

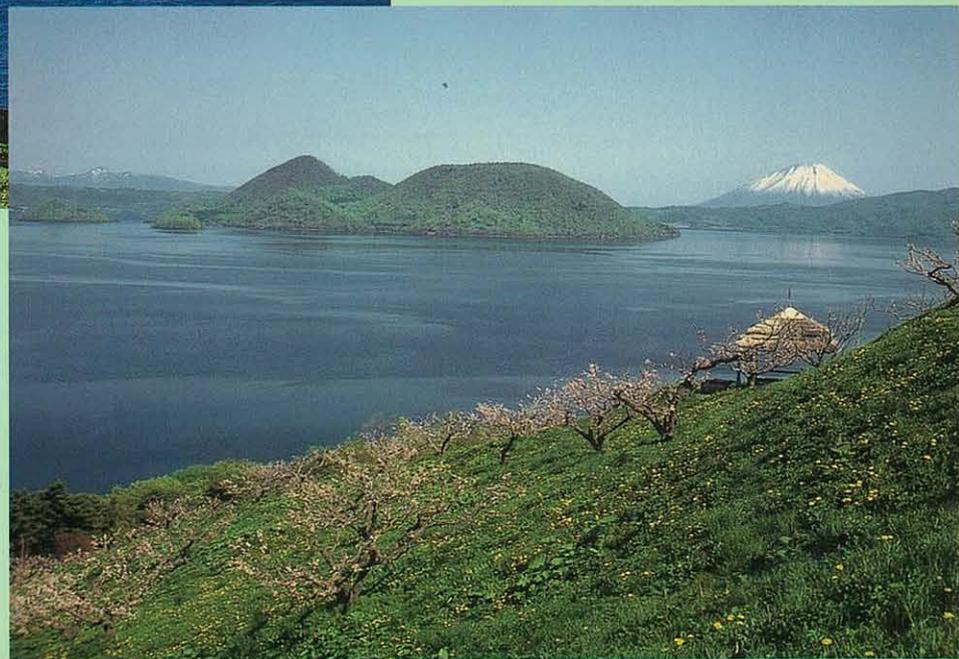
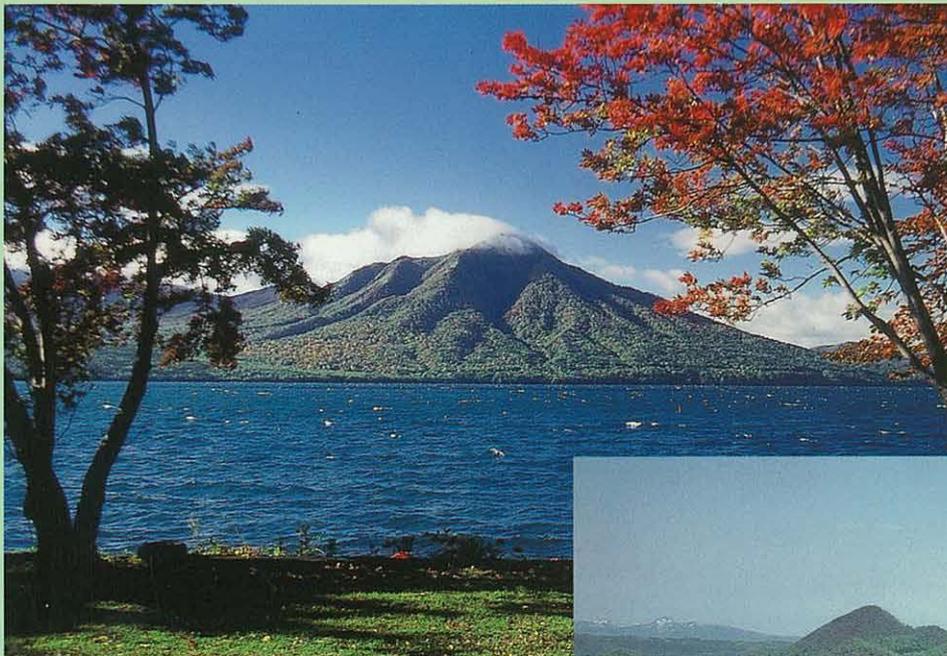
国立環境研究所研究報告 第 153 号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 153, 2000

R-153-2000

湖沼環境の変遷と保全に向けた展望

Changes in the Lake Environmental Conditions and Some Perspective on the Lake Conservation



高村 典子 編

Edited by Noriko TAKAMURA

NIES



NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

国立環境研究所研究報告 第 153 号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 153, 2000

R-153-2000

湖沼環境の変遷と保全に向けた展望

Changes in the Lake Environmental Conditions and Some Perspective on the Lake Conservation

高村 典子 編

Edited by Noriko TAKAMURA

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

序

この報告書は、国立環境研究所と地方公害研究所が湖沼を中心とした生態系について行ってきた共同研究の総括である。共同研究自体は平成6年からであるが、湖沼についての観察は20余年にわたり記録されてきている。

湖沼環境を問わず、生態系の変化を知り、その意味を解析し、生態系の中で生かされている人間の存続を計るためには長期間持続的なモニタリングが必要である。研究のテーマが比較的短期に変わらざるを得ない大学では、この任を担うのは難しい。故に、この任を担ってきたのが地方行政機関の研究者たちであるのはいわば自然の成行であった。

この20余年にわたる湖沼環境指標のモニタリングに加え、生態系がどのように機能しているかの視点からの研究努力が明らかにした主要な点は以下のものであろう。

第一に、日本の湖沼水質は高度経済成長期以降、悪化したまま改善の兆しが全くみえない。この人為的水質改良努力にもかかわらず水質が良くなるメカニズム、つまり湖沼が現在の水質を保持しようとするその resilience (保持力) の機能が明らかになってきた。

第二に、現在の環境基準に基づく指標を測定するだけでは、生態系としての湖沼環境の全容を知るには全く不十分である。それは、基準はあくまでも水を利用する人間の立場に合せて便宜的に決められたものであり、水質を保持する生態系の機能や構造についての理解が不十分だからである。

第三に、当然のことではあるが、湖沼環境は生態系の一表現であって、その生態系を構成する動植物系、微生物系、地理地質的条件などは全てが微妙に関連し、相互に影響をあたえ合っていることである。

とすれば、人間が自分自身とそれを構成し、それによって生かされている生態系に人工的作用を加える場合には、生態系の反応を慎重に、注意深く見定めていかなければならない。適応的管理 (adaptive management) の概念が注目されるゆえんである。そのためには、今までよりもはるかに多様な視点をもって観察することが必要になる。

具体的には、湖の護岸工事や水路の変更といった人工的作用を与える場合には、それが湖沼生態系に及ぼす影響と、生態系が示す反応をまず知らなければならない。そういった用心深さがなければ、人間の利益のために望んだことがより深刻な生態系の崩壊に連なる可能性があるこ

とを報告書が示唆しているといえよう。

陸水学といわず、もろもろの環境科学により得られる知見から伺われる一つの原理がある。それは、この地球という狭い閉鎖系において生ずる「一つの事象は他の全ての事象に連っている」ということ、二十数世紀前、すでに見出されていた縁起 (pratitya-samtpada) の法則である。

科学技術という舳斗雲に乗って、無限の飛行が可能であるかの幻想を抱いたのなら、孫悟空は目を覚すべきである。

平成 12 年 3 月

国立環境研究所

所 長 大 井 玄

執筆者一覧 (カッコ内は2000年3月現在の所属)

三上英敏, 北海道環境科学研究センター, 環境科学部, 地域環境科, 研究職員

〒060-0819, 北海道札幌市北区北19条西12丁目, tel: 011-747-2211, fax: 011-747-3254

五十嵐聖貴, 北海道環境科学研究センター, 環境科学部, 地域環境科, 研究職員

〒060-0819, 北海道札幌市北区北19条西12丁目, tel: 011-747-2211, fax: 011-747-3254

石川 靖, 北海道環境科学研究センター, 環境保全部, 水質環境科, 研究職員

〒060-0819, 北海道札幌市北区北19条西12丁目, tel: 011-747-2211, fax: 011-747-3254

高野敬志, 北海道立衛生研究所, 生活科学部, 飲料水衛生科, 研究職員

〒060-0819, 北海道札幌市北区北19条西12丁目, tel: 011-747-2211, fax: 011-736-9476

今田和史, 北海道立水産孵化場, 森支場, 支場長

〒061-1433, 北海道恵庭市北柏木町3-373, tel: 0123-32-2135, fax: 0123-34-7233

(現在: 森支場, 〒049-2307, 茅部郡森町字白川37-2, tel: 01374-2-2632, fax: 01374-2-2438)

中島 孝, 栃木県保健環境センター, 水環境部 (現在: 化学部), 主任研究員

〒329-1196, 栃木県河内町下岡本2145-13, tel: 028-673-9070, fax: 028-673-9071

関口忠男, 栃木県保健環境センター, 水環境部, 水環境部長

〒329-1196, 栃木県河内町下岡本2145-13, tel: 028-673-9070, fax: 028-673-9071

中川 恵, 国立環境研究所, 地域環境研究グループ, 開発途上国生態系管理研究チーム

委託技師 ((株)環境研究センター, 環境部)

〒305-0053, 茨城県つくば市小野川16-2, tel: 0298-50-2471, fax: 0298-50-2471

高村典子, 国立環境研究所, 地域環境研究グループ, 開発途上国生態系管理研究チーム, 総合研究官

〒305-0053, 茨城県つくば市小野川16-2, tel: 0298-50-2471, fax: 0298-50-2471

松重一夫, 国立環境研究所, 地域環境研究グループ, 湖沼保全研究チーム, 主任研究員

〒305-0053, 茨城県つくば市小野川16-2, tel: 0298-50-2527

片谷千恵子, 福井県環境科学センター, 水質科学部, 生活環境研究グループ, 主任研究員

〒910-0825, 福井県福井市原目町39-4, tel: 0776-54-5630, fax: 0776-54-8759

(現在: 福井県消費生活センター, 〒910-0005, 福井市大手3丁目11-17, tel: 0776-22-1102

fax: 0177-36-5419)

高田敏夫, 福井県環境科学センター, 水質科学部, 生活環境研究グループ, 総括研究員

〒910-0825, 福井県福井市原目町 39-4, tel : 0776-54-5630, fax : 0776-54-8759

山中 直, 滋賀県立衛生環境センター, 水質科, 水質係長

〒520-0834, 滋賀県大津市御殿浜 13-45, tel : 077-537-3050

(現在 : 滋賀県琵琶湖環境部, 環境政策課, 専門員, 〒520-0044, 滋賀県大津市京町 4-1-1

tel : 077-524-1121, fax : 077-528-4830)

笹尾敦子, 福岡県保健環境研究所, 環境科学部, 環境生物課, 専門研究員

〒818-0135, 福岡県太宰府市大字向佐野 39, tel : 092-921-9951, fax : 092-928-1203

平江多績, 鹿児島県環境センター, 水質部, 研究員

〒892-0835, 鹿児島県城南町 18, tel : 099-225-5131, fax : 099-226-5762

(現在 : 熊毛支庁, 農林水産課, 水産係, 水産改良技師, 〒891-3101, 鹿児島県西之表市西之表 7590

tel : 09972-2-1131, fax : 09972-2-1729)

湖沼環境の変遷と保全に向けた展望

Changes in the Lake Environmental Conditions and Some Perspective on the Lake Conservation

目次

序文 (大井 玄)

執筆者一覧

緒言：生態系を理解した湖沼保全に結びつけるために (高村典子)	1
01. 網走湖の陸水学的特徴と長期的環境変化 (三上英敏)	5
02. 阿寒湖の陸水学的特徴とその変遷 (五十嵐聖貴・石川 靖・三上英敏)	34
03. 水質および生物相の長期変化からみた茨戸湖 (北海道) の環境 (高野敬志)	55
04. 支笏湖の水質環境と漁業の変遷 (今田和史)	70
05. 洞爺湖の水質環境と漁業の変遷 (今田和史)	83
06. 北海道渡島大沼の環境の長期的変遷 (石川 靖)	98
07. 中禅寺湖の湖沼環境の現状と保全にむけての問題点 (中島 孝・関口忠男)	124
08. 湯の湖の湖沼環境の現状と保全にむけての問題点 (中島 孝・関口忠男)	150
09. 霞ヶ浦における水質及びプランクトン群集の季節変動 (中川 恵・高村典子・松重一夫)	173
10. 北潟湖における水質と湖沼環境の現状 (片谷千恵子・高田敏夫)	191
11. 水月・三方湖における水質と湖沼環境の現状 (片谷千恵子・高田敏夫)	200
12. 琵琶湖における近年の水質変動とプランクトン相の変遷 (山中 直)	217
13. 福岡県内ダム湖の水質及び植物プランクトンの推移－日向神ダム湖、力丸ダム湖、 広川ダム湖－ (笹尾敦子)	228
14. 鰻池の水質 (平江多績)	238
15. 池田湖の周辺環境と水質 (平江多績)	242

緒言

生態系を理解した湖沼保全に結びつけるために

高村典子

国立環境研究所地域環境研究グループ (〒305-0053 つくば市小野川 16-2)

Noriko Takamura

*Regional Environmental Division, National Institute for Environmental Studies, onogawa 16-2,
Tsukuba 305-0053, Japan*

1. 湖沼環境の研究の経緯

わが国では1971年に行政上の目標となる湖沼の水質環境基準が設定された。内容は、ここで改めていうまでもないが、湖沼をその利用目的に応じて4類型に分け、生活環境項目として5項目(pH、COD、SS、DO、大腸菌群数)についての基準値を設け、その達成を目指すものである。さらに、1982年から、同様に湖沼をその利用目的に応じて5類型に分け、全窒素・全りんに係る環境基準の設定が行われ、その監視も義務付けられた。対象となる湖沼は「天然湖沼及び貯水量100万立方メートル以上の人工湖」である。そのため、ほとんどの都道府県では、各自治体の研究者が水質汚濁防止法による湖沼水質の監視やその管理業務に携わってきた。

わが国の湖沼水質の悪化は1960年代の高度経済成長時に急速に進んだ感がある。そのため、1974年に設立された国立公害研究所でも、霞ヶ浦を中心とした湖沼の富栄養化機構の解明とその防止に関するプロジェクト研究が、三十数名の研究者の参画により実施された。同じ頃に多くの自治体で、いわゆる「公害研究所」が発足した。問題となる湖沼をかかえる自治体では、法律で義務づけられた項目のモニタリングだけでなく、測定項目を増やしてデータを蓄積し、また、必要に応じて富栄養化の機構や富栄養化防止策についての研究がなされた。

湖沼水質に密接に関係する植物プランクトンは、陸上植物と異なり生きていく炭素プール分が小さく、ほとんどが日単位のタイムスケールで迅速に回転する微小生物で構成されており、一年を通じた湖水の温度変

化、それによって生じる湖水の循環、そして、それらに伴って起こる環境変化に敏感に反応して変化する。そのため、湖沼水質と生物群集のモニタリングは、少なくとも月に一度の頻度で行われてきた。科学技術が進歩したとはいえ、水質は船に測定機器を設置し、船を走らせるとデータが出てくるたぐいのものはない。自動分析計が使える場合でも、船を出し、水を汲んで持ち帰り、前処理をした上で自動分析計にかける。生物項目では、顕微鏡下で人の目により種類を確認しながら数えるという作業を行う。生物の種類の同定は、ラフに行うことを前提としても、最低で2~3年のトレーニングを必要とする。湖沼形態によっては、複数地点の深度別調査が必要である。そのため、「モニタリング作業に追われて、データを解析する時間がとれない。」というのが、現場調査を行っている研究者の本音かもしれない。

また、湖沼の水質や生物群集の変化に及ぼす要因は複合的であるため、モニタリングのデータだけでは因果関係がつかめず論文が書きにくい。しかし、こうしたモニタリング調査は、湖沼環境の現状把握のためには不可欠であり、予算が断続的にしかつかない大学ではなく、行政機関が担当してきた故に続いてきた。わが国の湖沼環境の保全に、こうした行政機関の研究者が果たしてきた役割は大きいと考えられる。

しかし、こうした努力にもかかわらず、日本の湖沼水質は改善の兆しが全くみえない状況にある。COD濃度でみる日本の湖沼水質の環境基準達成率は、ここ25年余り50%未満で推移してきており、増加の傾向が認められていない。成果が現れない問題には研究費もつき

にくい。さらに、最近、いわゆる環境ホルモンなどに代表される緊急に取り組むべき新しい環境問題が増加し、ここ数年にわたり、行政機関の研究者による湖沼環境保全への研究展開は停滞気味である。

2. 真に必要な研究

さて、日本の湖沼研究は、1899年に、田中阿歌磨が山中湖で錘を投げ、深度と水温を測ったのが始まりとされる。日本陸水学会は日本における湖沼研究100周年を記念して、1999年10月彦根の滋賀県立大学において公開シンポジウムを企画し、その一環に「Limnology」の著者であるWetzel博士の招待講演(Wetzel, 1999)があった。氏は、陸水学の社会的責任として、「21世紀に人類が直面する最も重大な自然資源問題は、量そして質ともに満足できる淡水資源の確保であり、このために陸水学と水管理の専門家は、あらゆる英知を集め行動する責任がある。」と述べている。続けて、「淡水の生態系は生物システムであり、水質は自然環境下の生物過程で制御されており、生物地球科学的システムとして解析し管理する必要がある。工学的な解決方法だけでは十分ではない。・・・水域生態系の管理を成功させるためには、生態系がどのように機能しているかを知ることが不可欠である。水の利用効率を最大に高め、良質な水質を保持し、保全の費用を最小限にするためには、生物学的な理解、すなわち、水質がどのように維持され、水域生態系がどのように動いているかを理解することが必要である。」さらに、こうしたことを明らかにしていくには、水質汚濁の状態を単にモニターするだけでなく、生物学的なシステムが、なぜそのように働くのかを理解するための研究が必要で、そのためには、新しい実験的手法を用いた集中的研究が不可欠である、と主張している。

ここに、淡水とその生態系の保全に向けた研究のひとつの方向性をみることができる。Wetzel博士が指摘しているように、現在実施されているような湖沼環境のモニタリングの継続だけでは湖沼環境は保全できない。モニタリングの結果を、なぜ、そのように変化しているのか、という点まで突きつめる実験的かつ集中的な研究が求められる。それを可能にしていくには、

湖沼環境保全に携わる研究者の見識や新しい研究に対する意気込みだけでなく、それを支援していく研究制度にもかかっているといえよう。すでに、獲得されたモニタリングのノウハウや、これまで蓄積された調査結果が、今後の湖沼環境保全に有効に生かされていくかどうかは、実にこの点にかかっている。

湖沼管理および湖沼水質の保全は、治水と利水を目的に行われてきたが、今後は生態系機能や生物多様性等の自然環境に配慮したものである必要がある。Wetzel博士の言葉を繰り返すと、湖沼生態系は生物システムであり、良質な水は生物過程に制御されている。湖沼の生物群集の理解とその保全をなくしては、湖はよみがえらない。

3. 生態系を理解した保全を

水質汚濁防止法にある環境基準は、富栄養化によって変わる湖沼生態系の変化に合わせて作られたものではなく、あくまで水を利用する人間の立場にあわせて便宜的に決められたものにすぎない。湖沼環境について、COD濃度だけをみて判断することは危険である。例えば、福島県猪苗代湖は日本で第4の面積をほこる代表的な湖であるが酸性の流入河川の影響でpHが低いため生物活性は低く、従ってCOD濃度は0.5ppmと低い。この湖の環境基準値はCOD濃度で3ppm(霞ヶ浦と同じ基準である!)と高く、数値の上では水質環境は極めて良好、とされる。しかし、地元住民には猪苗代湖が最近特に汚れてきたとの危機感が強い。実際、湖沼のpHが上昇傾向にあり、河川流入部付近の浅瀬ではpHが中性になると同時に窒素・リンの値が高くなり水質の悪化が顕在化している。このまま、pHの上昇が続いていけば、生物活性の増加とともに、浅瀬付近ではアオコの発生が起こると考えられる。また、鹿児島県池田湖は厳寒の年のみ全層循環が起こる亜熱帯湖である。近年は暖かい年が多く1990年以来全層循環がおこっていない(平江, 2000)。そのため、表層の水の窒素・リンの濃度は減少傾向にあるが、深層では窒素・リンの濃度が急激な上昇を示している。法律で決められた表層の水の調査だけでは富栄養化は検知されえない。

モニタリングでは、湖沼生態系の機能が大きく変わ

る節目を、しっかりと把握することが大切である。成層する深い湖での事例で考えてみると、湖沼が貧栄養なあいだは、プランクトンを中心とする有機物は、いずれ湖底へと沈降し、沈降した有機物に含まれたリンは底泥に堆積する。好気的な条件のもとでリンは底にトラップされる。これは貧栄養湖で働く浄化作用であり、貧栄養系を保とうと働く生態系のresilienceである。しかし、富栄養化が進むと湖底での有機物の分解量が増え、酸素濃度が減少する。底泥が嫌気的になるとそこでリンの溶出が起こり、循環期に栄養塩が表層にもたらされ植物プランクトンが増える。そうすると、湖は外部からの栄養塩負荷がなくとも富栄養化した状態で安定化しようとする。一旦富栄養化した湖沼で、負荷削減の効果が現れてこないのは、この富栄養湖のresilienceのためである。従って、富栄養化の兆しのみえる湖では、成層期の酸素濃度の垂直モニタリングを行い、こうした湖沼生態系の機能変化を阻止することを最優先しなければならない。

浅い湖は本来沿岸域に水生植物帯が発達する。浅い湖では、この水生植物帯の有無が湖沼生態系の機能に大きく関係すると考えられる。特に沈水植物が繁茂している系とそうでない系では、栄養塩の負荷量と植物プランクトンの量を表すクロロフィル量の関係が大きく異なってくる(図)。すなわち、同じ負荷があっても沈水植物のある系では、それ自体が栄養分を吸収して増えるため、植物プランクトンの量は低く押さえられる。しかし、沈水植物のある系で、急激な富栄養化が進むとか、また護岸工事などで水生植物の生育が阻害を受けると、植物プランクトンの大量発生により透明度が低下し、光透過の阻害により、ますます沈水植物の喪失がおこる。そうすると、湖沼生態系の機能は大きく変化し、図にあるように、同じ栄養塩負荷量に係わらず湖沼水質は圧倒的に悪くなる。この系間の移行は簡単には起こらない。沈水植物のない系からある系にもどすには、図のP点まで水質を回復させ、光の透過量を上げる必要が生じる。現在の霞ヶ浦では、護岸工事などの影響も加わり水生植物帯がほとんどなくなってしまった。外部負荷をいくら押さえても、底泥からの溶出のため水質が回復しない状況にある。そうした霞ヶ浦の水質を回復するには、本来備わっていた

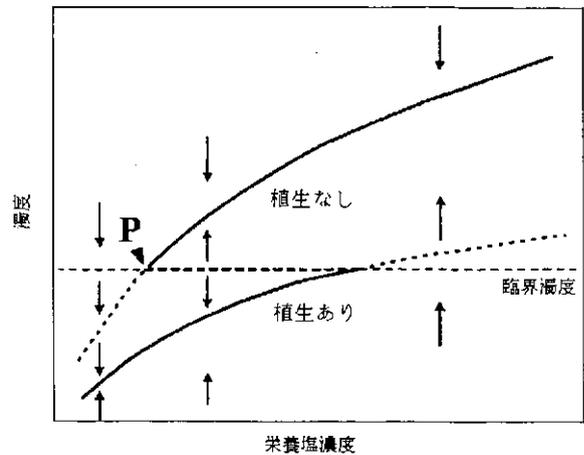


図 沈水植物の植生がある系とない系での水中の栄養塩と濁度の関係。臨界濁度を越えたとき沈水植物の植生の消滅により引き起こされるもう一つの平衡関係。矢印は系が平衡状態でないときに変化する方向を示す。Scheffer *et al.* (1993) を改変。

水生植物帯を回復させることが極めて重要である、と考える。

重金属などの有害物質が湖沼生態系へ導入されると、まず、生態系の構成要素である生物種の変化が起こることによって系はそれまでの機能を保とうとする。生態系の攪乱物質に対し、生物種がより敏感に変化するため、生物モニタリングが大きな意味をもつ。この生物群集の変化の原因が明らかになれば、湖沼管理は大きく進展できる。

4. 湖沼管理のあるべき姿

湖沼の研究者、特に水質保全行政に携わっている自治体の研究者は、湖沼の管理や事業主体である建設省と密接な連携をとり研究を進める必要がある。例えば、霞ヶ浦でいうと、過去に建設省が行ったさまざまな湖沼改変事業の是非を霞ヶ浦の環境調査を行っている研究者が問われることはもちろんなかったし、浚渫事業の計画、護岸工事の計画と方法、水門操作、水位変動なども積極的に知らされるわけではなかった。しかし、水質や生物のモニタリングには、こうした要因が少なからず影響していたはずである。また、大きな事業の影響評価は環境保全のために必要な重要な研究事例となる。

現在の科学的知識では多くの事業の影響を十分に予測できない。そのため、最近では、仮説提示をした実験的な管理により、モニタリングで検証を繰り返しながら、よりよい管理をめざそうという Adaptive Management (適応的管理) が提唱されている (Christensen *et al.*, 1997)。こうした適応的管理に、研究者を積極的に活用し、これまで蓄積してきた研究者たちのノウハウを活かしてほしいと願う。適応的管理は、すべての過程が情報公開されるために、当然、事業主だけでなく研究者にも大きな説明責任が伴うことはいまでもない。

5. 最後に：本書の目的

国立環境研究所では地方公害研究所との共同研究を実施している。平成6年度から、栄養レベルの異なる湖沼の水質と生態系構成要素の比較研究を目的として、年度末に研究会を開催し、湖沼水質の監視や管理業務に携わる地方自治体の研究者との交流を行ってきた。この研究会は、「居ながらにして日本の最新の湖沼環境情報がわかる」という便利な会であったが、各湖沼ともに20年余りにおよぶデータも蓄積されたことでもあり、それぞれの担当湖沼の環境変化について総括し、今後の湖沼保全を考えるための資料として残したい、との希望が出たため本報告書を編集した。読んでいただければおわかりいただけるが、冬期3~4ヶ月結氷する北海道の湖沼、一方で最低水温が11℃で厳寒の年だけに全層循環がおこる鹿児島県池田湖と、日本の湖沼環境は多様である。しかし、どの湖沼もさまざまな人為的変化を受けてきている。また、湖沼研究への対応は各自治体でさまざまであり、多くの天然湖沼のある北海道では専任の研究者が担当しているが、3年で担当が変わる県もある。すでに、モニタリング業務を委託で行っている県もある。本報告は、それぞれ異なった立場の研究者からの発信である。湖沼研究を任されている行政機関の研究者の報告文として、批判的に読んでいただければ幸いである。

なお、国立環境研究所研究報告R-146「十和田湖の生態系管理に向けて」は、本研究会に参加していただいた青森県環境保健センターと別のかたちの共同研究を

進めたものである。十和田湖で起こったワカサギの侵入が食物連鎖を通して水質に及ぼした影響について報告した。あわせて、参照していただければ幸いである。

最後に、執筆を計画してから仕上げに3年ほども要したため、執筆一覧で示したとおり複数の方は部署が異動されている。編集時に引継いで対応して下さった滋賀県立衛生環境センター水質科 藤原直樹氏、鹿児島県環境センター水質部 東小蘭卓志、榮哲浩の両氏にお礼申し上げる。また、本報告書の割付はすべて当研究室の中川恵さんが担当して下さった。その際、多くの図表を書きなおし、引用文献の不備のチェックをしていただいた。記して謝意を表します。

表紙の写真は左上支笏湖、右上北潟湖、左下広川ダム、右下洞爺湖、裏表紙の写真は上から網走湖、中禅寺湖、湯の湖、茨戸湖、渡島大沼である。撮影は中禅寺湖は新堀精一氏、湯の湖は長竹一雄氏、それ以外の湖沼は各担当者による。

6. 引用文献

- Christensen N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner and R. G. Woodmansee (1996) : The report to the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, 6 : 665-691.
- 平江多績 (2000) : 池田湖の周辺環境と水質. 国立環境研究所研究報告, 153(R-153-2000) : 242-249.
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, and B. Moss (1993) : Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* : 275-279.
- Wetzel, R. G. (1999) : *Freshwater Ecology: Changes, Requirements, Future Demands*. 日本陸水学会大64回大会公開シンポジウム (B) : 1-8.

網走湖の陸水学的特徴と長期的環境変化

三上英敏

北海道環境科学研究センター(〒060-0819 札幌市北区北19条西12丁目)

Long-term Changes in Lake Environmental Conditions in Lake Abashiri

Hidetoshi Mikami

Hokkaido Institute of Environmental Sciences, N-19 W-12 Kita-Ward, Sapporo, Hokkaido 060-0819, Japan

1. はじめに

網走湖は北海道東部のオホーツク海に面しており、1級河川網走川の下流部に形成された汽水湖である。網走湖周辺は全て「網走国定公園」に指定されており国の保全を受けている地域である。また、一部湖岸は「鳥獣保護区」に指定されておりオジロワシやアオサギの主要な繁殖地である。網走湖の東岸には湿地帯が広がり、「女満別湿生植物群落」は特別天然記念物となっており、春にはミズバショウの美しい花がみられる。網走湖周辺は観光地としても有名で、湖岸にはキャンプ場、ボート競艇場、湖畔公園等が整備されている。湖東部の天都山には「北方民族博物館」や「オホーツク流水館」といった観光施設があり、ここから望む網走湖は絶景である。

網走湖は北海道内で最大の流域をもつ湖沼であるために、栄養塩類が長期にわたり流入し蓄積してきたと考えられている。さらに、湖内最深部が流出部より深いことから、満潮時に逆流してきた海水が湖内下部に侵入することにより慢性的な密度成層を形成した部分循環湖である。それ故、湖内下部は嫌氣的となり大量の硫化水素や無機栄養塩類が溶存状態で蓄積している。流域からの栄養塩類の流入と嫌気層(下部)からの供給により、網走湖は比較的以前から、好気層(上部)の栄養塩レベルが高く典型的な富栄養湖であった。従って、夏期になると *Anabaena* による大規模な水の華が発生することも多い。

1987年に硫化水素を含んだ嫌気層の水塊が強風のため表面に湧昇する、いわゆる「青潮」現象が起きたため魚類等のへい死がおきた。その後も時々青潮の発生

がみられており、漁業関係者から危惧されている。網走湖は *Anabaena* による水の華の出現と青潮の発生という環境上大きな問題をかかえている。

一方、網走湖では古くから水産業も盛んで、独特の汽水的環境により魚種も豊富でかつ水上げ量が多い。特に網走湖のシジミは高価で取り引きされ、さらにワカサギは豊富な漁獲量だけでなく他湖沼への卵の供給基地としての役割も担っており、網走湖がもたらす水産面での経済効果は大きい。

以上のように、部分循環湖としての特異的な性状と陸水学的研究価値、水産資源の重要性と保護策の模索、環境問題とその改善の必要性の背景から、網走湖の調査研究は北海道の他の湖沼に比べるとこれまで比較的詳細になされてきた。本報告では、網走湖に関する既往文献と当センターで調査研究を行ってきたデータを整理し、網走湖における陸水学的特徴をまとめ、長期的環境変化について考察してみた。

2. 諸元

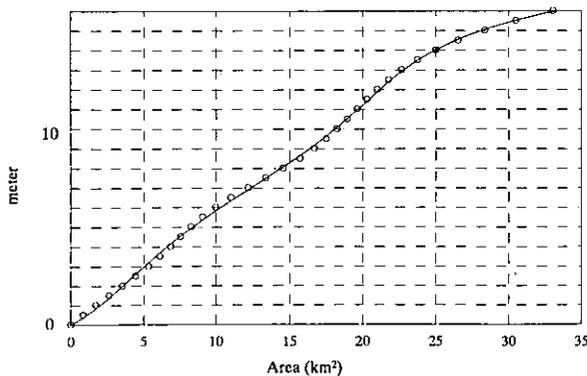
網走湖の流域を含めた位置図および物理的諸元をそれぞれ図1および表1に示した。網走湖は網走市と女満別町にまたがる平均水深7.0m、最大水深16.1m、周囲長44km、湖面積33km²、湖容積2億3千m³の海跡湖であり、地理的には一級河川網走川の下流部に位置している。集水域は北海道内湖沼では最も大きく1258.7km²であり、網走市、女満別町、美幌町および津別町にまたがっている。その集水域の土地利用は全体の18%が田畑で、畑作を中心とした農業もさかんである。河川環境管理財団(1988)によれば、網走湖の流入



図1 網走湖とその流域

河川は10河川あり、そのうち北海道開発局網走開発建設部(1992, 1993)はおもな流入河川である網走川、トマップ川、女満別川、リヤウシ川およびサラカオ・マキキン川の5河川と網走川の付近に流入する農業用水について調査を行っている。その調査データを参考に、網走湖に流入するおもな河川の流量を表2に示した。表からわかるように、網走川が総流入量の70~90%を占めていることがわかる。全流入河川合計流量の単純平均値から年間流入量を算出すると、 $4.8 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ となる。一方、中尾(1988)によれば1890年から97年間の網走における年平均降水量830mmのうち、流域の年間蒸発量は404mmと見積もられ湖へ流入するのは実際に年間400mm程度と示しており、これに流域面積を乗じて網走湖に流入する年間流入量を算出すると $5.5 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ という値が得られる。

また、流入河川による負荷量はTNが



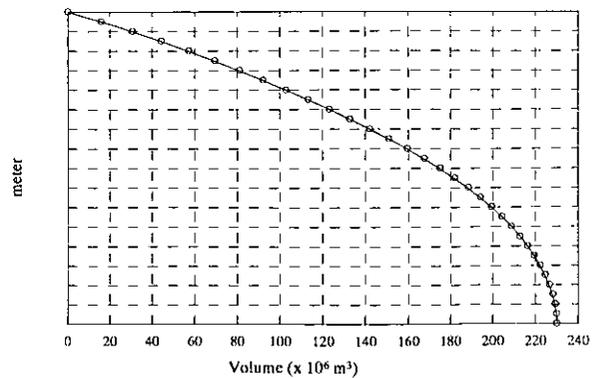
近似式

$$\text{Area}(h) = a_5 h^5 + a_4 h^4 + a_3 h^3 + a_2 h^2 + a_1 h + a_0$$

$$\begin{aligned} a_0 &= 0 \\ a_1 &= 2.401 \\ a_2 &= -0.4877 \\ a_3 &= 0.10739 \\ a_4 &= -0.009065 \\ a_5 &= 0.0002612 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Area} &: [\text{km}^2] \\ h &: [\text{m}] \end{aligned}$$

図2 網走湖における水深と面積の関係



近似式

$$\text{Volume}(h) = b_6 h^6 + b_5 h^5 + b_4 h^4 + b_3 h^3 + b_2 h^2 + b_1 h + b_0$$

$$\begin{aligned} b_0 &= 230.2 \\ b_1 &= 0 \\ b_2 &= -1.200 \\ b_3 &= 0.1626 \\ b_4 &= -0.02685 \\ b_5 &= 0.001813 \\ b_6 &= -0.0000435 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Volume} &: [10^6 \text{ m}^3] \\ h &: [\text{m}] \end{aligned}$$

図3 網走湖における水深と湖容積の関係

約 1600kg d⁻¹、TP が約 110kg d⁻¹ (北海道開発局網走開発建設部, 1992, 1993) と大きく、集水域が広大なために面源負荷による影響が他湖沼に比べて大きく、それによって網走湖は富栄養化しやすい環境にある。

流出は湖北東部から網走川を通じて流出し約 7km で海に到達する。海から比較的近いことから、大潮の満潮時には海水が湖内へ逆流する。湖の流出部は最深部に比較してかなり浅く逆流進入してきた海水は湖内下部に停滞して強固な塩分成層を形成するため、網走湖は典型的な部分循環湖である。

今田ら (1995) は 5 万分の 1 地形図よりコンピュータとデジタイザーを用いて水深別に面積を計量し、水深面積図および水深容積図を示した。今田氏の協力を得て 0.5m 間隔の水深における湖面積の計量値を用いて水深と面積の関係を 5 次多項式の近似式と共に図 2 に示した。また図 3 に、水深別の面積計量値を用いて Wetzel *et al.* (1991) に従って求めた 0.5m 間隔の容積計算値をプロットし、図 2 の水深・面積間の近似式を積分して求めた水深・容積式の曲線とともに示した。図 2 の水深面積図はほぼ直線的であるが、表層から 2m 層位までは下層部より面積変化の度合いが急である。また、表面積の 50% となるのは 7m 層あたりである。

表 1 に示した網走湖の滞留時間は、中尾 (1988) による集水域の蒸発量を差し引くことによって仮定した年間流入量と網走湖容積を用いて求めた値である。また、表 2 に示した全流入河川による総流量の平均値を用いて対流時間を算出すると約 0.58 年という値が得られる。しかし、部分循環湖である網走湖は、上層部の好気層と深層部の嫌気層に分かれており、強固な密度成

層により 2 層の水の交換は極めて少ない。よって滞留時間も好気層と嫌気層では大きく異なり、好気層においては流入した淡水のほとんどがそこに滞留して流出すると考えられる。中尾 (1988) による網走湖への流入水量を

用いて、好気層の水深が 6m で流入水がすべて好気層に滞留し流出すると仮定すると、好気層の滞留時間は約 0.26 年という値が得られる。

3. 方法

本報告の「4-1. 好気層の栄養レベルと水質の水平的差異」および「4-4. 好気層の長期的環境変遷」については、公共用水域測定結果を基にまとめた。

図 4 に網走湖の公共用水域の測定地点図を示した。網走湖の公共用水域の測定地点は、網走川の流入口沖 Sta.1、湖心 (最深部) Sta.2、その下流部 Sta.3 および網走川流出直前 Sta.4 である。公共用水域の調査頻度は、1973～1976 年度は年 4 回から 8 回で年度により異なるが、1986 年以降は年 8 回 (5、6、7、8、9、10、11、2 月) である。

