湖でもフィコシアニンが検出されたこと、貧栄養湖では蛍光顕微鏡によって微細なラン藻類 (ピコプランクトン, 細胞サイズ 2 μm 以下) の存在が確認されていること、および植物プランクトンの少ない冬期間の富栄養湖でもフィコシアニンが検出されたことなどから、植物プランクトンの個体数が少ない海洋や貧栄養湖でもフィコシアニンの定量によってラン藻類の占有率やその現存量の推定も十分可能であると考えられる。

茨戸湖で得られた結果よりフィコシアニンとクロロフィル-a 量およびその比の値の変化は植物プランクトン種の変化とよく一致しており、ラン藻優占の指標となり得るものと考えられる。分析法としては蛍光光度法のほか、分光光度法が検討され検出限界付近では誤差が大きいものの、ろ過量を増加させたりすることによって十分に測定可能であることから、簡易なモニタリングになると判断された。前述したようにフィコシアニンが検出さ

れない種もありフィコシアニンとクロロフィル-aの比の値のみからラン藻の構成比を求めるには問題となる場合があり得るが、フィコシアニンが検出されることはラン藻がそこに存在することを明確に示しており、植物プランクトンに関する個々の情報は得られないものの簡易的にラン藻の出現を表す指標としては有効であると考えられる。

引用文献

- Ernst, A. (1991) : Cyanobacterial picoplankton from Lake Constance I. Isolation by fluorescence characteristics. *J. Plankton Res.*, 13, 1307-1312.
- 藤田善彦 (1979) : 藻類の生化学的研究法。「藻類研究法」(西沢一俊, 千原光雄編) 474-507. 共立出版.
- 日野修次 (1991) : 北海道でのアオコの発生状況と要因. 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集 (5), 9-24.
- Goodwin, T. W. (1974) : Carotenoids and biliproteins. In: *Algal physiology and biochemistry*, (ed W. D. P. Stewart) 176-205.
- 日野修次 (1992) : アオコおよび淡水赤潮研究の現状と課題. *産業公害*, 28, 585-591.
- 日野修次, 高野敬志 (1993) : フィコシアニン濃度の変動からみた湖沼におけるラン藻優占度の推定. *水処理技術*, 34, 167-174.
- Hino, S. and M. Tada (1985) : Seasonal changes of nutrients, chlorophyll-a, and organic matter concentration in highly eutrophic Lake Barato, Japan. *Jpn. J. Limnol.*, 46, 268-278.
- Hino, S. (1991) : Characterization of several types of lake in Hokkaido, Japan: Situation of eutrophication and phytoplankton biomass in Lake Barato, Lake Akan, and Lake Shikaribetu. *Proceedings of the Symposium on "Limnological comparison of Chinese and Japanese eutrophic lakes"* (eds M. Aizaki and H. Tachibana), 123-140.
- Hino, S. (1992) : The physiological state of the phytoplankton community of three types of lakes as estimated by its adenylate energy charge. *Hydrobiologia*, 230: (2) 179-192.
- 北海道公害防止研究所「北海道の湖沼」(1990).
- 国立環境研究所 特別研究年報 (AR-491) (1991) : 環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究. 25-33.
- Konopka, A. and T. D. Brock (1978) : Changes in photosynthetic rate and pigment content of blue green algae in Lake Mendota. *Applied and Environ. Microbiol.*, 35, 527-532.
- Kusumi, T., T. Ooi, M. M. Watanabe, H. Takahashi, and H. Kawashima (1987) : Cyanoviridin RR, A toxin from the cyanobacterium (blue-green alga) *Microcystis viridis*. *Tetrahedron Letters*, 28, 4695-4698.
- 前田 修, 富岡英通 (1977) : 本州中部湖沼の夏季における懸濁態蛋白質および核酸の鉛直分布. *陸水学雑誌*, 38, 109-115.
- 中村寿子 (1988) : 落射蛍光顕微鏡を用いた水道生物試験-植物ピコプランクトン試験の導入及び全細菌とその他のピコプランクトンとの同時試験方法の検討. *水道協会誌*, 57, 21-32.
- O'Carra, P., (1965) : Purification and N-terminal analyses of algae biliproteins. *Biochem. J.*, 94, 171-174.
- 大槻晃, 尾身武彦, 橋本伸哉, 河合崇欣, 相崎守弘 (1990) : 霞ヶ浦におけるラン藻発生指標としてのフィコシアニン濃度. 日本陸水学会第55回大会講演要旨集, 42.
- Otsuki, A., T. Omi, M. Aizaki, T. Kawai, and S. Hashimoto (1993) : HPLC-fluorometric determination of phycocyanin in phosphate buffer extracts from natural phytoplankton sample and its application to the estimation of cyanobacterial biomass. *Water Res.*, 投稿中
- 西條八東 (1975) : 陸水学実験法 I クロロフィルの測定法 *陸水学雑誌*, 36, 103-10.
- Stewart, D. E and F. H. Farner, (1984) : Extraction, identification, and quantitation of phycobiliprotein pigments from phototrophic plankton. *Limnol. Oceanogr.*, 29, 392-397.
- 高村典子 (1988) : ラン藻による水の華, 特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状, *藻類*, 36, 65-79.

Watanabe, M. (1992) : Studies on planktonic blue-green algae 4. Some *Anabaena* species with straight trichome in Japan. Bull. Nat. Science Museum, Ser.B (Botany) 18, 123-137.

渡辺 信 (1989) : アオコの毒性に関する研究の現状と課題, 水質汚濁研究, 12, 750-756.

渡辺真利代, 原田健一 (1992) : アオコとその毒素, 水処理技術, 33, 337-344.

渡辺真利代, 原田健一 (1993) : 有毒アオコ—その生物学的, 化学的特性—, 陸水学雑誌, 54, 225-243.

Watanabe, M.F. and S. Oishi (1982) : Toxic substance from a natural bloom of *Microcystis aeruginosa*. Applied Environmental Microbiol., 43, 819-822.

Watanabe, Y., M.F Watanabe, and M. Watanabe (1986) : The distribution and relative abundance of bloom forming *Microcystis* species in several eutrophic waters. Jpn. J. Limnol., 47, 87-93.

光合成色素分析（クロロフィル，カロチノイド）による 湖水の植物プランクトン現存量推定

相馬悠子¹・今和泉隆²・八木圭一²・春日清一¹

(1地域環境研究グループ, 2東京理科大学理工学部)

1. はじめに

高速液体クロマトグラフィー (HPLC) の発達により, 植物中のカロチノイドの完全分離が可能になり, カロチノイド分布を調べる事が容易になってきた (Zullig 1981; Mantoura and Lleywellin 1983; Wright and Shearer 1984; Goodwin and Britten 1988)。高等植物中の主要な光合成色素 (クロロフィル, カロチノイド) はどの植物でも差異は小さいが, 植物プランクトン中の光合成色素はそれぞれ特有な色素を所有している。そのため植物プランクトン中の色素は, 海の富栄養化のバイオマーカーとして, 近年多くの研究が行われるようになってきて, 海水中のカロチノイド濃度の深さ方向分布や, 時間や日変化が研究されている (Gieskes and Kraay 1986a, 1986b; Strom and Welschmeyer 1991)。淡水では, 湖水中の植物プランクトンの存在量との比較で湖底質での色素の分解と保存の研究が多い (Hurley and Armstrong 1990, 1991; Leavitt and Carpenter 1990; Yacobi et al. 1991)。

クロロフィルや light protective な作用を持つ一部のカロチノイドは, 植物プランクトンが生育する水中の栄養塩や光により濃度が影響されるが (Fiksdahl et al. 1983; Paerl et al. 1983), 光合成色素, 特にカロチノイドの分析は各種の植物プランクトン現存量を推定するための顕微鏡直接計測の補助手法として容易で有効な手法になり得る可能性がある (Gieskes and Kraay 1986b; Strom and Welschmeyer 1991)。しかしながら植物プランクトンの現存量と湖水中のカロチノイド量の比較はほとんどされていない (Konopka and Brock 1978; Hurley and Armstrong 1990)。

ここでは霞ヶ浦と手賀沼の植物プランクトンの色素量の季節変化を調べた結果を報告する。これら二つの湖では毎夏 *Microcystis* と *Anabaena* のブルームが起こる (合田1984; 高村 1984; 小川 1989)。そこで単一の植物プランクトンから決定した色素組成の平均値 (carotenoid/chlorophyll a) を用い, 湖水のクロロフィル

量への種々の植物プランクトン (属, 種) の寄与を推定した。そして色素量から推定した植物プランクトン現存量を顕微鏡直接計測による植物プランクトン細胞数の結果と比較した。

2. 実験方法

NIES culture collection (渡辺他 1988) の中で霞ヶ浦と手賀沼の代表的な植物プランクトンの保存株を植え継ぎ増殖した。NIES culture collection の標準的培養条件で12時間光照射サイクルで培養した。培養した淡水性植物プランクトンは, ラン藻で *Anabaena flos-aquae* (No. 73), *Microcystis aeruginosa* (Nos.44, 88), *Microcystis wesenbergii* (Nos.104, 111), *Aphanizomenon flos-aquae* (No.81), 緑藻で *Eudorina elegans* (No.351), *Closterium aciculare* (No.260), *Tetradron incus* (No.392), 珪藻で *Melosira granulata* (Nos.332, 333), *Synedra spinosa* (No.234), 黄色ベン毛藻は *Synura peterusenii* (No.233), *Synura spinosa* (No.275), 褐色ベン毛藻は *Cryptomonas ovata* (No.275) である。2-4週間植え継ぎ増殖後, 株のクロロフィルとカロチノイド組成を液体クロマトグラフィーにより分析した。

霞ヶ浦では1989年5月から1991年4月まで毎週一回深度1mの水を採水した。手賀沼では1990年5月から1991年3月まで毎月一回表面水を採水した。水試料は採水した日にガラスフィルター (Whatmann GF/C) でろ過し, フィルター上に植物プランクトンを集め, 液体窒素に浸し凍結した後, 分析するまで-80°Cで冷凍保存した。色素の抽出と精製法は WrightとShearer (1984) の方法を変更して使用している。HPLC分析直前に, 抽出溶媒アセトン-メタノール (1:1), 0°Cでフィルターから色素を超音波抽出し, 抽出液を0.5μmポアサイズの Millipore FH カラムガードでろ過した。手賀沼の水試料中の植物プランクトン細胞数の顕微鏡による計測は, ホルムアルデヒドで固定したものを使用した。

液体クロマトグラフィー

液体クロマト装置は2台のプログラミング可能なHPLCポンプ (GL Science Co. model 576) と Rheodyne 7125 インジェクター, HPダイオードアレイ検出器, 日立650-10S蛍光光度計, HP 1050ワークステーションから成っている。カラムは Nucleosil C18 か Develosil C18 を使用した。

グラジエント溶離は, Wright and Shearer (1984) と Goodwin and Britton (1988) の方法に準じた。溶離液 A は 63 : 7 : 30 のアセトニトリル-0.5% トリエチルアミン水溶液-メタノールで, 溶離液 B は酢酸エチルである。溶離液流速は 1 ml/min で A 100% から B 100% に 20 分で溶離液の比を直線的に変化させた。各色素ピークの 300-600nm 範囲の吸収スペクトルをダイオードアレイ検出器により測定した。また蛍光検出器をダイオードアレイ検出器の後に接続し, 励起波長 440nm, 発光検出 660nm でクロロフィルとその分解物の検出を行った。

色素の同定は培養株の色素の吸収スペクトル (Wright and Shearer 1984 : Britton 1985) と HPLC の保持時間から決定した。標準試料としてクロロフィル a, b と α -, β -カロチン (和光純薬) を使用し, 定量は 440nm の吸光強度によった。他のカロチノイドは報告されている吸光係数を使用し (Mantoura and Lleywellin 1983 ; Britton 1985), β -カロチンの吸光係数との相対比から定量した。吸光係数の溶媒影響は, HPLC で得られる吸収スペクトルと文献のピーク値を用いて補正した。echinenone の保持時間はフェオフィチン b と重なり, β -カロチンとフェオフィチン a₂ (Vernet and Lorenzen 1987) の保持時間は非常に近かった。しかし培養株や水試料ではフェオフィチン a₁, a₂, b の 440nm 吸光検出量は無視できる程小さく, 440nm 吸光検出ではフェオフィチン量を考慮しなかった。

溶離液のメタノール, アセトニトリル, 酢酸エチルは HPLC 用を, フィルターを通し脱ガスして使用した。

3. 結果

種々の植物プランクトン中の色素分布

3種のラン藻から抽出した色素のクロマトグラフを図 1 に示した。myxoxanthophyll や echinenone は, *Anabaena*, *Microcystis*, *Aphanizomenon* など多くのラン藻に一般的でかつラン藻に特有なカロチノイドである

(Goodwin 1980)。図 1 の A と B は myxoxanthophyll と同様にラン藻に特有なグリコースのついたカロチノイドと考えられ (Goodwin 1980 ; Goodwin and Britton 1988), 吸収スペクトルは myxoxanthophyll と aphanizophyll によく似ており他のカロチノイドに比べ長波長側に吸収を示し (myxoxanthophyll は溶離液中で 449, 476, 508nm, aphanizophyll は 448, 477, 508nm, A は 448, 474, 505nm, B は 472, 503, 544nm), A と B はそれぞれ 4-Keto-myxol-2'-methylpentoside と oscillaxanthin と同定した (Goodwin 1980 ; Zullig 1982)。また β -カロチン量が多いのもラン藻の特徴であった (*Anabaena* で全カロチノイド量の 37%, *Microcystis* で 29%)。

表 1 に培養株で得られた色素量比を示してある。単一株中のカロチノイド/クロロフィル a 比は, 数回の増殖実験の平均値である。また *Eudorina*, *Closterium*, *Tetraedron* の色素の重量比を平均して, 緑藻の色素量比とした。*Melosira* と *Synedra* の色素量比の平均を珪藻の色素量比として示した。25°C, *Microcystis* の myxoxanthophyll/クロロフィル a 比は株毎に 40% のばらつきがあり, echinenone や zeaxanthin より大きかった。

Burkhill (1987) らは, 文献から緑藻, 珪藻, *Cryptophyceae* のカロチノイド/クロロフィル a 比を集め平均値を出しているが, 我々の得た値もその範囲に入っている。

手賀沼の植物プランクトン中の色素の季節変化

手賀沼の表面水中の色素濃度の季節変化は myxoxanthophyll と echinenone が 7 月に最大になる (図 2)。また fucoxanthin とクロロフィル c 濃度の季節変化は高い相関を示した。

指標色素として図 2 に示したものを使用し, 色素/クロロフィル a 比は表 1 の値を使用して, 各種植物プランクトンのクロロフィル a 量への寄与を表したのが図 3A である。カロチノイドから計算したクロロフィル a 量は, クロロフィル a の実測値を誤差 25% 以内でよく説明している。

クロロフィル a の実測値と顕微鏡による細胞数計測を比較すると (図 3B), 8 月の値を除くと色素量からの推定は細胞数計測と良い相関を持っている。緑藻, 珪藻, *Microcystis* でのカロチノイドからのクロロフィル a 計

算量と細胞数の計測量との相関係数はそれぞれ0.91, 0.87, 0.46であった(試料数10)。Microcystis は湖水表面に集まるので、表面水では均一な採水が難しいのが、8月の Microcystis のブルーム時期に誤差を大きくした原因と考えられる。8月のデータを除くと、Microcystis の相関係数は0.70になる。

ラン藻は他の植物プランクトンよりクロロフィルa量が少ないという報告があり (McCarthy and Carpenter 1979; Gieskes and Kraay 1986b), 我々の結果もこれを裏付けていて(図3), 夏の Microcystis ブルームでもクロロフィルa量は増加していない。

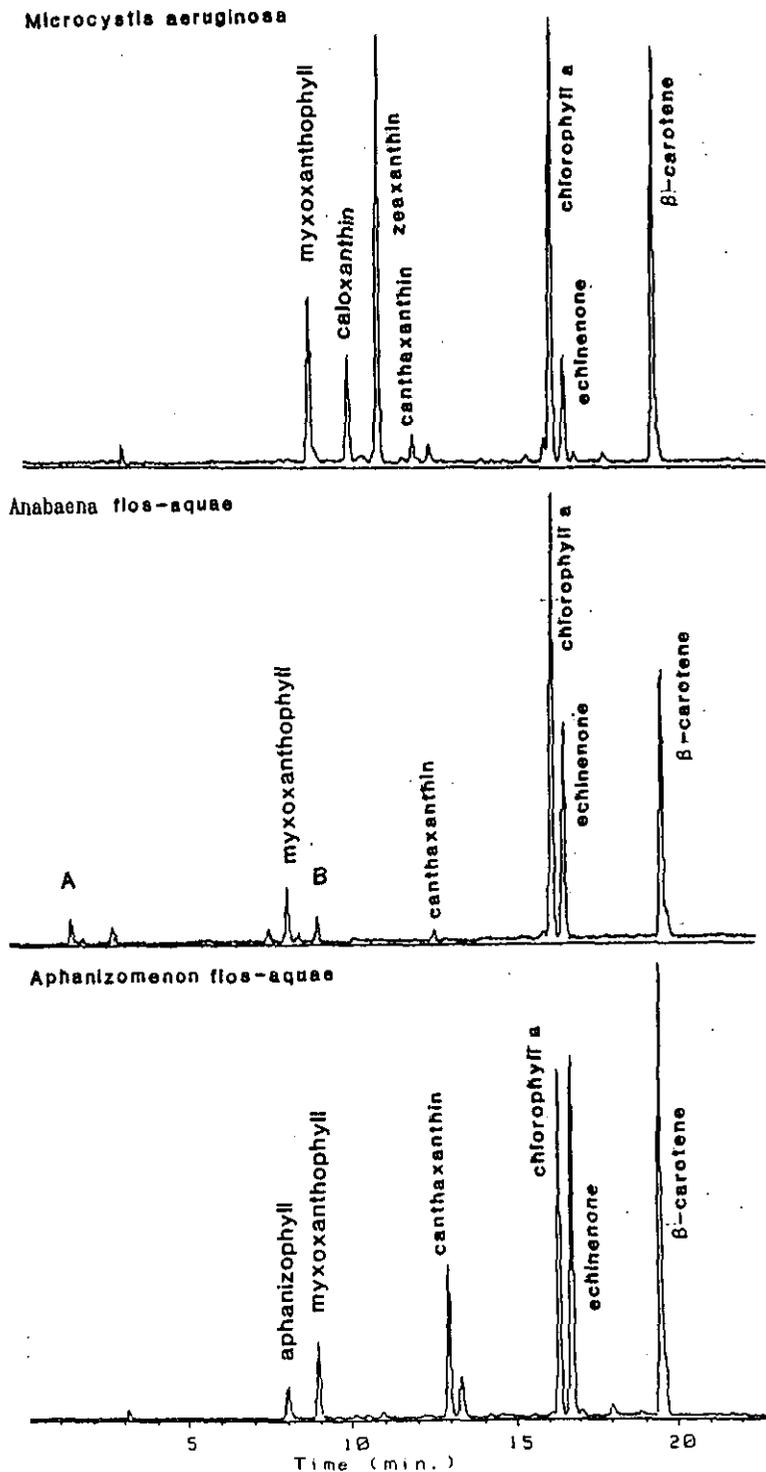


図1 ラン藻の培養株から抽出した色素の液体クロマトグラム。440nm吸光検出。

表1 植物プランクトン中の色素：クロロフィルaの比
 (下線を引いた値を湖水試料中の各植物プランクトンの
 クロロフィルa量を決めるのに使用)

	Anabaena* ¹	Microcystis ** ²	Green -algae* ³	Diatoms** ⁴	Synura	Cryptomonas
A	<u>0.046</u>					
chlorophyll c				<u>0.104</u>	0.015	0.089
chlorophyllide a				0.11		
fucoxanthin				<u>0.77</u>	0.82	
neoxanthin			0.021			
aphanizophyll	0.028	0.012				
violaxanthin			0.038		<u>0.11</u>	
myxoxanthophyll	0.099	<u>0.086</u>				
diadinoxanthin		0.05		0.39		
anthraxanthin			0.038		<u>0.078</u>	
alloxanthin						<u>0.477</u>
caloxanthin?		0.107				
diatoxanthin				0.04		
lutein			0.20			
zeaxanthin		0.235			0.017	
canthaxanthin	0.02	0.029	0.005			
chlorophyll b			<u>0.321</u>			
crocoxanthin						<u>0.064</u>
chlorophyll a	1	1	1	1	1	1
echinenone	0.26	<u>0.094</u>				
β -carotene	0.27	<u>0.255</u>	0.034	0.003	0.024	0.007

*1 *Anabaena flos-aquae*, *2 *Microcystis aeruginosa*, *3 *Eudorina*, *Closterium*, *Tetraedron*,
 *4 *Melosira*, *Synedra*

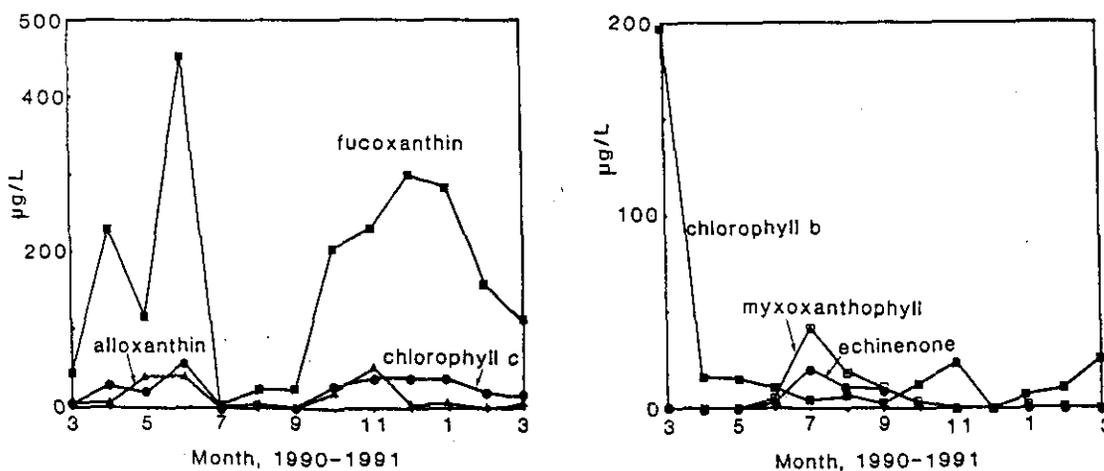


図2 手賀沼の植物プランクトン中の色素濃度 ($\mu\text{g/L}$) の季節変化

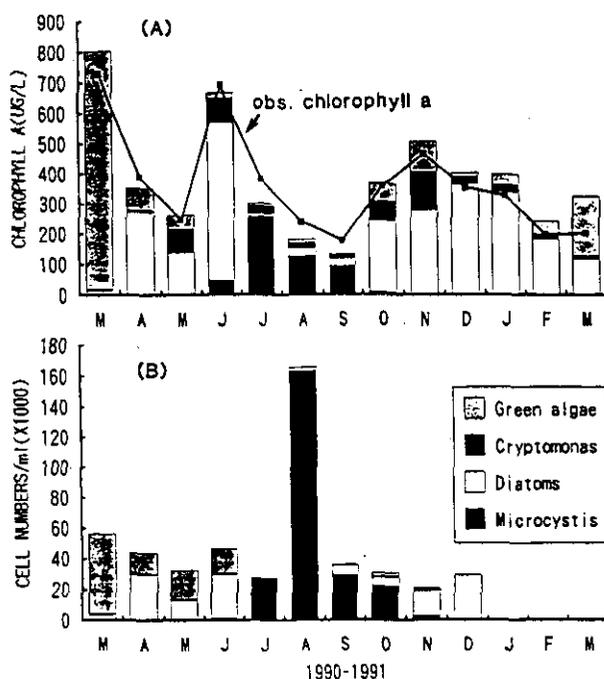


図3 (A) 手賀沼における1990年3月から1991年3月の各種植物プランクトンのクロロフィルa量の推定。
折れ線はクロロフィルaの実測値を示す。
(B) 1990年3月から12月の手賀沼の各種植物プランクトンの計測細胞数。

霞ヶ浦湖水の色素分析

霞ヶ浦の湖水中の色素分析を1989から1991年にかけて行い、クロロフィルaへの *Anabaena*, *Microcystis*, 珪藻などの寄与をカロチノイド濃度から計算した。図4に示したのは、st. 3 のカロチノイド濃度から計算した各種植物プランクトンのクロロフィルa濃度である。1989年の夏の始めには *Anabaena* の出現量が大きかったが、1990年には現れず、1990年は珪藻が1年を通して多かつ

たのがわかる。

図4の各種植物プランクトンのカロチノイド量から計算したクロロフィルa量の総和をクロロフィルaの実測値と比較したのが図5である。全シーズンを通しての平均誤差は20%以下であり、色素分析が湖水中のクロロフィルa量への植物プランクトンの寄与を反映しており、植物プランクトン現存量の推定のための有効な手段になることがわかった。

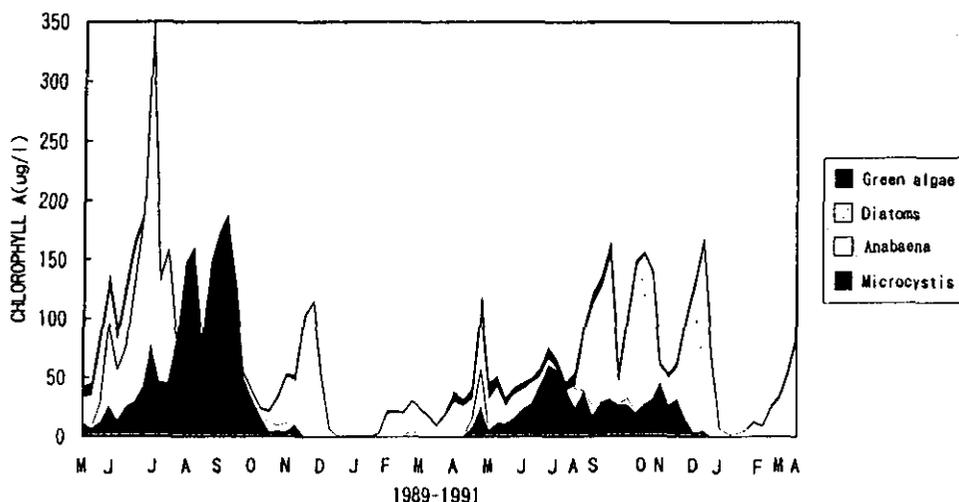


図4 霞ヶ浦湖水 (st. 3) の色素分析から計算した各種植物プランクトンのクロロフィルa量の季節変化。
1989年5月～1991年4月。

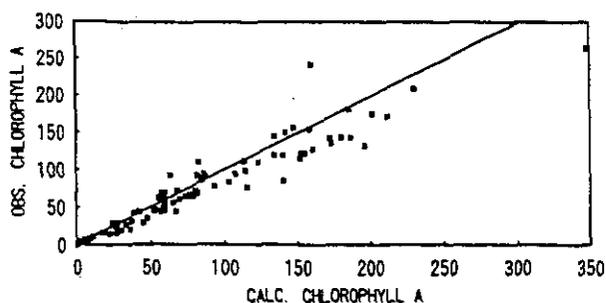


図5 霞ヶ浦湖水のクロロフィルa量実測値 (st. 3) と色素分析から計算したクロロフィルa量の総和 (図4参照) の比較。

図5を見ると、クロロフィルa計算量は、実測値よりも多めになっている。この原因として考えられるのは(1)霞ヶ浦の光合成効率が室内の培養条件よりも良かった。

(2)湖水中の分解はカロチノイドよりクロロフィルの方が速い、の2つである。しかしながら湖水試料ではクロロフィルaの分解生成物であるフェオフィチンaはほとんど検出されていない。Paerl (1983)らは *Microcystis*では光合成効率が増すとクロロフィルa量に比べてカロチノイド量が増加するという結果を得ている。それらを考え合わせると湖水で光合成効率が高かったのがクロロフィルa量を高くした原因と考えられる。

4. 結論

植物プランクトン中の光合成色素(クロロフィル、カロチノイド)が湖水の各種植物プランクトン現存量推定のための指標となることが解った。海水でも Gieskesらは色素組成比(カロチノイド/クロロフィルa)を使って植物プランクトンの空間分布を出している(Gieskes and Kraay 1986a)。また底質中の光合成色素は湖の過去のバイオマスの推定に利用されている。

夏期の手賀沼のクロロフィルa量は *Microcystis*の繁殖を反映していなかった。Hurleyらの Mendora 湖の色素分析の結果も、クロロフィルa量に対するラン藻の寄与が他の植物プランクトンより相対的に小さいことを示唆している。

謝 辞

笠井文絵氏に藻保存株の培養法について、木幡邦男氏にカロチノイドについてそれぞれ助言を頂いた事、また Dr. R. S. J. Weisburd氏に論文を書くにあたり助言と

修正をして頂いたことに感謝します。矢木修身氏と大久保氏には手賀沼の植物プランクトンの顕微鏡計測データを頂いたこと、稲葉一穂氏には手賀沼の採水をしてもらったことに感謝します。

参 考 文 献

- Britton, G. 1985. General carotenoid methods, p.113-149. In J. H. Law and H. C. Billing [ed.] Methodology in enzymology. Vol. III. Steroids and isoprenoids. PartB. Academic Press, New York, NY
- Burkhill, P. H., R. F. C. Mantoura, C. A. Lleywellin, and N.J. P. Owens. 1987. Microzooplankton grazing and selectivity of phytoplankton in coastal waters. Mar. Biol. 93: 581-590.
- Fiksdahl, A., P. Foss, S. Liaaen-Jensen, and H. W. Siegelman. 1983. Carotenoids of blue-green algae. II. Carotenoids of chromatically-adapted cyanobacteria. Comp. Biochem. Physiol. 76B: 599-601.
- Gieskes, W. W., and G. W. Kraay. 1986a. Analysis of phytoplankton pigments by HPLC before, during and after mass occurrence of the microflagellate *Corymbellus aureus* during the spring bloom in the open northern North Sea in 1983. Mar. Biol. 92: 45-52.
- 1986b. Floristic and physiological differences between the shallow and the deep nanophytoplankton community in the eutrophic zone of the open tropical Atlantic revealed by HPLC analysis of pigments. Mar. Biol. 91: 567-576.
- 合田 健. 1984. 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII). 国立環境研究所研究報告, 第57号
- Goodwin, T. W. 1980. The biochemistry of the carotenoid. 2nd. ed. Vol. 1. Chap. 7. Chapman and Hall, London.
- Goodwin, T. W., and G. Britton. 1988. Distribution and analysis of carotenoids, p.62-132. In T. W. Goodwin[ed.] Plant pigments. Academic Press, New York, NY.
- Hurley, J. P., and D. E. Armstrong. 1990. Fluxes

- and transformations of aquatic pigments in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.* 35: 384-398.
1991. Pigment preservation in lake sediments: a comparison of sedimentary environments in Trout Lake, Wisconsin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 472-486.
- Konopka, A., and T. D. Brock. 1978. Changes in photosynthetic rate and pigment content of blue-green algae in Lake Mendota. *Appl. Environ. Microbiol.* 35: 527-532.
- Leavitt, P. R., and S. R. Carpenter. 1990. Aphotic pigment degradation in the hypolimnion: implications for sedimentation studies and paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.* 35: 520-534.
- Mantoura, R. F. C., and C. A. Llewellyn. 1983. The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigment and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-performance liquid chromatography. *Anal. Chim. Acta* 151: 297-314.
- MacCarthy, J. J., and E. J. Carpenter. 1979. *Oscillatoria* (Trichodesmium) *Thiebautii* (Cyanophyta) in the central north Atlantic Ocean. *J. Phycol.* 15: 75-82.
- 小川カホル. 1989. 手賀沼の植物プランクトン II 季節変化について 千葉県水質保全 研究所年報 139-142.
- Paerl, H. W., J. Tucker, and P. T. Bland. 1983. Carotenoid enhancement and its role in maintaining blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) surface blooms. *Limnol. Oceanogr.* 28: 847-857.
- Strom, S. L., and N. A. Welschmeyer. 1991. Pigment-specific rates of phytoplankton growth and microzooplankton grazing in the open subarctic Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* 36: 50-63.
- 高村典子. 1984. 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の実験的研究3-2 生物相の変化 国立環境研究所研究報告 第52号 59-78.
- Vernet, M., and C. J. Lorenzen. 1987. The relative abundance of pheophorbide *a* and pheophytin *a* in temperate marine waters. *Limnol. Oceanogr.* 32: 352-358.
- Watanabe, M. M., F. Kasai, and R. Sudo. [ED.] 1988. List of strains (NIES-Collection). National Institute of Environmental Studies, Japan.
- Wright, S. M., and J. D. Shearer. 1984. Rapid extraction and high-performance liquid chromatography of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *J. Chromatogr.* 294: 281-295.
- Yacobi, Y. Z., R. F. C. Mantoura, and C. A. Llewellyn. 1991. The distribution of chlorophylls, carotenoids and their breakdown products in Lake Kinneret (Israel) sediments. *Freshwater Biol.* 26: 1-10.
- Zullig, H. 1981. On the use of carotenoid stratigraphy in lake sediments for detecting past developments of phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 26: 970-976.
1982. Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. *Schweiz. z. Hydrol.* 44: 1-98.
-
- (この報告は *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1142-1146 (1993) に掲載されたものを日本語に訳したものである。)

II. 見た目アオコ指標

アオコ景観指標による霞ヶ浦の評価

相崎守弘¹・福島武彦²・高木博夫²・北村 光³

(1) 水圏環境部, (2) 地域環境研究部ループ, (3) 日本大学生産工学部)

1. はじめに

湖沼の環境評価は有機性汚濁に関してはCODを指標として化学分析によって行ってきた。しかしながら、CODの値は一般住民の生活感覚では実感がなく、身近な問題としてはとらえづらかった。生活者が実感としてとらえることのできることは、視覚を通じた水の透明感、色、浮遊している懸濁物の量、また臭覚を通じた臭いなどである。富栄養化した湖沼で夏期に発生するアオコは、緑のベンキを流したような色と量及び腐敗時の悪臭など、住民の感覚で敏感に感じることのできる対象である。

富栄養化した湖沼におけるアオコの発生は湖沼環境管理の上で重要な問題であるが、他の藻類との識別の問題や局所的に集積し易い性質を持つなど定量的議論が難しい対象である。

本報告では、アオコの発生量の把握に対して人間の感覚がどの程度有効か、またアオコの発生によって湖沼環境の評価はどのように変化するかを明らかにするために、霞ヶ浦の現地及び写真によってアンケート調査を行った。またそれを通して霞ヶ浦の評価や望ましい姿についても明らかにできたのでここに報告する。

2. 方法

見目アオコ指標を作成しアンケート調査表(資料1, 2)と共に配布し、現地調査及び写真調査を行った。調査は1992年7月21日および28日に茨城県が主催した「親子ふれあい研修」の土浦港から潮来港へ行く途中の土浦港及び湖心で、また帰りの湖心で、8月12日の景観評価会における土浦港、湖心及び高浜入出口で行った。アオコ景観指標レベルとアオコの現存量を表すためのフィコシアニン濃度との関係の解析は国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外実験池において行った。フィコシアニンの定量は液体クロマトグラフィ(島津)を用いて行った。

3. 結果

3.1 回答者の特性

回答者の年代、性別、職業、居住環境及びアオコに関する知識について図1に示す。年齢は10代、30代、40代が多かったが、20代、50代、60代の人それぞれ約9%いた。性別では女性が62.5%と男性に比べて多かった。職業は学生が28%でそれ以外は水と関連した職業の人は少なかった。居住地は住宅地域の人が43.3%とほぼ半数を占め、湖や川のそばに住んでいる人は約20%と少なかった。

回答者の湖沼環境に対する関心の深さは、アオコを見たことがある人が77%と多く、またアオコの毒性についても約60%の人が知っている、もしくは聞いたことがあると回答しており、かなり高い関心と知識を持った人々が対象になったものと考えられる。

3.2 写真調査結果

写真調査による各アオコレベルでの水質評価結果を表1に示す。アオコレベル0は極端にきれいな摩周湖の写真を用いたところから、印象、親水性及び水道原水としての評価など全ての評価が高かった。

アオコレベル1は霞ヶ浦湖心の写真であるが、印象としては60%の人がきれいだと回答しており、親水性でも高い評価であった。親水性の項目の中で、ボート遊び、釣り、湖岸散歩はほぼ同じ評価であったが、水遊びに関しては他の項目よりきびしく判断されるようである。水道原水としては約半数の人が少し不安と回答しているが、安心と合わせると70%以上になり、まだ許される状況のようである。

アオコレベル2はアオコが肉眼でどうにか確認できるレベルであるが、印象としては67%の人が汚いと回答しており、親水性に関しても半数以上の人が悪い評価を与えている。特に水遊びに関しては80%以上の人がしたくないと回答しており、このレベルが限界であると推察される。水道原水としても飲みたくない、不安が約60%を占め、ほぼ限界と推察できる。

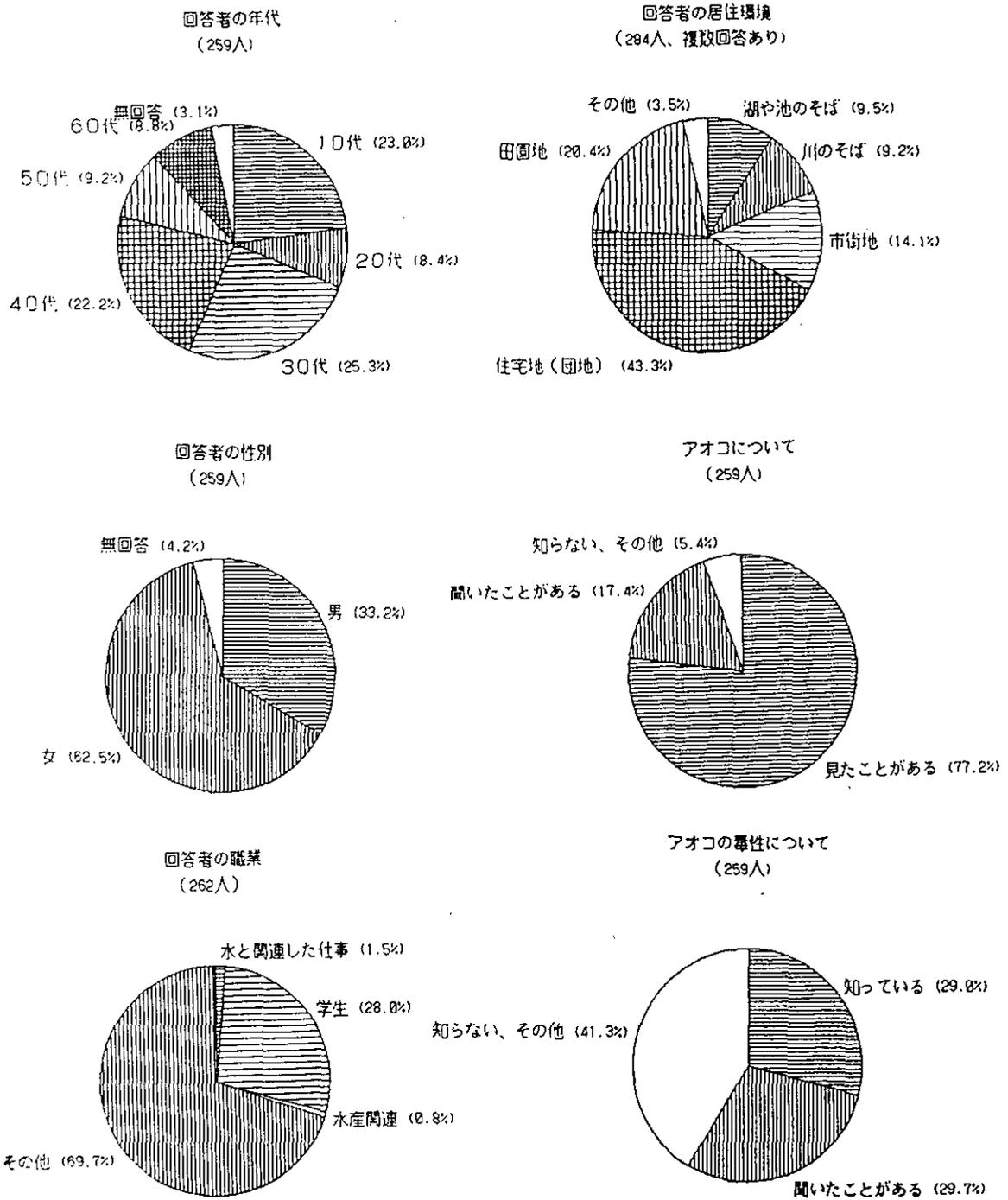


図1 アンケート回答者の特性

表1 写真調査による各アオコ指標レベルでの水質評価結果

		レベル0	レベル1	レベル2	レベル3	レベル4	レベル5	レベル6
印象	きれい	99.1	60.4	17.3				0.8
	汚い	0.9	33.9	67.1	62.3	26.0	14.1	9.5
	不快		4.8	14.3	28.6	13.4	16.3	6.6
	嫌悪感を感じる		0.9	1.3	9.1	60.6	69.6	83.1
ボート遊びを	したい	88.1	77.5	47.2	11.4	2.2	0.4	0.4
	したくない	11.9	22.5	52.8	88.6	97.8	99.6	99.6
釣りを	したい	86.3	73.5	42.8	11.3	0.4		1.3
	したくない	13.7	26.5	57.2	88.7	99.6	100.0	98.7
水遊びを	したい	90.0	53.7	17.9	1.3	0.4		0.8
	したくない	10.0	46.3	82.1	98.7	99.6	100.0	99.2
湖岸散歩を	したい	91.3	74.1	40.9	11.7	2.2	0.9	3.0
	したくない	8.7	25.9	59.1	88.3	97.8	99.1	97.0
水道原水として	安心	80.3	22.4	4.3				
	少し不安	11.2	51.7	31.5	8.7	1.3	0.9	2.0
	不安	5.2	13.4	36.2	29.9	14.5	6.8	5.6
	飲みたくない		9.1	23.7	51.5	65.4	64.7	58.9
	浄水器を使う	3.4	3.4	4.3	6.1	7.9	8.9	6.0
	ミネラルウォーターを買う				3.9	11.0	18.7	27.4

アオコレベル3はアオコが表面に散らばりところどころパッチ状になっているレベルであるが、このレベルになると不快と感じる人が約30%と増加しており、親水性の評価も低くなっている。水道原水としては約50%の人が飲みたくないと回答しており、水道水として利用することは望ましくない。このレベルでは浄水器を買うと答えた人が6.1%いた。

アオコレベル4は膜状にアオコが広がる状況であるが、このレベルになると嫌悪感を感じる人が約60%と著しく増え、水に近づきたいという願望はほとんど無くなるようである。水道原水としては65%の人が飲みたくないと回答しており、11%の人がミネラルウォーターを買うと答えている。

アオコレベル5になると嫌悪感を感じる人が約70%とさらに増え、できるだけ水面から遠ざかりたいと考えるようである。ミネラルウォーターを買うと答えた人が19%と増加している。

アオコレベル6は究極のアオコと呼ばれる状態であるが、嫌悪感を感じる人が83%とほとんどの人が嫌悪感を感じるようである。ミネラルウォーターを買うと答えた人

がさらに増え27%になっている。興味深いことは浄水器を買うと答えた人の割合はレベル3からほとんど変わっておらず、原水が汚れるに従ってミネラルウォーターを買うと答える人が増加してくることである。これは、浄水技術に対する信頼性を示すものと考えられ、ある一定の汚濁レベル以上になるとどんなに処理してもその水を飲みたくないことを示すものと考えられる。

写真調査結果から、霞ヶ浦を上水の水源として使うとしたらアオコレベル2の段階より汚濁させることは防がなくてはならない。またレベル2の段階が親水性の上でもぎりぎりのレベルのようである。

3.3 霞ヶ浦のアオコ指標による景観評価

図2に霞ヶ浦での各評価会毎の評価結果を示す。7月21日午前の湖心の結果を除いて、評価頻度は一つもしくは隣合った2つのアオコレベルに集中しており、評価者各個人の感覚がそれほど異なっていないことが分かった。すなわち、人間の感覚によってアオコレベルの測定が可能であることを示している。

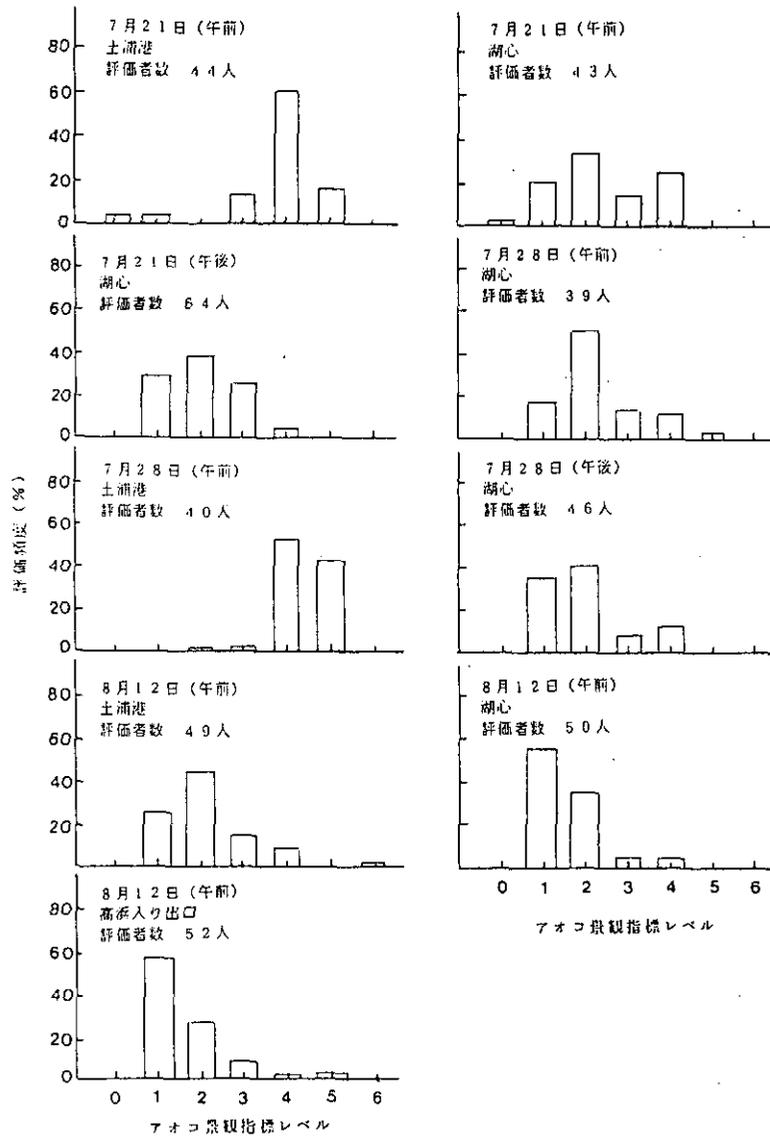


図2 霞ヶ浦における調査毎の評価結果

図3に霞ヶ浦湖心のアオコレベルを示す。時期の異なった5回の集計結果である。レベル1から4まで広がっているが、レベル2と答えた人が最も多く、単純平均でも2.1であった。表2に湖心の印象や親水性についての評価、水道原水としての評価および望ましい姿について回答してもらった結果を示す。印象では汚いと答えた人が65%おり、水遊びを除く親水性については約半数の人が遊びたくないと答えている。また水遊びについては約80%の人が遊びたくないと回答している。水道原水として不安と飲みたくないで約50%を占めていた。この結果は写真調査のアオコレベル2に対する調査結果と良く一致しており、写真調査の結果が現場における感覚とあまり変わらないことを示している。どのようになって欲しいかに対しては58%の人が水遊びができる状態になって欲しいと答えており、アオコがない状態になって欲しい人

も26%いた。写真調査結果から水遊びに関する評価と水道原水に関する評価はかなり近い評価のようであり、水遊びができるということは比較的安心して飲める水質にして欲しいことを示しているようである。

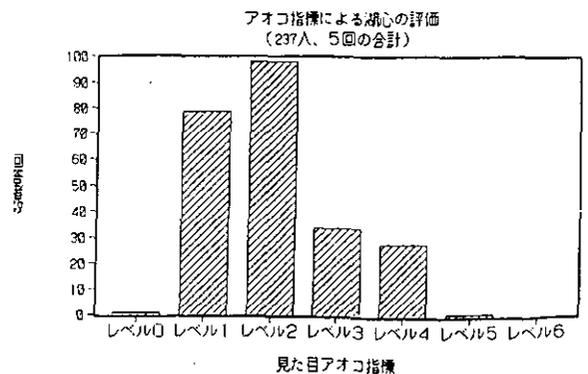


図3 霞ヶ浦湖心の「見日目アオコ指標」による調査結果

表2 霞ヶ浦湖心および土浦港における水質評価とアオコ指標レベル

		湖心	土浦港
アオコ指標レベルの平均値		2.1	3.4
印象	きれい	11.6 %	2.1 %
	汚い	64.9	64.4
	不快	10.4	16.4
	嫌悪感を感じる	3.5	11.0
	無回答	9.7	6.2

臭いについて	特にしない	27.0 %	39.1 %
	わからない	43.6	33.9
	感じがよい	1.9	0.5
	不快	16.6	19.3
	耐えられない	0.4	2.6
	無回答	10.4	4.7

ボート遊びを	したい	43.2 %	20.4 %
	したくない	47.9	74.6
	無回答	8.9	4.9

釣りを	したい	37.1 %	4.2 %
	したくない	52.9	90.1
	無回答	10.0	5.6

水遊びを	したい	12.0 %	4.2 %
	したくない	78.0	90.1
	無回答	10.0	5.6

湖岸散歩を	したい	33.2 %	22.5 %
	したくない	52.1	71.1
	無回答	14.7	6.3

水道原水として	安心	3.4 %	0.7 %
	少し不安	28.7	17.6
	不安	24.9	32.4
	飲みたくない	27.6	35.1
	浄水器を使う	8.0	6.8
	ミネラルウォーターを買う	1.1	4.1
	無回答	6.1	3.4

どういふ風になって欲しいか			
	アオコがない	26.3 %	25.4 %
	ボート遊びができる	8.0	4.8
	水浴ができる	58.0	61.3
	無回答	7.6	8.5

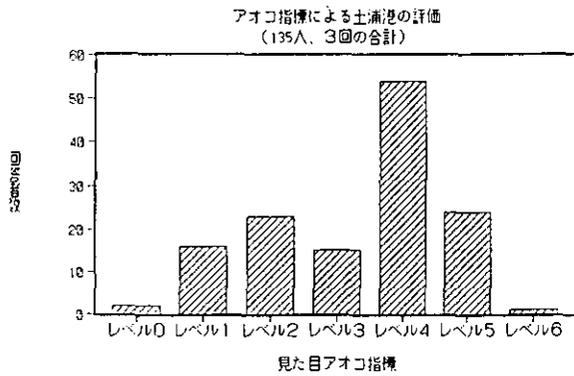


図4 土浦港の「見た目アオコ指標」による調査結果

図4に土浦港のアオコレベルを示す。時期の異なる3回の集計結果である。レベル1から5まで広い範囲にわたっているが、レベル4と答えた人が最も多い。単純平均では3.4である。表2に湖心と同様に土浦港の印象や親水性についての評価、水道原水としての評価および望ましい姿について回答してもらった結果を示す。印象としては汚いと答えた人が64%おり不快、嫌悪感を感じる人も4人に1人いるところから、霞ヶ浦観光に依存する土浦港としては極めて危ない状態にあると考えられる。親水性に関する項目でも80%以上の方がこの水面では遊びたくないと答えており、水道原水としては35%の人が飲みたくないと答えている。この結果は写真調査によるアオコレベル3の結果と良く一致しており、水道原水としては写真調査の方がさらにきびしい評価になっていた。臭いに関しては70%以上の方が特にしない、分からないと答えているところから、現場においては視覚以外の肌を感じる他の要素が作用して、写真調査よりも緩やかな評価になったものと推察される。しかしながら、土浦港の状況は許容される段階をはるかに越えており、かなり根本的に対策が考えられなければならない状況である。望ましい姿としては湖心と同様に水浴のできる状態と答えた人が60%以上おり、霞ヶ浦の理想の姿として求められているのは水遊びできる環境のようである。

3.4 アオコ指標とアオコ現存量の関係

見た目アオコ指標による判定が実際のアオコ現存量をどの程度正確に表現できているのかを検討した。国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外実験池でアオコの再現実験を行ったが、その時に同時に見た目アオコ指標レベルの判定とアオコ現存量を表す指標として用いて

いるフィコシアニン濃度との関係を調べた。その結果を、霞ヶ浦における現場調査の結果と併せて図5に示す。アオコレベル1はフィコシアニン濃度で50 $\mu\text{g/l}$ 以下の場合、アオコレベル2は同100 $\mu\text{g/l}$ 以下の場合に判断されるようである。アオコレベル3と判断される場合はフィコシアニン濃度にかかなりの幅があり、0~400 $\mu\text{g/l}$ の範囲にわたっていた。アオコレベル3は波の無い静穏な状態でのみ観察可能な状態であり、指標のレベルとしては適当でないのかも知れない。レベル4は100~700 $\mu\text{g/l}$ の濃度範囲にわたっていたが、アオコの存在がかなりはっきり認識されはじめるレベルのようである。レベル5は土浦港の7月28日の結果であるが、フィコシアニン濃度は20.5 mg/l と極端に高くなっており、集積アオコの状態を示すものである。レベル6はレベル5に加えて腐敗を伴う状態であるが、このような状態は本年は観察されなかった。

この結果からはレベル3はレベル2と4に集約し、5段階評価が適当なのではないかと推察される。実際の評価会でもレベル3と答えた人は少なく判定が難しいものと考えられる。以上の結果から、相対的にはある範囲幅を持って肉眼でアオコ現存量の把握が可能であることが明らかになった。

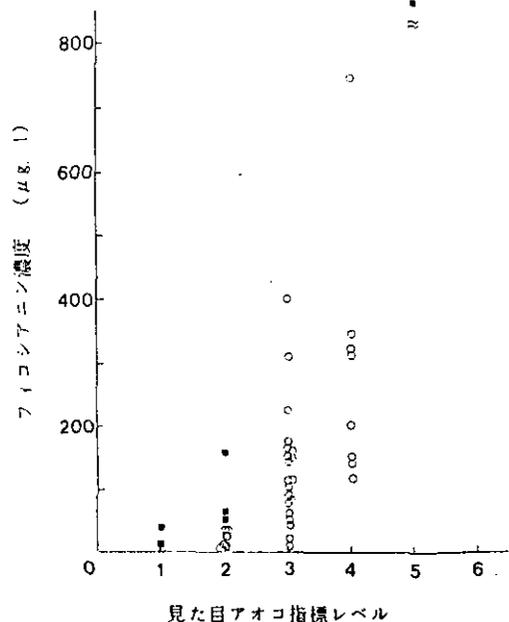


図5 見た目アオコ指標レベルとフィコシアニン濃度との関係 (○) 実験池における結果, (■) 現地調査における結果

4. おわりに

アオコの発生状況の指標化による肉眼による判定の有効性と、アオコ指標が水環境評価の指標として有効かどうかに関して検討した。その結果、アオコ指標はかなり高い精度も持った的確に判断され、人間の感覚がそれほど大きな個人差を持たないことが明らかになった。また、アオコ指標が多少の改良が必要ではあるが、アオコ現存量をある濃度範囲内で表現していることも明らかにされ

た。さらに、アオコ指標が水環境評価のための指標として十分に機能していることも明らかにされた。

このようなアオコ指標を用いて霞ヶ浦の評価を行ったところ湖心ではアオコレベル 2.1、土浦港では 3.4と評価され、湖心の環境は許容されるレベルのぎりぎりの線、土浦港は許容限界をはるかに越えている実態が明らかになった。このような調査結果をもとに今後適切な対策が取られることが望まれる。

アオコの基準は？

— 見た目アオコ指標によるアンケート調査結果の解析 —

相崎守弘¹・福島武彦²・北村 光³・大橋広明³

(1水圏環境部, 2地域環境研究グループ, 3日本大学生産工学部)

1. はじめに

近年、日本各地における湖沼の富栄養化に伴い、多くの湖でアオコの発生が報告されている。アオコは一般にはよく使われる言葉であるが学術的な言葉としてはあまり使われていない。陸水学で記述する場合は、「ラン藻類の水の華」とか、それぞれのプランクトン種の名前を付けて「ミクロキスティスの水の華」「アナベナの水の華」などと記述している場合が多い。しかしながら「アオコ」という言葉は社会的用語としては定着しており、その発生は湖沼の汚れ具合を端的に表す指標として重要であり、その意味で社会的関心も高い。マスコミ等でもよく用いられている言葉である。渡辺(1994)によればアオコを、(1)「アオコ」とは湖沼で藻類が大発生する現象の一つで、特に水面に集積して水の色が濃い緑色を呈する場合を言う、(2)そのような状態を作り出している原因の藻類群をアオコという、と定義している。一般的には浮上性の強いラン藻類の増殖によって水面に藻類が集積し、パッチ状、膜状、ひどい時にはスカム状になる現象を指して「アオコ」と呼ぶようである。しかしながら、どのような状態から「アオコ」と呼ぶのが適当か、その基準は曖昧な状況である。

本報告では、前述したアオコ景観指標(相崎他, 1994)に基づき、北海道、仙台、霞ヶ浦、岡山、鳥取において「見た目アオコ指標」を利用した写真によるアンケート調査を行った。それにより、どのレベルからアオコと呼ぶのが適当か、その基準となるレベルが大略判明したのでここに報告する。なお本調査は、国立環境研究所と北海道環境科学研究センター、仙台市衛生研究所、岡山県環境保健センター及び鳥取県衛生研究所との間で実施された共同研究の一部として行われたものである。

2. 方法

霞ヶ浦における調査は1993年7月に霞ヶ浦で行われた茨城県の研修事業に同乗して行った。調査対象者は市町村職員および議員で計133名であった。調査では「見た

目アオコ指標」およびアンケート調査票(資料1, 2参照)を使用し調査した。北海道での調査は同様の調査法により、1992年に北海道環境科学研究センターに依頼し実施したもので、回答のあった計301名について解析した。宮城県仙台市での調査は、1992年に仙台市衛生研究所に依頼し、回答のあった計116名について解析した。岡山県での調査は1992年に岡山県環境保健センターに依頼し、計280名の回答結果を解析した。鳥取県での調査は1992年に鳥取県衛生研究所に依頼し、回答のあった計320名について解析した。

調査を行った場所は各道県とも一定ではなく、幾つかの機会を捕らえて実施された。調査期間はほぼ6月から10月までの期間であった。

3. 結果

3.1 回答者の特性

各地域ごとの回答者の年代、性別、職業、居住環境、アオコに関する知識について表1, 2に示す。年代は北海道、霞ヶ浦、及び岡山ではほぼ似たような構成を示し、20代、30代、40代、50代の人がほぼ同程度の割合であった。仙台市では10代の人が0%、60代の人が1.7%と少なかった。反対に鳥取では10代の人が約40%を占め、他地域と大きな違いが見られた。性別では男性が、北海道67.4%、仙台66.4%、霞ヶ浦82.7%、岡山63.8%、鳥取51.7%と鳥取以外では女性に比べて多かった。職業は、鳥取以外では水と関連した職業が比較的多く見られた。鳥取では中学校で調査したこともあり、学生の占める割合が約40%と高かった。岡山にも学生が4.3%見られた。年代、性別、職業は鳥取以外はどの地域もそれほど相違ないことがわかった。居住地は地域ごとに特色が見られた。霞ヶ浦は、田園地に住んでいる人が最も多く42.1%と約半数を占めた。北海道、仙台では住宅地に住む人が約60%を占めた。岡山では、過半数を超える回答はなく、住宅地に住んでいる人が29.3%と一番多かった。鳥取では湖山池近辺で調査した影響からか、湖のそばに住む人