湖心である Sta.2 において様々な項目において鉛直調査を実施した。水温および溶存酸素は、サーミスター温度計付き DO メーター (YSI MODEL58) による直接測定より求めたか、あるいは棒状水銀温度計およびウ

表 1 網走湖の諸元

長軸長さ	11	km
幅	4	km
周囲長	44	km
湖面積	33	km ²
最大水深	16.1	m
平均水深	7	m
湖容積	2.3 × 10 ⁸	m ³
流域面積	1258.7	km ²
滞留時間	0.42	年

表 2 網走湖の流入河川流量 単位 : m³ d⁻¹ () 内は全体に対する割合

	5/22	8/8	11/20	1/19	4/8
網走川	934,000 (76.3)	804,700 (71.6)	1,025,300 (88.1)	778,300 (90.5)	2,027,800 (89.9)
トマップ川	8,500 (0.7)	4,800 (0.4)	10,200 (0.9)	6,900 (0.8)	13,500 (0.6)
女満別川	90,300 (7.4)	61,600 (5.5)	111,600 (9.6)	72,600 (8.4)	138,500 (6.1)
リヤウシ川	2,200 (0.2)	1,100 (0.1)	3,800 (0.3)	2,000 (0.2)	5,800 (0.3)
サラカオ・マキキン川	121,600 (9.9)	159,000 (14.2)	12,400 (1.1)	0 (0.0)	53,900 (2.4)
その他	68,300 (5.6)	92,200 (8.2)	0 (0.0)	0 (0.0)	16,800 (0.7)
計	1,224,900	1,123,400	1,163,300	859,800	2,256,300

参考) 北海道開発局網走開発建設部 (1992, 1993)

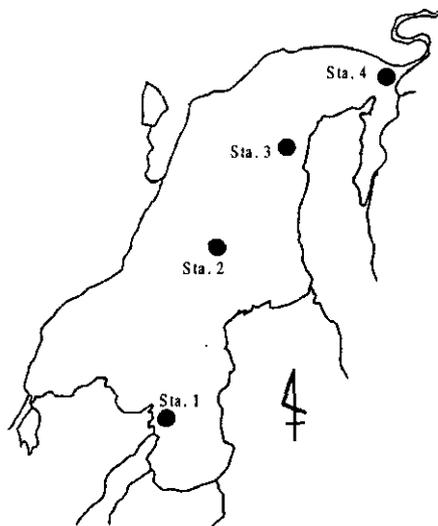


図4 網走湖における公共用水域の測定地点

インクラ法によって求めた。溶存硫化水素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。一部の調査ではメチレンブルー法でも同時分析を行ったが、ほとんど同様な結果が得られた。

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、必要に応じた水質項目に関して分析を行った。塩化物イオンは硝酸銀滴定法、チオシアン酸水銀(Ⅱ)法またはイオンクロマトグラフ法(ダイオネクスDX100型)にて測定した。溶存有機炭素および溶存無機炭素は島津製作所製TOCアナライザーTOC-500を用いて測定した。溶存珪酸はモリブデン黄法にて測定した。亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、アンモニア態窒素およびリン酸態リンはテクニコン社製オートアナライザーを用いて測定した。全窒素はアルカリ性過硫酸カリウムで分解後硝酸、硝酸態窒素と同法にて求め、全リンは過硫酸カリウム分解後リン酸態リンと同法で求めた。硫酸イオンはイオンクロマトグラフ法(ダイオネクスDX100型)で求めた。ナトリウム、カリウム、カルシウム、マグネシウムは原子吸光法(Varian, AA-1475 series)で測定した。

クロロフィルaは、採水後直ちにWhatman GF/C(1993年以降はGF/F)にてろ過し、凍結保存してもち帰りメタノールによって一晩抽出した後、塩酸酸化-蛍光光度法(ターナー111型蛍光光度計)によって測定した。植物プランクトンは1L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、中層を吸引ポンプに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。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Whatman GF/Cにてろ過し凍結保存してもち帰り、Takahashi and Ichimura(1970)の方法によって測定した。

また、嫌気層が存在する水域では、鉄やマンガンは酸化還元状態に応じて特徴的な挙動を示すことは良く知られている。網走湖においてもその状況を詳細に調査研究するため一部の調査において溶存態と懸濁態の鉄やマンガンについて分析をおこなった。空気を含まないように採水後、直ちにニュークレポアフィルター0.2 μ mにて濾過し、懸濁物と溶存物とを濾別した。溶存態に関しては、酸分解後鉄は1,10-フェナントロリン法にて、マンガンは原子吸光法にて分析した。懸濁態に関しては、フィルターを硝酸一過塩素酸分解法で完全分解をおこない濃縮の後原子吸光法(Varian, AA-1475series)によって分析をおこなった。一部の試料に関しては、蛍光X線法(理学電機社製X線スペクトルメータアセンブリ3134)も用いた。

「4-2. 水質の鉛直分布」、「6-2. マンガンと鉄の挙動」、「7. 光合成細菌集積層」については、青潮発生後の環境変化の解明に関して1991~1994年に実施した調査研究の結果を基にまとめた。

「4-3. 内部セイシュおよび青潮発生」、「4-4. 好気層の長期的環境変遷」、「5. 好気層の生物環境」、「6-1. 懸濁物質」、「6-3. 底質と底生動物」については、過去の文献を基にまとめた。

4. 湖内の水質環境

4-1. 好気層の栄養レベルと水質の水平的差異

結氷期を除く1987~1996年の公共用水域の調査結果を用いて、網走湖の栄養塩類や塩分のレベルを検討するために、表3に透明度と全窒素(TN)、全リン(TP)、クロロフィルa(Chl.a)濃度および塩化物イオン(Cl)濃度に関して、それぞれ各地点別に最小値、最大値および平均値を示した。

表3の透明度、TN、TP、Chl.aの濃度レベルから、網走湖は富栄養レベルであるといえる。Cl濃度に関し

表3 1987～1996年における網走湖表層の透明度、全窒素(TN)、全リン(TP)、クロロフィルa(Chl.a)濃度及び塩化物イオン(Cl⁻)の濃度

	地点	データ数	最小値	最大値	平均値
透明度 (m)	Sta.1	68	0.2	1.7	0.9
	Sta.2	68	0.1	2.6	1.3
	Sta.3	68	0.2	3.0	1.3
	Sta.4	68	0.2	2.5	1.3
	All	272	0.1	3.0	1.2
TN (mg l ⁻¹)	Sta.1	70	0.36	3.30	0.92
	Sta.2	70	0.30	3.22	0.83
	Sta.3	70	0.23	3.14	0.85
	Sta.4	70	0.20	3.40	0.88
	All	280	0.20	3.40	0.87
TP (mg l ⁻¹)	Sta.1	70	0.022	0.225	0.080
	Sta.2	70	0.010	0.228	0.062
	Sta.3	70	0.010	0.207	0.061
	Sta.4	70	0.005	0.445	0.069
	All	280	0.005	0.445	0.068
Chl.a (μg l ⁻¹)	Sta.1	70	1.0	103.0	19.7
	Sta.2	70	3.0	157.0	28.0
	Sta.3	70	2.9	107.0	26.8
	Sta.4	70	3.1	184.0	27.8
	All	280	1.0	184.0	25.6
Cl (mg l ⁻¹)	Sta.1	69	28	2680	820
	Sta.2	69	489	3610	1445
	Sta.3	69	470	3680	1556
	Sta.4	69	386	3720	1519
	All	276	28	3720	1335

て、最大流入河川・網走川の流入直後であるSta.1において他地点より低い傾向があるが、その他の地点では平均で約1500 mg l⁻¹であり汽水環境を呈していた。

図5には各地点間の水質的差異を検討するために、同じ項目について湖心であるSi.2と他地点との関係をプロットし、1対1の直線と相関係数を共に示した。なお、結氷期においては流入河川水が氷の直下を流れる関係上、公共用水域調査結果はその河川水を大きく反映する。そのためこの解析には結氷期のデータを除いた。全体的にSta.2とSta.3およびSta.4に関しては類似した傾向が認められた。網走湖への河口に近いSta.1ではSta.2と相関性が低く、河川の影響を強く受けていることが分かった。しかし、TNに関しては全地点において類似した傾向が認められ、網走湖の窒素が河川からの供給に規定されているであろうことが示唆された。

青井ら(1978)は1977年の6月と8月において、湖

内29地点の調査をおこない表層の水平分布について検討を行っている。それによると、網走川が流入する女満別湾や一部流入河川沖でその他の地点と異なった挙動を示すことを報告しており、近年の傾向と同様であった。辻村ら(1996)によれば、1996年の5～7月の湖内7地点による7回の調査から、水温、栄養塩類濃度およびピコファイトプランクトンの密度は河口域を除いて水平的に地点間の差が小さいことを報告している。以上のことから、網走湖における好気層の水平的な水質成分の分布に関して、河川の流入域(特に網走川流入付近)で他の地域と異なった挙動を示すものの、ほとんどの地点では、ほぼ地点ごとの水質的な差異は小さいといえる。

4-2. 水質の鉛直分布

4-2-1. 塩化物イオン、溶存酸素、水温

網走湖を鉛直的に大きく分けると塩分濃度の極端に

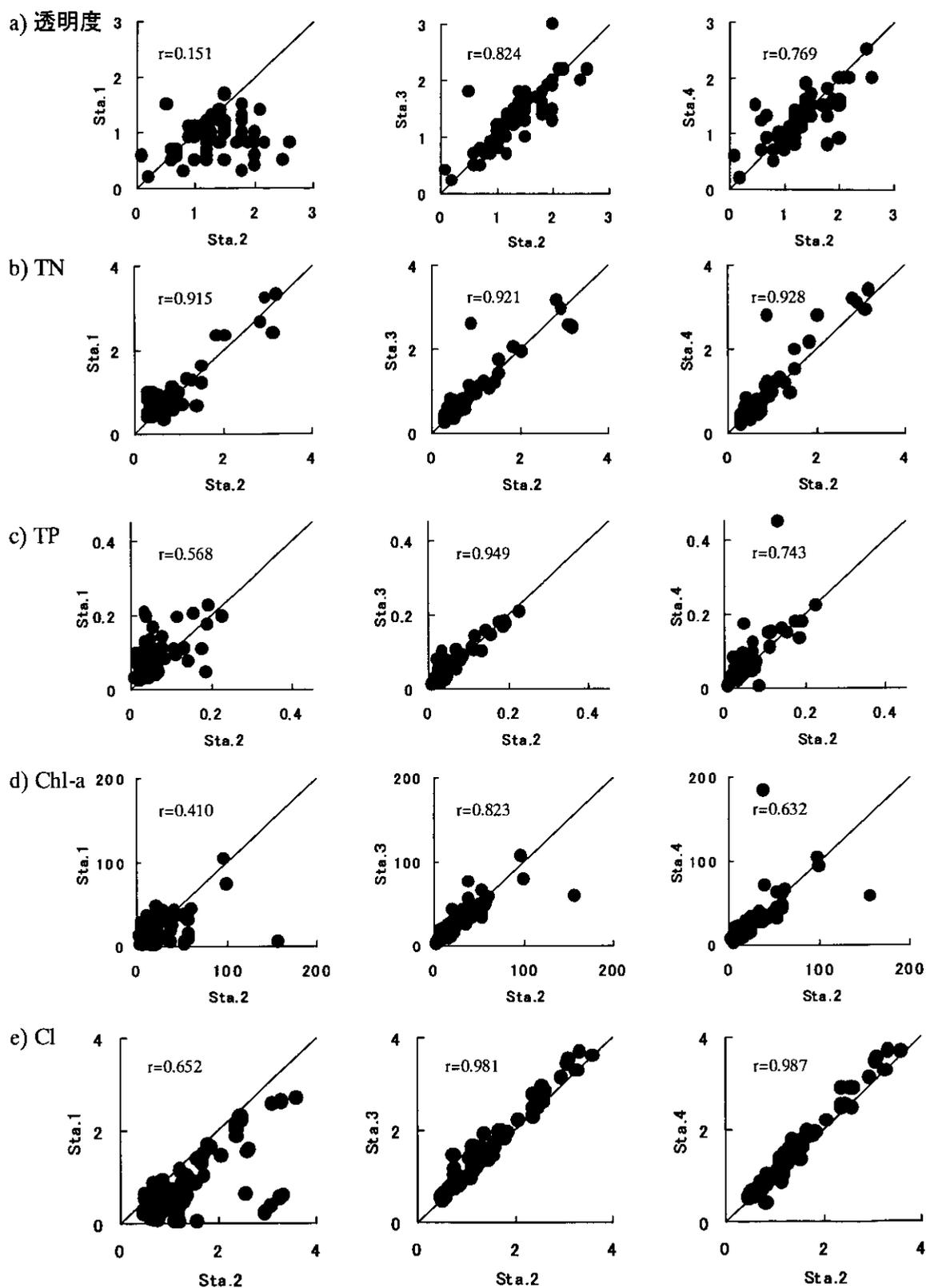
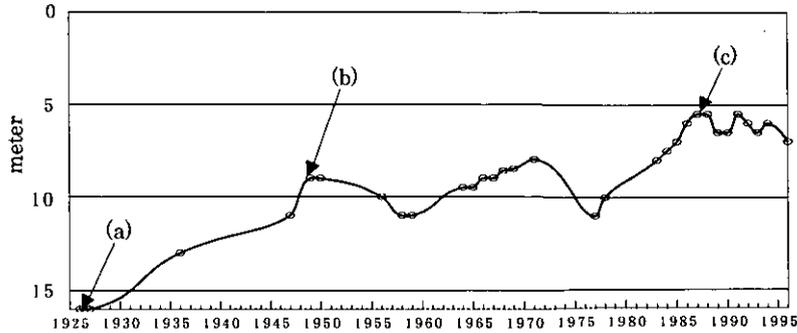


図5 網走湖表層の主な水質項目における湖心 (Sta.2) と他地点 (Sta.1, Sta.3, Sta.4). 単位は、a) 透明度 (m)、b) TN ($\mu\text{g l}^{-1}$)、c) TP (mg l^{-1})、d) Chl.a ($\mu\text{g l}^{-1}$)、e) Cl ($\times 1000\text{mg l}^{-1}$) である。図中の r は相関計数、直線は傾きが1である。

高い下部と比較的低濃度の上部とに分けられる。下部の高塩分濃度の層は酸素の供給量がきわめて少ないため嫌気層であり、上部の比較的塩分の低い層は好気層

である。文献によっては下部を塩水層、上部を淡水層と明記しているものが多いが、網走湖では上部の塩化物イオン濃度は数百 mg l^{-1} から数千 mg l^{-1} に至ることが

(I) 嫌気層上端深度の推移



(II) 塩化物イオン (Cl) と溶存酸素 (DO) の鉛直分布

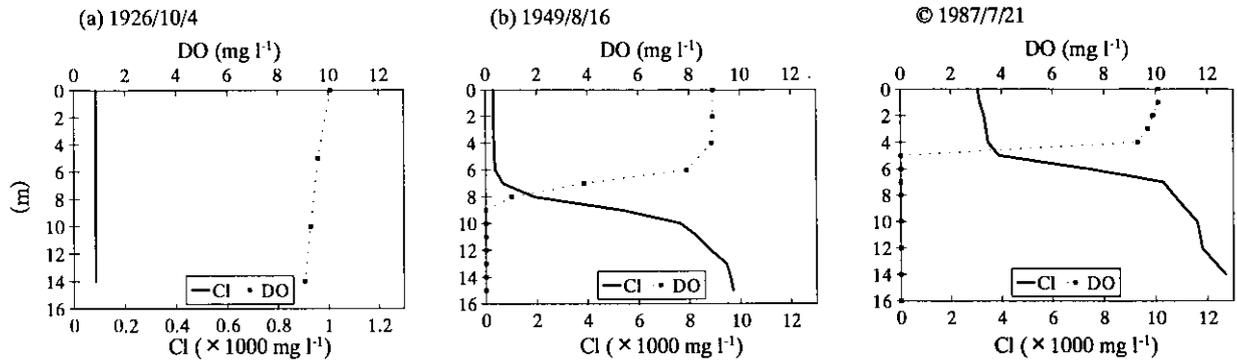


図6 嫌気層深度の推移 (I) と主な時期の溶存酸素 (DO) と塩化物イオン (Cl) 濃度の鉛直分布 (II). 出典は、高安ら (1930)、高安 (1933, 1955a)、上野 (1937)、元田ら (1948)、石田 (1950, 1952, 1957)、黒田 (1960, 1962, 1963, 1964, 1968, 1969, 1970)、黒田・黒萩 (1965)、黒田・菊地 (1967, 1972)、北海道総合開発企画部 (1962) 及び安藤ら (1966).

あり淡水の定義には合わない。また塩化物イオンのわずかな淡水と化学的・生物学的な状況が若干異なる。従って、本報告ではあえて下部を嫌気層、上部を好気層と記述することにした。

図6に1926年からの嫌気層深度の推移と、おもな時期に於ける塩化物イオン (Cl) と溶存酸素 (DO) 濃度の鉛直分布を示した。1926年には全層淡水で好气的であったが、1932年には既に深層部に嫌気層が出現してきた。1947年には嫌気層上端の深度が10m前後に上昇した。その後は8~11mあたりで変動していたが1985年にはさらに6mにまで上昇した。

久保ら (1967) は、海水の逆流は満潮時における海面と湖水面との水位差によって起こり、潮位の高い日や湖水面の比較的低い6~7月と12~1月に起こりやすく、河口の海水が湖口まで遡上するのに5~6時間を要すると報告している。その1965年6月の逆流海水の流入量は潮位141cmの時で43万トン、潮位140cmの時で35万トンと試算した。

中尾 (1984) によれば、網走湖への海水遡上は湖水位と潮位との水位差によるほかに、流出河道の流量にも

影響される。つまり、河道の底層を遡上する海水の上層には湖からの流出水が流下しており、河道の密度境界に働く摩擦応力が遡上する海水を下流に引き戻すことになる。網走湖の急激な汽水化の原因として、上流域の水利用の増大など的人為的要因を除けば、降水量減少による湖への河川流入量の減少があげられる。1930年頃を境として、底層水が高塩水の湖へと急激に変化した事実は、降水量の減少や堆積物の細粒傾向とさわめて良く符合していた。

また、中尾 (1988) は、網走湖流域の年間降水量の経年変化と密度境界層深度の経年変化の関係から、寡降雨傾向が鋭敏に嫌気層の上昇を招いていたことを明らかにした。さらに、1982年以降は流域の降水量が低下しており1984年においては30年に1度の寡降水であったことから、1980年代の嫌気層の急激な上昇はそれに起因すると報告している。

次に、水温の鉛直分布から季節的な成層の状態を検討する。図7に1947年3~11月 (元田・石田, 1948)、1977年5月~1978年2月 (青井ら, 1978) 及び1992年2月~1993年11月の水温の鉛直分布を示す。また、1947

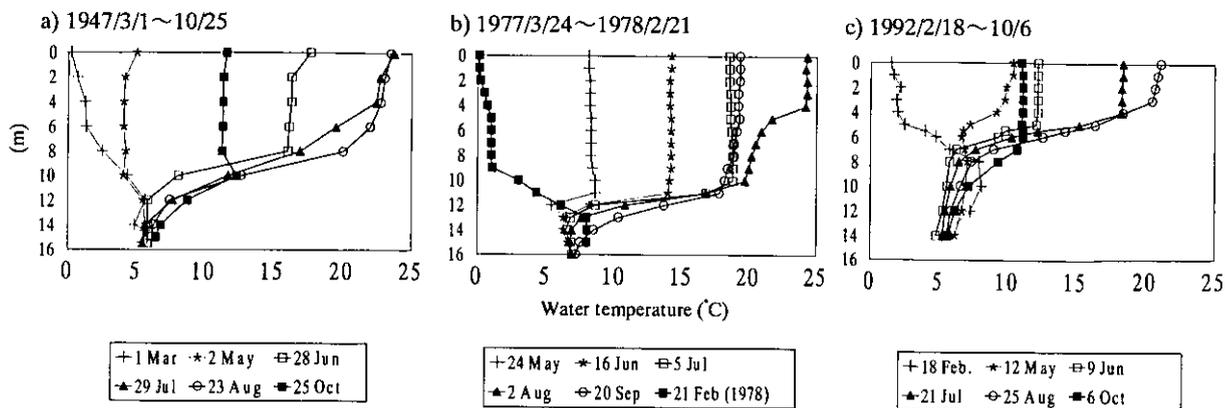


図7 網走湖湖心における水温の鉛直分布. 出典は、元田ら (1948)、青井 (1978).

年と1992年のCl濃度の鉛直分布を
図8に、DO濃度のそれを図9に示
した。

いずれの年も周期的に塩分成層が
形成されており嫌気層がはっきり
と形成されていた。嫌気層深度は、
1947年が約10m、1977年が約11m、
1992年が約5.5mであり、1992年は
1947年や1977年に比べて大幅に浅
いのが特徴である。

青井ら (1978) は、嫌気層上端の
深度が10m程度あった1947年と
1977年の水温の鉛直分布を4層に
分けた。上層から順に、①表層(好
気層上側で鉛直的にほぼ同様な水
温の層、約5m以浅)、②中層(好気
層下側で夏期と冬期に水温躍層が
みられる層、約5~10m)、③変水層
(密度躍層であり好気層とは異なっ

た水温挙動を示す層、約10~12m)、④深層(嫌気層で
周期的に水温がほぼ同様な層、約12m以深)である。夏
期になると好気層における水温成層のため、②中層に
おいて溶存酸素濃度が急激に低下する現象が1947年と
1977年の両方でみられている。

しかし、嫌気層深度が約5~6mである1992年は青
井ら (1978) が指摘した中層と呼ばれる層がなく、好気
層は周期的に水温がほぼ一様であった。そのため好気
層のDO濃度は結氷期を除き密度躍層までほぼ一様に
分布しており、密度境界層にて急激に減少した。

嫌気層の水温分布は、1947年と1977年は12m以深

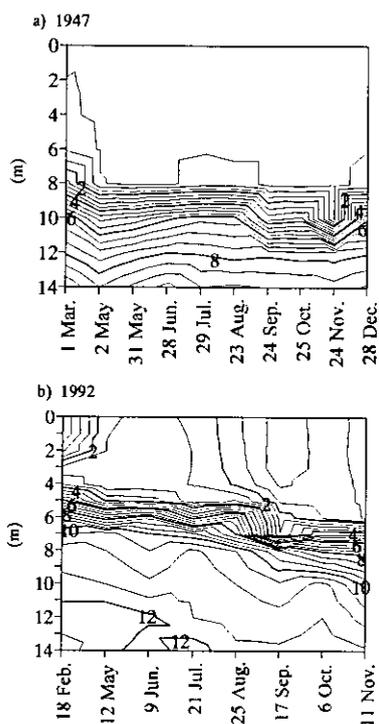


図8 1947年と1992年における網走
湖湖心のCl濃度の鉛直分布. 単位は
 $\times 1000\text{mg l}^{-1}$. 出典は元田ら (1948).

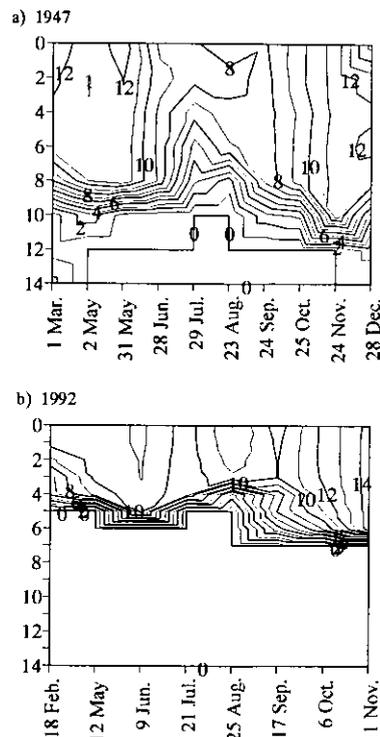


図9 1947年と1992年における網走
湖湖心のDO濃度の鉛直分布. 単位
は mg l^{-1} . 出典は元田ら (1948).

ではほぼ一定であった。しかし、1992年は嫌気層が厚く
10m以深で周期的にほぼ5~7℃であったが、それより
上側の嫌気層上端において水温躍層がみられた。また、
各年共通で特徴的なのは5月において密度境界層付近
で水温の極小値がみられることであり、水温と塩分
による比重の微妙な関係でこのような状況が生じると思
われる。

冬期においては、密度境界層が夏期よりも緩やかな
傾向にあると元田・石田 (1948) と青井ら (1978) によっ
て指摘されており、1992年においても同様な傾向が認
められた。これは、冬期間は流域からの淡水の流入が

少なくなり、最も海水が逆流しやすいためである(久保ら, 1967; 中尾, 1984)。結氷期のため風による好気層への物理的影響が制限されるためと考えられる。

4-2-2. 溶存有機炭素および溶存無機炭素

1993年における、溶存有機炭素(DOC)と溶存無機炭素(DIC)濃度の鉛直分布を図10に示した。双方とも顕著な周年変化は認められなかったが、鉛直分布に特徴がみられた。好気層のDOC濃度は3~4mg C l⁻¹であるが、嫌気層のそれは4~6.5mg l⁻¹と高濃度を示していた。また、嫌気層内においても上端部と底泥付近において高くなる傾向が周年的に認められた。

DIC濃度は好気層においては5~10mg l⁻¹の範囲でほぼ上下均一な値を示した。しかし、塩分躍層を越えると急激に上昇し、嫌気層底泥付近においては120~150mg l⁻¹という極端に高濃度を示した。嫌気層は海水に由来しているが海水中に於けるClに対するHCO₃の重量比は0.00749であり、この値を使用して16m層のCl濃度からDIC濃度を単純計算するとCとして約17~18mg l⁻¹の値を得る。それは、実際のDIC濃度の6~8分の1でしかなく、嫌気層において多量のDICが生成されているものと考えられる。濃度分布から底泥付近もしくは底泥での嫌気性微生物の作用によるDICの発生が示唆される。

4-2-3. 溶存無機栄養塩

1993年における溶存栄養塩類(PO₄-P、NH₄-N、NO₃-NおよびSiO₂)濃度の鉛直分布を図11に示す。なお、PO₄-PとNH₄-Nは対数スケールで示した。PO₄-Pは、好気層においては5月を除いて検出限界以下であった。しかし、嫌気層においては1~4mg l⁻¹の高濃度で存在していた。嫌気層のPO₄-Pに関する報告は過去にも多数あり、古くは1932年に嫌気層にて多量のPO₄-Pが検出されている(高安, 1933)。1949年にも周年にわたって嫌気層にて高濃度のPO₄-Pが検出されていた(石田, 1950)。

NH₄-Nは好気層では0.2mg l⁻¹以下であったのが、嫌気層で10~30mg l⁻¹にも

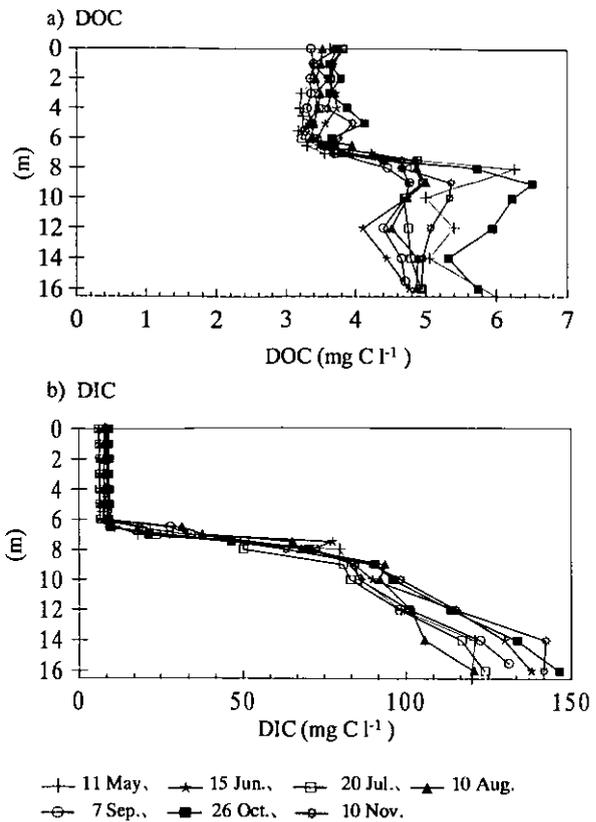


図10 網走湖湖心における a) DOCと b) DICの鉛直分布(1993年)。

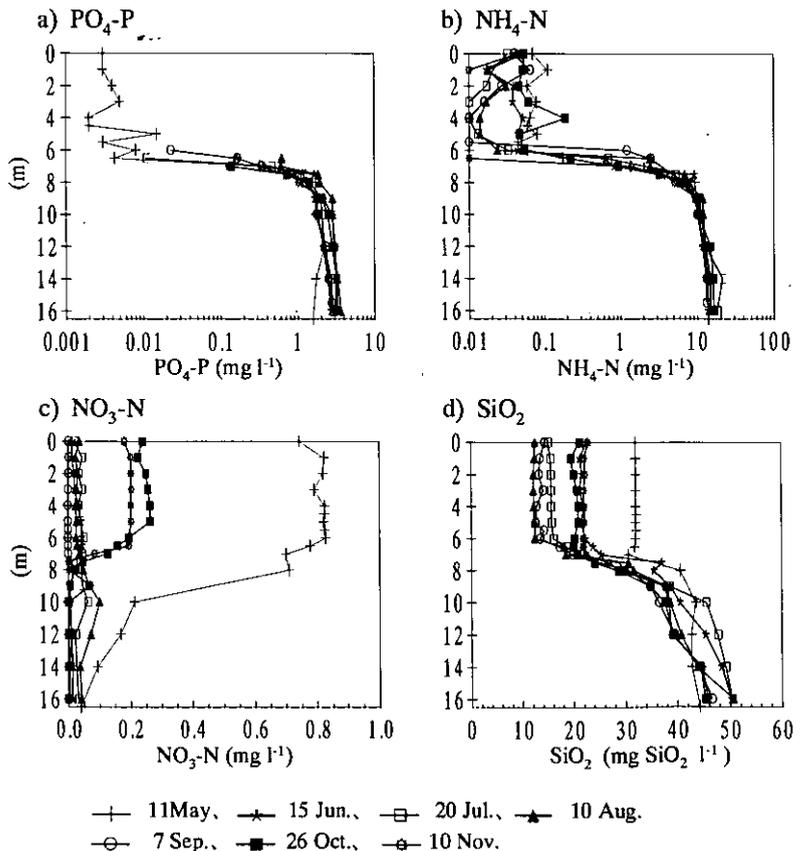


図11 網走湖湖心における a) PO₄-P、b) NH₄-N、c) NO₃-N、d) SiO₂の鉛直分布(1993年)。

及んでいた。PO₄-Pと同様に嫌気層で多量に蓄積されていることがわかる。嫌気層が形成されていない1926年10月と1927年6月の調査(高安・飛島, 1930)では、14m層にても0.05mg l⁻¹以下の低濃度のNH₄-Nしか認められていなかった。しかし、1932年において形成されていた嫌気層にはPO₄-Pと同様に多量のNH₄-Nが含まれていた(高安, 1933)。

このように嫌気層におけるPO₄-PとNH₄-Nの蓄積に関する報告は、高安(1933)、石田(1950)、安藤ら(1965)、北海道漁業団体公害対策本部(1978)、青井ら(1978)、坂田ら(1984)、清水ら(1990)、網走湖水質保全対策検討委員会(1995)等多数にわたる。

NO₃-Nは好気層では調査時によってかなりのばらつきが見られたが、嫌気層においてはほぼ一定で一部を除いて0.1mg l⁻¹以下であった。好気層のNO₃-N濃度は外部からの流入に大きく影響を受けると考えられる。

高濃度に蓄積された嫌気層の栄養塩類は、何らかの要因で好気層へ供給されたとき、好気層の植物プランクトンの増殖に大きく影響すると考えられる。その嫌気層の溶存無機態窒素(DIN)とPO₄-Pの比は、1992~1994年の8m層で、3.7~6.9(重量比)の範囲で変動しており平均値は5.1であった。

好気層でのSiO₂は鉛直方向に均一であった。5月には30mg l⁻¹以上存在していたが、夏期に向かって徐々に低下し8月では10mg l⁻¹近くまで減少した。SiO₂は外部から多くの供給があり、それに対応した挙動を示すと思われるが、夏期に減少するのは珪藻類を中心とした植物プランクトンの増殖が活発になるためと考えられる。網走湖ではSiO₂が枯渇することが無く、植物プランクトンの制限因子になっていないと考えられる。嫌気層におけるSiO₂濃度に関して、好気層より高濃度になっており、嫌気層下側では40~50mg l⁻¹にまで及んでいた。

SiO₂濃度は嫌気層生成前の1926~1927年(高安・飛島, 1930)では16~23mg l⁻¹と低かったが、その後夏の好気層で25~27mg l⁻¹、嫌気層で35~45mg l⁻¹(安藤・中村, 1966)、同じく夏の好気層で16~19mg l⁻¹、嫌気層で35~50mg l⁻¹(北海道公害防止研究所, 1978)と、嫌気層が形成されてからは現在と同様な濃度で推移してきたと考えられる。好気層に比べて嫌気層の方が若

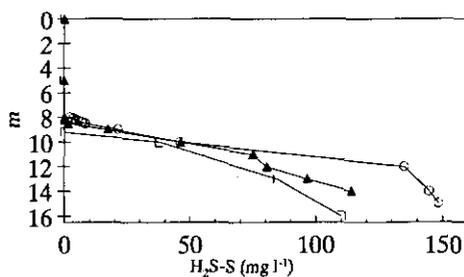
干高濃度であることも共通していた。

4-2-4. 溶存硫化水素と硫酸イオン

網走湖は1930年代から硫酸イオンを多量に含んだ海水由来の嫌気層が形成されており、嫌気層での硫化水素(H₂S)の存在が示唆された。1930年代の網走湖の底質には多くのH₂Sが含まれていた(吉村・和田, 1938; 上野, 1937)。また、石田(1952)は深層水にH₂Sが含まれていることを確認した。図12に黒田・黒萩(1965)および黒田(1969, 1970)の報告によるH₂Sの鉛直分布と1991年および1992年のH₂Sの鉛直分布について示した。なおH₂S濃度は1Lに含まれるSの重量で示した。1960年代も1990年代も嫌気層深度が違うが、濃度に大きな違いはない。深部におけるH₂Sはおおよそ100mg l⁻¹前後であった。

SO₄は海水中には一般的にCl 1mgに対して0.139mg含まれていると言われている。網走湖嫌気層のSO₄は逆流海水に由来しているが、硫酸還元菌がこのSO₄を消費するために、海水中におけるClに対するSO₄の量より減少していると言われている(吉村, 1934)。図13に当センターの調査によって得られた1995年2月の調

(a) 1964/8月, 1968/8月, 1969/9月



→ 1964/8月 ▲ 1968/8月 ○ 1969/9月

(b) 1991/8~11月, 1992/3~8月

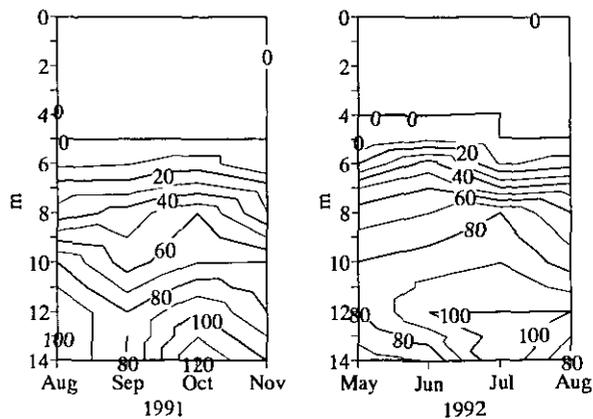


図12 網走湖湖心におけるH₂Sの鉛直分布。出典は黒田ら(1965)、黒田(1967, 1970)。

査結果と網走湖水質保全対策検討委員会(1995)による調査結果に関して、網走湖の SO_4 と海水中の比を用いてClから SO_4 を算出した結果について示した。

好気層の SO_4 に関して、結氷期の表層を除いてほぼClから計算した値とほぼ一致した。嫌気層の SO_4 に関しては、計算値より明らかに実際のデータが低かった。網走湖水質保全対策検討委員会(1995)は、その嫌気層の SO_4 の実測値と計算値との差を H_2S 当りに換算したものと、実際の H_2S の分析値がおおむね一致したと報告している。また吉村(1934)によれば、 H_2S の生成する多くの湖沼において、その濃度は SO_4 の計算値と実測値との差から算出した H_2S の濃度とほぼ一致したことを示していた。1995年2月は、計算値の方が若干上回る結果が得られたが、ほぼ一致する傾向がみられた。

4-2-5. ナトリウム、カリウム、カルシウム及びマグネシウム

図14に1995年2月におけるNa、K、Ca、Mgの鉛直分布を、 SO_4 のときと同様にClから海水中における各元素の存在比から算出した分布と共に示した。結氷下であることから0m層で計算値と大きく異なっていた。しかし、それ以外の層はClから算出した計算値と大きく異なることはなく、それらが逆流海水の影響により成り立っていたといえる。

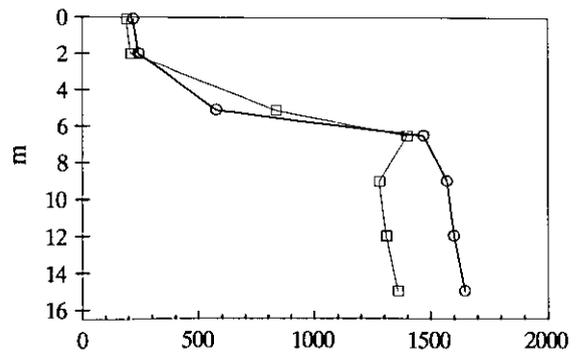
4-3. 内部セイシュおよび青潮発生

内部セイシュは密度躍層で見られる長周期な振動としてよく知られている。一般的には、強風が長時間吹いた時に傾斜した密度躍層が、風が弱くなったときにその復元力によって生じるとされている。

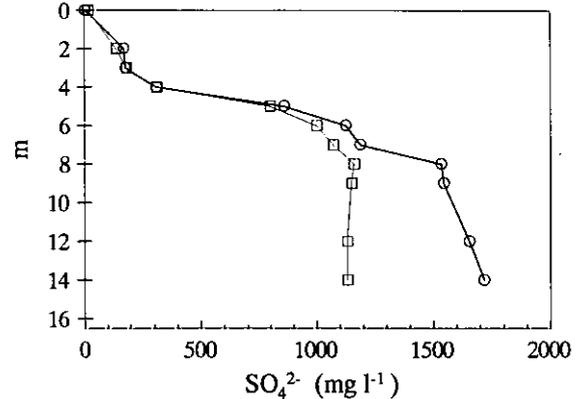
北海道開発局網走開発建設部(1990)によれば、網走湖内の水温・塩分等の経時変化を調査した結果、強風時の観測で密度境界層が風上側で上昇する現象が認められ、弱風時に密度境界層で内部セイシュの振動が起こっていることを報告している。それによれば、湖心部を節として南北の長軸方向の端を腹として起こっており、周期は7~8時間で振幅は数十~百cm程度であったことを報告している。

網走湖嫌気層には大量のCl、 PO_4 -P、

(a) 1992/9/1



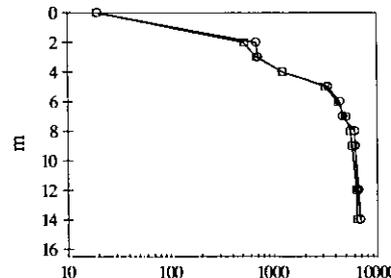
(b) 1995/2/2



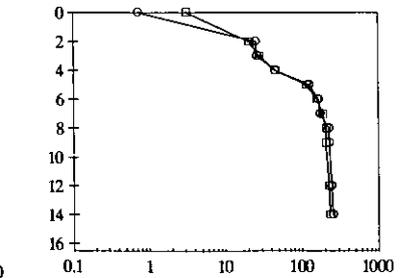
—□— 実測値、—○— Cl濃度からの計算値

図13 網走湖湖心における SO_4^{2-} の鉛直分布. 出典は網走湖水質保全対策検討委員会(1995年).