表1 回答者の特性

	北海道	仙台	霞ヶ浦	岡山	鳥取
回答者総数(名)	301	116	133	280	302
回答者の年齢					
無回答	2.6 %	5.2 %	0.8 %	6.4 %	3.6 %
10代	5.6	0	2.8	3.9	41.1
20代	15.6	21.6	12.8	14.3	7.9
30代	20.6	31.0	20.3	17.5	8.3
40代	21.3	30.2	25.6	20.7	14.2
50代	19.9	10.3	24.1	16.4	11.9
60代	14.3	1.7	14.3	20.7	12.9
回答者の性別					
無回答	3.0 %	5.2 %	4.5 %	9.3 %	4.6 %
男	67.4	66.4	82.7	63.6	51.7
女	29.6	28.4	12.8	26.8	43.7
職業					
無回答	5.6 %	5.2 %	1.5 %	9.3 %	4.0 %
学生	5.0	0	0	4.3	39.7
水産関係	1.3	0.9	1.5	5.0	1.3
水と関係した仕事	8.6	15.5	12.8	16.8	1.3
その他	79.4	78.4	82.7	64.6	53.6
居住環境					
無回答	4.3 %	5.2 %	0.8 %	6.8 %	2.6 %
湖や池のそば	0.3	0.9	11.3	6.8	47.0
川のそば	11.6	10.3	15.0	20.0	14.9
市街地	24.6	15.5	16.5	17.9	4.3
住宅地(団地)	58.5	58.6	15.0	29.3	19.5
田園地	0.7	9.5	42.1	19.3	11.6
水に関連したレジャー					
無回答	7.6 %	6.0 %	0.8 %	8.2 %	4.0 %
特に好き	10.6	12.1	4.5	11.1	5.3
好き	73.1	68.1	84.2	72.5	68.2
嫌い	8.6	13.8	10.5	8.2	24.5

表2 回答者のアオコに対する関心度

	北海道	仙台	霞ヶ浦	岡山	鳥取
回答者総数(名)	301	116	133	280	302
アオコについて					
無回答	0.7 %	0.9 %	0 %	0 %	0 %
見たことがある	41.5	62.1	84.2	62.1	80.5
聞いたことがある	26.6	17.2	15.0	23.2	10.9
知らない	31.2	19.8	0.8	14.6	8.6
湖や池の水の汚れに					
無回答	2.7 %	2.6 %	0 %	3.9 %	3.0 %
関心がある	94.7	87.9	97.7	88.9	81.5
関心がない	2.7	9.5	2.3	7.1	15.6
アオコの毒性について					
無回答	3.3 %	1.7 %	1.5 %	0 %	4.3 %
知っている	12.3	14.7	25.6	20.7	20.2
聞いたことがある	25.9	27.6	39.1	35.7	24.5
知らない	58.5	56.0	33.8	43.6	51.0

が47%と約半数を占めた。

回答者のアオコに対する知識や関心の深さについて検討した(表2)。地域別に見ると霞ヶ浦での調査結果ではアオコを見たことがあると答えた人が84.2%と多く、聞いたことがある人と合わせると実に99.2%にもなり、またアオコの毒性についても64.7%の人が知っているもしくは聞いたことがあると答えていた。霞ヶ浦での調査対象者が市町村職員や議員であったためか、他の地域の人々よりもより関心が強いことが判った。鳥取では湖山池周辺の人が多かった結果と思われるが、約80%の人がアオコを見たことがあると回答しており、聞いたことのある人と合わせると91%になった。しかし、アオコの毒性については半数以上の人が知らないと回答していた。岡山県は児島湖と言う代表的な富栄養湖があるためか、アオコについて見たことがある、聞いたことがあると答えた人は85.3%、またアオコの毒性についても56.4%の人が知っているあるいは聞いたことがあると答えており、こちらも高い関心と知識を持っていた。仙台市については、アオコを見たことがあるもしくは聞いたことがあると答えた人は、79.3%であり他地域と比べると多少低かったが、関心は高かった。アオコの毒性についてもアオコに関すると同様に他地域と比べて知っている人が少なかった。北海道ではアオコを知らないと答えた人が31%あり、アオコの毒性についても約60%の人が知らないと回答しており、他地域と比べアオコとの接触の機会が少ないことが推測された。湖や池の水の汚れに関してはどの地域の人でも強い関心を持っていた。

以上のことをまとめると、霞ヶ浦での回答者はアオコに対する関心度および知識共に高いことが判った。それに対し北海道、仙台市の回答者は、回答者の居住環境が住宅地に多いことから、アオコに関する関心度および知識とも低めであった。岡山県での回答者は、住環境、アオコに対する関心度および知識のいずれも両者の中間であり、平均的特性であることが判った。また鳥取の回答者は10代の学生が多いことが特徴であった。

3.2 各アオコ指標レベルでの地域別水質評価特性

写真調査による地域ごとの各アオコレベルでの水質評価結果を表3に示す。

アオコレベル0は極端にきれいな摩周湖の写真を用いたためか、いずれの地域でも印象、ボート遊びや釣り、水遊び、湖岸散歩といった親水性に関する項目に対して、

いずれも評価が高かった。水道原水としての評価は直接生活に関わることなので各地域ともシビアに判断していた。しかし、評価としては十分高いものであった。

アオコレベル1は、霞ヶ浦湖心の写真である。印象としては、鳥取を除いて各地域とも60%以上の方がきれいと感じて回答していた。親水性に関する項目ではいずれについて評価は高いが、水遊びの項目については直接身体に触れることがあるためか他の項目よりもシビアに判断されるようであった。仙台や鳥取では60%以上の方が水遊びをしたくないと答えており他の地域よりきびしい回答をしていた。水道原水については、少し不安と回答する人が40%以上を示す地域が多かった。しかし安心と合わせると各地域とも過半数を超えておりまだ許容範囲内と考えられた。また地域別に見ると、飲みたくないと感じた人が霞ヶ浦以外では10%を越えており、霞ヶ浦での回答者が他の地域の人より許容範囲が広い印象が得られた。

アオコレベル2は、アオコがようやく肉眼で確認できるレベルである。このレベルになるとかなり低い評価が目立ってきた。印象においては、約70%以上の方が「汚い・不快」と答えていた。親水性に関しても約50%以上の方が好ましくないと回答していた。水遊びに関しては、80%以上の方がしたくないと答えていた。地域別では霞ヶ浦での回答者が親水性に対しての評価が他地域に比べ高くなる傾向が見られた。水道原水としては、安心と答えた人は激減し、不安と答えた人が増えた。また、飲みたくないと感じた人が北海道30.5%、仙台25.0%、霞ヶ浦17.3%、岡山27.1%、鳥取38.8%と増えていた。また全体的に見て浄水器を買う、ミネラルウォーターを買うと答えた人は、レベル1とほぼ同じであることから、そこまでは思わないが水道原水としては少々遠慮したいと思う人がほとんどであり、このレベルが許容範囲の限界と推測された。

アオコレベル3はアオコが表面に散らばり、所々パッチ状になっているレベルである。このレベルになるときれいと感じる人は北海道1.9%、仙台3.6%、霞ヶ浦1.9%、岡山0.9%、鳥取1.1%とほとんどなくなり、不快であると答えた人が各地とも30%を越していた。さらに嫌悪感を感じる人が霞ヶ浦以外では10%を越えていた。親水性に関する項目に対しても約90%の人が好ましくないと評価をしていた。低い評価の中でも鳥取、岡山の評価が他地域よりもさらに低かった。水道原水としてはもはや許容範囲を超えているようであった。安心できると答え

表3 写真調査による各アオコ指標レベルの地域別水質評価結果 (%)

		北海道	仙台	霞ヶ浦	岡山	鳥取
レベル 0						
印象	きれい	91.7	97.3	91.7	93.6	94.7
	汚い	4.2	0.9	6.4	3.2	1.8
	不快	2.6	0	0	0.9	1.0
	嫌悪感	1.5	1.8	1.8	2.3	2.5
ボート遊びを	したい	83.7	92.0	91.3	91.0	83.7
	したくない	16.3	8.0	8.7	9.0	16.3
釣りを	したい	83.5	84.7	88.5	91.6	86.6
	したくない	16.5	15.3	11.5	8.4	13.4
水遊びを	したい	89.7	91.9	89.3	92.5	87.0
	したくない	10.3	8.1	10.7	7.5	13.0
湖岸散歩を	したい	93.0	97.3	91.3	93.5	88.5
	したくない	7.0	2.7	8.7	6.5	11.5
水道原水として	安心	60.7	67.0	74.3	80.2	62.6
	少々不安	22.6	20.5	14.3	12.3	18.9
	不安	7.4	4.5	2.9	2.8	5.0
	飲みたくない	5.4	5.4	5.7	4.2	10.0
	浄水器を使う	2.7	2.7	2.9	0.5	2.5
ミネラルウォーターを買う	1.2	0	0	0	1.0	

レベル 1						
印象	きれい	63.1	62.5	66.3	60.2	48.8
	汚い	29.0	34.8	29.8	32.9	36.7
	不快	7.1	1.8	1.9	4.6	13.4
	嫌悪感	0.8	0.9	1.9	2.3	1.1
ボート遊びを	したい	73.3	80.4	78.8	77.3	63.0
	したくない	22.7	19.6	21.2	22.7	37.0
釣りを	したい	65.3	70.5	76.9	70.5	65.8
	したくない	34.7	29.5	23.1	29.5	34.2
水遊びを	したい	47.6	34.8	53.8	57.1	38.7
	したくない	52.4	65.2	46.2	42.9	61.3
湖岸散歩を	したい	71.6	74.8	76.9	72.4	66.3
	したくない	28.4	25.2	23.1	27.6	33.7
水道原水として	安心	17.3	25.0	30.8	24.9	18.3
	少々不安	48.6	40.2	45.2	47.4	36.6
	不安	18.8	17.9	16.3	10.8	22.8
	飲みたくない	12.5	15.2	4.8	14.1	17.8
	浄水器を使う	0.8	1.8	1.0	1.9	4.7
ミネラルウォーターを買う	2.0	0	1.9	0.9	1.8	

レベル 2						
印象	きれい	19.0	25.0	19.6	14.6	11.8
	汚い	65.1	56.5	68.2	67.9	62.4
	不快	13.9	13.0	12.2	12.7	22.9
	嫌悪感	2.0	5.6	0	4.7	2.9
ボート遊びを	したい	43.4	56.3	51.5	40.4	41.5
	したくない	56.6	43.8	48.5	59.6	58.5

表3 つづき

		北海道	仙台	霞ヶ浦	岡山	鳥取
レベル 2						
釣りを	したい	32.9	49.5	52.4	34.4	40.9
	したくない	67.1	50.5	47.6	65.6	59.1
水遊びを	したい	20.1	17.0	18.4	15.2	14.4
	したくない	79.9	83.0	81.6	84.8	85.6
湖岸散歩を	したい	39.7	48.6	53.4	34.8	39.9
	したくない	60.3	51.4	46.6	65.2	60.1
水道原水として	安心	5.1	8.9	7.7	4.1	3.2
	少々不安	26.6	32.1	38.5	26.6	19.2
	不安	34.4	31.3	32.7	39.4	29.9
	飲みたくない	30.5	25.0	17.3	27.1	38.8
	浄水器を使う	1.2	2.7	1.9	1.8	5.0
ミネラルウォーターを買う	2.8	0	1.9	0.9	3.9	

レベル 3						
印象	きれい	1.9	3.6	1.9	0.9	1.1
	汚い	50.8	51.4	54.2	54.4	54.1
	不快	35.7	31.5	41.1	32.6	33.3
	嫌悪感	11.6	13.5	2.8	12.1	11.5
ボート遊びを	したい	9.2	11.7	9.7	7.0	4.0
	したくない	90.8	88.3	90.3	93.0	96.0
釣りを	したい	8.1	9.9	12.4	6.7	13.6
	したくない	91.9	90.1	87.6	93.3	86.4
水遊びを	したい	5.2	7.2	4.8	3.3	1.1
	したくない	94.8	92.8	95.2	96.7	98.9
湖岸散歩を	したい	11.3	13.5	12.5	7.5	9.4
	したくない	88.7	86.5	87.5	92.5	90.6
水道原水として	安心	1.2	1.8	2.0	1.4	0.7
	少々不安	8.6	10.8	11.8	8.0	4.4
	不安	24.9	18.9	34.3	31.1	25.3
	飲みたくない	55.3	59.5	48.0	52.4	58.2
	浄水器を使う	1.9	1.8	1.0	1.9	2.2
ミネラルウォーターを買う	8.1	7.2	2.9	5.2	9.2	

レベル 4						
印象	きれい	0.4	0.9	0	0.4	0
	汚い	19.5	26.1	27.0	25.7	30.4
	不快	40.9	34.2	46.4	33.2	35.7
	嫌悪感	39.3	38.7	26.6	40.7	33.9
ボート遊びを	したい	3.2	1.8	3.0	0.9	1.1
	したくない	96.8	98.2	97.0	99.1	98.9
釣りを	したい	1.6	1.8	3.0	1.4	6.9
	したくない	98.4	98.2	97.0	98.6	93.1
水遊びを	したい	1.2	1.8	1.0	0.5	0.4
	したくない	98.8	98.2	99.0	99.5	99.6
湖岸散歩を	したい	4.0	4.5	1.0	2.3	4.6
	したくない	96.0	95.5	99.0	97.7	95.4

表3 つづき

		北海道	仙台	霞ヶ浦	岡山	鳥取
レベル 4						
水道原水として	安心	0.4	0.9	0	0	0
	少々不安	2.7	2.7	5.0	2.3	0.7
	不安	11.2	11.7	13.9	11.7	13.5
	飲みたくない	68.6	73.0	69.3	72.9	69.3
	浄水器を使う	2.8	3.6	4.0	3.3	3.7
	ミネラルウォーターを買う	14.3	8.1	7.9	9.8	12.8

レベル 5						
印象	きれい	0.8	1.8	1.1	0	0.3
	汚い	9.7	10.8	15.6	15.3	17.9
	不快	25.1	19.8	23.4	17.6	21.8
	嫌悪感	64.4	67.6	59.8	67.1	60.0
ボート遊びを	したい	1.2	0.9	1.0	0.5	0.7
	したくない	98.8	99.1	99.0	99.5	99.3
釣りを	したい	1.6	0.9	2.0	0.5	2.2
	したくない	98.4	99.1	98.0	99.5	97.8
水遊びを	したい	1.2	0.9	1.0	0.5	0
	したくない	98.8	99.1	99.0	99.5	100.0
湖岸散歩を	したい	3.2	3.6	1.0	1.4	2.1
	したくない	96.8	96.4	99.0	98.6	97.9
水道原水として	安心	0.4	0.9	0	0	0.5
	少々不安	2.3	0.9	1.0	0	0
	不安	6.6	10.8	8.9	6.0	4.6
	飲みたくない	66.5	71.2	65.3	75.5	68.2
	浄水器を使う	1.6	1.8	6.9	2.3	4.6
	ミネラルウォーターを買う	22.6	14.4	17.8	16.2	22.1

レベル 6						
印象	きれい	0.3	0	0	0	0.7
	汚い	9.9	7.1	11.8	9.9	12.9
	不快	9.9	7.1	12.8	11.1	5.9
	嫌悪感	79.9	85.7	75.4	79.1	80.5
ボート遊びを	したい	1.5	0.9	4.1	0.4	0.4
	したくない	98.5	99.1	95.9	99.6	99.6
釣りを	したい	1.1	0.9	4.1	0.8	1.8
	したくない	98.9	99.1	95.9	99.2	98.2
水遊びを	したい	1.2	0	0	0	1.4
	したくない	98.9	100.0	100.0	100.0	98.6
湖岸散歩を	したい	1.8	2.7	4.1	0	2.1
	したくない	98.2	97.3	95.9	100.0	97.9
水道原水として	安心	0	0	1.6	0	0.3
	少々不安	2.2	1.8	0.8	0.8	0
	不安	6.0	5.4	11.3	4.4	2.4
	飲みたくない	61.8	68.8	59.7	73.6	65.3
	浄水器を使う	1.4	2.7	0.8	1.6	2.1
	ミネラルウォーターを買う	28.6	21.4	25.8	19.6	29.9

た人はどの地域も2%未満、そして飲みたくないと答えた人は各地とも50%を越えていた。また浄水器、ミネラルウォーターを買うと答えた人もわずかに増加してきた。特に北海道、鳥取では全体的にきびしい評価が出されていた。

アオコレベル4は水面に膜状にアオコが広がる状態である。このレベルでは、きれいと感じる人は地域に関わらず1%未満であり70%近くの人が不快、嫌悪感を感じると答えていた。地域別に見ると霞ヶ浦は、不快と答えている人が多く46.4%、岡山は嫌悪感を感じる人が40.7%であった。親水性に関する項目に対しても約97%以上の人が否定的な回答をしていた。地域別にも特徴が見られず、生理的に限界に達しているようであった。水道原水としては、各地域とも約70%の人が飲みたくないと答えていた。さらに約11%以上の人が浄水器、ミネラルウォーターを買うと答えていた。

アオコレベル5は厚くマット状にアオコが水面を覆う状態である。印象については、嫌悪感を感じる人が各地とも60%を越えていた。逆に、きれいと感じる人がごくわずかだが各地ともレベル4よりも増えていた。これはアオコ独特の鮮やかな緑色が見た目にはきれいだと感じる人がいるからであろうか？親水性に関する項目では100%に近い人が拒否反応を示していた。この状態まで達すると生理的に拒否したくなるようである。水道原水としてはミネラルウォーターを買うと回答した人が各地とも増えており、特に北海道では22.6%の人がこのような回答であった。浄水器を買うと答えた人は、各地ともほとんど増加しなかった。

アオコレベル6は究極のアオコと呼ばれ、アオコがスカム状（厚く堆積し、表面が分解して白っぽくなったり紫、青の縞模様になる）に湖面を覆い、腐敗臭がする状態である。嫌悪感を感じる人が各地とも80%程度までに達していた。また霞ヶ浦に限りボート遊び、釣り、湖岸散歩をしたいと答えた人がそれぞれ4.1%と増えていたのが特徴的であった。それを除くとほとんどの人が水辺に近づくことに拒否反応を示しているようであった。水道原水としても既に限界を超えていた。ほとんどの人が飲みたくない、もしくはミネラルウォーターを買うと答えていた。また、浄水器を買う人はレベル5に続いて減少していた。ある程度以上水が汚染されていると、どう処理してもその水を飲みたくないと考えようである。

以上の結果をまとめると、地域特性として評価の違い

が出るのはレベル3くらいまでで、それ以上はほとんど違いは見られなかった。霞ヶ浦では、大量のアオコを見慣れているせいか他の地域に比べて、評価が緩かった。北海道や鳥取では他の地域に比べて全体的に厳しい評価をしていた。

3.3 各地域における水を汚している原因と考えられる項目の比較

各地域における水を汚している原因と考えられる項目に関する回答結果を表4に示す。水を汚している要因としては各地域とも生活排水と回答している人が多く、ほぼ30%以上の人が汚染源の筆頭と考えているようであった。第2位は工場排水と答えた地域が多く、霞ヶ浦を除いて約20%程度を占めていた。霞ヶ浦では工場排水と考えている人の割合が低く第4位になっていた。逆に他地域では第3位であった畜産排水と考えている人が多く、霞ヶ浦では第2位であった。第4位以降は地域によってかなり違いが見られたが、河川や湖沼の岸辺の人工化が原因と考えている人が多く見られた。意外なことに畑や樹園地が汚染の原因と考えている人が非常に少なかった。

以上の結果から、水の汚染のイメージとしては有機性排水の印象が一般的に強いことが推測された。また、自然浄化作用と結びつく河川や湖岸の人工化、山林の減少、ゴルフ場などが次にイメージされているように思われた。窒素の汚濁源としてかなり高い割合を占めている畑や樹園地があまり汚染源とは見られていないことは、まだこのような面にまでは一般的な関心が及んでいないことを示しているものと推測された。

3.4 全体を総合した「見た目アオコ指標」による水質評価結果

図1に各地域のアンケート結果を総合した水質評価結果を示す。全体を総合すると、回答者の年齢は10代から60代までほぼ一様に分布していた。性別では男性が約60%と女性より多かった。職業では学生が16%を占めており、水に関係した職業の人は10%程度であった。居住地は住宅地（団地）の人が36%を占めていたが、湖や川のそばに住んでいる人も約30%と多かった。

図から明らかのごとく、各質問項目ともレベル3になると拒否的な回答が90%以上を占めるようになった。前述したように水道原水に関する質問では、レベル2までは高いお金を払って浄水器やミネラルウォーターを購入

表4 回答者が考えている各地域における水を汚している原因の比較

	北海道	仙台	霞ヶ浦	岡山	鳥取
1位	生活排水 26.7%	生活排水 31.7%	生活排水 31.7%	生活排水 30.2%	生活排水 32.0%
2位	工場排水 20.4	工場排水 19.8	畜産排水 16.9	工場排水 21.3	工場排水 22.1
3位	畜産排水 11.0	畜産排水 15.7	魚の養殖 14.9	畜産排水 13.6	畜産排水 9.9
4位	山林の減少 7.1	河川の人工化 6.5	工場排水 14.4	河川の人工化 6.9	湖岸の人工化 9.4
5位	河川の人工化 5.2	山林の減少 6.2	川の人工化 7.1	湖岸の人工化 5.4	河川の人工化 4.7
6位	ゴルフ場 5.0	魚の養殖 5.3	ゴルフ場 2.8	ゴルフ場 3.5	ゴルフ場 3.4
7位	湖岸の人工化 5.0	湖岸の人工化 4.7	たんぼ 2.2	山林の減少 3.1	たんぼ 2.5
8位	魚の養殖 1.3	たんぼ 2.1	山林の減少 1.8	たんぼ 3.1	山林の減少 1.8
9位	畑・樹園地 1.0	ゴルフ場 1.5	湖岸の人工化 1.5	魚の養殖 1.1	魚の養殖 1.2
10位	たんぼ 0.7	畑・樹園地 0.6	畑・樹園地 0.5	畑・樹園地 0.7	畑・樹園地 1.2
無回答	16.7	5.9	6.3	11.2	11.7

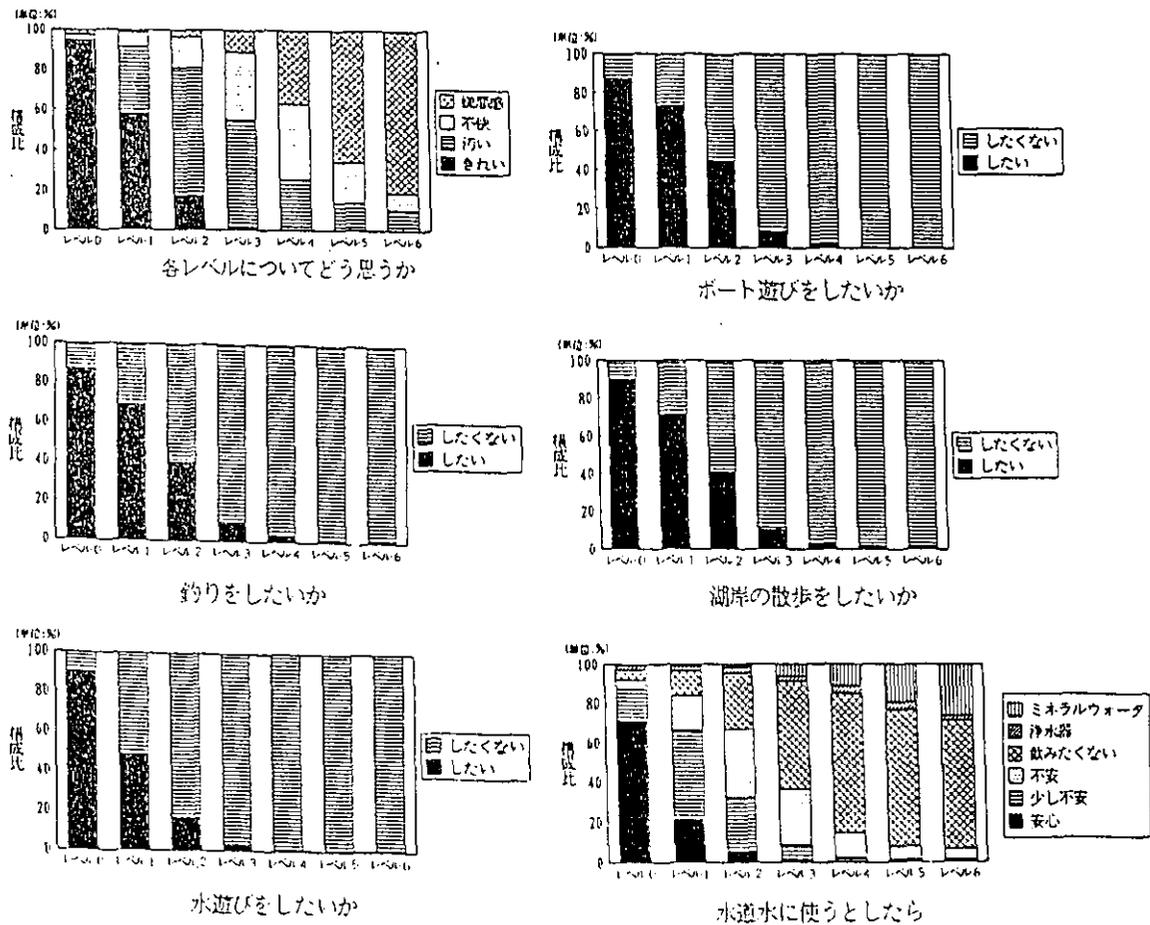


図1 写真アンケート調査による「見た目アオコ指標」の各レベルでの水質評価

しようとする人はごく限られていたが、レベル3以上では水道原水として利用したくないという人が急激に増加し、代価を支払っても安心して飲める水を確保したいと考える人が増えてきた。これらのことから、レベル3は1つの閾値と考えられる。したがって、「アオコ」と呼ぶのはレベル3以上の段階になってから、が適当と判断された。

見た目アオコ指標とアオコ現存量の関係でレベル3と判断される範囲は、フィコシアニン濃度で0~400 $\mu\text{g}/\text{l}$ とかなり広範囲にわたっており、レベル2や4との境界が明確ではなかった(相崎他, 1994)。しかしながら、レベル2はフィコシアニン濃度で100 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下の濃度で評価されるようであり、レベル4は100~700 $\mu\text{g}/\text{l}$ の範囲で評価されていた。これらのことから、目安としてアオコ現存量と見た目アオコ指標の関係を以下のように整理しても大きな間違いではないものと考えた。すなわち、フィコシアニン濃度でレベル2の範囲を100 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下、レベル3の範囲を100~400 $\mu\text{g}/\text{l}$ 、レベル4の範囲を400~700 $\mu\text{g}/\text{l}$ 、レベル5の範囲を700 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以上。フィコシアニン濃度とミクロキスティスを中心とするラン藻類の細胞数の関係から、細胞数ではレベル2は $10^4/\text{ml}$ 以下、レベル3は $8 \times 10^4/\text{ml}$ 以下、レベル4は $1.8 \times 10^5/\text{ml}$ 以下、レベル5はそれ以上と推測された(相崎, 1993)。また、ラン藻類が優占する湖沼ではクロロフィルa濃度とフィコシアニン濃度には、フィコシアニン濃度で500 $\mu\text{g}/\text{l}$ 程度まではきれいな直線関係が得られている(Otsuki *et al.*, 1994)。その結果から、各レベルでのクロロフィルa濃度を推測すると以下ようになる。レベル2は約100 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下、レベル3は220 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下、レベル4はそれと同等かそれ以上。以上のように各レベルでの大まかな水質状況は推測できたが、これらの関係に関しては今後更に検討する必要があるものと考えられた。

4. まとめ

今回の調査結果から、各地域の特徴としては以下のことが判った。地域特性が見られたのはレベル3程度までであった。霞ヶ浦地域は、アオコに関する知識や関心が強いが、多量のアオコを見慣れているせいか他の地域よりアオコに対して評価が穏やかな傾向が見られた。北海道や鳥取では逆に他地域に比べて厳しい評価が行われる傾向が見られた。

全体を通して、レベル3で評価が大きく変化した。レベル3以上では拒否的回答が大半を占め、水から離れたくなるようであった。このような結果から、レベル3を1つの閾値と考え、レベル3以上を「アオコ」と定義するべきと考えた。

また、今回の調査に対し回答者の一部からアオコ指標の写真が見つらいとの意見が寄せられ、またアンケート内容に関しても不適切であるとの指摘もあった。今後これらの点を改善して行く必要があるが、総体として人間が眺めた感覚による水質評価の取り組みに関しては高く評価されたようであった。

引用文献

- 相崎守弘(編)(1993):環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究. 国立環境研究所特別研究報告, SR-11-'93.
- Otsuki A., T. Omi, S. Hashimoto, M. Aizaki and N. Takamura (1994): HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake, *Water, Air and Soil Pollution*, 76: 383-396.
- 渡辺泰徳(1994):アオコの生物学と生態学, 渡辺真利代, 原田健一, 藤木博太(編)アオコ, 1-24. 東京大学出版会.
- 相崎守弘他(1994):アオコ景観指標による霞ヶ浦の評価. 本報告書.

Ⅲ. 全国湖沼におけるアオコの 発生状況と発生機構

霞ヶ浦における各種ラン藻類の増殖制限物質

矢木修身¹・内山裕夫¹・富岡典子¹・桜井昌文²・高村義親²

(1水圏環境部, 2茨城大農学部)

1. 目的

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て *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(小島, 1982)。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(Slatkin 1983), 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(Amemiya 1990)。

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*, *Phormidium*, *Anabaena* 等が発生していることから(Takamura 1991, Ohkubo 1993), 種の遷移の要因を明らかにすることを目的に、藻類の増殖制限物質について検討を加えた。

藻類培養試験法は、生物の増殖は制限栄養物質に支配されるというリービッヒの最小律を基礎とした一種の生物検定である。すなわち、試水中の藻類の最大増殖量は増殖に必要な種々の栄養物質の最少量によって決定され、さらにこの制限栄養物質を十分に添加した場合には、藻体は次に制限となる物質の存在量に対応した量まで増殖を続ける。このように試水に各種の栄養物質を添加することにより、試水中の制限栄養物質の推定が可能となる(矢木, 1987, 1989)。

以上のような観点から、霞ヶ浦の湖心(St.9)と高浜入り(St.1)の2地点の試水について、藻類の季節変動を調べると共に藻類培養試験法による藻類増殖制限物質について検討を加えた。

2. 実験方法

2.1 霞ヶ浦の藻類の季節変動

1992年4月から1992年12月にかけて、Fig.1に示した霞ヶ浦の湖心(St.9)と高浜入り(St.1)の2地点の表層水について、月に一回、藻類の種組成を調査した。

2.2 藻類培養試験

1) 供試藻類

霞ヶ浦から分離した *Anabaena spiroides* KS-1,

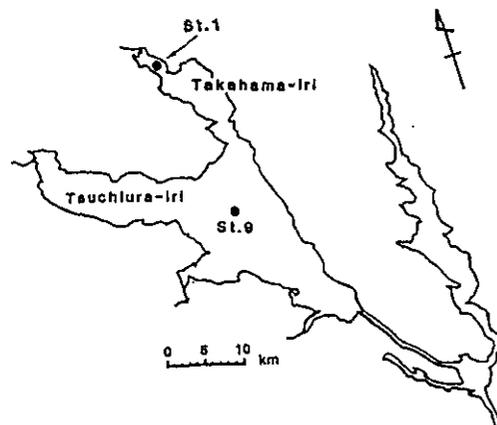


Fig. 1 Location of sampling sites in Lake Kasumigaura

Microcystis aeruginosa K-5, *Oscillatoria tenuis* XS-1, *Phormidium tenue* KS-1 株の4株を用いた。*Phormidium tenue* KS-1 株のみ無菌株であり、他の3株は単藻株である。

2) 試水

1992年4月から1992年12月までの期間に月一回、霞ヶ浦のSt.1及びSt.9から採取した湖水表層水を用いた。この試水をワットマン GF/Cのガラスフィルターで無菌的に濾過を行い培養試験に使用した。この際に用いた吸引ピン及びフィルターホルダーはオートクレーブにより120°C, 20分間滅菌したものを使用した。

3) 添加増殖制限物質

添加増殖制限物質として、窒素, リン, 鉄, EDTAを用いた。あらかじめこれらの添加溶液の100倍液を調製し、オートクレーブで滅菌を行ったものを用い、これらの添加栄養物質等の添加量が最終的に、窒素としてNaNO₃を1.0mg-N/l, リンとしてK₂HPO₄を0.1mg-P/l, 鉄としてFeCl₃・6H₂Oを0.2mg-Fe/l, Na₂EDTA・6H₂Oを1.0mg/lとなるように試水に添加した。

4) 培養方法

前処理を行った試水100mlを200mlの三角フラスコに無菌的に分注し、これに増殖制限物質を添加した後、1週

間前培養した藻類を0.05mlづつ、単独で接種した。前培養にはM-12培地を用いた。1992年10月の試水については、4種の藻類を同時に添加し、混合培養系による藻類培養試験を実施した。前培養及び本培養条件は 25°C, 2,000 lx, 白色蛍光灯連続照射下で静置培養とした。

5) 藻体量の測定

藻体量の測定には、平均細胞容積計算機 (Mean Cell Volume Computer) 付きのコールターカウンター (Coulter Counter Electronics Inc., Healeath) を用いた。0.5ml あたりの細胞数と平均細胞容積を算出し、予め作成しておいた検量線により藻体の乾燥重量を求めた。*Phormidium tenue* は、培養器の底面に付着するため、測定する際にポリスマンを用いて底面に付着している藻体を掻き採った後、コールターカウンターで測定した。なお藻体の乾燥重量は、培養液をワットマン GF/C ガラスフィルターで濾過し、120°C, 2時間乾燥後の重量変化より求めた。

混合培養藻類試験法においては、培養終了後顕微鏡により4種の藻類の細胞数を計数した。

3. 結果および考察

3.1 電ヶ浦における藻類の遷移

1992年4月から12月までの電ヶ浦における藻類種の遷移を Table 1, 2 に示した。

St.1 では4月には珪藻類が優占したが、5月に入るとラン藻類が出現し珪藻類と共存した。6月に入ると *Microcystis* が優占し、7月には、*Microcystis* が優占しさらに *Anabaena*, *Phormidium*, *Oscillatoria* も共存した。8月には *Microcystis* が年間で最大となり *Anabaena*, *Phormidium*, *Oscillatoria* も優占種となった。9月は8月と同様の傾向を示した。10月は *Microcystis*, *Phormidium*, *Oscillatoria*, *Anabaena* が優占したが現在量は減少した。11月, 12月は *Microcystis* が優占種となった。従来の年と比較すると、夏期における *Microcystis* の優占は変わらないが、*Anabaena*, *Phormidium*, *Oscillatoria* の現存量の増大が認められた。

St.9 では、4月から6月は珪藻類が優占種であったが、7月には *Oscillatoria* *Phormidium* が優占し、*Microcystis* も共存した。8月, 9月も同様の傾向を示し、8月から *Anabaena* が出現した。10月には、*Oscillatoria*, *Phormidium*, *Microcystis* が優占した。11月には、*Microcystis* と *Phormidium* が優占し、12月には *Phormi-*

dium が優占種となった。従って、夏期から秋期にかけて *Oscillatoria* と *Phormidium* の優占が続き、11月に *Microcystis* が最大の優占種となったが現存量は少なかった。

3.2 増殖制限物質

4月8日の試水を用いた藻類培養試験結果を Fig.2 に示した。St.1の試水では、リンとEDTAを同時に添加した場合に25mg/lまで増殖が認められた。したがって、リンとEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9の試水でも、リンとEDTAを同時に添加した場合に7mg/lと増殖量は低い、増殖量の増大が認められたため、リンとEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。

O. tenuis は、St.1, St.9ともにリンを単独で添加した場合に7~8mg/lまで増殖量の増大が認められたため、St.1, St.9ともにリンが増殖制限物質になっているものと考えられた。

M. aeruginosa は、St.1では、リンとEDTAを同時に添加した場合に30mg/l近くまで増殖量が増大したため、リンとEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9ではリン、窒素、EDTAを同時に添加した場合に33mg/lまで増殖が認められたため、リンと窒素とEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。

A. spiroides は、St.1ではリン、窒素、鉄、EDTAの全ての物質を添加した場合にのみ増殖が促進されたため、これらの物質が同時に制限となっているものと考えられた。一方、St.9ではどの物質を添加しても増殖がほとんど認められなかった。何らかの増殖阻害物質が存在しているのではないかと考えられたが、その理由については不明である。

6月9日の結果を Fig.3 に示した。*P. tenue* は、St.1ではEDTAを単独で添加した場合に、23mg/lにまでも増殖が促進されたため、EDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9では、リン、窒素、EDTAを同時に添加した場合に増殖が認められたため、これらの物質が増殖制限物質となっているものと考えられた。

O. tenuis は、St.1 では無添加の系でも20mg/lまで増殖が認められたため、St.1 の試水は増殖するための栄養物質を含有していると考えられた。St.9では、リンと窒素を同時に添加した場合に、藻体量が著しく増加したため、リンと窒素が同時に制限栄養物質になっているものと考えられた。

Table 1 Seasonal change of algae at St.1 in Lake Kasumigaura

種 名		Apr. 8	May. 6	Jun. 9	Jul. 8	Aug. 5	Sep. 9	Oct. 7	Nov. 11	Dec. 9
藍 藻 類	Aphanizomenon sp.									
	Anabaena affinis					28420	32400	14400		
	Anabaena flos-aquae									
	Anabaena spiroides				28800	11520	9720			
	Microcystis aeruginosa		8640	19080	167400	519480	338040	44280	195480	129600
	Microcystis viridis						5760	11800		
	Microcystis wesenbergii									
	Microcystis sp.						82400			
	Oscillatoria limnetica									
	Oscillatoria tenuis				21600	1840	33120	14720	1800	
	Oscillatoria sp.						360fil			
	Phormidium tenue		7200		38160	80120	67680	6120	13680	
	Spirulina tenue								20fil	
珪 藻 類	Asterionella gracillima				20					
	Coscinodiscus lacustris	1080			80	20			360	
	Cyclotella sp.	720	720	60	20			40	4680	
	Melosira granulata					3060				
	Melosira sp.		720				2800		7560	720
	Nitzschia acicularis	720	360							
	Nitzschia scalaris									
	Nitzschia sp.		360	80				20	1800	
	Synedra acus			20				120		
	Synedra flugens	360			40					
Synedra ulna										
Synedra sp.	2520	4680	60	20	100			1440		
綠 藻 類	Actinastrum hautzschii				20					
	Ankistrodesmus sp.									
	Closterium sp.									
	Coleastrum sp.									
	Crucigenia quadrata		360							
	Dictyosphaerium sp.									
	Mougeotia sp.							20		
	Pediastrum sp.									
	Scenedesmus quadricauda									
	Scenedesmus longispina									
Scenedesmus sp.										
Selenastrum westii								20		

Table 2 Seasonal change of algae at St.9 in Lake Kasumigaura

種 名		Apr. 8	May. 6	Jun. 9	Jul. 8	Aug. 7	Sep. 9	Oct. 7	Nov. 11	Dec. 9
藍 藻 類	Aphanizomenon sp.					20fil				
	Anabaena affinis					1340	800	420		
	Anabaena flos-aquae									
	Anabaena spiroides									
	Microcystis aeruginosa				9600	11160	27360	18000	75600	720
	Microcystis viridis									
	Microcystis wesenbergii									
	Microcystis sp.									
	Oscillatoria limnetica				720fil	320fil		20fil		
	Oscillatoria tenuis				48400	105600	41040	33200		
	Oscillatoria sp.									
	Phormidium tenue				6520	59600	48000	25200	18000	18720
Spirulina tenue										
珪 藻 類	Asterionella gracillima									
	Coscinodiscus lacustris	1080		80						
	Cyclotella sp.	1440	1440	20				40	360	1440
	Melosira granulata			60				2400		
	Melosira sp.	1080	360	40				6000	720	10800
	Nitzschia acicularis									
	Nitzschia scalaris					20				
	Nitzschia sp.	1080	720	280				40	2520	25920
	Synedra acus	22320						40		2520
	Synedra flugens	1080								
Synedra ulna				720						
Synedra sp.		7560						1080		
綠 藻 類	Actinastrum hautzschii									
	Ankistrodesmus sp.									360
	Closterium sp.				360					360
	Coleastrum sp.				720					
	Crucigenia quadrata									
	Dictyosphaerium sp.				1080					
	Mougeotia sp.									
	Pediastrum sp.				360					
	Scenedesmus quadricauda	360								
	Scenedesmus longispina		360							
Scenedesmus sp.							40		360	
Selenastrum westii										

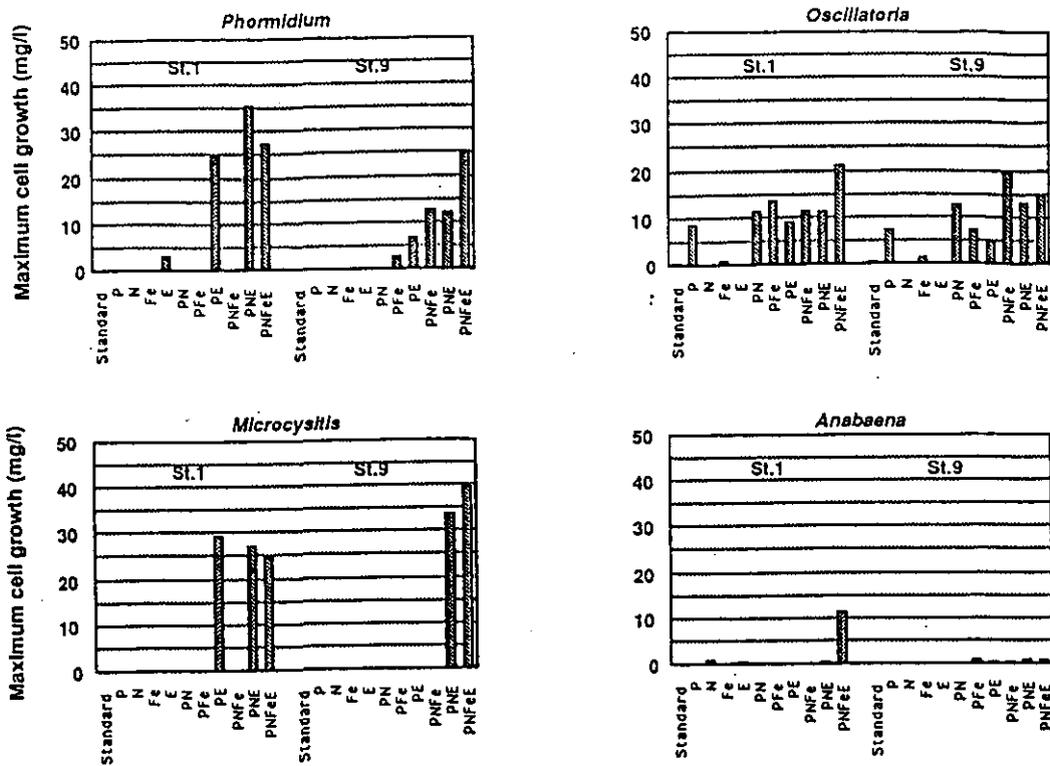


Fig. 2 Effect of nutrient addition on the algal growth (Apr. 8, 1992)

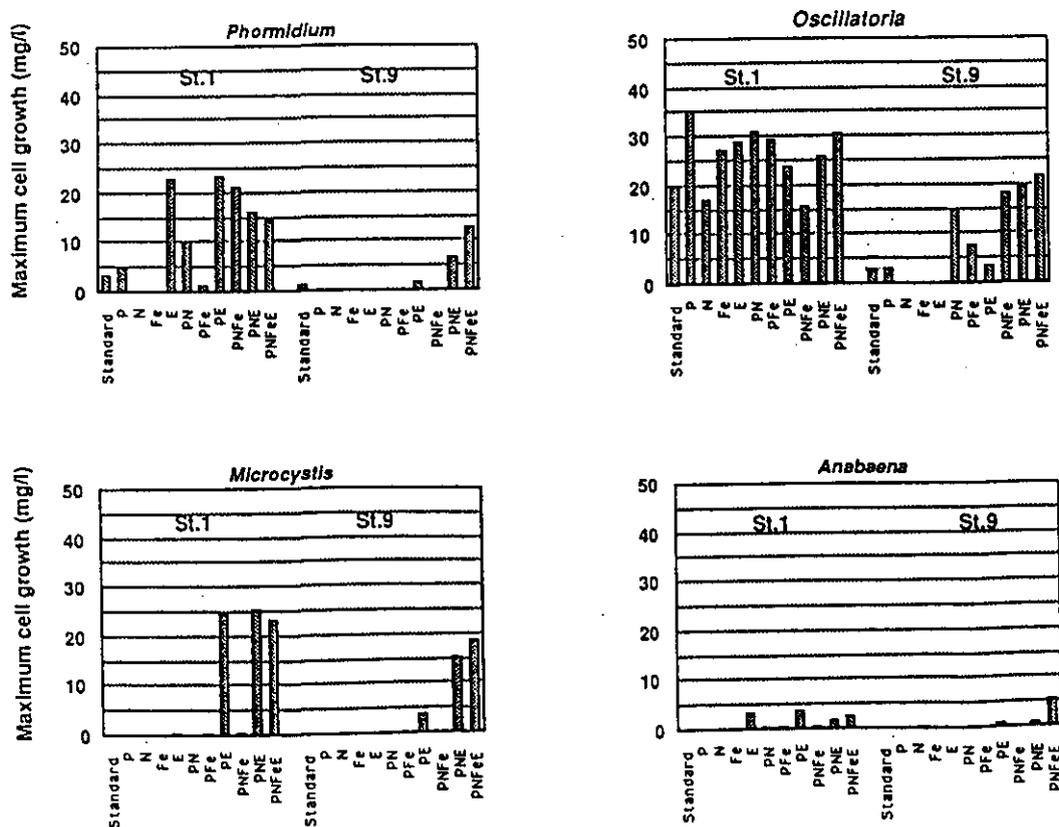


Fig. 3 Effect of nutrient addition on the algal growth (Jun. 9, 1992)

*M. aeruginosa*では、St.1 ではリンとEDTAを同時に添加した場合に、25mg/l まで増殖量が増大し、St.9ではリンと窒素とEDTAを同時に添加した場合に15mg/lまで増殖が認められたため、St.1ではリンとEDTAが、St.9ではリンと窒素とEDTAが同時に増殖制限物質になっているものと考えられた。

A. spiroides では、St.1 ではEDTAを添加した場合に増殖が認められたがその藻体量が4mg/lと少なく、St.9は、リン、窒素、鉄、EDTAを同時に添加した場合に増殖が認められたものの、その増殖量が5mg/lと少ないため、何か他の物質が制限となっているか、あるいは増殖阻害物質が存在していることが考えられた。

7月8日の結果を Fig.4 に示した。*P. tenue* は、St.1 はリンと鉄、またはリンとEDTAを同時に添加した場合に、24~25mg/lの増殖が認められたため、リンと鉄またはリンとEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9ではリン、窒素、鉄、EDTAを同時に添加した場合に17mg/lまで増殖が認められたため、これらの物質が増殖制限物質となっているものと考えられた。

O. tenuis は、St.1 では、リンあるいは鉄をそれぞれ単独で添加した場合に13~15mg/lまで増殖が認められたため、リンと鉄が増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9では、リンと窒素を同時に加えた場合に増殖量の増大が認められたため、リンと窒素が同時に制限栄養物質になっているものと考えられた。

M. aeruginosa は、St.1 ではリンと鉄、またはリンとEDTAを同時に添加した場合に増殖が認められたため、リンと鉄またはリンとEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9ではリンと窒素とEDTAを同時に添加した場合に15mg/lまで増殖が促進されたため、これらの物質が制限になっているものと考えられた。

A. spiroides は、St.1 ではリンとEDTAを同時に添加した場合に33mg/lまで増殖量が増加したため、リンとEDTAが制限栄養物質になっているものと考えられた。St.9では、リン、窒素、鉄、EDTAを同時に加えた場合に19mg/lまで増殖が認められたため、これらの物質が増殖制限物質となっていると考えられた。

8月5日の結果を Fig.5 に示した。*P. tenue* は、St.1 ではEDTAを単独で添加した場合で27mg/lも藻体量が増加したため、St.1ではEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。一方、St.9ではEDTAを加えた場合に増殖が認められたが、5mg/lと増殖量は低かった。

O. tenuis は、St.1 ではEDTA、鉄の単独添加で10~16 mg/lの増殖が認められたため、EDTAまたは鉄が制限栄養物質になっているものと考えられた。St.9ではリンと窒素と鉄またはリンと窒素とEDTAを同時に添加した場合に著しい増殖が認められたため、これらの物質が制限物質になっているものと考えられた。

M. aeruginosa は、St.1, St.9ともにEDTAを単独に添加した場合にそれぞれ34mg/l, 16mg/lの増殖が認められたため、St.1, St.9ともにEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。

A. spiroides については St.1, St.9ともに、藻体量は比較的少ないが、EDTAの添加のみで増殖が促進されたため、St.1, St.9ともEDTAが制限栄養物質になっているものと考えられた。

10月7日の結果を Fig.6 に示した。*P. tenue* は、St.1 ではリンとEDTAを同時に添加した場合に27mg/lの増殖が認められたため、リンとEDTAが同時に増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9ではリンと窒素とEDTAを同時に添加した場合に15mg/lまで増殖が認められたため、リンと窒素とEDTAが同時に増殖制限物質になっているものと考えられた。

O. tenuis は、St.1 では無添加の系で6mg/l まで増加したが、リン添加で増殖促進効果が認められた。St.9では窒素を単独添加した場合に、4mg/l の増殖が認められたが、いずれの物質の添加においても増殖量は低かった。

M. aeruginosa は、St.1, St.9 ともに藻体量は少ないが、St.1 ではリン、EDTA を同時に添加した場合に、St.9 ではリン、窒素、EDTAの同時添加で増殖量が増大した。

A. spiroides は、St.1, St.9ともにリンとEDTAを同時に添加した場合に増加しているため、リンとEDTAが増殖制限物質であると考えられた。

これまで述べてきた増殖制限物質とは、試水中に各種の物質を単独で添加した際に、無添加の系と比較して藻体量を増加させる物質であり、目安として 5mg/l 以上の藻体量の増大が認められた場合を増殖制限物質であるとした。また単独で添加しても藻体量に増加が認められない場合は、二成分を同時に添加し、藻体量の増加が認められたとき、この二成分を増殖制限物質であるとした。このような考えのもとに各時期の試水の制限栄養物質を Table 3 にまとめた。4月から10月にかけて、*P. tenue*, *M. aeruginosa*, *A. spiroides* に関するSt.1 の増殖制限物質はリンあるいは EDTA であったが、St.9 の場合は

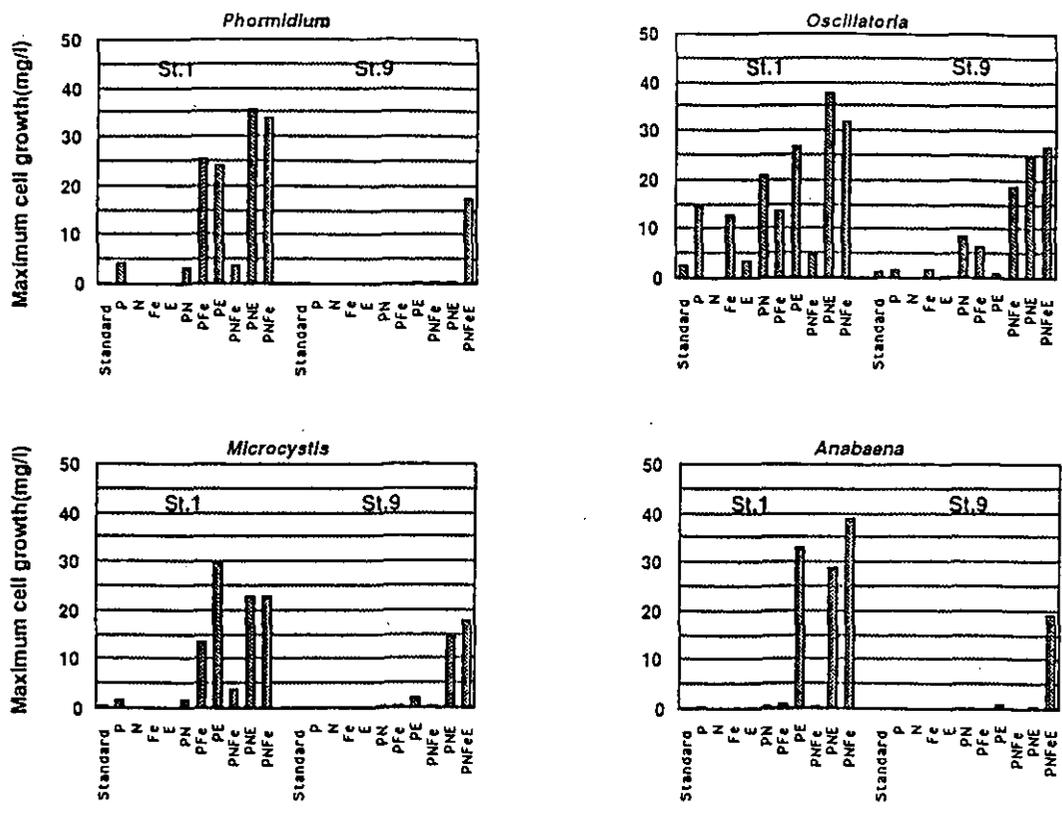


Fig. 4 Effect of nutrient addition on the algal growth (Jul. 8, 1992)

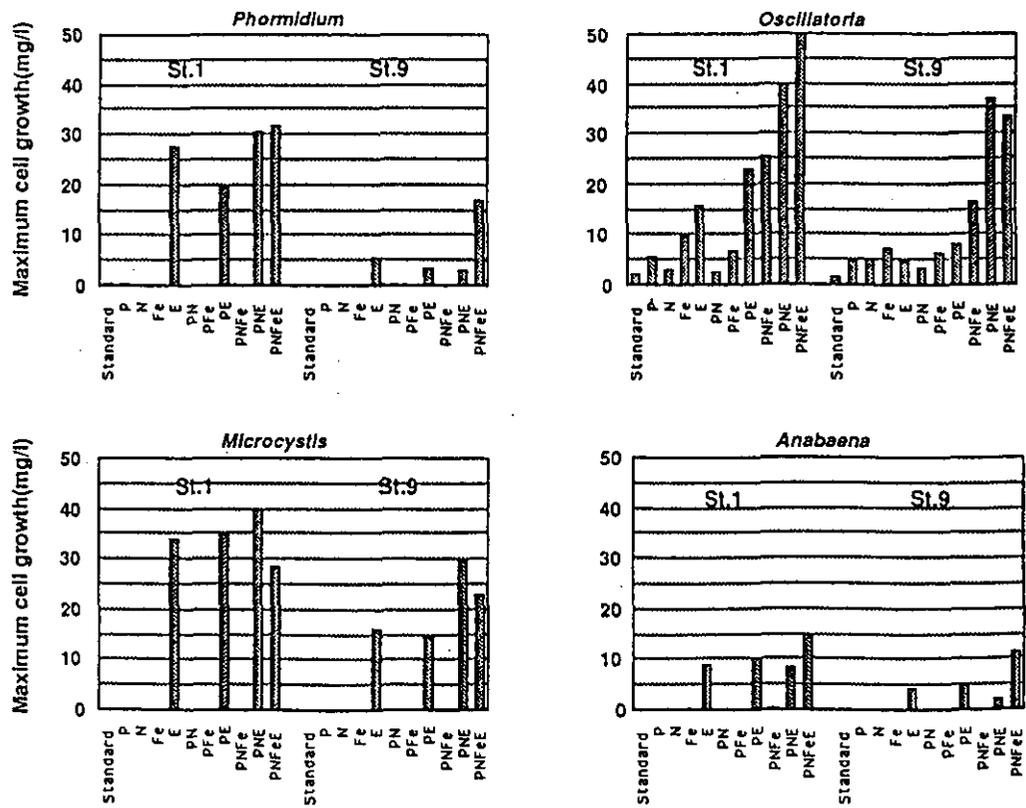


Fig. 5 Effect of nutrient addition on the algal growth (Aug. 5, 1992)

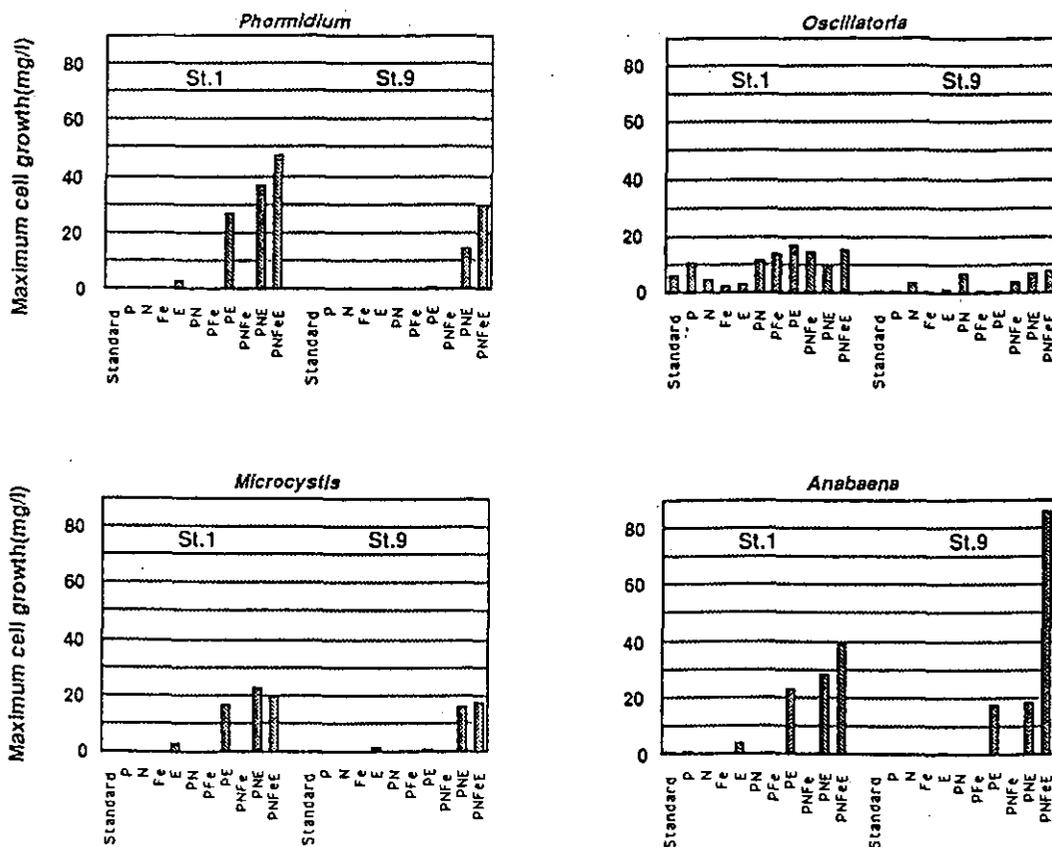


Fig. 6 Effect of nutrient addition on the algal growth (Oct. 7, 1992)