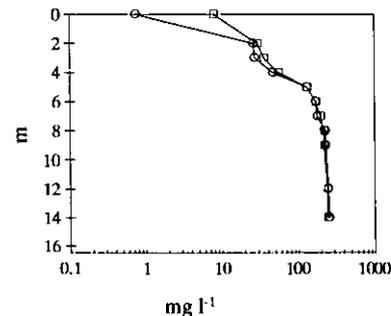
(a) Na



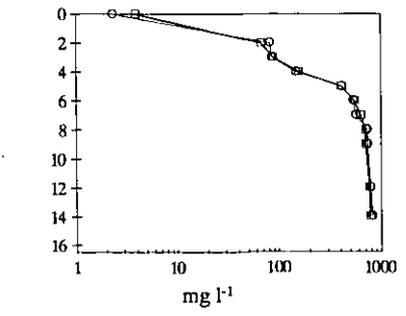
(b) K



(c) Ca



(d) Mg



—□— 実測値、—○— Cl濃度からの計算値

図14 網走湖湖心における a) Na、b) K、c) Ca及び d) Mg の鉛直分布(1995年2月).

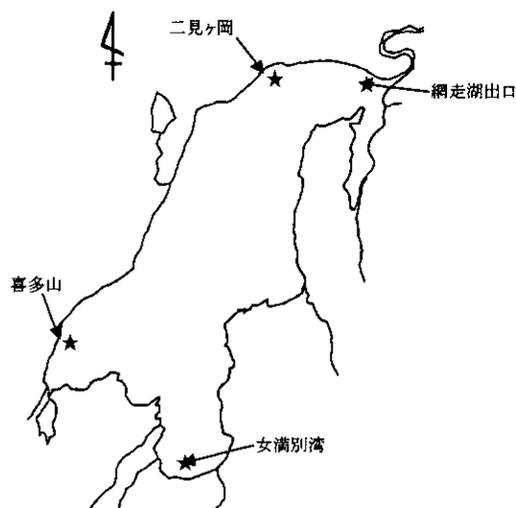


図 15 網走湖の青潮の発生

$\text{NH}_4\text{-N}$ 、 H_2S が含まれており、それらが内部セイシュにより好気層に運ばれやすくなると考えられる。また、極端な強風時には嫌気層が表層まで湧昇し青潮となる。青潮とは、 H_2S を含んだ嫌氣的深水部が強風のために表層部に湧昇する現象であり、 H_2S を含んだ水がDOに触れることによりイオウ粒子が生成し青白色を呈することからこう呼ばれている。この湧昇した無酸素水塊の影響により好気生物を死に至らしめることもある。

網走湖では、1987年春に大規模な青潮が発生して以来、各行政機関、調査研究機関および漁業関係者らが警戒し詳細に調査をおこなってきた。伊藤(1989)は、1987年4月網走湖の南部、女満別湾で最初に無酸素層が湧昇して以後、同年は未確認1回を含め延べ8回の湧昇が起きたことを報告している。湧昇のみられた地点は湖の南側ないし北側のいずれも風上に位置し、湧昇時の日最大風速は 10m sec^{-1} 以上、瞬間最大風速は 15m sec^{-1} 以上であったことを示した。1985年以降、嫌気層が水深7~8m層から5~6m層まで上昇し湧昇を起こしやすい状態であることが推察された。また、これら青潮によるウグイやカワガレイ等の弊死等の被害についても幾つか触れられている。

1997年5月上旬にも青潮が確認されているが、このときは嫌気層の深度が7mであったにも関わらず、かなりの強風のため湧昇現象が生じたと思われた。

大槻・多田(1993)は1987~1993年における青潮の

年	月 / 日	発生場所	風向	
1987	4 / 21	女満別湾	S	
	4 / 22	喜多山	S	
	5 / 5	喜多山	SW	
	5 / 10	喜多山	SSW	
	5 / 15	女満別湾	S	
	6 / 7	女満別湾	S	
	9 / 1	喜多山	SSW	
			女満別湾	
		9 / 21	喜多山	SSW
	1988	4 / 19	女満別湾	E
5 / 13		網走湖出口	ENE	
10 / 31		二見ヶ岡	NNE	
1989	[未]	確 認]		
1990	4 / 26	女満別湾	S	
1991	[未]	確 認]		
1992	4 / 28	女満別湾	S	
1993	[未]	確 認]		
1994	[未]	確 認]		
1997	5 / 4	喜多山		
		女満別湾		

出典) 大槻ら(1993)

発生日、場所および風の状態について表や図に示して報告をしている。その表をもとに、1997年5月に発生した記録を加えて図15に示した。青潮は1987年以降、1988年春期と秋期、1990年春期、1992年春期及び1997年春期に確認されていることになる。

4.4. 好気層の長期的環境因子の変遷

好気層は様々な好氣的生物が生息する水界である。以下に、その好気層の水質環境の長期的変遷に関して、過去の文献を参考にまとめるとともに、各水質項目に関して、湖心 (Sta.2) 表層についての調査結果を好気層の代表地点とし、公共用水域の調査結果から引用して図示し、検討をおこなった。

4.4-1. 水温

水温は8月上旬をピークに分布しており(図16)、観測最高水温は1994年8月9日の 27.7°C であった。各年

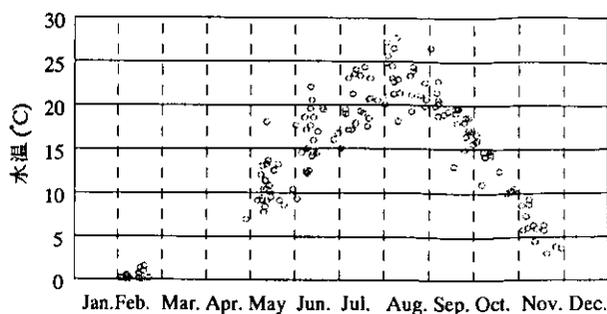


図 16 網走湖湖心表層における水温の長期的変化(1977~1997年)

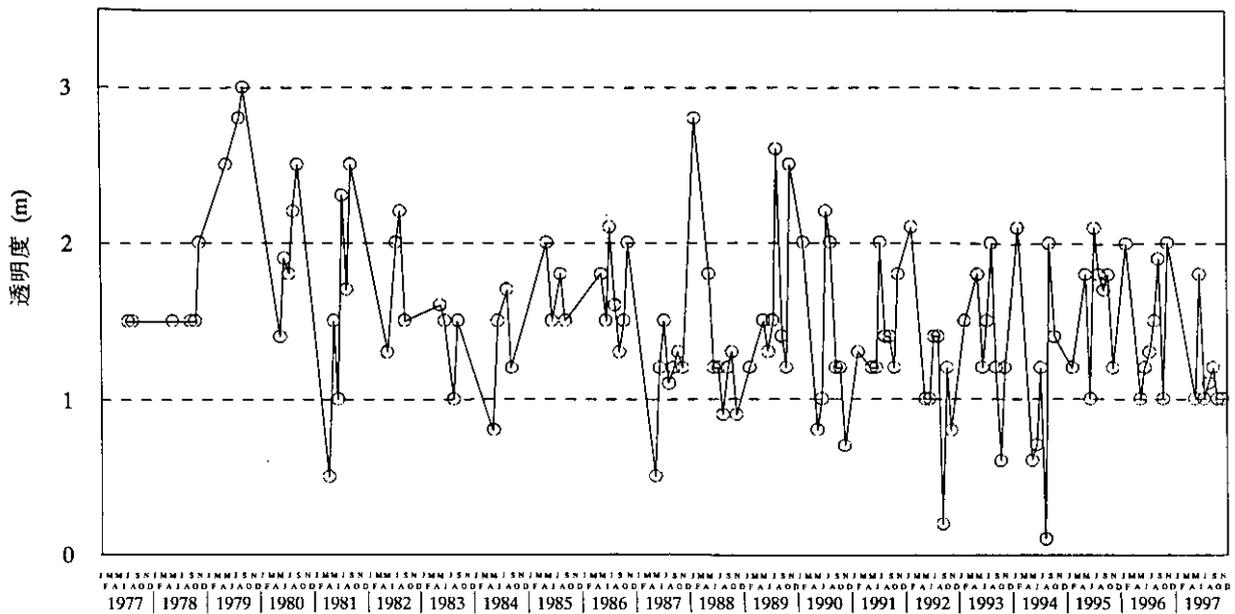


図17 網走湖湖心表層における透明度の長期的変化 (1977～1997年)

の気象状況により夏期の水温は大きく異なり、8月の観測水温は18.1～27.7℃の間で変動していた。冬期は水の最も厚い2月に調査が実施されており、ほとんど0℃付近であった。

4-4-2. 透明度

1960年以前の主な透明度のデータは0.7～1.8mであったが大半は1～1.5mの範囲にあった(表4)。その後は1979年に得られた3mという値が最大値であり、1994年8月での0.2mが最小値であった(図17)。1926年から現在まで一定の変化の傾向は見られなかった。1994年の8月はアオコの大発生により透明度が低下した。また、1992年の9月は湖水位が約2m上昇させる程の大雨が流域であり、多量の濁水の流入により好季節が極端に濁った結果である。それらを除き、1989年以降は2～0.5mで変動していた。

4-4-3. 塩化物イオン

塩分濃度は化学的・生物学的環境に与える影響が最も大きい因子である。表層のCl濃度(図18)は冬期極端に低下する。これは河川水が氷盤直下を流下するためである。冬期のデータを除くと、1977～1980年までは約500mg/l前後で推移していた。その後1981年に低下するが1982年には1000mg/l、1983年春期に2500mg/lまで急に上昇したのち、秋期には急激に低下した。1984年においては再び上昇し始め、1987年には3000mg/l程度に上昇した。その後1989～1991年では

表4 過去の調査における網走湖の透明度

	調査日	透明度 (m)	
1926年	9/27	1.09*	
	10/4	1.03*	
1927年	6/13	1.75*	
1949年	5/28	0.7**	
	6/28	1.1**	
	8/16	1.2**	
	10/22	1.5**	* 高安ら(1930)
1950年	5/30	1.5**	** 石田(1950)
1956年	11/2	1.5***	*** 石田(1957)

1500mg/l程度まで低下した。1992年の5～7月に一時的に2500mg/l程度まで上昇し、1993年は再び1000mg/l以下に低下した。1994年の夏期は若干上昇し、その後は1996年まで低濃度で推移し、1997年春には再び約2000mg/lに上昇した。

青潮が発生すると好気層の塩分濃度が上昇することが指摘されている(三上ら, 1993)。1987年の春期と秋期、1988年の秋期、1992年の春期及び1997年のピークは青潮が起きた直後の時期に一致していた。

さらに汽水化が始った頃から結氷期以外のCl濃度の長期的なトレンドを図19に示した。1926年には85mg/lの低濃度が1947年には350mg/l前後に上昇した。1950年には約1000mg/lと急激に上昇したが1958年には300mg/l程度に低下し、1960年代後半くらいまでは約300～700mg/lで変動していた。1971年には再び1000mg/lを越えた。1970年代後半は500mg/l前後で推移し、1981年には一度300mg/l以下に減少したが、

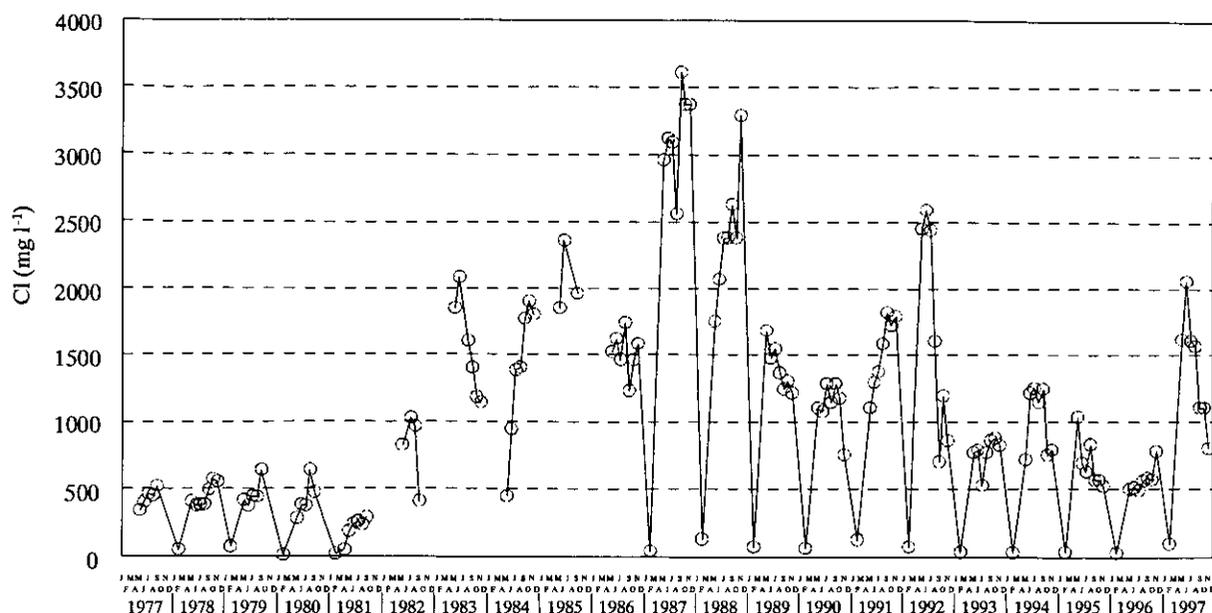


図18 網走湖湖心表層におけるCl濃度の長期的変化 (1977～1997年)

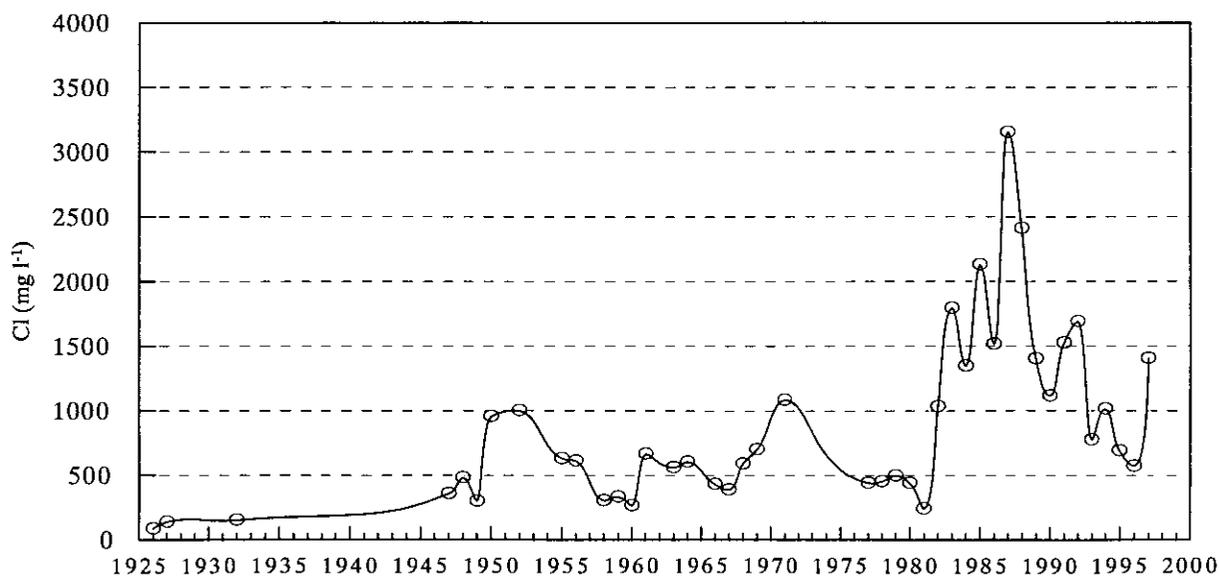


図19 網走湖湖心表層におけるCl濃度の結氷期を除く年平均値の長期的変化(1977～1997年). 出典は、高安ら (1930)、高安 (1933, 1955a)、上野 (1937)、元田ら (1948)、石田 (1950, 1952, 1957)、黒田 (1960, 1962, 1963, 1964, 1968, 1969, 1970)、黒田・黒萩 (1965)、黒田・菊地 (1967, 1972)、北海道総合開発企画部 (1962) 及び安藤ら (1966).

その後急速に上昇し青潮が発生した1987年は3000mg l⁻¹を超えていた。その後減少傾向にあるが、青潮が発生した1992、1997年はその前後に比べて濃度が上昇していた。Cl濃度の変化は嫌気層上端深度の変化と対応していた(図6)。表層におけるCl濃度の上昇の要因は、流域降雨の減少に連動した流入淡水の減少による希釈効果の減少、青潮および内部セイシュによる嫌気層からの供給量の増加であると考えられる。

4-4-4. リンおよび窒素

TP (図20) は0.01～0.25mg l⁻¹の範囲で変動してい

た。1981、1983、1987、1988、1992、1997年は0.1mg l⁻¹を超える極端な高濃度が観察された。これはCl濃度が上昇している時期に一致し、嫌気層による供給を強く受けた時期と考えられる。中でも、1987、1988、1992、1997年においては、青潮の発生(図15)と一致していた。

TN (図21) に関しては1992～1993年5月に極端な上昇が認められている。その他においては0.3～1.7mg l⁻¹の範囲で推移していた。また、年平均値では、1984～1986年、1989～1991年、1995～1996年は低濃度

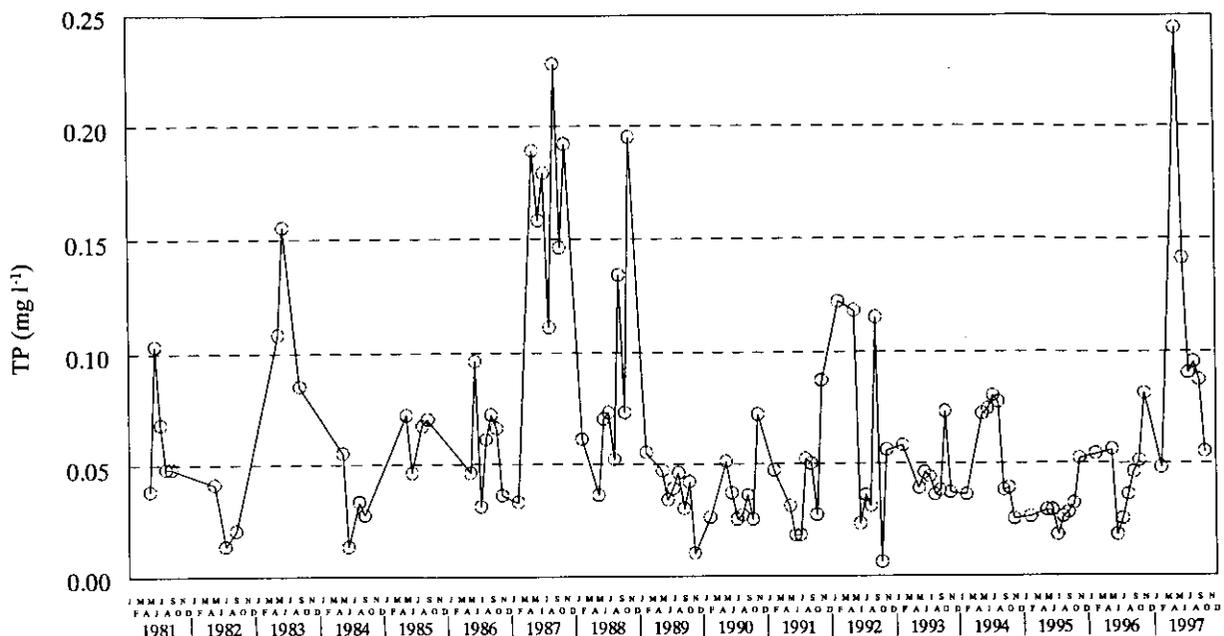


図 20 網走湖湖心表層における TP 濃度の長期的変化 (1981 ~ 1997 年)

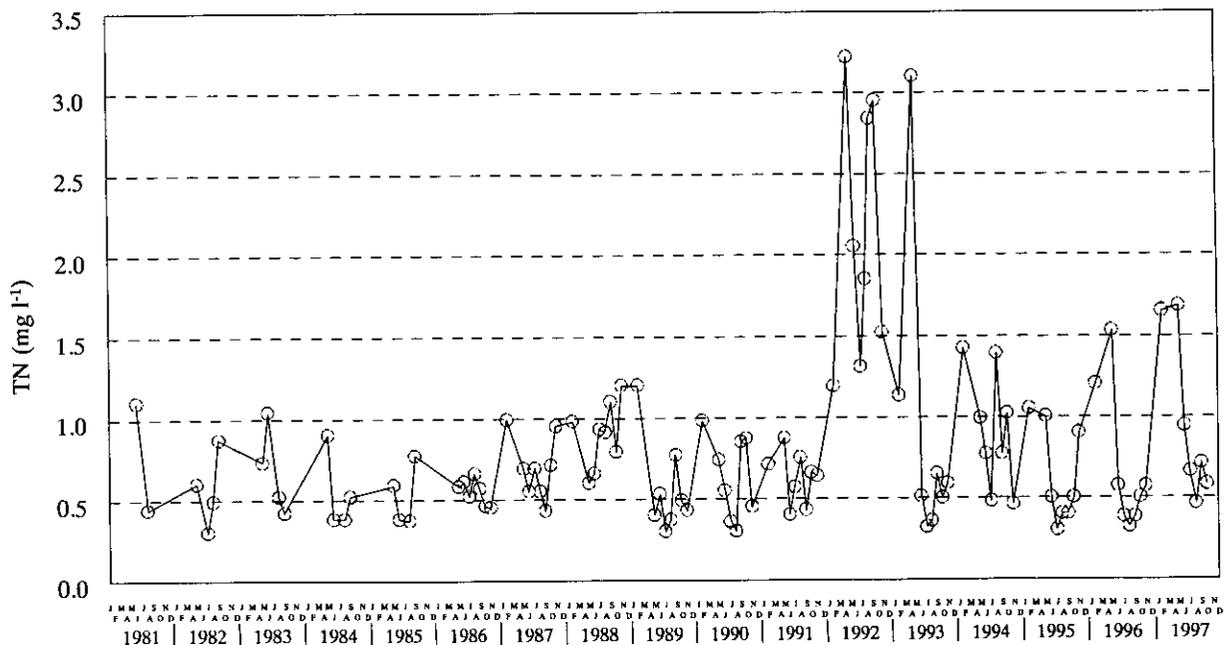


図 21 網走湖湖心表層における TN 濃度の長期的変化 (1981 ~ 1997 年)

の傾向がみられた。ところで、1992 年春期と 1997 年春期は、青潮の発生にあわせて Cl や TP と共に TN 濃度の上昇も確認されたものの、TP や Cl ほど強い関連はなかった。

嫌気層に蓄積している無機栄養塩類は、分子拡散により強固な密度成層を越えて好気層に運ばれると考えられる以外に、風によって生じる内部セイシュの振動やその他の水の動きにより、時には大きな移動速度で運ばれると考えられる。網走湖水質保全対策検討委員会 (1995) によれば、Cl の移動量を指標として、無機栄養

塩類の鉛直拡散係数を $4.67 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ sec}^{-1}$ と算出している。さらに、この値を用いて栄養塩類の鉛直拡散量を $\text{NH}_4\text{-N}$ で 705 kg d^{-1} 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ で 191 kg d^{-1} と算出した。さらに特徴的なのはその $\text{NH}_4\text{-N} / \text{PO}_4\text{-P}$ が 3.7 と低いことである。すでに述べたが 1992 ~ 1994 年における嫌気層 8m 層の $\text{DIN} / \text{PO}_4\text{-P}$ は約 5 と低かった。好気層における TN/TP 比が約 13 (表 3) であることを考えると、嫌気層から好気層へ栄養塩類が供給されたとき、窒素よりリンについて顕著な濃度上昇がおこる。

北海道開発局網走開発建設部 (1992, 1993) による全

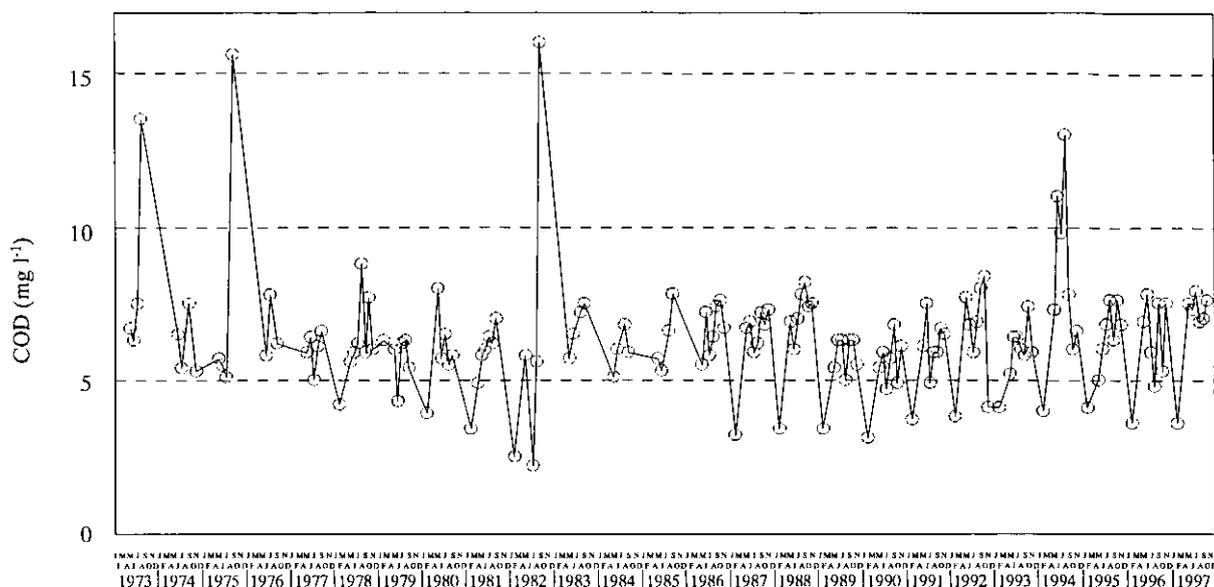


図 23 網走湖湖心表層における COD 濃度の長期的変化 (1973～1997 年)

消長によって増減するが、溶存態 COD は総 COD の 7 割程度を占め季節的な変動はない (坂田ら, 1984)。湖水の溶存態 COD には、流域由来の腐植物質の他、湖内生物代謝物と考えられる溶存炭水化合物や溶存タンパク質も認められている (坂田ら, 1984)。

5. 好気層の生物群集

5-1. 植物プランクトン

植物プランクトンの過去の調査結果を表 5 にまとめた。網走湖の植物プランクトンは 1926～1927 年の調査で、春から秋にかけて *Aphanizomenon flos-aquae* が優占し、春期を中心に *Asterionella* sp. が多く出現する様相を見せていた。元田・石田 (1948) の 1947 年におこなった調査でも、高安・飛島 (1930) の報告と同様に春期に *Asterionella* sp. が優占し晩春から秋期にかけて *A. flos-aquae* が優占していた。1955 年においては、大規模な *Anabaena* sp. による水の華の形成が報告されている (高安, 1955b)。それ以降では *Asterionella* sp. や *Aphanizomenon* sp. は見られなくなり、汽水環境に適した *Diatoma elongatum*, *Cyclotella* sp., *Thalassiosira* sp., *Chaetoceros* sp. 等が優占的に出現し、夏期に *Anabaena* sp. による水の華が形成されていた。1950 年頃の水の華形成種が *Aphanizomenon* sp. から *Anabaena*

sp. へ移行したことにに関して、1950 年の急激な Cl 濃度の上昇による (図 19) との報告 (黒萩, 1970; 芳賀ら, 1986) もある。しかし、好気層においては Cl 濃度と栄養塩環境が密接に関連していることから、Cl の変化にともなう栄養塩環境の変化も可能性として考えられる。

1950 年代以降は、ほぼ毎年夏に大規模な *Anabaena* sp. による水の華が形成されていたと思われる。しかし、1987 年以降はほとんど確認されなくなった。北海道環境科学研究センターによる湖心の月一回の定期観測において、1986 年以降では 1986、1994 および 1997 年 (大前, 1998) を除いて大規模な水の華の確認ができなかった。

大規模な *Anabaena* sp. による水の華の発生があった 1994 年 8 月や 1997 年 9 月は、Cl や TP が前後の年に比べ比較的高い値を示しており (図 18, 20)、降水量の減少 (前者) や 5 月におきた青潮の発生 (後者) のためと考えられた。一方、水の華の発生がほとんど認められなかった 1989～1993 年と 1995～1996 年は、大洪水の影響を受けた 1992 年 9 月を除いて夏期 (7～9 月) の TP が低かった (0.05mg l^{-1} 以下)。

1994 年 8 月や 1997 年 9 月の *Anabaena* sp. による水の華の発生時に DIN 濃度は検出限界以下であり、窒素固定能のある *Anabaena* sp. が優占しやすかったかもしれない。Tezuka (1988) は、琵琶湖南湖の *Anabaena* ブルー

表5 網走湖の植物プランクトンに関するおもな過去の調査研究結果

文献	対象年	主な内容
高安・飛島(1930)	1926～1927	・春から秋にかけて <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> が優占し、春季を中心に <i>Asterionella</i> が多く出現する様相を見せていた。
元田・石田(1948)	1947	・春期に <i>Asterionella</i> が優占し晩春から秋期にかけて <i>A. flos-aquae</i> が優占していた。
高安(1955b)	1955	・大規模な <i>Anabaena</i> による水の華の形成が報告された。
黒萩(1970)	1960年代	・汽水環境に適した <i>Diatoma elongatum</i> 、 <i>Cyclotella</i> 、 <i>Thalassiosira</i> 、 <i>Chaetoceros</i> 等が優占的に出現する傾向がある。 ・夏期の水の華形成種は <i>Anabaena</i> 属である。
中村ら(1980)	1978～1979	・1978年は5～6月には珪藻 <i>D. elongatum</i> が優占していた。7～8月には <i>Anabaena</i> による水の華が大発生した。その後秋季には、 <i>Cyclotella glomerata</i> 、 <i>Melosira granulata</i> 、 <i>Chaetoceros</i> 等が出現していた。 ・1979年は5月に <i>D. elongatum</i> 、 <i>M. granulata</i> が出現したが、6月には <i>Synedra</i> が多く出現した。8～9月は、低水温のため <i>Anabaena</i> による水の華が形成されず、 <i>C. glomerata</i> が多く出現した。
芳賀ら(1986)	1985	・4、6、8～11月において、 <i>C. glomerata</i> が優占した。5月は <i>D. elongatum</i> 、 <i>Thalassiosira</i> sp. が優占した。7月には藍藻の <i>Oscillatoria</i> sp.、 <i>Merismopedia glauca</i> が優占していた。 ・夏期に <i>Anabaena flos-aquae</i> による水の華が発生していた。
二階(1997)	1996	・5月には、 <i>Stephanodiscus hantzschii</i> f. <i>tenuis</i> 、 <i>Synedra</i> spp.、 <i>Navicula</i> spp. が多く見られ、6月には <i>D. elongatum</i> が優占した。7月以降は、 <i>S. hantzschii</i> f. <i>tenuis</i> が優占し、9～10月は <i>Chaetoceros</i> sp. が、11月は <i>Cyclotella</i> sp. も多く見られた。 ・大規模な <i>Anabaena</i> による水の華の形成は認められなかった。
大前(1998)	1997	・5月および7～11月には、 <i>Cyclotella</i> sp. が優占していた。6月に <i>Chroococcus</i> sp. が優占した。8月には <i>Stephanodiscus</i> sp. も多く見られた。 ・9月に <i>Anabaena spiroides</i> による水の華が大量発生した。

ムが DIN の欠乏と TP 濃度の著しい増加と関連していると指摘している。さらに Tezuka and Nakano. (1993) は、琵琶湖南湖の湖水を用いた栄養塩添加実験から、低窒素 - 高リンが *Anabaena* ブルームの重要な因子であることを報告している。網走湖は、嫌気層の影響が強く現れたときに、リンが比較的多く供給されると考えられるので、DIN の枯渇をともなった高リンの条件がみたとされ、*Anabaena* が異常増殖しやすくなると思われる。

しかし、1987～1988年は大規模な青潮の発生により Cl 濃度と TP 濃度が極端に増加したにもかかわらず、*Anabaena* sp. による水の華が確認されなかった。それは極端な塩分の増加により、リン濃度が高くても塩分阻害を受け *Anabaena* sp. が大増殖できなかった可能性がある(三上ら, 1995)。Kondo *et al.* (1990) は汽水湖中海において、植物プランクトン種が水温よりも塩分濃度により依存して変化することを報告している。ま

た、南條ら(1995)は、アオコの発生は Cl 濃度に大きく影響を受けることを示した。日野(1987)は藍藻類に対する NaCl 添加による阻害実験から、Cl として 2000～3000mg l⁻¹ が成長抑制され光合成ができなくなる限界であることを示しており、1987～1988年の網走湖好気層の Cl 濃度は 2500～3500mg l⁻¹ であったことから、*Anabaena* sp. の増殖に適さない塩分環境であったと考えられる。

一方、中村ら(1980)は1978年における *Anabaena* sp. の大発生と1979年における未発生は、水温の違いを理由の一つにあげている。1979年7月の月平均気温は6℃以上も低かった。夏の異常低温は1993年においても水の華が発生しない状況につながっていたと思われる。逆に、1994年の夏の異常な高気温は水の華の形成を促したと考えられる。

網走湖では、①集水域の降水量が減少して流入河川

表6 網走湖の動物プランクトンに関するおもな過去の調査研究結果

文献	対象年	主な内容
高安・飛島 (1930)	1926 ~ 1927	・ <i>Cyclops</i> sp. や <i>Keratella cochlealis</i> 等が多く、淡水湖に出現する種で占められていた。
Hada (1940)	1938	・ 後の網走湖を代表する動物プランクトンである汽水性種の <i>Sinocalanus tenellus</i> が出現していた。
元田・石田 (1948)	1947	・ <i>S. tenellus</i> が周年にわたって優勢であり、7月と12月の2回盛期があり、生殖は年2回であることがわかっている。
黒萩 (1970)	1964 ~ 1965	・ 1964年は、汽水性の <i>S. tenellus</i> の他に汽水性ワムシである <i>Keratella cruciformis</i> var. <i>eichwardi</i> が豊富に出現していた。加えて、淡水性である <i>Cyclops</i> や <i>Mesocyclops</i> が消失して、より汽水性種が優勢という結果が得られた。 ・ 1964年より塩分濃度の低下した1965年において、前年より汽水性ワムシの <i>K. cruciformis</i> var. <i>eichwardi</i> が減少して淡水性ワムシが増加した。
宇藤ら (1984)	1982 ~ 1983	・ 1982 ~ 1983年は、過去と同様に、周期的に汽水性 <i>S. tenellus</i> が優占的に出現した。ワムシ類では汽水性 <i>K. cruciformis</i> var. <i>eichwardi</i> の増殖が顕著であった。 また、塩分濃度が動物プランクトン組成に大きく影響をおよぼしており、塩分濃度が低いときは淡水性プランクトンの勢力が増す時もある。
浅見 (1997)	1994 ~ 1995	・ 1994 ~ 1995年は過去と同様に、 <i>S. tenellus</i> とワムシ類の <i>K. cruciformis</i> が優占しており、夏季から秋季にかけて <i>Keratella quadrata</i> と <i>Filinia longiseta</i> も優占した。動物プランクトンの個体数密度などの動態は、水温や塩分に大きく影響を受けていた。さらに代表種である <i>S. tenellus</i> は他の生物要因によって影響を受けると考えられた。

の流入量が減少するか青潮が発生するなどにより、嫌気層の栄養塩供給が強まった時、好気層ヘリンの供給量が高まり溶存無機態窒素が枯渇する場合、②青潮が大規模すぎて塩分濃度が極端に上昇しすぎない場合、③日照条件がよく水温が高い場合、の条件が満足されると *Anabaena* sp. による水の華が発生しやすいと考えられる。

5-2. 動物プランクトン

動物プランクトンの変遷状況は表6にまとめた。

1926~1927年当時は *Cyclops* sp. や *Keratella cochlealis* 等が多く淡水湖に出現する種で占められていた (高安・飛島, 1930)。しかし、1938年には現在の網走湖を代表する動物プランクトンである汽水性種の *Sinocalanus tenellus* が出現していた (Hada, 1940)。元田・石田 (1948) は1947年の網走湖の動物プランクトンに関して、*S. tenellus* が周年にわたって優勢であり、7月と12月の2回のピークがあり生殖は年2回であることを報告している。1964年においては汽水性の *S. tenellus* の他に汽水性ワムシである *Keratella cruciformis* var. *eichwardi* が豊富に出現していた。加えて淡水性である *Cyclops* sp.

や *Mesocyclops* sp. が消失した (黒萩, 1970)。

この後の報告においても、周期的に汽水性 *S. tenellus* と *K. cruciformis* var. *eichwardi* が優占し、若干淡水性動物プランクトンが出現していた。しかし、年によっては微妙に塩分濃度が減少して淡水性プランクトンの勢力が増す時もあった。浅見 (1997) によれば、これら動物プランクトンは水温と塩分の要因で動態が変化することを示している。

5-3. 魚類

網走湖で確認され報告された魚類は表7にまとめた。なお、魚の名称は原記載に用いられている名称を使用した。網走湖は海との交流ができることから、淡水から汽水・海水産の魚が生息している。元田 (1950) によれば網走湖の主要漁種はワカサギ、ゴリ (ウキゴリ、アシシロハゼ、ピリング、チチブ)、サケ、マス、ヌマガレイ、シラウオ、コイ、ウグイ等であると報告している。網走市・東京農業大学 (1992) は22種を確認し、コイ等の純淡水魚とサケ・マス類などが多いと報告している。網走湖ではワカサギとシラウオが漁業価値が高い。シラウオは1928年に確認されており、サケ・マス、ヌ

表7 網走湖の生息魚類

出典		高安・飛島	三嶋	佐野	黒田・菊地	道立水産ふ化場	網走市・ 東京農業大学
調査年		1930 1926~27	1934 1928	1937	1967	1989 1988	1992 1990
ヤツメウナギ科	スナヤツメ	●	●		●	●	
	カワヤツメ		●				
ニシン科	マイワシ						●
	ニシン					●	●
キュウリウオ科	キュウリウオ	●	●		●		●
	ワカサギ	●		●	●	●	●
	チカ		●				
シラウオ科	シラウオ		●	●	●	●	●
サケ科	アメマス	●	●		●	●	●
	カラフトマス		●	●	●		●
	サクラマス				●		
	サケ		●	●	●	●	●
コイ科	イトウ	●	●		●		●
	ウグイ	●	●	●	●	●	●
	エゾウグイ						●
	マルタ					●	●
	ニゴロブナ						●
	フナ	●	●	●	●	●	●
ドジョウ科	コイ	●	●	●	●	●	●
トゲウオ科	ドジョウ						●
	イトヨ	●	●		●	●	●
	イバラトミヨ						●
	トミヨ	●	●		●	●	●
タラ科	コマイ	●	●		●	●	●
ボラ科	メナダ	●	●		●		●
ハゼ科	ハゼ類					●	
	ゴリ		●				
	ヌマチチブ						●
	チチブ			●			
	ピリンゴ			●			●
	ジュズカケハゼ						●
	ウキゴリ	●		●	●		
	アシシロハゼ	●		●	●		
	クリハゼ	●			●		
	トラハゼ	●			●		
カレイ科	ヌマガレイ	●	●	●	●	●	●
カジカ科	カジカ		●				

マガレイと同様に繁殖増加が目立っていると報告されている(佐野, 1937)。また、サケ・マスは人工孵化放流後、次第に増加の兆候が見られたことも報告している。ワカサギは網走湖の最重要資源であることから西網走漁業組合ではその増殖をはかるため、1924年に北海道で初の試みである人工孵化事業を開始した(網走市, 1971)。ワカサギの孵化事業はその後現在に至るまで継続され、道内各湖沼への種卵供給地として大きな役割を果たしている。網走湖のワカサギに関する研究は多数あるが、主な調査研究成果に関してまとめてみた。

網走湖のワカサギの主要餌料となるものはイサザアミ、甲殻類プランクトン、双翅類幼生を主とした底生動物およびシラウオであった(石田, 1949)。

網走湖のワカサギの孵化後仔魚はワムシが重要な餌

であり、その量とサイズが仔魚の生存にとって重要である(Asami *et al.*, 1995)。稚魚から成魚にかけての餌生物は、カイアシ類 *S. tenellus* や枝角類 *Diaphanosoma brachyrum*、イサザアミおよび魚類稚仔であり、環境中に優占する動物プランクトンを多く摂取する(浅見・川尻, 1997)。

宇藤(1987)によれば、網走湖のワカサギの生活史は以下のものである。0年魚の降海移動時期は7~11月、遡河移動時期は10~12月と翌年の4月である。降海移動は開始後短期間で盛期をむかえ、その後徐々にあるいは急速に減少して9月以後はごく小規模となる。降海盛期は年によって若干異なるが、主に8月上旬である。遡河移動の盛期は年によって異なるが11~12月である。ワカサギの生活史から、①一生降海しない、②

第1年目に降海・遡河し2年目に降海しない、③第1年目に引き続き2年目にも降海・遡河する、④第1年目に降海し2年目に遡河する、⑤第1年目に降海せず2年目に降海・遡河する、の5つの群の存在を示唆している。

一方、網走湖は古くから水産業が盛んであり、ワカサギの種卵供給地としても知られている。それは、網走湖の栄養レベルが高いが大きく環境が破壊されることなく適度な環境が継続されてきたことと、海と連結していることから海の生産力が加わることで網走湖の漁獲も比較的大きなレベルを保ってきたからだろう。また、汽水湖特有の魚類層を示し、漁業価値の高いワカサギやシラウオといった漁獲にも恵まれてきたからであると思われる。ヤマトシジミは1955年に移植されて飛躍的な漁獲高をあげ、漁獲売り上げに大きく貢献する種類である。図24に網走湖に於ける1955～1994年のワカサギとヤマトシジミの漁獲量の経年変化を示した。それによると、ワカサギは漁獲高の変動が大きく、特に1960年代後半から1970年代前半においては低迷していたがその後回復しており、1988年以降は200t以上の漁獲高をあげている。一方、ヤマトシジミは1960年前後は300t前後で推移し、1960年代後半から400t前後で安定していた。1970年代後半から徐々に増加し始め近年では700t以上の漁獲をあげ、重要な水産資源になっている。このような成果は、水産業関係者らが1926年の高安・飛島の調査以来、比較的多くの定期的観測を実施してきたことによって、網走湖の状況を良く理解しそれを有効に利用してきた結果であると考えられる。しかし、湖内下部には部分循環湖特有

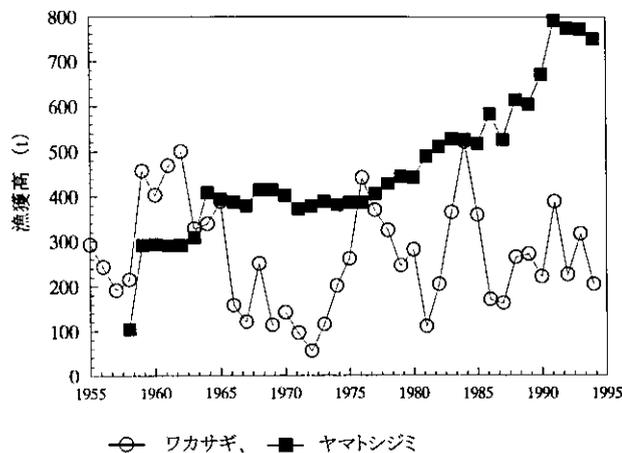


図24 網走湖におけるワカサギとヤマトシジミの年間漁獲高の推移

の嫌気層ができており有害な H_2S も大量に含まれている。実際に魚類等の好気性生物が生息できる水界は、嫌気層の深度が6mとすれば約1億4千 m^3 であり全網走湖容積の約60%である。一方で、嫌気層には塩分や栄養塩類が大量に蓄積されており、好気層への適度な塩分や栄養塩類の供給がヤマトシジミやワカサギ等の現在の高漁獲を維持している要因であるという指摘もある。水産業にとって、現在の微妙な環境を維持することが経済的に最も有効と考えられている。

6. 懸濁物質の挙動と底質環境

6-1. 懸濁物質

部分循環湖は特有の密度成層により、湖水中の懸濁粒子が特徴的な鉛直分布を示すことが知られている。特に、密度境界層は塩分濃度をはじめ多くの化学成分が急激に変化する。網走湖においては密度境界層を境に下層に向かうと急激な塩分の上昇に伴う密度の上昇と急激な酸化還元電位の低下がおこる。さらに、せまい密度境界層の中で上側は好氣的、下側は嫌氣的といった大きな違いが生じている。

密度境界層では懸濁粒子が集積することが知られており、網走湖でもその様な現象が報告されている。また、水中に懸濁した粒子が密度境界層に集積するための物理的機構は、密度境界面に働く摩擦応力が沈降粒子を保持するためとしている(中尾ら, 1983)。

密度境界層における懸濁物中の元素では、Fe、Ca、P、Mnが高い(坂田・安藤, 1979)。蛍光X線による解析で好気層では石英の他にイライトが見られる。しかし、密度境界層では石英の他モンモリロナイトが認められる。モンモリロナイトはイオン交換や吸着能力が大きく、密度躍層のCaとPの極大値に一致し、吸着等を介しモンモリロナイトと関連性を示唆している。

一方、密度境界層では懸濁物質に有機物の占める割合が高く(坂田・安藤, 1981)、沈降してきた植物プランクトンやデトリタスによるものと考えられる。密度境界層に関する有機懸濁物質の集積に関しては沈降物を物理的に維持する以外に、密度境界層付近で有機合成する現象も把握する必要がある。網走湖水質保全対策検討委員会(1995)では、1992年9月の調査結果から

密度境界層上部に硫黄酸化細菌のピークを確認している。硫黄酸化細菌は硫化水素、元素状硫黄、チオ硫酸等を酸素を用いて酸化し、無機炭素から有機物を合成する細菌である。一般的に、自然界では好気的な環境で還元状態の硫黄化合物の存在する環境に多く現われ、部分循環湖においては密度境界層によく見られることが知られている。網走湖においても密度境界層にそれらの増殖が確認されたことから、密度境界層の懸濁物有機物含有量の多い理由の一因になっている可能性も考えられる。

密度境界層に集積している有機物粒子は、一部はそこで分解が進むと思われる。図10の密度境界層からその直下における溶存有機物の増加との関連性が示唆される。

比較的大きな沈降速度をもった沈降物は密度境界層を越えて沈降し、密度境界層に集積していた有機物粒子も一部はゆっくりと沈降し、嫌気層にて分解作用を受けながら底質に到達すると考えられる。嫌気性従属栄養細菌や硫酸還元菌等の代謝により、徐々に沈降してきた有機物は分解される。その結果、 $PO_4\text{-P}$ 、 $NH_4\text{-N}$ 、DIC、 H_2S の生成がおこなわれ嫌気層に蓄積していく。嫌気層に存在する栄養塩類は再び好気層に運ばれ基礎生産に利用され、食物連鎖に組み込まれていくと考えられる。

6-2. マンガンと鉄の挙動

1994年における溶存態マンガン(D-Mn)、懸濁態マンガン(P-Mn)、溶存態鉄(D-Fe)、懸濁態鉄(P-Fe)の鉛直分布をDOおよび H_2S とともに図25.1と25.2に示した。D-Mnは嫌気層にのみ多く認められ、常に嫌気層上端に極大値があり深部に向かって低下した。成層期と循環期が繰り返される深見池では、成層期に形成される嫌気層においてD-Mn濃度が高くなるがその濃度分布は深部から嫌気層上部に向かって減少しており(Yagi and Shinodaira, 1986)、網走湖とは異なる結果を示した。しかし、網走湖と同様な部分循環湖である水月湖の報告と類似した結果(青木・磯松, 1982)が見られ、嫌気層におけるD-Mnの拡散は上部から下部方向と考えられた。一方、P-Mnは好気層にのみ分布し嫌気層には認められず、躍層におけるピークは必ずしも明確でなかった。これは坂田ら(1979)の結果と一致した。

D-Feは嫌気層に多く認められた。しかし、D-Mnほど躍層付近から下部に向かって低下する傾向は顕著ではなかった。D-Feの嫌気層上端でピークがみられる例は水月湖(青木・磯松, 1982)と共通する。P-Feは全層に存在しかつ硫化水素の存在する嫌気層上端にピークを有した。Davison and Heaney (1978) や Yagi and Shinodaira. (1986) によれば、硫化水素の存在する嫌気層においては、還元された2価のFeは硫化鉄(FeS)として不溶化する。そこでYagi and Shinodaira. (1986)を参考に、1994年の調査結果からFeSの溶解平衡の検討を試みた。まず、Cl濃度より網走湖の経験的な関係式から求めたイオン強度よりDebye-Hückelの拡張の式を用いて算出した活量係数を算出した。次に、嫌気層のD-Fe濃度を Fe^{2+} 濃度と考えて Fe^{2+} 活量を算出し、全硫化物濃度とpHより S^{2-} 活量を算出して、それらの活量積を計算した。その結果 Fe^{2+} と S^{2-} の活量積は $1.8 \times 10^{-19} \sim 18.9 \times 10^{-19}$ となり、分析化学辞典編集委員会編(1971)によるFeSの溶解度積($K_{sp} = 3.7 \times 10^{-19}$ 18°C)とほぼ同様な値が得られた。従って、網走湖嫌気層においてもFeSの不溶化が起こっており、嫌気層中のP-FeはFeSを主体とするものと考えられた(三上ら, 1996)。

成層期と循環期が繰り返される湖沼では、成層期に形成されている嫌気層でFeやMnが底泥から溶出し上方向へ拡散するために、D-FeやD-Mnの鉛直濃度分布が底から上方向に向かって減少する。しかし、部分循環湖の網走湖では密度躍層付近にD-FeやD-Mnの濃度ピークが見られる。湖外から供給されたP-FeやP-Mnは沈降し密度躍層に達したとき、 Fe^{2+} や Mn^{2+} に還元溶解される。その後、 Fe^{2+} は S^{2-} の存在のため一部不溶化して S^{2-} と平衡を保ちながら下方へ拡散していき、不溶化したFeSは底へ沈降していくと考えられる。一方、 Mn^{2+} はほとんど不溶化せずに下方へ拡散していくと考えられる。

6-3. 底質と底生動物

網走湖の底質は、密度境界以浅の好気的底質とそれ以深の嫌気的底質とに大きく分かれる。嫌気底質は硫酸還元菌の作用により硫化物が含まれているが、嫌気層が出現し始めた1936年8月にサンプリングされた底質においても既に硫化物が確認されていた(吉村・和田,

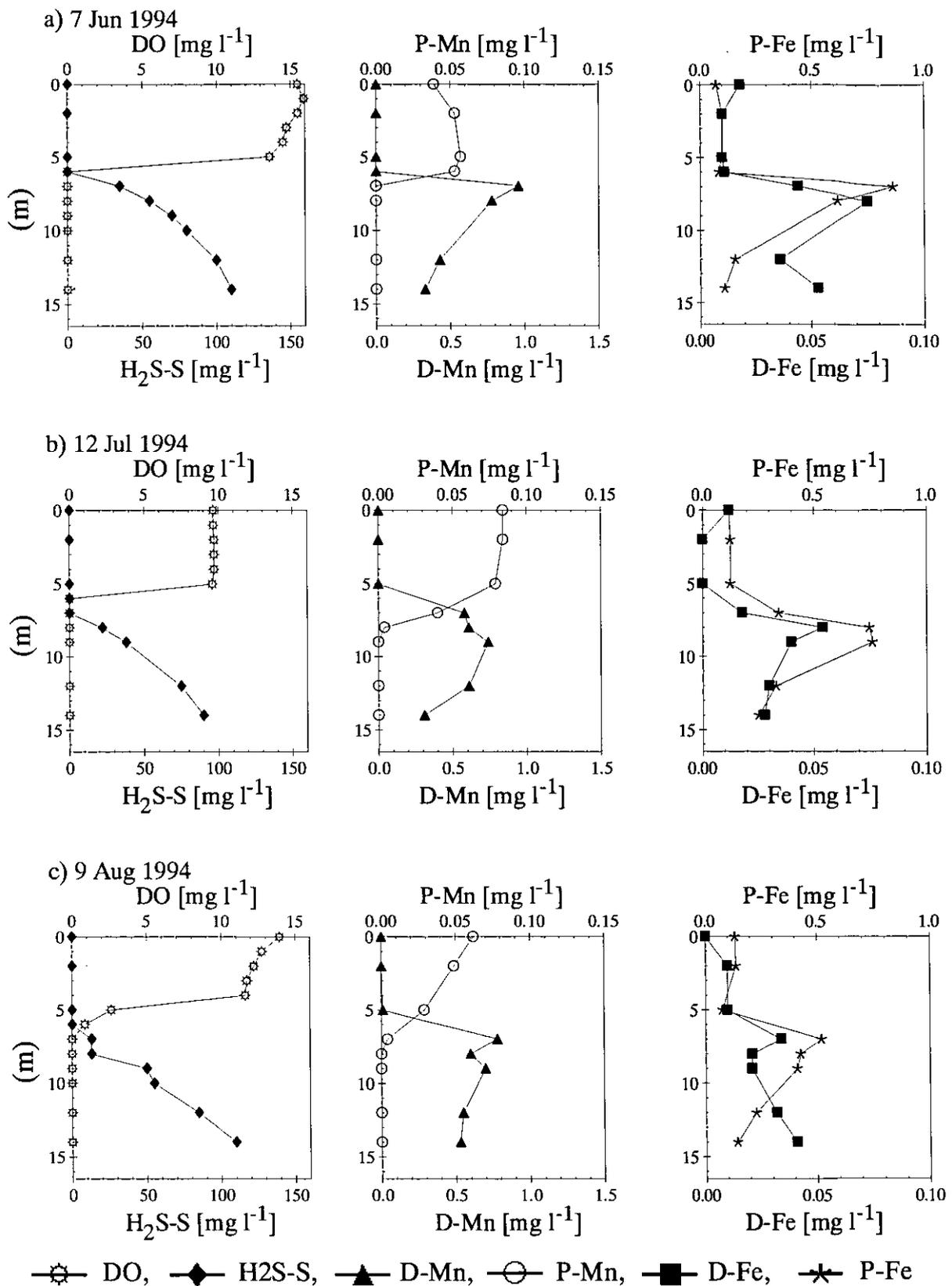


図25-1 網走湖湖心におけるDO, H₂S-S, D-Mn, P-Mn, D-Fe および P-Fe の鉛直分布

1938)。

坂田・安藤 (1978) は、1977年に行った29調査地点の詳細な底質調査の結果を報告している。それによると、8m以浅は好気的な底質であり全体的に岸に近づく

につれ粗粒傾向が認められ、特に網走川、女満別川、リヤウシ川付近は砂質傾向が強いことが示されている。底質の有機炭素、強熱減量、総窒素はそれぞれに相関が高く、有機物は嫌気的な湖中央部の小さい粒径の底質

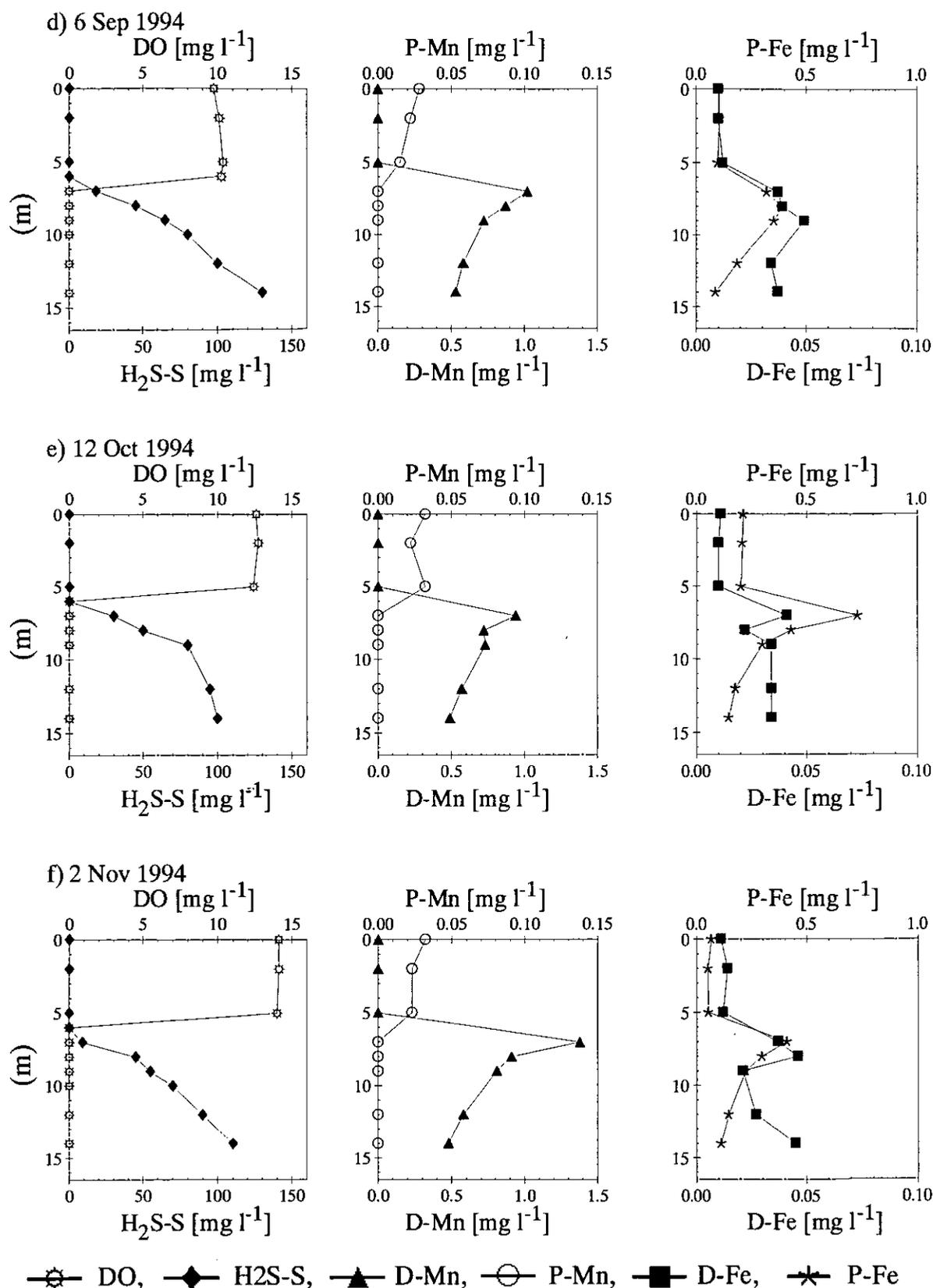


図25-2 網走湖湖心におけるDO, H₂S-S, D-Mn, P-Mn, D-Fe および P-Fe の鉛直分布

ほど多く含まれる傾向が認められた。嫌気的な湖中央部の底質においては、Fe/S値が1.0に近く硫化鉄の状態が示唆され、前項におけるFeのFeS不溶化と沈降と理論的に一致した。

近藤・坂田(1986)は湖心における嫌気底質の溶出実験を行った。その結果NH₄-Nで99mg m⁻² d⁻¹、PO₄-Pで9.7mg m⁻² d⁻¹の値を得た。また、間隙水には高濃度のNH₄-NとPO₄-Pが含まれていることを確認しており、多

量の無機栄養塩類が水中に回帰していることが裏付けられた。さらに、間隙率の実測値から平均堆積速度を求め (1.6 cm yr^{-1})、 ^{210}Pb を用いた報告 (北海道開発局網走開発建設部, 1983) と一致した。

浅く好気的な底質に生存している底生動物に関して以下にまとめてみる。1936年の底生動物の調査では、貝類12種、甲殻類3種、貧毛類1種、ユスリカ幼虫は6種以上が報告されている (上野, 1937)。

その後1965年には、貝類3種、甲殻類3種、貧毛類1種、多毛類1種、毛翅目1種、ユスリカ科幼虫10種が確認されている (津田ら, 1966)。ユスリカ科幼虫の密度は水深6~7m付近に極大が確認され、その付近に植物残滓帯が多いためと報告している。上野 (1937) の結果と比較してみると、貝類に関して12種から3種に減少している中、ヤマトシジミの生息が認められていた。それ以外の底生動物相はそれほど大きな変化をしていない。

ヤマトシジミは1928年に藻琴湖より移植されたが繁殖せず、その後1955年頃から数年間藻琴湖より移植されたのが異常繁殖して定着したと報告されている。網走湖のヤマトシジミの産卵期は7月中旬から8月下旬までの約2ヶ月間で、比較的粗粒な底質である2m以浅に多数存在していた (多田・阿部, 1990)。この時の好気層の塩分量は、ヤマトシジミの再生産に好適と言われている2~8パーミル (Clで約1100~4400 mg l^{-1}) の下限であった。

馬場・高橋 (1997) は、網走湖のヤマトシジミの産卵には、水温22.5℃、塩分2.3パーミル (Clで1300 mg l^{-1}) 以上必要で、環境条件によっては産卵しないときがあること、また、稚貝にとっての好適底質条件は有機炭素1.10%以下でシルト27.15%以下であることを報告している。

7. 光合成細菌集積層

7-1. 光合成細菌集積層の形成と消滅

部分循環湖の嫌気層上端に光合成細菌の集積層が見られることがあるが、網走湖では1988年以前にはそのような報告はなかったが、1989年夏期より現地調査関係者から嫌気層上端に光合成細菌の集積層が形成され

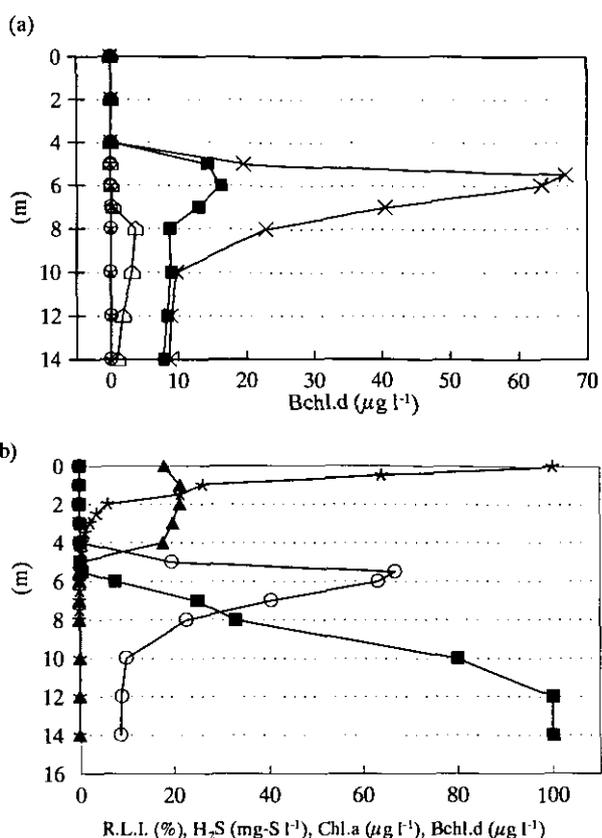


図26 a) 網走湖湖心における1991年8月から1992年8月までのバクテリオクロロフィルd (Bchl.d) の鉛直分布。

× 20 Aug. '91 ■ 23 Oct. '91 △ 12 May '92
○ 9 Jun. '92 ★ 21 Jul. '92

(b) 網走湖湖心における1991年8月の相対光強度 (Relative light intensity, R.L.I.)、溶存硫化物 (H_2S)、クロロフィルa (Chl.a)、およびバクテリオクロロフィルd (Bchl.d) の鉛直分布

★ R.L.I. ■ H_2S ▲ Chl.a ⊖ Bchl.d

ている可能性が指摘され始めた。さらに、1990年夏期には光合成細菌群集層の形成が肉眼で確認された。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 (Bchl.d) (Takahashi and Ichimura, 1968, 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と吸収スペクトルから、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。

Chlorobium 属の生育には、光、硫化物、無機炭素、有機酸等の溶存有機物、窒素およびリンが必要である。網走湖の光合成細菌は、炭素源として無機炭素の他に酢酸の共存化で増殖が促進されることを確認した。ま

た、安定同位体試薬を用いて、無機炭素と酢酸の顕著な取り込みを確認した。

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る (Guerrero *et al.*, 1985)。従って、湖の上層部の懸濁状態がそれらの生育に大きく影響する。網走湖の嫌気層水を嫌気底質と共に実験室内で光をあけると、容易に光合成細菌が増殖してくるのを確認した。故に、網走湖でも嫌気層に光が透過するか否かが光合成細菌の増殖の大きな制限因子となる。

1991年8月から1992年7月における Bchl.d の鉛直分布と1991年8月の相対光強度 (R.L.I.)、 H_2S 、Chl.a および Bchl.d の鉛直分布を図26に示す。1989年より嫌気層上端に増殖してきた光合成細菌が1991年8月に5.5m層において Bchl.d として $66.9\mu g$

l⁻¹ 検出された。その後、秋から冬にかけて全体的に減少し、1992年6月以後 Bchl.d が検出されなくなった。

光合成細菌集積層が発達していた1991年8月には、嫌気層上端である5.5m層にて表層の約0.1%のわずかな光が透過していることがわかった。嫌気層の光到達を支配するのは、嫌気層深度と上部好気層の懸濁状態である。嫌気層深度は1980年頃から上昇してきており1987年には水深5m程度にまで達してきた。さらに、1989年は好気層の栄養塩濃度が低く、Chl.a濃度が8月には $5\mu g\ l^{-1}$ 以下で好気層がより透明な状態であったと考えられる。光合成細菌の増殖要因に1980年からの嫌気層深度の上昇と、好気層の植物プランクトンの現存

量低下が考えられる。

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、Chl.a濃度が $100\mu g\ l^{-1}$ 程度 (図22) 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。そのため嫌気層まで光が透過しなくなり、光合成細菌が増殖できなくなったと考えられる。

7-2. 好気層への環境影響

Matsuyama (1980) は、長崎県上甕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

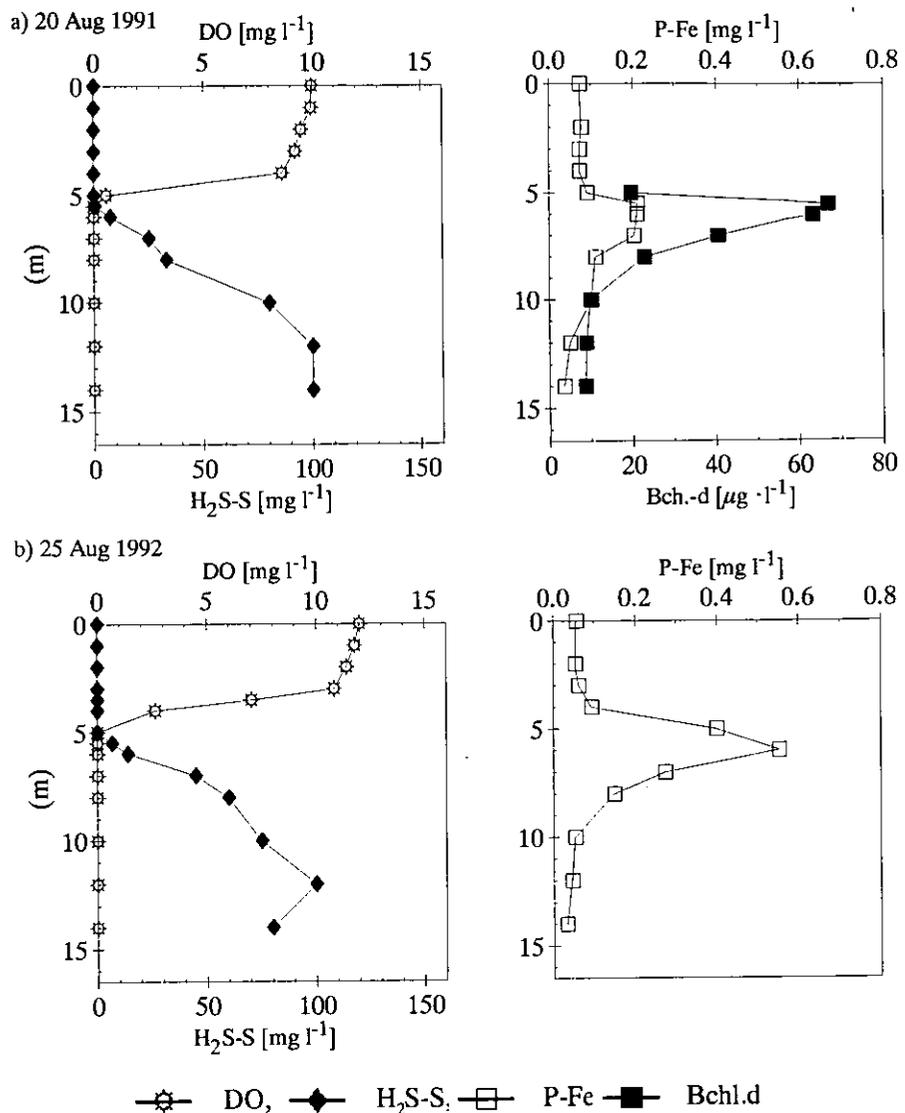


図27 網走湖湖心における1991年8月20日 (光合成細菌集積層形成時) と1992年8月25日 (光合成細菌集積層掃滅後) のDO、 H_2S 、P-Fe、Bchl.dの鉛直分布。1992年8月25日にはBchl.dは確認されていない。

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。網走湖においても同様の可能性が考えられる。1989～1991年は全体的に好気層の栄養塩濃度が低下傾向にあり(図20, 21, 22)、Chl.a濃度も低く、光合成細菌集積層の発達との関連性が示唆される。光合成細菌集積層の発達が、網走湖の*Anabaena* sp.の発生を抑制させていた可能性もある。

7.3. 鉄の鉛直分布に与える影響

図27に、光合成細菌集積層が発達していた1991年8月と光合成細菌集積層が消滅していた1992年8月のP-Feの鉛直分布をDO、 H_2S 、Bchl.dとともに示した。光合成細菌が嫌気層上端に増殖するとP-Feのピークが低くなることが示された。図示しない他の調査時においても同様な傾向が確認された。前述したとおり嫌気層のP-Feはほとんどが FeS から構成されていると考えられるので、 FeS のピークは懸濁態物質が停滞しやすい層でかつ Fe^{2+} と S^{2-} の供給量が大きく不溶化速度が大きい程大きくなると考えられる。光合成細菌集積層の形成下で FeS のピークが低い要因は、光合成細菌により溶存硫化物が光合成の電子供与体として酸化され、溶存硫化物の上方向への鉛直フラックスが低下するためと考えられる。

8. 謝辞

文献収集に関しては、北海道立水産孵化場の今田和史 森支場長、坂本博幸 湖沼管理科長、浅見大樹 森支場調査科長に多大なる協力をいただきました。今田氏におきましては、文献リスト、湖沼地形データ等を提供して頂き、さらに網走湖に関して貴重な議論の場を頂きました。浅見氏におきましては、文献収集の他に貴重な議論と動物プランクトンや魚類に関して教示をいただきました。元東京農業大学の大学院生の辻村匡志氏には、現在の網走湖の現況や生物環境を含めて貴重な議論の場をいただきました。また、今泉晴夫 現網走支庁環境保全係長には、網走湖の写真に関しましてお世話頂きました。

また、網走湖の調査にあたり多くの方々を頂きました。西網走漁業協同組合の方々をはじめ、北海道開発局の調査船アオサギの協力も頂きました。北海道網走支庁振興課土地公害係(現環境保全係)や網走市公害係の方々には、調査の段取りを始め調査にも動向して頂きました。また、網走終末処理場には試料の前処理等に場所を提供して頂きました。試料採水や試料の前処理におきましては、坂田康一、有末二郎両主任研究員の他多くの当環境科学研究センタースタッフの協力を頂きました。

山形大学理学部助教授 日野修次博士には、筆者を網走湖のフィールドへ導き、現地における具体的な作業から調査研究の方法等につきまして詳細に御教示頂きました。また、本報告をまとめるにあたり詳細に御教示頂きました。この場を借りて厚くお礼申し上げます。