Table 3 Growth limiting substances for blue-green algae in Lake Kasumigaura

Sampling time	<i>Phormidium</i>		<i>Oscillatoria</i>		<i>Microcystis</i>		<i>Anabaena</i>	
	St.1	St.9	St.1	St.9	St.1	St.9	St.1	St.9
1992. 4	P, E	P, E	P	P	P, E	P, N, E	P, N, Fe, E	—
6	E	P, N, E	—	P, N	P, E	P, N, E	E	—
7	P, Fe	P, N, Fe, E	P, Fe	P, N	P, Fe	P, N, E	P, E	P, N, Fe, E
8	P, E	E	Fe, E	P, Fe P, E Fe	E	E	E	E
10	P, E	P, N, E	—	N	P, E	P, N, E	P, E	P, E

リン, EDTA に加え窒素が増殖制限物質であった。一方, *O. tenuis* に関しては, この間, リン, 窒素あるいは鉄が増殖制限物質であり, EDTA は必ずしも増殖制限物質ではなかった。また, *A. spiroides* は窒素固定能を有するため, 窒素が増殖制限物質になることはなかった。

3. 3 混合培養試験

10月の試水を用いた, 混合培養試験の結果をFig.7 からFig.9 に示した。*P. tenue*, *O. tenuis*, *M. aeruginosa*, *A. spiroides* の4種の藻類を同時に添加し, これにリン, 窒素, 鉄を単独で添加した系およびこれらの3種の物質

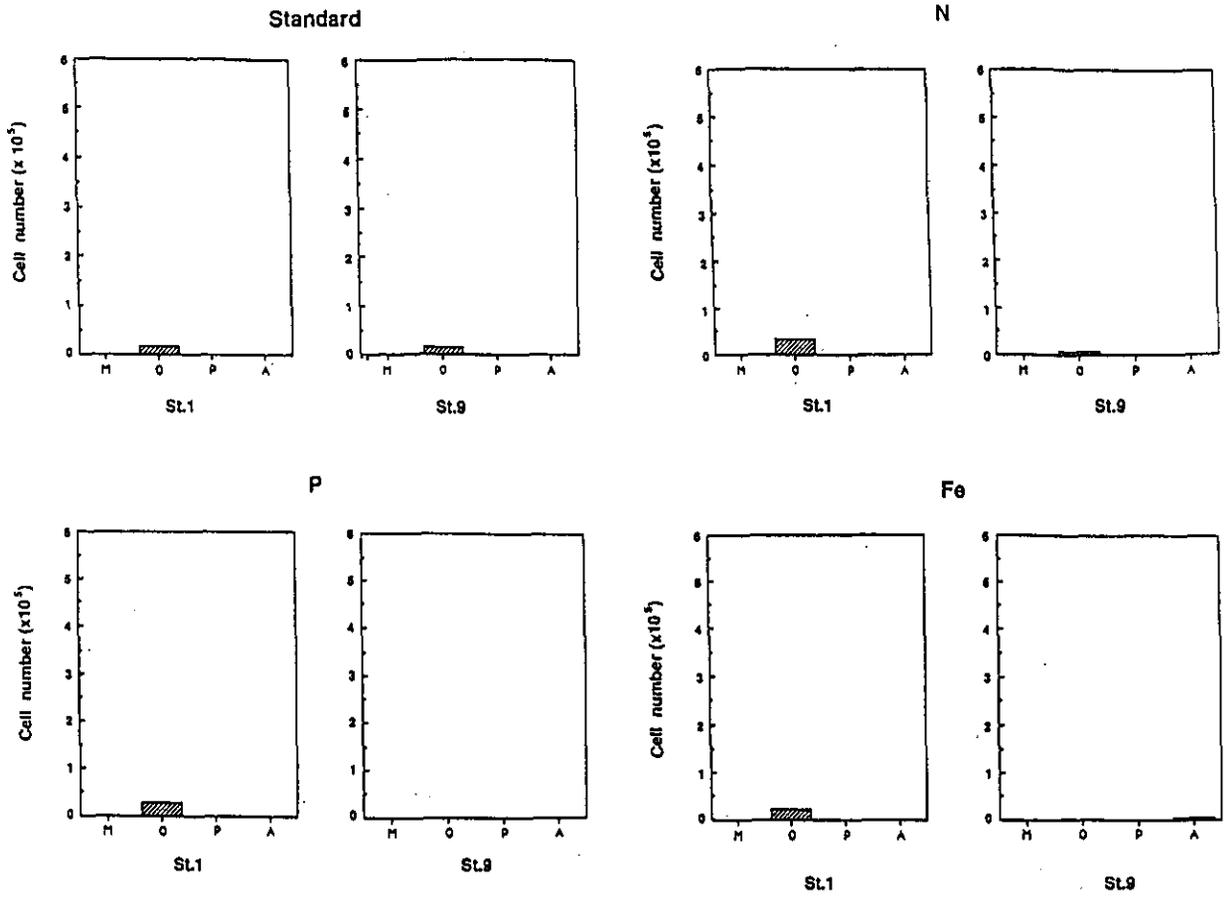


Fig. 7 Effect of nutrient addition on the mixed culture

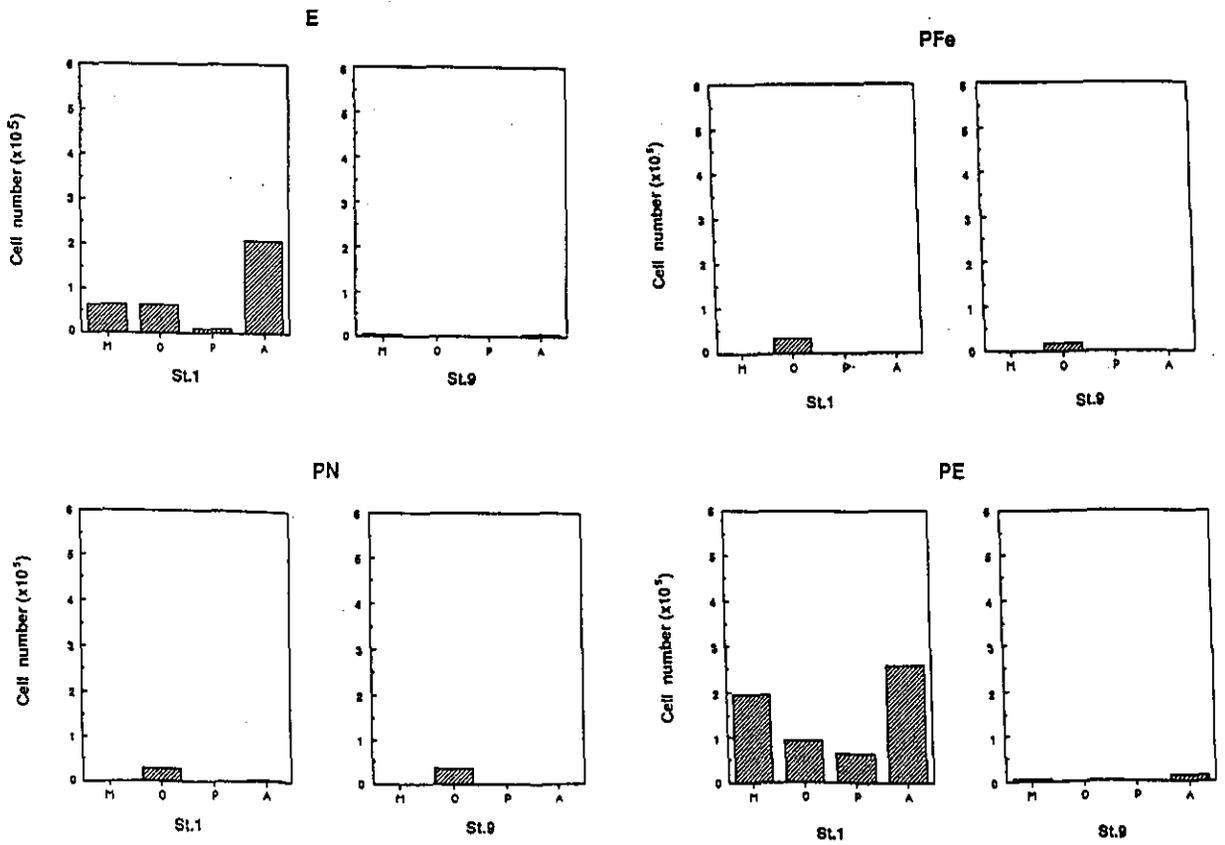


Fig. 8 Effect of nutrient addition on the mixed culture

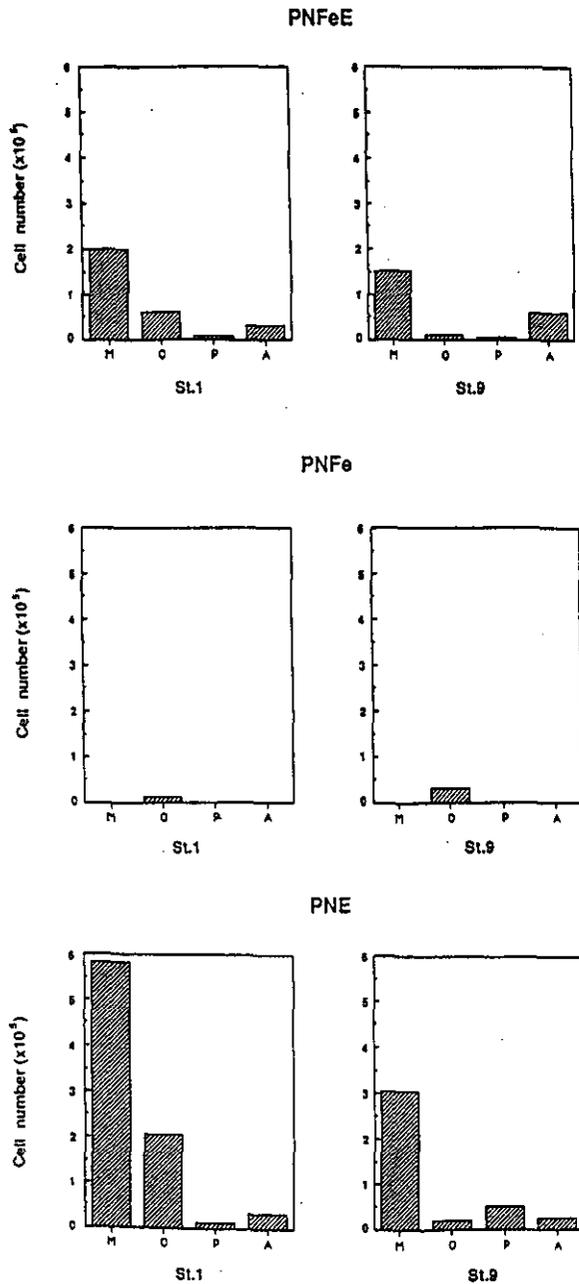


Fig. 9 Effect of nutrient addition on the mixed culture

を組み合わせた系では、いずれの場合も *O. tenuis* のみの増殖が認められた。したがってリン、窒素、鉄の存在下では *O. tenuis* が優占するものと考えられた。一方、EDTAの単独またはEDTAとリンを同時に添加した系では *A. spiroides* が優占種となり、EDTAにリン及び窒素を添加した系では、*M. aeruginosa* が優占種となった。

4. 考察

藻類の優占機構の解明という目的で実験を行った。その結果、6, 7, 8月の試水では、単藻培養系の、無添加

系で *O. tenuis* の増殖が認められたが、6, 7月の試水にリン及び窒素を添加することにより増殖の促進が認められた。一方、6, 7, 8月においては、*P. tenue*, *M. aeruginosa*, *A. spiroides* は、EDTA及びリンの添加によって増殖が促進された。このことは、*O. tenuis* は他の3種とは異なった増殖特性を有しているものと考えられた。

EDTAの効果はキレート作用によるものと考えられている。したがって、リンとキレート物質が供給されると *P. tenue*, *M. aeruginosa*, *A. spiroides* の増殖は著しく促進されるものと考えられる。

混合培養系の実験結果から、窒素が制限された系では *A. spiroides* の様な窒素固定能を持った藻類が優占しやすく、キレート物質が存在する系では *M. aeruginosa* が優占しやすいものと考えられた。

EDTAの増殖促進効果は、キレート作用による鉄の可溶化による鉄の取り込みの促進、あるいは、重金属の毒性を低下させることが知られている (Lange 1974, Murphy 1974, Armstrong 1979)。鉄の利用効率の増大と仮定すると、鉄添加がEDTA添加と同様の効果を示す必要があるが、鉄の添加効果は、*O. tenuis* のみに認められたが他の藻類では認められなかったことから、鉄の取り込みを促進しているものではないと考えられる。またラン藻類は、重金属や化学物質に対し、他の藻類より耐性が低い (Tomioaka 1988)、EDTAが増殖促進効果を示すものと考えられる。

O. tenuis は、EDTAを添加しなくてもリン、窒素の添加で増殖が促進されることから、環境中に存在する重金属あるいは増殖阻害化学物質にたいし耐性を有しているのかもしれない。これらの点については今後の検討課題である。

引用文献

- Amemiya, Y., T. Okino, and O. Nakayama(1990): Factors possibly affecting dominance of *Microcystis* species, Jpn. J. Limnol., 47, 219-228
- Armstrong, J. E., and C. V. Baalen(1979): Iron transport in microalgae: the isolation and biological activity of hydroxamate siderophore from the blue-green alga *Agmenellum quadruplicatum*, J. Gen. Microbiol., 111, 253-262

- 小島貞男(1982) : 湖水強制循環による富栄養化対策,
水質汚濁研究, 5, 251-257
- Lange, W. (1974) : Chelating agents and blue-green
algae, Can. J. Microbiol., 20, 1311-1321
- Murphy, T. P., D. R. S. Lean, and C. Nalewajko
(1976) : Blue-green algae, their excretion of
iron-selective chelators enables them to
dominate other algae, Science, 192, 900-902
- Ohkubo, N., O. Yagi, and M. Okada (1993) : Studies
on the succession of blue-green algae, *Micro-*
cystis and *Anabaena*, *Oscillatoria* and *Phormi-*
dium in Lake Kasumigaura, Environmental
Technology, 14, 433-442A
- Slatkin, D. N., R. D. Stoner, W. H. Adamus, J. H.
Kycia, and H. W. Siegelman (1983) : A Typical
pulmonary thrombosis caused by a toxic cyano-
bacterium peptide, Science, 220, 1383-1385
- Takamura, N., and M. Aizaki (1991) : Change in
primary production in Lake Kasumigaura (1986-
1989) accompanied by transition of dominant
species, Jpn. J. Limnol., 52, 173-187
- Tomioka, N., K. Inaba, and O. Yagi (1988) : The
toxicity of copper to *Microcystis* and its
reduction by complexing agents, Environ.
Science., 1, 127-134
- 矢木修身, 萩原富司, 高村義親, 須藤隆一 (1987) :
霞ヶ浦における藻類増殖の制限物質, 水質汚濁研究,
10, 115-122
- 矢木修身, 大久保紀男, 富岡典子, 岡田光正 (1989) :
牛久沼における藻類増殖の制限物質, 陸水学雑誌,
50, 139-148

北海道における水の華の発生状況

日野修次（北海道環境科学研究センター）

1. はじめに

湖沼の富栄養化にともなってアオコや淡水赤潮と呼ばれる藻類の大量発生がおき湖沼の利用にさまざまな障害が起きることが報告されて以来、その発生原因や発生機構に関してさまざまな研究が進められている。これまでに明らかにされた発生要因（因子）はリン・窒素などの必要条件のほか、十分条件となり得る多数の要因（因子）が考えられており一部の因子については実験的にも確認されている（高村，1988；日野，1992）。

日本全国の中でも優れた自然環境を持つと評価されている北海道でも、近年ではその環境の悪化が懸念されており湖沼の現況を把握することが急務とされている。この問題をふまえて北海道公害防止研究所では1983-1989年の7年間にわたって調査した94湖沼の結果を「北海道の湖沼」（1990）として取りまとめ発刊した。この調査結果では、一部の湖沼については水質の悪化が確認され栄養塩類の増加に伴って植物プランクトン種の変遷がおき珪藻類や緑藻類を中心とした段階からラン藻類を中心とした、いわゆる水の華の発生が認められる湖沼もある。今回は北海道内でのアオコを含むいわゆる水の華を構成する植物プランクトンを対象としてその発生状況の把握と優占植物プランクトン種および湖沼の栄養塩類などの関連についてまとめた。

2. 水の華（アオコ）発生調査の対象湖沼

1982年より1992年までの11年間に北海道環境科学研究センター（旧北海道公害防止研究所）で実施された公共用水域調査、湖沼環境基準調査、湖沼類型指定調査など調査で得られた91湖沼の資料を基に整理した。なお、一部の資料は公共用水域の測定結果として公表されている。これらには年間4回以上で現在まで継続されている調査、年間8回で2年間継続された調査、年間4回で2年間継続された調査、数年に1回の頻度で行われる調査、あるいはそれらが組み合わさった調査があるため一律ではなく調査年度にズレがあるが、北海道の湖沼の全体像を把握す

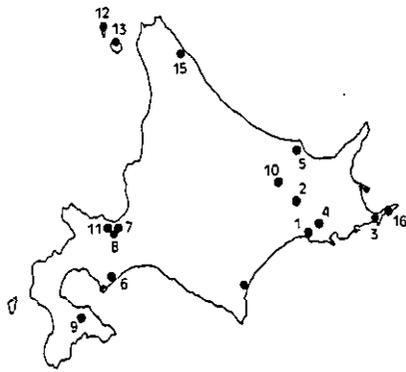
るには差し支えないと考えられる。

植物プランクトンの優占種は1984年以前の試料についてはプランクトンネット（NXXX25）による採集データを、また1985年以後はポリ瓶に採取した水試料を中性ホルマリンまたはルゴール液で固定し一昼夜以上放置した後吸引ポンプを用いて中層を静かに除き沈殿と浮遊物を回収した試料をもとに顕微鏡観察によって同定した。

3. 結果および考察

3.1 北海道における水の華の発生状況

これまでに北海道環境科学研究センターで実施された調査で水の華が毎年発生していると確認された湖沼として、図1および表1に示したように網走湖、阿寒湖、春採湖、渡島大沼、茨戸湖、チミケツ湖、塘路湖、ベケレット湖、ポロト湖、および根室長節湖の10湖沼11湖盆である。茨戸湖は流入河川の影響によって窒素濃度が大きく異なるため中部湖盆と下部湖盆について別個に掲載した。なお本表には年間4回以上の調査が実施された湖沼のみを掲げた。また、数年に1回の頻度で実施されている調査において水の華の発生が複数回確認された（従ってほぼ毎年発生しているであろうと考えられる）湖沼には、表2に示したように北海道北部にある久種湖モケウニ沼（*Microcystis aeruginosa*）、北海道東部のホロカヤントー沼（*M. aeruginosa*, *M. wesenbergii*）（*Anabaena circinalis*）、姫沼（*Anabaena* spp.）などがある。図1に示したように水の華の発生は北海道中央部と道東部に多く発生しており、北緯43度50分以上での発生例は礼文島久種湖の北緯45度26分、利尻島姫沼の北緯45度14分、モケウニ沼の北緯45度12分、ヒキウス沼の北緯43度20分以外ではあまり発生していないが、北海道環境科学研究センターで実施された調査以外の過去の調査では道北部の海跡湖でアオコが発生していることもあったという（Watanabe, 1992；渡辺，私信）。なお、それぞれの湖沼の陸水学的な詳細については「北海道の湖沼」（1990）を参照されたい。



1. 春採湖(*Euglena*), 2. 阿寒湖(*Anabaena*),
3. 根室長節湖(*Anabaena*, *Phormidium*, *Microcystis*),
4. 塘路湖(*Aphanizomenon*), 5. 網走湖(*Anabaena*), 6. ポロト湖(*Anabaena*),
7. ペケレット湖(*Microcystis*),
8. 茨戸湖(中部湖盆)(*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*),
9. 渡島大沼(*Microcystis*, *Anabaena*), 10. チミケップ湖(*Aphanizomenon*),
11. 茨戸湖(下部湖盆)(*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*),
12. 久種湖(*Anabaena*), 13. 姫沼(*Anabaena*),
14. ホロカヤントー沼(*Microcystis*), 15. モケウニ沼(*Microcystis*),
16. ヒキウス沼(*Planktothrix*)

図1 北海道内で水の華の発生する湖沼

表1 北海道で水の華の認められる湖沼とその優占藻類

Lakes	Latitude Longitude	Altitude (m)	Depth (m)	N/P ratio	phytoplankton
L. Harutori	42° 58' N 144° 24' E	5	9.0	11.1	<i>Euglena limnophira</i> <i>Phormidium</i> sp.
L. Akan	43° 27' N 144° 06' E	419	42.0	11.8	<i>Anabaena spiroides</i> <i>Ana. flos-aquae</i>
L. Nemuro- Choboshi	43° 15' N 145° 33' E	5	7.1	15.1	<i>Ana. cilcinalis</i> <i>Phormidium</i> sp. <i>Microcystis aeruginosa</i>
L. Tohoro	43° 09' N 144° 33' E	8	7.0	15.8	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
L. Abashiri	43° 51' N 144° 10' E	5	16.8	16.1	<i>Ana. spiroides</i>
L. Poroto	42° 34' N 141° 22' E	10	14.0	17.0	<i>Ana. affinis</i> <i>Ana. shermetievi</i>
L. Peketetto	43° 10' N 141° 23' E	2	1.2	19.0	<i>M. aeruginosa</i> <i>Ana. spiroides</i>
L. Barato*	43° 15' N 141° 23' E	1	5.3	23.3*	<i>M. aeruginosa</i> <i>Apha. flos-aquae</i> <i>Ana. spiroides</i>
L. Ohnuma (Oshima)	42° 00' N 140° 41' E	130	13.6	26.7	<i>M. aeruginosa</i> <i>Ana. macrospora</i> <i>Ana. citrispora</i> *** <i>Apha. flos-aquae</i>
L. Chimikeppu	43° 38' N 143° 53' E	307	22.0	27.3	<i>Apha. flos-aquae</i> <i>M. aeruginosa</i> <i>Ceratium hirundinella</i>
L. Barato**	43° 15' N 141° 23' E	1	13.0	63.4**	<i>M. aeruginosa</i> <i>Apha. flos-aquae</i> <i>Ana. spiroides</i>

*; middle basin in L. Barato **; lower basin in L. Barato

***; This species was identified by M. Watanabe (1992)

表2 北海道で水の華の認められる湖沼とその優占藻類
(通年観察以外で確認された湖沼)

Lakes	N (mg/l)	P (mg/l)	N/P ratio	chl-a (μ g/l)	Phytoplankton
L. Kushu	0.93	0.173	5.38	45.3	<i>Anabaena cylindrica</i>
L. Hikiusunuma	1.17	0.143	8.18	64.0	<i>Planktothrix agardhii</i> (<i>Oscillatoria</i>)
L. Himenuma	0.32	0.039	8.21	14.2	<i>Anabaena</i> spp.
L. Horokayantoh	0.58	0.035	16.6	41.3	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis wesenbergii</i>
L. Mokeuninuma	0.87	0.040	21.8	39.5	<i>Microcystis aeruginosa</i>

3.2 水の華の構成種

北海道で発生する水の華を構成する種については表1および表2に示した。この表から理解できるように、水の華を構成している種が多数あり同一種のみでの発生ではないことが特徴である。それらの種には *Anabaena* 属7種、*Microcystis* 属1種、*Aphanizomenon* 属1種、*Phormidium* 属2種の他、表2に示した *Planktothrix* (*Oscillatoria*) 属1種などのラン藻類の他、ミドリムシである *Euglena* 属1種、鞭毛藻である *Ceratium* 属1種が含まれている。この他に河跡湖、ダム湖、あるいは沈殿池などで *Haematococcus* 属、*Chlamydomonas* 属の緑藻類に加えて、ラン藻類の *Merismopedia tenuissima*、黄色鞭毛藻類の *Dinobryon* spp., *Uroglena americana* などが大量発生したことがある。また、茨戸湖や渡島大沼では他の湖沼のように単一種が単独で、あるいは複数種が混合して一時期に発生するだけでなく、水の華の構成種が入れ替わる現象が認められており、表1に示したような数種のラン藻類が年間調査の中で入れ替わったり、あるいは年度ごとに最優占種が交替して発生している。

なお *Microcystis* 属は3種2品種が認められるが、それらが混合して発生しておりその中でも最も多数を占めるのが *M. aeruginosa* である。この傾向は本州の湖沼でも同様であることが報告されている (Watanabe et al. 1986; Takamura and Watanabe, 1991)。

水の華の発生している湖沼の成因として海跡湖や河跡湖が多いことが特徴として見られた。この理由として海跡湖や河跡湖は平地にあること、水深が浅いこと、また都市部周辺に位置していることなどの条件により汚濁を

受けやすいためであろう。一方、断層湖や堰止湖が山岳地帯や内陸部に多く、また比較的水深があるために汚濁の影響を受けにくいためであろう。しかしながら山間地にあり堰止湖である阿寒湖は以前より観光地化しており、過去の汚濁によっていると考えられる。現在は下水道が完成しており湖沼への直接排水はないものとされているので今後の水質変化が注目されている。チミケツ湖は阿寒湖と同様、山間地にあり周囲に主なる汚濁源がないにもかかわらず *Aphanizomenon flos-aquae* による水の華が発生しており、山林などの面源からの栄養塩類の流入によるのではないかと考えられる。

最も顕著な違いは緯度が高いこと(北海道はすべて北緯42度以北)によって水温があまり上昇しないことであろう。北海道では霞ヶ浦や近年アオコが発生している琵琶湖とは異なって水温が25℃以上になることが珍しく、このような水温が低い湖沼では *Microcystis* 属の発生はあまりなく、*Aphanizomenon* 属や *Anabaena* 属が発生している。また茨戸湖においては水温が低い年度には *M. aeruginosa* があまり見られず *Apha. flos-aquae* が優占種となること認められている (Hino and Tada, 1985)。最近の観察では阿寒湖や渡島大沼で水温が10℃程度の10月、11月に水の華が発生しており、特に渡島大沼では10月の水温10-13℃では発生が認められなかった *Apha. flos-aquae* が11月の水温9-10℃で発生していることが確認されており、少なくとも水温10℃程度で増殖したこと、従って本種がラン藻類の中でも低温増殖型であることを支持している。

3.3 栄養塩類濃度と水の華発生に関連

水の華の発生は栄養塩類濃度との関係が強いとされているが、高村 (1988) はアオコが優占する条件として、全窒素濃度 0.5 mg/l、全リン濃度 0.08 mg/l 以上で水深 13 m 以下、水温 17°C 以上の湖沼に限られているとしている。

図 2 に示したようにアオコに関しては北海道でも同様の傾向が認められるが、アオコ以外の藻類による水の華に関しては多様性を示し、発生条件としては窒素 0.3 mg/l、リン 0.02 mg/l とアオコと比較して低い濃度であること、また 3.2 でも述べたように低水温増殖性であることが認められた。この条件下で最も多く発生するのは *Anabaena* 属と *Aphanizomenon* 属であり北海道北部および東部と晩秋期の南部で確認されている。クロロフィル-a 濃度として表層 0-2 m 層の平均値として 10-20 μg/l 程度の発生で水の華状態といえるかどうかは意見が分かるところであるが *Anabaena* 属はコロニーを形成しないことが多く実際の濃度よりたくさん発生しているように感じられることも確かである。

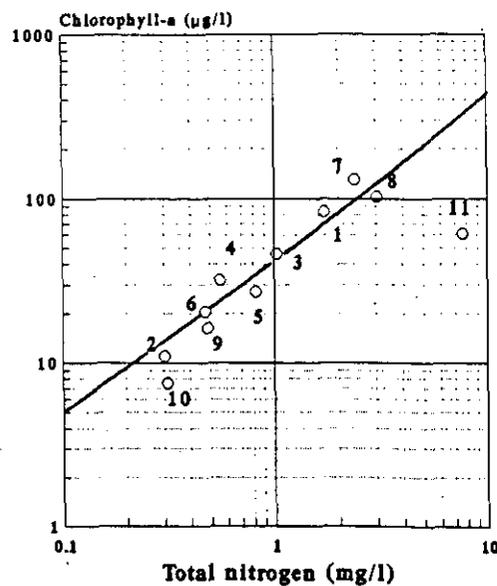
もう一つの問題として栄養塩濃度そのものに加えて、N/P 比が優占的となる植物プランクトン種の決定に影響を与えている可能性がある。これは北海道のような比較的水温が限られた条件下だけなのかも知れないが、水の

華が発生する全湖沼で N/P 比が 11 以上の比較的高い値が得られた。また、表 1 に示したように対象 10 湖沼 (茨戸湖は中部、下部湖盆の 2 地点掲載) のなかで N/P 比が 17 以下の湖沼で *Anabaena* 属が優占し、N/P 比が 19 以上の湖沼で *Anabaena* 属以上に *Microcystis* 属が優占する傾向が認められた。年 1 度の調査で水の華が発生していることが確認された湖沼でも同様であり、久種湖 (N/P=5.4, *Ana. circinalis*)、姫沼 (N/P=8.2, *Anabaena* spp.)、ホロカヤントー沼 (N/P=16.6, *M. aeruginosa*, *M. wesenbergii*)、モケウニ沼 (N/P=21.8, *M. aeruginosa*)、ヒキウス沼 (N/P=8.2, *Planktothrix agardhii*) を加えて総合的に判断しても概ね N/P 比の値が 17-18 程度で *Anabaena* 型と *Microcystis* 型に分かれるものと考えられる。

これは増殖や生育に必要な植物プランクトン種ごとの窒素要求量の違い、または窒素欠乏になりやすい湖沼で窒素固定能のあるラン藻 (*Anabaena* 属や *Aphanizomenon* 属) が増殖し優占種となる可能性が高いこととの関連が考えられる。よって十分な窒素が存在する湖沼において窒素固定能力のない *Microcystis* 属が優占するのであろう。霞ヶ浦では 1986 年を境にして流入河川に由来すると考えられる窒素濃度の上昇に伴って N/P 比が

$$\text{Chl-a}(\mu\text{g/l}) = 42.4 \times \text{N}(\text{mg/l}) + 1.08 \quad (r=0.942)$$

$$\text{Chl-a}(\mu\text{g/l}) = 0.40 \times \text{N}(\text{mg/l}) + 3.12 \quad (r=0.520) \text{ (including No. 11)}$$



$$\text{Chl-a}(\mu\text{g/l}) = 566.4 \times \text{P}(\text{mg/l}) + 2.84 \quad (r=0.923)$$

$$\text{Chl-a}(\mu\text{g/l}) = 362.5 \times \text{P}(\text{mg/l}) + 14.1 \quad (r=0.917) \text{ (including No. 7)}$$

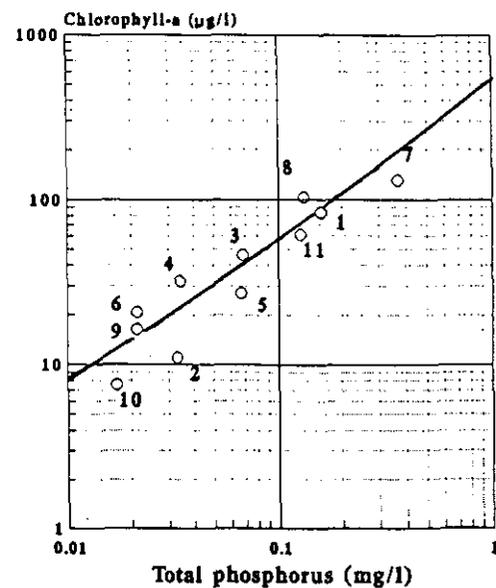


図 2 北海道内湖沼でのリン、窒素濃度とクロロフィル-a 濃度の関係
湖沼の番号は図 1 参照

増大し、1986年以前の最小値が5.0-8.0であるのに対して1987年以後では10.0-17.1を示すようになったこと、そして優占ラン藻種が *Microcystis* spp. から *Planktothrix agardhii* に変化したことが報告されている (Takamura *et al.*, 1992)。前述によれば N/P 比が増加したことによってより *Microcystis* 型のままであると考えられるが、*Planktothrix* 属に変化したことは何を意味するのであろうか。この変化は窒素固定能のない *Microcystis* 属と *Planktothrix* 属の間の変化であり増殖に必要な絶対的な窒素要求量や窒素取り込みに関する競合など、種間競争が起きることも予測され、その結果優占種の交代がおきているのかもしれない。北海道内の湖沼では現在のところ、このような N/P 比の変化による優占種の変化は観察されておらず、また前述したように N/P 比が15以上でも *M. aeruginosa* が優占する湖沼が多く霞ヶ浦とは異なった傾向がある。茨戸湖では表1に示したように N/P 比が非常に高い (23.3-63.4) にもかかわらず、1989年以前では *Microcystis* 属が優占していたが1990年頃より優占種に変化が認められるようになった。現在の夏期の優占種はケイ藻である *Cyclotella* 属であり N/P 比の変化もないことから他の原因が考えられている。なお詳細は本誌の別稿 (高野・日野) を参考にされたい。

植物プランクトン現存量を表すクロロフィル-a濃度と窒素・リン濃度との関連については過去に Sakamoto (1966) によってまとめられているが、表1に掲げた北海道内10湖沼 (茨戸湖は中部湖盆と下部湖盆の2地点) について整理を試みたところ以下の (1), (2) の関係式 (従ってこの式は北海道において水の華が発生する湖沼についての関係式) が得られた。なお、窒素との関連については茨戸湖の上部湖盆の値を、またリンに関してはベレット湖を算入していないが、これはそれらの湖沼の無機態窒素またはリン濃度が非常に高いためにズレが大きく相関係数が大きく低下してしまうためである (図2参照)。両湖沼の窒素またはリンの値をも検定したところ棄却されてしまうため採用しなかった。関係式を求めるにあたって4-11月に測定された値の平均値を用いたため、当式よりリン・窒素の値を算入してクロロフィル-a濃度を求めると水の華が発生している時期では低く見積もられる可能性がある。

$$\text{Chl-a } (\mu\text{g/l}) = 42.4 \times \text{N } (\text{mg/l}) + 1.08$$

$$(r=0.942, n=10) \quad \text{--- (1)}$$

$$\text{Chl-a } (\mu\text{g/l}) = 566.4 \times \text{P } (\text{mg/l}) + 2.84$$

$$(r=0.923, n=10) \quad \text{--- (2)}$$

これら (1), (2) の式より N/P 比を求めるとクロロフィル-a濃度10-300 $\mu\text{g/l}$ の範囲で13.3-15.8の値が得られ、平均は13.2となった。この値は北海道の湖沼の中でも高い方に属し (「北海道の湖沼」, 1990), 水の華が発生する湖沼でのリン濃度の高さ以上に窒素濃度が高いことを裏付けている。

なお北海道の湖沼全体では下記の式が得られている (「北海道の湖沼」参照)。

$$\text{Chl-a } (\mu\text{g/l}) = 273 \times \text{P } (\text{mg/l})^{1.01}$$

$$(r=0.74, n=92)$$

$$\text{Chl-a } (\mu\text{g/l}) = 112 \times \text{N } (\text{mg/l})^{1.12}$$

$$(r=0.71, n=92)$$

これらの値や関係式は湖沼の表層のみを対象としており水柱全体を考慮してはいないため湖沼全体の植物プランクトン現存量を表しているわけではない。水の華が発生していてもその存在は表層数m (極端な場合には数cm) に限られることが多く、水深が数m程度の湖沼では水の華の発生によって現存量は大きく影響を受けるものの、水深10mを越える湖沼で水の華が発生した時では水柱全体の植物プランクトン現存量はそれほど増加せずかえって貧栄養湖の方が現存量が大きいこともある (Hino, 1992)。ちなみに阿寒湖 (水深約40m) では、*Anabaena* 属の水の華が発生するが表層のみに限定されるため春期や秋期のケイ藻によるブルーム時あるいは結水下の方が植物プランクトン現存量は高いことが知られている (Hino, 1991)。

北海道で得られた基礎資料をもとにアオコ (水の華) 発生状況とその機構の一部を担う栄養塩類との関係、および発生種との関連についてまとめてみた。得られた結果が必ずしも全体像を表しているわけではないが関連資料の一部にでもなればと思う。近年、北海道では水の華の発生頻度が低下または全く発生しなくなった湖沼、および発生頻度が高くなった湖沼があり、その原因が調査

されている。前者には茨戸湖、網走湖があり後者には渡島大沼があるが、これらについては別項に譲るが非常に興味深い現象であり、これらの原因が解明されればアオコ発生についての貴重なデータが得られるであろう。

引用文献

- 日野修次 (1991) : 北海道でのアオコの発生状況と要因。霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集 (5), 9-24.
- 日野修次 (1992) : アオコおよび淡水赤潮研究の現状と課題。産業公害, 28, 585-591.
- Hino, S. and M. Tada (1985) : Seasonal changes of nutrients, chlorophyll-a, and organic matter concentration in highly eutrophic Lake Barato, Japan. Jpn. J. Limnol., 46, 268-278.
- Hino, S. (1991) : A large biomass and the survival of phytoplankton beneath the ice layer of Lake Akan. Jpn. J. Limnol., 52, 153-160.
- Hino, S. (1992) : The physiological state of the phytoplankton community of three types of lakes as estimated by its adenylate energy charge. Hydrobiologia, 230: 179-192.
- 北海道公害防止研究所 「北海道の湖沼」 (1990) : Sakamoto, M. (1966) : Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol. 62, 1-28.
- 高村典子 (1988) : ラン藻による水の華, 特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状, 藻類, 36, 65-79.
- Takamura, N. and M. M. Watanabe(1987) : Seasonal changes in the biomass of four species of *Microcystis* in Lake Kasumigaura, Japan. Jpn. J. Limnol., 48, 139-144.
- Takamura, N, A. Otsuki, M. Aizaki, and Y. Nojiri (1992) : Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan. Arch. Hydrobiol., 124, 129-148.
- Watanabe, M.(1992) : Studies on planktonic blue-green algae 4. Some *Anabaena* species with straight trichome in Japan. Bull. Nat. Science Museum, Ser. B.(Botany) 18, 123-137.
- Watanabe, Y., M. F. Watanabe, and M. Watanabe(1986) : The distribution and relative abundance of bloom forming *Microcystis* species in several eutrophic waters. Jpn. J. Limnol., 47, 87-93.

北海道過栄養湖、茨戸湖における植物プランクトン相の変化 および栄養塩類の消長

高野敬志¹・日野修次²

(1北海道立衛生研究所, 2北海道環境科学研究センター)

1. はじめに

1970年代から全国の湖沼においてアオコ (*Microcystis* 属) の大量発生が社会問題となり, その発生機構などの研究が進められた。アオコをはじめとする特定の藻類種による大量発生の一般的な解釈として, 湖沼に流入する各種排水に由来する湖沼水中の窒素やリン濃度の増加が原因となり, 湖沼が富栄養化することによって植物プランクトンの種間の競争が変化し, 特定の藻類種が生物空間の大部分を占めてしまうことによるとされている。

近年, 各地で *Microcystis* 属の現存量が減少し, 優占種が他の藻類に変化していることが報告されている。これは窒素量の増加および N:P 比の増加がその主な原因であると推測されている (Takamura *et al.* 1992; Nakanishi *et al.* 1992)。1980年代半ばから実施された排水中のリン・窒素規制により洗剤に含まれるリンの湖沼への流入負荷が減少した結果, 湖水中の化学成分の組成比も変化している可能性が高く, 優占種に対しても影響を与えているものと考えられている。

北海道の札幌市近郊に位置する茨戸湖においても, 1970-80年代を通じて大量発生していた *Microcystis* 属や *Aphanizomenon flos-aquae* (Hino and Tada, 1985) をはじめとするラン藻の現存量が1990年から著しく減少し, それと入れ替わってケイ藻の現存量が著しく高くなる現象が観察された。このような優占種の変化に関する機構を明らかにするため優占種変化前後の栄養塩類や物理的因子の変動について整理し, 植物プランクトン優占種の変化との関連について検討を試みた。

2. 採取地点および方法

今回の調査対象となった茨戸湖とその採水地点を図1に示した。1988年4月から1992年12月まで1月と3月を除く毎月1回, 表層水をアクリル製カラム採水器 (直径4.4 cm, 長さ2m) を用いて採水し, 均一な混合試料とした。

採取試料を実験室に持ち帰り, あらかじめ450°Cで熱処理をした Whatman GF/Fフィルター (1987年以前は

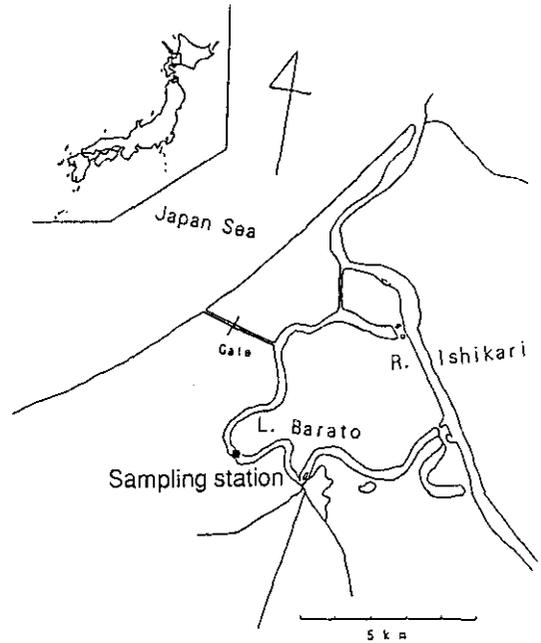


図1 茨戸湖の調査地点図

Whatman GF/C フィルター) により濾過し, 懸濁物質と溶存物質に分離した。栄養塩類など化学成分の測定は Hino and Tada (1985) に示された方法と同様の方法で行った。なおケイ酸についてはモリブデンイエロー法によった。

生物試料は, 湖水 500 ml に中性ホルマリンを最終濃度 1% になるように添加して一昼夜以上放置した後に吸引ポンプを用いて中層を捨て沈殿物と浮遊物を集め, 20 ml に濃縮した試料について光学顕微鏡下で直接観察して細胞数および細胞サイズを計数した。

3. 結果

茨戸湖に出現した1988年から1992年までの植物プランクトン群集の優占種について図2および3に示した。1988, 89年はそれぞれ夏季に *M. aeruginosa* と *Apha. flos-aquae* の現存量が高く, 湖水面に水の華を形成した。春季および秋季はケイ藻類である *Melosira ambigua*,

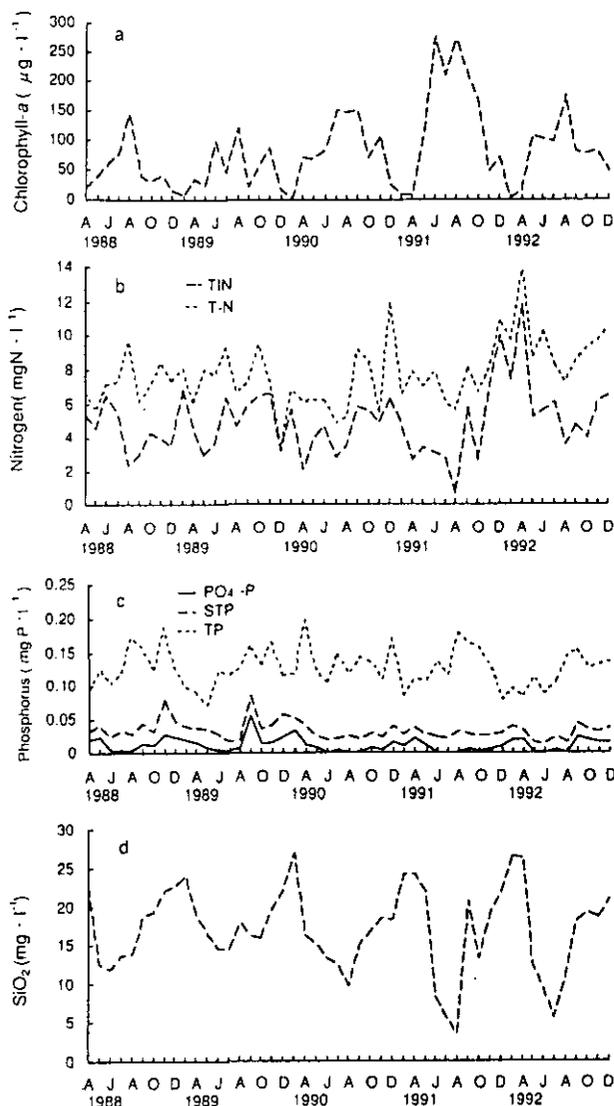


図4 茨戸湖のクロロフィル-a, 窒素, リン, およびケイ酸濃度の季節変化

小値が1991年ほど低くならなかったが、その最小値は5.4 mg/lであり1989年以前よりは低い値を示した。

また1991年以後、初夏における低温のため茨戸湖の水温も1989年以前より1~2°C低い傾向が認められた(図5)。

4. 考察

茨戸湖の栄養塩類はTINが常に豊富に存在するのに比べて $PO_4\text{-P}$ は低濃度であり、特に5月から8月にはほとんど検出できない。このような TIN : $PO_4\text{-P}$ の低い状況は、ラン藻の出現が抑えられケイ藻が優占しやすい条件であるといわれている。Tilman et al. (1986)は網別の植物プランクトンの優占の条件を連続培養によって調べており、ラン藻の優占する条件として、N:P または Si

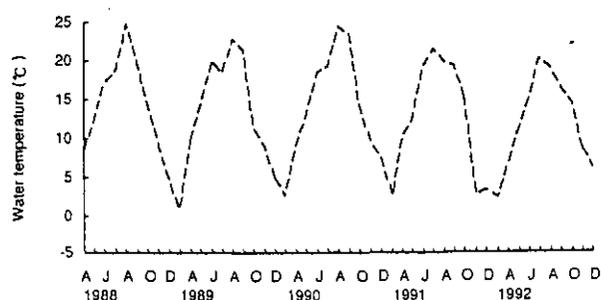


図5 茨戸湖表層の水温変化

:P の値が低いことを挙げている。しかし、茨戸湖では優占種の変化の前後において、以前の報告との比較より目立った N, P の変化は認められず、N:P 比から見て1980年代当初よりリン制限であった (Hino and Tada, 1985) と考えられる。また、観察期間中の潜在的な SiO_2 の量の変化も認められていない(図4)。従って茨戸湖におけるラン藻からケイ藻への優占種の変化は、湖水の栄養塩類の変化が直接の原因とはなっていないようである。

1989年以前と比較して、茨戸湖では水温が1~2°C低下していた(図5)。Hino and Tada (1985), Hino (1992) は1989年以前に年度毎の水温の変動によってアオコの優占種が *M. aeruginosa* から *Apha. flos-aquae* に変化することを報告している。1990年以後の水温変動はそれほど大きくないがケイ藻の増殖、特に6~7月での増殖について有利に作用していると考えられる。このために本来ラン藻が増殖する7~8月においてもケイ藻が4~6月に引き続き増殖することによって優占してしまい、その結果として藻類にとって利用可能なリンをケイ藻類が利用しつくしているためにラン藻が増殖できないのであろう。本稿では省略したが18 °C培養下で $PO_4\text{-P}$ を添加するとラン藻が増殖することが確認されている。同様な現象としては1991, 92年の9月に湖水中の $PO_4\text{-P}$ の増加とラン藻の増加が認められている。従って、水温の低下→ケイ藻の増殖の持続→ケイ藻による $PO_4\text{-P}$ (利用可能なリン) の利用→利用可能なリンの不足→ラン藻の増殖の抑制といった流れが茨戸湖において成り立っていると考えられる。茨戸湖の $PO_4\text{-P}$ は季節により変化し1983年には夏季に増加している (Hino and Tada, 1985)。1988年以後、一部利用可能なリン (Hino, 1988; 1989) である溶存態リンが増加する傾向が認められない(図4) こともこれを支持している。

また茨戸湖のSiO₂は非常に高く、藻類現存量が最も低い2月において最大値25mg/l以上になる。これは国内外の他の湖沼と比較しても高く夏季にケイ藻が増殖できる理由の一つであろう。諏訪湖では15mg/l程度であり、5月頃にはSiO₂が枯渇してしまうことが報告されているが(高橋ら, 1988), 茨戸湖の当調査地点ではケイ藻最大増殖時でも3~5 mg/l程度残存しており(図4), 今のところSiO₂は制限因子とはなっていない。しかし同じ茨戸湖でも流入河川による影響を受けにくい地点ではSiO₂が制限になり得ることも観察されている(データ省略)。

1990年から春季のケイ藻の増殖によるケイ酸濃度の著しい減少が観察されたのに伴いケイ藻内の優占種の変化が認められている。1988年および1989年は春季と秋季に*M. ambigua*, *M. granulata*が、1990年には一年を通じて*M. granulata*が優占しているが、1990年からは*C. meneghiniana*が出現し始め、1991年には著しい現存量の増加を示した。また1992年には*C. meneghiniana*よりも小型の*Cyclotella* sp.が優占種となった。1991年からは*Melosira*属のケイ藻よりも*Cyclotella*属の方が現存量が高くなっている。*Cyclotella*属のようなdescoid体のケイ藻は、SiO₂に対する半飽和定数(K_m)が低く(Tilman and Kilham, 1976; Van Donk and Kilham, 1990; Kilham, 1990), これとは反対に*M. granulata*はSiO₂濃度の高い湖沼で優占する傾向があり(Kilham, 1971), そのK_m値も高い(Kilham, 1990)。従って、茨戸湖のSiO₂濃度の著しい減少や減少期間の延長と、*Melosira* spp.から*Cyclotella* spp.へのケイ藻内の優占種の変化は、密接な関係があるものと考えられる。*Cyclotella*属のケイ藻は、低SiO₂濃度下でも非常に効率よくSiO₂を利用して現存量を著しく増大できたのであろう。

なお、植物プランクトン群集の競合に関する栄養塩の影響は、Tilman *et al.* (1986)などの一連の研究により、N:P, Si:Pなどといった物質の相対比で理論づけられている。茨戸湖のケイ藻の優占種変化の現象も、その理論に基づいた変化をしているものと思われる。今後の課題として、特にケイ藻類の種レベルでの栄養塩取り込みなどの生理活性を調べるのが重要であると考えられる。

参考文献

- Hino, S.(1988): Fluctuation of algal alkaline phosphatase activity and the possible mechanisms of hydrolysis of dissolved organic phosphorus in Lake Barato. *Hydrobiologia*, 157, 77-84.
- Hino, S.(1989): Characterization of orthophosphate release from dissolved organic phosphorus by gel filtration and several hydrolytic enzymes. *Hydrobiologia*, 174, 49-55.
- Hino, S.(1992): The physiological state of the phytoplankton community of three types of lakes as estimated by its adenylate energy charge. *Hydrobiologia*, 230, 179-192.
- Hino, S. and M. Tada(1985): Seasonal changes of nutrients, chlorophyll-a, and organic matter concentrations in highly eutrophic Lake Barato, Japan. *Jpn. J. Limnol.*, 46, 268-278.
- Kilham, P.(1971): A hypothesis concerning silica and the freshwater planktonic diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, 16, 10-18.
- Kilham, P.(1990): Ecology of *Melosira* species of Africa. (ed.) M. M. Tilzer and C. Serruya. *Large lakes*. Springer-Verlag, Berlin.
- Nakanishi, M., T. Miyajima, S. Nakano and Y. Tezuka(1992): Studies on the occurrence of *Anabaena* and *Microcystis* blooms in Akanoi Bay of the south basin of Lake Biwa, with special attention to nutrient levels. *Ann. Rept. Interdiscipl. Res. Inst. Environ. Sci.*, 11, 67-75.
- 高橋正征, 渡辺泰徳, 加藤憲二, 安田郁子, 大槻晃, 花里孝幸, 林秀剛, 荒木重弘, 岸野元彰, 戸田任重, 工藤栄, 沖野外輝夫, 坂本充, 吉田恭司, 青山莞爾, 山本鎔子(1988): メソコスムにおける遮光攪乱と生態系の応用. メソコスムによる水域生物相互作用系の実験的解析. 文部省科研費研究成果報告書, 27-57.
- Takamura, N., A. Otsuki, M. Aizaki and Y. Nojiri (1992): Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to

phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan. Arch. Hydrobiol., 124, 129-148.

Tilman, D., R. Kiesling, R. Sterner, S. S. Kilham and F. A. Johnson(1986) : Green, blue-green and diatom algae: Taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. Arch. Hydrobiol., 106, 473-485.

Tilman, D. and S. S. Kilham(1976) : Phosphorus and

silicate growth and uptake kinetics of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semicontinuous culture. J. Phycol., 12, 375-383.

Van Donk, E. and S. S. Kilham(1990) : Temperature effects on silicon- and phosphorus-limited growth and competitive interactions among three diatoms. J. Phycol., 26, 40-50.