9. 引用文献

- 網走湖水質保全対策検討委員会(1995): 網走湖の水環境回復に関する調査報告.
- 網走市(1971): 網走市史下巻.
- 網走市・東京農業大学(1992): 網走市湖沼環境総合調査中間報告.
- 安藤和夫・中村俊男・江口 弘・黒田久仁男(1965): 網走湖の水質について、水質汚濁に関する調査研究報告書: 13-30.
- 安藤和夫・中村俊男(1966): 網走湖の水質について、道立衛生研究所報, 16: 153-161.
- 青井孝夫・安藤和夫・中村俊男(1978): 富栄養化に関する研究3 網走湖の富栄養化について. 北海道公害防止研究所報, 51: 31-147.
- 青木啓子・磯松幸貞(1982): 三方五湖の富栄養化に関する研究(第6報)水月湖, 日向湖の鉄, マンガンの挙動. 福井県公害センター年報, 12: 191-195.
- Asami, H., H. Sakamoto, T. Kawajiri, K. Kobayashi, K. Chida and S. Sakazaki (1995): Early life ecology of smelt (*Hypomesus transpacificus nipponensis*) with special reference to stomach contents in brackish lakes, Okhotsk, eastern Hokkaido. The tenth international symposium on Okhotsk Sea, Sea Ice & Ice Peoples. Abstract: 7-9.
- 浅見大樹(1997): 網走湖における動物プランクトンの季節変動および年変動. 北海道立水産孵化場研究報告, 51: 31-43.
- 浅見大樹・川尻敏文(1997): 網走湖産ワカサギ稚魚(*Hypomesus transpacificus nipponensis*)の胃内容物および摂餌日周性について. 北海道立水産孵化場研究報告, 51: 45-52.
- 馬場勝寿・高橋和寛(1997): 網走湖の環境とヤマトシジミの生態. 育てる漁業, 北海道栽培漁業振興公社.
- 分析化学辞典編集委員会編(1971): 分析化学辞典. 共立出版. 2057.
- Davison, W. and S. I. Heaney (1978): Ferrous iron-sulfide interactions in anoxic hypolimnetic waters. Limnol. Oceanogr., 23: 1194-1200.
- 江口 弘・原 茂(1950): 北海道陸水の水質資料(1). 水産ふ化場試験報告, 5(2): 118-126.
- Guerrero, R., E. Montesinos, C. Pedros-Alio, I. Esteve, J. Mas, H. van Gemerden, P. A. G. Hofman and J. F. Bakker (1985): Phototrophic sulfur bacteria in two Spanish lakes; Vertical distribution and lomotong factors. Limnol. Oceanogr., 30: 919-931.
- Hada Y. (1940): Hydrographical observations and plankton studies of some brackish water lakes on the Okhotsk Sea coast of Hokkaido in winter. Trans. Sapporo Nat. Hist. Soc., 16: 147-174.
- 芳賀 卓・坂崎繁樹・西浜雄二(1986): 網走湖の水質環境および植物プランクトンの季節変化. 西網走漁業協同組合: 34.
- 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.
- 北海道漁業団体公害対策本部(1978):網走湖の水質・底質調査結果.昭和52年度網走市庁管内河川・湖沼・浅海並びに工場排水調査報告書,5:205-210.
- 北海道開発局網走開発建設部(1983):網走湖水質保全調査総合報告書.
- 北海道開発局網走開発建設部(1990):網走湖水質保全調査(S62・S63・H元年調査)概要報告書,青潮発生に関する調査のまとめ.
- 北海道開発局網走開発建設部(1992):第3回網走湖水質保全対策検討委員会資料.
- 北海道開発局網走開発建設部(1993):第4回網走湖水質保全対策検討委員会資料.
- 北海道開発局網走開発建設部(1996):植物プランクトンとクロロフィルaの関連調査.
- 北海道公害防止研究所(1978):網走湖調査報告書.
- 北海道公害防止研究所(1983):昭和57年度網走湖環境基準未達成原因解明調査報告書.
- 北海道立水産孵化場(1989):網走湖漁業環境調査 昭和63年度事業成績書:126-135.
- 北海道立水産孵化場(1990):網走湖漁業環境調査 平成元年度事業成績書:139-146.
- 北海道総合開発企画部(1962):常呂川・斜里川・止別川・網走川・湧別川・十勝川その他河川及び一部工場排水等の水質調査報告:151-157.
- 今田和史・坂崎繁樹・川尻敏文・小林耕一(1995):網走市4湖沼(網走湖・能取湖・瀧沸湖・藻琴湖)の湖盆形態と塩分環境.北海道立水産孵化場研究報告,49:37-48.
- 石田昭夫(1949):網走湖におけるワカサギの食性に関する研究.水産孵化場試験報告,4:47-56.
- 石田昭夫(1950):網走湖の研究,磷酸塩その他の成層状態について.水産孵化場試験報告,5:113-117.
- 石田昭夫(1952):網走湖の観測資料.水産孵化場試験報告:7.
- 石田昭夫(1957):最近の網走湖.北水試月報,14:74-76.
- 伊藤和雄(1989):網走湖における青潮現象と漁場の現状について.技術研修会資料.
- 河川環境管理財団(1988):日本の湖沼.51-54.
- 近藤秀治・坂田康一(1986):湖沼における窒素・燐等汚染要因物質の挙動に関する調査研究.粒子状有機物質の鉛直輸送.北海道公害研報,13:33-49.
- 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.
- 久保 正・佐藤芳和・駒木 成(1967):網走湖への海水逆流について-1流入量試算と流入条件.水産庁北海道区水産研究所研究報告,32:49-61.
- 黒田久仁男(1960):網走支庁管内の河川・湖沼・浅海の汚染調査報告書.道立水産試験場網走支場:76-81.
- 黒田久仁男(1962):網走湖 昭和36年度 網走市庁管内河川・湖沼・浅海並びに工場排水調査報告書:61-62.
- 黒田久仁男(1963):昭和37年度 網走市庁管内河川・湖沼・浅海並びに工場排水調査報告書:3-7, 14-17, 25.
- 黒田久仁男(1964):網走支庁管内河川・湖沼・浅海並びに工場排水調査報告書.道立水産試験場網走支場:9-14, 51-52.
- 黒田久仁男・黒萩 尚(1965):網走湖の現況と汚水事情について.昭和39年度網走市庁管内河川・湖沼・浅海並びに工場排水調査報告書.:91-111.
- 黒田久仁男・菊地和夫(1967):網走支庁管内水質汚濁防止対策に関する調査研究報告書.
- 黒田久仁男(1967):網走湖の現況について.道立水産試験場網走支場.
- 黒田久仁男(1968):網走湖湖心水質試験成績表.昭和42年度水質汚濁防止対策に関する研究報告書:94-99.
- 黒田久仁男(1969):網走湖湖心水質試験成績表.昭和43年度水質汚濁防止対策に関する研究報告書:80-81.
- 黒田久仁男(1970):網走湖.昭和44年度水質汚濁防止対策に関する研究報告書:43-51.
- 黒田久仁男・菊地和夫(1972):網走湖水質調査表.昭和46年度水質汚濁防止対策に関する調査報告書:45-51.
- 黒萩 尚(1970):網走湖におけるプランクトンの遷移.北海道さけ・ますふ化場研究報告,24:101-124.
- 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.
- 三上英敏・日野修次・有末二郎(1993):青潮発生後の網走湖の化学的・生物学的環境変化.北海道環境科学研究センター所報,20:55-59.
- 三上英敏・日野修次・有末二郎(1995):網走湖における水の華の消長.アオコの計量と発生状況.発生機構(国立環境研究所):73-79.
- 三上英敏・日野修次・坂田康一・有末二郎(1996):網走湖における鉄,マンガンの鉛直分布.第30回日本水環境学会年會講演集:65.
- 三嶋康七(1934):北海道湖沼の生物学的順列.陸水雑,4:28-32.
- 元田 茂・石田昭夫(1948):網走湖の研究特にプランクトン相について(第1報).水産孵化場試験報告,3:1-12.
- 元田 茂(1950):北海道湖沼誌.水産ふ化場試験報告,5(1):1-96.
- 中村優子・青井孝夫・黒木宗尚(1980):網走湖の植物プランクトンの季節的消長.環境科学(北海道大学),3(1):35-46.
- 中尾欣四郎・松原三喜・石井吉之・知北和久(1983):塩淡水境界における懸濁物の堆積機構.北大地球物理学研究報告,42:1-14.
- 中尾欣四郎(1984):網走湖の湖環境変遷.北海道の自然,24:30-40.
- 中尾欣四郎(1988):湖環境の変動機構.陸水雑,49(4):293-301.
- 南條吉之・田中賢之介・安田満夫(1995):アオコの増殖に及ぼすリン及び塩素イオン濃度の影響.アオコの計量と発生状況.発生機構(国立環境研究所):95-104.
- 二階野乃子(1997):網走湖の植物プランクトンの季節的消長について.東京農業大学生物産業学部卒業論文.
- 大前一之(1998):網走湖における植物プランクトン相の季節的变化.東京農業大学生物産業学部卒業論文.
- 大槻知寛・多田匡秀(1993):網走湖の環境について.北水試だより,23.
- 坂田康一・安藤和夫(1978):北海道の湖沼および沿岸域の堆積環境について(1).北海道公害研報,5:148-155.
- 坂田康一・安藤和夫(1979):北海道の湖沼および沿岸域の堆積環境について(2)網走の懸濁物について.北海道公害研報,8:99-104.
- 坂田康一・安藤和夫(1981):北海道の湖沼および沿岸域の堆積環境についての研究.強還元湖における懸濁物質の沈降過程と化学成分の挙動について.北海道公害防止研究所報,8:99-104.
- 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. 北海道公害研報, 11 : 52-66.
- 佐野誠三 (1937) : 網走湖の主なる棲息魚について. 鮭鱒彙報, 9 : 7-10.
- 清水幾多郎・真山 紘・関 二郎 (1990) : サケ稚魚滞泳期の網走湖の水質について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 44 : 29-38.
- 多田国秀・阿部英治 (1990) : ヤマトシジミに関する調査. 北海道立網走水産試験場平成元年度事業報告書 : 221-227.
- 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.
- 高安三次・飛島貫治 (1930) : 湖沼調査. 水産調査報告, 22 : 1-61.
- 高安三次 (1933) : 湖沼水質分析結果. 北水試旬報, 2(14) : 99-101.
- 高安三次 (1955a) : 網走湖の塩分について. 魚と卵, 2 : 23-29.
- 高安三次 (1955b) : 網走湖の水族異変. 魚と卵, 8 : 1-4.
- 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.
- 津田松苗・渡辺仁治・御勢右衛門 (1966) : 網走川および網走湖の生物学的調査. 水産庁漁政部漁業振興課.
- 辻村匡志・桑原 連・浅見大樹・三上英敏・川尻敏文・二階野乃子 (1996) : 網走湖における1996年春・夏季のピコプランクトン密度と植物プランクトン, 水質との関係. 日本水産学会北海道支部例会講演要旨集 : 15.
- 宇藤 均・小林 喬・坂崎繁樹・黒萩 尚 (1984) : 網走湖産ワカサギ生態調査. 網走水試昭和 58 年度事業報告書 : 144-176.
- 宇藤 均 (1987) : ワカサギの生態と漁業. 第52回大会日本陸水学会講演要旨集 : 199.
- 上野益三 (1937) : 網走湖の底棲動物. 植物及動物, 5 : 1830-1838.
- Wetzel R. G. and G. E. Likens (1991) : *Limnological Analyses* 2nd ed. Springer Verlag, New York. 12-13.
- Yagi, A. and I. Shinodaira (1986) : Seasonal change of iron and manganese in Lake Fukami-ike. Occurrence of turbid manganese Layer, *Jpn. J. Limnol.*, 47 : 279-289.
- 安富亮平・今田和史・伊沢敏穂・坂崎繁樹・川尻敏文・小林耕一 (1995) : 網走市4湖沼 (網走湖・能取湖・瀧沸湖・藻琴湖) の水質環境の特徴. 北海道立水産孵化場研究報告, 49 : 25-36.
- 吉村信吉 (1934) : 日本の湖水の化学成分IV硫化水素. 陸水雑, 4 : 12-27.
- 吉村信吉・和田憲夫 (1938) : 湖底堆積物とくに汽水湖の湖底堆積物中に含まれる硫化水素の予測研究. 陸水雑, 8(1) : 68-78.

阿寒湖の陸水学的特徴とその変遷

五十嵐聖貴・石川 靖・三上英敏

北海道環境科学研究センター (〒060-0819 札幌市北区北19条西12丁目)

Long-term changes in limnological characteristics in Lake Akan, Hokkaido

Seiki Igarashi, Yasushi Ishikawa and Hidetoshi Mikami

Hokkaido Institute of Environmental Sciences, N-19 W-12 Kita-Ward, Sapporo, Hokkaido 060-0819, Japan

1. はじめに

阿寒湖は北海道の東部、阿寒国立公園内に位置している。阿寒国立公園は1934年に、瀬戸内海、日光、中部山岳、大雪山などとともに日本で最初に指定された国立公園のひとつである。阿寒国立公園内の湖沼には、阿寒湖のほか、摩周湖や屈斜路湖、パンケトー(阿寒パンケ湖)、ペンケトー(阿寒ペンケ湖)、オンネトー(足寄オンネ湖)などがあり、いずれも原始性にあふれた豊かな自然に取り囲まれている。その豊かな自然の中にあって、阿寒湖は一時、急速な富栄養化を経験し、1980年代後半にはいくつかの浄化対策がおこなわれる結果となった。これは阿寒湖が、歴史的に人との関わりが非常に深い湖であったことと関係がある。

阿寒湖における陸水学的調査は、1917年、田中館によって透明度が測定されたことによって始まる(田中館, 1925)。その後1927年には北海道水産試験場によって初めての水質分析がおこなわれ(高安ら, 1930)、1972年に公共用水域に指定されて以後は、公的機関によって年数回の水質調査が継続されている。現在阿寒湖でおこなわれている調査としては、北海道環境科学研究センター(旧北海道公害防止研究所)による水質化学成分やプランクトン動態などの調査、北海道立水産孵化場によるワカサギをはじめとする魚類およびその餌生物である動物プランクトンの資源動態調査、阿寒町教育委員会を中心とするマリモ保護に関する調査、北海道(釧路支庁)による公共用水域の常時監視調査などがある。今日まで多くの研究者が様々な立場から阿寒湖についての調査をおこなっており、現在までに水質や生物について多くのデータが蓄積している。阿寒

湖の水質に関する長期にわたる調査の報告としては、公共用水域の水質測定結果(北海道, 1978-1999)のほか、吉住ら(1976)による1927~1976年の約50年間にわたる分析値の報告、今田ら(1981)による1973~1980年の透明度・化学的酸素要求量(COD)・数種溶存イオンの変動についての報告、坂田ら(1985, 1987)、坂田(1994)による1981~1990年の水温構造や、物質の鉛直移動などについての研究報告が代表的である。また、生物調査に関しては、高安ら(1930)による動植物プランクトンの調査、Miyadi(1932)による底生生物の調査、田中館(1925)による魚類の調査を始めとして多くの調査報告がある。本報告は、これら長年にわたる調査の記録に最新の調査結果を加え、阿寒湖の陸水学的特徴や湖沼環境の長期的変化、人間活動が阿寒湖にもたらした影響などを概説することを目的とする。

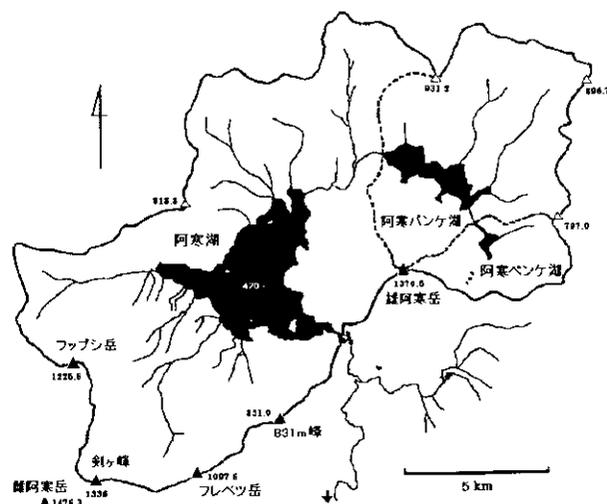


図1 阿寒湖の集水域 (147km²). 前田一步園財団(1994)より改変。

2. 湖の成因と概要

現在、雄阿寒(おあかん)岳(標高1370.5m)を取り囲むように、パンケトー、パンケトー、阿寒湖などの阿寒湖沼群が位置している(図1)。これらの湖沼の成因は次のように考えられている(片岡, 1994; 勝井, 1994; 阿寒湖畔ビジターセンター展示資料)。今から約15万年前、阿寒湖が位置しているあたりには、洪積世中期の火山活動とその後の陥没によって形成された巨大な阿寒カルデラ(直径約24×13km)があった。そこに水がたまってできたのが古阿寒湖と呼ばれる大きな湖である。その後、フレベツ火山、フップシ火山の噴火活動によって溶岩がカルデラ内に噴出するとともに、北側からは屈斜路カルデラの溶結凝灰石が大量に流れ込み、古阿寒湖はほとんど埋め立てられた。さらに、南側では阿寒川が外輪山を刻んで湖の水を排出したため、古阿寒湖は大部分が枯渇したものと考えられている。その後、カルデラ中央から雄阿寒岳が活動を開始し、溶岩の流出が現在の滝口(阿寒湖流出部)を押さえて前阿寒湖を形成した。数千年前、引き続いて流れ出た溶岩によって前阿寒湖からパンケトーが切り離され、その後の地盤の隆起がパンケトーを孤立させたと考えられている。

表1に阿寒湖の物理諸元を示した(国土地理院, 1978; 北海道公害防止研究所, 1990)。また、図2は阿寒湖の等深線図を示したものである。湖心の位置は北緯43°27′東経144°06′で、湖面積は北海道内で11番目に広く、平均水深、最大水深とも道内で9番目に深い湖である。湖岸線は堰止湖特有の複雑な形をしている。湖盆形態は、西側は傾斜が緩やかであり、雄阿寒岳に接する東側は切り立った形状をしている。阿寒湖に注

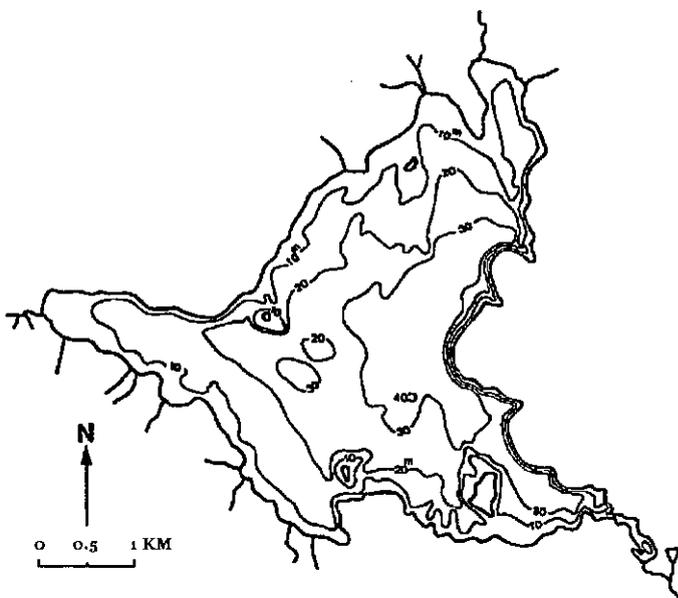


図2 阿寒湖の等深線図. 日本地図センター(1982)より改変.

ぐ流入河川は十数本あり、主なものとして北方よりイベシベツ川、キネタンベ川、チュウルイ川、ボンチュウルイ川、西方よりシリコマベツ川、南方よりキネチャウス川、ウグイ川、白湯(はくとう)川、チップ川などがある。流出河川は南東部の阿寒川のみであり、約50km南方の太平洋へ流出している。また、湖上には北から反時計回りにチュウルイ島、ヤイタイ島、小島、大島の4つの島がある。阿寒湖の集水域は山林が143.77km²、市街地が4.23km²であり大部分(約97%)が山林である。湖岸線でみると市街地はわずか1%にすぎない(北海道公害防止研究所, 1990)。さらに、シリコマベツから北西の林道には施錠ゲートが設けられており、集水域の大部分は許可なく立ち入ることができない区域となっている。その立ち入り禁止区域である阿寒湖の上流には、パンケトー(面積2.78km²、体積

表1 阿寒湖の物理諸元

高度 ¹⁾	420.0	m
湖面積 ¹⁾	12.96	km ²
湖体積 ²⁾	0.249	km ³
最大水深 ¹⁾	44.8	m
平均水深 ²⁾	18.7	m
周囲長 ¹⁾	31.0	km
滞留時間 ²⁾	1.41	year

1) 国土地理院(1978)

2) 北海道公害防止研究所(1990)

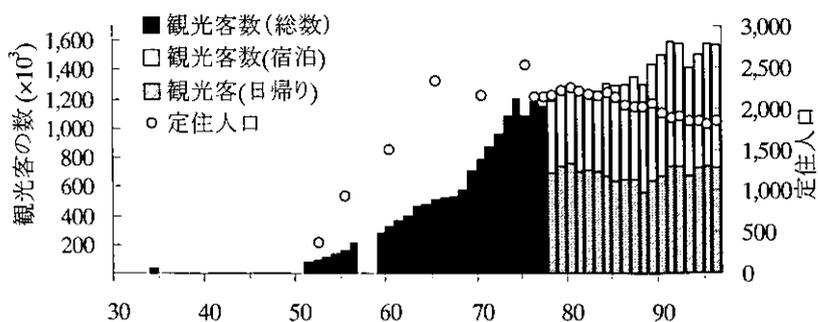


図3 阿寒湖畔における定住人口と観光客入り込み数の推移(阿寒町観光課、阿寒町住民課、釧路支庁商工労働観光課の集計)

0.0676km³)、ペンケトー (面積0.30km²、体積0.006km³) があり、阿寒湖はその集水域の中に独立したふたつの湖を含んでいるという特徴をもっている。集水域の土壌は腐植に富んでおり、エゾマツ、トドマツ、ダケカンバなどの混交林が湖畔まで密生している (塩崎ら, 1994)。図3は阿寒湖市街地の定住人口と観光客入り込み数の推移を示したものである。阿寒湖の市街地は湖南部の阿寒湖畔 (地名) に集中しており、現在の定住人口は約1,800人である。湖畔温泉街は北海道内屈指の観光地で、1年間の観光客入り込み数は150万人を超え、そのうち50%以上の人々が宿泊客である。単純に1日あたりになると、約4,000人の観光客が訪れ、その半数が宿泊していることになる。

阿寒湖周辺および湖内には現在も火山活動の余韻がある。湖畔温泉街の北東約500mにある「ボッケ」は、アイヌ語のボオブケ (煮立つ、燃え上がるの意) を語源とし、その名のとおり、硫化水素臭の高温ガスが灰泥をポコポコと盛り上げている小爆發火口である。また、湖内にも、湖畔温泉分布域から湖北岸イベシベツ湾東岸に湧出するセセキモイ (温かい湾の意) 微温泉に向かう帯状地帯に湧壺 (湯壺) が分布している (北海道立地下資源調査所, 1980)。冬期、阿寒湖の湖面は50cm以上の厚さの水で覆われるが、湖水上には一部、直径数メートルの凍結しない楕円形の穴や氷雪の薄い個所があり、湧壺の存在を確認することができる。

チュウルイ川河口のチュウルイ湾とキネタンペ川河口のキネタンペ湾には、特別天然記念物のマリモ *Cladophora sauteri* が生息している。また、本湖はヒメマス *Oncorhynchus nerka* の原産地としても知られている。流域ではエゾシカ *Cervus nippon yesoensis* 個体数の増加が著しく、樹木の食害などが問題になっている。

3. 調査地点と方法

図4は阿寒湖内および流入河川の水質調査地点を示したものである。このうち、公共用水域の常時監視がおこなわれている地点はSta.1からSta.7の湖内7地点およびイベシベツ川流入点である。湖畔温泉街は白湯川、チップ川の下流域にあり、Sta.6がその沖にあたる。湖心部はSta.2である。Sta.8は湖心から700~800m東

側にある阿寒湖の最深部であり、過去に詳細な調査がおこなわれていたことがある地点である。本報告において「湖心部」と表記されているもののうち、「表層」の経年変化として示されている場合には1972年10月2日以前がSta.8のデータであり、「鉛直方向」「水柱あたり」の経年変化として示されている場合は1991年5月14日以前がSta.8のデータである。それ以後のデータはSta.2で測定されたものである。

表2には現在、北海道環境科学研究センターによって行われている主な水質調査、生物調査の項目とその方法を示した。

4. 気象条件

阿寒湖畔には地域気象観測所 (AMeDAS) が設置されており、約40年間の気象データが集積されている。阿寒湖畔は年平均気温が1~6℃程度であり、阿寒国立公園内でも特に寒冷な地域である。月平均気温でみると1~2月は-10℃以下まで冷え、8月にはほぼ20℃まで気温が上昇する。降水量は6月と9~10月の2回ピークがあり、1961年から1990年までの平均月降水量はそれぞれのピークで約110mm、150mmである (秋田谷ら, 1994)。冬期は降水量が少なく、乾燥した気候になるが、それでも積雪は100cmを超え、まれに150cmを

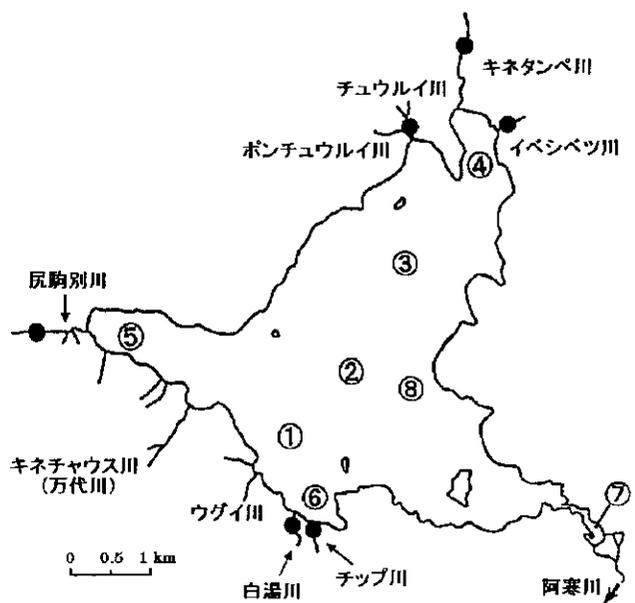


図4 阿寒湖および流入河川の調査地点 Sta.1~7 およびイベシベツ川は公共用水域の測定地点である。Sta.8は阿寒湖最深部 (44.8m)。

表2 主な調査項目と調査方法

項目 (単位)	略号	分析方法	湖内	河川
水温 (°C)	WT	デジタル温度計	○	○
透明度 (m)	Trp	透明度板	○	
流量 (m ³ sec ⁻¹)		電磁流速計		○
溶存酸素 (mg l ⁻¹)	DO	ウィンクラー法, DOメーター	○	○
pH		ガラス電極法	○	○
硝酸 (mg l ⁻¹)	NO ₃ -N	銅・カドミカラム還元法 ¹⁾	○	○
亜硝酸 (mg l ⁻¹)	NO ₂ -N	ナフチルエチレンジアミン法 ¹⁾	○	○
アンモニア (mg l ⁻¹)	NH ₄ -N	インドフェノール法 ¹⁾	○	○
全窒素 (mg l ⁻¹)	TN	アルカリ性過硫酸カリウム分解法 ¹⁾	○	○
リン酸 (mg l ⁻¹)	PO ₄ -P	モリブデンブルーD I B K抽出法 ¹⁾	○	○
全リン (mg l ⁻¹)	TP	過硫酸カリ分解モリブデンブルー法 ¹⁾	○	○
クロロフィル <i>a</i> (μg l ⁻¹)	Chl. <i>a</i>	メタノール抽出-蛍光光度法 ²⁾	○	
一次生産量		溶存酸素法 (明暗ビン法), 13C 現場法	○	
全細菌数		DAPI ³⁾ で染色後, 落射式蛍光顕微鏡 ⁴⁾ で直接計数	○	
ピコ植物プランクトン数		落射式蛍光顕微鏡 ⁵⁾ で直接計数	○	

- 1) テクニコン社 autoanalyzer-II または ブランルーベ社 AACS-II
- 2) ターナー・デザイン社 10-AU
- 3) 4', 6-diamidino-2-phenylindole
- 4) ニコン OPTIPHOT 落射蛍光装置 EFD 2 (UV 励起法)
- 5) ニコン OPTIPHOT 落射蛍光装置 EFD 2 (G 励起・B2 励起法)

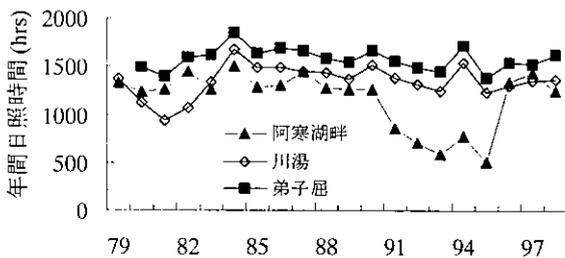


図5 阿寒湖畔、川湯、弟子屈における年間日照時間の推移 (日本気象協会北海道本部, 1979-1998). 測器の変更があったため、気象庁が指導する換算方式により旧型太陽電池式の値を新型太陽電池式の値に換算した。測器が変更されたのは阿寒湖畔が1986年12月、川湯が1989年8月、弟子屈が1986年7月。

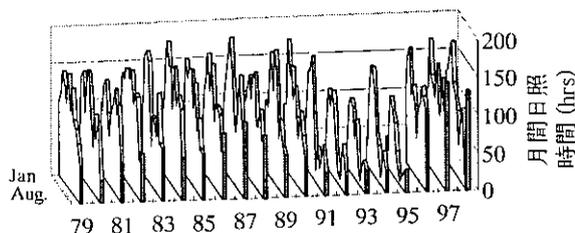


図6 阿寒湖畔における月間日照時間の推移 (日本気象協会北海道本部, 1979-1998). 1986年12月に測器が変更されたため、気象庁が指導する換算方式により換算した。

超える積雪が観測されることもある。秋田谷ら (1994) は阿寒国立公園地域を「寡雪寒冷地」と称しながらも、阿寒湖畔についてはその標高の高さから、必ずしも小雪とはいえない地域であると述べている。

図5は阿寒湖畔および阿寒湖に比較的近い、川湯 (阿寒湖から北東に約35km)、弟子屈 (てしかが) (阿寒湖から東に約30km) の気象観測所における年間日照時間を示したものである。阿寒湖畔の日照時間は3地点の中で最も低い傾向がある。1991～1995年には阿寒湖畔の日照時間が著しく低下していた。阿寒湖畔で日照時間が少ない理由は不明だが、周囲を高い山で囲まれたカルデラ的な地形や、朝夕に湖面から立ち上る霧などが関係しているのかもしれない。年間日照時間が低下していた時期のなかでも、特に8～10月の日照時間が激減している (図6)。この時期の日照不足は、秋期における植物プランクトンの増殖の際に少なからず影響があったことが予想される。

5. 流入河川

図7はイベシベツ川の水温、pH、CODを示したものである。COD、pHともこの10年間ほぼ一定に推移している。イベシベツ川流域には人為汚濁源がまったくないにも関わらず、COD濃度は平均1.6mg l⁻¹であり、すでに阿寒湖の環境基準値を上回っている。図8はイベシベツ川のTN、TP濃度の推移を示したものである。

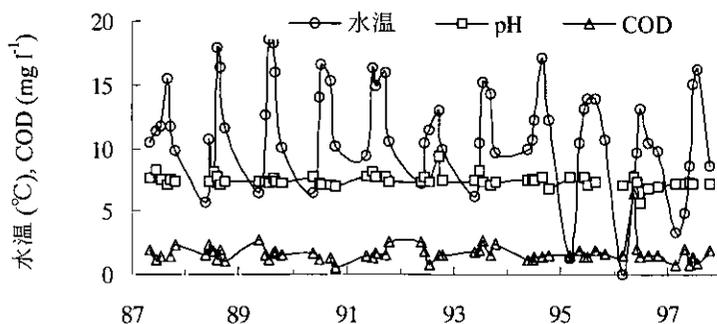


図7 イベシベツ川における水温、pH及びCODの推移 (北海道, 1988-1999)

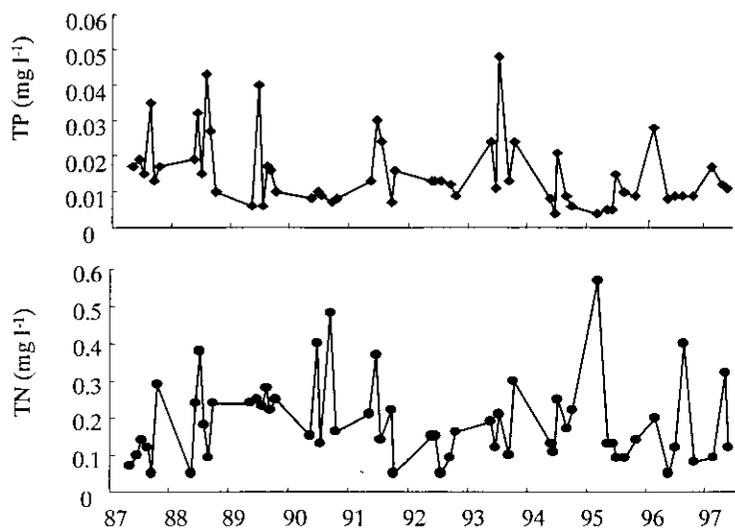


図8 イベシベツ川におけるTNとTP濃度の推移 (北海道, 1988-1999)

TNは平均 0.18mg l^{-1} 、TPは平均 0.015mg l^{-1} であるが、TPがわずかに減少してきている傾向がみられる。このことは阿寒湖内におけるTP濃度の減少にも関係していると考えられる。

表3は阿寒湖に流入する主要6河川における流量、TNとTPの濃度およびそれらの流入負荷量を示したものである。流量はイベシベツ川が最大で、この6河川中では6割以上を占めている。これらの河川のうち、白湯川とチップ川は湖畔温泉街を通過している河川であるが、流量は両者をあわせても全体の1割程度である。高安ら(1930)の1927年の調査においてもイベシベツ川の流量が全体の約6割であったことから、河川水の流入状況は当時と比べて大きな変化はないものと考えられる。TN、TP濃度は白湯川とチップ川が高く、イベシベツ川が低い。ただし、イベシベツ川は流量が大きいため、流入負荷量は全体の4割程度を占めている。イベシベツ川はパンケトーの流出水であるため、パンケ

表3 阿寒湖に流入する主要6河川における、流量およびTN、TPの濃度と負荷量

河川名	流量 [$\text{m}^3\text{sec}^{-1}$]		TN濃度 [mg l^{-1}]		TN負荷量 [kg d^{-1}]		TP濃度 [mg l^{-1}]		TP負荷量 [kg d^{-1}]	
	平均 (最小-最大)	割合	平均 (最小-最大)	割合	平均 (最小-最大)	割合	平均 (最小-最大)	割合	平均 (最小-最大)	割合
イベシベツ川	2.50 (1.52-3.44)	65.7%	0.22 (0.11-0.53)	43.3%	51 (17-150)	43.3%	0.019 (0.012-0.039)	38.3%	4.2 (1.6-9.2)	38.3%
キネタンベ川	0.30 (0.12-0.89)	7.8%	0.38 (0.19-0.87)	12.2%	14 (2.7-67)	12.2%	0.034 (0.015-0.12)	13.3%	1.5 (0.20-8.9)	13.3%
チュウルイ川	0.31 (0.090-0.61)	8.2%	0.39 (0.12-1.8)	13.1%	15 (1.9-97)	13.1%	0.032 (0.023-0.067)	8.7%	0.96 (0.21-3.5)	8.7%
シリコマベツ川	0.31 (0.17-0.55)	8.3%	0.49 (0.14-1.8)	13.0%	15 (2.1-57)	13.0%	0.060 (0.035-0.17)	15.8%	1.8 (0.54-5.4)	15.8%
白湯川	0.17 (0.061-0.33)	4.6%	0.79 (0.35-1.1)	10.2%	12 (3.6-22)	10.2%	0.10 (0.032-0.15)	12.6%	1.4 (0.43-2.6)	12.6%
チップ川	0.20 (0.15-0.36)	5.4%	0.54 (0.33-1.0)	8.1%	9.5 (4.7-18)	8.1%	0.072 (0.042-0.13)	11.3%	1.3 (0.73-2.4)	11.3%

注：1995年6、7、8、10月および1996年5、6、7、8、10月の9回の調査における平均・最小・最大値、および平均値が占める割合を示した。

トーの動植物プランクトンが生きのまま阿寒湖の生態系に流れ込んでいることも考えられる(なお、パンケトーから阿寒湖までを 3.5km 、イベシベツ川の流速を 50cm sec^{-1} とすると到達時間は約2時間である)。イベシベツ川は流量が大きいことから、阿寒湖の水質に与える影響も強いものと考えられ、今後、パンケトーの

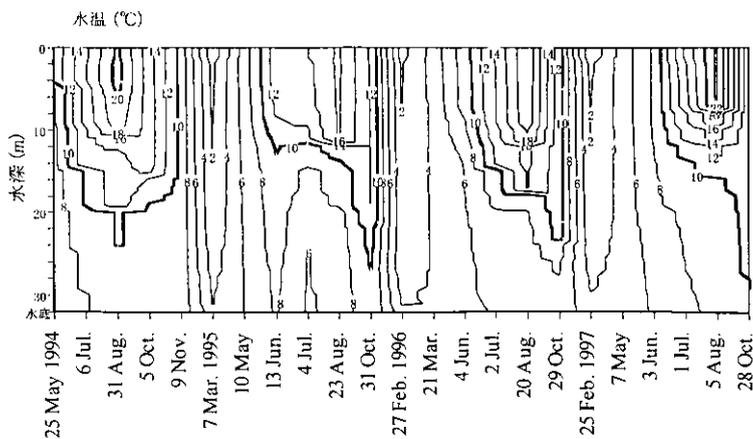


図9 湖心部 (Sta.2) における水温の鉛直分布

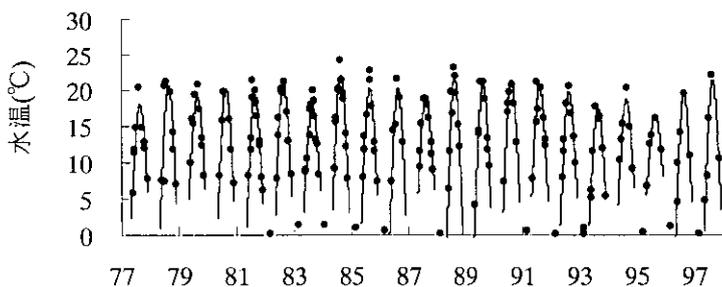


図10 湖心部 (Sta.2) 表層における水温の変化 (北海道, 1978-1999; 北海道立水産孵化場, 1978-1995). 曲線は Marquardt 法による回帰曲線を5月1日から11月30日までについて示したものである. 回帰計算では冬のデータを除いた.