網走湖における水の華の消長

三上英敏・日野修次・有末二郎（北海道環境科学研究センター）

1. はじめに

海岸に隣接する湖沼は、逆流する海水の影響で汽水的環境になっていることが多い。さらにその汽水的環境は、流入する淡水量と逆流する海水量のバランスや湖沼の形状によって大きく異なる。このような環境をもった汽水湖の一つである網走湖は、平均水深7.2m、最大水深16.1m、湖面積32.5km²の海跡湖であり、図1に示したようにオホーツク海に隣接している。満潮時には網走川を通じて海水が逆流し深層部に停滞するため強固な塩分成層を形成している。網走湖のおもな流入河川である網走川や女満別川等は、栄養塩負荷が大きく長期にわたる栄養塩類の流入によって湖内に蓄積してきた。

したがって網走湖は塩分成層という特異的な環境下において富栄養化が進行しており、慢性的に嫌気の状態である深部塩水層（嫌気層）には多量の硫化物、重炭酸、アンモニア、リン酸等が蓄積している。上層（好気層）の水質は流入河川水の他に、この嫌気層の影響を強く受けており、塩分を含めた多量の無機態栄養塩類が好気層に拡散していると示唆される。

この網走湖において、夏期になると従来 *Anabaena spiroides* による水の華が発生していたが（坂田ら、1984；日野、1991）、青潮が起きた1987年5月以後水の華が発生しなくなった。一方、1989年頃から嫌気層の上端に光合成細菌の集積層が形成されはじめたが、1992年5月に起きた青潮以後消滅したという現象もおきている。そこで1986年から1992年までの網走湖湖心における調査結果をもとに、網走湖における水の華の消長と青潮発生、および化学的、生物学的環境変化の影響を検討し、おもに好気層の塩分、栄養塩の濃度変化や嫌気層上端に形成してきた光合成細菌集積層との関連性について考察を行った。

2. 調査および分析の方法

調査は1986年から1992年まで2月、5月、6月、7月、8月、9月、10月および11月に各1回合計56回実施した。採水は表層より8mまでは1mごとにそれ以深は2mごとに、6リットルのバンドーン採水器を用いて各層より採水を

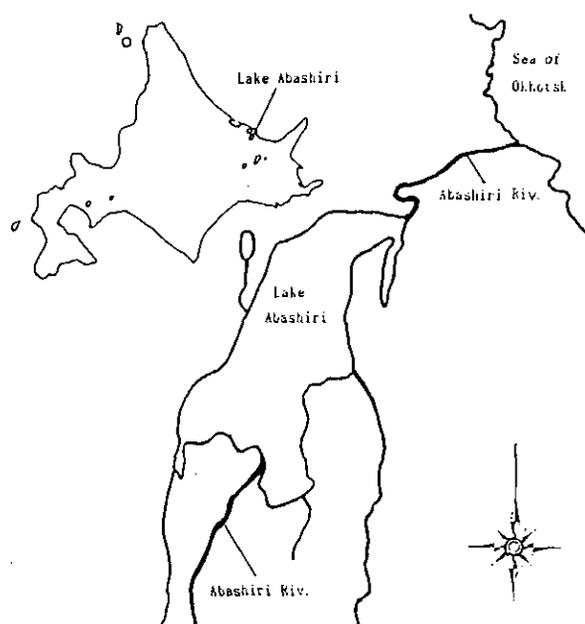


図1 網走湖の位置

行った。水温および溶存酸素は、サミスター温度計付きDOメーター（YSI MODEL 58）による直接測定より求めた。一部の調査においては棒状水銀温度計およびウインクラ法によって求めた。採水した試料は必要に応じて直ちに前処理を行った後に当研究センターの実験室に持ち帰り、塩化物イオン、栄養塩類、クロロフィル-a等について分析を行った。

植物プランクトンは、1リットルのポリビンに最終濃度1%となるように中性ホルマリンを加え固定した試料を一昼夜以上放置した後、中層を吸引ポンプを用いて静かに棄てた後に沈殿と浮遊物を集め20mlまで濃縮した試料について顕微鏡を用いて観察した。塩化物イオンは硝酸銀滴定法、硝酸態窒素および亜硝酸態窒素はCu-Cd還元カラムを用いたナフチルエチレンジアミン法、アンモニア態窒素はインドフェノール青法、全窒素はアルカリ性過硫酸カリウム分解法、リン酸態リンはモリブデン青法、全リンは過硫酸カリウム分解法によった。クロロフィル-aは、採水後直ちにワットマンGF/Cフィルターにてろ過し、凍結保存して持ち帰りメタノールによって一晚抽出した後、ターナー111型蛍光光度計によって測定

した。また、1991年 8月よりバクテリオクロロフィルと溶存硫化物の分析を行った。バクテリオクロロフィルは、採水後直ちにワットマンGF/Cにてろ過し、凍結保存してもち帰り、Takahashi *et al.* (1970) の方法によって測定した。溶存硫化物については、液体検知管（光明理化学社製）を用いて採水後直ちに測定した。

3. 結果

3. 1 表層の水質経年変化

網走湖湖心表層における1986年から1992年までの塩化物イオン、各無機態窒素、全窒素、リン酸態リンと全リンおよびクロロフィル-*a*濃度の変化をそれぞれ図2、3、4、5および6に示した。塩化物イオン濃度は2月に極端に低下しており、結水下では流入河川水が水層直下を流走するためであると考えられる。よって、2月の各栄養塩類およびクロロフィル-*a*濃度は河川水の水質を反映していると思われる。

塩化物イオン濃度は、2月を除いて700~3600 mg/lの範囲内で変動していた。1986年に 1500 mg/l前後であったが、青潮がおきた1987年5月には約2倍の 3000 mg/l程度まで上昇し1988年の 5月に 2000mg/l程度まで低下した後、青潮が再びおきた11月には再び 3000mg/lを越えた。1989年より1991年までは1986年時と同様に再び1500 mg/l程度にまで低下し、その後 3年間安定した状態を維持していたが、1992年の春に再び青潮がおきた時には約2500mg/lまで上昇した。その後、夏から秋にかけての大幅な降水量の増加に伴って急激に半分以下の 1000mg/l程度に低下した。

無機態窒素濃度は、年によって変動はあるものの共通して夏期の 1, 2ヶ月の間欠乏する傾向にある。特に、1986年はそれ以後の年と異なって 6月から 8月の約 3ヶ月にわたり欠乏しており、それ以外の月においても 0.1 mg/l以下の低濃度であった。全窒素濃度は0.3~1.2mg/lの範囲で変化していたが、1992年は他の年に比べて 3mg

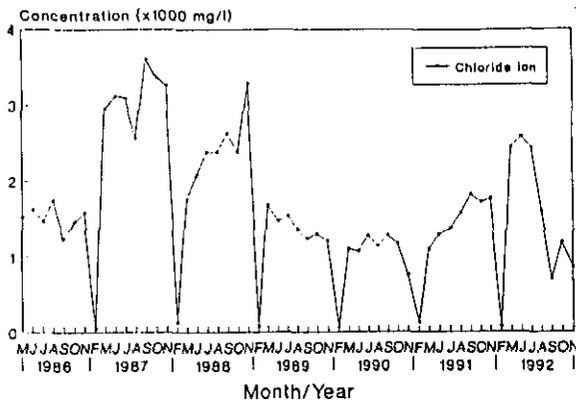


図2 網走湖湖心表層における塩化物イオン濃度の経年変化

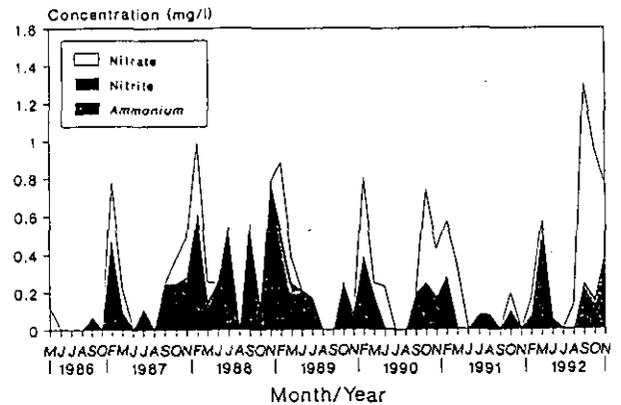


図3 網走湖湖心表層における硝酸態、亜硝酸態およびアンモニア態窒素濃度の経年変化

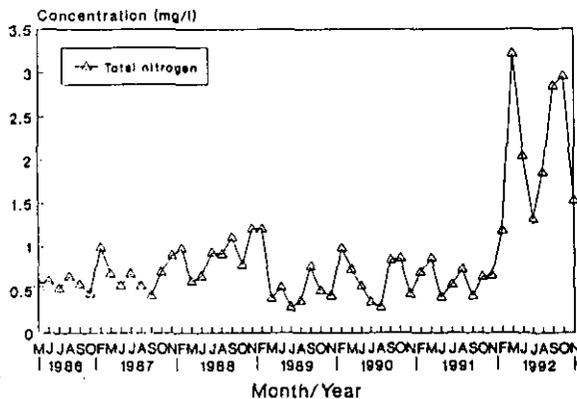


図4 網走湖湖心表層における全窒素濃度の経年変化

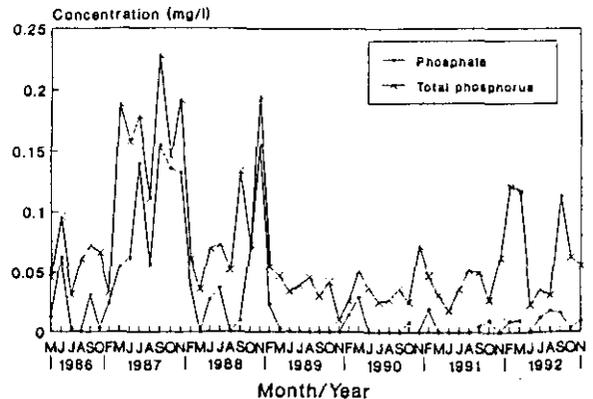


図5 網走湖湖心表層におけるリン酸態リンおよび全リン濃度の経年変化

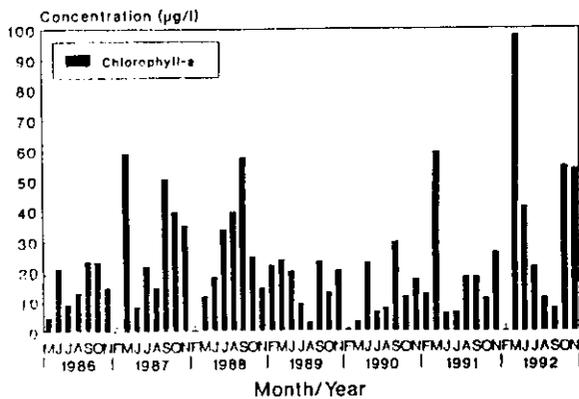


図6 網走湖湖心表層におけるクロロフィル-a濃度の経年変化

1/lを越えることがあった。また、1989年から1991年までの期間の方が1986年から1988年までの期間より低い傾向が認められた。

リン酸態リンは、青潮発生以前の1986年には夏期に1ヶ月程度検出されなかったが、それ以外には常に存在していた。また青潮がおきた1987年5月以降0.05mg/lを下まわることなく推移し、1988年においても1987年程ではないが8月を除いて残存しており、10月以降に上昇したことが観察された。一方1989年から1991年においては、初夏から秋にかけて検出されず長期間欠乏していたが、1992年は夏期間も0.02mg/l程度残存していた。

全リンに関して、1986年には0.05 mg/l程度であったが、青潮がおきた1987年及び1988年秋にはリン酸態リンに対応して大きく増加した。1989年から1991年までの期間は再び減少し0.05 mg/l以下を示した月が大半である一方、1992年においては2、5および9月に0.1mg/l以上の高濃度を示した。

植物プランクトン量を表すクロロフィル-a濃度は、全体的に見れば、5月もしくは6月と9月以降に高濃度になる傾向がある。1986年、1989年および1990年においては高い値を示す月でも30 µg/l以下であったが、それ以外の年において60 µg/l程度を示す事があり、特に1992年5月においては100 µg/l近くまで増加した。しかし、1988年を除いて夏期に低下する傾向が見られ、1989年8月、1990年7月、1991年7月等では5 µg/l程度と特に低い値を示した。

3.2 植物プランクトンの優占種の変化

過去の報告(坂田ら, 1984; 日野, 1991)によれば

1986年以前の網走湖においてほぼ毎年夏期に *Anabaena spiroides* による水の華が大発生していたことが明らかとなっている。しかし、1987年から1992年までの間は *Anabaena spiroides* が優占することがなかった。替わって優占したのは汽水産のケイ藻類であった。1987年には汽水産の *Cyclotella* sp. が、1988年から1991年には1987年同様の *Cyclotella* sp. の他、海〜汽水産種の *Chaetoceros affinis* が多く見られ、水温の上昇する夏期においてもラン藻類による水の華といった異常増殖は見られなくなった。また、1992年には汽水産の *Nitzschia longissima* が優占した。動物プランクトンでは塩淡水境界層上部に *Sinocalanus tenellus* が多く存在しており、*Cyclotella* sp. と共存していることが認められた。

3.3 光合成細菌集積層

1989年夏期より嫌気層上部に光合成細菌の生育の兆候が見られた。さらに、1990年夏期には安定した光合成細菌群集層の形成がおきていることが、採水された水試料から肉眼でも確認された。1991年夏期においても同様な状態が確認され、その90%アセトン抽出による吸収スペクトルからバクテリオクロロフィル-d (Takahashi et al., 1968; Takahashi et al., 1970) を含有することが明らかとなった。顕微鏡観察による形態および吸収スペクトルより同種は緑色イオウ細菌である *Chlorobium* 属の一種であると同定された。

1991年8月と1992年11月における溶存酸素濃度、溶存硫化物濃度、クロロフィル-a濃度およびバクテリオクロロフィル-d濃度の鉛直分布を、1991年8月においては光量子および相対光強度の鉛直分布を加えて図7に示す。1990年より嫌気層上部に安定して増殖した光合成細菌が1991年8月に5.5 m層においてバクテリオクロロフィル-dとして66.9 µg/l検出されかなり高濃度を示していた。その後、秋から冬にかけて全体的に減少し、1992年6月以後バクテリオクロロフィル-dが検出されなくなり、光合成細菌集積層が完全に消滅したと考えられる。

4. 考察

一年中深層部に多量の硫化物を含む無酸素水域を有し停滞する網走湖において1987年5月に大規模な青潮がおきており、魚類に多大なる被害をおよぼした。1987年の

20 August 1991

9 June 1992

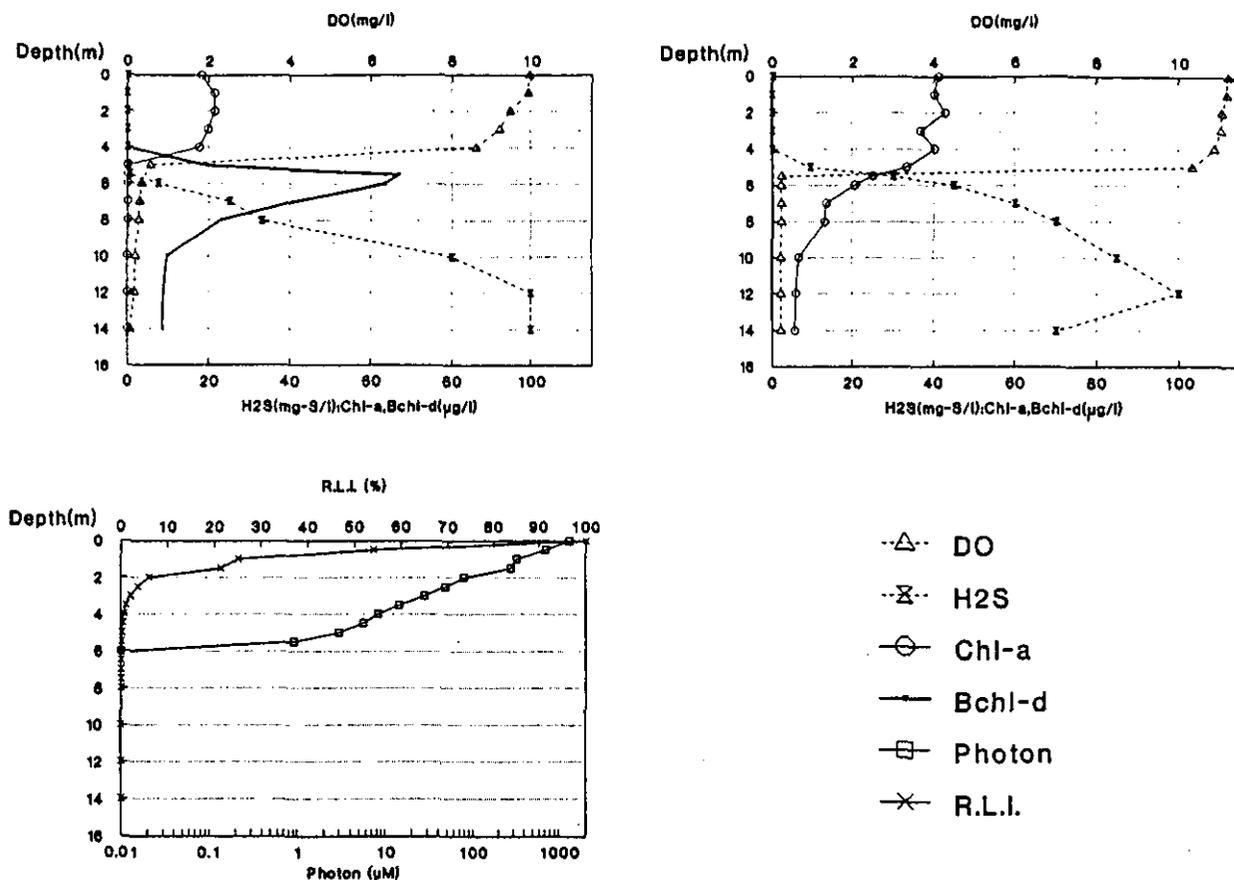


図7 網走湖における1991年8月と1992年6月の溶存酸素、溶存硫化物、クロロフィル a とバクテリオクロロフィル d の鉛直分布、および1991年 8月の光量子と相対光強度の鉛直分布

表層の塩化物イオン濃度やリン濃度を見てもわかるとおり、青潮の影響で高濃度の塩分やリン酸を含む深層水が湧昇し上部に拡散したといえる。1988年11月や1992年5月にも青潮が確認されており表層の塩化物イオン濃度が上昇している。しかし、これら青潮後の表層の栄養塩濃度について、全リン濃度は深層水の湧昇による拡散影響によって著しく増加しているのにかかわらず、1987年5月や1988年11月の青潮後の全窒素濃度はそれほどもなく両者には相違が見られたが、理由は不明である。北海道開発局の調査によると、青潮が起きるようになったのは、近年の小雨傾向により1980年頃には嫌気層の上端が水深 10m 前後であったのが1986年には 5m 前後にまで急激に上昇してきて深層水が湧昇しやすくなったためであり、さらに、時期的に青潮が起きやすいのは結氷期を除く湖内密度成層がゆるむ春先と、台風や大型低気圧の通過する夏の終わりから秋口にかけてと報告している(北海道開発局網走開発建設部, 1990)。

網走湖において1987年から夏期に水の華の発生が認められなくなったのは、同年5月に起きた青潮に起因する塩分濃度の上昇に関連があると考えられる。Kondo et al. (1990) によれば、網走湖と同様な汽水湖である島根県の中海について植物プランクトンの出現と塩分または水温との関係は水温よりも塩分に強く支配されており、*Microcystis aeruginosa* などのラン藻類を含む淡水産植物プランクトンは、高塩分濃度では生育できないことを明らかにしている。このことから、夏期の網走湖においてブルームを形成した *Anabaena spiroides* も、1987年の塩分濃度の上昇で生育できなくなり、かわって汽水産の *Cyclotella* sp. 等が優占し、上部に拡散し増加した栄養塩濃度に対応して大増殖したと考えられる。1987年の塩化物イオン濃度は 3000mg/l 前後で、ラン藻類に対する塩化ナトリウム添加による阻害実験では塩化物イオンとして 2000~3000mg/l で成長が抑制され光合成ができなくなる限界であることから(日野, 1987), 網走

湖の *Anabaena* はこの塩分濃度で生育阻害を受けたと思われる (日野, 1992)。

1988年まで塩分濃度が例年より高い環境が続いたが、1989年には冬期から夏期にかけて流域の平均雨量が多かったことより、河川からの流入によって希釈効果が働き、塩化物イオン濃度が1986年当時と同様の約 1500mg/lにまで低下したと考えられる。1989年から1991年まで、塩分濃度からもわかるように安定した水質環境であり、塩分濃度が1987年や1988年に比べて低下したにもかかわらず、1986年以前と異なって夏期においても水の華が発生せず汽水産の *Cyclotella* sp. や *Chaetoceros affinis* 等が優占した。その1989年から1991年までの水質は、水の華が発生していた1986年と比較して栄養塩濃度が大きく異なり、全窒素および全リン濃度については1986年と比較して低く、リン酸態リン濃度については長期にわたり欠乏していることから、リン制限となっていたと考えられる。網走湖において1986年以前に水の華を形成していた *Anabaena* 属は、ラン藻類の中でも窒素固定が可能な種である (日野, 1992)。したがって *Anabaena* 属は溶存態窒素が存在しない環境下においても他種より優占してくる可能性が高い。Tezuka (1988), Tezuka et al., (1993)によれば、琵琶湖南湖における *Anabaena* ブルームは、溶存態窒素の欠乏とリン濃度の増加によって起き得ることを明らかにしている。1986年の網走湖では、1989-91年と比較して栄養塩類濃度がやや高く特に窒素制限下であり、*Anabaena* 属による水の華が形成され易い環境であったと言える。一方、1989年から1991年においては、1986年に比べて栄養塩類濃度が低くかつリンが著しく制限されていたことから、水温の上昇する夏期においても *Anabaena* 属による水の華 (アオコ) が発生しなかったと考えられる。栄養塩濃度を低下させた要因には、流域からの負荷量の低下等も考えられるが、この3年間に深層水と表層水を攪乱させる様な外的作用がほとんど無かったことに加えて、この期間に起こった最も著しい変化としての光合成細菌の出現との関連が考えられる。

1989年から嫌気層上部に、緑色イオウ細菌である *Chlorobium* 属の増殖の兆候があり、1990年夏期には安定した集積層を形成するようになった。Matsuyama (1980) は、長崎県上飯島の貝池において深層部に多量に存在している無機栄養塩が上層部へ拡散していく過程で、*Chromatium* 等の光合成細菌がその無機栄養塩を速

やかに取り込んで代謝するために、上層部の植物プランクトンにとってそれが制限因子となると考察している。網走湖においても、種は異なるが増殖し始めた光合成細菌が深部嫌気層から上部に拡散する溶存無機栄養塩類を速やかに取り込み、好気層へ栄養塩が拡散するのを抑制していた可能性が強く、夏期の栄養塩濃度やクロロフィル a 濃度の低下の原因のひとつとなりラン藻類の大増殖を制限したと考えられる。

網走湖において集積層を形成した *Chlorobium* 属の生育には、光、硫化物、無機炭酸や有機酸、そして窒素やリン等の栄養源が必要である。Guerrero et al. (1985)によれば、硫化物が多く存在する水界における光合成細菌の生育制限因子は光であり、上層部の懸濁状態がそれらの生育に大きく影響すると指摘している。網走湖は一年中嫌気層が発達し、多量の硫化物、無機炭酸、アンモニアやリン酸が蓄積していることから、光が光合成細菌の増殖の大きな制限因子であるといえる。嫌気層に光が到達するか否かということは、嫌気層深度と上部好気層の懸濁状態が大きく影響を与えることになる。1987年に青潮が起きたことによって表層の塩分および栄養塩濃度が上昇し、淡水産植物プランクトンが抑制され汽水産植物プランクトンが大増殖した後に栄養塩類を吸収したまま沈降し、1989年には青潮も起きず上部好気層において栄養塩濃度が低くなり、クロロフィル a 濃度が 8月には $5\mu\text{g/l}$ 以下と植物プランクトンが非常に少なく、好気層が懸濁物の少ない透明な状態である時間が例年より長期であった可能性がある。また、1980年頃から深部嫌気層が上昇してきており、1989年以降その嫌気層にまで光が透過しやすい環境になったと思われる。上述したように、1990年以降は安定に形成した光合成細菌の集積層が好気層の植物プランクトンの現存量低下に寄与し、さらにこのことが好気層をより透明に保ち光合成細菌の安定した集積層の形成に大きく影響したと考えられる。図7を見てもわかるように、安定した光合成細菌集積層が形成されていた1991年 8月の湖心 5.5m層は硫化物が検出される境界であり、光が表面の約 0.1%透過していた。これは網走湖の光合成細菌にとって硫化物と透過光が絶妙の条件で満たされていることを表している。

図7に示す通り1992年 6月以降に光合成細菌の集積層が消滅したのは、5月に起きた青潮と関連があると推察される。1992年 5月の青潮発生の後、塩分や栄養塩濃度が極端に上昇し、図6に示す通りクロロフィル a 濃度

が100 μ g/l程度と汽水産の *Nitzschia longissima* を中心とした植物プランクトンが異常増殖した。そのため青潮による光合成細菌集積層の攪乱の外、好気層には大量の植物プランクトンが懸濁し嫌気層まで光が透過しなくなり、その結果、光合成細菌が集積層を形成する程増殖できなくなったと考えられる。

一方、光合成細菌集積層が消滅したことによって夏期に深層部からの栄養塩の拡散量が増大するはずである。しかし、1992年8月の表層栄養塩濃度について青潮の残存影響や降雨影響によって全窒素濃度に関しては例年より高濃度であり、全リン濃度に関しては1989年から1991年まで同様に低濃度であった。それは、他の外的作用の少ない年と異なり好気層の栄養塩濃度にとって光合成細菌集積層消滅に伴う栄養塩拡散量増加よりも青潮や塩分濃度が急速に低下する程の降水量等の外的作用による影響が大きく現れたと考えられるであろう。そのうえ、9月には流域の100mmを越える降水の影響で、網走湖水面が数m上昇するという大洪水があり、その外的作用により塩分濃度が極端に減少し栄養塩濃度が極端に上昇した。

ところで、1992年の8月には塩化物イオン濃度が約1600mg/lに低下しているにもかかわらず、1986年当時のように淡水産の植物プランクトンが増殖せず汽水産の植物プランクトンが優占していた。また、8月、9月には、無機態窒素と無機態リンが残存している状況下で植物プランクトンの増殖が抑制されるという現象が見られた。雨の多い天候により、日照不足や水温低下さらに濁水の流入等の影響が考えられるが、理由は明らかにできなかった。その後の10月、11月とケイ藻を中心とした植物プランクトンが再び大增殖していることから、再びそれらの生育に適した栄養塩類、塩分、水温および日光等の環境条件が整ったと考えられる。

5. おわりに

網走湖の環境は様々な要因が複雑に影響しあって成立している。好気層の水質は、青潮や希釈効果および降雨時流入負荷等の現象を通じて、外的作用である気象状況により影響を受ける。また、それは深層からの多量の塩分や無機栄養塩の拡散影響を受けており、外的作用が小さい場合はそれに大きく寄与することになる。光合成細菌集積層が形成されている場合は深層からの栄養塩の拡散量が小さくなり栄養塩類濃度の低下に貢献する。

網走湖において従来形成していた水の華の優占種である *Anabaena spiroides* は塩化物イオン濃度2000~3000mg/lを越えた段階で生育ができなくなり、塩分濃度が低下した後も栄養塩濃度特にリン濃度の低下によって再び *Anabaena* 等による水の華が形成されることはなかった。網走湖好気層における水の華は、外的作用により青潮のような大規模な深層水の湧昇や混合がおきず逆に極小規模で深層水が混合したり、光合成細菌の集積層が無く深層水からの負荷が増加した場合等に現われ、低塩分濃度かつ高い栄養塩濃度、特にリン濃度が高い環境下に発生すると考えられる。

なお本研究において、北海道立水産孵化場の今田和史氏には、透過光のデータに関して御教示を頂き深く感謝致します。

参考文献

- Guerrero, R., E. Montesinos, C. Pedros-Alio, I. Esteve, J. Mas, H. van Gemerden, P. A. G. Hofman and J. F. Bakker(1985): Phototropic sulfur bacteria in two Spanish lakes; Vertical distribution and limiting factors., *Limnol. Oceanogr.*, 30, 919-931.
- 日野修次(1987): 淡水産藻類に対する塩素イオンの影響—短時間でおきる生理活性状態の変化について, *藻類*, 35, 77.
- 日野修次(1991): 北海道でのアオコの発生状況と要因, 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集5号, 9-24.
- 日野修次(1992): アオコ及び淡水赤潮研究の現状と課題, *産業公害*, 28, 585-591.
- 北海道開発局網走開発建設部(1990): 網走湖水質保全調査報告書.
- Kondo, K., Y. Seike and Y. Date.(1990): Relationships between phytoplankton occurrence and salinity or water temperature in brackish lake., *Jpn. J. Limnol.*, 51, 173-184.
- Matsuyama, M.(1980): Some considerations on the dense population of a purple sulfur bacterium, *Chromatium* sp., at the mid-depth of Lake Kaiike., *Jpn. J. Limnol.*, 41, 84-94.
- 坂田康一, 青井孝夫, 村田清康, 近藤秀治, 日野修次, 小西一夫(1984): 富栄養化に関する研究—網走湖の

CODについて，北海道公害防止研究所報，
第11号，52-66.

- Takahashi, M. and S. Ichimura(1968) : Vertical
distribution and organic matter production of
photosynthetic sulfur bacteria. *Limnol.*
Oceanogr., 13, 644-655
- Takahashi, M. and S. Ichimura(1970) : Photosynthetic
properties and growth of photosynthetic
sulfur bacteria. *Limnol.Oceanogr.*, 15, 929-944.

- Tezuka, Y.(1988) : Phosphorus as a possible factor
stimulating the appearance of *Anabaena* bloom
in the south basin of Lake Biwa. *Jpn. J.*
Limnol., 49, 201-204.
- Tezuka, Y. and S. Nakano(1993) : Induction of
Anabaena bloom by nutrient enrichment to the
lake water collected from the south basin of
Lake Biwa. *Jpn. J. Limnol.*, 54, 85-90.

仙台市内2池沼における植物プランクトンと水質の推移

—丸田沢および三共堤ため池について—

阿部早智子・高橋陽子・加藤丈夫・小場正彦（仙台市衛生研究所）

1. はじめに

湖沼の富栄養化に関する研究は、種々の形で行われている。特に夏期に植物プランクトン（藍藻類）の異常増殖により湖面が青い粉を吹いた状態になる、アオコ（水の華）に関する研究は、近年、その発生機構の解明および原因生物に含まれる毒性物質を中心に盛んに行われている（渡辺 1982, 矢木 1986, 松重ら 1987）。特に、琵琶湖、霞ヶ浦等、それを水源としている地域においては、その発生機構の解明が急務とされており、様々な調査がなされているが、小さなため池程度の池沼での発生状況に関する情報は少ない。

仙台市には、大小150余りの小さなため池程度の池沼が散在しているが、そのような池沼でも近年、夏期にアオコの発生が見られるようになった。アオコの原因となる藍藻類としては、*Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*の3属が挙げられる。市内の2池沼で、アオコの発生状況をふまえた植物プランクトンと環境要因を調査したので報告する。

調査対象とした丸田沢と三共堤は、仙台市の北西部に位置し、市内に散在する池沼のなかでも、貯水量が371,900m³（丸田沢）、191,000m³（三共堤）と比較的大きな池沼である（図1）。周辺の宅地開発は進んでいるが、緑地環境保全地域に指定され豊かな樹林に囲まれている。しかし、周辺の住宅地から一部雑排水が流入しているため、夏期には、異臭が発生し問題となっている。

調査は、1990年6月から'93年1月まで実施した、2池沼の水質を含めた環境要因、およびプランクトンの結果について報告する。また、'91年7月には底質の調査も実施したので、その結果についても併せて報告する。

2. 方法

1990年6月から'93年1月まで'91年11, 12, 月,'92年1, 11月を除いて、月に1回計28回、それぞれの池沼の定点において採水を行った。プランクトンのサンプルは、現場でホルマリン固定し、実験室に持ち帰った。サンプル300~500mlをシリンダーに移し、静置し生物を沈



図1 調査池沼

降させた後、上澄水を除き最終的に10mlまで濃縮した。これを×400倍で検鏡しプランクトンの分類・同定・計測を行った。プランクトンの同定は、GERMAINら（1981）、水野（1976）、Krammerら（1986）、渡辺ら（1980）等に依った。

また、Shannonの式 ($H' = -\sum n_i / N \log_2 n_i / N$, N :総個体数, n_i :種別個体数)により多様性指数を求めた。

環境要因としては、水温、透視度、pH、溶存酸素(DO)、原水およびろ過水の化学的酸素消費量(COD)、浮遊物質(SS)、全有機態炭素(TOC)、塩素イオン、全窒素、全リン、リン酸態リン、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、全鉄、溶解性鉄、クロロフィルaと国立環境研究所との共同研究でアオコの発生状況により0から6まで指数化したアオコレベルの計20の項目を測定した。検査方法はJIS-K-0102、湖沼環境調査指針(1982)により行った。アオコレベルは、レベル0:アオコの発生が認められない。レベル1:アオコ発生が肉眼で確認出来ない。レベル2:うっすらとすじ状にアオコの発生が認められる。レベル3:アオコが水の表面全体に広がり、所々パッチ状になっている。レベル4:膜状にアオコが湖面を覆う。レベル5:厚くマット状にアオコが湖

面を覆う。レベル6：アオコがスカム状に湖面を覆い腐敗臭がすると7レベルを設定し、現場の状況によって数値を決定した。

底質については、pH (H₂O, KCl) , COD, 全窒素, 全リン, ヘキサン抽出物質, カドミウム, 鉛, ヒ素, 総水銀, クロム, 硫化物, 水分, 強熱減量の14項目について底質調査法により実施した。

また、2池沼における藻類制限物質を知るため、7月(三共堤), 9月(丸田沢)に *Microcystis flos-aquae* K-5を用いて、AGP試験を実施した。培養条件は、30°C, 2000luxで、滅菌済みのGF/F濾紙でろ過した検水100mlに窒素, リン, 鉄, EDTAの4つの栄養物質を組み合わせる添加して行った。添加量は、窒素がNaNO₃を1.0mg-N/l,

リンがK₂HPO₄を0.1mg-P/l, 鉄がFeCl₃を0.2mg-Fe/l, EDTAがNa₂EDTA·2H₂Oを1mg/lとした。

3. 結果および考察

3.1 環境要因

調査2池沼における水温, 透視度, pH, DO, COD (原水, およびろ過水) SS, TOC, 塩素イオン, 全窒素, 全リン, リン酸態リン, アンモニア態窒素, 亜硝酸態窒素, 硝酸態窒素, 全鉄, 溶解性鉄, クロロフィル a, アオコレベルと水温とDOより算出した酸素飽和度の計20の項目について平均, 最大, 最小, 標準偏差, 測定回数を表1, 2に示した。

表1 水質調査結果 (丸田沢)

水質項目	平均	最大	最小	標準偏差	測定回数
水温 (°C)	16.2	29.0	2.5	8.30	26
透視度 (度)	32.4	50.0	18.0	9.16	28
pH	8.27	9.52	7.22	0.72	28
DO (mg/l)	12.0	17.0	6.33	2.75	28
COD (〃)	9.07	33.4	3.12	5.49	28
COD (ろ過水) (〃)	6.07	14.5	2.88	2.40	27
SS (〃)	11.9	28.0	4.5	5.13	28
TOC (〃)	6.23	23.6	0.89	5.67	27
塩素イオン (〃)	58.0	699	9.9	131	26
全窒素 (〃)	1.84	6.64	0.264	1.49	28
全リン (〃)	0.098	0.267	0.0277	0.04	28
リン酸態リン (〃)	0.014	0.0385	0.0015	0.01	27
アンモニア態窒素 (〃)	0.272	1.07	0.01	0.27	26
亜硝酸態窒素 (〃)	0.046	0.096	0.01	0.03	28
硝酸態窒素 (〃)	0.401	0.94	0.016	0.25	28
全鉄 (〃)	0.51	2.8	0.25	0.55	23
溶解性鉄 (〃)	0.25	0.25	0.25	0.00	23
クロロフィル a (μg/l)	70.1	204	2.51	46.9	24
酸素飽和度 (%)	123	187	76.7	32.7	26
アオコレベル	0.63	3	0	0.78	27

表2 水質調査結果 (三共堤)

水質項目	平均	最大	最小	標準偏差	測定回数
水温 (°C)	16.2	29.0	3.5	8.36	26
透視度 (度)	36.9	50.0	10.5	11.2	28
pH	8.20	9.9	6.99	0.86	28
DO (mg/l)	11.6	16.8	5.87	2.84	28
COD (〃)	8.22	15.8	3.7	2.69	28
COD (ろ過水) (〃)	5.85	9.78	2.6	1.64	27
SS (〃)	10.0	70.0	0.25	12.3	28
TOC (〃)	6.41	24.1	1.11	5.96	27
塩素イオン (〃)	29.1	134	12.0	24.6	26
全窒素 (〃)	2.11	5.72	0.102	1.41	28
全リン (〃)	0.131	0.646	0.021	0.14	28
リン酸態リン (〃)	0.015	0.0391	0.0015	0.01	27
アンモニア態窒素 (〃)	0.600	3.25	0.01	0.76	28
亜硝酸態窒素 (〃)	0.059	0.48	0.005	0.08	28
硝酸態窒素 (〃)	0.329	1.01	0.005	0.23	28
全鉄 (〃)	0.460	2.4	0.24	0.49	23
溶解性鉄 (〃)	0.260	0.5	0.25	0.05	25
クロロフィル a ($\mu\text{g/l}$)	52.4	162	3.17	38.4	24
酸素飽和度 (%)	118	209	53.8	39.5	26
アオコレベル	1	3	0	0.82	28

それぞれの池沼について見ると、丸田沢のpHは7.22~9.52 (平均8.27) と中性から弱アルカリ性、酸素飽和度は76.7~187%, 平均123%と過飽和, COD値は3.12~33.4mg/l (平均9.75), ろ過水のCOD値は2.88~14.5mg/l (平均6.07) と、その7.7~66.8%がプランクトン等のSS分に起因していた。N, P等の栄養塩類は、T-N: 0.264~6.64mg/l (平均1.84), $\text{NH}_4\text{-N}$: 0.01~1.07mg/l (平均0.272), $\text{NO}_2\text{-N}$: 0.01~0.096mg/l (平均0.046), $\text{NO}_3\text{-N}$: 0.016~0.94mg/l (平均0.401), T-P: 0.0277~0.267mg/l (平均0.098), $\text{PO}_4\text{-P}$: 0.0015~0.0385mg/l (平均0.014) となっている。

一方、三共堤のpHは6.99~9.90 (平均8.22) と中性から弱アルカリ性、酸素飽和度は53.8~209%, 平均118%と過飽和, COD値は3.70~15.6mg/l (平均8.22), ろ過水のCOD値は2.60~9.78mg/l (平均5.85) と、その0.86~66.6%がプランクトン等のSS分に起因していた。N, P等の栄養塩類は、T-N: 0.102~5.72mg/l (平均2.11),

$\text{NH}_4\text{-N}$: 0.01~3.25mg/l (平均0.600), $\text{NO}_2\text{-N}$: 0.005~0.48mg/l (0.059), $\text{NO}_3\text{-N}$: 0.005~1.01mg/l (0.329), T-P: 0.021~0.646mg/l (0.131), $\text{PO}_4\text{-P}$: 0.0015~0.0391mg/l (0.015) となっている。

2池沼とも、N, P等の栄養塩類は富栄養湖の目安である $\text{N}>0.15$, $\text{P}>0.02\text{mg/l}$ をはるかに越えており、汚濁の進んだ池沼といえる。

3. 2 植物プランクトンの現存量と季節変動

全体として41属80種 (丸田沢), 34属60種 (三共堤) の植物プランクトンが同定された。両池沼とも珪藻類の出現種数が多く、14属39種 (丸田沢), 11属24種 (三共堤) と全体の約40~50%を占めていた。この値は、他の湖沼の出現種数 (山元ら 1979, 杉浦ら 1982) と比較して半数程度であるが、対象池沼の大きさがかなり小さいことより、限られた種類が出現する傾向にあると考えられる。

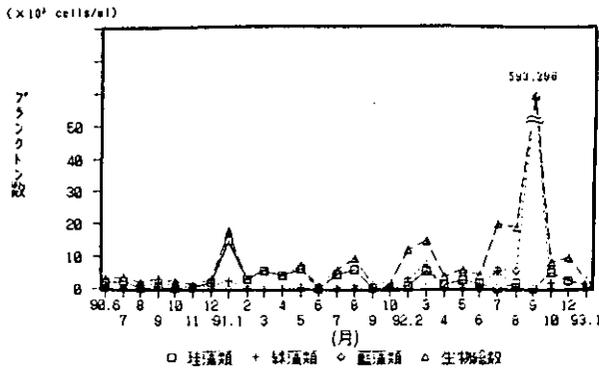


図2 丸田沢における植物プランクトン数の推移

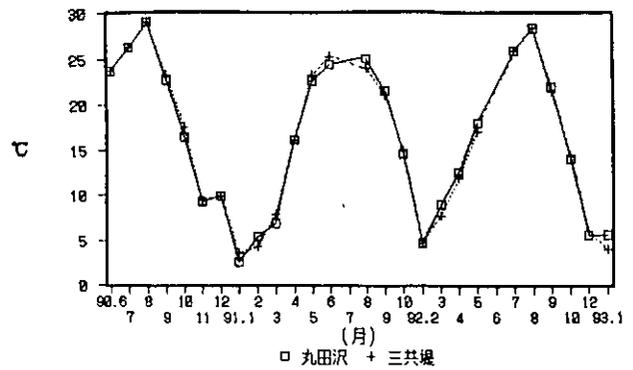


図4 丸田沢および三共堤における水温の推移

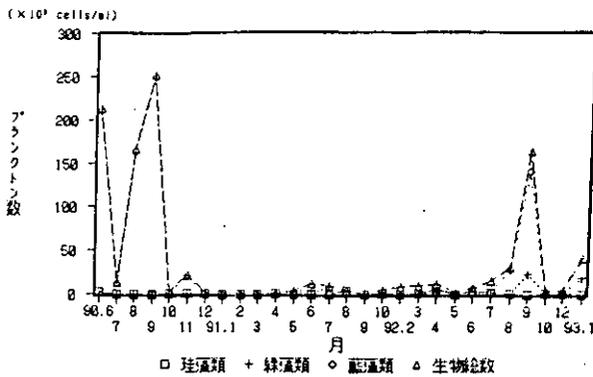


図3 三共堤における植物プランクトン数の推移

植物プランクトンの数の変化を別表1, 2 (資料3) に、その総数 (cells/ml) と珪藻類, 緑藻類, 藍藻類の季節変動を図2, 3に示した。丸田沢が春～夏と秋～冬にかけてピークを持つ, 2山型の総数の変動パターンを示したのに対し, 三共堤は夏期に高いピークを1つだけ示す1山型のパターンを示した。植物プランクトンの現存量の季節変動は, 1年間に1回最高値がある1山型と, 2つのピークがある2山型, 多数の不規則なピークがある多山型の3つに分けられる。また, 温帯地方にある貧～中栄養型の湖沼では, 一般に春と秋に植物プランクトン量のピークがある2山型を示すのに対し, 浅い富栄養湖では, 1山型の季節変動を示すといわれている (秋山ら1986)。今回調査した池沼は隣接しているにも関わらず, 全く異なった総数の季節変動を示した。

種類ごとの変動から見ると, 丸田沢では'92年7～9月には藍藻類の *Microcystis*, *Anabaena* による大きなピークが見られたが, その他のピークは *Cyclotella* sp., *Synedra acus*, *Melosira granulata* 等の珪藻類によるものであった。一方, 三共堤では, そのピークの殆どがアオコの原因となる *Mirocystis* sp., *Oscillatoria*

mongoetii, *Anabaena affinis*, *Anabaena circinalis* といった藍藻類によるものであった。

アオコの原因となる *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* の3属が出現した時期は, 丸田沢が'90年6, 9, 10月, '91年9, 10月, '92年7, 8, 9の8回に225～571, 363cells/ml計測された。三共堤は'90年6, 7, 8, 9, 10, 11月, '91年6月, '92年7, 8, 9月に1280～211, 213cells/mlの範囲で10回計測された。2池沼を比較すると, 丸田沢は92年9月を除くと藍藻類3属の平均が1,957 cells/mlと, 三共堤の平均 (78,082 cells/ml) の1/4程度と少なく, 肉眼でアオコと認められるまでは発生していなかったのが, 殆どであった。*Microcystis* の水の華を支配する要因について, 高水温 (25°C以上) が, その増殖を促進するという報告がある (門田) が, 低水温が続いた'91年度 (図4) は, アオコの発生が極端に少なかったことより, 水温がアオコの発生にかなり関与していると考えられる。

3.3 植物プランクトン種の多様性

水域内に環境の偏りがない場合とか, 多くの種が生育できる環境が保持されている場合などには, 群集を構成している種類数, それぞれの種の個体数, 現存量を含めた複雑さ, いわゆる群集の多様性 (diversity) が大きくなるのが普通である (津田ら1975)。

多様性を数値化するために, Shannonの式 ($H' = -\sum n_i / N \log_2 n_i / N$, N : 総個体数, n_i : 種別個体数) を用いて算出した多様性指数 (H') の変化を図5, 6に示した。また, アオコの原因生物である *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* の3属の藍藻類が出現した時期と, 出現していない時期との多様性指数 (H') を比較した (表3, 4)。

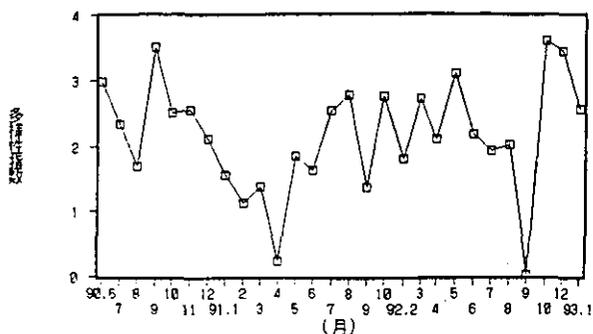


図5 丸田沢における多様性指数の推移

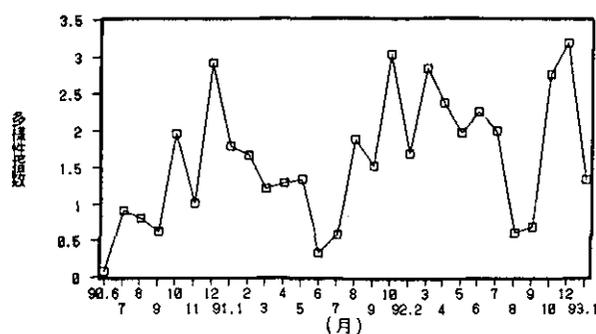


図6 三共堤における多様性指数の推移

表3 丸田沢における多様性指数 (H')

	平均	最大	最小	標準偏差
全調査時	2.17	3.61	0.03	0.86
アオコ原因生物出現時	2.15	3.52	0.03	1.02
アオコ原因生物非出現時	2.18	3.61	0.24	0.78

表4 三共堤における多様性指数 (H')

	平均	最大	最小	標準偏差
全調査時	1.60	3.19	0.08	0.85
アオコ原因生物出現時	0.90	2.00	0.08	0.60
アオコ原因生物非出現時	1.98	3.19	0.58	0.72

多様性指数 (H') の最大は3.61 (丸田沢), 3.19 (三共堤), 最小は0.03 (丸田沢), 0.08 (三共堤), 平均は2.17 (丸田沢), 1.06 (三共堤)であった。2池沼とも、冬場に高く、夏場に低い傾向を示した。

丸田沢でのアオコの原因生物が認められた時の多様性指数の最大は3.52, 最小0.03, 平均2.15で, 認められなかった時の最大3.61, 最小0.24, 平均2.18に比べ低い傾向を示した。一方, 三共堤では認められた時の多様性指数の最大が2.00, 最小0.08, 平均0.90と, 認められなかった時の最大3.19, 最小0.58, 平均1.98に比べ, 平均の値が1/2以下のかかなり低い多様性を示した。三共堤は丸田沢に比較し, アオコの原因生物である *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* の3属の藍藻類の出現総数が多く, 丸田沢では10,000 cells/mlを超えたのが, '92年9月の591,363 cells/mlのみであったが, 三共堤ではアオコの生物が観察された10回の内, '90年10月 (1,280

cells/ml), '92年7月 (1,933 cells/ml) の2回を除く他の8回では全て10,000 cells/mlを超えていた。また, 藍藻類3属の出現総数が10,000 cells/mlを超えていた時の多様性指数 (H') は, 0.03~1.01 (平均0.56) とかなり低い値であった。

3.4 底質調査結果

'91年7月に実施した底質の調査結果は, 表5に示す通りである。値は全て乾燥重量に換算した数値である。2池沼ともCOD値が22,400 (丸田沢), 38,000mg/kg (三共堤)と高く, 硫化臭のあるヘドロ状の泥であった。当市で調査している仙台市内の他の池沼の底質に比べても, 水分, COD, 硫化物が3~10倍高い値を示した (相原ら1991)。底質の調査は, 1回のみであったため, 今後更に検討する必要があると考えられる。

表5 丸田沢および三共堤の底質調査結果

検査項目	採取場所	
	丸田沢	三共堤
1 pH (H ₂ O)	7.14	7.28
2 pH (KCl)	6.33	6.56
3 COD mg/kg	22400	38000
4 全窒素 mg/kg	1970	2830
5 全リン //	1450	1470
6 ヘキササン抽出物質 //	3360	8740
7 カドミウム //	0.25	0.41
8 鉛 //	21.6	27.2
9 ヒ素 //	14.5	9.82
10 総水銀 //	0.06	0.09
11 クロム //	28.6	28.7
12 硫化物 //	581	599
13 水分 %	56.9	59.9
14 強熱減量 %	0.974	3.85

3.5 AGP試験結果

'91年7月および9月に各池沼で実施したAGP試験の結果は、図7、8に示す通りである。今回は、GF/Fのガラスフィルターでろ過した検水についてのみAGP試験を行った(ろ過法)。なお、結果は乾燥重量(mg/l)で表した。

三共堤のAGPは0.16mg/lであるが、Nを添加すると2.99mg/l、Pを添加すると1.71mg/lに藻体量は増加した。また、PとNを同時に添加すると15.33mg/lと著しく増加した。このことよりNが制限物質になり、またNの存在下でPが制限物質になっていると推定される。

丸田沢のAGPは1.45mg/lであるが、Pを添加すると8.14mg/lに藻体量は増加した。また、PとNを同時に添加すると15.33mg/lと著しく増加した。このことよりPが制限物質になり、またPの存在下でNが制限物質になっていると推定される。

AGP試験については、季節等により制限物質が異なるという報告(矢木ら 1987, 須藤ら 1981)があることより、今後、季節、地点や接種藻類種の違い等についても検討する必要があると考えられる。

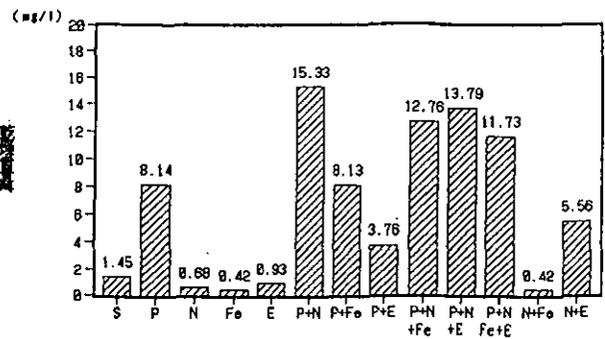


図7 丸田沢におけるAGP試験結果(1991年9月実施)

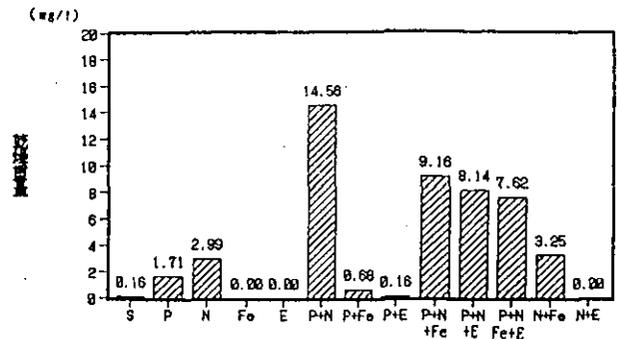


図8 三共堤におけるAGP試験結果(1991年7月実施)

4. まとめ

貯水量の少ない池沼におけるアオコ発生状況を把握するため、仙台市内の北西部に位置する丸田沢と三共堤を対象として、アオコの発生状況をふまえた植物プランクトンと環境要因を調査した。全体として41属80種(丸田沢)、34属60種(三共堤)の植物プランクトンが分類・同定された。また、植物プランクトン総数は、丸田沢が春～夏と秋～冬にかけてピークを持つ、2山型の総数の変動パターンを示したのに対し、三共堤は夏期に高いピークを1つだけ示す1山型のパターンを示した。

種類ごとの変動から見ると、丸田沢では'92年7～9月には藍藻類の *Microcystis*, *Anabaena* による大きなピークが見られたが、その他のピークは *Cyclotella* sp., *Synedra acus*, *Melosira granulata* 等の珪藻類によるものであった。一方、三共堤では、そのピークの殆どがアオコの原因となる *Microcystis* sp., *Oscillatoria mungoetii*, *Anabaena affinis*, *Anabaena circinalis* といった藍藻類によるものであった。

また、2池沼とも、N, P等の栄養塩類は富栄養湖の目安である $N > 0.15$, $P > 0.02$ mg/l をはるかに越えており、

汚濁の進んだ池沼といえる。アオコの原因生物である *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* の3属の藍藻類が出現した時期と、出現していない時期との Shannon の式より求めた多様性指数 (H') を比較した。2池沼を比較すると、より汚濁が進んでいると考えられる三共堤の方が多様性指数の差が大きく、藍藻類3属の出現総数が 10,000 cells/ml を超えていた時の多様性指数 (H') は、0.03~1.01 (平均0.56) とかなり低い値であった。

'91年に行った底質調査、およびAGP試験は、今後更に様々な検討をする必要があると考えられる。

引用文献

- 相原良之ら(1991): 仙台市衛生研究所報, 内21号, 439-443.
- 秋山 優・有賀祐勝・坂本 充・横浜康継編(1986): 湖沼における植物プランクトンの生産と動態。藻類の生態, 内田老鶴園, 140-154.
- Henry Germain(1981): Flore des diatomées eaux douces et saumâtres. Société Nouvelle des Éditions Boubee, 444p.
- 門田定美編: 淡水プランクトン。日本プランクトン学会創立30周年記念号, 87-117.
- Kurt Krammer, Horst Lange-Bertalot(1986): Sußwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 1, Teil: Naviculaceae, Gustav Fischer Verlag, 876p.
- 松重一夫・竹下俊二(1987): マイクロゾムを用いたアオコ発生の研究。環境研究 NO.66, 114-123.
- 水野壽彦(1976): 日本淡水プランクトン図鑑。保育社, 351p.
- 日本水質汚濁研究協会編(1982): 湖沼調査指針, 公害対策技術同友会, 東京, 247p.
- 須藤隆一・田井慎吾・矢木修身・岡田光正・細見正明・山根敦子(1981): 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X), 藻類の培養試験法によるAGPの測定。国立環境研究所報告 第26号
- 杉浦則夫・高柳秀夫・須藤隆一(1982): 霞ヶ浦における植物プランクトンの変遷。用水と廃水 Vol. 24, No. 11
- 津田松苗・菊池泰二(1975): 環境と生物指標2—水界編—。共立出版, 東京, 258-264.
- 矢木修身編(1986): アオコの増殖及び分解に関する研究。国立公害研究所研究報告, 第92号, 88p.
- 矢木修身・萩原富司・高村義親・須藤隆一(1987): 霞ヶ浦における藻類増殖。水質汚濁研究, 第10巻, 第2号, 115-122.
- 山元憲一・平野 修(1979): 小野湖のプランクトン相。水産大学校業績, 28(1) 3-46.
- 日本水質汚濁研究協会編(1982): 湖沼調査指針, 公害対策技術同友会, 東京, 247p.
- 渡辺真利代・大石真之(1982): 藍藻の毒。有毒プランクトン—発生・作用機構・毒成分, 恒星社厚生閣刊, 123-132.

湖山池の水質変動に及ぼす気象要因の影響

田中賢之介・安田満夫・南條吉之（鳥取県衛生研究所）

1. はじめに

湖山池は、鳥取県の東部に位置する海跡湖で、湖山川により日本海と通じている。この湖は塩分濃度が低い汽水湖 (Cl^- 50~250mg/l) で、水質汚濁状況を表す指標のCODは、植物プランクトン (Chl-a) の増殖により夏期に高値、冬期に低値の季節変化を示し、特に夏期にはアオコ (藍藻類 *Microcystis*) が発生する (安田満夫ら; 1988, 1989)。アオコの異常発生 (Chl-aが100 μ g/l以上) は、1979~1990年度の12年間のうち、8年間の延べ12回発生しており、水質汚濁の進行が危惧されている。

そこでアオコの発生要因を明らかにするため、アオコの発生と各種水質項目との相関を調べるとともに、気象と水質との関係を時系列分析により解析した。

2. 調査及び分析方法

2.1 調査地点及び水質分析方法

湖山池の公共用水域調査地点 (図1) における湖心地点を、湖山池水質の代表地点として選定した。

分析方法は、環境庁告示の公共用水域測定方法に定める方法とし、溶存態物質については、ワットマン GF/Cで濾過した試料を分析した。懸濁態物質は総量と溶存態量の差で求めた。

2.2 気象調査

鳥取気象台発行の気象月報を使用した。

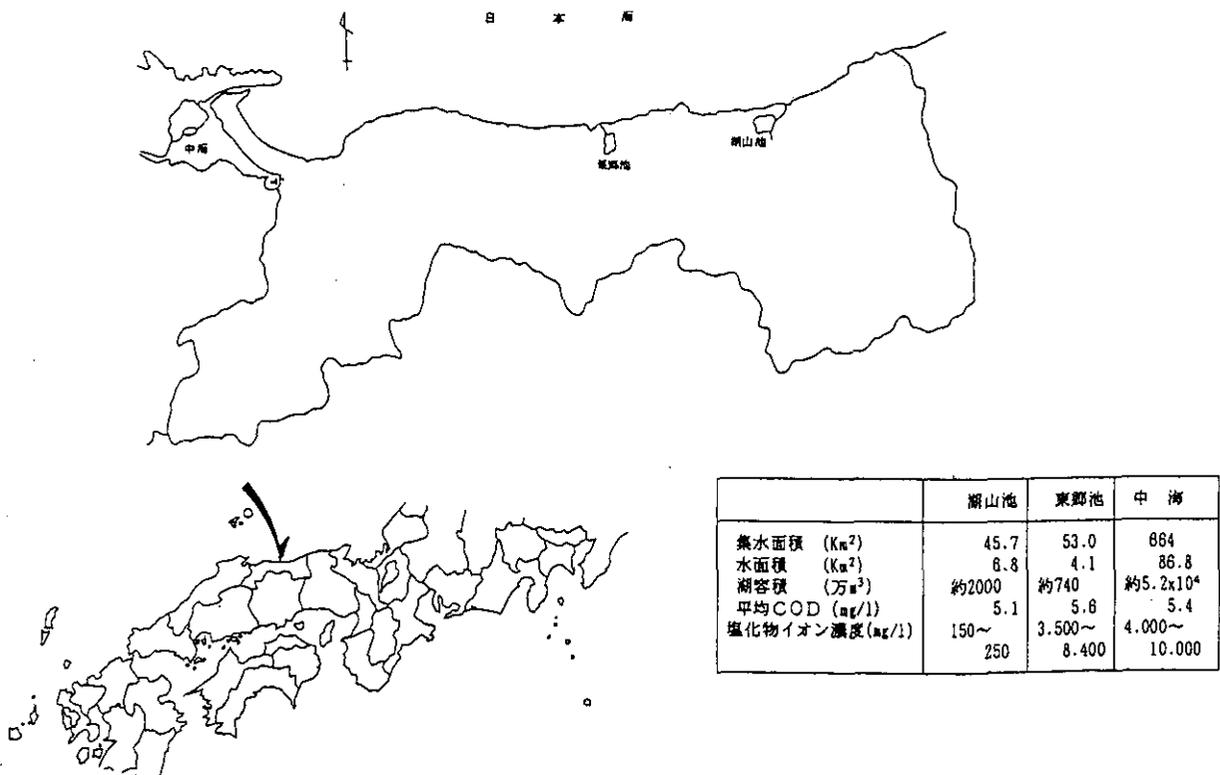


図1 採水地点

3. 結果

3.1 水質の現況と項目間の関係

湖山池中央部の上層の水質の現況(1989~1990年)は表1のとおりである。平均水質は、水温16.0°C、COD 5.5mg/l、TN 0.801mg/l、TP 0.067mg/l、Chl-a 44μg/lである。TNは懸濁態(TPN)が43%、TPは懸濁態(TPP)が73%を占めている。これらの最大値は夏期(7~10月)、最小値は冬期(12~2月)に出現している。

CODとChl-a、TN、TPなどの相関関係(n=24)は表2のとおりで、Chl-a 0.759、TN 0.694、TP 0.861であり、TPN 0.808およびTPP 0.920は、TN、TPより高い値となっている。

湖山池の汚濁指標であるCODと内部汚濁指標Chl-aの相関について1979年から1990年相関について図2に示す。

これによると相関係数は0.879と高い相関が見られる。また湖山池の年最低値を、過去12年間調べてみると、各年によりばらつきがあるものの、図3のとおり年々上昇していることがわかる。

3.2 水質の時系列解析

湖山池の水質は、COD、Chl-aは夏期に高く、冬期に低い季節変化図4を示した。このことを解析するため、12年間のデータ(水温、COD、Chl-a)をEPA法(周期12ヶ月)により季節変動を消去して得られた傾向線から、単回帰直線を求め時系列分析(図5、図6)を行った。対象として中海の米子湾中央部上層(図7、図8)について行った。

表1 湖山池の水質の現況(1989~1990)

分析項目	平均	最大	最小	環境基準
水温(°C)	16.5	27.5	1.0	
COD(mg/l)	5.5	9.1	3.0	3mg以下
T-N(mg/l)	0.801	1.05	0.440	0.2mg/l以下
TDN(mg/l)	0.452	0.860	0.190	
TPN(mg/l)	0.348	0.999	0.070	
T-P(mg/l)	0.067	0.150	0.023	0.01mg/l以下
TDP(mg/l)	0.017	0.053	0.004	
TPP(mg/l)	0.049	0.106	0.016	
Chl-a(μg/l)	44.0	270	5.2	

表2 湖山池の水質の項目間の相関関係(n=24)

	COD	T-N	T-P	Chl-a	TDN	TPN	TDP	TPP
水温	0.802	0.640	<u>0.835</u>	0.534	0.097	0.711	0.647	0.820
COD		0.694	0.861	<u>0.759</u>	0.054	0.808	0.529	0.920
T-N			0.660	0.553	0.537	0.808	0.465	0.674
T-P				<u>0.710</u>	0.226	0.643	0.828	0.954
Chl-a					0.132	0.508	0.443	<u>0.756</u>
TDN						-0.018	0.376	0.115
TPN							0.297	0.740
TDP								0.623

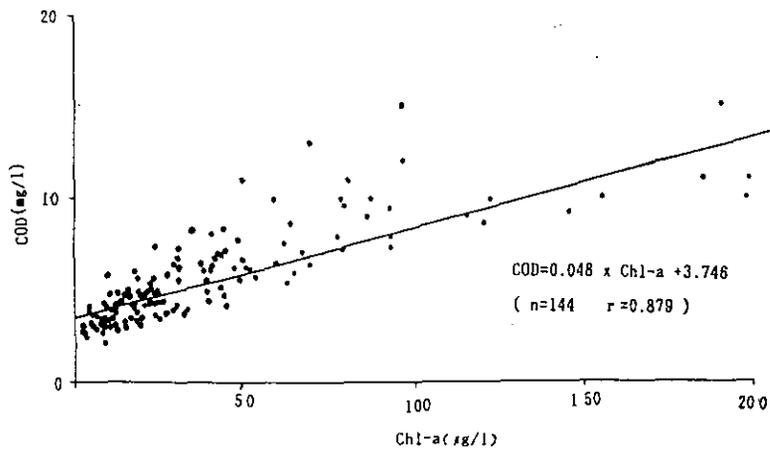


図2 湖山池CODとChl-aの相関関係

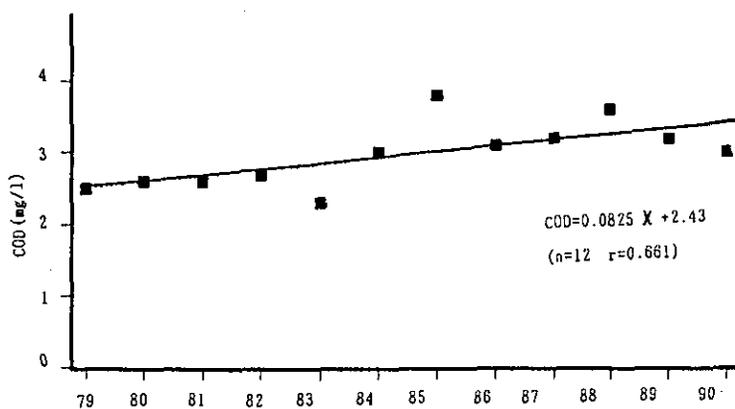


図3 湖山池CODの年最低値の経年変化

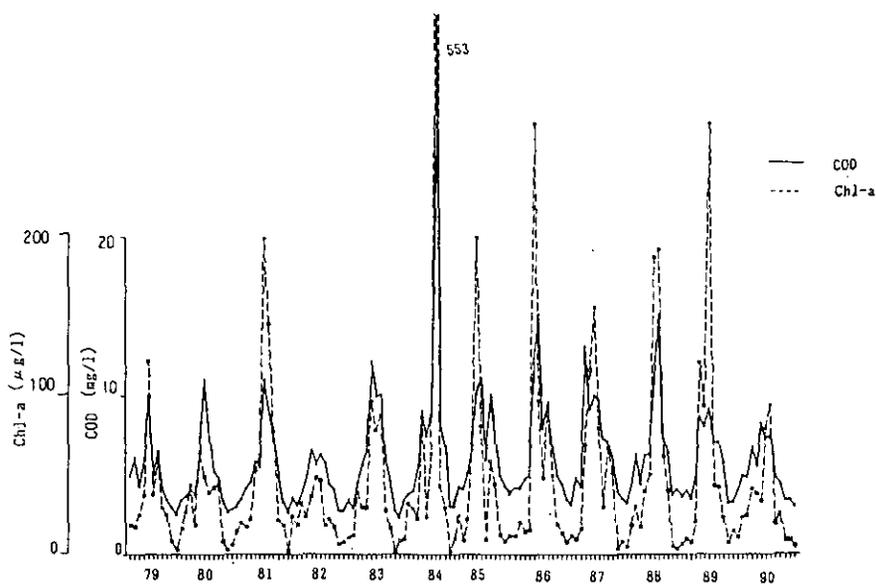


図4 湖山池CODとChl-aの経年変化

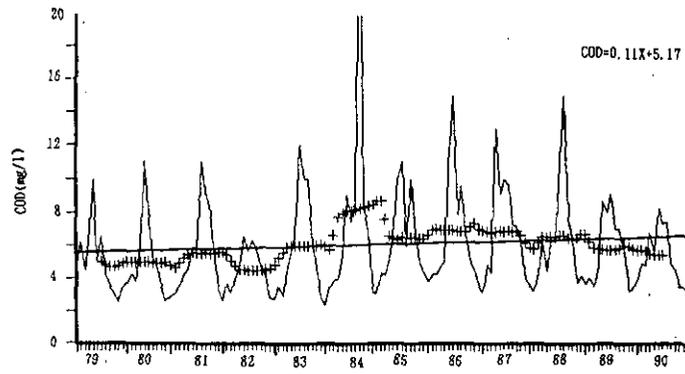


図5 湖山池CODの経年変化及び傾向線

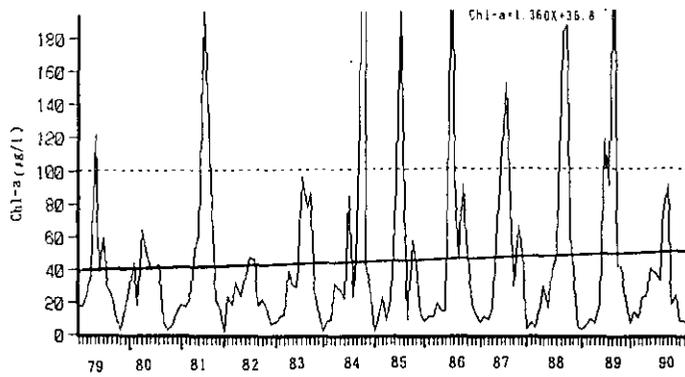


図6 湖山池Chl-aの経年変化及び傾向線

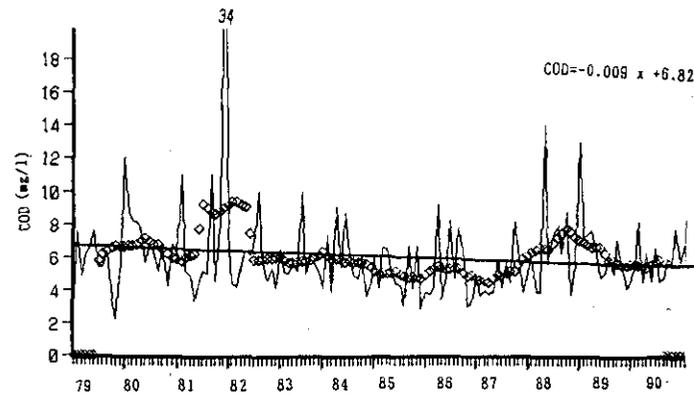


図7 中海米子湾中央部CODの経年変化及び傾向線

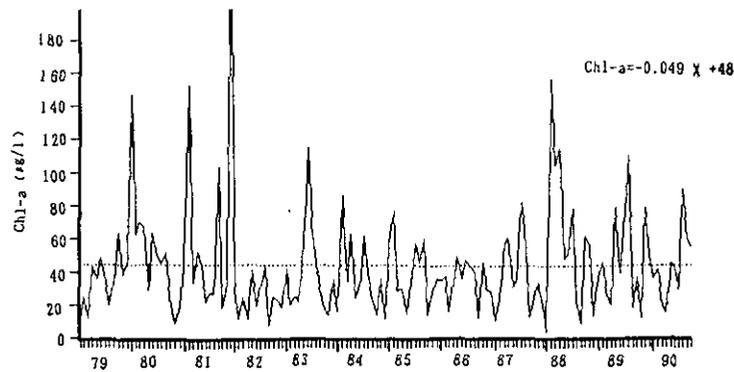


図8 中海米子湾中央部Chl-aの経年変化及び傾向線

表3 一次回帰式と相関係数

湖山池 回帰式	相関係数	中海 回帰式	相関係数
水温=0.0063X+15.8	0.344	水温=0.0059X+16.5	0.410
COD=0.110X+5.17	0.444	COD=-0.009X+6.82	-0.101
Chl-a=0.136X+36.8	0.363	Chl-a=-0.049X+48	-0.196
鳥取气象台 回帰式	相関係数	米子測候所 回帰式	相関係数
気温=0.0080X+13.8	0.628	気温=0.0076X+13.8	0.623
降水量=0.063X+159	0.134	降水量=0.035X+150	0.063
湖山池と中海の水温の関係 回帰式	相関係数	鳥取气象台と米子測候所の気温と降水量の関係 回帰式	相関係数
中海=0.938X(湖山池)+1.62	0.948	気温: ??=0.974X(??)+0.39	0.999
		降水量: ??=0.882(??)+11.8	0.788

また、水質と気象の関係を知るため鳥取气象台の気温と降水量の時系列分析、対象として中海の水質と米子測候所の気象について同様な方法で行った。その結果を表3に示す。

これによると、湖山池の回帰式の勾配は水温 0.0063、COD 0.110、Chl-a 1.360と、水温、COD、Chl-aと、水温、CODのいずれもプラスである。10年後の水質を試算すれば、水温は0.9°C、CODは1.5mg/l、Chl-aは19μg/lの増加となる。

植物プランクトンの増殖に関係がある気温、降水量について、鳥取地方气象台、米子測候所の移動平均法による回帰式の勾配は、鳥取の気温は 0.0080、降水量は 0.063、米子の気温は0.0076、降水量は0.035と、表3のとおりいずれもプラスを示した。

鳥取の気温、降水量と米子の気温、降水量の勾配から同様に10年後を試算すれば、鳥取の気温は1.1°C、降水量は9mm、米子の気温は1.0°C、降水量は5mmと、気温の上昇、降水量の増加が見込まれる。しかし、気温、降水量は、気象学的には、時系列的に将来がプラスとなる性質のものではない。気温がプラスとなった要因は、たまたま、1980、1982年は低温で、1989、1990年が高温であったために生じたものと考察される。

湖山池の回帰式勾配はCODは0.110、Chl-aは1.360であり、いずれもプラスである。これに対して、中海では、

水温0.0059、COD -0.009、Chl-a -0.049であり、水温はプラスであるが、COD、Chl-aはマイナスを示した。すなわち、湖山池は水質汚濁が進行しているが、中海は汚濁が進行していないことを意味している。湖山池において過去12年間の傾向が将来も継続すると仮定して、10年後の水質を試算すれば、水温は 0.9°C、CODは1.5mg/l、Chl-aは19μg/lの増加となる。

3. 3. アオコの発生要因

湖山池のCODは、植物プランクトンの増殖と密接な関係が観察された。藍藻類の*Microcystis aeruginosa*、*Anabaena* sp.、緑藻類の*Pediastrum* sp.、珪藻類の*Melosira* sp.などが出現している。藍藻類は夏期に、緑藻類は春期に、珪藻類は冬期に、優占(図9)している。とくに夏期には *Microcystis aeruginosa* の大增殖によるアオコが発生する(安田満夫ら;1989)。

植物プランクトンの増加は水温により大きく影響される。水温とChl-aの月平均値の関係は、水温は、2月に最低で3.7°Cと低く、4~8月までは上昇し、8月は28.5°Cに達する。9~10月は25.7~19.9°C、11~2月に14.5~3.7°Cと低下している。Chl-aは、1~8月までは水温の上昇とともに高くなり、9~10月は5~7月と同じ程度の水温であるが、Chl-a値は高くなった。

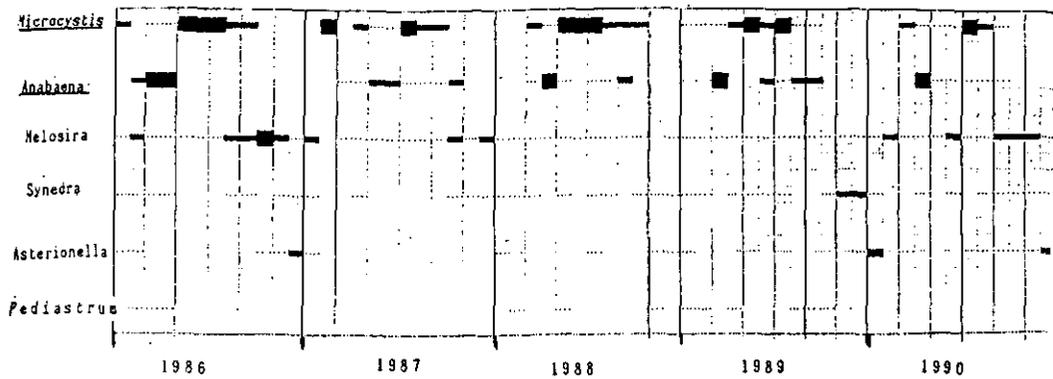


図9 湖山池プランクトンの種類と発生状況

表4 アオコの発生状況

年	(μg/l)			
	7月	8月	9月	10月
1979		121		
1980				
1981			199	145
1982				
1983				
1984				553
1985	197			
1986	270			
1987	115	154		
1988			185	190
1989	120		270	
1990				

アオコの異常発生は、水温が20°C→28.5°C→15°Cの期間、すなわち7月から10月にかけて発生しており、その状況を表4にまとめた。

12年間に8年延べ12回（7月4回、8月2回、9月3回、10月3回）発生しており、Chl-aの最大値は553μg/lである。また、水温の低い1月、2月ではChl-aは2.1~17.9μg/lと植物プランクトンがほとんど増殖しないで、水温が約20°Cになる4月、5月から増殖を開始する。

湖山池の水温は、気温の影響を強く受けており、水温は日最高気温の月平均値と、日平均気温の月平均値の間を推移している。水温と月平均気温の相関係数は0.900（n=144）と高値である。水温と平均気温のずれは、図10のとおり湖の水温が平均気温より約半月程度早く

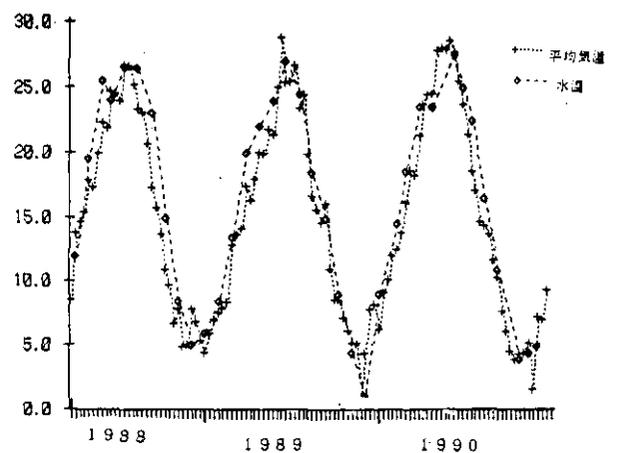


図10 湖山池の水温と平均気温

上昇し、また下降する時も半月程度遅く下降しているものと考察される。

水温など気象との関係を見るために、Chl-aと気温、降水量の関係について考察する。湖山池ではCODとChl-aの関係は相関係数0.878（n=144）（図3）と密接な関係があり、COD負荷量うち植物プランクトンによるCOD（内部生産量）の割合が夏期60%を占めている。

植物プランクトンの増殖は、湖内の窒素、リンなどの栄養塩類の濃度や水温、光強度に影響を強く受けている。湖山池でのアオコの異常発生は、12年間（表4）に8年延べ12回（7月4回、8月2回、9月3回、10月3回）も出現している。すなわち、普通の年の気象条件ではアオコが異常発生する湖沼となっている。

アオコの発生が比較的少ない1980年と1990年の気象状況は、図11、12に示すとおりである。

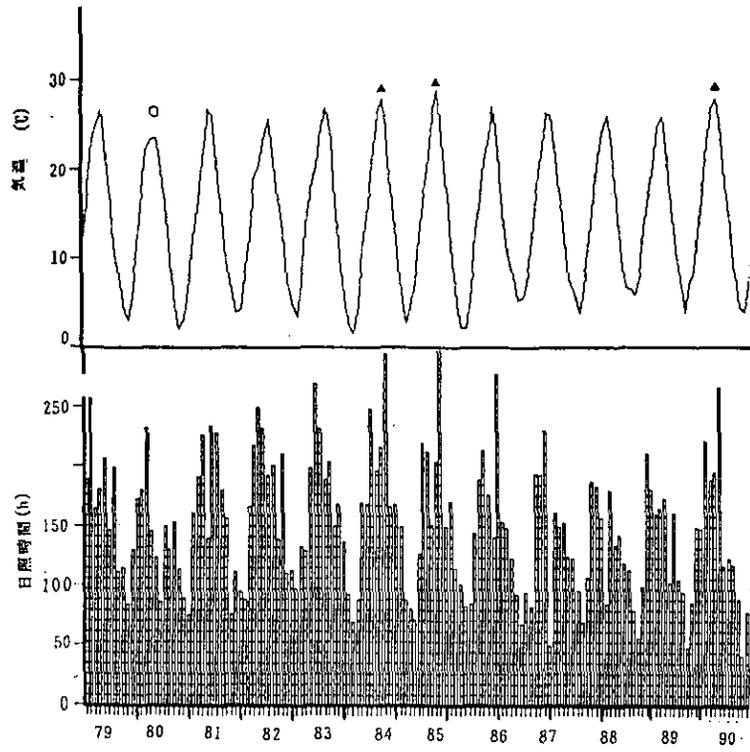


図 1 1 鳥取市の気温と日照時間

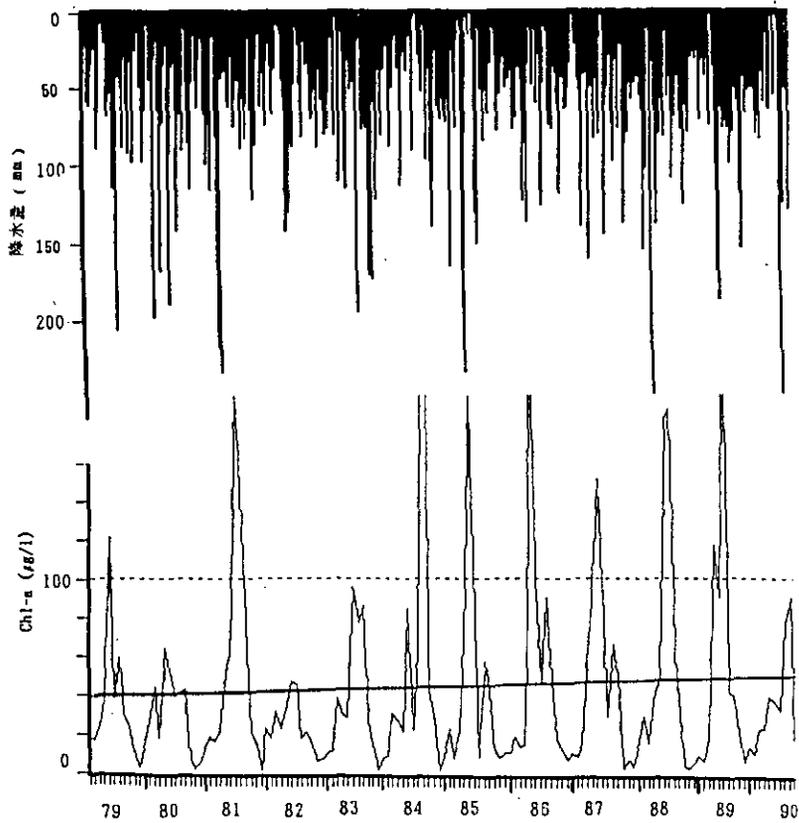


図 1 2 鳥取市の降水量と湖山池のChl-aの経年変化

表5 水温とアオコの増殖

		(μg/l)			
設定温度		初日	3日目	5日目	7日目
連続照射	30°C	10.8	76.4	355.3	404.7
	25°C	13.1	47.5	161.6	222.9
	20°C	13.1	12.7	33.8	84.3
	15°C	13.1	12.2	11.3	6.8
間欠照射					
	20°C	10.8	11.4	10.8	14.9

1980年(S55)の夏期は冷夏で降水量が多く、平均気温は7月23.4°C(12年間の平均値25.2°C)、8月23.8°C(26.6°C)、降水量は7月245mm(196mm)、8月297mm(126mm)であり、Chl-aは最大値で64μg/lと低値であった。また、1990年(H2)の7月から9月上旬にかけては、気温は平年より高いが、降水量は63.5mmと非常に少なかった。

このことは、実験室内において実施した温度制御による、アオコの増殖実験(表5)とよく類似していた。

以上のことから、アオコの発生と気象の関係は、次のことが推定される。

①夏期の気温、降水量が平年並みであると、アオコが異常発生する。

②夏期の気温が低く、降水量が多い年は、夏期のアオコの発生量が少ない。降水量が多いため湖水の滞留時間が短くなったことによる。

③夏期の水温が平年並みでも降水量が極端に少ないと、湖沼への栄養塩類の補給量が少なくアオコの発生量が抑制される。

4. まとめ

(1)湖山池の回帰式の勾配は、水温、COD、Chl-a、いずれもプラスである。これに対して、中海では、水温はプラスであるが、COD、Chl-aはマイナスを示した。すなわち、湖山池は水質汚濁が進行しているが、中海は汚濁が進行していないことを意味している。10年後の水質を試算すれば、CODは1.5mg/l、Chl-aは19μg/lの増加となる。

(2)アオコの異常発生(Chl-aが100μg/l以上)は、水温が20°C→28.5°C→15°Cの期間、すなわち7月から10月にかけて発生している。12年間に8年延べ12回(7月4回、

8月2回、9月3回、10月3回)発生しており、Chl-aの最大値は553μg/lである。また、水温の低い1月、2月ではChl-aは2.1~17.9μg/lと植物プランクトンがほとんど増殖していない。

(3)湖山池では、水温と月平均気温の相関係数は0.90(n=144)と高値である。水温と平均気温のずれは、水温が約半月程度早く上昇し、半月程度遅く下降しているものと考察される。

(4)アオコの発生と気象の関係から、次のことが推定される。

①夏期の気温、降水量が平年並みであると、アオコが異常発生する。

②夏期の気温が低く、降水量が多い年は、夏期のアオコの発生量が少ない。

③夏期の水温が平年並みでも降水量が極端に少ないと、アオコの発生量が少ない。

⑤自然界では、水温が20°C以下になると、アオコは発生しない。

文 献

- 矢木修身(1986):アオコの増殖及び分解に関する研究。国立公害研究所研究報告,92。
- 安田満夫・南條吉之・田中賢之介・寛 一郎・坂田裕子(1988):湖山池と中海の水質汚濁現象の相違と湖沼の内部生産について。鳥取県衛生研究所報,28,23~55。
- 安田満夫・南條吉之・田中賢之介・寛 一郎・坂田裕子(1989):湖山池の植物プランクトンと栄養塩類の関係。鳥取県衛生研究所報,29,55~62。

アオコの増殖に及ぼすリン及び塩素イオン濃度の影響

南條吉之・田中賢之介・安田満夫（鳥取県衛生研究所）

1. はじめに

湖山池は、鳥取県東部に位置し、水面積 6.8km²、平均水深 2.8m、塩素イオン濃度 41~1,200mg/lの海跡湖である。5年間（湖心上層・昭和62年度~平成3年度）の平均水質は、COD 6.2mg/l、TN 0.742mg/l、TP 0.045mg/l、Chl-a 44.1μg/lで、夏期にはアオコが異常発生する富栄養化した湖である。このため、湖山池の特徴であるこのアオコ（*Microcystis aeruginosa*）の増殖とリン及び塩素イオン濃度（南條吉之；1992）との関係について、室内培養実験と現地培養実験を行った。また、湖山池と鳥取県中部に位置する汽水湖である東郷池でのアオコの発生状況と塩素イオン濃度等との関係についても考察をした。

2. 実験方法

2.1 アオコの増殖とリン濃度

培養実験は、湖山池の底泥中よりアオコをキレラーとペット洗浄法で分離、単藻化した前培養液を種とし、培地は、M-11培地（表1）を用い（矢木修身；1986）、鉄は、ケソ酸鉄として 1mg/lとした。

アオコの増殖とリン濃度の関係を見るため、1.3リットルの培養ビンを用い、リン濃度を PO₄-P として、無添加及び 0.01mg/l、0.05mg/l、0.1mg/l、0.2mg/lの5段階に調整し、前培養液を用いてChl-aが 5~10 μg/l になるよう植種し培養液とした。この培養液を理研式藻類培養試験器で、温度 30°C、照度 2,000Lx（連続）、回転数 50rpmで振とうし7~12日間培養した。

表1 M-11培地組成

NaNO ₃	100 mg
MgSO ₄ · 7H ₂ O	75
CaCl ₂ · 2H ₂ O	40
Na ₂ CO ₃	20
Fe-citrate	1
Na ₂ EDTA · 2H ₂ O	1
Deionized Water	1 リットル
pH	8.0

2.2 アオコの増殖と塩素イオン濃度

室内実験は、湖山池の上層水を濾過滅菌したものに、栄養塩類を添加し、濃縮美保湾海水で塩分濃度を5種類の異なる濃度（Cl⁻: 70~5,000mg/l）に調整したものにアオコを植種して培養液とした。栄養塩は、NaNO₃ 12~24 mg/l、K₂HPO₄ 1.1~2.2 mg/l、ケソ酸鉄 0.4mg/lを添加した。培養条件は、理研式藻類培養装置により温度 30°C、照度 2,000Lx（連続）、1日1回手振とうで培養した。現地実験は、1.3リットルの培養ビンに室内実験と同様の培養液を入れ、藻類生産測定装置にセット後、湖山池中央部に6~8日間設置して行った。

3. 実験結果と考察

3.1 アオコの増殖とリン濃度との関係

1) アオコの増殖とリン濃度との関係

アオコの増殖に与える PO₄-P濃度の影響をChl-a濃度により検討した。

図1に示すとおり、PO₄-P無添加培養液のChl-aは、7.4→15.6→15.8→17.2μg/l PO₄-P濃度 0.01mg/l添加した培養液のChl-aは、8.1→33.7→43.0→36.3μg/l と培養開始後3日までにChl-aの増殖変化量が最高値を示し、徐々に増殖変化量が低くなった。

これに対しPO₄-P添加濃度が0.05mg/l、0.1mg/l、0.2mg/lの培養液のChl-aは、8.1→59.8→166.6→195.5→186.4μg/l、8.1→56.8→228.0→391.1→362.5μg/l、7.2→47.9→186.3→551.1→869.3μg/lと実験開始後3日目以降にChl-aの増殖変化量が最大となった。

なお、増殖変化量とは、次の式で表した。

$$\text{増殖変化量} = (X_2 - X_1) / (T_2 - T_1)$$

X₂ 培養終了時の藻類濃度

X₁ 培養開始時の藻類濃度

T₂ - T₁ 培養期間

また、図2に示すとおりPO₄-Pの添加濃度が高くなるにつれて、増殖量（Chl-a）が増加した。その関係式を求めると

$$\text{Chl-a} = 4131 (\text{PO}_4\text{-P}) - 5.73 \quad (n=18, r=0.981)$$

となりPO₄-P 0.1mg/l当たりChl-a約410μg/lであった。

添加した $PO_4\text{-P}$ は、図3に示すとおりChl-aが増加すると共に減少した。なお、 $PO_4\text{-P}$ が検出限界以下になっても、Chl-aは、数日間増加する。しかし、この状態になると、培養液は濁り、薄茶緑色を帯び、増殖変化量は減少した。

2) 比増殖速度

Chl-aからみた比増殖速度 μ は、

$$\mu = \ln(X_2/X_1) / t_2 - t_1$$

X_2 : 培養終了時の藻類濃度

X_1 : 培養開始時の藻類濃度

$t_2 - t_1$: 培養期間

で計算した。その経時変化は、図4のとおりである。 $PO_4\text{-P}$ 無添加の培養液は、比増殖速度が3日目で0.07を示したが、3~12日間で低い値のまま推移した。 $PO_4\text{-P}$ 0.01mg/l添加した培養液は、3日目で比増殖速度0.4と最高を示したが5→8→12となるに従い急速に低下した。 $PO_4\text{-P}$ を0.05~0.2mg/l添加した培養液は、0.72~0.75と前者に比較して高値を示し3~5日にかけてその比増殖速度を維持したが、5→8→12日と衰微した。衰微速度は、濃度の低い培養液ほど大きな値を示した。

また、低濃度の $PO_4\text{-P}$ 添加培養液の増殖は、前培養時のリンの過剰摂取の差と思われるが、ばらつきが多く再現性に欠けた。

3) SS, COD とChl-aとの関係

植物プランクトンの指標であるChl-aと汚濁指標のSS, CODとの関係について調べた。

SSとChl-aの関係は、鮮やかな緑色をした対数増殖期と黄白化する定常期に分ける事が出来る。対数増殖期は、図5のように非常に良い相関があり

$$\text{Chl-a} = 9.69 (\text{SS}) + 16.37 \quad (n=16, r=0.99)$$

勾配は、約10となりSS 1mg/lに対してChl-a 10 μ g/lとなる。定常期も図6のように対数増殖期ほどでないにしても良い相関が得られた。

$$\text{Chl-a} = 5.17 (\text{SS}) - 13.9 \quad (n=13, r=0.96)$$

CODとChl-aの関係もSSと同様鮮やかな緑色をした対数増殖期と黄白色化する定常期に分けてみると図7に示すように対数増殖期は、

$\text{Chl-a} = 21.31 (\text{COD}) - 38.74 \quad (n=21, r=0.988)$ となりCOD 1mg/lに対してChl-a 約21 μ g/lの増加となる。また定常期は、図8に示すように

$\text{Chl-a} = 10.03 (\text{COD}) - 29.97 \quad (n=12, r=0.980)$ となりCOD 1mg/lに対してChl-a 約10 μ g/lとなる。

したがって対数増殖期と定常期に分けて考えると、双方共非常に良い相関関係があることが分かる。

4) フィールドでのSS, COD とChl-aとの関係

室内実験で得られたSSとChl-aの回帰直線(対数増殖期: $\text{Chl-a} = 9.69 (\text{SS}) + 16.37$ 定常期: $\text{Chl-a} = 5.17 (\text{SS}) - 13.9$)に湖山池で*Microcystis*が優占した時のデータを図9にプロットしてみると、すべてのデータが対数増殖期直線より下方にきている。これは、プランクトン以外に低泥の巻き上げその他Chl-aを持たないSS成分が多数含まれているため、高値にプロットされたものと考えられた。

CODとChl-aをSSの場合と同様に回帰直線図内に湖山池(*Microcystis*優占時)のデータをプロットしてみると図10のように非常に良い関係が得られた。例えば昭和60年を見ると6月は対数増殖期と定常期の間にあるが、7月には対数増殖期の上に来て8月には定常期のライン上に10月には定常期の下に位置している。また62年は、8月に対数増殖期ライン付近に位置しているが9月には定常期近くに来て10月には定常期ラインの下に来ている。したがってもう少しデータの蓄積と検討の必要はあるが湖山池の*Microcystis*のbloomは、Chl-a, SS及びCODを測定すれば、増殖曲線のどのステージに在るか推測が可能と考えられる。

3. 2 アオコの増殖と塩素イオン濃度との関係

1) 室内実験結果

室内実験結果を表2に示す。

Cl^- が110~2,200mg/lについては、Chl-aの初期値2.2~62.2 μ g/lが30.8~237 μ g/lとすべて増加した。 Cl^- が2,200mg/lの場合、Chl-aが30.8 μ g/lを除いて95 μ g/l以上となった。pHは、初期値の6.4~8.7が9.1~10.6と高くなり、pH 10以上では、Chl-aは100 μ g/l以上となった。CODは4.0~6.5mg/lが6.5~17.2mg/lとすべて増加した。

Cl^- が2,360~5,060mg/lの場合は、Chl-aの初期値2.2~63.4 μ g/lが0.0~8.0 μ g/lへとすべて減少した。pHは、初期値6.3~8.9が7.6~9.6へと変化した。CODは3.8~5.9mg/lが3.2~7.6mg/lとあまり変化しなかった。

アオコの増殖の指標であるChl-aと塩素イオン濃度との関係について見ると

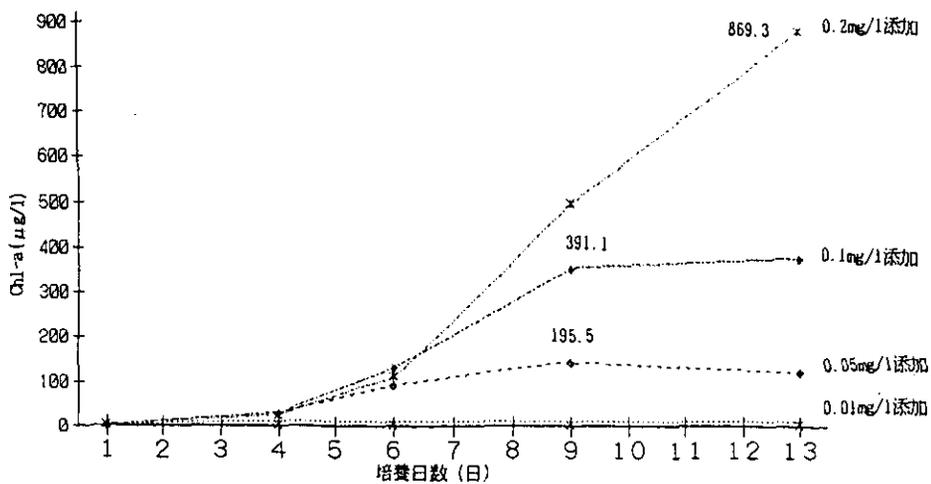


図1 PO₄-Pの添加量とChl-aの経日変化

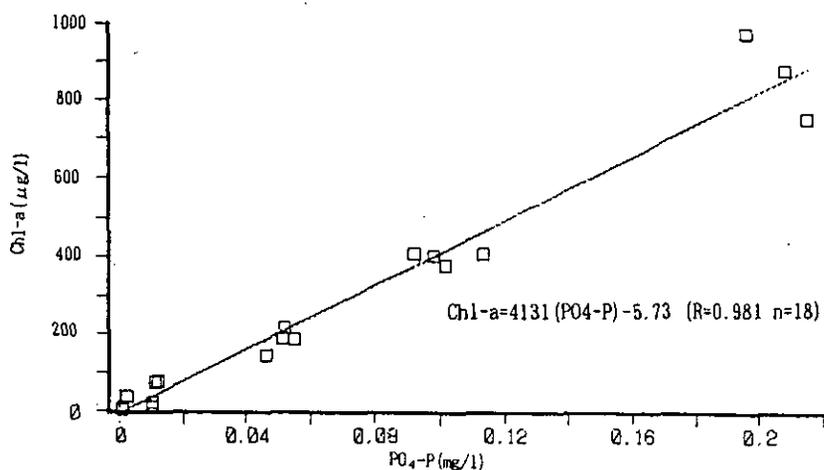


図2 PO₄-Pの添加量とChl-aの最大増殖量との関係

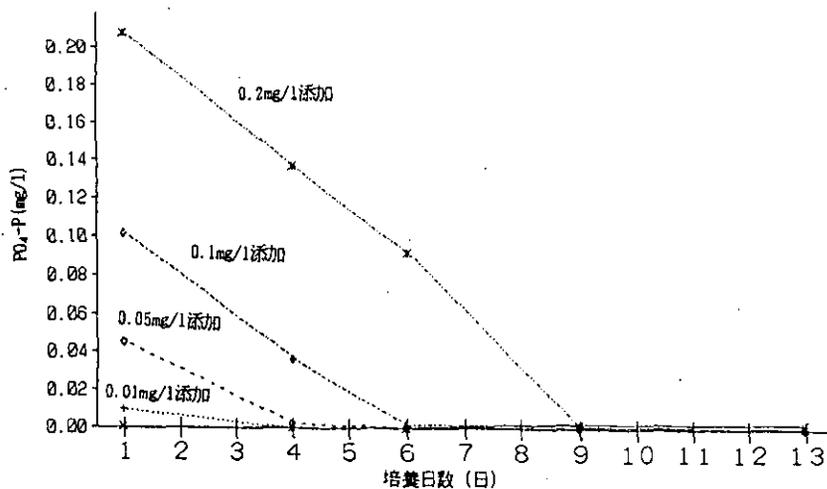


図3 各PO₄-P濃度の経日変化

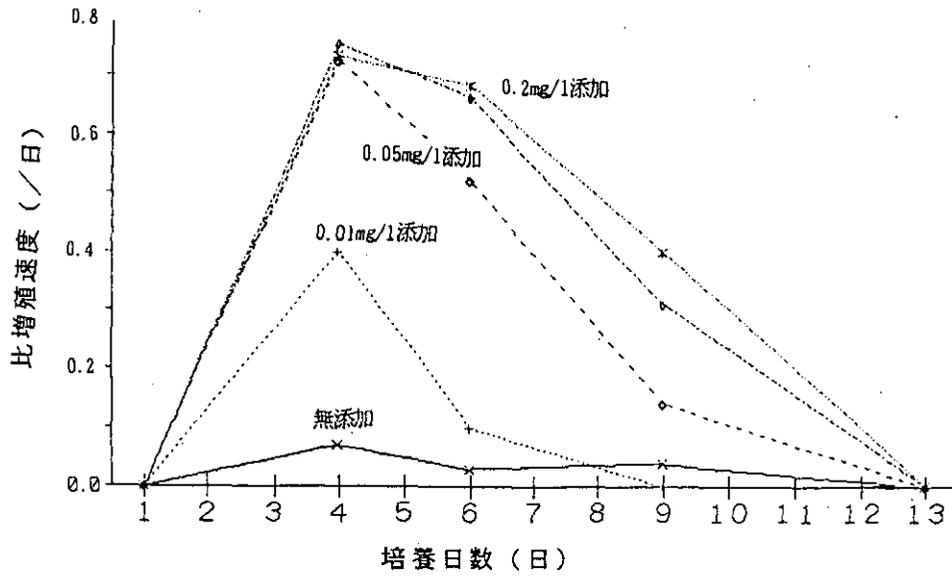


図4 比増殖速度の経日変化

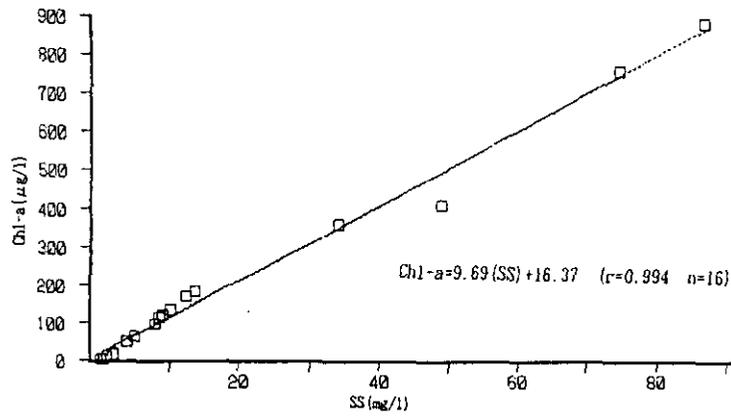


図5 対数増殖期のChl-aとSSの関係

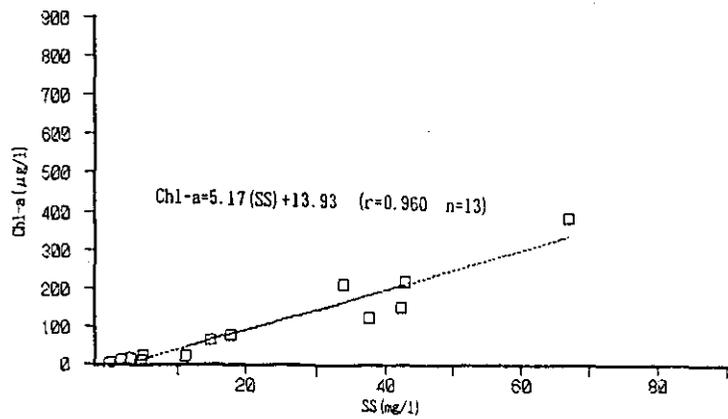


図6 定常期のChl-aとSSの関係

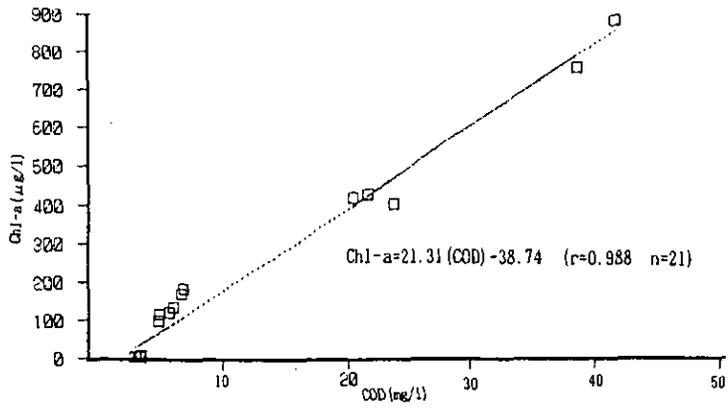


図7 対数増殖期のChl-aとCODの関係

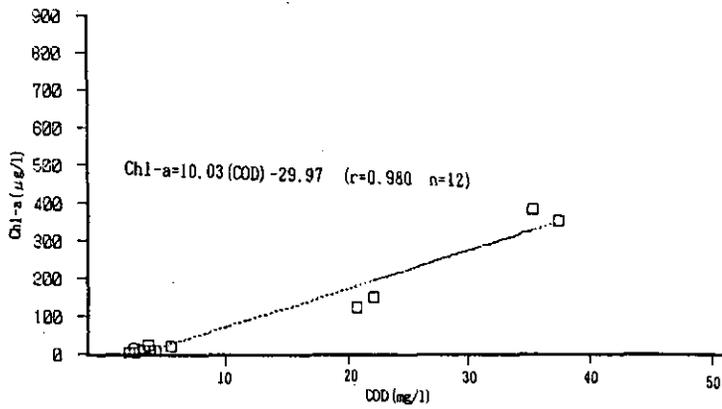


図8 定常期のChl-aとCODの関係

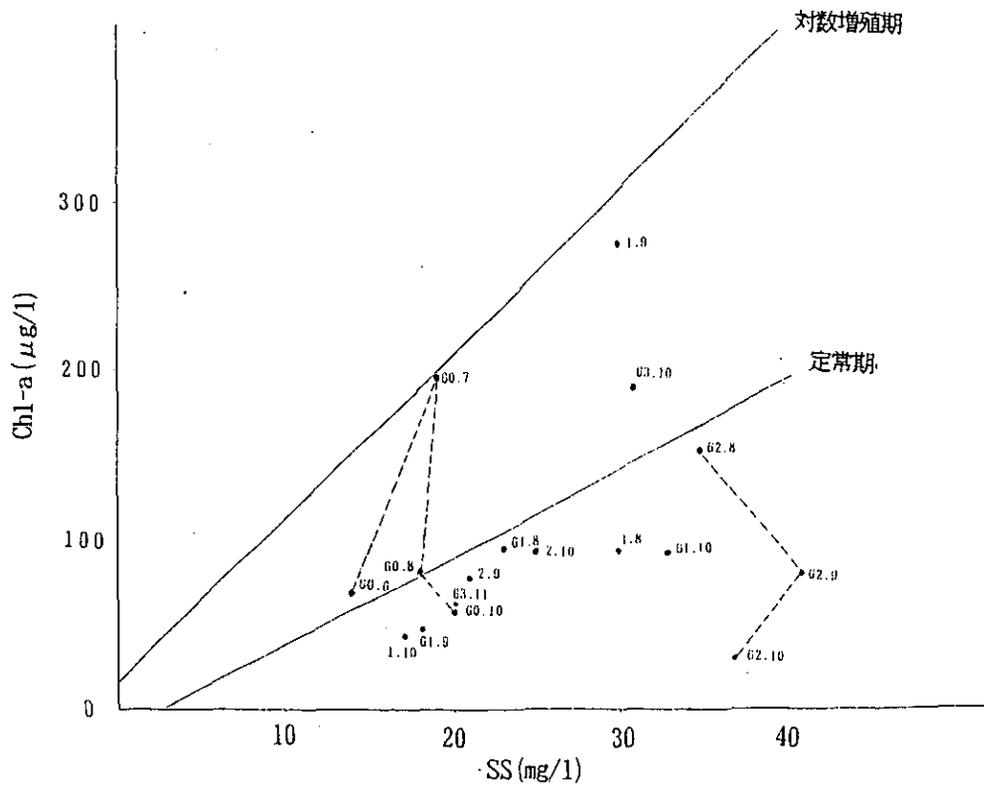


図9 湖山池でのChl-aとSSの関係

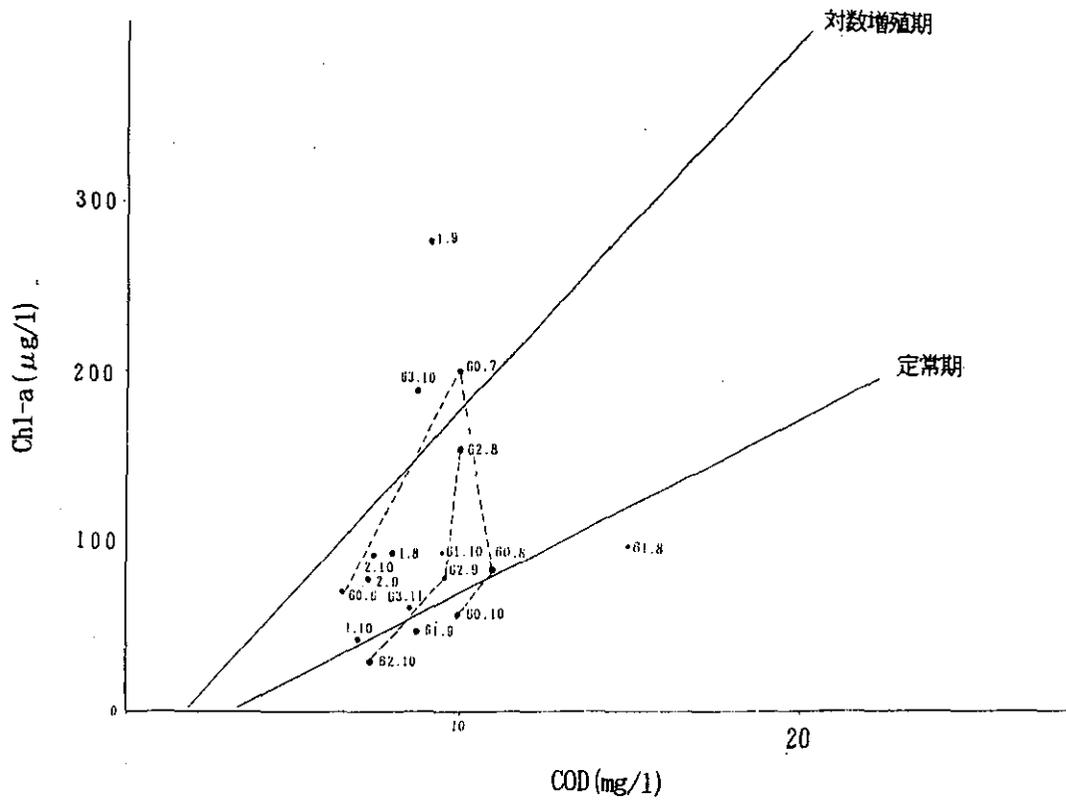


図10 湖山池でのChl-aとCODの関係

表2 室内実験結果

	Cl ⁻ (mg/l)	COD (mg/l)		Chl-a (μg/l)		pH	
		t1	t2	t1	t2	t1	t2
第1回	130	5.4	12.7	53.2	195	8.3	10.3
	1,060	6.5	12.6	62.2	126	8.3	10.0
	2,060	5.1	9.9	61.1	95.2	8.5	9.9
	3,010	5.0	7.6	63.4	8.0	8.7	9.6
	5,060	5.9	6.1	63.4	8.0	8.9	9.3
第2回	120	5.3	17.2	2.3	223	8.5	10.6
	710	5.4	13.5	2.2	121	8.5	10.1
	1,400	3.9	13.8	2.3	108	8.5	10.0
	2,200	4.2	7.7	2.2	30.8	8.7	9.1
	3,600	4.2	5.5	2.2	0.0	8.7	8.5
第3回	110	5.1	10.7	11.0	211	8.7	10.1
	980	5.3	9.9	10.9	121	8.7	9.9
	2,000	5.7	8.0	6.7	98.5	8.7	9.4
	3,000	5.4	6.2	11.7	3.5	6.9	6.8
	4,800	4.6	5.5	9.9	0.0	8.9	8.7
第4回	230	4.2	12.0	10.8	237	6.4	10.4
	2,060	4.0	6.5	10.8	130	6.4	10.3
	2,360	3.8	3.5	10.8	1.1	6.5	7.8
	2,640	4.1	3.2	11.3	1.1	6.5	7.7
	3,030	3.8	3.6	10.4	0.0	6.3	7.6

t1: 初期値 t2: 最大値 (最小値)

第1回 Cl⁻が130, 1,060, 2,060mg/lにおける Chl-aの最大値は、それぞれ 195, 126, 95.2μg/lで増加を見たが、3,010μg/l 以上では減少した。

第2回 Cl⁻が120, 710, 1,400, 2,200mg/lではChl-aが増加したが、3,600mg/lでは減少した。

第3回 Cl⁻が110, 980, 2,000mg/lでChl-aは増加したが、3,000, 4,800mg/lでは減少した。

第4回 Cl⁻が230, 2,060mg/lでChl-aは増加したが、2,360mg/l以上では、減少した。Chl-a値は、いずれもCl⁻が最小値の時、最大値を示した。Cl⁻が一番低濃度の130, 120, 110, 230mg/lは、湖山池湖水濃度と同程度である。このことは、アオコは低塩分濃度である淡水での増殖量が多いが、高塩分濃度になるに従って増殖量は

少なくなることを示している。

このことを実証するために、湖山池湖水濃度でのChl-aの最大値と他のCl⁻濃度でのChl-aの最大値の関係を表3に示した。

アオコ (Chl-a) の増殖量は、湖山池の湖水濃度での最大増殖量を100%とすれば、Cl⁻が1,000mg/lで57~65%, 2,000mg/lで47~55%, 2,360mg/l以上ではアオコは増殖しなかった。

以上の結果、塩素イオン濃度が増加するにつれてアオコの増殖は減少し、2,360mg/l以上の塩素イオン濃度では、増殖しない。

2) 現地実験結果

湖山池で行った結果を表4に示す。

表3 アオコの増殖と塩素イオン濃度との関係

第1回	Cl ⁻ (mg/l)	130	1,060	2,060	3,010	5,060
	Chl-a (μg/l)	195	126	95.2	8.0	8.0
	比率 (%)	100	65	49	4.1	4.1
第2回	Cl ⁻ (mg/l)	120	710	1,400	2,200	3,600
	Chl-a (μg/l)	223	121	108	30.8	0.0
	比率 (%)	100	54	48	14	0.0
第3回	Cl ⁻ (mg/l)	110	980	2,000	3,000	4,800
	Chl-a (μg/l)	211	121	98.5	3.5	0.0
	比率 (%)	100	57	47	1.7	0.0
第4回	Cl ⁻ (mg/l)	230	2,060	2,360	2,640	3,030
	Chl-a (μg/l)	237	130	1.1	1.1	0.0
	比率 (%)	100	55	0.0	0.0	0.0

表4 現地実験結果

	Cl ⁻ (mg/l)	COD (mg/l)		Chl-a (μg/l)		pH		備考 水温
		t1	t2	t1	t2	t1	t2	
第1回	77	4.3	-	0.9	-	7.7	-	27°C (初日)
	1,100	4.2	5.4	0.9	7.2	7.6	8.7	
	2,100	3.5	4.5	0.9	1.6	7.6	8.3	
	3,100	4.3	4.3	0.7	0.5	7.5	8.5	
	5,000	3.6	4.2	0.9	0.0	7.7	8.8	
第2回	76	5.5	7.4	9.0	1.7	8.0	8.2	15.3~16.3°C
	1,000	5.3	6.3	7.8	1.2	7.7	7.9	
	2,000	5.5	6.0	7.8	1.7	7.7	7.9	
	3,000	5.2	6.0	7.0	2.2	8.2	8.4	
	5,000	4.9	5.5	6.8	1.0	8.6	8.8	

t1:初期値 t2:最大値(最小値)

第1回: Cl^- が 2,100mg/l以下ではアオコの増殖が見られたが, 3,100mg/l以上では見られなかった。

第2回: 湖山池の水温が 15.3~16.3°Cと低温のため, 増殖は見られなかった。現地実験においても室内実験同様 Cl^- 濃度 2,100mg/l以下で増殖し, 3,100mg/l以上で増殖しなかった。

3) アオコの増殖特性

室内実験での Cl^- 濃度とアオコの増殖量の関係を図11に示した。 Cl^- 濃度とアオコの増殖量は, 逆相関の関係で相関係数-0.908 (n=14) 回帰直線は, $Chl-a = -0.075 (Cl^-) + 217$ である。

3.3 湖山池, 東郷池におけるアオコの発生状況と塩素イオン濃度との関係

アオコの増殖と塩素イオン濃度との関係についての増殖実験の結果から, 塩素イオン濃度が高いとアオコは増殖しないことが明らかになったが, 自然条件下での湖山池, 東郷池の状況はどうであろうか。湖山池, 東郷池の

近年におけるアオコの発生状況と塩素イオン濃度との関係を知るため, 両湖沼の中央部上層のアオコの発生量と塩素イオン濃度, 水温, $Chl-a$ の関係について検討した。

1) 湖山池

湖山池の水温は, 夏期(6~10月)は 20.5~29.5°C, 冬期(11~5月)は 1~20.0°Cと夏期に高く冬期に低い。アオコの増殖は, 水温の影響を受け, 25°C以上では良く増殖し, 20°C以下ではあまり増殖しない。したがって湖山池でのアオコの発生は, 6~10月に見られる。

植物プランクトンが増殖すれば, $Chl-a$ が増加するが, $Chl-a$, アオコと水温の推移を図12に示した。夏期の $Chl-a$ のほとんどは, アオコに起因している。湖山池の夏期の塩素イオン濃度は, 41~210mg/l(昭和62年度~平成3年度)であり「アオコの増殖と塩素イオン濃度との関係」で述べたとおり, この程度の塩素イオン濃度ではアオコ発生の制限因子となっていない。むしろ水温が制限因子となっている。

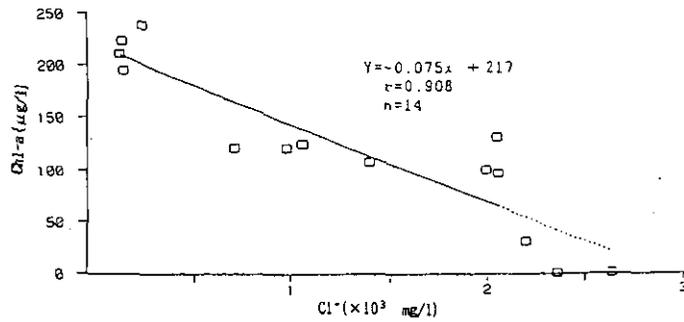


図11 塩素イオン濃度とアオコ ($Chl-a$) 最大値

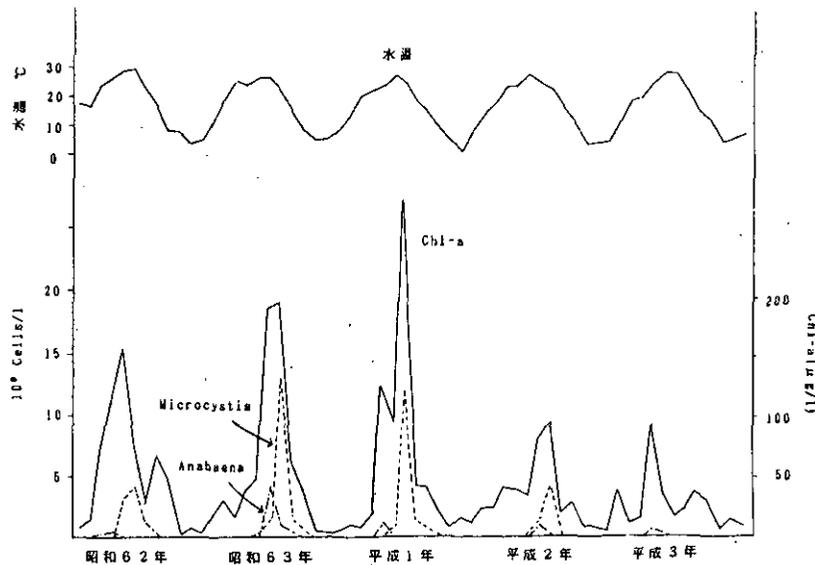


図12 湖山池のアオコ, $Chl-a$, 水温の推移

表5 東郷池の夏期の塩素イオン濃度とアオコの発生状況 単位 mg/l

年度	7月	8月	9月	10月	アオコの発生状況
S57	2,170	1,120	1,970	2,900	なし
S58	2,020	2,450	1,000	1,810	なし
S59	1,200	2,550	3,900	5,130	なし
S60	270	1,770	2,110	3,170	7~9月 <i>Anabaena</i> +
S61	330	530	3,000	3,090	7~8月 <i>Microcystis</i> 優占
S62	1,650	2,120	2,800	2,910	なし
S63	780	560	1,100	980	7月 <i>Microcystis</i> . <i>Anabaena</i> +
H 1	1,100	2,000	1,100	1,300	7月 <i>Anabaena</i> 優占
H 2	2,700	4,600	6,200	1,300	なし
H 3	2,310	3,500	5,750	6,260	なし

2) 東郷池

東郷池の調査結果を表5に示す。

東郷池の水温は、夏期(6~10月)に20.5~30.5°Cとアオコの増殖には適している。しかし昭和57年~平成3年の10年間でアオコ(*Microcystis*)は、昭和61年7~8月に優占種となり昭和63年7月に認められた以外には発生が認められなかった。これは、通常夏期湖水の塩素イオン濃度が高い(270~6,200mg/l)ことに起因していると考察された。一方 昭和61年7月の塩素イオン濃度は330mg/l、8月は530mg/l、昭和63年7月は780mg/lで塩素イオン濃度の低かった時に発生が認められた。

4. まとめ

1) *Microcystis* の増殖量は、リン濃度に比例した。その関係式は、

$Chl-a = 4131 (P_{04-P}) - 5.73$ (n=18, r=0.981) となった。

2) *Microcystis* の比増殖速度は、P_{04-P}無添加の場合0.07を示したが、P_{04-P} 0.01mg/lでは、0.40でありP_{04-P}を0.05~0.2mg/lの場合は、0.72~0.75と最大値を示した。

3) Chl-aとSSとの関係は、培養液が鮮やかな緑色をした対数増殖期と定常期で良い相関が認められ、対数増殖期 $Chl-a = 9.69 (SS) + 16.37$ (n=16, r=0.99) であり、定常期では $Chl-a = 5.17 (SS) - 13.90$ (n=13, r=0.96) であった。

4) Chl-aとCODの関係もChl-aとSSとの関係と同様対数増殖期と定常期に分けて考えると非常に良い相関関係が

得られ、対数増殖期は $Chl-a = 21.57 (COD) - 38.98$ (n=18, r=0.98) 定常期は $Chl-a = 10.03 (COD) - 29.97$ (n=12, r=0.98) であった。

5) 湖山池の *Microcystis* のbloomは、COD, SS 及び Chl-a等を測定すれば、そのbloomが増殖曲線のどのステージにあるか推測が可能と思われた。

6) アオコ(Chl-a)の増殖量は、Cl⁻が1,000mg/lで57~65%、2,000mg/lで47~55%であった。またCl⁻ 2,360mg/l以上では増殖が見られなかった。

アオコの増殖量とCl⁻の関係は、逆相関の関係にあり、回帰直線は

$Chl-a = -0.075 (Cl^-) + 217$ (n=14, r=0.908) であった

7) 湖山池の夏期の塩素イオン濃度は、41~210mg/lで、アオコの増殖への塩素イオンの影響認められなかった。

東郷池では、塩素イオン濃度1,500mg/l以上のためアオコの発生は見られないものと考えられた。

参考文献

秋山 優他(1986): 藻類の生態. 内田老鶴園
 広瀬弘幸(1977): 日本淡水藻類図鑑. 内田老鶴園
 Kunio KONDO, Yasushi SEIKE and Yosida DATE(1990): Relationships between Phytoplankton Occurrence and Salinity or Water Temperatur in Brackish Lake Nakanoumi, 1979-1986. Jpn. J. Limnol., 51, 3, 173-184
 水野寿彦(1987): 日本淡水プランクトン図鑑. 保育社
 門田 元(1987): 淡水赤潮. 恒星社厚生閣

南條吉之, 田中賢之助, 安田満夫(1992): アオコの増殖
と塩素イオン濃度との関係について. 鳥取県衛生研
究所報, 第32号

千原光男, 西沢一俊(1979): 藻類研究法. 共立出版

W. M. ダーリー(1987): 藻類の生理生態学. 培風館

矢木修身(1986): アオコの増殖及び分解に関する研究.
国立公害研究所報告第92号

屋外実験池を用いたアオコ発生実験における 植物プランクトン組成の変化

相崎守弘¹・青山莞爾²

(1水圏環境部, 2東邦大学理学部)

1. はじめに

富栄養化した多くの湖沼では夏期にアオコが発生し、大きな社会問題となっている(相崎, 1990)。湖沼が富栄養化することによってアオコが発生しやすい環境になることは明らかであるが、富栄養化した湖沼でもアオコが発生しない湖沼もあり、栄養塩レベルだけでは整理しきれない状況にある。アオコは水の表面に浮き、集積しやすい性質を持ったラン藻類の総称である。ラン藻類の中でも *Microcystis* はアオコの代表的な構成種である。近年霞ヶ浦では *Microcystis* によるアオコの発生が減り、*Oscillatoria*, *Phormidium*, *Raphidiopsis* といった糸状ラン藻が増える傾向が見られている(Takamura *et al.*, 1992)。

アオコ発生機構に関する研究は数多くされており、色々な機構が考えられている(Shapiro, 1990)。しかしながら、なぜ *Microcystis* が優占するのか、なぜ糸状ラン藻が優占するのか、その機構には不明の点が多く残されている。野外における観測や実験室における培養実験では、それぞれの観測や実験の結果から発生機構の推測はできても決定的な結果を得ることは困難である。このようなことから近年、実験生態系(マイクロコスムやメソコスム)における解析が数多く見られるようになってきた(Shapiro, 1973; 西条・坂本, 1993)。実験生態系においては、実験条件をかなり正確に制御可能であり、ある程度の大きさの系では多様な生物間相互作用が再現でき、実際の湖沼生態系に適用できる解析的研究が可能である。

本実験では、国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある6個の屋外実験池を用い、*Microcystis* によるアオコの再現を試みた。屋外実験池において任意にアオコの再現が可能になれば、その発生機構も明らかになり、また防除方法の開発も容易に行えるものと考えられた。屋外実験池を用いたそれまでの実験結果から、霞ヶ浦の除濁湖水に栄養塩類を添加しただけではアオコの発生は認められなかったところから(相崎他, 1988)、アオコを発