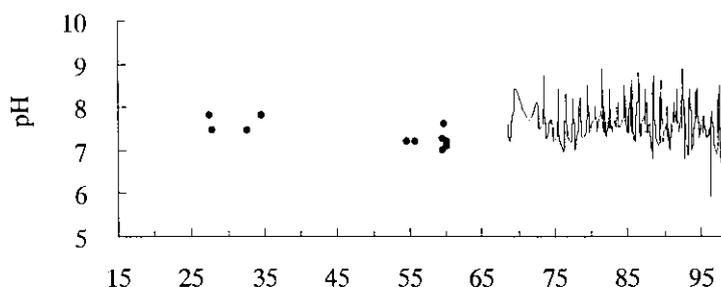


図11 湖心部表層におけるpHの推移 (高安ら, 1930; Miyadi, 1932; 高安, 1933; 益子, 1935; 長内, 1956; 水野, 1960; 駒木ら, 1960; 吉住ら, 1976; 北海道, 1978-1999; 北海道立水産孵化場, 1978-1995). 1927~1972年はSta.8、1973~1997年はSta.2.

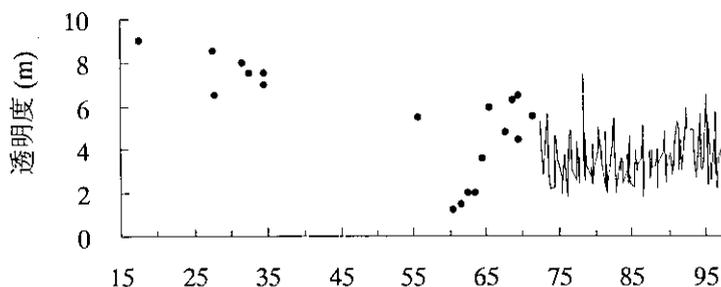


図12 湖心部表層における透明度の推移 (田中, 1925; 高安ら, 1930; Miyadi, 1932; 高安, 1933; 益子, 1935; 長内, 1956; 吉住ら, 1976; 北海道, 1978-1999). 1917~1972年はSta.8、1973~1997はSta.2.

生態系と阿寒湖の生態系との関係を把握していく必要があると思われる。

6. 湖の水環境

6-1. 水温・pH・透明度・DO・COD

図9に1994~1997年の湖心部における水温の鉛直分布の変化を示した。4月の下旬、阿寒湖では観光船を使って強制的に解水をおこなう(これは自然解水よりも1~2週間早いものと考えられている)。5月には急激に水温が上昇し、全層にわたって水温が5~8°Cとなる春の循環期を迎える。6~7月にかけてさらに表層の水温が上昇し、成層期に入る。水温成層は8月前後にもっとも強くなり、水温躍層は毎年、水深10~15m付近である。表層の最高水温は20°C前後であり、そのときの下層の水温は6~8°C程度である。その後、10~11月にかけて秋の循環期に入る。この時の水温は全層10°C程度である。12月の中~下旬には湖面が結氷し、2~3月の結氷下では表層のほうが水温の低くなる逆成層が観察される。このように、阿寒湖は春期と秋期の2回循環期のある複循環湖である。

図10は湖心部表層における水温の変化を示したものである。水温の最高値は20°C前後である。1984年頃は最高水温が高く、1993~1995年は低めに推移している傾向があり、日照時間との相関性が示唆される。

図11は湖心部におけるpHの長期変化を示したものである。pHは春と秋に低く、夏に上昇する一年周期の変化を示す。夏期には8.5以上となる年もある。1972~1997年の平均値は7.7である。

図12は湖心部における透明度の長期変化を示したものである。田中館(1925)は1917年8月17日に初めて阿寒湖の透明度を測定し、9.0mを記録している。

1930年前後にも数回の調査がおこなわれているが約7~9mと高い水準を維持している。その後、1955年までの約20年間、透明度の測定はおこなわれなかったが、その間に透明度は落ち込み、1960年代始めには2mを切るようになった。これは、森林伐採や、観光施設・家庭からの排水負荷など、人為的な活動が活発化したことの影響によるものと考えられる。1965年以降、1985年頃までは継続して透明度が低下していたが、1990年頃を境にして約1m透明度が上昇している(1987~1990年の平均3.4m(±0.13m, SE, n=23); 1991~1995年の平均4.3m(±0.22m, SE, n=25); 冬期データは除く)。この理由のひとつとして、1980年代後半におこなわれた底泥の浚渫や下水道処理施設の整備(1986年に一部供用開始; 後述)の効果がその後、4~5年を経てあらわれてきたことが考えら

れる。また、この透明度が上昇した期間は日照時間が低下した時期とも一致することから、日照低下によるプランクトン量(懸濁物量)の減少を反映したのかもしれない。日照の影響があったことは、日照時間が増加した1996~1997年の透明度が平均3.8m(±0.39m, SE, n=10)とわずかに低下したことからも支持される。なお、今田ら(1981)は、湖内7地点における透明度の調査から、各地点間の相関は高く、湖心部の透明度を湖内の代表値として利用し得ると述べている。

図13に湖心部におけるDOの鉛直分布を示した。DOは春の循環期にほぼ全層で過飽和となっている。夏と冬の成層期には下層部でDOが減少し、毎年定期的に貧酸素状態となっている。底層の貧酸素化は10月頃にもっとも強くなり、まれに無酸素となることもある。阿寒湖のDOについては1927年7月27日の水深36m層で51%(高安ら, 1930)、1935年9月1日の水深36m層で42%(Yoshimura, 1938)という記録があり、その当時の貧酸素化は顕著なものではなかった。その後、1959年には、8月26日の水深30m層で9.5%、10月18日の水深37m層で6.8%と低下している(駒木ら,

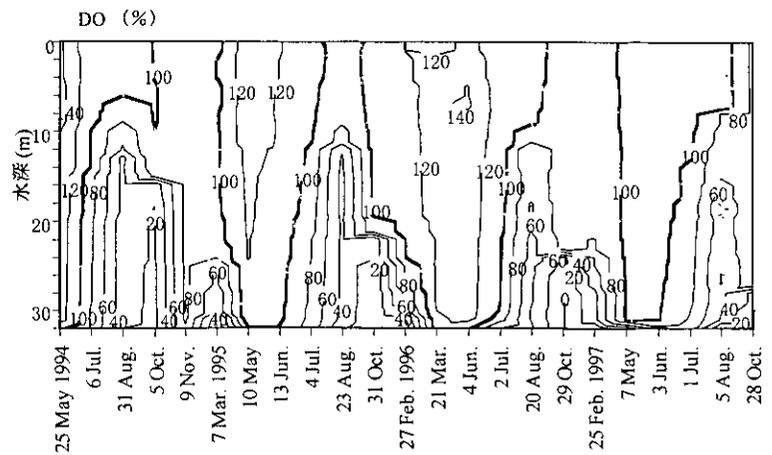


図13 湖心部(Sta.2)におけるDOの鉛直分布

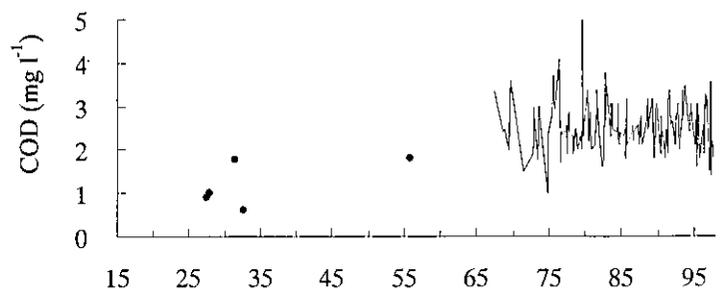


図14 湖心部表層におけるCODの推移(吉住ら, 1976; 北海道, 1978-1999)。1927~1972年はSta.8、1973~1997年はSta.2。

1960)。つまり、夏期における深層部での貧酸素化現象は、透明度の低下と並行して進行していたことがわかる。その後、1979年9月19日の調査ではSta.2の水深15m層で14.7%となっており(米川・川村, 1980)、中層域まで貧酸素層が発達していた。

図14に湖心部表層におけるCODの長期変化を示した。なお、既往の文献のうち、過マンガン酸消費量として示されている値については吉住ら(1976)の換算値を用いた。1900年代前半におこなわれた数回の調査では1mg l⁻¹前後と低い値となっている。1967年以降は、多少のばらつきがあるものの、2~3mg l⁻¹付近を推移しており、透明度が上昇した1990年以降も特に変化はみられなかった。阿寒湖のCOD環境基準は、湖沼AA類型(1mg l⁻¹以下)であるので、長期的に未達成の状態である。

6.2. 窒素およびリン

図15に湖心部表層におけるTNの長期変化を示した。1982年頃までは、年間の濃度変化の幅が大きいことが特徴的である。TN濃度は1983年頃から1990年頃までゆるやかに増加を続けたが、1991年頃には減少してい

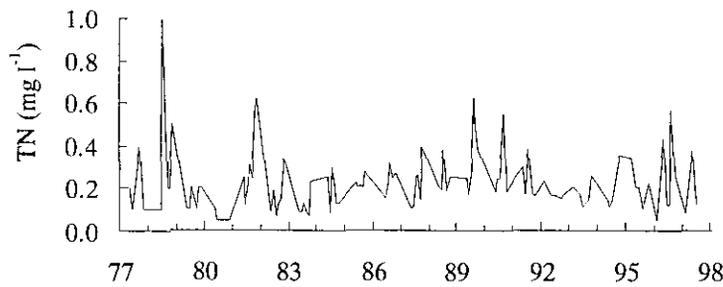


図 15 湖心部 (Sta.2) 表層における TN 濃度の推移 (北海道, 1978-1999)

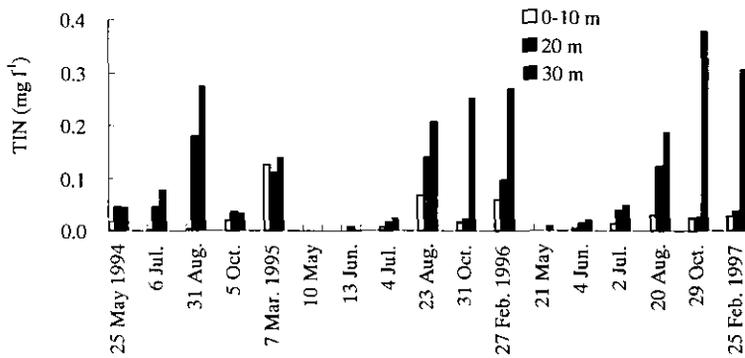


図 16 湖心部 (Sta.2) における TIN 濃度の推移

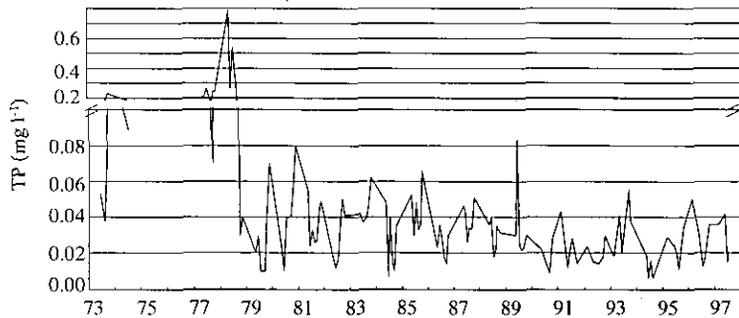


図 17 湖心部 (Sta.2) 表層における TP 濃度の推移 (吉住ら, 1976; 北海道, 1978-1999)

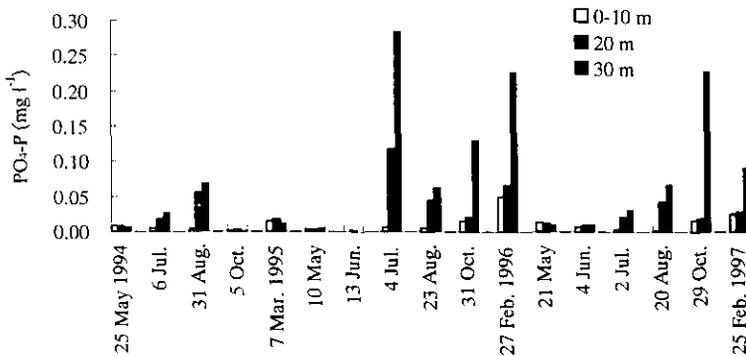


図 18 湖心部 (Sta.2) 表層における PO₄-P 濃度の推移 (吉住ら, 1976; 北海道, 1978-1999)

る。この低下の要因としては透明度と同様に浄化対策の効果や日照不足による生物生産の低下などが考えられる。1992～1993年頃は 0.30mg l^{-1} を超えることはなかったが、その後、再び高い濃度が測定されるようになってきている。

植物プランクトンの一次生産の過程では、窒素は不足しがちな必須元素であり、形態としては硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) や亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) などの形で植物プランクトンに取り込まれていることが知られている。図 16 は、湖心部における上層 (0～10m) と下層 (20, 30m) の総無機態窒素 (TIN: $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$) の濃度を示したものである。TIN は夏および冬の成層期において下層で蓄積していることがわかる。1995、1996 年は春の循環期にほぼ全層で TIN が枯渇しており、窒素がこの時期の藻類増殖の制限因子となっていたことが示唆される。

図 17 に湖心部表層における TP の長期変化を示した。1970 年代後半に異常的な高数値が何度か記録されている。長期的に見ると TP は減少傾向にあるようにみられる。特に 1990 年以降は 0.020mg l^{-1} 以下となることも多くなっている。この 1990 年を境とした減少は、透明度や TN と同様に浄化対策の効果および日照不足が考えられる。

リンの形態のうち、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は藻類の増殖に大きく関与しているが、窒素と同様に一般的に不足がちとなることが多く、藻類増殖の制限因子となることが多い。図 18 は、湖心部における上層 (0～10m) と下層 (20, 30m) の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度を示したものである。上層では、冬期結氷下でわずかに高くなる傾向がみられる以外は低濃度で推移している。下層では TIN と同様に成層期に蓄積しているが、その濃度

は年ごとに一定していない。下層の PO_4 -Pは主に沈降した有機物の分解と底質からの溶出に由来し、その濃度は下層における貧酸素の程度やその持続期間と関係があるものと考えられる。

6-3. クロロフィルa

図19は湖心部におけるクロロフィルa濃度の鉛直分布を示したものである。クロロフィルa濃度は春の循環期に全層で高くなる。その後、6~7月に一度減少

したのち、8~10月の成層期には水温躍層より上部で高くなっている。その後、秋の循環期には再び全層で高くなっている。

図20に湖心部表層のクロロフィルaの長期変化を示した。1980年代には $30\mu g\ l^{-1}$ を超える高い数値が何度か観測されている。当時の植物プランクトンの季節変異が現在と同様なものとして仮定すると、1983年の高数値は秋の珪藻の増殖、1984年の高数値は初夏の*Anabaena* sp. の増殖であると考えられる。1988年は*Anabaena flos-aquae*が優占種であったという記録が残っている(日野, 1994)。1989~1994年には顕著なピークは観測さ

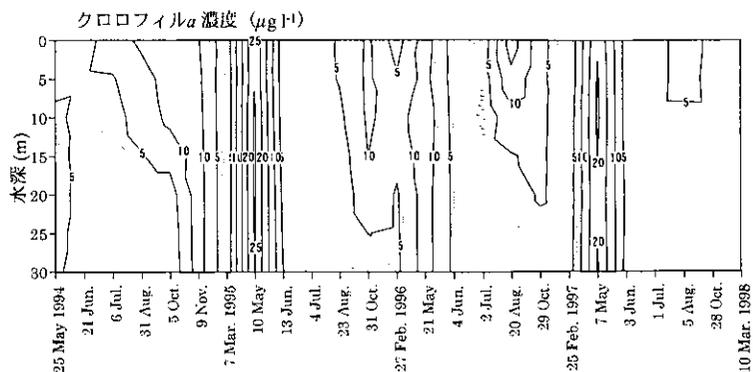


図19 湖心部 (Sta.2) におけるクロロフィルa濃度の鉛直分布

れていない。1995年と1997年には再び $20\mu g\ l^{-1}$ 前後の高い値がみられているが、これらはいずれも春の珪藻の増殖によるものである。

図21は1982年から現在までの湖心部における水柱あたりの植物プランクトン現存量をクロロフィルaとフェオフィチンの量として示したものである。1991~1993年は鉛直方向の調査がおこなわれていないため、図中には示されていない。現存量はいずれの年も春と秋の年2回のピークを示している。1980年代はHino (1991)にもあるとおり、冬期の現存量が高く、その量は先行する秋の現存量に依存している傾向がある。と

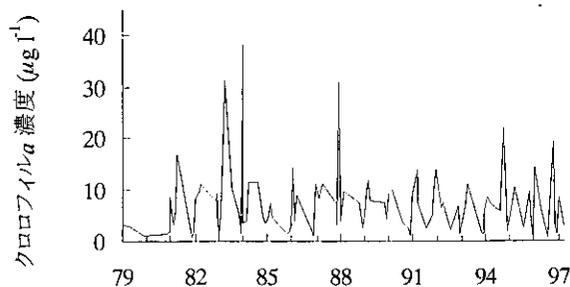


図20 湖心部 (Sta.2) 表層におけるクロロフィルa濃度の推移 (北海道, 1980-1999)

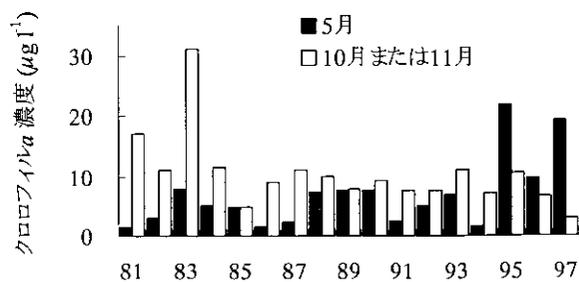


図22 湖心部 (Sta.2) 表層における春期(5月)と秋期(10月または11月)におけるクロロフィルa濃度の比較 (北海道, 1982-1999)

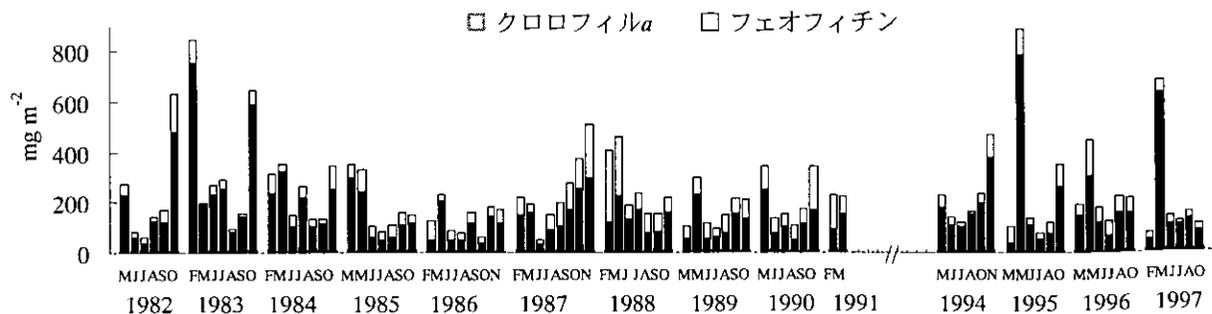


図21 湖心部における水柱あたりの植物プランクトンの生物量(クロロフィルaとフェオフィチン量として)の推移(1982-1988年データはHino (1991)より改変). 1982~1991年はSta.8, 1994~1997年はSta.2におけるデータ。月を示すMがひとつだけ表記されている年は、いずれも5月を示している。

ところが、1990年代の結果では冬期の現存量があまり高くなく、先行する秋の現存量との関係もあまりないように思われる。図22は春(5月)と秋(10または11月)における表層水のクロロフィルa濃度を比較したものである。1994年以前は春よりも秋のクロロフィルa量が卓越しており、また5月には最高でも1983年の $7.8\mu\text{g l}^{-1}$ の記録しかなかった。ところが

1995年以降は、秋よりも春にクロロフィルaが顕著に高くなっていることがわかる。このように阿寒湖では1995年を境として、クロロフィルa濃度の季節的消長パターンに明らかに変化がみられている。

6-4. 一次生産量

図23は湖心部における水柱あたりの一次生産量をサイズ別に示したものである。一次生産のピークの時期やそれぞれのサイズが占める割合には、各年に共通した傾向がみられない。また、1994年以降は水柱あたりのクロロフィルa量(図21)との相関性も低い。サイズ別に見ると $20\mu\text{m}$ 以下のものが平均して半分以上を占めており、1996年8月には $1100\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ を超えた。唯一例外的なのは1997年5月で、総量では $1800\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ を超えているがそのうちの約75%は $20\mu\text{m}$ 以上の大きさのものであった。一次生産量は、ピークの時期やそのサイズ組成が動物プランクトンや魚類の現存量に大きな影響を与えているため、以上のような一次生産量の不安定性は阿寒湖の内水面漁業における漁場管理を難しくしている一因であると考えられる。

7. 湖の底質環境

阿寒湖では1982年から公共用水域の底質項目が測定されている。Sta.2における1982~1995年の測定結果は、強熱減量が平均20%(最小3%、最大57%)であり、CODが平均 $59\text{O}_2\text{mg g 乾泥}^{-1}$ (最小 $17\text{O}_2\text{mg g 乾泥}^{-1}$ 、最大 $100\text{O}_2\text{mg g 乾泥}^{-1}$)であった。阿寒湖の底質に関する過去の報告は少ないが、代表的なものとして青井・中村(1976ab)、伊藤・宇野(1980)などが挙げられる。分析方法が若干異なるので直接分析値を比較することはできないが、水含有率や強熱減量からみるかぎり、

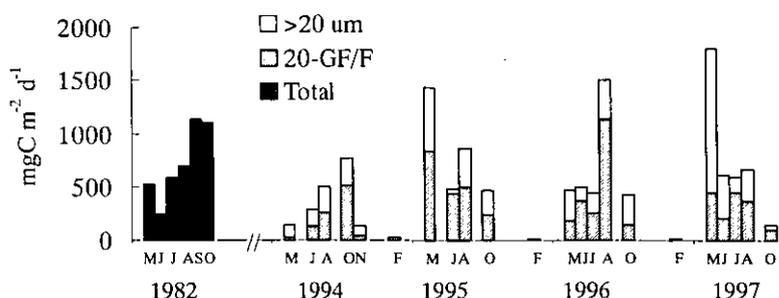


図23 湖心部における水柱あたりの一次生産量の推移。1982年は溶存酸素法(北海道, 1984)を炭素量に換算。1994年以降は ^{13}C 法を用いた。

近年、底質に大きな変化は認められないようである。

伊藤・宇野(1980)は、阿寒湖の底質は有機物含量が高く、強熱減量、COD、有機炭素、全窒素とも日本における他の富栄養湖(大沼、茨戸湖、湯の湖、諏訪湖)の底質の1.2~1.5倍であったとしている。阿寒湖の底質の有機物が多い理由として、阿寒湖は湖の成因と地形から考えて周辺からの有機物の流入が多いうえに、比較的水深が深く、流入した有機物がすみやかに流出せず沈殿、堆積していくこと、そして、寒冷地にあるため微生物による有機物の分解が遅いことを挙げている。

吉住ら(1976)は1974年11月に、ボッケ沖約50mの地点で水質調査をおこなっている。その結果、Cl; 30.89mg l^{-1} 、 SiO_2 ; 73.25mg l^{-1} 、 SO_4 ; 113.88mg l^{-1} 、Ca; 35.64mg l^{-1} と、いずれも湖水の2~3倍の含有量であった。また、イベシベツ川河口から南へ約500mの湖岸にセセキモイ温泉がある。湧出点は水面下で、湯水期でなければ確認することができないが、Na、K、Cl、 SO_4 を主成分とする酸性の温泉水が湧出している(早川ら, 1983)。こうした温泉水の噴出は水深数十メートルの湖底数ヶ所でも起きており、これらの噴出状況は湖の水質に少なからず影響を与えているものと考えられるが、その程度については現在のところ不明である。

8. 湖の生物相

8-1. 細菌とピコ植物プランクトン

図24は湖心部における細菌数の推移を示したものである。細菌数は 10^6cell ml^{-1} 台で推移しており、夏の成層期には水深20m層以下でわずかに少なくなる傾向がみられた。日野(1988)はATP含量から阿寒湖の細菌は

9割以上が死細胞であると推定している。湖沼の細菌数はそれぞれの湖沼型とよく一致することが知られており、貧栄養湖である洞爺湖や支笏湖では一桁低い値 (10^5 cell ml^{-1})、富栄養湖である茨戸湖では一桁高い値 (10^7 cell ml^{-1}) が得られている (日野, 1994)。

図25は湖心部におけるピコ植物プランクトン数の推移を示したものである。阿寒湖のピコ植物プランクトンは蛍光顕微鏡G励起で鮮橙色の蛍光を発するタイプが99%近くを占める。これらは色素としてフィコエリトリンに富む藍藻ピコプランクトンであると考えられる (一柳ら, 1997)。阿寒湖のピコ植物プランクトン細胞数は $10^4 \sim 10^6$ cell ml^{-1} を推移している。循環期は全層で均一な密度であり、成層期には下層での密度が低下する傾向が観察される。日野 (1994) によると1991年までは阿寒湖のピコ植物プランクトン (+ ナノ植物プランクトン; $20 \sim 2\mu m$) の割合は増加していた。ところが、1994年から1997年の期間はピコ植物プランクトン数が減少している傾向がみられる。このピコ植物プランクトンの減少はサイズ分画したクロロフィルa量からも示されている (図26)。

8-2. 植物プランクトン

北海道の湖沼の中でも、阿寒湖は植物プランクトンに関する報告が比較的豊富な湖である。高安ら (1930) は、1927年に調査をおこない7月下旬と10月中旬の植物プランクトンとして、それぞれ8および13 taxa を記録した。その後、羽田 (1934)、益子 (1935)、黒萩・長内 (1957)、黒萩・三原 (1961)、芳賀 (1976)、根来・渡辺 (1977) らによって植物プランクトン相に関する情報が追加されていった。また、主として渡辺眞之 (渡辺, 1971abc, 1974, 1978; 根来・渡辺, 1977; 渡辺・イスラム, 1980; 渡辺・新山, 1990) によってすすめられた阿寒湖藻類の把握をめざした調査研究は詳細なものである。このほか、河島・小林 (1993, 1994, 1995, 1996)、河

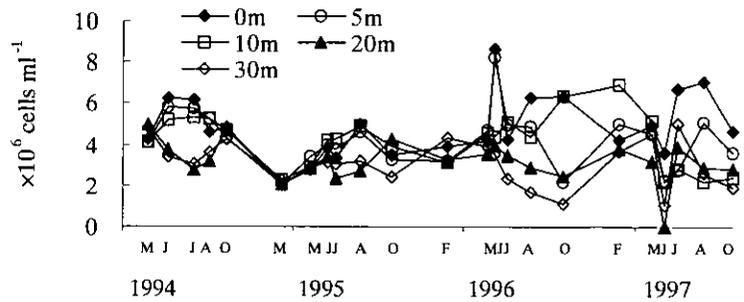


図24 湖心部 (Sta.2) における細菌数の推移

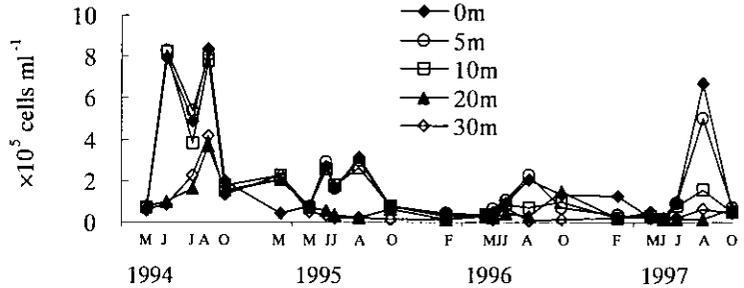


図25 湖心部 (Sta.2) におけるピコ植物プランクトン数の推移

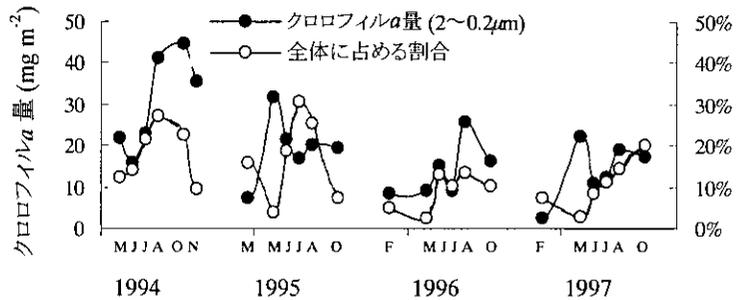


図26 湖心部 (Sta.2) 水柱あたりにおけるピコ植物プランクトンサイズのクロロフィルa量と、それが全クロロフィルa量に占める割合の推移

島・真山 (1997) は阿寒湖から珪藻類約 200 taxa を見出したとし、分類群ごとに光学顕微鏡および走査型電子顕微鏡を用いた観察結果の報告を続けている。阿寒湖における植物プランクトン出現種は長内 (1991) によって整理されており、新山ら (1994) には現在まで記録されている阿寒湖産藻類の目録が載せられている。また、根来 (1937) による藍藻類の分類学的な報告においても阿寒湖の藻類が記載されている。

芳賀 (1994) は、阿寒湖の藻類のうち代表的なもの、または分類、分布上注目すべきものとして *Anabaena mendotae*、*Tolypothrix distorta*、*Stigeoclonium lebelii*、*Cladophora sauteri* f. *sauteri*、*Cladophora minima* var. *minima* f. *crassa*、*Stephanodiscus astraea*、*Synedra capitata* の7種を挙げている。このうち *Stigeoclonium lebelii* は

表4 湖心部表層における植物プランクトン優占種、1987、1988年のデータは日野(1994)より改変。

	1987			1988			1994			1995			1996			1997		
	2	5	7	2	5	7	5	7	8	5	7	8	5	6	7	5	6	7
<i>Anabaena</i> spp.			+			+			+									+
<i>Asterionella formosa</i>																		
<i>Asterionella gracillima</i>	+	+			+													
<i>Aulacoseira granulata</i>	+	+																
<i>Aulacoseira italica</i>																		+
<i>Cyclotella</i> spp.																		
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>						+												
<i>Eudorina elegans</i>																		
<i>Fragilaria</i> spp.																		
<i>Peridinium</i> sp.									+									
<i>Staurastrum dorsidentiferum</i>																		
<i>Stephanodiscus astraea</i>																		
<i>Synedra acus</i>																		+
<i>Ceratium hirundinella</i>																		
<i>Dinobryon divergence</i>																		

日本新産種であり、*Stephanodiscus astraea*は北海道内では阿寒湖のみ、*Synedra capitata*はこれまでのところ日本で阿寒湖と摩周湖のみに分布すると述べられている。マリモ *Cladophora sauteri* は阿寒湖を象徴する有名な藻類である。その生態、系統や分類に関しては、現在阿寒町教育委員会を中心として精力的な調査研究がおこなわれている(阿寒町教育委員会, 1998; 羽生田・植田, 1999; 若菜ら, 1999; 横浜・堀口, 1999; 若菜, 1999など)。安原(1982)、中沢(1988)、若菜(1992)はマリモに関する文献目録を作成している。

表4に湖心部表層における植物プランクトン優占種を示した。阿寒湖では春と秋の循環期に珪藻類、夏には藍藻類が優占する傾向がある。夏に出現する *Anabaena* 属は窒素固定能力があり、阿寒湖が窒素制限型湖沼であることと合致している。阿寒湖ではしばしばアオコの発生が観察されているが、その最初の記録は1934年(益子, 1935)およびその翌年(上野, 1936)における *Anabaena* sp. の水の華である。いずれも湖畔温泉付近で発生しており、ほかには出現しなかった。水の華は、その後次第に発生の頻度や規模が大きくなったといわれるが、それを客観的に比較し得る十分な記録は残されていない。なお、近年、湖水の色が変わるほどのアオコはほとんど発生しなくなった。

阿寒湖の湖面は12月下旬から翌年4月下旬まで結氷する。Hino(1991)は1980年代6年間の結氷期の調査から、結氷下の植物プランクトン現存量は夏期より高く、また1年を通じて最大値を示すことがあることを明らかにし、その量は先行する秋の現存量に依存する傾向があると述べた。この時期の主要種は *Asterionella gracillima*、*Synedra acus* などであった。これらのプランクトンは、結氷下でも比較的高い生理的活性(アデニレート・エネルギー・チャージ)を保っており、解氷後には直ちに増殖できると考えられている(Hino, 1991)。

8-3. 動物プランクトン

表5に阿寒湖における動物プランクトンの出現記録をまとめた。阿寒湖における動物プランクトンの調査は、古くは高安ら(1930)から始まる。高安ら(1930)はこのとき、8種の動物プランクトンを記録している。羽田(1934)は冬季の調査をおこない、冬季には甲殻類がほとんどみられず、ワムシ類が主要な種類であると述

表5 動物プランクトン出現種. 北海道立水産孵化場 (1974-1995) は阿寒湖における初記録のもののみを示した. (その1)

調査年:	1927	1927	1934	1934	1935	1941	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1974-1995	1889-1991	1994	1995
調査月:	7	10	2	7	9	10	7-10	10	6	6,10	4,10	4-12	(8)	(9)	(10)	(11)
文献:	(1)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(6)	(6)	(7)	(7)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)

CILIOPHORA 繊毛虫門 POLYHYMENOPHORA 多膜口綱

OLIGOTRICHIDA 少毛口目

Tintinnopsis cratera

T. lacustris

T. sp.

ASCHELMINTHES 袋型動物門 EUROTATOREA 輪虫綱 MONOGONONTA 単生殖巣亜綱

PLOIMIDA 遊泳目

Anuraea aculeata

Asplanchna herricki

A. sp.

Brachionus sp.

Conochilus unicornis

C. sp.

Filinia longiseta

Kellicottia longispina

Keratella cochlearis

K. quadrata

Notholca longispina

N. striata

Ploesoma sp.

Polyarthra platyptera

P. triga

P. sp.

Synchaeta stylata

Trichocerca sp.