生させるための工夫として鉄、溶存有機物、キレート剤の添加など、培養条件を種々変えて検討を行った。あわせて各実験条件下における植物プランクトンの種組成の経日変化を調査した。

2. 実験方法

使用した屋外実験池は国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある6個の実験池で、それぞれの池は1辺3mの六角形をしており、深さが1.75mで容量が約40m³の池である。実験は夏期を中心に1988年から1992年まで5年間行った。表1に各年の実験条件を示す。滞留時間は霞ヶ浦の砂ろ過湖水を用いて20日に制御した。栄養塩濃度は霞ヶ浦高浜入りにおける夏期の濃度(T-P濃度, 約0.23mg/l)を基準として設定した。1988年に栄養濃度の影響を調べたところ、高濃度の栄養塩条件下でアオコ発生が見られたことから、ほとんどの実験では全リン濃度を0.46mg/lとし、N/P比を10として行った。1992年の実験ではN/P比の影響を調べるため、全リン濃度は変えずに窒素濃度を変化させて実験を行った。1991年には窒素源の影響を調べるためにアンモニア態および硝酸態の窒素をそれぞれ3個ずつの池に加えその影響を調べた。また霞ヶ浦の湖水を用いたAGP試験からアオコの増殖に対して鉄の供給が重要であることが明らかになっていた(矢木他, 1987)ところから、一部の実験を除いてクエン酸鉄を各池に添加した。1988年には一部の池では塩化鉄を添加した。また1990年には鉄無添加の池を作り鉄の効果調べた。また、微量の銅が *Microcystis* の増殖を阻害することが室内実験で報告されている(Tomioka *et al.*, 1988)ところから、その影響をマスクするためにEDTAの添加を行った。多量のEDTAの添加は鉄もマスクし、アオコの成長を阻害すると考えられたところから1989年は濃度としては0.2mg/l、1990年以降は0.1mg/lとした。

さらに、栄養塩以外の要素がアオコ増殖に関与していると考えられたところから、生育を促進する有機物があるとの仮定に基づき予備実験を行ったところ、米ぬかの

表1 屋外実験池におけるアオコ再現実験の各年毎の実験条件

(A) 1988年* (* 8月3日実験開始)

池 No.	滞留時間	P (KH ₂ PO ₄) (mg/l)	N (NH ₄ NO ₃) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.23	2.3	730	3	-
P 2	20	0.23	2.3	-	3	1.0
P 3	20	0.23	2.3	-	3	-
P 4	20	0.46	4.6	730	3	-
P 5	20	0.46	4.6	-	3	1.0
P 6	20	0.46	4.6	-	3	-

(B) 1989年*¹ (*1 7月19日実験開始; *2 9月7日より添加)

池 No.	滞留時間	P (KH ₂ PO ₄) (mg/l)	N (NH ₄ NO ₃) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.46	4.6	730	3 (クエン酸鉄)	0.2
P 2	20	0.46	4.6	730	3 (クエン酸鉄)	0.2
P 3	20	0.46	4.6	-	3 (クエン酸鉄)	0.2
P 4	20	0.46	4.6	730	3 (クエン酸鉄)	0.2
P 5	20	0.46	4.6	730	0.5 (FeCl ₃ -Fe)	0.2
P 6	20	0.46	4.6	-	0.5 (FeCl ₃ -Fe)	0.2

(C) 1990年* (* 7月27日実験開始)

池 No.	滞留時間	P (KH ₂ PO ₄) (mg/l)	N (NH ₄ NO ₃) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.46	4.6	730	3	0.1
P 2	20	0.46	4.6	730	-	0.1
P 3	20	0.46	4.6	-	3	0.1
P 4	20	0.46	4.6	730	3	0.1
P 5	20	0.23	2.3	730	3	0.1
P 6	20	0.46	4.6	730	3	0.1

(D) 1991年* (* 7月26日実験開始)

池 No.	滞留時間	P (KH ₂ PO ₄) (mg/l)	N (NH ₄ NO ₃) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.35	4.6 (NH ₄ -N)	730	3	0.1
P 2	20	0.46	4.6 (NH ₄ -N)	-	3	0.1
P 3	20	0.35	4.6 (NH ₄ -N)	730	3	0.1
P 4	20	0.35	4.6 (NO ₃ -N)	730	3	0.1
P 5	20	0.46	4.6 (NO ₃ -N)	-	3	0.1
P 6	20	0.35	4.6 (NO ₃ -N)	730	3	0.1

(E) 1992年* (* 8月6日実験開始)

池 No.	滞留時間	P (KH ₂ PO ₄) (mg/l)	N (NH ₄ NO ₃) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.46	2.30	730	3	0.1
P 2	20	0.46	2.30	-	3	0.1
P 3	20	0.46	4.60	730	3	0.1
P 4	20	0.46	4.60	-	3	0.1
P 5	20	0.46	9.20	730	3	0.1
P 6	20	0.46	9.20	-	3	0.1

熱水抽出液中に *Microcystis* の増殖を促進する物質があることが分かったので、その効果を検討した。基準とした米ぬかの熱水抽出液は、20gの米ぬかを1リットルの純水で120°C、15分間熱水抽出後0.4μmのメンブランフィルターでろ過した液を用いた。この液を原液とし、それを1ml/lの濃度になるように添加した。原液1ml中には凍結乾燥したときに0.6mgの固形物が残った。この固形物は33.3%の炭素と、1.8%の窒素と6.1%のリンを含んでいた。したがって、米ぬか抽出液を添加することにより、約0.2mg/lの溶存有機炭素、約11μg/lの窒素及び約37μg/lのリンの増加がもたらされた。実際に実験池に添加したときは粗めの布のフィルターを用いてろ過し、そのろ液を添加したところから上記の値よりは少し高めの添加量になるものと思われた。

実験の開始に当たり、霞ヶ浦などから種となるアオコを採取し添加した。採取したアオコは、湖岸にアオコが集積していた場合にはそれを、また集積アオコがなかった場合にはNXX25のプランクトンネットを利用して採取した。実験池からの排水は、サイフォンを用いて下層より排水した。

採水は実験池中央部より長さ1.2mの柱状採水器を用いて行い、その一部をホルマリン固定し、藻類計数用の試料とした。計数は適当な濃度に濃縮後、血球計算版を用いて行った。クロロフィルの測定はガラスフィルター（ワットマン、GF/F）でろ過後、ろ紙上のサンプルから一定量のメタノール（特級）で冷暗条件下で3時間以上抽出し、UNESCO/SCOR法で測定した。

3. 結果

各屋外実験池（以下、P1～P6と略する）における植物プランクトンの優占種の変化及びマイクロシステイス現存量の変化を各年毎に付表1～5（資料4）に示す。ここではそれらの結果からいくつかの条件下における種組成変化及びクロロフィルa濃度変化を抽出し、グラフ化した結果を示す。

3.1 栄養塩濃度の影響

図1及び図2に1988年に行ったP1およびP4におけるクロロフィルa濃度と藻類組成比の変化を示す。P1とP4は栄養塩濃度が異なるだけで他は同じ条件である。栄養塩濃度を霞ヶ浦高浜入りと同程度に設定したP1では、実験開始直後 *Microcystis aeruginosa* の増加が見

られたがすぐ減少した。8月15日頃より再び増加したが、 4.8×10^4 cells/mlの濃度まで増加後再び減少した。*Microcystis* の場合 1×10^5 cells/ml程度の濃度まで増加しないと表面にアオコのマットを形成してこないところから、この条件下ではアオコ状態には至らなかったと判断された。また *Microcystis* の占める割合も最高で56%程度で、その後は緑藻類の *Scenedesmus* sp. 等が優占した。実験終了直前にはラン藻類の *Phormidium mucicola* が90%以上を占めたが藻類現存量はあまり高くならなかった。

栄養塩濃度をP1の2倍の設定したP4では *Microcystis* は実験開始直後にはあまり増加しなかったが、藻類現存量の低下とともに優占種となり、現存量が最低となった8月12日には全体の約60%程度を占めた。その後、緑藻の *Coelastrum cambricum* が増加し全体に占める割合は減少した。8月下旬になって *M. aeruginosa* の増殖が見られ、最高 1.7×10^5 cells/ml まで増加し、アオコ状態となった。この状態では *M. aeruginosa* が全体の93%を占めていた。しかし9月中旬には急激に減少し2週間程度でほとんど消滅した。

また、図には示さなかったが全リン濃度を0.23mg/lと低くした1990年のP5でも *Microcystis* の増殖はほとんど見られなかった（付表3参照）。以上の結果から、今回行ったような底泥や高次捕食者を含まない系では、かなり高濃度の栄養塩の供給がアオコ発生には必要なことが明らかとなった。

3.2 鉄の影響

アオコ発生に対する鉄の影響に関しては1989年及び1990年に行った。1989年はクエン酸鉄と塩化鉄を加え、アオコ発生に対する有機鉄と無機鉄の違いを調べた。1990年では鉄無添加の池を作りその影響を調べた。図3及び図4に1989年の実験におけるP1とP5の池での藻類組成変化及びクロロフィルa濃度変化を示す。P1ではクエン酸鉄をP5では塩化鉄を添加した。この実験では7月19日に霞ヶ浦から濃縮アオコを採取して添加し実験を開始した。*Microcystis* はほとんど増加せず *Oscillatoria* sp. や *Phormidium* sp. などのラン藻が実験開始直後に少し増加したが、その後、緑藻の *Coelastrum cambricum* が増加した。そこで8月23日に再び霞ヶ浦から濃縮アオコを採取し添加した。その結果、両図に示したように添加直後には藻類現存量及びラン藻現存

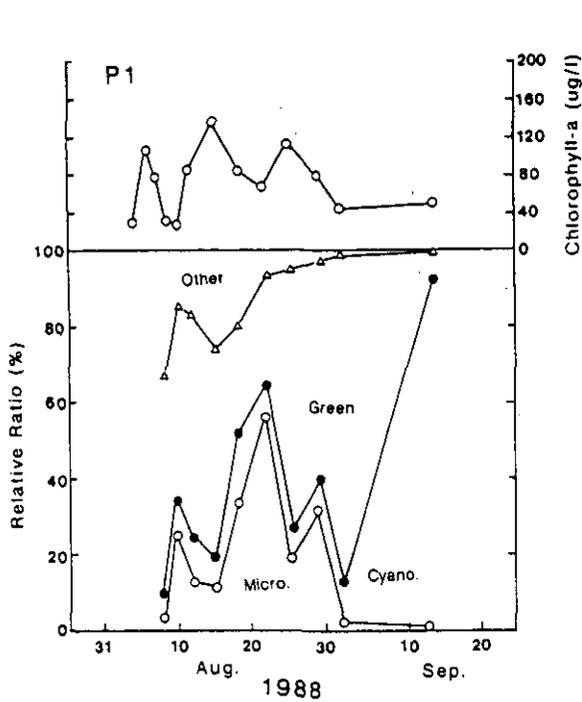


図1 低栄養塩濃度条件の実験池 (P1, 1988年) での藻類組成とクロロフィル a 濃度の経日変化。
Micro., ミクロキスティス; Cyano., ラン藻類 (ミクロキスティスを除く); Green, 緑藻類; Other, その他の藻類。

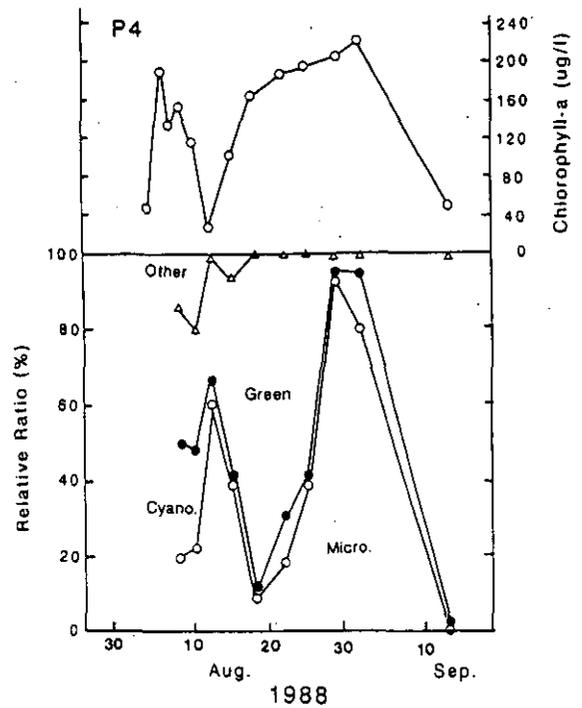


図2 高栄養塩濃度条件の実験池 (P5, 1988年) での藻類組成とクロロフィル a 濃度の経日変化。
シンボル, 図1と同じ。

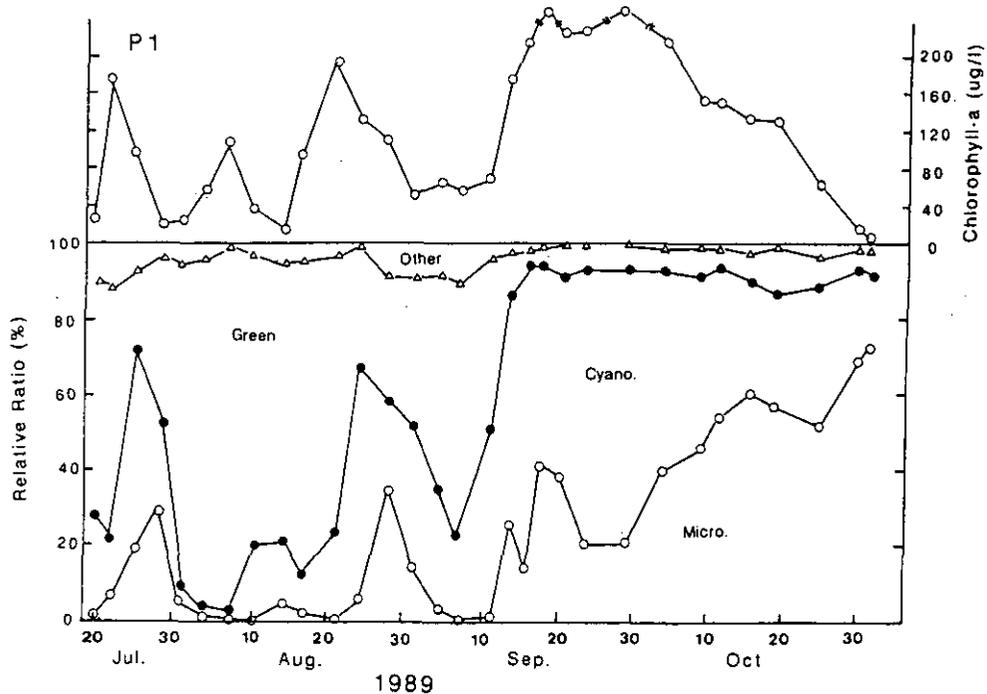


図3 クエン酸鉄を添加した実験池 (P1, 1989年) での藻類組成とクロロフィル a 濃度の経日変化。
シンボル, 図1と同じ。

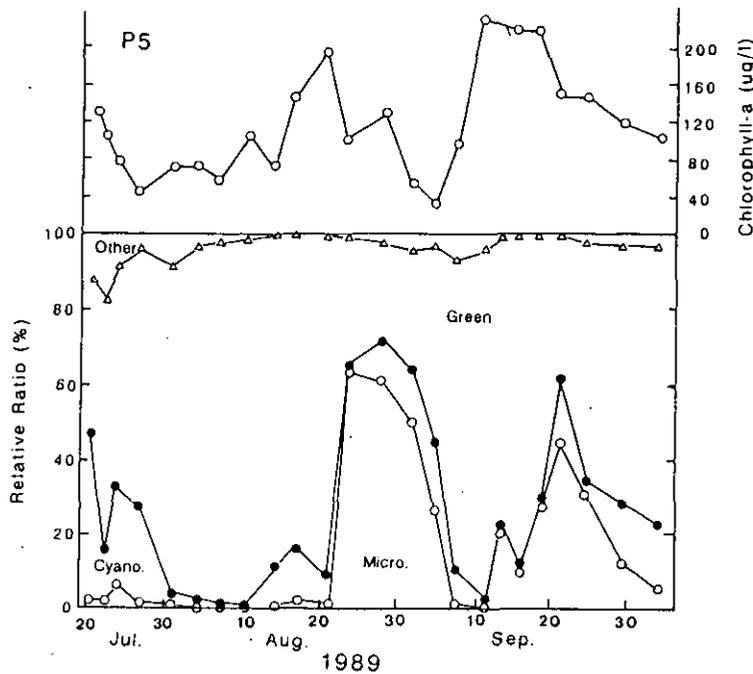


図4 塩化鉄を添加した実験池 (P5, 1989年) での藻類組成とクロロフィルa濃度の経日変化。
シンボル, 図1と同じ。

量は増加したが、その後急速に減少した。特に *Microcystis* は9月始めにはほとんどいなくなった。この実験ではEDTAは当初添加しなかったが、微量な銅などによる阻害も考えられたところから、9月7日に各池にEDTAを0.2mg/lの濃度になるように添加し、9月12日に再び霞ヶ浦から濃縮アオコを採取し、各池へ添加した。その結果、P1の池では *M. aeruginosa* が、 $1.1\sim 3.5 \times 10^5$ cells/mlまで増殖し、その状態を約1ヶ月間継続した。すなわちアオコ状態を約1ヶ月間維持したが、9月中・下旬は糸状ラン藻の *Oscillatoria* sp.が異常増殖し、最高値で 3.8×10^5 cells/mlまで達した。霞ヶ浦では最近、*Microcystis* 属から糸状ラン藻である *Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属に優占種が遷移してきているが、この実験で *Oscillatoria* 属と *Microcystis* 属の競合が見られたことは興味あることである。P5の池では 5.3×10^4 cells/mlまで *M. aeruginosa* は増加したが、その後減少し、アオコ状態にはならなかった。

図5に1990年の実験におけるP2での藻類組成変化とクロロフィルa濃度変化を示す。この実験池では鉄を添加しなかった。実験開始直後に *Microcystis* は 7.0×10^4 cells/mlまで増加したが、その後急速に減少し8月中

旬には消滅してしまった。8月中は緑藻の *Coelastrum sphaericum* が、9月には同じく緑藻の *Pediastrum duplex* が優占した。8月22日には *Botryococcus* sp. が優占していた。

これ等の実験や実験室における実験から *Microcystis* の増殖には鉄の供給が不可欠であり、同じ鉄でも有機物と結びついた有機態鉄がアオコ発生に有利なことが明らかとなった。

3.3 米ぬか抽出液の影響

図6及び図7に1990年の実験におけるP3およびP6での藻類組成変化とクロロフィルa濃度変化を示す。P3は米ぬか抽出液を加えないケース、P6は加えたケースである。P3では実験開始直後は初期添加した *Anabaena* sp. が優占したが、ほとんど増殖することなく急激に減少した。*Microcystis* も増殖はしなかったが、減少速度が *Anabaena* sp.より遅かったため、一時優占種となった。8月10日にはラン藻類はほとんど消滅し、その後は緑藻類の *C. sphaericum*, *Dimorphococcus lunatus*, *Scenedesmus* spp.等が優占種となった。

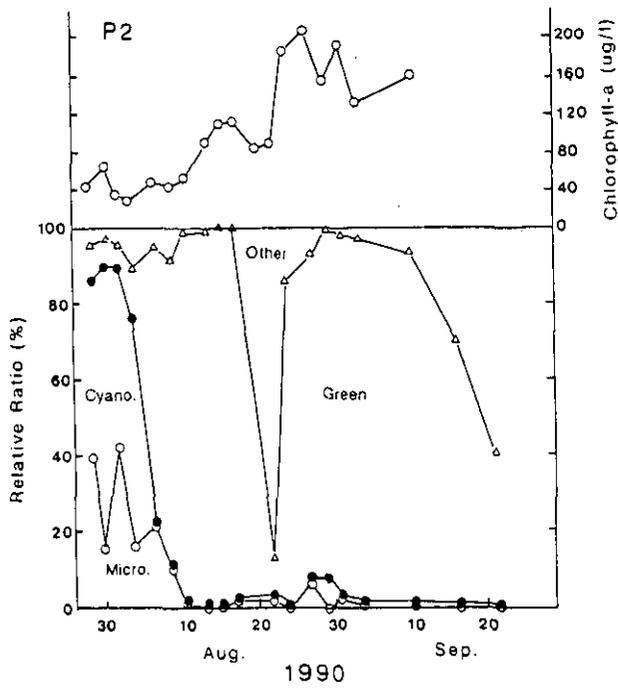


図5 鉄無添加の実験池 (P2, 1990年) での藻類組成とクロロフィルa濃度の経日変化。シンボル, 図1と同じ。

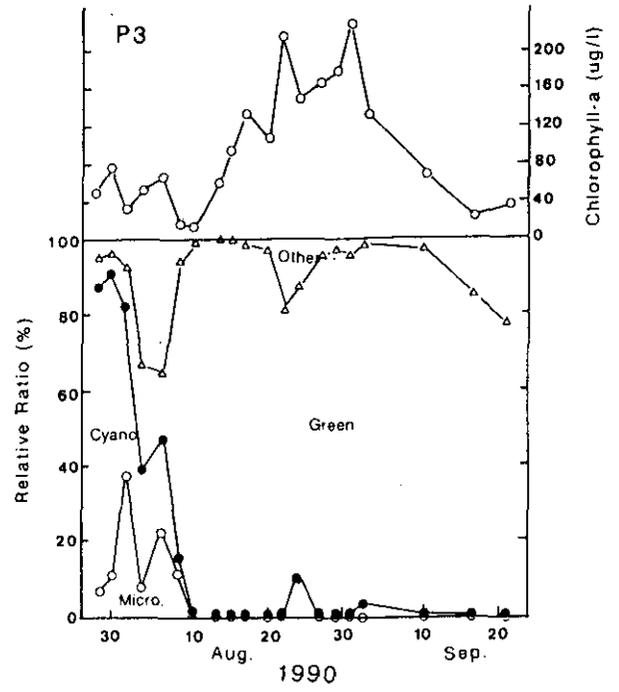


図6 米ぬか抽出液無添加の実験池 (P3, 1990年) での藻類組成とクロロフィルa濃度の経日変化。シンボル, 図1と同じ。

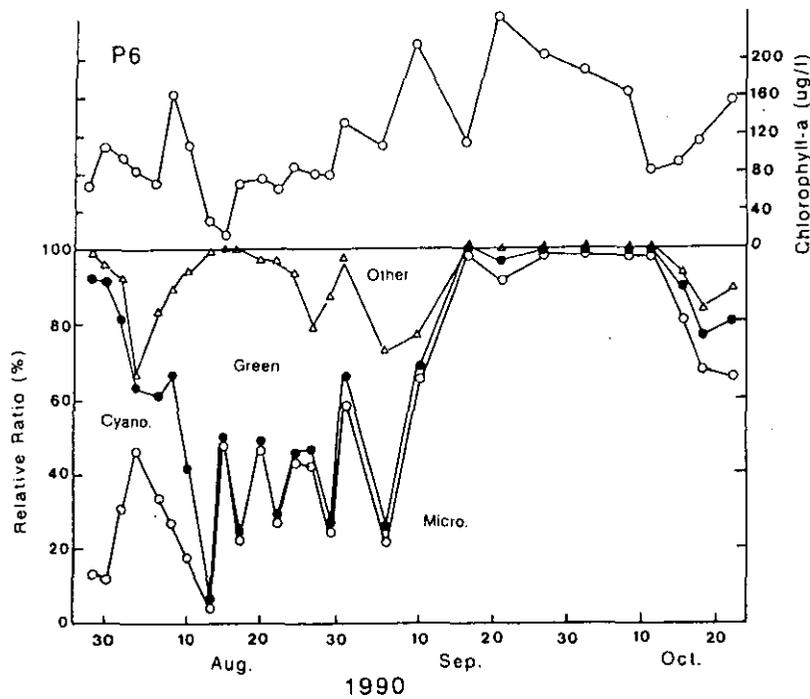


図7 米ぬか抽出液を添加した実験池 (P6, 1990年) での藻類組成とクロロフィルa濃度の経日変化。シンボル, 図1と同じ。

P 6ではP 3と同様に開始直後は *Anabaena* sp. が優占種となり、現存量も多少増加した。その後P 3と同様に *Microcystis* sp. を含めてラン藻類は急激に減少した。P 3と異なったのはその後で、8月中旬から *M. aeruginosa* が増加し初め、緑藻の *C. sphaericum* と共に優占種となった。ただし、8月中は現存量は $1\sim 3 \times 10^4$ cells/ml 程度でアオコ状態にはならなかった。9月に入ると *M. aeruginosa* が90%以上を占めるようになり、現存量も最高値で 9.1×10^5 cells/ml に達し、アオコ状態となった。この状態は10月中旬まで継続し10月末まで優占種を維持した。

P 6と同じ条件で実験したP 4では8月15日から20日までは *M. aeruginosa* の現存量が 1×10^5 cells/ml を超えアオコ状態となった。P 1では *Microcystis* は増加せず、緑藻類の *C. sphaericum*, *Scenedesmus* spp., 及び鞭毛藻類の *Pandorina morum* などが優占種となった。このように同じように米ぬか抽出液を加えた実験条件下でもアオコ状態に到らない場合もあるが、他の実験を含めて米ぬか抽出液を加えない条件でアオコ状態になったことはなく、米ぬか抽出液の添加はアオコ発生にとって十分条件ではなくても必要条件になっていた。

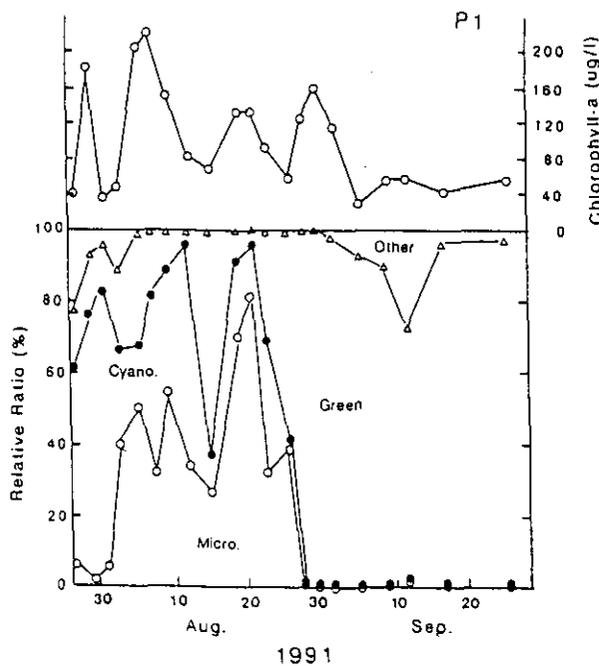


図8 窒素源としてアンモニア態窒素を添加した実験池 (P1, 1991年) での藻類組成とクロロフィル a 濃度の経日変化。シンボル, 図1と同じ。

3. 4 窒素源の影響

アオコは窒素源としてアンモニア態窒素と硝酸態窒素を利用することが知られている (Takahahi *et al.*, 1981) が、どちらがより生育に適しているかは野外の観測からは推測が困難である。そこで1991年の実験では窒素源を変えた実験を行った。P 1~P 3にはアンモニア態窒素をP 4~P 6は硝酸態窒素を添加した。図8及び図9にP 1及びP 4における優占種の変化とクロロフィル a 濃度の変化を示す。P 1では実験開始直後は *Oscillatoria* sp. が増殖し *Microcystis* は増えなかったが、その後 *Oscillatoria* sp. は急激に減少し、その後で *M. aeruginosa* と *Merismopedia tenuissima* が増加し、アオコ状態となった。この状態は5日間程度維持したがその後再び現存量は低下し、一時緑藻の *Pediastrum duplex* が優占種となった。その後再び *M. aeruginosa* が増殖してアオコ状態となったが、短時間で再び減少し、その後は緑藻の *Scenedesmus armatus* が優占しラン藻類はほとんど消滅状態となった。

P 4ではP 1と同様に実験開始直後は *Oscillatoria* sp. が増殖し、その後 *Microcystis* が増殖してアオコ状態となった。この状態は非常に短期間で終わり、その後はアオコ状態になることはなく、*Coelastrum* spp., *Scenedesmus* spp. が優占していた。

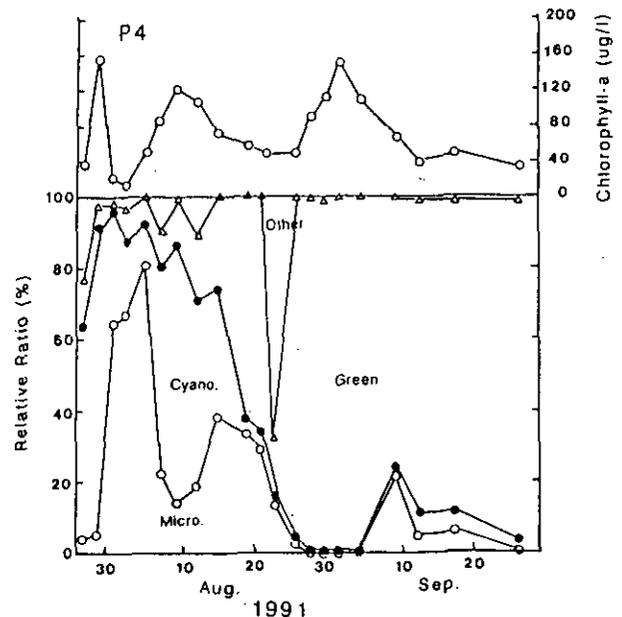


図9 窒素源として硝酸態窒素を添加した実験池 (P4, 1991年) での藻類組成とクロロフィル a 濃度の経日変化。シンボル, 図1と同じ。

P1と同様な条件で行ったP3ではアオコ状態には1度もならなかった。P4と同じ条件のP6ではP4と同様に短期間アオコ状態になったが、その後は緑藻類が優占した。米ぬか抽出液を添加しなかったP2およびP5では、*M. aeruginosa*が優占種となった期間が見られたが、アオコ状態までは到らなかった。

これらの結果から、アオコに対する窒素源としては多少アンモニア態の方が有利であると推測された。

3.5 N/Pの影響

N/P比がアオコの優占にとって重要な要素になっているとの報告がある(Barica *et al.*, 1980; Takamura *et al.*, 1992)ところから、1992年の実験ではN/P比を変化させて実験を行った。すなわちN/P比をP1, 2では5, P3, 4では10, P5, 6では20として実験を行った。

実験結果は付表5に示すが、米ぬか抽出液を加えた場合にはいずれの場合も一時的にアオコ状態となった。しかしあまり長続きせず、緑藻類に変化した。米ぬか抽出液を加えないケースでもP2, P6では一時的にアオコ状態になった。

これらの結果からは、アオコ発生に対するN/P比の影響はあまり明らかではなかった。

4. 考察

Spapiro (1990)によれば、アオコが優占種となる機構として次の6つの仮説が立てられている。高水温適応仮説、低照度適応仮説、低N/P比仮説、浮上沈降仮説、動物プランクトン捕食仮説、炭酸ガス/pH仮説。

今回の実験結果から、どのような機構でアオコが優占するのかを以下に考察する。今回行った実験でSpapiroが取り上げた条件と異なる点はベースとなる化学的要因である。まず、*Microcystis*が優占種となるためには鉄の供給が必須条件である。たとえば、霞ヶ浦の湖水中には溶存している鉄の濃度は非常に低く(河合他, 1984)湖水中からは*Microcystis*の増殖に必要な鉄の供給は不可能である。今回の実験では霞ヶ浦の除濁湖水を用いたが、鉄を供給しなかった場合には*Microcystis*の増殖は完全に抑えられた。ラン藻類は鉄を可溶化するシデロファーと呼ばれる有機物を生産することが知られているが(Murphy *et al.*, 1976)、鉄の供給源がなければ役に立たない。実際の湖沼では湖底泥から供給されてい

ると推測される。雨宮ら(1984)によれば、湖沼から採取された*Microcystis*及びそれを取り巻く粘質鞘物質中には多量の鉄が濃縮されており、さらに粘質鞘物質は高い鉄吸着能を有している。*Microcystis*は底泥界面から鉄を十分に藻体中に取り込み浮上して増殖するものと考えられる。したがって、底泥から容易に鉄を吸収することのできる浅い富栄養化した湖沼でアオコ発生が起りやすいものと推察される。

今回の実験では米ぬかの抽出液の添加がアオコ発生にとって必須であった。米ぬか抽出液の添加量はC, N, Pに関して実験に影響を与える温度にはなっておらず、これらの要素に影響を与えたものではない。室内培養実験からは分子量1,000以下の成分に増殖促進効果が認められている。このような成分がどのようなメカニズムで増殖を促進するのかは明らかではないが、*Microcystis*にとって有効な成分であることは確かである。現在のところまだ推定にすぎないが、湖水中の難分解性低分子量の有機物が同様の作用をしている可能性がある。

今回の実験ではこれらの一連の環境要素が整備された上で、初めて緑藻類との競争が起きた。どの実験でも始めから終わりまで常に*Microcystis*が優占種となっていたことはない。そこで、これまで提出されている仮説とどの程度適合しているかについて以下に述べる。

始めに、高水温適合仮説であるが、これは*Microcystis*等のラン藻類の増殖の最適水温が緑藻類や珪藻類より高いため、水温の上昇する夏期には優占種となりやすいという説である(McQueen & Lean, 1987)。今回の実験では*Microcystis*が安定して優占種となったのは常に9月を過ぎてからであり、水温の高い8月ではアオコ状態になっても安定せず、増減を繰り返していた。したがって、高水温適合仮説はこれだけではアオコ発生を説明できないものと考えられた。

次に低照度適応仮説であるが、これはラン藻類が緑藻類や珪藻類に比べて低照度の光条件で増殖が可能であるところから、濁度の高い水界で発生しやすいという説である(Smith, 1986)。今回の実験では特にこの仮説を立証するための実験は行っておらず、したがって今回の結果からはこの説の妥当性に関して議論できない。

低N/P比仮説は、ラン藻類は富栄養化の進んだN/P比が低い湖沼に適しており、N/P比が上昇すると他の藻類に変化するという説である(Barica *et al.*, 1980; Takamura *et al.*, 1992)。今回の実験ではどちらかと

言えば N/P 比が高い条件下の方がアオコが発生しやすいような傾向が見られており、N/P 比は必ずしもアオコ発生要因にはなっていないようであった。この説は Spapiro (1990) が言うように富栄養化した湖沼では N/P 比が低いこと (Forsberg & Ryding, 1980) および富栄養化した湖沼でアオコが発生しやすいことという間接的な関係で成立している可能性が高い。

浮上沈降仮説は、ラン藻類は体内にあるガス胞を調節することによって垂直移動し、夜間は低層の栄養塩を摂取し日中は表面に浮いて光や炭酸ガスを利用できるため他の藻類より有利であるという説である (Klemer *et al.*, 1982; Paerl & Ustach, 1982)。今回の実験では水中ポンプを使って池の水はゆるく循環させた状態で実験を行った。そのため、*Microcystis* の膜が表面に形成されることはあってもあまり長続きせず、また顕著な成層構造は形成されなかった。したがって、今回の実験では *Microcystis* は浮上沈降するという有利な側面を充分には利用しないで緑藻と競合したことになる。実験室における実験では *Microcystis* は小型のコロニーの時は光が当たると表面に浮上し、光が消えると拡散する現象が観察されたが、大型のコロニーでは垂直移動はせず常に浮いた状態であった。浮上沈降仮説は有力な仮説と考えられるが更なる検討が必要である。

動物プランクトン捕食説は、*Microcystis* 等の大型のコロニーを形成する藻類は動物プランクトンに捕食されず、小型の藻類が優先的に捕食されることによって優占種となるという機構である (Haney, 1987)。今回の実験での動物プランクトンの個体数及び優占種の変化を付表 6~10 (資料 4) に示す。今回の実験では実験当初に増殖した *Oscillatoria* sp. 等のラン藻類はその直後に増殖したワムシ類の *Brachionas* sp. によって捕食され現存量が急激に減少するケースが多かった。*Microcystis* は他の藻類に比べると捕食される率は低く、残存して優占種になるケースが多かった。しかし、このことがアオコ状態になることとはあまり結びついていなかった。緑藻類に変化した場合も *Coelastrum* や *Pediastrum* 等の群体を形成する藻類に変わることが多く、*Microcystis* と同様に動物プランクトンの捕食の影響を受けずらい藻類が優占しやすいようであった。これらのことから動物プランクトン捕食説も十分な説とは考えられなかった。

炭酸ガス/pH 仮説はラン藻類が pH の高い領域で炭酸ガス (重炭酸イオン) の利用効率で緑藻類や珪藻類に比

べて高く、夏の水温が上がって pH が高くなった時に他の藻類より有利になるという説である (Shapiro, 1973; Shapiro, 1990)。逆に言えば藻類現存量が低く pH があまり高くない貧栄養湖や中栄養湖ではラン藻類は優占種になれない。しかし反面、緑藻類の中でも pH の高い領域において炭素摂取能が高い種類もある (Spapiro, 1990) ところから、この説のみでは説明は困難なようである。今回の実験でも pH は 9 以上と高い状態を維持していたが、緑藻との競合が見られ多くの場合最終的には緑藻が優占種となっていた。

以上のように、今回の実験ではアオコ発生に関する従来の仮説では十分に説明できない面があった。今回の実験ではアオコの特徴である浮上沈降能を十分に生かせない条件で実験を行っており、どちらかと言えば成長速度や藻類の健康度などが競争を支配する要因になっていたと推察される。実験室における実験では *Microcystis* の成長を阻害する化学物質が存在することが明らかになっており、*Microcystis* の生理的状況は微量に含まれるこれらの阻害物質や成長促進物質の影響を強く受けているものと推測される。これらのバランスにより健康な状態を維持できる場合には優占種となり、反対に必要な成分の不足や阻害物質の影響で活性が弱められる場合には競争に打ち勝てないのではないかと思われた。

引用文献

- 相崎守弘, 河合崇欣, 大槻 晃, 花里孝幸, 青山莞爾 (1988): 屋外実験池における池沼の自然浄化機能, 国立公害研究所研究報告, R-117-'88, 179-221.
- 相崎守弘 (1990): 湖沼・内湾のアオコ・赤潮, 小泉 明・村上正孝 (編) 「環境保健入門」, 40-44, 日本評論社.
- 雨宮由美子・中山大樹 (1984): 藍藻 *Microcystis* より単離した粘質鞘物質の化学的性質と金属に対する吸着特性, 日本陸水学雑誌, 45, 187-193.
- Barica, J., H. King and J. Gibson (1980): Experimental manipulation of algal bloom composition by nitrogen addition. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 37, 1175-1183.
- Forsberg C. and S.O. Ryding (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 89, 189-207.

- Hanney J. F.(1987) : Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *N. Z. J. Marine & Freshwater Res.*, 21, 467-475.
- 河合崇欣, 大槻 晃, 西川雅高(1984) : 霞ヶ浦湖水中の主要溶存元素濃度, 国立公害研究所調査報告, B-25-'84, 151-171.
- Klemer, A. R., J. Feuillade and M. Feuillade(1982) : Cyano-bacterial blooms; carbon and nitrogen limitation have opposite effects on the buoyancy of *Oscillatoria*. *Science*, 215, 1629-1631.
- McQueen D. J. and D. R. S. Lean(1987) : Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 43, 148-153.
- Murphy T. P., D. R. S. Lean and C. Nalewajko(1976) : Blue-green algae: Their excretion of iron selective chelators enables them to dominate other alga, *Science*, 192, 900-902.
- Pael H. W. and J. Ustach(1982) : Blue-green algal scums; An explanation for their occurrence during freshwater blooms. *Limnol. Oceanogr.*, 27, 212-217.
- 西条八束, 坂本 充(編)(1993) : メソコスム, 湖沼生態系の解析, 名古屋大学出版会.
- Shapiro, J.(1973) : Blue-green algae: Why they become dominant. *Science*, 179, 382-384.
- Shapiro, J.(1990) : Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Interna. Verein. Limnol.*, 24, 38-54.
- Smith V. H.(1986) : Prediction the proportion of blue-green algae in lake phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 43, 148-153.
- Takahashi, M., I. Nomura, M. Komatsu and S. Ichimura(1981) : Multi-regression analysis of *Microcystis* bloom with various environmental parameters in eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Verh. Interna. Verein. Limnol.*, 21, 659-663.
- Takamura, N., A. Otsuki, M. Aizaki and Y. Nojiri(1992) : Phytoplankton Species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan. *Arch. Hydrobiol.*, 124, 129-148.
- Tomioka, N., K. Inaba, and O. Yagi(1988) : The toxicity of copper to *Microcystis* and its reduction by complexing agent. *Environ., Sci.*, 4, 127-134.
- 矢木修身, 須藤隆一, 萩原富司, 高村義親(1987) : 霞ヶ浦における藻類増殖の制限物質, 水質汚濁研究, 10, 115-134.

湖沼における藻類種と環境因子との関係

藤本尚志¹・福島武彦²

(1東北大学大学院工学研究科, 2地域環境研究グループ)

1. はじめに

藻類種に及ぼす環境因子の影響については未だに未知の点が多い。特に、藍藻類、緑藻類、珪藻類がどのような湖沼で発生するのか、藍藻類の中で、水利用上非常に大きな問題をもたらす、*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属の発生と各種環境因子との関係については報告例がほとんどない。そこで本報告では、藻類の出現に関わる重要な環境因子としてN、P濃度、N/P比、水温、水深、混合度に注目し、全国湖沼データ¹⁾をもとに上記の問題について検討を加えた。なお、全国湖沼データとしては、1991年度に全国の天然湖沼について行われた調査の結果から形状(面積、水深)、水質データ(T-N、T-P等)、夏の藻類の生物相に関するデータを用いた。

2. 方法

全国湖沼の内、調和型湖沼229のみを選んで解析の対象とした。湖沼データ解析は以下の仮説をたててそれを検証しながら進めた。

仮説1. 藍藻類、緑藻類、珪藻類、*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属の発生とT-N、T-P濃度の関係は存在するのか、*Microcystis* 属はT-P>0.08mg・l⁻¹、T-N>0.5mg・l⁻¹において発生するといわれているが²⁾、全国湖沼データからも同様のことがいえるのか。

仮説2. 藍藻類、緑藻類、珪藻類の出現とN/P比の関係があるのかどうか。*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属についてはどうか。カナダの湖沼において人為的な窒素の添加により藍藻類にかわって緑藻類が優占するという報告³⁾があるが、窒素濃度が高まると藍藻類にかわって緑藻類が優占するのかどうか。霞ヶ浦においてはN/P比の増加が原因で*Microcystis* 属にかわって*Oscillatoria* 属等糸状性の藍藻類が優占するようになったといわれている⁴⁾が、全国湖沼データからそのようなことがいえるのか。

仮説3. 藍藻類特に*Microcystis* 属は高温に強いとい

われているが^{2, 5)}、藍藻類、緑藻類、珪藻類の出現と水温の関係はあるのかどうか。*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属についてはどうか。仮説4. 藍藻類*Microcystis* 属は水深が深いところでは発生しないといわれているが²⁾、全国湖沼データからそのようなことがいえるのかどうか。

仮説5. 藍藻類、緑藻類、珪藻類の出現と混合度の関係はどうか。*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属についてはどうか。人為的な混合により藍藻類の発生の抑制ができることが報告されているが⁶⁾、混合度から評価した場合、混合度が高くなると藍藻類は発生しなくなるのかどうか。混合度が低いところで*Microcystis* 属が、高いところで*Oscillatoria* 属が発生するという報告がある⁷⁾が全国湖沼データからそのようなことがいえるのかどうか。

湖沼データにおける窒素濃度、リン濃度、N/P比、水温、水深、混合度の範囲は表1に示すとおりである。なお、本報中のN/P比はすべて重量比である。混合度は次式のように湖沼面積から求めた変温層深さを平均水深で割って求めた⁸⁾。

$$D=6.22(S)^{0.15} \quad (1)$$

$$M=D/H \quad (2)$$

ここにD:変温層深さ(m)、S:面積(km²)、M:混合度、H:平均水深(m)である。解析は、各環境因子を数段階に区割りし、その範囲において藍藻類、緑藻類、珪藻類、*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、

表1 対象とする湖沼の概要

面積	0.01~669.2km ²
水深	0.3~265.4m
水温	8.4~32.5℃
T-N	0.042~5.2mg・l ⁻¹
T-P	0.001~0.97mg・l ⁻¹
N/P比	1.1~47.5
混合度	0.05~17.4

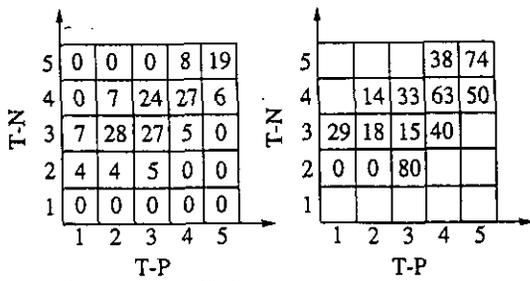
Phormidium 属が発生した湖沼の割合を求める方法により行った。なお、リン濃度に関してはOECDが定めた境界値⁹⁾にしたがって範囲設定をした。窒素濃度の範囲設定はリン濃度のものに11を乗じたものとした¹⁰⁾。また、日本の湖沼は浅いため、富栄養化しやすい。また、浅い湖沼は水温が高くなりやすい。従って水深、水温等と藻類の発生の関係を調べる際、栄養塩類濃度が影響する傾向が見られる。そこで藻類の発生と水温、水深、混合度との関係を調べる際、 $T-P \geq 0.035 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の湖沼に限定した解析も行った。また、貧栄養湖は $T-P$ が低く N/P 比が高まる傾向にあり、藻類の発生と N/P 比の関係を調べる際、 N/P 比が高いところで $T-P$ の現存量が影響するため、前者と同様に $T-P \geq 0.035 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の湖沼に限定した解析も行った。環境因子の分割によって発生率に違いがあるかどうかを統計的検定(カイ二乗検定)を行い、各環境因子と各藻類の発生の間に関係があるかどうか、どの因子の影響が最も大きいのか調べた。分割間で差があるかどうか検定する場合、有意水準が0.05以下の場合、差があるとし、0.05と0.25の間であれば有意差はないが傾向は認められる、0.25より大きければ有意な差はないと記述した。また環境因子と藻類の発生に関係があるかどうかを評価する場合、有意水準が0.05以下の場合、関係があると判断した。0.05と0.25の間であれば関係がある可能性がある、0.25より大きければ関係ないと判断した。

3. 結果及び考察

湖沼の窒素濃度、リン濃度を各々縦軸、横軸に5段階に分割し、各栄養段階に対応する湖沼数、各栄養段階における藍藻類、緑藻類、珪藻類の発生比率を求めたものを図1に示す。以降、 $T-P$ が x 段階、 $T-N$ が y 段階の湖沼の栄養レベルを $(T-P, T-N) = (x, y)$ と表す。藍藻類は $(T-P, T-N) = (>4, >4)$ で発生比率が高まり、それに対し緑藻類、珪藻類は $T-P, T-N$ によらずまんべんなく発生している。 $(T-P, T-N) = (1, 3)$ において藍藻類の発生が見られるが、これに対応する湖沼は河口湖、西湖であり、ともに *Microcystis* 属が発生している。 $(T-P, T-N) = (3, 2)$ において5湖沼中4湖沼において藍藻類の発生が見られるがこれは、福井県日向湖(*Lyngbya* 属)、山梨県四尾連湖(*Aphanocapsa* 属)、鹿児島県住吉池(*Anabaena* 属、*Microcystis* 属、*Oscillatoria* 属)、群馬県榛名湖(*Anabaena* 属)であ

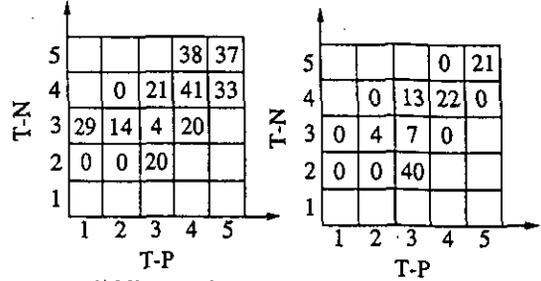
る。次に各栄養段階における *Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属の発生比率を示す(図2)。*Microcystis* 属は藍藻類の発生比率と同様の傾向を示している。それ以外の藍藻類は $(T-P, T-N) = (<3, <3)$ ではほとんど発生していない。このように藍藻類、特に *Microcystis* 属の発生は栄養塩類濃度が高い条件で起こることがわかった。これは、藍藻類のバイオマスと $T-P$ の相関が高いという Ejsmont-Karabin ら¹¹⁾ や A. M. Trimbee ら¹²⁾ の報告や *Microcystis* 属は $T-N, T-P$ が高い湖沼で発生するという高村の報告²⁾ と一致する。

次に N/P 比と藍藻類、緑藻類、珪藻類の発生比率との関係、 N/P 比と *Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属の発生比率との関係を示す(図3)。藍藻類は N/P 比 5~20において発生比率が高く5未満、20以上では低いといった結果が得られた。 N/P 比20以上と5~20の発生比率の間に有意な差が見られた(有意水準0.005)。 N/P 比5未満と5~20の間には有意差はないが5~20のほうが高い傾向は認められた。緑藻類は N/P 比5未満で0.7以上と高く5以上では約0.5となり、有意差はないが5未満で高い傾向が認められた。珪藻類の発生比率は N/P 比によらずほぼ一定であった。 $T-P \geq 0.035 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の条件下では藍藻類は、 $T-P$ 制限がないときと同様に N/P 比5未満で発生比率が低く5~20の間で高まり、約0.6に達した(図4)。 N/P 比20以上では発生比率が低下した。 N/P 比5未満と5~20の発生比率間に有意な差が認められた(有意水準0.05)。 N/P 比5~20と20以上の発生比率間には、有意差は見られないが N/P 比5~20のほうが高い傾向が認められた。緑藻類は N/P 比5未満で0.7以上と高く、この範囲では $T-P$ 制限がないときと同様であるが、 N/P 比が高くなるにつれて減少していき20以上では著しく減少した。検定を行った結果、 N/P 比10~20と20以上の比率間には有意な差が認められたが(有意水準0.05)、5未満と5~10の間には有意な差は見られないが5未満のほうが高い傾向が認められた。カナダの湖沼において人為的な窒素の添加(N/P 比約30)により藍藻類にかわって緑藻類が優占するという報告³⁾があるが、本解析結果と N/P 比が高くなるにつれて藍藻類の発生比率が減少した点で一致が見られるが、緑藻類の発生率が減少した点では反する。珪藻類の発生比率は N/P 比によらずほぼ一定であった。*Microcystis* 属の発生比率は藍藻類のもの



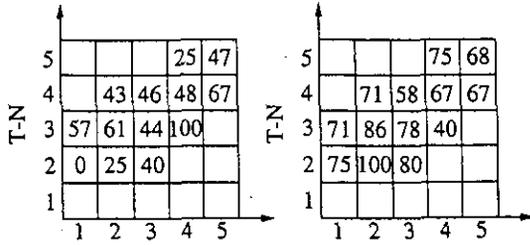
各窒素、リン濃度に対応する湖沼数

1) 藍藻類



1) *Microcystis*

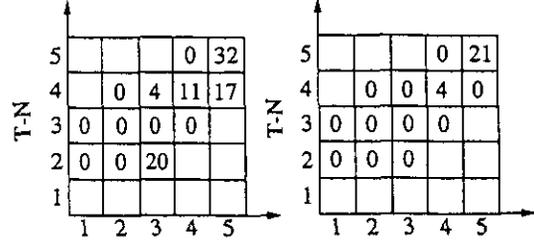
2) *Anabaena*



2) 緑藻類

3) 珪藻類

T-N, 1:<0.044, 2:0.044-0.11, 3:0.11-0.39, 4:0.39-1.1, 5:>1.1(mg · l⁻¹)
T-P, 1:<0.004, 2:0.004-0.01, 3:0.01-0.035, 4:0.035-0.1, 5:>0.1(mg · l⁻¹)



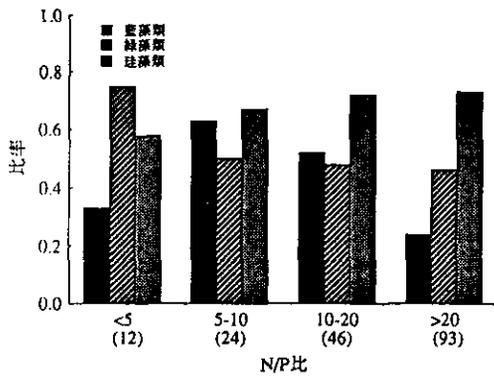
3) *Oscillatoria*

4) *Phormidium*

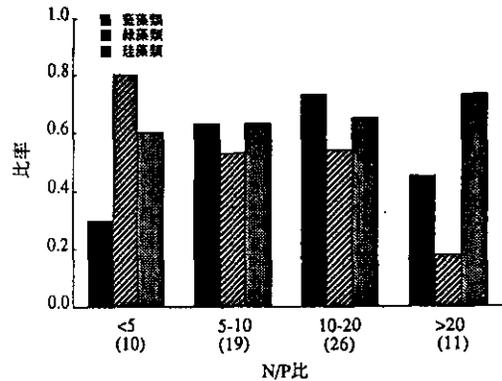
T-N, 1:<0.044, 2:0.044-0.11, 3:0.11-0.39, 4:0.39-1.1, 5:>1.1(mg · l⁻¹)
T-P, 1:<0.004, 2:0.004-0.01, 3:0.01-0.035, 4:0.035-0.1, 5:>0.1(mg · l⁻¹)

図1 窒素、リン濃度と藍藻類、緑藻類、珪藻類の発生比率 (%) との関係

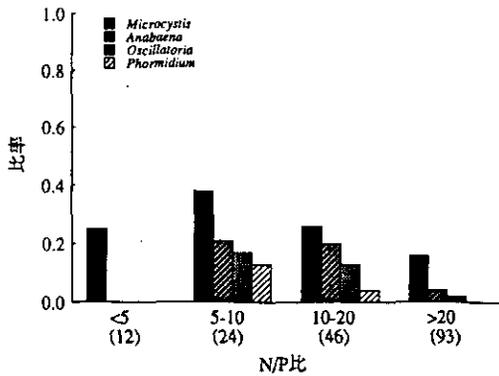
図2 窒素、リン濃度と *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Phormidium* の発生比率 (%) との関係



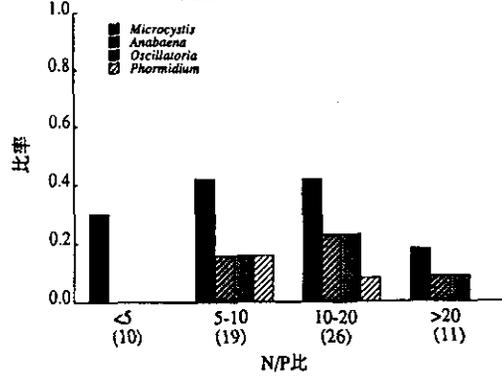
1) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



1) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



2) *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Phormidium*



2) *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Phormidium*

図3 N/P 比と各藻類の発生比率との関係
() 内は湖沼数

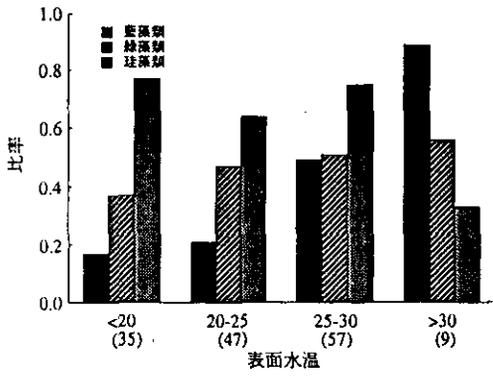
図4 N/P 比と各藻類の発生比率との関係
(T-P ≥ 0.035) . () 内は湖沼数

とほぼ同様の傾向を示した。それ以外の藍藻類は発生頻度自体が小さく傾向が見られず、N/P 比が低いほうで *Microcystis* 属が優占し、高いほうで *Oscillatoria* 属が優占する傾向は見られなかった。Tilmanら¹³⁾は藻類群集を半連続培養したところ N/P が低い条件で藍藻類が優占し、N/P 比が高い条件で珪藻類が優占したと報告しており、N/P 比20以上で藍藻類の発生比率が減少し、珪藻類の発生比率がやや増加しているという点で一致が見られる。また、Suttleら¹⁴⁾は同じく藻類群集を半連続培養したところ、N/P 比 2と 7では *Synedra* 属、*Nitzschia* 属 (珪藻類)、*Scenedesmus* 属 (緑藻類) が優占し、N/P 比が20では *Synechococcus* 属 (藍藻類) が優占したと報告しており、N/P 比が低い条件で緑藻類の発生比率が高いという点において一致が見られる。なお、全国湖沼データの生物相のデータは藻類の季節的変遷過程の中の1時期のものであり、PEG-model¹⁵⁾に示されているように藻類は1年間を通じて変遷し、ある時期の種構成はその前の時期の影響を多大に受けていると考えられ、藻類種の季節的変遷を考慮していないこれらの室内実験の報告と直接比較することは難しいと考えられる。Smith¹⁶⁾は世界各地の17湖沼のデータを解析し、藍藻類は低い N/P 比を好み、N/P 比が29を超えると発生しなくなることを報告しており、全国湖沼データ解析において藍藻類の発生比率が N/P 比20以上で減少していることと一致している。

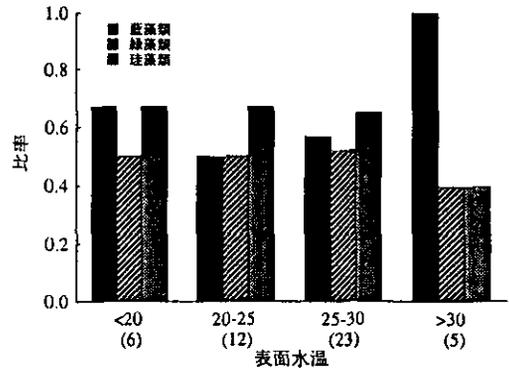
次に表面水温と藍藻類、緑藻類、珪藻類、*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属の発生比率との関係を示す (図5)。藍藻類は水温の増加とともに発生比率が大きくなり、30°C以上で急激に高まり0.8以上となった。そして、25~30°Cと30°C以上の間には有意な差があった (有意水準0.05)。緑藻類はわずかであるが水温の増加とともに発生比率が増加した。珪藻類は30°C未満において0.6~0.8の間を推移したが30°C以上で著しく減少し0.4以下となった。発生比率30°C未満と30°C以上との間に有意な差が見られた (有意水準0.025)。*Microcystis* 属、*Anabaena* 属の発生比率は25°C以上で高まり30°C以上で *Microcystis* 属は0.7以上となった。*Microcystis* 属は25~30°Cと30°C以上の発生比率の間に有意な差が認められた (有意水準0.01)。*Anabaena* 属は有意差は見られないが30°C以上の方が高い傾向を示した。T-P $\geq 0.035\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の条件下では、藍藻類は T-P 制限なしの場合と比べて低水温側での発生

比率が増加した (図6)。水温30°C未満では0.5~0.6とほぼ一定であるが30°C以上で比率が1となり著しく発生比率が増加した。検定を行ったところ25~30°Cと30°C以上の発生比率の間に有意な差が認められた (有意水準0.05)。それに対し緑藻類の発生比率は水温によらず0.3~0.5の間を推移した。珪藻類は30°C未満でほぼ一定であったが30°C以上で減少し、高温を好まないことが推察された。藍藻類4種については *Microcystis* 属以外についてはこれといった傾向は見られないが *Microcystis* 属は30°C以上で著しく発生比率が高まり1に達した。*Microcystis* 属について検定を行ったところ25~30°Cと30°C以上の発生比率の間に有意な差が認められた (有意水準0.025)。このように *Microcystis* 属の発生比率が30°C以上で急激に高まるのは、*Microcystis* 属の比増殖速度が35°Cまで増加するという報告⁵⁾があることから、他の藍藻類に比べて高温適正種であるためと考えられる。