Triarthra terminalis

○は出現を、●は初記録を示す. 北海道立水産孵化場のカッコは調査された年を示しており、その結果は翌年度に発表されている.
 (1) 高安ら (1930), (2) 羽田 (1934), (3) 益子 (1935), (4) Ueno (1936), (5) 黒萩・三原 (1961), (6) 黒萩・長内 (1957), (7) 駒木ら (1960), (8) 北海道立水産孵化場 (1974-1995),
 (9) Ishida (1987), (10) 石田 (1994), (11) 浅見・坂本 (1998)

表5 動物プランクトン出現種. (その2)

調査年:	1927	1927	1934	1934	1935	1941	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1974-1995	1889-1991	1994	1995
調査月:	7	10	2	7	9	10	7-10	10	6	6,10	4,10	4-12			5-11	5-10
文献:	(1)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(6)	(6)	(7)	(7)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)
ARTHROPODA 節足動物門 CRUSTACEA 甲殻綱																
BRANCHIOPODA ミジンコ亜綱																
CLADOCERA ミジンコ目(枝角目)																
<i>Acroperus</i> sp.		●														
<i>Alona affinis</i>						●									○	
<i>A. costata</i>															○	
<i>A. guttata</i>					●											
<i>A. quadrangularis</i>													● (1974)			
<i>Bosmina coregoni</i>			●	○	○	○	○	○	○	○	○	○			○	
<i>B. longirostris</i>													● (1974)			
<i>B. sp.</i>	●	○													○	○
<i>Camptocercus rectirostris</i>															●	
<i>Ceriodaphnia dubia</i>															●	
<i>Chydorus</i> sp.													● (1981)			
<i>Daphnia longiremis</i>					●	○					○	○			○	
<i>D. longispina</i>			●	○	○	○	○	○	○	○	○	○				
<i>D. sp.</i>	●	○													○	○
<i>Graptoleberis testudinaria</i>															●	
<i>Ilyocryptus sordidus</i>															●	
<i>Leptodora kindtii</i>													● (1976)		○	○
<i>Leydigia acanthocercoides</i>					●											
<i>L. leydigii</i>			●			○		○	○						○	
<i>Monospilus dispar</i>															●	
<i>Pleuroxus trigonella</i>															●	
<i>Polyphemus pediculus</i>	●						○		○							
<i>Scapholeberis mucronata</i>					●											
<i>Sida crystallina</i>								●							○	
<i>Simocephalus exspinosus</i>															●	

表5 動物プランクトン出現種.(その3)

調査年:	1927	1927	1934	1934	1935	1941	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1974-1995		1889-1991	1994	1995
調査月:	7	10	2	7	9	10	7-10	10	6	6,10	4,10	4-12				5-11	5-10
文献:	(1)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(6)	(6)	(7)	(7)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(11)
COPEPODA カイアシ亜綱																	
CALANOIDA カラヌス目																	
<i>Acanthodiaptomus pacificus</i>					●	○		○	○		○				○	○	
<i>Diaptomus</i> sp.	●	○															
<i>Eurytemora affinis</i>													● (1975)		○	○	○
CYCLOPOIDA ケンミジンコ目																	
<i>Acanthocyclops vernalis</i>															●		
<i>Cyclops vicinus</i>											●						
<i>C.</i> sp.	●	○		○													
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>						●	○	○	○	○	○	○			○		
<i>D. nanus</i>															●		
<i>Ectocyclops phaleratus</i>															●		
<i>Eucyclops macruroides</i>															●		
<i>E. serrulatus</i>												●			○		
<i>Macrocyclus albidus</i>															●		
<i>M. fuscus</i>															●		
<i>Microcyclops varicans</i>															●		
<i>Paracyclops fimbriatus</i>															●		
<i>Thermocyclops hyalinus</i>					●	○	○	○	○	○	○	○					
HARPACTICOIDA ソコミジンコ目																	
<i>Attheyella idahoensis</i>																●	
<i>A. nordenskjoldi</i>														●	○		
<i>A. orientalis</i>															●		
<i>Bryocamptus calvus</i>															●		
<i>B. hiemalis</i>															●		
<i>B. pacificus</i>															●		
<i>B. vej dovskiyi</i>															●		
<i>B. zschokkei</i>															●		
<i>Epactophanes richardi</i>															●		
<i>Mesochra alaskana</i>														●	○		

べている。その後は、益子 (1935)、Ueno (1936)、黒萩・長内 (1957)、駒木ら (1960)、黒萩・三原 (1961)、Ishida (1987)、石田 (1994)、浅見・坂本 (1998) による報告がある。1949年までになされた研究成果については元田 (1950) が詳しく述べている。ソコミジンコに関してはIshida (1987) が初めての報告である。石田 (1994) はミジンコ類とカイアシ類に関する詳細な報告をまとめている。北海道立水産孵化場の事業成績報告書 (1974-1995) には動物プランクトン出現状況について経年的に観察記録が載せられており、動物プランクトン相の変遷を推察することができる。中でも *Eurytemora affinis* は、現在の阿寒湖においてワカサギ稚魚の重要な餌生物であり、カイアシ類の優占種となることも多い種である (浅見・坂本, 1998) が、本種が初記録されたのは1975年になってからのことであり、移入種であることが示唆される。ミジンコ類の研究ではUeno (1972) によって阿寒湖の *Daphnia* 属に1亜種が設けられた (*D. longispina ezoensis*、現在は *D. ezoensis* ともされる)。ケンミジンコについては1980~1981年に田中博之 (未発表) の調査があり、その結果は中国・日本淡水橈脚類 (たたら書房, 1984) および日本淡水動物プランクトン検索図説 (東海大学出版会, 1991) にのせられている。

8-4. 底生生物

Sasaki (1934) は北海道産淡水海綿の分類学的研究の中で4種を阿寒湖より記録し1種を新種として記載している (アカンコカイメン *Stratospongilla (Spongilla) akanensis*)。また、Miyadi (1935) は日本産ミズシタダミの研究の中で阿寒湖より1亜種を記載している (*Valvata cristata hokkaidensis*)。Mori (1938) は日本産マメシジミの分類学的研究をおこない、阿寒湖からは *Pisidium cinereum* と *Pisidium subtruncatum altum* の2種を記録し、そのうち後者を新亜種として記載している。

Sasa and Kamimura (1987) は阿寒湖やパンケトー、屈斜路湖などの湖岸でユスリカの成虫を採集し分類学的検討をおこなっている。この結果、阿寒湖のユスリカは8属17種に分けられ、そのうち *Tanytarsus nipogregarius*、*T. akantertius*、*Limnophyes akanangularius* の3種が新種、*Chironomus riparius*、*Microtendipes chloris*、*Paratanytarsus inopertus*、*Orthocladus frigidus* の4種が日本未記載種

であった。

北川 (1975) は阿寒湖の底生生物の調査をおこない、1930年代の結果 (Miyadi, 1932; Ueno, 1936) と大きく異なることを指摘した。1930年代には、湖心にまでユスリカ数種、イトミミズ、フサカやマメシジミなどが分布していたのに対し、調査がおこなわれた1973年には、水深30m以深にはほとんど何も生息していなかったこと、また、水深15m以浅の沿岸部に多かった貝類も少なくなり、オオユスリカを含むユスリカ類とイトミミズが底生動物の半分を占めていたと述べている。また、北川 (1978) は溶存酸素飽和度と指標動物から国内の湖沼を分類しており、その中で阿寒湖は指標動物を *Sergentia* sp. と *Chironomus plumosus* とする中栄養型湖沼としている。

伊藤・宇野 (1980) は北川 (1975) の調査を補完し、阿寒湖の底生動物相はオオユスリカ *Chironomus plumosus* を中心とするユスリカ類とイトミミズ類からなること、湖底の約半分を占める水深20m以深では底生動物がほとんど生息していないとし、底生動物相が1930年代と大きく異なった原因として富栄養化を指摘している。なお、伊藤・宇野 (1980) では、イトミミズ類 *Tubifex hattai*、*Limnodrilus socialis*、*L. motomurai*、*L. willeyi* を阿寒湖で初めて記録している。

Yasuno and Sugaya (1987) は、阿寒湖で8種のユスリカ幼虫を採集し、生息密度は水深17mでもっとも高く水深26mでは何も生息していなかったこと、ユスリカおよびイトミミズの現存量が他の多くの富栄養湖を上まわっていることから、底生動物相から判断すると富栄養湖に分類されるとしている。

8-5. 魚類

黒萩 (1994) は、阿寒湖の成因から考えて、阿寒湖と阿寒湖上流部の湖 (パンケトー、パンケトー)、またこれら全域に生息している魚類は「前阿寒湖」にすでに生息していた種類であり、下流部の「新阿寒湖」にしか生息していない種類は現阿寒湖になってから川を通して遡上し、殖民した種類とみてよいと述べている (現在パンケトーとパンケトーを結ぶペンケ川は一部伏流しており、また、パンケトーと阿寒湖を結ぶイベシベツ川には滝があるため、いずれも魚類の遡上は不可能である)。

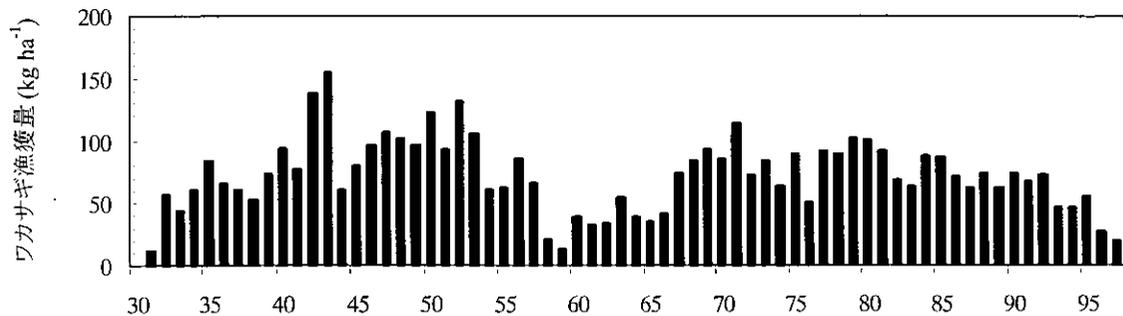


図27 ワカサギの年間漁獲量の推移 (資料: 阿寒湖漁業協同組合). $100\text{kg ha}^{-1} \approx 130,000\text{kg lake}^{-1}$.

阿寒湖はヒメマス *Oncorhynchus nerka* f. *adonis* の原産地として知られている。ヒメマスはアイヌ語で「カバチエッポ」といい、ベニザケ *Oncorhynchus nerka* f. *nerka* の陸封型である。ヒメマスは現阿寒湖になってから侵入してきたものと考えられており、黒萩 (1994) はその時期を3,000~2,400年ほど前のころと推定している。ヒメマスの最初の生息調査は1893年に藤村信吉によっておこなわれた (元田, 1950)。その直後からヒメマスは全国20余りの湖沼に移殖され、その湖沼の主要漁獲種となったところも多い。しかし、原産地である阿寒湖では濫獲の結果減少し、1928~1929年には洞爺湖や十和田湖からヒメマス卵を逆移入するとともに、択捉島ウルモベツからベニザケ卵を移入する結果となった。なお、阿寒湖の北西約30kmにあるチミケツ湖も阿寒湖と同様にヒメマスの原産湖であるといわれているが、黒萩 (1994) は阿寒湖から移殖されたものであるとも述べている。

また1928~1930年、ワカサギ *Hypomesus transpacificus nipponensis* を洞爺湖、網走湖、瀧沸湖から、そのほか千歳孵化場からニジマス *Salmo gairdneri*、網走湖からスジエビ *Palaemon paucidens* を移入したところ、ワカサギがよく繁殖し、1931年には漁業として成立するにいたった。ワカサギ漁獲高は稚魚放流数に比例して上昇していき、漁獲量の85~90%以上を占める重要な漁業資源となったが、ここ数年は不漁が続いている (図27)。

近年阿寒湖ではウチダザリガニ *Pacifastacus trowbridgii* が出現して著しく繁殖し、漁業資源とされるほどになっている。本種について黒萩 (1994) は、摩周湖より得た湖畔の某ホテルが水槽で飼っていたものが、冬期に湖に投じられたものであると述べている。また、阿寒湖ではコイ *Cyprinus carpio*、フナ *Carassius*

carassius などの漁獲もある。これらも阿寒湖に移殖されたものであるが、その時期や移殖元は不明である。

なお、上記種のほかに阿寒湖に生息しているものとして、ヤマメ *Oncorhynchus masou*、アメマス *Salvelinus leucomaensis*、オシヨロコマ *S. malma*、イトウ *Hucho perryi*、ウグイ *Leuciscus (Tribolodon) hakonensis*、エゾウグイ *L. (T.) ezoe*、カジカ *Cottus pollux*、フクドジョウ *Noemacheilus barbalulus toni*、スナヤツメ *Lampetra (Lethenteron) reissneri*、ヤチウグイ *Phoxinus percunurus sachalinensis*、ウキゴリ *Chaenogobius (Chaenogobius) annularis*、ピリンゴ *C. (C.) castaneus*、ジュズカケハゼ *C. (Rhodonichthys) laevis*、トミヨ *Pungitius sinensis*、イバラトミヨ *P. pungitius*、ザリガニ *Cambaroides japonica* が報告されている (田中館, 1925; 高安ら, 1930; 岡田・池田, 1937; 北海道立水産孵化場, 1974; 針生, 1987; 黒萩, 1994)。

9. 人間活動と湖沼環境

表6に阿寒湖に関する主要な出来事を列記した。また、図28には本稿の総括的な図として阿寒湖の陸水環境の変化を示した。阿寒湖の流出河川である阿寒川は河川勾配があることから、阿寒湖は古くから水力発電の地として注目されていた。1920 (大正9)年には阿寒川中流の飽別 (あくべつ) に発電所が完成し送電を開始し、1923 (大正12)年には発電用に阿寒湖の水利用 (利用水深4尺2寸、約127cm) の許可を得ている。この発電による水位変動の影響のほか、阿寒湖一帯の立木伐採、鉄砲流し、木材の貯留等の作業によっても阿寒湖の水質に影響があったものと考えられている。戦後の1949 (昭和24)年、電力事情の悪化により阿寒湖の利

表6 阿寒湖の陸水環境に関わる主な出来事

1893 (明治 26)	・藤村信吉, ヒメマス生息状況調査 ・ヒメマス採卵場設置, ヒメマス発眼卵を千歳孵化場と壮瞥孵化場に移出
1894 (明治 27)	・ヒメマス卵を支笏湖に移出 (以後, 1921 年までの間に北海道内外 20 湖余りに移出)
1897 (明治 30)	・川上瀧彌, シリコマベツで球形の藻類を採集。翌年マリモと命名
1917 (大正 6)	・田中館秀三, 初めて阿寒湖の透明度を測定
1920 (大正 9)	・大洪水で釧路川の支流であった阿寒川が大楽毛 (おたのしけ) から太平洋に流出 ・阿寒川中流の飽別 (あくべつ) に発電所が完成し送電を開始
1921 (大正 10)	・マリモ, 天然記念物に指定
1922 (大正 11)	・北海道電燈 (株), 電力強化のため阿寒湖の水位低下許可申請 ・吉井義次, 同申請の現地調査 (平均水深以下 3 尺 (91 cm) の湖面低下が限度と上申)
1923 (大正 12)	・北海道電燈 (株), 阿寒湖滝口に制水門設置 ・河川法により発電のための阿寒湖水利用許可 (利用水深 4 尺 2 寸 (127 cm))
1924 (大正 13)	・釧路新聞, 阿寒湖の発電の水門濫用や木材の鉄砲流しによるマリモの被害を大きく報道
1928 (昭和 3)	・洞爺湖からヒメマス卵とワカサギ, 択捉島ウルモベツからベニザケ卵, 千歳孵化場からニジマス, 網走湖からスジエビ移入
1929 (昭和 4)	・網走湖からワカサギとスジエビ, 十和田湖からヒメマス卵, 千歳孵化場からニジマス移入
1930 (昭和 5)	・網走湖と湧沸湖からワカサギ移入
1934 (昭和 9)	・阿寒, 屈斜路, 摩周, オンネトー地域 87,498 ha を阿寒国立公園に指定
1937 (昭和 12)	・三好学, 阿寒湖来訪, マリモ生息地における遊覧船の投錨, 攪乱を警告
1940 (昭和 15)	・このころ, 阿寒湖シリコマベツのマリモ消滅
1948 (昭和 23)	・水力発電の放流で阿寒湖のマリモ露出し, 被害大 (1952 年まで毎年被害) ・北海道配電 (株), 電力事情悪化のため阿寒湖の水利用増申請
1949 (昭和 24)	・道教育委員会, 2 月~5 月までの間, 4 尺 2 寸よりさらに 2 尺の湖水低下の水利用を許可 ・阿寒湖の水位低下でワカサギの天然産卵に大きな影響
1950 (昭和 25)	・道教育委員会, 阿寒湖の 6 尺 2 寸 (188 cm) の水位低下の水利用を再許可 ・道教育委員会, 北海道配電 (株) の合同調査実施, マリモの被害甚大を確認 ・道教育委員会, 調査団を派遣, マリモの露出被害がチュウルイで 2,700 m ² , キネタンベで 820 m ² に及んでいることを確認。発電による湖水低下に異常気象が加わったもの ・遊覧船のマリモ生息地への乗り入れ方法申し合わせ ・東北海道電力拡充期成同盟総会, 道東の電力不足補充のため水位低下 2 尺増を支持 ・厚生省, 北海道庁にマリモ保護の調査指示
1951 (昭和 26)	・道教育委員会, 阿寒湖の水利用を 1 尺減じ 5 尺 2 寸 (158 cm) で許可 ・道庁, 厚生省へマリモ保護調査結果を報告 (①水位低下を 5 尺 2 寸とする, ②滝口の漏水防止を図る, ③マリモ生息地への遊覧船立入制限等) ・北海道電力 (株), 道東地方の電力不足により阿寒湖の水位低下を申請
1952 (昭和 27)	・道教育委員会, 阿寒湖の水利用を 5 尺 2 寸で許可 ・マリモ, 特別天然記念物に指定 ・水位低下によりチュウルイ, キネタンベの湖岸のマリモが露出し, 多くが死滅 ・厚生省, 昭和 28 年度からの阿寒湖の水利用を 4 尺 2 寸に制限することを決定 ・北海道電力 (株), 滝口水門上流の漏水防止工事着手
1958 (昭和 33)	・マリモ打上げ防止網設置 ・公共用水域の水質の保全に関する法律公布
1960 (昭和 35)	・阿寒湖畔湖岸園地埋立完成
1961 (昭和 36)	・マリモ生息地への遊覧船乗入れ禁止
1962 (昭和 37)	・マリモ打上げ防止用コルゲートパイプ設置
1972 (昭和 47)	・COD 等環境基準の類型指定
1973 (昭和 48)	・北海道, 上乗せ排水基準の設定
1975 (昭和 50)	・阿寒湖畔特定環境保全公共下水道着工
1980 (昭和 55)	・阿寒町, 阿寒湖環境保全基本計画策定
1982 (昭和 57)	・阿寒町, 阿寒湖流入排水路に沈殿池を設置
1983 (昭和 58)	・北海道, 阿寒湖底泥浚渫 (1988 年まで 6 年間実施)
1985 (昭和 60)	・北海道, 窒素及びりんに係る環境基準の類型指定
1986 (昭和 61)	・阿寒湖畔特定環境保全公共下水道一部供用開始

片岡 (1994); 元田 (1950); 北海道環境白書 (1974-1989) より

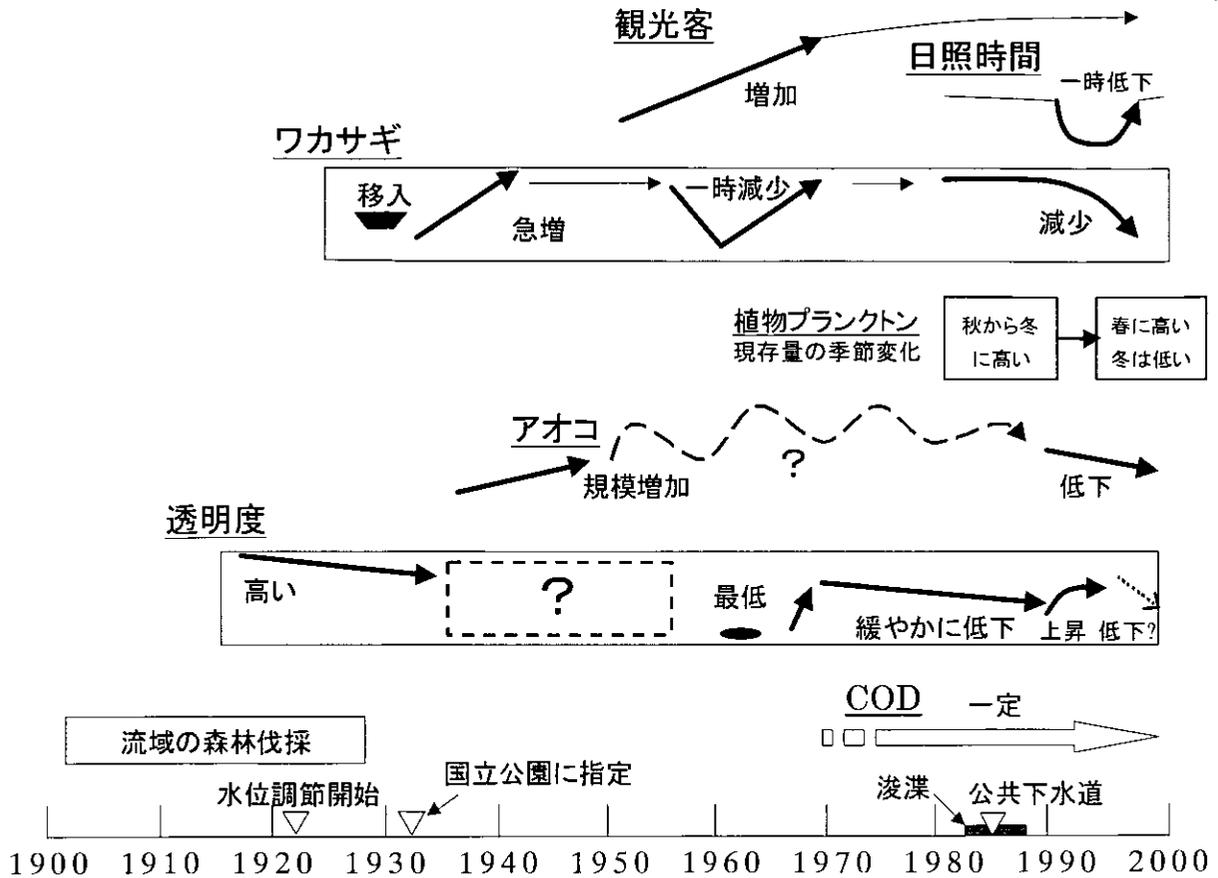


図28 阿寒湖の変化(1900～2000年)

用水深の増幅(利用水深6尺2寸、約188cm)が認められたが、春先の渇水期にマリモが岸辺に露出して枯死する深刻な被害が相次いだほか、ワカサギの天然産卵にも大きな影響がでた。その後、阿寒湖滝口(流出部)における漏水防止工事、然別(しかりべつ)発電所の建設等の対策を経て、現在、阿寒湖の利用水深は1923年と同じ4尺2寸(約127cm)となっている。

湖畔温泉街の生活排水は簡易浄化槽を経て湖に流入していたため、観光客の増加とともに汚濁負荷も大きくなっていった。そのため、1976年に特定環境保全公共下水道の建設工事が始まり、10年後の1986年4月には一部供用が開始された。また、北海道は1983年から1988年までの6ヶ年間、湖畔温泉沖の底泥浚渫をおこなったほか、阿寒町が1982年に阿寒湖流入排水路に沈殿池を設置するなど、浄化対策がすすんだ。

阿寒湖における浄化対策の効果については、現在のところ客観的な検証はされていない。アオコに関しては、湖畔温泉街沖で著しかったといわれるものが現在ではほとんどみられなくなったことから、湖畔温泉街沖に関しては浄化対策の効果があったといえるであろう。

湖心部において透明度が上昇したことなどに関しては日照時間の低下による影響も少なからずあったことが予想される。偶然にも、日照不足の時期と浄化対策後の時期が重なってしまったことから、両者の影響の区別、程度を判断することは困難である。今後、湖水の物理的な動きを調査して湖畔温泉街沖の水質と湖全体の水質の関係を把握することによって、湖全体に対する浄化対策の効果を検証することができるかもしれない。

阿寒湖は、原始の自然に囲まれた湖でありながら、マリモやヒメマスが生息したこと、湖畔に温泉があること、また水力発電に利用されたことなどから、この約1世紀間、常に人為的な影響を受けてきた湖である。阿寒湖と成因・形成時期を同じくしているパンケトーそしてパンケトーが、北海道を代表する貧栄養湖のひとつであることを考えても、阿寒湖における環境変化の原因はほとんどが人為的なものであったと考えられる。阿寒湖と人間との関係は今後ますます緊密になっていくであろうことを考えると、将来的に阿寒湖をどのように利用していくかを阿寒湖に関わる様々な立場の人た

ちが考え、共通見解を打ち出してゆく必要がある。本稿がその方向性を探る上での一助となることを期待する。

10. 謝辞

資料の収集にあたり、北海道環境科学研究センター環境保全部の西野修子研究主査、北海道釧路支庁地域政策部環境生活課環境保全係の方々、北海道立水産孵化場の坂本博幸湖沼管理科長、浅見大樹研究員に協力をいただきました。さらに坂本氏、浅見氏には貴重な議論の場をいただきました。また、データ解析にあたり、当センター総務部企画調整課の蛭庄輔研究主査にご教示を頂き、北海道立水産孵化場森支場の今田和史支場長にはプログラムを提供していただきました。山形大学理学部物質生命化学科の日野修次博士には原稿を読んでいただき、有益なコメントをいただきました。また、現地での調査にあたり阿寒湖漁業協同組合、ならびに当センター職員、臨時職員の方々の協力をいただきました。記してお礼申し上げます。

11. 引用文献

- 阿寒町教育委員会 (1998): 特別天然記念物「阿寒湖のマリモ」第3次総合調査—報告書概要版—。マリモ研究, 特別号。
- 秋田谷英次・成瀬廉二・白岩孝行 (1994): 阿寒の気象と積雪。「阿寒国立公園の自然1993」: 219-262. 前田一步園財団。
- 青井孝夫・中村俊男 (1976a): マリモ生息地の底質。黒木宗尚編, 特別天然記念物阿寒湖のマリモ生息状況と環境: 34-46。
- 青井孝夫・中村俊男 (1976b): 阿寒湖の水質と底質。黒木宗尚編, 特別天然記念物阿寒湖のマリモ生息状況と環境: 54-70。
- 浅見大樹・坂本博幸 (1998): 阿寒湖における動物プランクトンの個体数密度と組成の季節変化。水野研報, 52: 65-73。
- 芳賀 卓 (1976): 阿寒湖の主な植物プランクトンとその消長。特別天然記念物阿寒湖のマリモの生息状況と環境 (黒木宗尚編): 37-53。
- 芳賀 卓 (1994): 阿寒の淡水藻類。阿寒湖。「阿寒国立公園の自然1993」: 731-782. 前田一步園財団。
- 羽田良禾 (1934): 阿寒湖の冬季のプランクトン。陸水雑, 4: 91-100。
- 羽生田岳昭・植田邦彦 (1999): マリモはどこから来たのか? 遺伝, 53 (7): 39-44。
- 針生 勤 (1987): 阿寒湖地区自然環境基礎調査 (1984, 1985年度調査研究), 魚類および淡水生物。前田一步園財団調査研究報告, 1: 295-323。
- 早川福利・松波武雄・二間瀬 洌・三上正樹・和氣 徹・横山英二 (1983): 阿寒町阿寒湖畔温泉調査報告—温泉とその熱利用—。地下資源調査所報告, 54: 105-131。
- 日野修次 (1988): 湖沼生態系における微生物群集の動態 (阿寒湖での微生物群集のサイズ分画とその分布)。日本陸水学会第53回大会講演要旨集, 41。
- Hino, S. (1991): A large biomass and the survival of phytoplankton beneath the ice layer of Lake Akan. Jpn. J. Limnol., 52: 153-160。
- 日野修次 (1994): 阿寒湖の水質と関連した湖沼特性 (微生物群集との関連)。「阿寒国立公園の自然1993」: 385-407. 前田一步園財団。
- 北海道 (1978-1999): 公共用水域の水質測定結果。昭和52年度, 463-467; 昭和53年度, 474-478; 昭和54年度, 509-513; 昭和55年度, 500-504; 昭和56年度, 510-514; 昭和57年度, 488-491; 昭和58年度, 519-523; 昭和59年度, 523-527; 昭和60年度, 503-508; 昭和61年度, 498-502; 昭和62年度, 431-436; 昭和63年度, 423-428; 平成元年度, 420-425; 平成2年度, 471-476; 平成3年度, 474-479; 平成4年度, 463-468; 平成5年度, 489-493; 平成6年度, 517-522; 平成7年度, 515-520; 平成8年度, 399-401; 平成9年度, 489-493。
- 北海道 (1984): 昭和58年度内部生産機構に関する実態調査 (湖沼調査): 報告書。
- 北海道公害防止研究所 (1990): 北海道の湖沼: 295-298。
- 北海道立水産孵化場 (1974): 阿寒湖産魚類の生態調査 (昭和48年度)。事業成績書: 159-160。
- 北海道立水産孵化場 (1974-1995): 事業成績報告書。
- 北海道立地下資源調査所 (1980): 北海道の地熱・温泉 (D) 北海道東部。北海道立地下資源調査所調査研究報告, 10: 47-62。
- 今田和史・伊藤富子・吉住喜好・米川年三 (1981): 阿寒湖 (1973~1980年) の透明度, COD及び数種溶存イオンの変動。水野研報, 36: 33-50。
- Ishida, T. (1987): Freshwater harpacticoid copepods of Hokkaido, northern Japan. Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery, 41: 77-119。
- 石田昭夫 (1994): 阿寒のミジンコ類とカイアシ類。「阿寒国立公園の自然1993」: 1241-1282. 前田一步園財団。
- 一柳淳一・千葉信男・後藤光亀・須藤隆一 (1997): 水源貯水池における植物ピコプランクトンの出現実態。水環境学会誌, 20: 29-35。
- 伊藤富子・宇野 勉 (1980): 阿寒湖における底生生物相の永年変化および底質の有機物含量。水野研報, 35: 11-19。
- 勝井義雄 (1994): 阿寒の地形・地質。「阿寒国立公園の自然1993」: 263-314. 前田一步園財団。
- 片岡秀郎 (1994): 阿寒国立公園の沿革。「阿寒国立公園の自然1993」: 95-190. 前田一步園財団。
- 河島綾子・小林 弘 (1993): 阿寒湖の珪藻 (1. 中心類)。自然環境科学研究, 6: 41-58。
- 河島綾子・小林 弘 (1994): 阿寒湖の珪藻 (2. 羽状類—広義の *Fragilaria*)。自然環境科学研究, 7: 9-22。
- 河島綾子・小林 弘 (1995): 阿寒湖の珪藻 (3. 羽状類—広義の *Fragilaria* を除く無縦溝類)。自然環境科学研究, 8: 35-40。
- 河島綾子・小林 弘 (1996): 阿寒湖の珪藻 (4. 羽状類—縦溝類: *Eunotia*, *Cocconeis*, *Achnanthes*, *Rhoicosphenia*)。自然環境科学研究, 9: 15-32。
- 河島綾子・真山茂樹 (1997): 阿寒湖の珪藻 (5. 羽状類—縦溝類: *Aneumastus*, *Craticula*, *Diatomella*, *Diploneis*, *Frustulia*, *Gyrosigma*, *Luticola*, *Neidium*, *Sellaphora*, *Stauroneis*)。自然環境科学研究, 10: 35-52。
- 北川礼澄 (1975): 北海道地方の湖沼。「日本の湖沼診断」 (津田松苗編), 12-40. 共立出版, 東京。
- 北川礼澄 (1978): 底生動物相および底層水の溶存酸素飽和度からみたわが国の湖沼の分類。陸水雑, 39: 1-8。
- 国土地理院 (1978): 1万分の1湖沼図「阿寒湖」。

- 駒木 成・水野 裕・金丸信一・黒萩 尚・佐藤芳和・桜井基博 (1960) : 阿寒湖産ワカサギの減産について. 北水試月報, 17 : 257-267.
- 黒萩 尚 (1994) : 阿寒の魚類. 「阿寒国立公園の自然 1993」: 971-990. 前田一步園財団.
- 黒萩 尚・三原健夫 (1961) : 北海道陸水観察資料 (I) 阿寒湖の昭和16年10月のプランクトン相について. 水野研報, 16 : 85-90.
- 黒萩 尚・長内 稔 (1957) : 最近に於ける北海道阿寒湖の初夏及び秋のプランクトンについて. 水野研報, 12 : 29-38.
- 前田一步園財団 (1994) : 阿寒国立公園地質図, 阿寒国立公園土壌図, 阿寒国立公園現存植生図, 阿寒国立公園3次メッシュ図. 「阿寒国立公園の自然 1993」附図. 前田一步園財団.
- 益子帰来也 (1935) : 夏期に於ける阿寒湖及屈斜路湖の観測. 陸水雑, 4 : 136-142.
- Miyadi, D. (1932) : Studies on the bottom fauna of Japanese lakes VII Lakes of Hokkaido. Jap. J. Zool., 4 : 223-252.
- Miyadi, D. (1935) : Descriptions of three new species of Valvata from Nippon. ヴキナス, 5, (2/3) : 59-62.
- 水野寿彦 (1960) : 北海道湖沼と水質とプランクトン. 大阪学芸大紀要, 8 : 99-109.
- 水野寿彦・高橋永治 (編) (1991) : 日本淡水動物プランクトン検索図説. 532pp. 東海大学出版会.
- Mori, S. (1938) : Classification of Japanese Pisidium. Mem. Coll. Sci., Kyoto Imp. Univ., Ser. B, Vol. XIV. 2 : 254-278.
- 元田 茂 (1950) : 北海道湖沼誌「阿寒湖, 阿寒パンケ湖・ベンケ湖, 雄阿寒山麓小湖沼群」, 水野研報, 5 : 45-50.
- 中沢信午 (1988) : まりも類および類似物に関する文献目録 (私家版).
- 根来健一郎 (1937) : 日本湖沼の浮遊性藍藻 (II). 陸水雑, 7 : 9-14.
- 根来健一郎・渡辺眞之 (1977) : 阿寒湖の植物性プランクトンについて. 藻類, 21 : 53-56.
- 日本気象協会北海道本部 (1979-1998) : 北海道の気象.
- 日本地図センター 編 (1982) : 「日本の湖沼図集 (国土地理院技術資料, D-1-No. 221)」, 建設省国土地理院, 筑波.
- 新山優子・渡辺眞之・芳賀 卓 (1994) : 阿寒湖産藻類目録. 「阿寒国立公園の自然 1993」: 757-778. 前田一步園財団.
- 岡田彌一郎・池田兵司 (1937) : 日本産ウグイ *Tribolodon* の分類及び分布上の考察II. 北海道に於けるウグイ属種とその分布. 日本動物学会誌, 49 : 161-172.
- 長内 稔 (1991) : プランクトン. 「北海道自然環境図譜」(前田一步園財団編) : 321-356. 前田一步園財団.
- 坂田康一・青井孝夫・村田清康・近藤秀治・日野修次 (1985) : 阿寒湖の富栄養化—水温構造と栄養塩サイクルについて—. 北海道公害防止研究所報, 12 : 39-46.
- 坂田康一・青井孝夫・村田清康・近藤秀治・日野修次 (1987) : 阿寒湖の富栄養化—物質の鉛直輸送—. 北海道公害防止研究所報, 14 : 47-56.
- 坂田康一 (1994) : 湖沼の諸元と水質. 「阿寒国立公園の自然 1993」: 351-384. 前田一步園財団.
- Sasa, M. and K. Kamimura (1987) : Chironomid midges collected on the shore of lakes in the Akan National Park, Hokkaido (*Diptera*, Chironomidae). Res. Rep. Nat. Inst. Environ. Studies, Japan, 104 : 7-61.
- Sasaki, N. (1934) : Report on the fresh-water sponges obtained from Hokkaido. Sci. Rep. Tohoku Imp. Univ., IV, 9, (2/3) : 219-247.
- 塩崎正雄・真田 勝・岸田昭雄 (1994) : 阿寒の土壌. 「阿寒国立公園の自然 1993」: 315-350. 前田一步園財団.
- 高安三次・五十嵐彦仁・沢 賢蔵 (1930) : 湖沼調査 第2編 阿寒湖. 水産調査報告, 21 : 67-92.
- 高安三次 (1933) : 湖沼水質分析結果. 北水試旬報, 214 : 99-101 ; 216 : 123-124.
- 田中館秀三 (1925) : 北海道火山湖研究概報. 北海道庁 : 1-155.
- 沈 嘉瑞 (編著)・水野寿彦 (訳編著) (1984) : 中国/日本淡水産橈脚類. 650pp. たたら書房.
- Ueno, M. (1936) : Bottom and plankton fauna of the Akan lake group of Hokkaido. Trans. Sapporo Nat. Hist. Soc., 14 : 207-225.
- 上野益三 (1936) : 阿寒湖群湖沼のプランクトン, 北海道の陸水とその生物群聚 予報の二. 生態学研究, 2 : 87-95.
- Ueno, M. (1972) : *Daphnia* of Hokkaido and their habitat lakes. Konan Women's College Research, 8 : 65-102.
- 若菜 勇 (1992) : マリモとその生息湖沼に関する学術論文と資料目録. マリモ研究, 1 : 1-12.
- 若菜 勇 (1999) : マリモ研究の1世紀—みえてきた保全へのアプローチ. 遺伝, 53 (7) : 59-64.
- 若菜 勇・新井章吾・佐野 修 (1999) : マリモの球化—構造と生成過程からみた球化現象の多様性. 遺伝, 53 (7) : 45-52.
- 渡辺眞之 (1971a) : 阿寒湖の藻類 (1). 植物研究雑誌, 46 : 129-138.
- 渡辺眞之 (1971b) : 北海道山岳湖沼の藻類—阿寒湖の藻類. 北方林業, 23 : 177-180.
- 渡辺眞之 (1971c) : 北海道産アナバネ属. 植物研究雑誌, 46 : 263-277.
- 渡辺眞之 (1974) : 阿寒湖の藻類 (2). 植物研究雑誌, 49 : 215-224.
- 渡辺眞之 (1978) : 阿寒湖の藻類 (3). 植物研究雑誌, 53 : 112-121.
- 渡辺眞之・イスラム (Islam, A. K. M. N.) (1980) : 阿寒湖の藻類 (4). 藻類, 28 : 37-45.
- 渡辺眞之・新山優子 (1990) : 阿寒湖の藻類 (5). Bull. Natn. Sci. Mus., Tokyo, Ser. B, 16 : 29-39.
- 安原健允 (1982) : 日本に産するマリモの研究. X. マリモに関する文献目録. 日大文理 (三島) 研報, 30 : 217-227.
- Yasuno, Y. and Y. Sugaya (1987) : Distribution of chironomid larvae in Lake Akan, Lake Panke and Lake Kussharo. Res. Rep. Nat. Ins. Environ. Stud, Japan, 104 : 1-7.
- 横浜康継・堀口健雄 (1999) : マリモの光合成—球化がもたらす光合成活性と葉緑体の変化. 遺伝, 53 (7) : 53-58.
- 米川年三・川村洋司 (1980) : 阿寒湖の夏期停滞期にみられる低酸素現象について. 水野研報, 35 : 1-10.
- Yoshimura, S. (1938) : Dissolved oxygen of the lake waters of Japan. Sci. Rep. Tokyo Bunrika Daigaku, C, 2 : 63-277.
- 吉住喜好・伊藤富子・今田和史・栗倉輝彦・岡本真美 (1976) : 1972年~1976年の阿寒湖および流入河川の水質について (附表: 湖水および流入河川水に関する1971年以前の分析値一覧). 水野研報, 31 : 113-154.