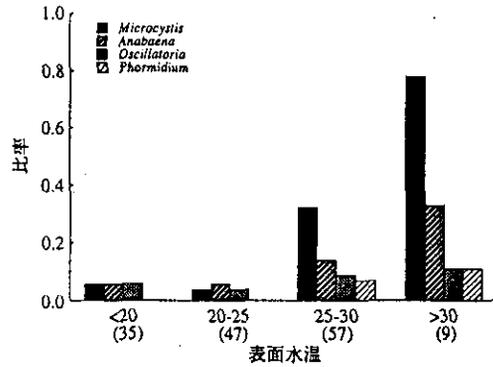
次に平均水深と藍藻類、緑藻類、珪藻類、*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属の発生比率との関係を示す (図7)。藍藻類は20m以上で発生比率が高まっているものの水深が深くなるにつれて発生比率が減少する傾向が見られる。20m以上で藍藻類の発生が報告されている湖沼は鹿児島県住吉池 (*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属)、鹿児島県鰻池 (*Microcystis* 属)、山梨県西湖 (*Microcystis* 属)、滋賀県琵琶湖 (*Chroococcus* 属)、青森県十和田湖 (*Oscillatoria* 属)、鹿児島県池田湖 (*Microcystis* 属、*Anabaena* 属)である。緑藻類の発生比率と水深には関係が見られなかった。珪藻類の発生比率は水深が増加するにつれて高まる傾向が見られた。珪藻類の発生比率に関して 5m未満の発生比率と 5m以上の発生比率との間に有意な差があるかどうか検定したところ有意な差があり (有意水準0.05)、水深が深いほうが珪藻類の発生比率が高いことがわかった。藍藻類4種の発生比率は発生頻度が小さいため統計的に説明することができないが、水深が浅い方が高いという傾向が見られた。次にT-P $\geq 0.035\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の条件下では、平均水深10m以上に該当する湖沼がなかった (図8)。藍藻類は水深 5m未満で発生比率が高く、5m未満と5~10mとの間に有意な差が見られた (有意水準0.025)。緑藻類、珪藻類の発生比率は水深によらず、ほぼ一定であった。*Microcystis* 属は水深 2m未満において発生比率が高かったが有意な差はなかった。



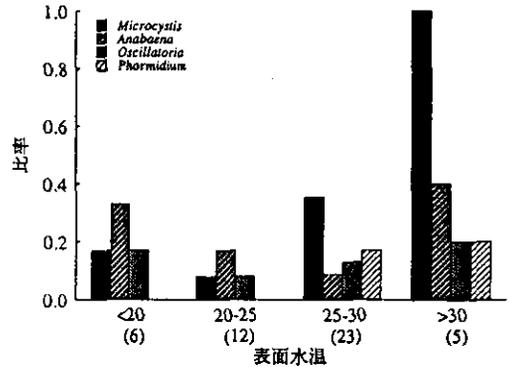
1) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



1) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



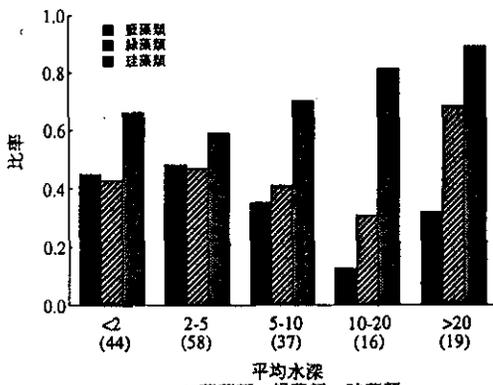
2) Microcystis, Anabaena, Oscillatoria, Phormidium



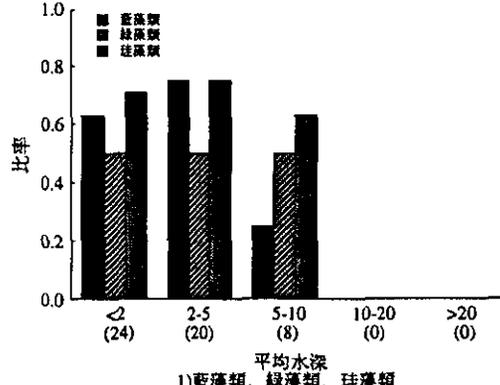
2) Microcystis, Anabaena, Oscillatoria, Phormidium

図5 表面水温と各藻類の発生比率との関係
() 内は湖沼数

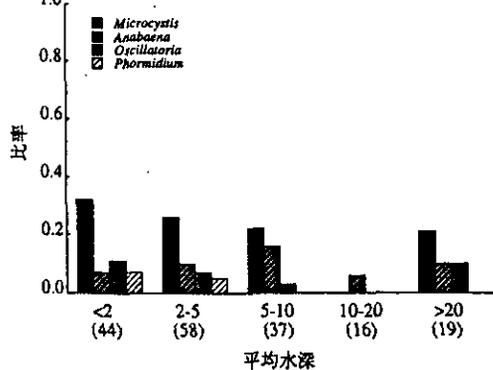
図6 表面水温と各藻類の発生比率との関係
($P \geq 0.035$) . () 内は湖沼数



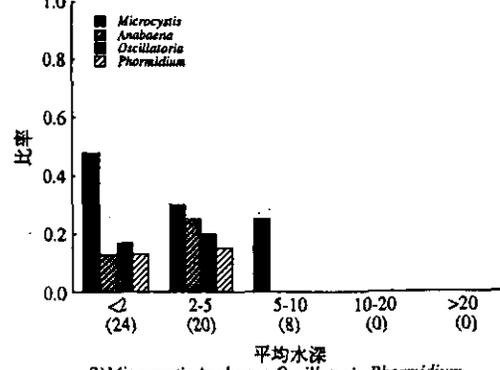
1) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



1) 藍藻類, 緑藻類, 珪藻類



2) Microcystis, Anabaena, Oscillatoria, Phormidium



2) Microcystis, Anabaena, Oscillatoria, Phormidium

図7 平均水深と各藻類の発生比率との関係
() 内は湖沼数

図8 平均水深と各藻類の発生比率との関係
($T-P \geq 0.035$) . () 内は湖沼数

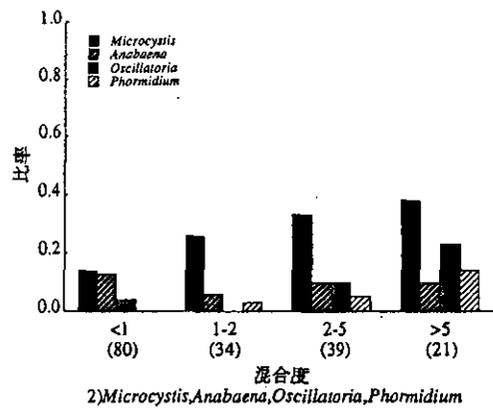
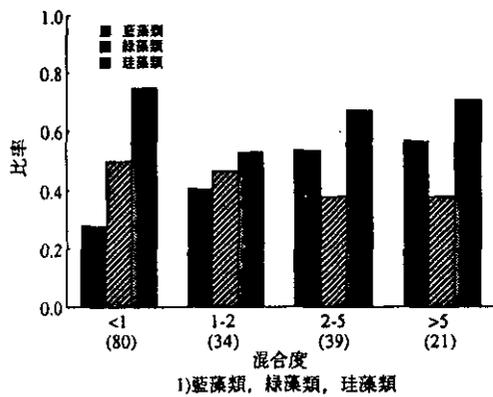


図9 混合度と各藻類の発生比率との関係
() 内は湖沼数

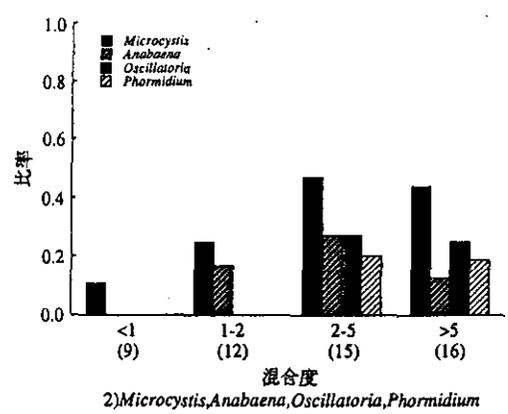
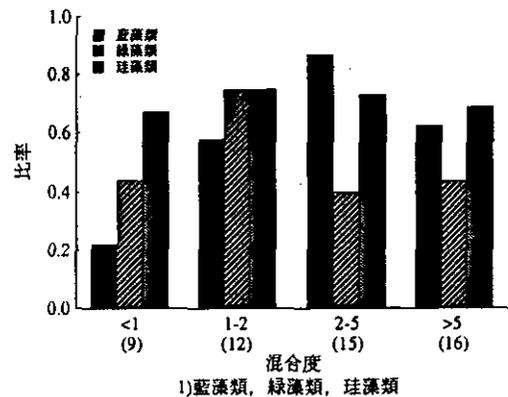


図10 混合度と各藻類の発生比率との関係
(P ≥ 0.035) . () 内は湖沼数

次に混合度と藍藻類、緑藻類、珪藻類、*Microcystis* 属、*Anabaena* 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属の発生比率との関係を示す(図9)。藍藻類は混合度が大きくなるにつれて発生比率が増加する傾向が見られた。緑藻類、珪藻類は傾向が見られず混合度の影響を受けないように思われた。藍藻類について検定を行ったところ、混合度1未満と1以上とでは有意差が見られた(有意水準0.005)。*Microcystis* 属は混合度の増加とともに発生比率が増加する傾向であった。T-P ≥ 0.035mg · l⁻¹の条件下では藍藻類は混合度の増加とともに発生比率が増加し、2~5で最大となった(図10)。T-P制限なしの時と同様に混合度1未満と1以上とでは有意差が見られた(有意水準0.01)。*Microcystis* 属はT-P制限なしの時と同様の傾向を示した。*Microcystis* 属、*Oscillatoria* 属は混合度が高まるとともに発生比率が増加し、混合度が低いところで*Microcystis* 属、混合度が高いところで*Oscillatoria* 属が優占する⁷⁾という傾向は認められなかった。

次に各藻類の発生率が各環境因子の分割によって異なる

のかどうか、つまり各藻類の発生と関係があるのかどうかを検定した結果を表2に示す。数値は有意水準であり、数値が小さいほど環境因子と藻類の発生の関係が強いことを示す。全ての湖沼を対象とした場合、リン濃度が高い湖沼を対象とした場合ともに、藍藻類の各環境因子の有意水準は非常に小さく藍藻類の発生は緑藻類や珪藻類の発生に比べて各環境因子に対する依存度が高いことがわかる。特に T-P, T-N, N/P 比、水温については有意水準が低く依存度が高いことを示している。*Microcystis* 属の発生は、全ての湖沼を対象とした場合、T-P, T-N, 水温、混合度と関係があるという結果が得られた。全ての湖沼を対象とした場合、リン濃度が高い湖沼を対象とした場合ともに、水温に関する有意水準が最も小さく水温が *Microcystis* 属の発生に最も重要な環境因子であることがわかった。緑藻類は全ての湖沼を対象とした場合、水深を除く環境因子において有意水準の値が高く、緑藻類の発生とこれらの環境因子と関係がないことがわかった。しかし、リン濃度が高い湖沼を対象とした場合、N/P 比に関する有意水準の値が低いこと、全ての

表2 分割の有意性評価。各藻類について各種の分割を行った時の有意水準

Targets	Classified	Num. of ranks	Blue-green	Green	Diatoms	Microcystis
All lakes	TP	5	<0.005	<0.9	<0.5	<0.025
	TN	5	<0.005	<0.5	<0.25	<0.01
	N/P ratio	4	<0.005	<0.5	<0.75	<0.25
	water tem.	4	<0.005	<0.75	<0.05	<0.005
	depth	5	<0.1	<0.25	<0.1	<0.25
	mixing	4	<0.025	<0.75	<0.25	<0.01
Lakes with high TP	N/P ratio	4	<0.1	<0.05	<0.95	<0.5
	water tem.	4	<0.5	<0.975	<0.75	<0.005
	depth	3	<0.05	<0.995	<0.9	<0.75
	mixing	4	<0.025	<0.5	<0.975	<0.25

湖沼を対象とした場合、N/P 比 5未満において発生比率が高いことから緑藻類の発生は N/P 比と関係があることが推察された。珪藻類は全ての湖沼を対象とした場合、水温と水深に対する有意水準の値が低い、リン濃度が低い湖沼を対象とした場合、水温と水深に関する有意水準の値は高く、水温と水深に対する依存度が必ずしも高いとはいえない。全体的な傾向から、藍藻類、*Microcystis* 属の有意水準が緑藻類、珪藻類のものより小さくこれらの環境因子が藍藻類の発生において重要であることが明らかとなった。また、藍藻類、*Microcystis* 属の有意水準の値が水深より混合度の方が小さく、湖沼の形状的な環境因子として水深よりも混合度の方が藍藻類、*Microcystis* 属の発生と密接な関係にあることが推察された。

最後に仮説の検証結果を示す(表3)。

4. おわりに

このように、N, P 濃度、N/P 比、水温、水深、混合度と藻類の発生について検討を行ってきたが、藍藻類の発生因子として N, P 濃度、N/P 比、水温、水深、混合度は重要であり、とくに水温は *Microcystis* 属の発生に重要であることがわかった。緑藻類は、T-N, T-P 濃度によらず貧栄養湖から富栄養湖まで出現することがわかった。水温、水深、混合度との間に関係は見られなかった。N/P 比が高い条件で発生比率が減少しているが、海外の報告と必ずしも一致せず、さらなる検討が必要である。珪藻類は貧栄養湖から富栄養湖まで出現し、水温 30°C以上で発生比率が低下し、また水深が深くなるにつれて発生比率が増加した。水温が30°C以上で低下したのは珪藻が低温側を好むことを示しており、水深が大きくなるにつれて増加しているのは深さが珪藻の発生にとつ

表3 仮説の検証結果

内容	結果判定
仮説1 藍藻類、緑藻類、珪藻類、 <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> の発生とT-N,T-P濃度の関係は存在するの か。 <i>Microcystis</i> はT-P>0.08mg・l ⁻¹ ,T-N>0.5mg・l ⁻¹ において発生するの か。	藍○,緑×,珪× M○,A△,O△,P△ ○
仮説2 藍藻類、緑藻類、珪藻類、 <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> の発生と N/P比の関係は存在するの か。 N/P比が高まると藍藻類から緑藻類へと種の変遷が起きるの かどうか。 N/P比が高まると <i>Microcystis</i> から <i>Oscillatoria</i> へと種の変遷が起きるの かどうか。	藍○,緑○,珪× M○,A△,O△,P△ × △
仮説3 藍藻類、緑藻類、珪藻類、 <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> の発生 と水温の関係は存在するの か。 <i>Microcystis</i> は高温において発生頻度が高まるの か。	藍○,緑×,珪○ M○,A○,O△,P△ ○
仮説4 <i>Microcystis</i> は水深が深いところでは発生しないの か。	△
仮説5 藍藻類、緑藻類、珪藻類、 <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> の発生 と混合度の関係は存在するの か。 混合度が低いところで <i>Microcystis</i> が、高いところで <i>Oscillatoria</i> が発生するの か。	藍○,緑×,珪× M○,A△,O△,P△ ×

て重要な因子であることを示している。N/P 比, 混合度との関係は見られなかった。

本湖沼データは夏の1回限りのものである。従って藍藻類の中でも低温側を好むとされている *Oscillatoria* 属や *Phormidium* 属の発生頻度が低く, 一方高温を好む *Microcystis* 属の発生頻度が高くなり, 水温が影響しているため N/P 比による藍藻類の種構成の違いを検討することができなかつたと考えられる。従って水温が大きく影響する藻類について N, P 濃度, N/P 比等とその発生について調べる場合, 1年間のデータをもって評価, 解析する必要があり, そのようなデータベースの作成が望まれる。また, 全国湖沼データのプランクトン調査法には, 採水法と, ネット法が採用されているが, ネット法では網目が小さいものでも60 μ m 程度であるため, これより小さな藻類は漏出し検出することができず, 網目より大きな藻類が発生していた藻類として記載されることになる。*Oscillatoria* 属や *Phormidium* 属の発生頻度が低い原因としてネット法による調査も挙げられる。従って今後植物プランクトン調査を行う際には, 採水法に統一して行うべきであると考えられる。

謝 辞

資料の提供にあたっては環境庁自然保護局計画課自然環境調査室の御協力を得た。記して謝意を表する。

参 考 文 献

- 1) 環境庁(1993): 第4回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書。
- 2) 高村典子(1989): なぜアオコ(*Microcystis*)が優占するのか, 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-3-。
- 3) J. Barica, H. Kling and J. Gibson(1980): Experimental manipulation of algal bloom composition by nitrogen addition., Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37, 1175-1183.
- 4) N. Takamura, A. Otsuki, M. Aizaki and Y. Nojiri(1992): Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan, Arch. Hydrobiol., 124, 129-148.
- 5) 矢木修身, 岡田光正, 須藤隆一, 萩原富司, 高村義親(1981): *Microcystis* の増殖特性, 国立公害研究所研究報告, 第25号。
- 6) 松本行史(1994): 上野不忍池における水質改善と生物復活, 第28回日本水環境学会年会講演集。
- 7) G. H. Harris(1986): Phytoplankton ecology, Chapman & Hall.
- 8) 新井 正(1980): 日本の水, 278pp, 三省堂。
- 9) OECD(1982): Eutrophication of waters monitoring, assessment and control.
- 10) 福島武彦, 天野耕二, 村岡浩爾(1986): 湖沼水質の簡易な予測モデル 2. 湖水栄養塩濃度と内部生産 COD, クロロフィルaとの関係, 水環境学会誌, 9(12), 775-785.
- 11) J. Ejsmont-Karabin and I. Spodnievska(1990): Influence on phytoplankton biomass in lakes of different trophy by phosphorus in lake water and its regeneration by zooplankton, Hydrobiol., 191, 123-128.
- 12) A. M. Trimbee and E. E. Prepas(1987): Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44, 1337-1342.
- 13) D. Tilman, R. Kiesling, R. Sterner, S. S. Kilham and F. A. Johnson(1986): Green, blue-green and diatom algae: Taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen, Arch. Hydrobiol., 106, 473-485.
- 14) C. A. Suttle and P. J. Harrison(1988): Ammonium and phosphate uptake rates, N:P supply ratios, and evidence for N and P limitation in some oligotrophic lakes, Limnol. Oceanogr., 33, 186-202.
- 15) U. Sommer, Z. M. Gliwicz, W. Lampert, A. Duncan(1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters, Arch. Hydrobiol., 106, 433-471.
- 16) V. H. Smith(1983): Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton, Science, 22, 669-671.

IV. 資料

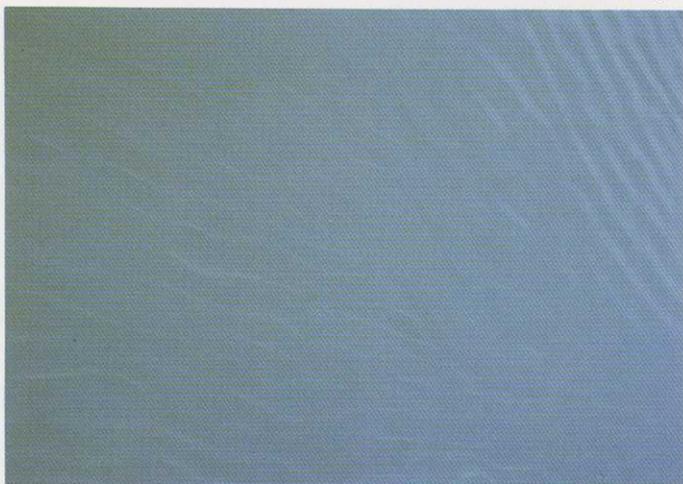
資料 1	125
資料 2	127
資料 3	131
資料 4	139



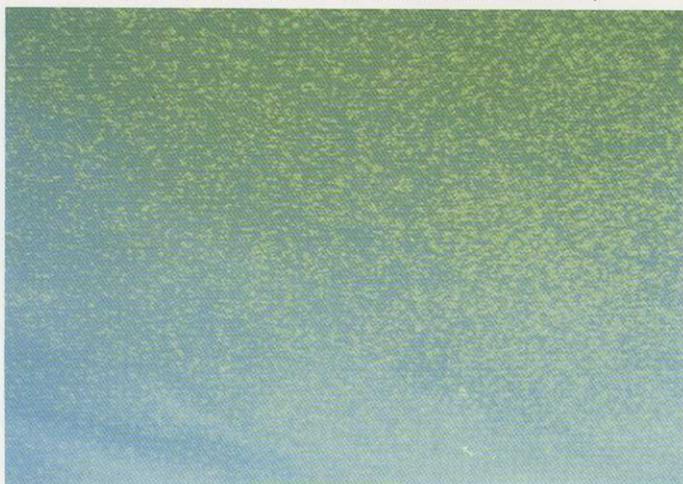
レベル0：アオコの発生は確認できない。



レベル1：アオコの発生が肉眼で確認できない。
(ネットで引いたり、白いバットに汲んで良くみると確認できる)



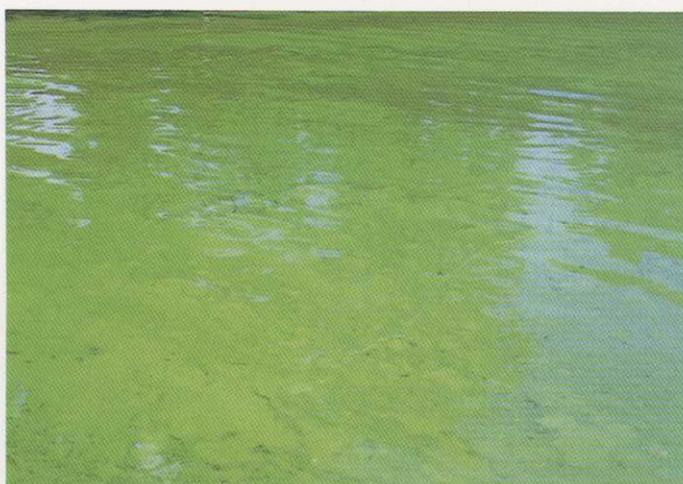
レベル2：うっすらとすじ状にアオコの発生が認められる。
(アオコがわずかに水面に散らばり肉眼で確認できる)



レベル3：アオコが水の表面全体に広がり、所々パッチ状になっている。



レベル4：膜状にアオコが湖面を覆う。



レベル5：厚くマット状にアオコが湖面を覆う。



レベル6：アオコがスカム状(厚く堆積し、表面が白っぽくなったり、紫、青の縞模様になることもある)に湖面を覆い、腐敗臭がする。

見た目アオコ指標

湖内で一番集積量の多いところ、多い時間帯でその量を以上のようなレベルで分ける。

見た目アオコ指標 アンケート調査表

この調査は、国立環境研究所といくつかの地方自治体の研究機関とが協力して、アオコの発生状況を目安にした池や湖の水質管理が可能かどうかを調べるため行うものです。別紙の写真を参考に以下のアンケートにお答え下さいようお願い致します。

1. アオコについて
 見たことがある 聞いたことはある 知らない
2. 湖や池の水の汚れに
 関心がある 関心がない
3. アオコの毒性について
 知っている 聞いたことがある 知らない
4. 水を汚している原因（アオコを発生させるような）はなんだと思いますか？
 （3つ選んで下さい）
 工場排水 生活排水 畜産排水 田圃 畑・樹園地
 魚の養殖 山林の減少 ゴルフ場 河川の人工化
 湖岸の人工化

見た目アオコ指標（現地調査）

5. この付近の水面の「見た目アオコ指標」のレベルは？（写真を参考にお答え下さい）
 レベル0 レベル1 レベル2 レベル3
 レベル4 レベル5 レベル6
 6. どのように感じますか？
 きれい 汚い 不快 嫌悪感を感じる
 7. 臭いについて
 特にしない わからない 感じがよい 不快 耐えられない
- どんな臭いですか？
-
8. この水面で
 ボート遊びを したい したくない
 釣りを したい したくない
 水遊びを したい したくない
 9. 湖岸の散歩を したい したくない
 10. この水を処理して、水道水に使うとしたら
 安心 少し不安 不安 飲みたくない
 浄水器を買って使う ミネラルウォーターを買って使う
 11. どういう風になって欲しいですか？
 アオコがない状態 ボート遊びのできる状態 水浴のできる状態

15. レベル3について

- ①どのように感じますか
きれい 汚い 不快 嫌悪感を感じる
- ②この水面で
ボート遊びを したい したくない
釣りを したい したくない
水遊びを したい したくない
- ③湖岸の散歩を したい したくない
- ④この水を処理して、水道水に使うとしたら
安心 少し不安 不安 飲みたくない
浄水器を買って使う ミネラルウォーターを買って使う

16. レベル4について

- ①どのように感じますか
きれい 汚い 不快 嫌悪感を感じる
- ②この水面で
ボート遊びを したい したくない
釣りを したい したくない
水遊びを したい したくない
- ③湖岸の散歩を したい したくない
- ④この水を処理して、水道水に使うとしたら
安心 少し不安 不安 飲みたくない
浄水器を買って使う ミネラルウォーターを買って使う

17. レベル5について

- ①どのように感じますか
きれい 汚い 不快 嫌悪感を感じる
- ②この水面で
ボート遊びを したい したくない
釣りを したい したくない
水遊びを したい したくない
- ③湖岸の散歩を したい したくない
- ④この水を処理して、水道水に使うとしたら
安心 少し不安 不安 飲みたくない
浄水器を買って使う ミネラルウォーターを買って使う

18. レベル6について

- ①どのように感じますか
きれい 汚い 不快 嫌悪感を感じる
- ②この水面で
ボート遊びを したい したくない
釣りを したい したくない
水遊びを したい したくない
- ③湖岸の散歩を したい したくない
- ④この水を処理して、水道水に使うとしたら
安心 少し不安 不安 飲みたくない
浄水器を買って使う ミネラルウォーターを買って使う

19. 貴方は
10歳代 20歳代 30歳代 40歳代 50歳代 60歳代

20. 貴方は
男 女

21. 貴方のお住まいは
湖や池のそば 川のそば 市街地 住宅地(団地) 田園地

22. 貴方のご職業は
学生 水産関係 水と関連した仕事 その他

23. 水に関連したレクリエーションは
特に好き 好き 嫌い

ご協力有り難うございました

調査した場所 _____

調査した日と時刻 _____

天候と気温 _____

その他特記事項

資料3

別表1 プランクトン調査結果(丸田沢)

	900626	900724	900822	900917	901022	901127	901204	910130	910226	910305	910425	910522	910627	910729
珪藻類														
<i>Achnanthes japonica</i>														
<i>Achnanthes minutissima</i>														
<i>Achnanthes</i> sp.										35				
<i>Amphora ovalis</i>	17													
<i>Asterionella formosa</i>														
<i>Asterionella gracillima</i>														
<i>Attheya zachariasii</i>														66
<i>Cyclotella atomus</i>														
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	121	138	17	138										
<i>Cyclotella stelligera</i>	17											461		
<i>Cyclotella</i> sp.	138			69	35		1695	11695	1972	3944				132
Diatom sp.														
<i>Fragilaria capucina</i>														
<i>Fragilaria crotonensis</i>														
<i>Fragilaria</i> sp.														
<i>Gomphonema</i> sp.		17												
<i>Melosira granulata</i> v. <i>angustissima</i>		225				296								397
<i>Melosira</i> sp.	1055		35		173	124								3041
<i>Navicula cryptocephala</i>														
<i>Navicula gregaria</i>	121	35	17	35				69						
<i>Navicula mutica</i>							35							
<i>Navicula pupula</i>	35				17									
<i>Navicula rhynchocephala</i>														
<i>Navicula seminulum</i>	17													
<i>Navicula tenella</i>		17									69			
<i>Navicula viridula</i>									35					
<i>Navicula yuraensis</i>														
<i>Navicula</i> sp.						25			35	69				
<i>Nitzschia amphibia</i>														
<i>Nitzschia dissipata</i>														
<i>Nitzschia palea</i>	17	35		69	69									
<i>Nitzschia paleacea</i>														
<i>Nitzschia</i> sp.		17												
<i>Stephanodiscus</i> sp.	69													
<i>Synedra acus</i>	121	1972	121	173	35	148	208	2941	900	1315	4083	3459		66
<i>Synedra berlinensis</i>														859
<i>Synedra ulna</i>														
<i>Synedra ulna</i> v. <i>oxyrhynchus</i>										346		2421		
<i>Tabellaria fenestrata</i> v. <i>intermedia</i>														

別表1 つづき

	900626	900724	900822	900917	901022	901127	901204	910130	910226	910305	910425	910522	910627	910729
緑藻類														
<i>Actinastrum hantzschii</i>														
<i>Actinastrum hantzschii</i> v. <i>fluviatile</i>		156												
<i>Actinastrum hantzschii</i> v. <i>longatum</i>														
<i>Ankistrodesmus braunii</i>				35	17									264
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>														
<i>Ankistrodesmus spiralis</i>							138							
<i>Chlamydomonas</i> sp.	104	311	1003	761	952	173	277	1073				231	346	
<i>Closterium gracile</i>														
<i>Cosmarium</i> sp.														
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>														
<i>Eudorina</i> sp.														
<i>Golenkinia radiata</i>	242	35		588	121	593								
<i>Micractinium pusillum</i>				277		99	173							132
<i>Pediastrum duplex</i>	865													
<i>Quadrigula recustris</i>														
<i>Scenedesmus ellipsoideus</i>														264
<i>Scenedesmus obliquus</i>													138	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>								277						
<i>Scenedesmus quadrispina</i>				138										
<i>Scenedesmus</i> sp.														
<i>Schroederia setigera</i>								1384						
<i>Selenastrum</i> sp.														
<i>Tetrastrum heterocanthum</i>							277							
藍藻類														
<i>Anabaena affinis</i>														
<i>Anabaena</i> sp.				346	138									
<i>Microcystis</i> sp.	225													
<i>Oscillatoria mougeotii</i>													461	
<i>Phormidium</i> sp.														
ミドリ														
ムシ類														
<i>Astasia captiva</i>														
<i>Euglena acus</i>											69			
<i>Euglena geniculata</i>														
<i>Euglena pisciformis</i>														
<i>Euglena spirogyra</i>														
<i>Euglena</i> sp.	52	242	87	242	17									66
<i>Phacus pleuronectes</i>										69				
<i>Phacus</i> sp.														
<i>Trachelomonas</i> spl.					121	25							35	132
<i>Trachelomonas</i> sp2.														
鞭毛藻類														
<i>Chromulina</i> sp.														
<i>Cryptomonas</i> sp.	35	242	657	208	519	49	173	208		138		231	415	331
<i>Mallomonas</i> sp.														264
<i>Pandorina morum</i>														
<i>Peridinium</i> sp.				35										
<i>Protoperidinium</i> sp.		52												
TOTAL(cells/ml)	3252	3495	1938	3114	2214	1531	2976	17646	2976	5882	4221	7264	934	6015
種数	17	14	7	14	12	9	8	7	5	6	3	6	4	13
多様性指数	2.98	2.35	1.70	3.52	2.52	2.57	2.13	1.56	1.14	1.39	0.24	1.86	1.64	2.56

別表1 つづき

	910827	910924	911028	920226	920316	920421	920526	920629	920721	920824	920924	921026	921217	930127
珪藻類												193		
<i>Achnanthes japonica</i>										387				
<i>Achnanthes minutissima</i>														
<i>Achnanthes</i> sp.														
<i>Amphora ovalis</i>														
<i>Asterionella formosa</i>					2319									
<i>Asterionella gracillima</i>						580								
<i>Attheya zachariasii</i>														
<i>Cyclotella atomus</i>					773									
<i>Cyclotella meneghiniana</i>						193	773	387		966		1160	580	
<i>Cyclotella stelligera</i>														
<i>Cyclotella</i> sp.	66		106	580	387		193	773				1546	387	580
<i>Diatom</i> sp.							193							
<i>Fragilaria capucina</i>		66												
<i>Fragilaria crotonensis</i>							387							
<i>Fragilaria</i> sp.						387								
<i>Gomphonema</i> sp.												193		
<i>Melosira granulata</i> v. <i>angustissima</i>	264											193	387	
<i>Melosira</i> sp.	4495		317									193		
<i>Navicula cryptocephala</i>	66					773								
<i>Navicula gregaria</i>														
<i>Navicula mutica</i>														
<i>Navicula pupula</i>									193	193				
<i>Navicula rhynchocephala</i>						193								
<i>Navicula seminulum</i>														
<i>Navicula tenella</i>														
<i>Navicula viridula</i>														
<i>Navicula yuraensis</i>												193		
<i>Navicula</i> sp.					193		193					193		193
<i>Nitzschia amphibia</i>			53											
<i>Nitzschia dissipata</i>						193								
<i>Nitzschia palea</i>	463	66	53							387		387		
<i>Nitzschia paleacea</i>						387								
<i>Nitzschia</i> sp.							193							
<i>Stephanodiscus</i> sp.														
<i>Synedra acus</i>	529													
<i>Synedra berolinensis</i>		132												
<i>Synedra ulna</i>					193	193	387					193	773	
<i>Synedra ulna</i> v. <i>oxyrhynchus</i>														
<i>Tabellaria fenestrata</i> v. <i>intermedia</i>												773	580	

別表1 つづき

		910827	910924	911028	920226	920316	920421	920526	920629	920721	920824	920924	921026	921217	930127	
緑藻類	<i>Actinastrum hantzschii</i>												773			
	<i>Actinastrum hantzschii</i> v. <i>fluviatile</i>							580								
	<i>Actinastrum hantzschii</i> v. <i>longatum</i>							387	193				773			
	<i>Ankistrodesmus braunii</i>				193											
	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>							387	193				773			
	<i>Ankistrodesmus spiralis</i>															
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	132				193			580						1160	
	<i>Closterium gracile</i>									193						
	<i>Cosmarium</i> sp.															387
	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	793														
	<i>Eudorina</i> sp.															
	<i>Golenkinia radiata</i>			265						3479	193					
	<i>Micractinium pusillum</i>				193					1546					773	
	<i>Pediastrum duplex</i>															
	<i>Quadrigula recustris</i>								387							
	<i>Scenedesmus ellipsoideus</i>															
	<i>Scenedesmus obliquus</i>															
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	264		212												
	<i>Scenedesmus quadrispina</i>															
<i>Scenedesmus</i> sp.				387	387									387		
<i>Schroederia setigera</i>				2512	6764								193	1160		
<i>Selenastrum</i> sp.										193						
<i>Tetrastrum heterocanthum</i>																
藍藻類	<i>Anabaena affinis</i>									5798						
	<i>Anabaena</i> sp.															
	<i>Microcystis</i> sp.		1058	529							5605	591363				
	<i>Oscillatoria mougeotii</i>															
ミドリムシ類	<i>Phormidium</i> sp.						387								193	
	<i>Astasia captiva</i>	66														
	<i>Euglena acus</i>															
	<i>Euglena geniculata</i>												193			
	<i>Euglena pisciformis</i>												580			
	<i>Euglena spirogyra</i>	264														
	<i>Euglena</i> sp.	264									387				193	
	<i>Phacus pleuronectes</i>	132														
	<i>Phacus</i> sp.															
	<i>Trachelomonas</i> sp1.	132	132	53	7344	1546	1353	1933	1933	387	387		773	1353	193	
<i>Trachelomonas</i> sp2.				193												
鞭毛藻類	<i>Chromulina</i> sp.													1160		
	<i>Cryptomonas</i> sp.	1256			387		1353							966	773	
	<i>Mallomonas</i> sp.	331		212												
	<i>Pandorina morum</i>									8503	9663					
	<i>Peridinium</i> sp.										773	1933				
	<i>Protoperdinium</i> sp.															
TOTAL(cells/ml)	9518	1454	1799	11982	14881	3865	5798	4252	19906	18939	593296	8310	9663	2512		
種数	16	5	9	9	14	6	12	6	6	10	2	16	12	7		
多様性指数	2.79	1.37	2.78	1.82	2.73	2.12	3.11	2.19	1.94	2.02	0.03	3.61	3.46	2.57		

別表2 プラクトン調査結果(三共堤)

	900626	900724	900822	900917	901022	901127	901204	910130	910226	910305	910425	910522	910627	910729
珪藻類														
<i>Amphora ovalis</i>							69							
<i>Asterionella gracillima</i>					52	52	311							
<i>Cyclotella meneghiniana</i>						242								
<i>Cyclotella stelligera</i>						52	208	52						
<i>Cyclotella</i> sp.						17								35
<i>Cymbella minuta</i>									17					
<i>Diatoma</i> sp.									17					138
<i>Fragilaria</i> sp.														
<i>Frusturia vulgaris</i>														
<i>Gomphonema</i> sp.			138											
<i>Melosira distans</i>														132
<i>Melosira granulata</i> v. <i>angustissima</i>	1801		208		900		554							
<i>Melosira</i> sp.														
<i>Navicula cryptocephala</i>										17				
<i>Navicula gregaria</i>					17									
<i>Navicula placentula</i>														
<i>Navicula pupula</i>														
<i>Navicula radiosa</i>														
<i>Navicula seminulum</i>														
<i>Navicula tenella</i>														
<i>Navicula</i> sp.												69		
<i>Nitzschia fruticosa</i>														
<i>Nitzschia palea</i>						52	104							208
<i>Nitzschia</i> sp.														
<i>Stephanodiscus</i> sp.														
<i>Synedra acus</i>							242	17	69	104	692	208		66
<i>Synedra rumpens</i>													35	
<i>Synedra ulna</i>			138		138	260				35				
緑藻類														
<i>Actinastrum hantzschii</i> v. <i>fluviatile</i>														
<i>Ankistrodesmus braunii</i>														
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>														
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> v. <i>mirabilis</i>														
<i>Chlamydomons</i> sp.		277		277	346		35				69			
<i>Closterium</i> sp.														
<i>Crucigenia quadrata</i>														
<i>Eudorina elegans</i>														
<i>Eudorina</i> sp.			1246			69								661
<i>Golenkinia radiata</i>					17									
<i>Micractinium pusillum</i>						329	381							
<i>Pandorina morum</i>				1801								2906		8725
<i>Pediastrum duplex</i>														
<i>Scenedesmus bijuga</i>														
<i>Scenedesmus denticulatus</i>														
<i>Scenedesmus dimorphus</i>														
<i>Scenedesmus ellipsoideus</i>														
<i>Scenedesmus obliquus</i>												830		
<i>Scenedesmus quadrispina</i>														
<i>Scenedesmus</i> sp.														
<i>Schoederia setigera</i>							69	17						
<i>Tetrastrum heterocanthum</i>														

別表2 つづき

	900626	900724	900822	900917	901022	901127	901204	910130	910226	910305	910425	910522	910627	910729
藍藻類						17387								
<i>Anabaena affinis</i>													11591	
<i>Anabaena circinalis</i>														
<i>Anabaena</i> sp.														
<i>Microcystis</i> sp.		9792			1280	3235								
<i>Oscillatoria mougeotii</i>	211213	2733	132034	219938										
<i>Oscillatoria</i> sp.														
<i>Phormidium</i> sp.			32247	30193										
ミドリ														
<i>Astasia captiva</i>														
ムシ類														
<i>Euglena acus</i>														
<i>Euglena spirogyra</i>														
<i>Euglena</i> sp.				416										
<i>Lepocinclis ovum</i>														
<i>Trachelomonas</i> sp1	139	17		139							138	69	35	66
<i>Trachelomonas</i> sp2.														
鞭毛藻類														
<i>Cryptomonas</i> sp.					69	17	104	17			69	69	35	
<i>Dinobryon cylindricum</i>														
<i>Mallomonas</i> sp.														
<i>Peridinium</i> sp.														
<i>Proto-peridinium</i> sp.														
<i>Uroglenopsis</i> sp.									17					
原生動物														
<i>Anisonema acinus</i>														
<i>Glaucoma scintillans</i>														
<i>Vorticella</i> sp.														
TOTAL(cells/ml)	213152	12819	166011	252763	2820	21712	2076	104	121	156	969	4152	12075	9651
種数	3	4	6	6	8	11	10	4	4	3	4	6	7	5
多様性指数	0.08	0.90	0.80	0.62	1.96	1.01	2.92	1.79	1.67	1.22	1.29	1.34	0.33	0.58

別表2 つづき

	910827	910924	911028	920226	920316	920421	920526	926029	920721	920824	920924	921026	921217	930127
珪藻類														
<i>Amphora ovalis</i>						5411						193		
<i>Asterionella gracillima</i>								580	1933				580	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>														
<i>Cyclotella stelligera</i>														
<i>Cyclotella</i> sp.	132	397	476			193		387				193	387	
<i>Cymbella minuta</i>														
<i>Diatoma</i> sp.														
<i>Fragilaria</i> sp.												387		
<i>Frusturia vulgaris</i>														
<i>Gomphonema</i> sp.														
<i>Melosira distans</i>	132													
<i>Melosira granulata</i> v. <i>angustissima</i>	727									387				
<i>Melosira</i> sp.			106											
<i>Navicula cryptocephala</i>														
<i>Navicula gregaria</i>														
<i>Navicula placentula</i>										193				
<i>Navicula pupula</i>								193						
<i>Navicula radiosa</i>					387									
<i>Navicula seminulum</i>														
<i>Navicula tenella</i>														
<i>Navicula</i> sp.					193									
<i>Nitzschia fruticosa</i>	2908													
<i>Nitzschia palea</i>	66		106							193				
<i>Nitzschia</i> sp.						193								
<i>Stephanodiscus</i> sp.			53											
<i>Synedra acus</i>	66													
<i>Synedra rumpens</i>														
<i>Synedra ulna</i>					387	580		3479		387				
緑藻類														
<i>Actinastrum hantzschii</i> v. <i>fluviale</i>														
<i>Ankistrodesmus braunii</i>														
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>				387			580	193					387	580
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> v. <i>mirabilis</i>						387		580						
<i>Chlamydomonas</i> sp.	132			773		1739						387		17973
<i>Closterium</i> sp.										193				
<i>Crucigenia quadrata</i>					773	773								
<i>Eudorina elegans</i>											19326			
<i>Eudorina</i> sp.														
<i>Golenkinia radiata</i>														
<i>Micractinium pusillum</i>			1270					2319			3865			
<i>Pandorina morum</i>			846											
<i>Pediastrum duplex</i>														
<i>Scenedesmus bijuga</i>								387						
<i>Scenedesmus denticulatus</i>												773		
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		529												
<i>Scenedesmus ellipsoideus</i>			212											
<i>Scenedesmus obliquus</i>														
<i>Scenedesmus quadrispina</i>														
<i>Scenedesmus</i> sp.					387	387							773	773
<i>Schoederia setigera</i>						1160								
<i>Tetrastrum heterocanthum</i>												773		

別表2 つづき

	910827	910924	911028	920226	920316	920421	920526	926029	920721	920824	920924	921026	921217	930127
藍藻類														
<i>Anabaena affinis</i>														
<i>Anabaena circinalis</i>										28602				
<i>Anabaena</i> sp.									1933					
<i>Microcystis</i> sp.														
<i>Oscillatoria mougeotii</i>											141077			
<i>Oscillatoria</i> sp.														
<i>Phormidium</i> sp.				193	1160									
ミドリ					193									
<i>Astasia captiva</i>														
ムシ類														
<i>Euglena acus</i>									1933					
<i>Euglena spirogyra</i>			53											
<i>Euglena</i> sp.			423	387					1933	193			1160	
<i>Lepocinclis ovum</i>	198													
<i>Trachelomonas</i> sp1	66	66	106	5798	4252	1739	193	193	7730	966		580	387	20679
<i>Trachelomonas</i> sp2.					580									193
鞭毛藻類														
<i>Cryptomonas</i> sp.	132	66	1217	580	193		966					1160	193	580
<i>Dinobryon cylindricum</i>			106											
<i>Mallomonas</i> sp.			370											
<i>Peridinium</i> sp.														
<i>Proto-peridinium</i> sp.														
<i>Uroglenopsis</i> sp.														
原生動物														
<i>Anisonema acinus</i>						773								
<i>Glaucocystis</i> sp.													193	
<i>Vorticella</i> sp.					193		193							
TOTAL(cells/ml)	4561	1058	5343	8503	9663	11982	2126	8117	15460	31115	164268	4445	4058	40778
種数	10	4	13	7	13	8	5	8	5	8	3	8	8	6
多様性指数	1.89	1.53	3.03	1.69	2.84	2.38	1.97	2.26	2.00	0.61	0.68	2.77	3.19	1.34

資料 4

付表 1 屋外実験池における植物プランクトンの優占種の変化及びミクロキスティス現存量の変化
(1988年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
88 0808	Total No.	4.8x10 ³	4.5x10 ³	5.3x10 ³	4.1x10 ⁴	2.7x10 ⁴	3.0x10 ⁴	
	Domi.	Crypto.	Crypto.	Crypto.	Phorum.	Nephro.	Crypto.	
	%	18.8	49.2	44.5	25.2	41.0	19.4	
	Micro. No.	1.6x10 ²	5.5x10 ²	5.9x10 ²	8.3x10 ³	1.4x10 ²	4.8x10 ³	
	Micro(%)	3.3	12.1	11.2	20.2	0.5	16.2	
88 0810	Total No.	3.3x10 ⁴	2.3x10 ⁴	3.2x10 ⁴	2.7x10 ⁴	2.3x10 ⁴	2.3x10 ⁴	7.8x10 ²
	Domi.	Dictyo.	Micro.	Oscila.	Micro.	Oscila.	Micro.	Coela.
	%	43.0	22.3	32.8	22.4	24.6	33.6	44.9
	Micro. No.	8.0x10 ³	5.1x10 ³	8.2x10 ³	6.0x10 ³	4.6x10 ³	7.7x10 ³	2 x10
	Micro(%)	24.4	22.3	25.9	22.4	19.5	33.6	2.5
88 0812	Total No.	4.2x10 ⁴	1.0x10 ⁴	6.4x10 ⁴	2.3x10 ⁴	3.8x10 ³	6.3x10 ⁴	8.2x10 ²
	Domi.	Dictyo.	Oscila.	Micro.	Micro.	Coela.	Micro.	Oscila.
	%	29.1	23.9	24.5	59.9	21.7	22.7	70.7
	Micro. No.	4.9x10 ³	1.3x10 ²	1.6x10 ⁴	1.4x10 ⁴	3 x10	1.4x10 ⁴	1 x10
	Micro(%)	11.8	1.1	24.5	59.9	0.8	22.7	1.2
88 0815	Total No.	5.4x10 ⁴	4.6x10 ⁴	1.1x10 ⁵	6.6x10 ⁴	4.7x10 ⁴	1.2x10 ⁴	1.5x10 ³
	Domi.	Pando.	Coela.	Dictyo.	Micro.	Coela.	Micro.	Oscila.
	%	22.5	48.8	56.1	41.0	56.0	59.2	36.7
	Micro. No.	6.0x10 ³	6.5x10 ³	1.9x10 ³	2.7x10 ⁴	4 x10	1.4x10 ³	3 x10 ³
	Micro(%)	11.1	14.2	1.7	41.0	0.8	59.2	19.0
88 0818	Total No.	2.8x10 ⁴	4.4x10 ⁴	5.5x10 ⁴	1.5x10 ⁵	5.0x10 ⁴	2.4x10 ⁴	2.0x10 ³
	Domi.	Micro.	Micro.	Dictyo.	Coela.	Coela.	Micro.	Oscila.
	%	33.3	24.9	43.4	60.1	33.3	77.6	44.2
	Micro. No.	9.4x10 ³	1.1x10 ⁴	1.2x10 ⁴	1.5x10 ⁴	7 x10	1.9x10 ⁴	1 x10
	Micro(%)	33.3	24.9	22.0	9.5	0.2	77.6	0.5
88 0822	Total No.	8.4x10 ⁴	5.1x10 ⁴	3.4x10 ⁴	2.1x10 ⁵	4.4x10 ⁴	2.6x10 ⁴	4.2x10 ³
	Domi.	Micro.	Scened.	Dictyo.	Coela.	Scened.	Micro.	Oscila.
	%	56.5	26.7	30.1	31.3	56.3	24.2	74.7
	Micro. No.	4.8x10 ⁴	4 x10	8.8x10 ³	3.8x10 ³	4 x10	6.2x10 ³	1 x10
	Micro(%)	56.5	0.8	25.9	18.2	0.9	24.2	0.2
88 0825	Total No.	5.4x10 ⁴	5.7x10 ⁴	6.8x10 ⁴	4.7x10 ⁴	4.8x10 ⁴	7.5x10 ⁴	2.0x10 ³
	Domi.	Scened.	Scened.	Kirch.	Micro.	Scened.	Micro.	Oscila.
	%	61.2	51.4	42.7	39.9	39.9	45.8	42.9
	Micro. No.	9.8x10 ³	3.5x10 ³	1.1x10 ⁴	1.9x10 ⁴	5 x10	3.5x10 ⁴	1 x10
	Micro(%)	18.0	6.2	15.9	39.9	0.1	45.8	0.5

付表1 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
	Total No.	3.7x10 ⁴	6.6x10 ⁴	3.8x10 ⁴	1.8x10 ⁵	4.6x10 ⁴	7.4x10 ⁴	1.0x10 ⁴
88	Domi.	Scened.	Coela.	Kirch.	Micro.	Scened.	Kirch.	Oscila.
0829	%	43.6	31.1	54.6	93.2	33.6	57.6	83.8
	Micro. No.	1.2x10 ⁴	1.7x10 ⁴	4 x10	1.7x10 ⁵	2 x10	1.7x10 ⁴	-
	Micro(%)	32.0	24.9	0.1	93.2	0.0	23.3	-

	Total No.	4.0x10 ⁴	3.6x10 ⁴	4.2x10 ⁴	2.0x10 ⁵	6.2x10 ⁴	6.6x10 ⁴	5.8x10 ³
88	Domi.	Kirch.	Oocys.	Coela.	Micro.	Scened.	Micro.	Oscila.
0901	%	38.4	37.7	31.9	80.4	33.9	77.4	94.8
	Micro. No.	3.4x10 ²	3.5x10 ²	4.6x10 ³	1.6x10 ⁵	1 x10	5.1x10 ⁴	-
	Micro(%)	0.8	1.0	11.1	80.4	0.0	77.4	-

	Total No.	6.3x10 ⁴	3.3x10 ⁴	4.9x10 ⁴	3.1x10 ⁴	6.1x10 ⁴	1.0x10 ⁵	
88	Domi.	Phorum.	Scened.	Tetra.	Scened.	Scened.	Micro.	
0913	%	90.3	59.5	46.5	36.4	35.2	69.6	
	Micro. No.	1.2x10 ³	-	-	4 x10	-	7.0x10 ⁴	
	Micro(%)	1.9	-	-	0.1	-	69.6	

略字 : Domi. ; 優占種, Micro. ; *Microcystis* sp., Crypto. ; *Cryptomonas* sp., Phorum. ; *Phorumidium* sp., Nephro. ; *Nephrocystis* sp., Dictyo. ; *Dictyosphaerium* sp., Oscila. ; *Oscillatoria* sp., Coela. ; *Coelastrum* sp., Pando. ; *Pandorina* sp., Scened. ; *Scenedesmus* sp., Kirch. ; *Kirchneriella* sp., Oocys. ; *Oöcystis* sp., Tetra. ; *Tetraedron* sp.

付表2 屋外実験池における植物プランクトンの優占種の変化及びマイクロステイス現存量の変化
(1989年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
89 0720	Total No.	2.7x10 ⁴	3.4x10 ⁴	2.9x10 ⁴	3.3x10 ⁴	2.4x10 ⁴	2.0x10 ⁴	1.6x10 ⁴
	Domi.	Oscila.						
	%	21.4	35.4	29.8	31.1	40.0	36.8	66.3
	Micro. No.	6 x10	6.6x10 ²	7.3x10 ²	1.5x10 ³	7.9x10 ²	6 x10 ²	1 x10
	Micro(%)	0.2	1.9	2.5	4.5	3.2	3.0	0.06
89 0722	Total No.	7.2x10 ⁴	9.4x10 ⁴	1.0x10 ⁵	6.5x10 ⁴	6.4x10 ⁴	9.0x10 ⁴	
	Domi.	Acti.	Acti.	Acti.	Acti.	Acti.	Acti.	
	%	42.4	36.2	47.2	28.2	22.2	30.5	
	Micro. No.	5.1x10 ³	2.3x10 ³	9.9x10 ²	6.4x10 ²	1.8x10 ³	8.1x10 ²	
	Micro(%)	7.1	2.5	1.0	1.0	2.8	0.9	
89 0725	Total No.	2.6x10 ⁴	3.3x10 ⁴	2.2x10 ⁴	3.3x10 ⁴	3.0x10 ⁴	1.7x10 ⁴	5.8x10 ³
	Domi.	Phorum.	Phorum.	Phorum.	Phorum.	Kirch.	Kirch.	Oscila.
	%	48.0	37.6	17.7	20.2	24.4	30.0	83.6
	Micro. No.	4.6x10 ³	6.2x10 ³	2.7x10 ³	4.9x10 ³	1.8x10 ³	1.7x10 ³	-
	Micro(%)	18.9	18.8	12.2	14.6	5.8	9.8	-
89 0728	Total No.	9.4x10 ³	4.8x10 ⁴	2.3x10 ⁴	4.6x10 ³	1.1x10 ⁵	7.0x10 ⁴	
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Oscila.	Coela.	
	%	32.5	26.7	47.0	32.1	26.1	28.6	
	Micro. No.	2.7x10 ³	4.5x10 ³	2.2x10 ³	4.7x10 ²	1.8x10 ³	1.6x10 ³	
	Micro(%)	28.6	9.4	9.6	10.2	1.6	2.3	
89 0731	Total No.	4.1x10 ⁴	8.7x10 ⁴	5.5x10 ⁴	2.9x10 ⁴	4.8x10 ⁴	4.5x10 ⁴	1.8x10 ³
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Botryo.
	%	75.9	61.2	84.7	62.0	81.4	72.6	71.0
	Micro. No.	1.7x10 ³	1.7x10 ³	6.8x10 ²	9.1x10 ²	4.2x10 ²	1.1x10 ³	-
	Micro(%)	4.2	1.9	1.2	3.1	1.0	2.4	-
89 0803	Total No.	7.5x10 ⁴	4.7x10 ⁴	1.1x10 ⁵	3.9x10 ⁴	7.8x10 ⁴	7.8x10 ⁴	4.1x10 ³
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Botryo.
	%	73.0	46.8	75.4	65.5	76.9	82.3	66.6
	Micro. No.	8.7x10 ²	6.5x10 ²	8 x10	2.8x10 ²	1.4x10 ²	1.3x10 ²	-
	Micro(%)	1.2	1.4	0.1	0.7	0.2	0.2	-
89 0807	Total No.	1.9x10 ⁵	1.0x10 ⁴	9.6x10 ⁴	1.4x10 ⁵	5.4x10 ⁴	6.3x10 ⁴	
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	
	%	72.5	27.5	65.5	53.4	61.0	36.2	
	Micro. No.	1.3x10 ³	2 x10	5 x10	7.3x10 ²	3.4x10 ²	1.1x10 ²	
	Micro(%)	0.7	0.2	0.05	0.5	0.6	0.2	

略字: Acti.; *Actinastrum* sp., Botryo.; *Botryococcus* sp.,
その他; 付表1と同じ

付表2 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
89 0810	Total No.	1.7x10 ⁴	5.7x10 ⁴	4.1x10 ³	4.2x10 ⁴	1.6x10 ⁴	1.3x10 ⁴	5.7x10 ³
	Domi.	Scened.	Scened.	Scened.	Coela.	Scened.	Scened.	Botryo.
	%	36.8	35.3	34.8	24.8	35.3	72.1	66.0
	Micro. No.	6.3x10 ²	5 x10	4 x10	7.1x10 ²	1 x10	1 x10	-
	Micro(%)	0.04	0.1	1.0	1.7	0.06	0.08	-

89 0814	Total No.	1.5x10 ⁴	7.4x10 ⁴	2.5x10 ⁴	1.4x10 ⁴	3.3x10 ⁴	2.1x10 ⁴	
	Domi.	Scened.	Scened.	Phorum.	Phorum.	Scened.	Phorum.	
	%	27.9	18.6	24.6	34.1	19.4	21.2	
	Micro. No.	7.3x10 ²	6.7x10 ²	3.4x10 ²	7.3x10 ²	9.2x10 ²	8.5x10 ²	
	Micro(%)	4.8	0.9	1.4	5.1	0.3	4.0	

89 0817	Total No.	3.9x10 ⁴	2.1x10 ⁴	3.7x10 ⁴	4.9x10 ⁴	3.9x10 ⁴	4.5x10 ⁴	1.7x10 ³
	Domi.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Oscila.
	%	51.2	20.0	20.9	26.4	34.7	32.7	50.0
	Micro. No.	4.5x10 ²	7.0x10 ²	2.0x10 ²	5.8x10 ²	9.0x10 ²	1.0x10 ³	1 x10
	Micro(%)	2.1	1.2	0.5	0.3	2.3	2.3	0.6

89 0821	Total No.	3.9x10 ⁴	2.1x10 ⁴	3.8x10 ⁴	5.4x10 ⁴	3.2x10 ⁴	5.6x10 ⁴	
	Domi.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	
	%	59.1	41.1	32.3	30.4	62.4	43.4	
	Micro. No.	9.7x10 ²	9 x10	1 x10	2.9x10 ²	4 x10	4.4x10 ²	-
	Micro(%)	0.2	0.4	0.03	0.5	0.1	0.08	-

89 0824	Total No.	9.5x10 ⁴	3.2x10 ⁴	9.6x10 ⁴	1.5x10 ⁵	1.0x10 ⁵	1.3x10 ⁵	2.7x10 ³
	Domi.	Oscila.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.	Oscila.
	%	51.2	23.1	50.9	41.6	63.3	32.0	39.2
	Micro. No.	6.1x10 ³	7.4x10 ³	4.9x10 ⁴	6.3x10 ⁴	6.5x10 ⁴	3.4x10 ⁴	-
	Micro(%)	6.5	23.1	50.9	41.6	63.3	26.2	-

89 0828	Total No.	3.0x10 ⁴	2.6x10 ⁴	3.9x10 ⁴	9.6x10 ⁴	5.7x10 ⁴	6.2x10 ⁴	
	Domi.	Micro.	Scened.	Micro.	Oscila.	Micro.	Scened.	
	%	34.1	31.9	35.1	37.8	60.3	39.9	
	Micro. No.	1.0x10 ⁴	5.7x10 ³	1.4x10 ⁴	2.2x10 ⁴	3.4x10 ⁴	1.1x10 ⁴	
	Micro(%)	34.1	22.0	35.1	23.2	60.3	17.2	

89 0901	Total No.	2.5x10 ⁴	8.0x10 ⁴	4.5x10 ⁴	3.5x10 ⁴	3.6x10 ⁴	3.3x10 ⁴	2.9x10 ³
	Domi.	Phorum.	Scened.	Coela.	Scened.	Micro.	Scened.	Botryo.
	%	19.3	51.1	27.4	30.8	49.6	34.3	65.9
	Micro. No.	3.4x10 ³	3.5x10 ³	4.4x10 ³	6.5x10 ³	1.8x10 ⁴	3.8x10 ³	1.7x10 ²
	Micro(%)	13.8	4.4	9.8	18.6	49.6	11.5	5.9

89 0904	Total No.	2.7x10 ⁴	3.1x10 ⁴	9.8x10 ³	3.1x10 ⁴	2.2x10 ⁴	4.6x10 ⁴	
	Domi.	Oscila.	Scened.	Oscila.	Scened.	Scened.	Scened.	
	%	28.4	51.6	44.0	40.5	41.1	69.0	
	Micro. No.	8.1x10 ²	3.9x10 ³	4.9x10 ²	1.5x10 ³	5.7x10 ³	1.2x10 ³	
	Micro(%)	2.9	12.7	5.0	4.6	26.5	2.7	

付表2 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
89 0907	Total No.	2.1x10 ⁴	6.0x10 ⁴	1.2x10 ⁴	1.7x10 ⁴	1.3x10 ⁴	2.3x10 ⁴	2.1x10 ³
	Domi.	Coela.	Scened.	Oscila.	Oocys.	Coela.	Scened.	Botryo.
	%	44.9	61.1	63.2	33.2	30.9	63.5	45.1
	Micro. No.	3 x10	8 x10	7 x10	1.7x10 ³	1.4x10 ²	1.8x10 ²	1 x10
	Micro(%)	0.1	0.1	0.6	10.0	1.1	0.8	0.5
89 0911	Total No.	1.0x10 ⁵	3.7x10 ⁴	1.1x10 ⁵	1.6x10 ⁴	6.1x10 ⁴	3.8x10 ⁴	
	Domi.	Oscila.	Coela.	Oscila.	Oocys.	Coela.	Scened.	
	%	48.6	17.9	72.3	47.5	63.0	63.0	
	Micro. No.	1.1x10 ³	1.4x10 ²	1.6x10 ²	1.7x10 ²	6.8x10 ²	8 x10	
	Micro(%)	1.1	0.3	0.1	1.1	1.1	0.2	
89 0913	Total No.	3.3x10 ⁵	3.5x10 ⁵	1.5x10 ⁵	6.4x10 ⁴	1.2x10 ⁵	4.4x10 ⁴	2.5x10 ³
	Domi.	Oscila.	Oscila.	Micro.	Micro.	Coela.	Micro.	Oscila.
	%	59.9	81.2	59.3	58.9	38.6	52.8	34.1
	Micro. No.	8.6x10 ⁴	3.8x10 ⁴	8.8x10 ⁴	3.8x10 ⁴	2.4x10 ⁴	2.4x10 ⁴	4 x10
	Micro(%)	25.6	11.1	59.3	58.9	20.2	52.8	1.6
89 0916	Total No.	4.9x10 ⁵	3.3x10 ⁴	1.8x10 ⁵	4.7x10 ⁴	1.2x10 ⁵	3.6x10 ⁴	
	Domi.	Oscila.	Micro.	Oscila.	Micro.	Scened.	Scened.	
	%	79.1	40.7	69.9	35.6	38.7	26.5	
	Micro. No.	6.6x10 ⁴	1.4x10 ⁴	2.3x10 ⁴	1.7x10 ⁴	1.2x10 ⁴	6.5x10 ³	
	Micro(%)	13.5	40.7	12.9	35.6	38.7	26.5	
89 0918	Total No.	5.6x10 ⁵	1.6x10 ⁴	7.5x10 ⁴	2.1x10 ⁴	1.9x10 ⁵	4.2x10 ⁴	
	Domi.	Oscila.	Micro.	Oscila.	Micro.	Scened.	Micro.	
	%	50.2	31.5	36.6	28.0	40.1	35.8	
	Micro. No.	2.3x10 ⁵	5.1x10 ³	1.1x10 ⁴	6.0x10 ³	5.3x10 ⁴	1.5x10 ⁴	
	Micro(%)	41.2	31.5	36.6	28.0	27.5	35.8	
89 0921	Total No.	5.2x10 ⁵	1.3x10 ⁴	8.0x10 ⁴	1.1x10 ⁴	1.2x10 ⁵	2.9x10 ⁴	3.7x10 ³
	Domi.	Oscila.	Monas	Phorum.	Coela.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	50.0	39.9	56.8	47.2	44.6	17.7	35.6
	Micro. No.	2.2x10 ⁵	5.5x10 ²	7.3x10 ²	1.4x10 ²	5.2x10 ⁴	5.2x10 ³	8
	Micro(%)	38.6	4.1	0.1	1.3	44.6	17.7	2.2
89 924	Total No.	5.5x10 ⁵	1.8x10 ⁴	2.6x10 ⁴	3.2x10 ⁴	9.1x10 ⁴	1.8x10 ⁴	
	Domi.	Oscila.	Monas	Crypto.	Coela.	Scened.	Oscila.	
	%	55.0	38.9	21.9	77.1	41.1	31.8	
	Micro. No.	1.1x10 ⁵	1.2x10 ³	2.3x10 ²	8 x10	2.8x10 ³	5.7x10 ²	
	Micro(%)	20.0	6.4	0.9	0.3	30.8	3.2	
89 0929	Total No.	4.5x10 ⁵				7.7x10 ⁴		
	Domi.	Oscila.				Scened.		
	%	45.4				56.5		
	Micro. No.	9.2x10 ⁴				9.2x10 ³		
	Micro(%)	20.7				12.0		

付表2 つづき

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
	Total No.	2.8x10 ⁵			8.1x10 ⁴		
89	Domi.	Phorum.			Scened.		
1004	%	52.8			66.0		
	Micro. No.	1.1x10 ⁵			4.5x10 ⁵		
	Micro(%)	39.6			5.5		

	Total No.	2.7x10 ⁵					
89	Domi.	Micro.					
1009	%	46.1					
	Micro. No.	1.2x10 ⁵					
	Micro(%)	46.1					

	Total No.	3.5x10 ⁵					
89	Domi.	Micro.					
1012	%	53.9					
	Micro. No.	1.9x10 ⁵					
	Micro(%)	53.9					

	Total No.	2.5x10 ⁵					
89	Domi.	Micro.					
1016	%	60.6					
	Micro. No.	1.5x10 ⁵					
	Micro(%)	60.6					

	Total No.	1.6x10 ⁵					
89	Domi.	Micro.					
1019	%	57.7					
	Micro. No.	9.1x10 ⁴					
	Micro(%)	57.7					

	Total No.	7.8x10 ⁴					
89	Domi.	Micro.					
1025	%	52.0					
	Micro. No.	4.0x10 ⁴					
	Micro(%)	52.0					

	Total No.	2.7x10 ⁴					
89	Domi.	Micro.					
1030	%	69.5					
	Micro. No.	1.9x10 ⁴					
	Micro(%)	69.5					

	Total No.	7.5x10 ³					
89	Domi.	Micro.					
1102	%	73.1					
	Micro. No.	5.5x10 ³					
	Micro(%)	73.1					

付表3 屋外実験池における植物プランクトンの優占種の変化及びマイクロキスティス現存量の変化
(1990年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
90 0728	Total No.	1.7x10 ⁵	1.2x10 ⁵	2.2x10 ⁵	4.4x10 ⁵	2.1x10 ⁵	1.2x10 ⁵	
	Domi.	Anabae.	Micro.	Anabae.	Anabae.	Anabae.	Anabae.	
	%	39.7	39.2	46.8	80.3	49.4	58.0	
	Micro. No.	4.6x10 ⁴	4.9x10 ⁴	1.5x10 ⁴	1.4x10 ⁴	4.6x10 ⁴	1.7x10 ⁴	
	Micro(%)	27.7	39.2	6.8	3.2	21.9	13.1	
90 0730	Total No.	3.4x10 ⁵	1.4x10 ⁵	1.6x10 ⁵	2.6x10 ⁵	1.7x10 ⁵	1.9x10 ⁵	1.9x10 ³
	Domi.	Anabae.	Anabae.	Anabae.	Anabae.	Oscila.	Anabae.	Botryo.
	%	41.0	53.0	50.8	50.5	39.8	47.3	46.2
	Micro. No.	4.0x10 ⁴	2.2x10 ⁴	1.6x10 ⁴	1.4x10 ⁴	2.4x10 ⁴	2.3x10 ⁴	2.5x10 ²
	Micro(%)	12.0	15.9	10.3	5.2	13.9	12.3	13.4
90 0801	Total No.	1.1x10 ⁵	1.7x10 ⁵	4.6x10 ⁴	9.0x10 ⁴	1.6x10 ⁵	1.1x10 ⁵	5.9x10 ³
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.	Oscila.	Oscila.	Oscila.
	%	39.2	42.1	37.1	62.2	63.8	47.7	80.4
	Micro. No.	4.2x10 ⁴	7.0x10 ⁴	1.7x10 ⁴	1.5x10 ⁴	3.9x10 ⁴	3.3x10 ⁴	3.3x10 ²
	Micro(%)	39.2	42.1	37.1	16.3	25.1	30.4	5.6
90 0803	Total No.	1.2x10 ⁴	5.2x10 ⁴	2.0x10 ⁴	2.6x10 ⁴	7.7x10 ³	1.0x10 ⁴	1.4x10 ⁴
	Domi.	Crypto.	Oscila.	Botryo.	Oscila.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	50.8	49.7	17.6	27.8	60.5	46.3	89.6
	Micro. No.	5.1x10 ³	8.5x10 ³	1.7x10 ³	5.0x10 ³	4.7x10 ³	4.8x10 ³	6.6x10 ²
	Micro(%)	41.5	16.3	8.6	19.3	60.5	46.3	4.9
90 0806	Total No.	2.5x10 ⁴	1.2x10 ⁴	3.1x10 ⁴	4.1x10 ⁴	2.2x10 ⁴	4.7x10 ⁴	5.2x10 ³
	Domi.	Micro.	Coela.	Botryo.	Merismo.	Coela.	Micro.	Oscila.
	%	37.5	51.5	31.6	20.1	20.0	33.8	69.0
	Micro. No.	9.3x10 ³	2.6x10 ³	7.1x10 ³	5.7x10 ³	4.0x10 ³	1.6x10 ⁴	-
	Micro(%)	37.5	21.6	22.6	13.8	18.6	33.8	-
90 0808	Total No.	1.9x10 ⁴	2.3x10 ⁴	1.2x10 ⁴	3.2x10 ⁴	1.6x10 ⁴	8.3x10 ⁴	8.3x10 ³
	Domi.	Micro.	Coela.	Kirch.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	34.9	66.2	26.9	47.2	16.0	27.7	81.9
	Micro. No.	6.8x10 ³	2.4x10 ³	1.3x10 ³	1.5x10 ⁴	2.5x10 ³	2.3x10 ⁴	-
	Micro(%)	34.9	10.3	11.3	47.2	16.0	27.7	-
90 0810	Total No.	1.9x10 ⁴	6.1x10 ⁴	2.2x10 ⁴	2.2x10 ⁴	1.5x10 ⁴	9.7x10 ⁴	9.8x10 ²
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Micro.	Coela.	Coela.	Oscila.
	%	36.3	86.1	66.5	28.5	19.8	34.4	89.9
	Micro. No.	2.3x10 ³	3.6x10 ²	1.4x10 ²	6.4x10 ³	1.6x10 ³	1.6x10 ⁴	2x10
	Micro(%)	12.1	0.6	0.6	28.5	10.8	17.1	0.2

略字: Anabae.; *Anabaena* sp., Merismo.; *Merismopedia* sp., Dimorph.; *Dimorphococcus* sp.,
Eudor.; *Eudorina* sp., Pedia.; *Pediastrum* sp.
その他; 付表1及び2と同じ

付表3 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
90 0813	Total No.	2.8x10 ⁴	6.0x10 ⁴	5.2x10 ⁴	4.8x10 ⁴	3.1x10 ⁴	3.5x10 ⁴	1.1x10 ⁴
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Oscila.
	%	32.6	77.8	56.3	14.3	22.5	54.7	87.2
	Micro. No.	4.3x10 ²	2.8x10 ²	-	6.1x10 ³	6.3x10 ³	1.5x10 ³	-
	Micro(%)	1.6	0.5	-	12.6	20.4	4.3	-
90 0815	Total No.	1.2x10 ⁵	1.3x10 ⁵	7.0x10 ⁴	2.0x10 ⁵	9.0x10 ⁴	4.9x10 ⁴	4.0x10 ³
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Micro.	Coela.	Micro.	Oscila.
	%	33.6	75.6	32.7	62.1	26.1	47.5	87.2
	Micro. No.	5.0x10 ³	8x10	-	1.2x10 ⁵	1.3x10 ⁴	2.3x10 ⁴	-
	Micro(%)	4.4	0.1	-	62.1	14.8	47.5	-
90 0817	Total No.	8.9x10 ⁴	1.1x10 ⁵	6.5x10 ⁴	3.1x10 ⁵	5.5x10 ⁴	7.2x10 ⁴	2.0x10 ³
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Micro.	Scened.	Coela.	Oscila.
	%	34.2	46.5	53.7	82.0	43.7	61.5	79.4
	Micro. No.	8.0x10 ²	2.2x10 ³	-	2.5x10 ⁵	1.1x10 ³	1.6x10 ⁴	-
	Micro(%)	0.9	2.0	-	82.0	1.9	22.8	-
90 0820	Total No.	9.4x10 ⁴	4.0x10 ⁴	4.6x10 ⁴	3.3x10 ⁵	9.1x10 ⁴	4.7x10 ⁴	1.7x10 ³
	Domi.	Pando.	Micro.	Coela.	Micro.	Scened.	Micro.	Oscila.
	%	61.7	40.1	30.7	84.6	44.1	45.9	42.1
	Micro. No.	2.2x10 ²	1.6x10 ⁴	-	2.8x10 ⁵	3.1x10 ²	2.2x10 ⁴	-
	Micro(%)	2.3	40.1	-	84.6	0.3	45.9	-
90 0822	Total No.	7.0x10 ⁴	5.2x10 ⁴	3.8x10 ⁴	5.5x10 ⁴	6.9x10 ⁴	4.1x10 ⁴	1.6x10 ³
	Domi.	Pando.	Botryo.	Botryo.	Micro.	Kirch.	Coela.	Oscila.
	%	77.7	87.0	16.0	65.5	78.9	42.9	37.2
	Micro. No.	2.1x10 ²	1.1x10 ³	-	3.6x10 ⁴	-	1.1x10 ⁴	-
	Micro(%)	0.3	2.2	-	65.5	-	27.9	-
90 0824	Total No.	3.0x10 ⁴	4.7x10 ⁴	5.7x10 ⁴	7.2x10 ⁴	2.8x10 ⁴	6.7x10 ⁴	9.5x10 ²
	Domi.	Pando.	Coela.	Oocys.	Micro.	Scened.	Micro.	Oscila.
	%	72.0	55.9	14.4	30.9	65.7	43.6	45.3
	Micro. No.	5.4x10 ²	2x10	5.8x10 ³	2.2x10 ⁴	4.1x10 ²	2.9x10 ⁴	-
	Micro(%)	1.8	0.0	10.0	30.9	1.4	43.6	-
90 0827	Total No.	1.6x10 ⁴	5.6x10 ⁴	6.6x10 ⁴	7.2x10 ⁴	2.0x10 ⁴	3.8x10 ⁴	2.0x10 ³
	Domi.	Pando.	Coela.	Coela.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	60.8	37.7	38.6	42.6	43.6	42.1	50.0
	Micro. No.	4.2x10 ²	3.8x10 ³	-	3.0x10 ⁴	8.8x10 ³	1.6x10 ⁴	2x10
	Micro(%)	2.6	6.8	-	42.6	43.6	42.1	1.0
90 0829	Total No.	9.8x10 ³	5.7x10 ⁴	4.8x10 ⁴	1.2x10 ⁵	1.4x10 ⁴	8.8x10 ⁴	2.7x10 ³
	Domi.	Scened.	Oocyst.	Dimorph.	Scened.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	21.7	22.3	44.6	85.4	42.0	24.7	53.1
	Micro. No.	1.8x10 ³	3x10	-	1.3x10 ⁴	5.9x10 ³	2.2x10 ⁴	2x10
	Micro(%)	17.9	0.1	-	11.3	42.0	24.7	0.7

付表3 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
90 0831	Total No.	1.3x10 ⁴	5.0x10 ⁴	4.8x10 ⁴	3.3x10 ⁴	1.6x10 ⁴	9.0x10 ⁴	2.9x10 ³
	Domi.	Scened.	Coela.	Dimorph.	Scened.	Eudor.	Micro.	Oscila.
	%	39.5	47.5	25.9	47.1	53.2	58.3	49.3
	Micro. No.	6.3x10 ²	1.1x10 ³	3.2x10 ²	7.3x10 ³	2.1x10 ³	5.2x10 ⁴	-
	Micro(%)	4.9	2.3	0.7	21.8	13.0	58.3	-
90 0903	Total No.	1.1x10 ⁴	2.3x10 ⁴	2.6x10 ⁴	1.8x10 ⁴	3.2x10 ⁴	5.3x10 ⁴	3.0x10 ³
	Domi.	Pando.	Pedia.	Dimorph.	Scened.	Eudor.	Scened.	Botryo.
	%	60.8	22.2	50.5	84.1	58.2	44.9	64.4
	Micro. No.	2x10	2.1x10 ²	-	3x10	-	1.1x10 ⁴	-
	Micro(%)	0.2	0.9	-	0.2	-	21.3	-
90 0910	Total No.	4.1x10 ⁴	6.9x10 ⁴	5.3x10 ³	4.1x10 ⁴	9.3x10 ³	4.9x10 ⁴	1.0x10 ⁴
	Domi.	Scened.	Pedia.	Oocyst.	Scened.	Oocyst.	Micro.	Botryo
	%	56.1	64.2	28.0	69.2	42.5	65.2	60.3
	Micro. No.	3x10	1.6x10 ²	-	3.6x10 ²	-	3.2x10 ⁴	-
	Micro(%)	0.1	0.2	-	0.9	-	65.2	-
90 0917	Total No.	2.7x10 ⁴	4.5x10 ⁴	3.8x10 ³	1.4x10 ⁴	8.7x10 ³	5.3x10 ³	1.2x10 ⁴
	Domi.	Scened.	Pedia.	Scened.	Kirch.	Oocyst.	Micro.	Botryo.
	%	65.4	45.0	36.3	43.0	24.4	98.7	65.5
	Micro. No.	-	4x10	-	3x10	-	5.2x10 ⁵	-
	Micro(%)	-	0.1	-	0.2	-	98.7	-
90 0921	Total No.	4.9x10 ⁴	2.0x10 ⁵	1.3x10 ⁴	6.0x10 ⁴	3.6x10 ⁴	2.0x10 ⁵	8.8x10 ³
	Domi.	Scened.	Pandor.	Scened.	Scened.	Coela.	Micro.	Oscila.
	%	59.6	58.4	17.8	83.5	55.7	96.5	83.4
	Micro. No.	2x10	-	-	-	-	1.9x10 ⁵	-
	Micro(%)	0.0	-	-	-	-	96.5	-
90 0927	Total No.						6.2x10 ⁵	
	Domi.						Micro.	
	%						99.2	
	Micro. No.						6.1x10 ⁵	
	Micro(%)						99.2	
90 1002	Total No.						9.2x10 ⁵	
	Domi.						Micro.	
	%						99.1	
	Micro. No.						9.1x10 ⁵	
	Micro(%)						99.1	
90 1008	Total No.						7.0x10 ⁵	
	Domi.						Micro.	
	%						98.6	
	Micro. No.						6.9x10 ⁵	
	Micro(%)						98.6	

付表4 屋外実験池における植物プランクトンの優占種の変化及びマイクロステイス現存量の変化
(1991年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
91 0727	Total No.	7.5x10 ⁴	1.3x10 ⁵	8.7x10 ⁴	7.3x10 ⁴	1.0x10 ⁵	5.1x10 ⁴	2.8x10 ⁴
	Domi.	Anabae.	Botryo.	Oscila.	Oscila.	Oscila.	Oscila.	Oscila.
	%	25.1	41.6	28.0	37.5	48.7	29.5	71.1
	Micro. No.	4.1x10 ³	3.9x10 ³	3.9x10 ³	3.1x10 ³	3.3x10 ³	1.8x10 ³	1.5x10 ²
	Micro(%)	5.5	2.9	4.5	4.3	3.3	3.6	0.5
91 0729	Total No.	2.4x10 ⁵	3.7x10 ⁵	2.9x10 ⁵	5.2x10 ⁵	4.1x10 ⁵	3.3x10 ⁵	2.9x10 ⁴
	Domi.	Oscila.						
	%	57.0	65.3	59.3	41.2	41.5	48.5	51.8
	Micro. No.	2.8x10 ³	6.9x10 ²	-	2.5x10 ⁴	9.2x10 ²	1.2x10 ³	-
	Micro(%)	1.2	0.2	-	4.8	0.2	0.4	-
91 0731	Total No.	1.8x10 ⁴	1.8x10 ⁴	5.0x10 ⁴	2.4x10 ⁴	3.0x10 ⁴	2.8x10 ⁴	4.0x10 ³
	Domi.	Merism.	Merism.	Merism.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	41.9	75.4	61.0	63.7	38.6	39.6	81.9
	Micro. No.	9.2x10 ²	5.2x10 ²	1.3x10 ⁴	1.6x10 ⁴	1.2x10 ⁴	1.1x10 ⁴	-
	Micro(%)	5.2	2.9	25.9	63.7	38.6	39.6	-
91 0802	Total No.	4.1x10 ⁴	3.5x10 ⁴	2.8x10 ⁴	4.0x10 ⁴	2.8x10 ⁴	3.1x10 ⁴	1.8x10 ³
	Domi.	Micro.	Micro.	Phorum.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	39.1	41.8	28.7	67.3	54.0	30.8	39.3
	Micro. No.	1.6x10 ⁴	1.4x10 ⁴	7.9x10 ³	2.7x10 ⁴	1.5x10 ⁴	9.6x10 ³	-
	Micro(%)	39.1	41.8	27.8	67.3	54.0	30.8	-
91 0805	Total No.	2.2x10 ⁵	1.6x10 ⁵	6.2x10 ⁴	2.4x10 ⁵	3.1x10 ⁴	1.4x10 ⁵	1.1x10 ³
	Domi.	Micro.	Micrac.	Micro.	Micro.	Phorum.	Micro.	Oscila.
	%	49.5	40.5	30.2	81.2	36.7	71.0	51.3
	Micro. No.	1.1x10 ⁵	5.1x10 ⁴	1.9x10 ⁴	1.9x10 ⁵	7.0x10 ³	1.0x10 ⁵	-
	Micro(%)	49.5	32.7	30.2	81.2	22.4	71.0	-
91 0807	Total No.	4.2x10 ⁵	1.2x10 ⁵	6.3x10 ⁴	1.5x10 ⁵	1.0x10 ⁵	2.1x10 ⁵	1.6x10 ³
	Domi.	Merism.	Phorum.	Micro.	Merism.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	31.9	40.4	38.8	48.4	39.5	53.7	45.0
	Micro. No.	1.3x10 ⁵	2.2x10 ⁴	2.5x10 ⁴	3.3x10 ⁴	4.1x10 ⁴	1.1x10 ⁵	1.7x10 ²
	Micro(%)	31.3	18.1	38.8	22.0	39.5	53.7	10.6
91 0809	Total No.	2.7x10 ⁵	1.5x10 ⁵	6.9x10 ⁴	4.6x10 ⁵	1.6x10 ⁵	3.3x10 ⁵	2.1x10 ³
	Domi.	Micro.	Micro.	Phorum.	Merism.	Merism.	Merism.	Merism.
	%	53.7	30.7	27.5	59.9	29.1	70.3	36.1
	Micro. No.	1.5x10 ⁵	4.5x10 ⁴	1.5x10 ⁴	6.7x10 ⁴	1.6x10 ⁴	9.5x10 ³	-
	Micro(%)	53.7	30.7	21.2	14.3	10.1	2.8	-

略字：付表1～3と同じ

付表4 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
91 0812	Total No.	9.2x10 ⁴	4.8x10 ⁴	9.6x10 ⁴	1.4x10 ⁵	1.1x10 ⁵	1.2x10 ⁵	2.7x10 ³
	Domi.	Phorum.	Phorim.	Phorum.	Phorum.	Coela.	Coela.	Oscila.
	%	64.1	47.2	30.5	43.5	33.2	19.0	80.0
	Micro. No.	3.0x10 ⁴	1.0x10 ⁴	1.6x10 ⁴	2.8x10 ⁴	1.4x10 ⁴	1.5x10 ⁴	2 x10
	Micro(%)	32.8	21.0	17.0	19.3	13.3	13.0	0.7
91 0815	Total No.	9.3x10 ⁴	2.8x10 ⁴	7.2x10 ⁴	1.0x10 ⁵	8.1x10 ⁴	6.8x10 ⁴	1.4x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Coela.	Phorum.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	26.2	50.1	43.2	38.1	34.0	33.2	92.1
	Micro. No.	2.4x10 ⁴	2.9x10 ²	2.5x10 ⁴	3.9x10 ⁴	2.7x10 ⁴	2.3x10 ⁴	2 x10
	Micro(%)	26.2	1.1	34.2	38.1	34.0	33.2	1.4
91 0819	Total No.	1.2x10 ⁵	9.1x10 ⁴	2.0x10 ⁴	9.4x10 ⁴	1.0x10 ⁴	6.9x10 ⁴	1.6x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Pedia.	Phorum.	Coela.	Micro.	Coela.	Oscila.
	%	69.2	82.3	39.9	37.4	50.4	38.0	94.0
	Micro. No.	8.3x10 ⁴	7.2x10 ²	7.3x10 ³	3.1x10 ⁴	5.0x10 ³	5.3x10 ³	2 x10
	Micro(%)	69.2	0.8	36.9	33.2	50.4	7.6	0.1
91 0821	Total No.	2.5x10 ⁵	6.5x10 ⁴	1.2x10 ⁴	3.3x10 ⁴	8.3x10 ³	2.7x10 ⁴	9.8x10 ³
	Domi.	Micro.	Peria.	Micro.	Coela.	Micro.	Scened.	Oscila.
	%	80.7	74.2	21.4	31.8	62.5	24.0	97.2
	Micro. No.	2.0x10 ⁵	7.1x10 ²	2.6x10 ³	9.7x10 ³	5.2x10 ³	6.2x10 ³	2 x10
	Micro(%)	80.7	1.1	21.4	28.9	62.5	23.1	0.2
91 0823	Total No.	4.1x10 ⁴	4.5x10 ⁴	1.6x10 ⁴	5.6x10 ⁴	1.6x10 ⁴	6.0x10 ³	1.1x10 ⁴
	Domi.	Phorum.	Pedia.	Scened.	Coela.	Micro.	Coela.	Oscila.
	%	38.5	44.8	48.7	56.7	43.2	34.2	95.0
	Micro. No.	1.3x10 ⁴	-	6 x10	7.3x10 ³	7.1x10 ³	1 x10	2x10
	Micro(%)	31.1	-	0.4	13.1	43.2	0.2	0.2
91 0826	Total No.	4.3x10 ⁴	3.8x10 ⁴	6.3x10 ⁴	7.9x10 ⁴	3.6x10 ⁴	4.4x10 ⁴	7.8x10 ³
	Domi.	Scened.	Oocys.	Scened.	Scened.	Phorum.	Coela.	Oscila.
	%	41.4	53.4	53.4	40.2	26.5	76.2	95.7
	Micro. No.	1.7x10 ⁴	-	4 x10	1.6x10 ³	2.6x10 ³	-	4 x10
	Micro(%)	38.9	-	0.1	2.0	7.1	-	0.5
91 0828	Total No.	5.7x10 ⁴	2.5x10 ⁴	1.4x10 ⁵	8.4x10 ⁴	6.6x10 ⁴	2.4x10 ⁴	4.3x10 ³
	Domi.	Scened.	Oocys.	Coela.	Coela.	Micro.	Coela.	Oscila.
	%	83.1	56.0	53.4	50.7	29.2	62.2	94.6
	Micro. No.	-	-	-	-	1.9x10 ⁴	-	3 x10
	Micro(%)	-	-	-	-	29.2	-	0.7
91 0830	Total No.	6.6x10 ⁴	9.7x10 ³	9.9x10 ⁴	3.5x10 ⁴	3.0x10 ⁴	1.1x10 ⁴	4.1x10 ³
	Domi.	Scened.	Scened.	Coela.	Scened.	Coela.	Coela.	Oscila.
	%	86.5	30.2	47.6	65.1	43.8	48.3	94.0
	Micro. No.	-	1.6x10 ²	-	2.2x10 ²	3.2x10 ³	-	2 x10
	Micro(%)	-	1.6	-	0.6	10.4	-	0.5

付表4 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
91 0902	Total No.	5.1×10^4	5.1×10^3	1.7×10^4	4.2×10^4	9.8×10^3	1.5×10^4	2.5×10^3
	Domi.	Scened.	Pedia.	Scened.	Scened.	Micro.	Oocys.	Oscila.
	%	92.8	51.1	69.9	75.9	27.9	61.1	99.6
	Micro. No.	-	-	-	-	2.7×10^3	-	1×10
	Micro(%)	-	-	-	-	27.0	-	0.4
91 0905	Total No.	2.6×10^3	3.8×10^4	4.5×10^3	3.1×10^4	4.1×10^4	7.3×10^4	3.6×10^3
	Domi.	Scened.	Pedia.	Scened.	Scened.	Coela.	Coela.	Oscila.
	%	80.9	51.8	28.9	84.3	91.4	78.7	68.6
	Micro. No.	-	-	3×10	-	-	-	-
	Micro(%)	-	-	0.7	-	-	-	-
91 0909	Total No.	6.4×10^3	5.1×10^4	8.2×10^3	1.3×10^4	4.8×10^3	8.8×10^4	7.6×10^3
	Domi.	Scened.	Pedia.	Scened.	Scened.	Oocys.	Coela.	Oscila.
	%	68.7	69.4	53.6	68.6	33.9	90.2	92.8
	Micro. No.	-	-	-	2.7×10^3	2.9×10^2	-	3×10
	Micro(%)	-	-	-	21.7	6.1	-	0.4
91 0912	Total No.	6.2×10^3	6.4×10^4	1.4×10^4	3.3×10^4	1.3×10^4	2.0×10^4	7.1×10^3
	Domi.	Scened.	Pedia.	Monas	Scened.	Kirch.	Oocys.	Oscila.
	%	59.9	67.1	52.5	84.4	31.4	90.1	95.4
	Micro. No.	6×10	6×10	-	1.6×10^3	-	4.0×10^2	2×10
	Micro(%)	1.0	0.1	-	4.7	-	2.0	0.3
91 0917	Total No.	1.8×10^4	3.5×10^4	8.0×10^3	2.3×10^4	9.0×10^3	2.7×10^4	1.9×10^3
	Domi.	Scened.	Pedia.	Oocys.	Scened.	Kirch.	Oocys.	Oscila.
	%	81.8	66.0	72.7	77.7	27.7	75.4	97.6
	Micro. No.	-	-	-	1.2×10^3	-	-	-
	Micro(%)	-	-	-	5.3	-	-	-
91 0926	Total No.	1.7×10^4	3.4×10^3	6.8×10^3	1.6×10^4	1.1×10^5	1.9×10^4	1.5×10^4
	Domi.	Scened.	Pedia.	Scened.	Scened.	Coela.	Scened.	Oscila.
	%	79.5	58.8	57.3	73.1	86.3	56.1	97.7
	Micro. No.	-	-	-	-	-	-	-
	Micro(%)	-	-	-	-	-	-	-

付表5 屋外実験池における植物プランクトンの優占種の変化及びマイクロキスティス現存量の変化
(1992年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
92 0806	Total No.	1.4x10 ⁵	2.8x10 ⁵	8.4x10 ⁴	1.7x10 ⁵	1.5x10 ⁵	1.1x10 ⁵	
	Domi.	Oscila.	Micro.	Oscila.	Oscila.	Oscila.	Micro.	
	%	55.5	59.8	54.0	29.4	47.6	49.2	
	Micro. No.	5.1x10 ⁴	1.7x10 ⁵	3.3x10 ⁴	4.9x10 ⁴	6.4x10 ⁴	5.3x10 ⁴	
	Micro(%)	35.8	59.8	40.2	28.7	44.1	49.2	
92 0807	Total No.	1.5x10 ⁵	1.6x10 ⁵	8.7x10 ⁴	1.3x10 ⁵	5.9x10 ⁴	1.0x10 ⁵	
	Domi.	Oscila.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	
	%	43.0	45.0	60.4	31.3	67.4	47.8	
	Micro. No.	5.9x10 ⁴	7.3x10 ⁴	5.3x10 ⁴	4.0x10 ⁴	4.0x10 ⁴	4.9x10 ⁴	
	Micro(%)	40.5	45.0	60.4	31.3	67.4	47.8	
92 0808	Total No.	1.8x10 ⁵	3.6x10 ⁵	1.6x10 ⁵	1.5x10 ⁵	1.6x10 ⁵	1.6x10 ⁵	
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Ankist.	Micro.	Micro.	
	%	33.5	61.0	57.4	28.3	49.4	39.1	
	Micro. No.	6.1x10 ⁴	2.2x10 ⁵	9.1x10 ⁴	3.4x10 ⁴	8.0x10 ⁴	6.3x10 ⁴	
	Micro(%)	33.5	61.0	57.4	22.2	49.4	39.1	
92 0810	Total No.	3.9x10 ⁵	2.2x10 ⁵	3.6x10 ⁵	1.7x10 ⁵	2.2x10 ⁵	2.6x10 ⁵	
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.	Micro.	Micro.	
	%	49.3	75.1	64.8	34.0	46.4	48.8	
	Micro. No.	1.9x10 ⁵	2.2x10 ⁵	2.3x10 ⁵	5.4x10 ⁴	1.0x10 ⁵	1.3x10 ⁵	
	Micro(%)	49.3	75.1	64.8	31.4	46.4	48.8	
92 0812	Total No.	2.5x10 ⁵	6.9x10 ⁴	2.2x10 ⁵	9.6x10 ⁴	1.3x10 ⁵	2.0x10 ⁵	
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Coela.	Kirch.	Micro.	
	%	47.5	43.7	62.1	39.9	57.6	54.1	
	Micro. No.	1.1x10 ⁵	3.0x10 ⁴	1.4x10 ⁵	3.8x10 ⁴	2.7x10 ⁴	1.1x10 ⁵	
	Micro(%)	47.5	43.7	62.1	39.1	20.3	54.1	
92 0817	Total No.	6.1x10 ⁴	1.4x10 ⁵	1.3x10 ⁵	7.4x10 ⁴	7.6x10 ⁴	1.0x10 ⁵	
	Domi.	Kirch.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	
	%	57.5	55.2	64.7	48.9	35.0	46.9	
	Micro. No.	6.0x10 ³	7.9x10 ⁴	8.4x10 ⁴	3.6x10 ⁴	2.6x10 ⁴	4.8x10 ⁴	
	Micro(%)	9.7	55.2	64.7	48.9	35.0	46.9	
92 0818	Total No.	6.5x10 ⁴	2.0x10 ⁵	1.5x10 ⁵	5.5x10 ⁴	1.5x10 ⁵	5.7x10 ⁴	
	Domi.	Kirch.	Micro.	Micro.	Phorum.	Coela.	Micro.	
	%	60.6	65.0	69.3	31.9	54.1	52.3	
	Micro. No.	2.9x10 ³	1.3x10 ⁵	1.1x10 ⁵	1.8x10 ⁴	5.0x10 ⁴	3.6x10 ⁴	
	Micro(%)	4.5	65.0	69.3	31.9	33.7	52.3	

略字: Ankist.; Ankistrodesmus sp., Quadri.; *Quadrigras* sp.

その他; 付表1~3と同じ

付表5 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
92 0819	Total No.	7.6x10 ⁴	6.7x10 ⁴	8.5x10 ⁴	1.1x10 ⁵	1.9x10 ⁵	4.4x10 ⁴	
	Domi.	Kirch.	Micro.	Micro.	Phorum.	Coela.	Micro.	
	%	67.0	51.2	60.1	44.6	42.6	39.9	
	Micro. No.	3.8x10 ³	3.4x10 ⁴	5.1x10 ⁴	2.9x10 ⁴	5.4x10 ⁴	1.8x10 ⁴	
	Micro(%)	50.2	51.2	60.1	26.3	28.9	39.9	
92 0820	Total No.	6.0x10 ⁴	1.1x10 ⁵	1.1x10 ⁵	9.7x10 ⁴	1.6x10 ⁵	3.4x10 ⁴	
	Domi.	Kirch.	Micro.	Micro.	Phorum.	Coela.	Micro.	
	%	77.8	66.8	52.1	42.6	40.8	36.2	
	Micro. No.	1.9x10 ³	7.4x10 ⁴	5.6x10 ⁴	2.7x10 ⁴	4.7x10 ⁴	1.2x10 ⁴	
	Micro(%)	31.4	66.8	52.1	27.7	29.9	36.2	
92 0821	Total No.	3.0x10 ³	8.1x10 ⁴	6.7x10 ⁴	7.7x10 ⁴	1.9x10 ⁵	5.8x10 ⁴	
	Domi.	Kirch.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	
	%	39.3	56.2	53.3	31.8	39.1	62.2	
	Micro. No.	1.0x10 ³	4.6x10 ⁴	3.6x10 ⁴	2.5x10 ⁴	7.5x10 ⁴	3.6x10 ⁴	
	Micro(%)	34.9	56.2	53.3	31.8	39.1	62.2	
92 0824	Total No.	3.2x10 ³	1.4x10 ⁴	6.7x10 ³	2.2x10 ⁴	6.1x10 ⁴	1.5x10 ⁵	
	Domi.	Coela.	Quadri.	Micro.	Phorum.	Micro.	Coela.	
	%	28.9	35.2	58.3	9.2	52.3	58.5	
	Micro. No.	6 x10	2.9x10 ³	3.9x10 ³	1.6x10 ³	3.2x10 ⁴	4.0x10 ⁴	
	Micro(%)	1.9	20.7	58.3	7.2	52.3	27.2	
92 0826	Total No.	4.0x10 ⁴	4.2x10 ⁴	1.3x10 ⁴	4.2x10 ⁴	1.5x10 ⁴	2.2x10 ⁵	
	Domi.	Coela.	Coela.	Pedia.	Scened.	Oscila.	Coela.	
	%	35.7	58.5	21.2	63.6	37.6	44.5	
	Micro. No.	-	1.3x10 ³	2.0x10 ³	9 x10	3.0x10 ³	8.2x10 ⁴	
	Micro(%)	-	3.1	15.3	0.2	19.7	37.4	
92 0828	Total No.	1.6x10 ⁵	1.3x10 ⁵	5.7x10 ⁴	5.0x10 ⁴	2.4x10 ⁴	1.6x10 ⁵	
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Scened.	Kirch.	Coela.	
	%	61.5	74.3	59.4	16.0	55.8	59.3	
	Micro. No.	-	1.0x10 ³	1.4x10 ³	6.3x10 ²	3.6x10 ³	2.4x10 ⁴	
	Micro(%)	-	0.8	2.5	1.3	15.0	15.0	
92 0831	Total No.	9.1x10 ⁴	1.6x10 ⁵	1.5x10 ⁵	2.2x10 ⁴	4.9x10 ⁴	1.9x10 ⁴	
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Kirch.	Kirch.	Scened.	
	%	77.6	66.4	61.2	61.3	25.2	33.3	
	Micro. No.	-	8 x10	3.1x10 ³	9 x10	1.0x10 ⁴	3.0x10 ²	
	Micro(%)	-	0.1	2.0	0.4	20.3	1.6	
92 0902	Total No.	3.7x10 ⁴	3.3x10 ⁵	1.3x10 ⁵	9.4x10 ⁴	8.1x10 ⁴	3.9x10 ⁴	
	Domi.	Coela.	Scened.	Coela.	Kirch.	Micro.	Oocys.	
	%	67.0	51.5	67.8	51.8	42.2	82.6	
	Micro. No.	3.9x10 ²	1.3x10 ²	2.0x10 ³	-	3.4x10 ⁴	1.1x10 ³	
	Micro(%)	1.1	0.0	1.5	-	42.2	82.6	

付表5 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
92 0904	Total No.	4.3x10 ⁴	1.8x10 ⁵	5.3x10 ⁴	4.6x10 ⁴		4.7x10 ⁴	
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Scened.		Oocys.	
	%	28.9	44.8	57.6	47.1		45.6	
	Micro. No.	9 x10	1.3x10 ²	1.9x10 ³	1.2x10 ²		1.1x10 ³	
	Micro(%)	0.2	0.1	3.7	0.3		2.3	
92 0907	Total No.	6.7x10 ⁴	1.0x10 ⁴	3.9x10 ⁴	6.1x10 ⁴	6.2x10 ⁴	9.2x10 ⁴	
	Domi.	Kirch.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Oocys.	
	%	35.5	90.7	77.7	58.7	43.6	90.5	
	Micro. No.	-	6.9x10 ²	-	1.2x10 ²	7.2x10 ³	1.2x10 ²	
	Micro(%)	-	0.7	-	0.2	11.5	0.1	
92 0909	Total No.	7.6x10 ⁴	5.5x10 ⁴	6.7x10 ⁴	8.5x10 ⁴	4.8x10 ⁴	1.5x10 ⁵	
	Domi.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	Scened.	
	%	40.0	87.4	79.4	50.4	41.4	92.7	
	Micro. No.	9x10	1.3x10 ²	1.0x10 ²	2.9x10 ²	3.4x10 ³	1.3x10 ²	
	Micro(%)	0.1	0.2	0.1	0.3	7.0	0.1	
92 0911	Total No.	4.5x10 ⁴	1.5x10 ⁴	3.7x10 ⁴	3.7x10 ⁴	3.5x10 ⁴	5.1x10 ⁴	
	Domi.	Coela.	Scened.	Scened.	Scened.	Pandor.	Pandor.	
	%	39.7	82.9	85.8	58.3	56.6	12.2	
	Micro. No.	9 x10	6.0x10 ²	-	-	2.2x10 ²	2.2x10 ²	
	Micro(%)	0.2	3.9	-	-	0.6	0.4	
92 0914	Total No.	6.8x10 ⁴	1.1x10 ⁴	8.0x10 ⁴	4.0x10 ⁴	2.6x10 ⁴	5.8x10 ⁴	
	Domi.	Scened.	Micro.	Scened.	Scened.	Pandor.	Oocys.	
	%	48.5	37.4	96.4	83.5	57.6	61.1	
	Micro. No.	9x10	4.1x10 ³	-	-	-	-	
	Micro(%)	0.1	37.4	-	-	-	-	
92 0921	Total No.	6.5x10 ⁴	1.8x10 ⁴	3.3x10 ⁴	2.9x10 ⁴	3.7x10 ⁴	4.2x10 ⁴	
	Domi.	Scened.	Coela.	Coela.	Coela.	Pandor.	Pandor.	
	%	55.7	46.3	88.0	65.3	73.8	45.3	
	Micro. No.	-	-	9 x10	-	-	-	
	Micro(%)	-	-	0.3	-	-	-	
92 0925	Total No.	6.8x10 ⁴	9.5x10 ²	2.0x10 ⁴	3.2x10 ⁴	1.7x10 ⁴	1.5x10 ⁴	
	Domi.	Scened.	Coela.	Coela.	Coela.	Pandor.	Pandor.	
	%	54.1	85.2	84.6	68.9	84.7	59.1	
	Micro. No.	8.6x10 ²	-	9 x10	-	-	-	
	Micro(%)	1.3	-	0.5	-	-	-	
92 1001	Total No.	7.7x10 ⁴	5.9x10 ⁴	2.2x10 ³	3.4x10 ⁴		2.0x10 ³	
	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.		Crypto.	
	%	64.5	89.6	92.4	72.6		44.8	
	Micro. No.	-	-	-	2.5x10 ²		-	
	Micro(%)	-	-	-	0.7		-	

付表6 屋外実験池における動物プランクトンの優占種の変化(1988年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	4800	3450	11130	4180	208	540
88	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0808	%	85	86	44	93	92	62

	Total No.	400	450	330	665	830	608
88	Domi.	Moina	Aspla.	Moina	Aspla.	Filinia	Brachi.
0810	%	25	28	30	53	27	64

	Total No.	198	1072	366	1590	1730	930
88	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Moina	Moina	Brachi.
0812	%	26	53	39	65	64	26

	Total No.	495	324	270	880	426	1030
88	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Cyclo.	Bosmi.	Filinia	Moina
0815	%	37	73	26	55	28	65

	Total No.	1750	816	1232	1432	1066	405
88	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Naupi.	Bosmi.
0818	%	47	50	36	36	35	47

	Total No.	345	608	2596	1710	1450	686
88	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.
0822	%	33	49	41	64	54	53

	Total No.	600	1600	3324	3472	429	1120
88	Domi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Cyclo.
0825	%	39	42	83	77	31	56

	Total No.	1776	1856	1820	2340	1490	1092
88	Domi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Cyclo.
0829	%	64	36	74	78	45	47

	Total No.	1248	2368	1488	2610	3156	1188
88	Domi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.
0901	%	44	37	66	70	75	43

略字 : Domi. ; 優占種, Brachi. ; *Brachionus* sp., *Moina* ; *Moina* sp., *Aspla.* ;
Asplanchna sp., Cyclo. ; *Cyclops* sp., *Filinia* ; *Filinia* sp., *Bosmi.* ;
Bosmina sp., Naupl. ; *Nauplius*

付表7 屋外実験池における動物プランクトンの優占種の変化 (1989年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	60	70	82	127	96	108
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0720	%	73	77	93	88	92	80

	Total No.	1904	1545	1775	1150	1750	2925
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0725	%	88	84	90	75	79	90

	Total No.	940	2240	750	1040	990	420
89	Domi.	Moina	Moina	Moina	Moina	Moina	Moina
0728	%	72	87	64	37	73	55

	Total No.	330	670	940	805	505	1144
89	Domi.	Moina	Moina	Moina	Moina	Moina	Moina
0731	%	58	63	37	44	47	70

	Total No.	705		663	549	648	549
89	Domi.	Bosmi.		Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.
0803	%	51		40	62	52	51

	Total No.	3208	4264	1827	1620	5425	2080
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.
0807	%	50	46	46	44	66	78

	Total No.	3105	2770	2840	2160	3430	940
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0810	%	77	75	70	64	67	59

	Total No.	7160	470	1456	5390	1495	1220
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Moina
0814	%	81	30	61	83	72	35

	Total No.	928	532	660	2660	1440	1152
89	Domi.	Moina	Moina	Moina	Brachi.	Brachi.	Moina
0817	%	32	41	55	47	64	60

	Total No.	168	3206	836	540	1200	216
89	Domi.	Cyclo.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0821	%	38	70	94	62	70	32

	Total No.	570	4064	2324	950	1460	656
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0824	%	80	79	96	79	86	84

略字：付表6と同じ

付表7 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	1905	1210	760	1740	1465	1415
89	Domi.	Brachi.	Moina	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0828	%	62	45	45	75	36	62

	Total No.	1540	1984	2768	2540	1740	2328
89	Domi.	Brachi.	Moina	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.
0901	%	19.3	51.1	27.4	30.8	49.6	34.3

	Total No.	1520	1744	1990	1310	1550	975
89	Domi.	Cyclo..	Moina	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.
0904	%	42	51	77	69	37	32

	Total No.	708	792	322	781	1004	525
89	Domi.	Cyclo.	Cyclo.	Cyclo.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.
0907	%	38	38	36	40	54	33

	Total No.	922	1833	614	470	924	426
89	Domi.	Naupl.	Brachi.	Naupl.	Naupl.	Bosmi.	Brachi.
0911	%	57	80	75	30	45	57

	Total No.	1896	3096	1552	1248	1656	696
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Naupl.	Bosmi.	Naupl.	Brachi.
0913	%	44	79	42	58	58	77

	Total No.	3575	3390	1480	900	1616	642
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Cyclo.	Bosmi.	Cyclo.	Brachi.
0916	%	60	46	40	50	55	79

	Total No.	4560	1740	1036	1535	1064	488
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Cyclo.	Bosmi.	Cyclo.	Brachi.
0918	%	67	56	46	72	47	69

	Total No.	1680	1856	640	1198	840	477
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Cyclo.	Bosmi.	Cyclo.	Cyclo.
0921	%	69	32	55	69	44	30

	Total No.	1712	1848	498	1092	650	591
89	Domi.	Brachi.	Brachi.	Cyclo.	Bosmi.	Cyclo.	Cyclo.
0924	%	67	58	40	47	66	39

	Total No.	675				460	
89	Domi.	Cyclo.				Cyclo.	
0929	%	36				33	

付表7 つづき

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Total No.	830				404	
89 Domi.	Cyclo.				Cyclo.	
1004 %	37				33	

Total No.	1404					
89 Domi.	Brachi.					
1009 %	27					

Total No.	740					
89 Domi.	Cyclo.					
1012 %	43					

Total No.	678					
89 Domi.	Naupl.					
1016 %	44					

Total No.	339					
89 Domi.	Naupl.					
1019 %	35					

Total No.	580					
89 Domi.	Daphnia					
1025 %	44					

Total No.	565					
89 Domi.	Daphnia					
1030 %	75					

Total No.	440					
89 Domi.	Daphnia					
1102 %	86					

付表8 屋外実験池における動物プランクトンの優占種の変化 (1990年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	38	58	35	62	24	15
90	Domi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Trico.	Kerat.
0728	%	58	40	43	47	50	53

	Total No.	156	702	768	1004	140	154
90	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Kerat.
0730	%	31	79	90	90	34	35

	Total No.	2943	1218	2700	1650	1466	1476
90	Domi.	Brachi.	Filini.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0801	%	83	51	90	66	80	71

	Total No.	1885	1104	688	461	7390	4560
90	Domi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.
0803	%	50.8	49.7	17.6	27.8	60.5	46.3

	Total No.	742	1143	1850	755	234	401
90	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Asplan.	Bosmi.
0806	%	58	85	84	42	40	83

	Total No.	597	716	3072	950	580	178
90	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Filini.	Bosmi.
0808	%	34.9	66.2	26.9	47.2	16.0	27.7

	Total No.	592	2048	2115	738	870	374
90	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Filini.	Bosmi.
0810	%	80	67	83	72	34	71

	Total No.	1182	2336	538	360	146	1812
90	Domi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Moina	Bosmi.
0813	%	60	46	55	52	52	37

	Total No.	1134	1765	864	840	170	416
90	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.
0815	%	55	75	31	41	47	38

	Total No.	652	910	1436	1600	405	1112
90	Domi.	Naupl.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0817	%	47	79	31	70	72	74

	Total No.	66	252	1074	1000	1716	1095
90	Domi.	Moina	Brachi.	Diapha.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0820	%	58	25	26	85	92	44

略字 : Diapha. ; *Diaphanosoma* sp., Chydor. ; *Chydorus* sp., Trico. ; *Tricocerca* sp.,
その他 ; 付表6と同じ

附表8 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	102	522	876	210	532	1360
90	Domi.	Moina	Moina	Brachi.	Bosmi.	Moina	Bosmi.
0822	%	22	68	37	62	62	43

	Total No.	61	318	755	86	439	1032
90	Domi.	Bosmi.	Moina	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.
0824	%	54	51	44	35	36	54

	Total No.	102	522	876	210	532	1360
90	Domi.	Moina	Moina	Brachi.	Bosmi.	Moina	Bosmi.
0822	%	22	68	37	62	62	43

	Total No.	61	318	755	86	439	1032
90	Domi.	Bosmi.	Moina	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.
0824	%	54	51	44	35	36	54

	Total No.	326	39	1218	1072	220	322
90	Domi.	Brachi.	-	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.
0827	%	46	-	62	98	37	51

	Total No.	573	87	1972	3830	572	486
90	Domi.	Moina.	-	Bosmi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.
0829	%	86	-	47	92	23	29

	Total No.	161	63	386	210	448	165
90	Domi.	Brachi.	-	Diapha.	Brachi.	Bosmi.	Moina
0831	%	62	-	45	46	45	30

	Total No.	2793	144	305	272	276	432
90	Domi.	Brachi.	Trico.	Bosmi.	Moina	Bosmi.	Naupl.
0903	%	91	30	79	43	39	36

	Total No.	217	135	388	276	805	2214
90	Domi.	Cyclo.	Moina	Bosmi.	Moina	Bosmi.	Brachi.
0910	%	43	30	42	36	83	45

	Total No.	1308	486	630	1486	1346	1628
90	Domi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.
0917	%	72	40	53	45	87	50

	Total No.	2020	2190	4116	5830	2274	2718
90	Domi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Chydor.
0921	%	35	80	82	71	74	49

付表8 つづき

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Total No.						3018
90 Domi.						Chydor.
0927 %						51

Total No.						3265
90 Domi.						Chydor.
1002 %						70

Total No.						2240
90 Domi.						Chydor.
1008 %						69

Total No.						1065
90 Domi.						Chydor.
1015 %						67

Total No.						1044
90 Domi.						Naupl.
1022 %						45

付表9 屋外実験池における動物プランクトンの優占種の変化 (1991年)

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	100	74	83	110	54	72
91	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0727	%	57	49	51	48	54	58

	Total No.	2216	1848	2619	1797	1416	3095
91	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0729	%	98	99	99	97	98	96

	Total No.	15778	16072	10976	5540	6441	6150
91	Domi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0731	%	97	100	99	96	97	92

	Total No.	1090	525	548	642	921	1155
91	Domi.	Moina	Moina	Moina	Aspla.	Brachi.	Brachi.
0802	%	52	47	43	31	47	46

	Total No.	297	238	1088	309	356	453
91	Domi.	Cyclo.	Moina	Moina	Naupl.	Naupl.	Cyclo.
0805	%	38	39	42	38	45	40

	Total No.	796	519	1092	312	444	498
91	Domi.	Brachi.	Moina	Moina	Cyclo.	Naupl.	Cyclo.
0807	%	48	21	35	39	48	51

	Total No.	4040	1524	480	292	434	298
91	Domi.	Brachi.	Brachi.	Moina	Naupl.	Naupl.	Bosmi.
0809	%	72	56	33	43	47	29

	Total No.	4840	2766	1806	824	350	612
91	Domi.	Moina	Brachi.	Brachi.	Moina	Naupl.	Moina
0812	%	39	56	36	38	37	23

	Total No.	1670	1161	3600	1925	1264	1570
91	Domi.	Bosmi.	Bosimi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.
0815	%	72	30	32	50	64	40

	Total No.	4472	490	2655	2668	2634	1149
91	Domi.	Bosmi.	Moina	Bosmi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.
0819	%	84	28	37	50	65	49

	Total No.	2980	463	1455	1936	1182	2037
91	Domi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.
0821	%	77	36	75	38	28	47

略字：付表6と同じ

付表9 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	4570	460	1659	1176	440	1488
91	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.
0823	%	80	32	91	43	29	57

	Total No.	2100	273	1062	1050	238	1596
91	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.
0826	%	55	36	72	58	45	58

	Total No.	4980	681	766	1086	275	1428
91	Domi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.
0828	%	79	48	42	49	40	65

	Total No.	2457	1652	2100	1056	600	1845
91	Domi.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Moina	Brachi.
0830	%	52	79	43	48	32	62

	Total No.	7960	750	5304	626	534	1239
91	Domi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Moina	Brachi.
0902	%	57	42	68	48	45	41

	Total No.	4110	512	2255	636	342	268
91	Domi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.	Cyclo.	Brachi.
0905	%	62	43	59	61	40	35

	Total No.	2620	1112	4170	520	276	358
91	Domi.	Bosmi.	Moina	Brachi.	Brachi.	Cyclo.	Brachi.
0909	%	46	53	56	35	38	43

	Total No.	2323	320	1152	302	267	1556
91	Domi.	Brachi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.
0912	%	50	31	68	26	53	84

	Total No.	1475	1932	1412	798	1941	771
91	Domi.	Bosmi.	Brachi.	Brachi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.
0917	%	73	55	51	68	90	67

	Total No.	2650	1788	2350	894	2010	850
91	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.
0926	%	88	88	84	63	93	72

付表10 屋外実験池における動物プランクトンの優占種の変化(1992年)

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	
92 0808	Total No. Domi. %	- - -	27 Brachi. 89	24 Brachi. 100	747 Brachi. 96	12 Brachi. 75	30 Moina 100
92 0810	Total No. Domi. %	240 Brachi. 91	3627 Brachi. 100	768 Brachi. 99	12060 Brachi. 98	876 Brachi. 100	192 Moina 98
92 0812	Total No. Domi. %	1983 Brachi. 99	17405 Brachi. 100	11762 Brachi. 99	15925 Brachi. 98	14250 Brachi. 99	855 Brachi. 54
92 0814	Total No. Domi. %	13350 Brachi. 99	2840 Brachi. 97	14880 Brachi. 95	6714 Brachi. 82	20478 Brachi. 97	
92 0817	Total No. Domi. %	184 - -	620 Brachi. 76	3380 Brachi. 89	1005 Moina 63	4652 Brachi. 93	13960 Brachi. 96
92 0818	Total No. Domi. %	117 - -	1900 Brachi. 80	8010 Brachi. 93	580 Moina 71	295 Moina. 42	9530 Brachi. 87
92 0819	Total No. Domi. %	152 Moina 53	2088 Moina 51	4452 Brachi. 92	1186 Moina 66	472 Moina. 45	6336 Brachi. 86
92 0820	Total No. Domi. %	1511 Moina 85	2356 Moina 51	5091 Brachi. 94	1800 Moina 51	692 Moina. 46	5689 Brachi. 91
92 0821	Total No. Domi. %	4168 Moina 96	3540 Moina 59	2810 Brachi. 80	2090 Moina 79	1455 Moina. 49	6643 Brachi. 86
92 0824	Total No. Domi. %	826 Moina 73	2156 Brachi. 44	1410 Moina 77	873 Brachi. 35	6168 Brachi. 79	928 Moina 47
92 0826	Total No. Domi. %	552 Naupl. 38	2295 Bosmi. 39	1038 Bosmi. 47	1600 Brachi. 67	1040 Moina 45	744 Brachi. 55

略字：付表6と同じ

付表10 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
	Total No.	1858	1198	1423	4460	744	3688
92	Domi.	Brachi.	Moina	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.
0828	%	54	37	66	18	38	91

	Total No.	6183	768	1608	2000	2274	4144
92	Domi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.	Moina	Bosmi.	Brachi.
0831	%	85	50	58	75	46	43

	Total No.	1950	1038	3740	3052	2250	5540
92	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.
0902	%	54	88	70	56	43	76

	Total No.	861	965	4412	2556	1872	1346
92	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.
0904	%	83	95	47	50	48	40

	Total No.	1772	1667	2972	5400	1428	1500
92	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Brachi.	Bosmi.	Bosmi.
0907	%	87	91	89	47	38	59

	Total No.	3509	2126	1545	5660	1716	1140
92	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Moina
0909	%	88	75	91	63	74	44

	Total No.	3824	2789	2558	3212	951	579
92	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Moina	Bosmi.
0911	%	91	81	84	57	48	57

	Total No.	3276	2589	4727	4108	708	654
92	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Moina	Bosmi.
0914	%	95	66	72	49	52	62

	Total No.	1953	975	681	5032	358	702
92	Domi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.	Bosmi.
0925	%	59	84	65	88	74	90

	Total No.	440	1788	224	35	336	10
92	Domi.	Moina	Bosmi.	Moina	-	Moina	-
1001	%	61	77	50	-	79	-

【平成6年12月19日編集小委員会受理】

〔国立環境研究所資料 F-72-'95/NIES〕

アオコの計量と発生状況，発生機構
—アオコ指標検討会資料—

問い合わせ先：地域環境研究グループ 福島武彦
 水圏環境部 相崎守弘

平成7年3月30日発行

発行 環境庁 国立環境研究所
〒305 茨城県つくば市小野川16番2
電 話 0298-51-6111

印刷 株式会社 イセブ
住所 茨城県つくば市天久保2-11-20