水質および生物相の長期変化からみた茨戸湖（北海道）の環境

高野敬志

北海道立衛生研究所 (〒060-0819 札幌市北区北19条西12丁目)

Long-term changes in the water quality and biota of Lake Barato, central Hokkaido

Keishi Takano

Hokkaido Institute of Public Health, N-19 W-12 Kita-Ward, Sapporo, Hokkaido 060-0819, Japan

1. はじめに

茨戸湖は北海道最大の河川である石狩川の河口に位置する河跡湖である。1931年に蛇行する石狩川下流を直線化するための河床切替工事を行った結果、石狩川から切り離された水域が形成され茨戸湖となった。従って、この湖は見かけ上、河川の形態をとっているため地元住民からは茨戸川と呼ばれている。

茨戸湖は、札幌市の北部近郊に位置し交通の便に恵まれていることから湖沼研究の対象となり、古くは朝比奈(1943)による1941年秋の底生動物の調査、羽田(1957)による1941～1943年の水理条件と動物プランクトン相の季節的性状の調査、富田・羽田(1966)による1943年のワカサギの食性に関する調査といったような、形成後約10年経過した河跡湖の生物の生態という視点で調査が行われた。

1970年代以降は札幌市および石狩町(現石狩市)の生活排水が河川を通じて茨戸湖に流入し富栄養化が急速に進んだ。そのため、水質が環境基準(茨戸湖全域は河川B類型に指定されている)を満たさず、1971年からは湖全面にアオコの発生が認められた。そのため、石狩町は1973年に茨戸川水質汚濁防止対策本部を設置し、同年に北海道生活環境部が主催となる茨戸川環境保全対策協議会が発足した。これらの動きを受けて富栄養化機構の解明および防止について調査研究が行われた(石狩町, 1973, 1974, 1977; 中村ら, 1975, 1976; 安藤ら, 1976; Hino and Ando, 1983)。また、茨戸湖の汚濁源となっている流入河川を管轄する札幌市も1973年に札幌市河川浄化対策委員会を発足させ、下水

道の整備促進、工場や事業所に対する汚濁源規制強化等を行った(札幌市, 1983)。1978年に茨戸川環境保全対策協議会は、下水道整備、ヘドロの浚渫等の浄化対策事業を盛込んだ「茨戸川環境保全総合計画」を策定し茨戸湖の環境改善を図った。浚渫事業は1978年より開始されており現在なお継続して行われている。原因は特定されていないが、アオコの発生は1990年から認められなくなり、見かけ上水質汚濁は治まったように思える。

茨戸湖の湖水は水産目的と周辺の水田等の農業用水として利用されている。農業の衰退に伴ってその需要は伸び悩んでおり、一時は工業用水としての利用が期待されたものの(石狩町, 1973)、実際には利用されていない。現在、湖岸に小公園や遊歩道を設置するなどレクリエーションを目的として湖およびその周辺環境が見直されている。今回の報告は、できる限り古くからの茨戸湖に関するデータや調査資料をまとめ、茨戸湖の環境の変遷を明らかにすることを目的とした。茨戸湖は本来どのような湖であるべきか、更に湖の環境をこれからどのように維持していくかという問題に対し、本報告は有用な資料になると考える。

2. 茨戸湖の概要

茨戸湖の地図を図1に示す。その形態は幅150～400m、総延長19.5km、水面積4.37km²、貯水量1320万m³と報告されている(中村ら, 1976)。最大水深に関しては、元田(1950)および黒萩・長内(1963)が湖最北部付近で12mであったと報告した後、中村ら(1975)が現

在の最深部を持つ地点 (Sta.B) で9mであったと報告し、更に Hino and Tada (1985) は Sta.B で8mと報告している。このような茨戸湖の最大水深の変遷は沈降する粒子の多さ、即ち生物量の多さを反映していると思われる。

茨戸湖は狭窄部によって3つの湖盆に分けることができ、それぞれ特徴が異なる水域となっている。上部湖盆は石狩川の最も上流に隣接して存在し、最大深度は8mで $0.01\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ の用水が流入するのみの極めて閉鎖的な水域である(橋・井上, 1996)。上部湖盆と中部湖盆は石狩川に平行した細い水路で連絡している。

中部湖盆は東西方向に緩やかに湾曲して延びており、下部湖盆とは3本の流入河川の入り口付近で狭い水路によって連絡している。最大水深は河川流入口よりもやや東側で7mである。流入した河川水は下部湖盆方向へ流れるため、それらの影響を受けにくい。その他の流入水は数本の農業排水のみで量的には少ない。

下部湖盆は湾曲を繰り返しながら南北方向に延び、末端は堤防により石狩川と隔たれている。湖南西部の曲半径の小さい地点が最深部を持つ地点であり、現在は水深12mである。それより3kmほど北には日本海と連絡する放水路への出口があり、湖が増水した場合に放水路の水門を開き海へ湖水を流出させている。湖北端には唯一石狩川に連絡する水路が存在し、季節によっては(夏が多い)海水が石狩川を通じて逆流し湖内に

に浸入する場合がある。

現在の茨戸湖下部湖盆の南部、中部湖盆および上部湖盆においてのクロロフィルa、総窒素および総リン濃度、CODの値は総じて高く過栄養湖に分類される。湖南部は札幌市街、湖西部は石狩市街に近接しており、流域人口は1974年(昭和49年)で約40万人で(北海道生活環境部, 1974)、平成2年には52万3389人に増加している(石狩川開発建設部, 私信)。流入河川は、伏籠川、創成川、発寒川の3本が合流した都市排水型河川である。伏籠川と創成川には下水処理場が整備され、処理水が各河川を通じて茨戸湖に流入している。また、下部湖盆南部には茨戸処理場が設置されており周辺市街地の下水処理水を湖に放流している。

湖を対象とした水産業はワカサギや川エビ漁を中心とするものであり、上部湖盆は江別漁業協同組合、中部および下部湖盆は石狩漁業協同組合の管轄となっている。漁獲対象魚種はワカサギの他では、コイ、フナ、ウグイ、ボラ、ヤツメがあげられる。ワカサギは湖形成時から生息していたが、1965および1966年に北海道立水産孵化場により、網走湖から5000万粒の魚卵を購入し孵化放流する事業が行われた。孵化率は30~40%と報告されている(北海道立水産孵化場, 1965, 1966)。孵化放流は現在も続いており、毎年2~5億粒の魚卵を購入して孵化放流しているという(石狩漁業協同組合, 私信)。冬の結氷期には多くの釣客が中部湖盆を訪れワカサギ釣りを楽しんでいる。

湖周辺は流入河川の入河口付近にホテル、中部湖盆東端の北側にゴルフ場などの行楽施設が点在し、下部湖盆北西側には工業地帯が広がっている。湖と石狩川に囲まれた地域は大部分が農作および酪農地帯となっており、湖の南側と西側はそれぞれ札幌市と石狩市の市街地となっている。

3. 方法

茨戸湖の所在する石狩市の1976~1995年の気象条件(月平均気温、月積算日照時間、月積算降水量、月最深積雪高)は「石狩町の環境」(石狩町, 1978-1996)によった。なお、日照時間については、アメダスの太陽電池式日照計が1986年4月25日に旧型から新型に切り替えられたため、1986年4月以前のデータは換算値

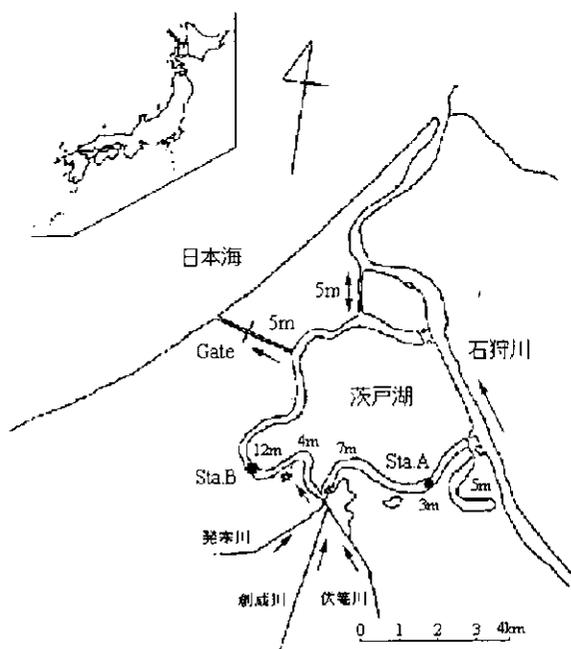


図1 茨戸湖の地図

を用いた。

茨戸湖の水質は調査地点によりかなり異なる。本報告における水質データは河川流入口以東の茨戸湖中部湖盆 (Sta.A) および河川流入口以西の茨戸湖下部湖盆 (Sta.B) の調査によるものを選択した。Sta.A は海水の浸入や都市排水の影響が比較的少なく藻類等の生物の密度が高い。従って、湖本来の水質と生物の関連の調査に適した地点であると思われる。Sta.B は都市排水の影響を受けやすく海水が浸入して底層に停滞する場合があります化学的環境は複雑である。

1961～1962年における水温および溶存酸素 (DO) 濃度の垂直分布の季節変化は黒萩・長内 (1963) によった。1974～1977年までの水温、DO、COD、総窒素 (TN)、総リン (TP) 濃度の変化は石狩町 (現石狩市) の報告 (1977) によった。1977～1995年の水温、DO、透明度、COD、TN濃度およびTP濃度は「公共用水域の水質測定結果」(北海道, 1979-1997) によった。1988～1994年のクロロフィル a 濃度の季節変化は高野・日野 (1997) によった。1990年以前の優占植物プランクトン種の季節変化は、黒萩・長内 (1963)、中村ら (1975)、Hino and Tada (1985)、Hino (1991, 1992) によった。1990～1992年における植物プランクトン現存量の季節変化、および1993～1995年における植物プランクトン現存量の季節変化の一部はTakano and Hino (1994, 1996) によった。

4. 結果

4-1. 石狩市の気象条件の長期変化

1976～1995年の月平均気温の変化を図2に示す。年間最高月平均気温は1985年8月の23.1℃が最も高く、次いで1994年8月の23.0℃、1978年8月および1984年8月の22.5℃が高かった。一方、年間最高月平均気温が最も低かったのは1980年7月および1993年8月の18.6℃で、次いで1992年の19.6℃が低かった。5、6月の月平均気温に注目してみると、1990年のそれぞれ11.8および16.3℃、1991年のそれぞれ11.9および17.2℃が他の年と比べて高いものであった。12月から3月の月平均気温は氷点下となり、湖表面は12月後半から3月後半まで結氷する。年間最低月平均気温は1985年1月の-8.5℃が最も低く、次いで1978年2月の-8.4℃、

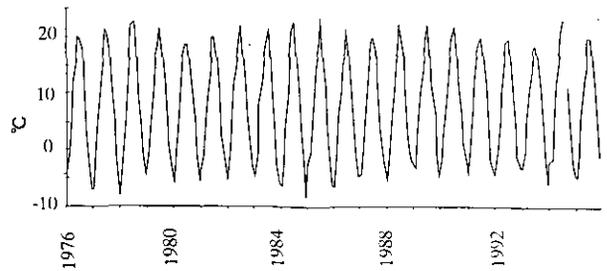


図2 月平均気温の変化

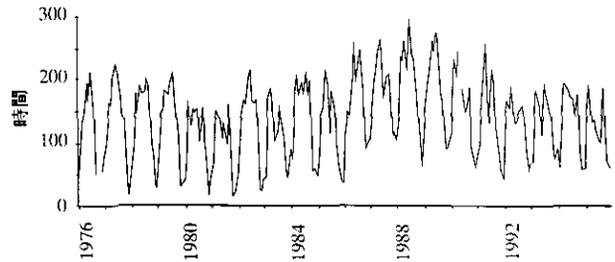


図3 月積算日照時間の変化

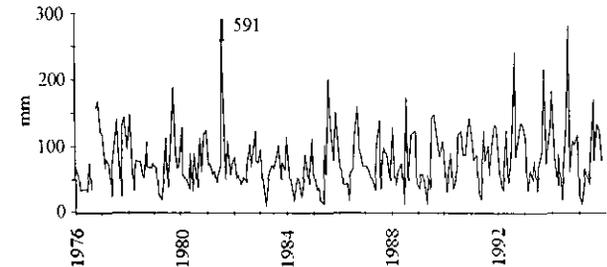


図4 月積算降水量の変化

1977年1、2月の-7.3℃が低く、1989年2月、1993年1月はそれぞれ-3.7、-3.6℃と高かった。

1976～1995年の月積算日照時間の変化を図3に示す。日照時間の季節的变化は3月から長くなり、6～8月でピークに達し、11月に急速に短くなるという特徴が見られた。1980、1981年の日照時間は160時間を超える月が存在しなく短縮が認められたが、1983～1988年は年々延長し、1988年8月には最長の292.9時間を記録した。1992～1995年は再び日照時間の短縮の傾向があり200時間を超える月は存在しなかった。

1976～1995年の月積算降水量の変化を図4に示す。各年ともその季節的な変動は大きいものであった。1981年の8月は北海道に記録的な豪雨が襲来し、591mmという突出して高い値を示した。次いで1994年9月は台風24、28号の接近の影響により、1992年9月は異常気象に由来する大雨の影響により、それぞれ280mmおよび240mmという高い数値を記録した。

1976～1995年の月最深積雪高の変化を図5に示す。

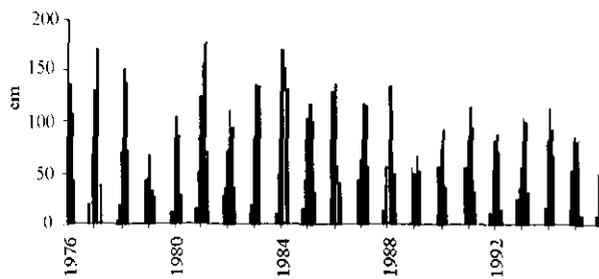


図5 5月最深積雪高の変化

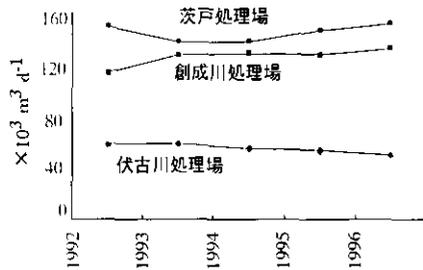


図6 各下水処理場の総処理排水量の推移

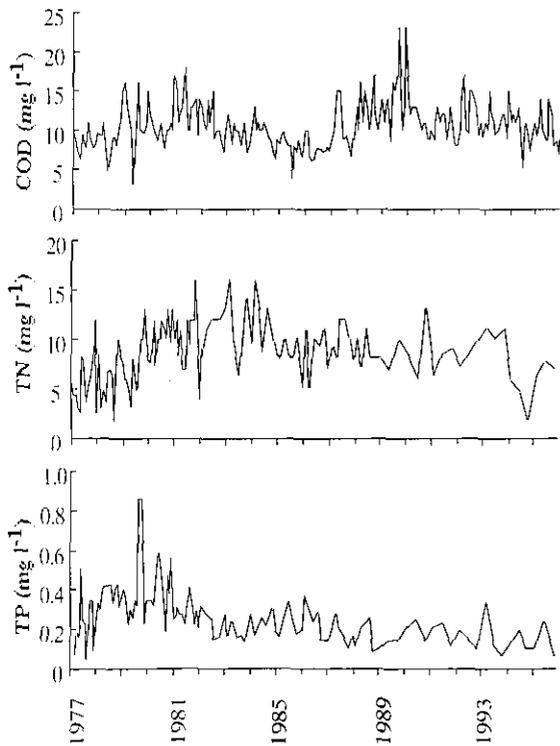


図7 水温及びDOの垂直分布の変化

1984年は1月から4月まで100cmを超えていた。特に4月に限ると、その積雪量が132cmという最も高い数値を示した。最も高い数値を示したのは1981年3月の178cmで、次いで1977年2月、1984年2月の171cmであった。1978年11月～1979年4月と1988年11月～1989年4月は積雪が少ない年で、最高は双方とも2月の68cmの記録に留まった。

4.2 下水処理場の総排水処理量と流入河川集合域における水質の長期変化

1965年に札幌市により下水道6年計画が策定されたことにより、茨戸湖に流入している創成川と伏古川において、創成川処理場と伏古川処理場がそれぞれ1967、1968年に運転を開始した。更に1978年には茨戸湖付近の石狩市、札幌市の各地域における生活排水の処理を行う茨戸処理場が運転を開始した。茨戸処理場は下部湖盆南部に位置し、流入河川入り口とSta.Bの中間の地点に処理水を放流している。平成8年度における各下水処理場の概要を表1に示す(札幌市下水道局施設部、1997)。1992年(平成4年度)から1996年(平成8年度)までの各処理場の総処理排水量の推移を図6に示す。茨戸処理場の総処理排水量が最も多く、次いで創成川処理場、伏古川処理場の順であった。伏古川処理場で若干減少しているが、各処理場とも5年間で大きな変化は認められない。

3本の河川が集合し茨戸湖に流入する直前の地点(図1参照)における1977～1995年のCOD、TN濃度およびTP濃度の変化を図7に示す。

CODの季節変化は4月近辺で数値が高くなるが多かったが、年により変化様式は異なった。年間最高値は1977年以降増加し1981年8月に 18.0mg l^{-1} を記録した。その後、1985年6月の 9.8mg l^{-1} まで減少した後、再び増加し1989年12月および1990年3月に 23.0mg l^{-1} の調査対象期間中の最高値を示した。その後、1995年

表1 創成川、伏古川、茨戸、各下水処理場の概要(平成8年度)

	創成川処理場	伏古川処理場	茨戸処理場
処理能力 ($\times 10^3\text{m}^3\text{d}^{-1}$)	144	61	125
処理面積 (ha)	2064	986	3110
処理人口 ($\times 10^3$ 人)	210	77	195

(札幌市下水道局施設部、1997)

までは13.0～17.0mg l⁻¹の範囲内であった。

TN、TP濃度とも年間の測定回数が少ないこともあり、どの月に高い数値が出る傾向があるかはわからない。TNの年間最高濃度は、1982年2月、1983年6月、1984年6月に16.0mg l⁻¹の調査対象期間中の最高値を示した。その後は、1989年2、5月の8.1mg l⁻¹、1995年の7.6mg l⁻¹を除くと9.0～13.0mg l⁻¹の範囲内であった。TPの年間最高濃度は、1979年12月および1980年1月に0.86mg l⁻¹と調査対象期間中の最高値を示した。その後、1981年3月の0.56mg l⁻¹、1982年12月の0.42mg l⁻¹と徐々に減少し、1983年以降0.13～0.33mg l⁻¹の範囲内であった。

4-3. 中部湖盆 (Sta.A) における水質の長期変化

4-3-1. 水温、DOの垂直分布について

水温およびDO濃度の垂直分布の季節変化について1961～1962年の調査結果を図8に示す。なお、ここでの調査地点はSta.Aより約2km西の地点のものであり水深は7mである。水深が浅いため春から秋まで全層ではほぼ同じ値を示し温度躍層は形成されなかった。冬には湖の表面が結氷するため、表層で低く底層で高くなり逆成層を形成した。最高温度は8月の表層で25.5℃であった。一方、DO濃度は5月から9月まで水深2m付近で減少し始め、4m以深で低濃度で一定となった。10月以降は全層で一定の値になった。表層における濃度は5月が9.4mg l⁻¹ (原著では単位がcc l⁻¹とあるが、ここではmg l⁻¹と記す)と最も高く、3月に6.1mg l⁻¹と最も低かった。

4-3-2. 水温、DO、透明度

1974～1996年の湖表層における水温の変化を図9に示す。水温の季節変化は湖が結氷する1～3月は1℃以下の低い温度で、4月から上昇し始め、7～9月で最高水温に達し、11月から急速に下降する傾向が認められた。年間最高水温は21.5(1993年7月)～28.5(1977年7月)℃の範囲であり、その平均は24.0℃であった。1977、1984、1991年の最高水温は27～28.5℃と高く、一方、1981～1983、1987、1988、1992、1993、1995年は21.5～23.1℃と平均を下回っており、水温が低い傾向が認められた。

1974～1996年の湖表層におけるDOの変化を図10に示す。DO濃度の季節変化は結氷期である1～3月に低

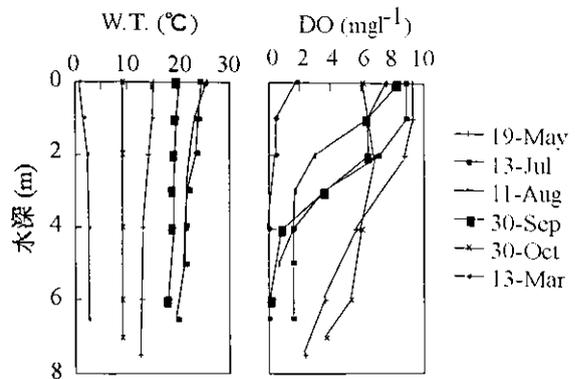


図8 水温及びDOの鉛直分布の変化

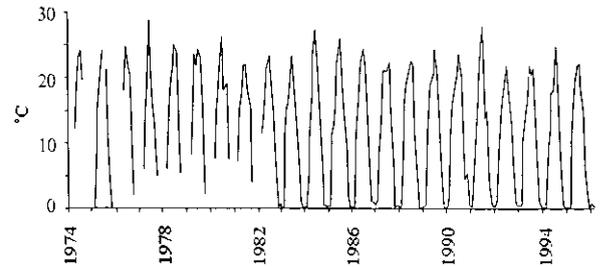


図9 湖表層における水温の変化

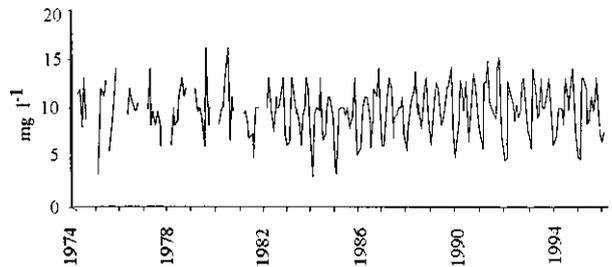


図10 湖表層におけるDOの変化

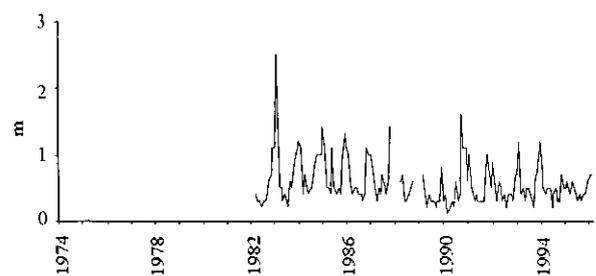


図11 透明度の変化

く、4～6月および10～12月に高い傾向が認められ、年間で2回のピークが認められた。年間最高濃度は10.0～16.0mg l⁻¹の範囲で、平均は13.54mg l⁻¹であった。1979、1980年の年間最高濃度は共に16.0mg l⁻¹で最も高かった。年間最低濃度は1984年3月の3.0mg l⁻¹が最も低く、次いで1985年3月の3.3mg l⁻¹が低かった。

岡田・伊藤(1960)によると、1960年以前の透明度は0.6～0.8mと浅かったという報告がある。黒萩・長内(1963)の1961～1962年の調査報告においても0.5～

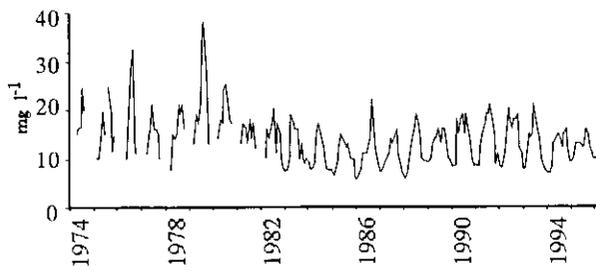


図 12 COD の変化

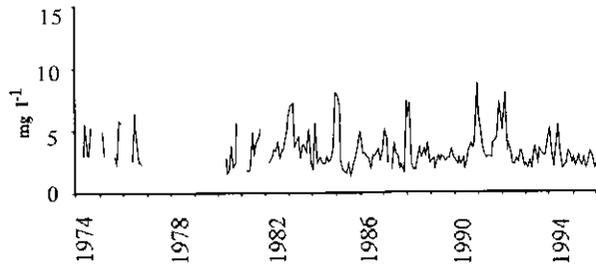


図 13 TN の変化

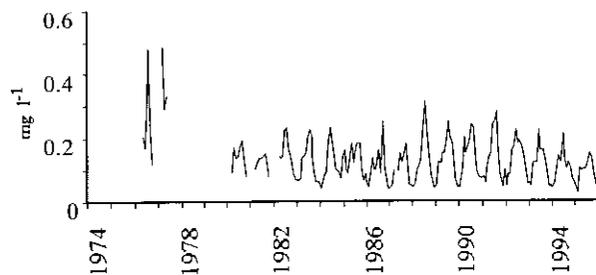


図 14 TP の変化

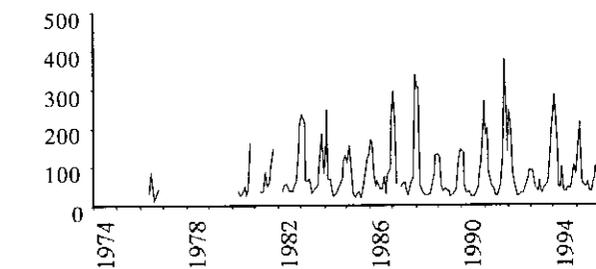


図 15 TN/TP モル比の変化

0.9m と浅いものであった。1982～1996年の透明度の変化を図 11 に示す。透明度は冬季に稀に 1m を超えたが、春から秋の時期では 1985年 7月を除いて 1m より浅かった。年間で最も浅い透明度は 0.1 (1990年 4月) ～0.4 (1984年 4、7月、1985年 6、9、11月) m で、その平均は 0.26m であった。1984～1988年は 0.3～0.4m と平均よりも深い傾向が認められたのに対し、1990年は 0.1m の最も浅い数値を記録した。1991年以降はほぼ平均の数値であった。年間の透明度の最深が最も深い値を示したのは 1983年 3月の 2.5m であった。一方、1990、1995、1996は 0.6～0.8m で浅い傾向が認められた。

4-3-3. COD、TN、TP、クロロフィル a

1974～1996年の COD の変化を図 12 に示す。COD の値は 7月から 9月までの期間が特に高く、11月から 3月までの期間で落ち込むという季節変化が認められた。年間最高値は 15 (1985年 6月)～38 (1979年 9月) mg l^{-1} で、その平均は 21.0mg l^{-1} であった。1974～1980年の年間最高値は $21.0\sim 38.0\text{mg l}^{-1}$ 、平均は 26.69mg l^{-1} であったのに対し、1981～1995年は $15.0\sim 22.0\text{mg l}^{-1}$ 、平均 18.33mg l^{-1} で、両者の平均値間に有意水準 5% で有意差が認められた。従って、近年 COD 値は減少しているといえる。年間最低値は 1986年 2月の 5.6mg l^{-1} 、1988年 2月の 5.9mg l^{-1} が特に低く、一方 1989～1993 および 1995、1996年 (いずれも 1～3月) は $7.0\sim 10.0\text{mg l}^{-1}$ と高い傾向が認められた。

1974～1976および 1980～1996年の湖表層における TN 濃度の変化を図 13 に示す。TN 濃度の季節変化は結氷期である 1、2月に高く、6～8月に落ち込む傾向が認められた。年間最高濃度は 3.2 (1995年 10月)～8.6 (1991年 1月) mg l^{-1} で、その平均は 5.62mg l^{-1} であった。1985、1988、1991、1992年の年間最高濃度は $7.3\sim 8.6\text{mg l}^{-1}$ と高く、一方、1989、1993、1995年は $3.2\sim 3.6\text{mg l}^{-1}$ で特に低かった。

1976、1977および 1980～1996年における湖表層の TP 濃度の変化を図 14 に示す。TP 濃度の季節変化は TN 濃度とは対照的に、12～3月に低く、6～10月の間にピークが現れる傾向が認められた。年間最高濃度は 0.15 (1995年 9月)～0.48 (1976年 9月、1977年 4月) mg l^{-1} で、その平均は 0.248mg l^{-1} であった。年間最高濃度は、1977、1978年が最も高い濃度を示した後、1980～1995年は $0.15\sim 0.31\text{mg l}^{-1}$ の範囲内で留まっている。特に 1992～1995年は減少傾向が認められた。

1976および 1980～1996年の湖表層の TN と TP のモル比の変化を図 15 に示す。1980～1992年は年間最高値が年々上昇している傾向が認められるが、その後から 1995年までは減少傾向にある。1983～1995年の年間最高値は 128 (1989年 1月)～374 (1991年 12月) であった。1982～1995年の年間最低値については、15 (1985年 9月)～33 (1982年 7月) の範囲内で、年間最高値と比べて大きな変動はなかった。TN:TP 比の季節変化は、TN および TP 濃度の季節変化から明らかかのよ

うに、12～3月に高く(47～374)、5～10月に低い(11～91)傾向が認められた。

1978～1982年のクロロフィルa濃度は、日野・青井(1983)によると、年間の最高値は1981年を除いて $100\mu\text{g l}^{-1}$ を超えていた。1979年の8月に $518\mu\text{g l}^{-1}$ と非常に高い値を示した他は、189(1978年10月)、140(1980年9月)、70(1981年6月)、 $164\mu\text{g l}^{-1}$ (1982年9月)であった。1988～1994年の湖表層におけるクロロフィルa濃度の変化を図16に示す。年間最高濃度は1988年から増加し始めて、1991年10月に最大の $369\mu\text{g l}^{-1}$ に達し、その後、減少し続けた。1988、1989、1994年は $121\sim 148\mu\text{g l}^{-1}$ 、1990、1992、1993年は $210\sim 235\mu\text{g l}^{-1}$ の範囲であった。

4.4. 下部湖盆 (Sta.B) における水質の長期変化

4.4.1. 水温、DOの垂直分布について

1961～1962年のSta.Bにおける水温およびDO濃度の垂直分布の季節変化を図17に示す。水温の垂直分布は、8月に7～8mで小さな躍層が現れたが、中部湖盆と同様にどの月も全層で一定となった。表層の温度も、5月は中部湖盆のそれと比べ低かったが、時間差を考慮すると(Sta.Aは19日、Sta.Bは11日の調査結果)、どの月も両地点でほぼ同じであったといえる。DO濃度は5、9、10月で全層を通じて一定となり、7、8月はそれぞれ5～7、7～8mで躍層が現れている。3月は深度が増すほど濃度が上昇しており逆成層を形成している。中部湖盆と比べ表層で濃度は低く、3、9月で異なった垂直分布を示した。

4.4.2. 水温、DO、透明度

1974～1996年の湖表層における水温の変化を図18に示す。年間最高水温は $20.9(1995年8月)\sim 29(1977年7月)^\circ\text{C}$ で、その平均は 24.16°C とSta.Aと比べて僅かに高かった。1977、1984、1991年の最高水温は $27.1\sim 29.0^\circ\text{C}$ と高く、一方、1981～1983、1987、1988、1992、1993、1995年は $20.9\sim 23.7^\circ\text{C}$ と低い傾向が認められた。

1974～1996年における湖表層のDOの変化を図19に示す。年間最高濃度は $9.9(1981年5月)\sim 17.0(1984年8月)\text{mg l}^{-1}$ で、その平均は 12.66mg l^{-1} と、Sta.Aと比べて低かった。また、年間最低濃度は1985年9月および1990年10月にそれぞれ、 3.6 および 2.1mg l^{-1} の特

に低い値を記録した。

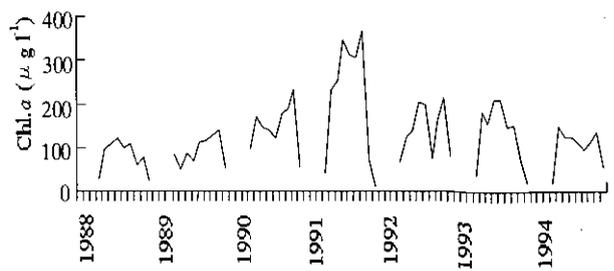


図16 クロロフィルa濃度の変化

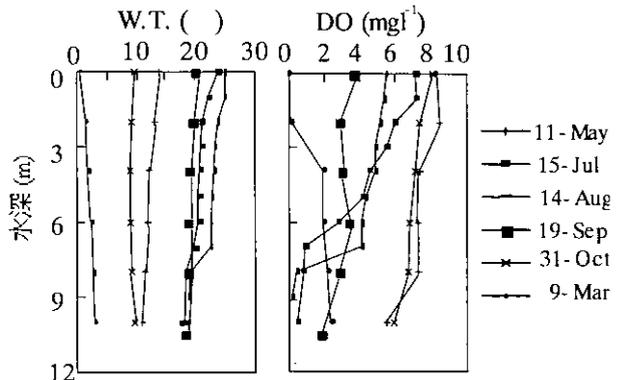


図17 DOの垂直分布の変化

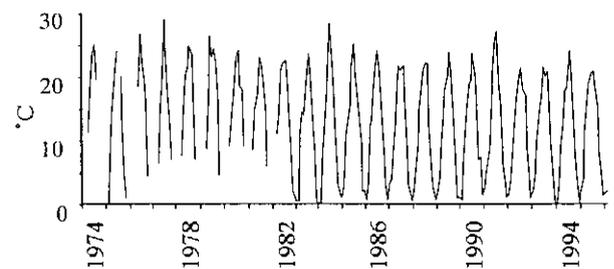


図18 湖表層における水温の変化

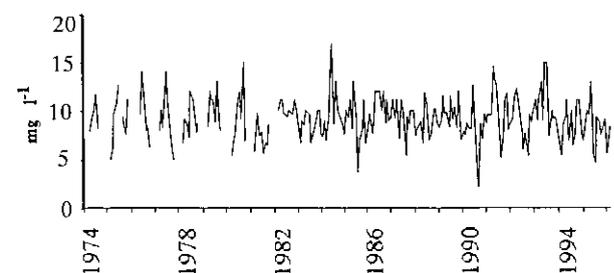


図19 湖表層におけるDOの変化

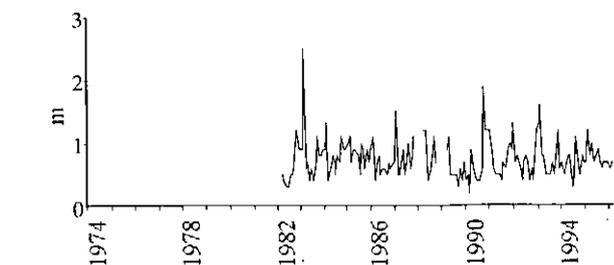


図20 透明度の変化

黒萩・長内(1963)によると、1961～1962年の調査報告の透明度は $0.5\sim 0.9\text{m}$ と浅く、Sta.Aとほぼ等しいも

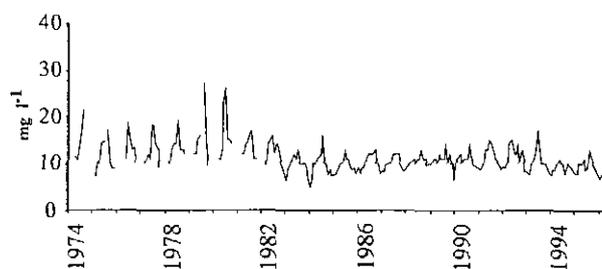


図 21 COD の変化

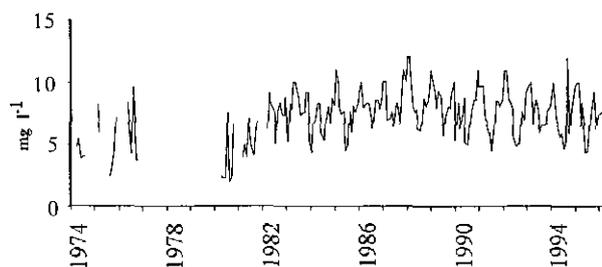


図 22 TN の変化

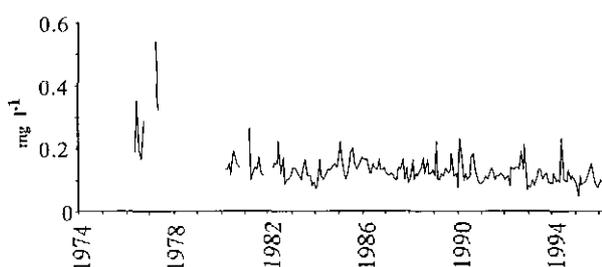


図 23 TP の変化

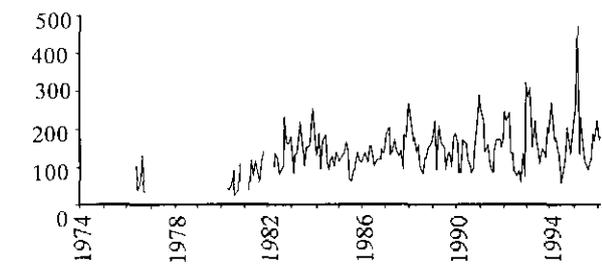


図 24 TN/TP モル比の変化

のであった。1982～1995年の透明度の変化を図20に示す。年間の最も浅い透明度は0.2(1990年4月)～0.6(1995年10月)mで、その平均は0.41mとSta.Aと比べて深いものであった。1983～1988年の年間の最も浅い透明度は0.4～0.5mと深く、1990年には最も浅くなったが、1991～1995年は1994年を除いて0.4～0.6mと深くなった。年間の最も深い透明度は1983年3月の2.5m、1990年11月の1.9mが深かった他は1.1～1.6mの範囲内であった。

4-4-3. COD、TN、TP

1974～1996年の湖表層におけるCODの変化を図21

に示す。年間最高値は11(1994年6月)～27(1979年9月)mg l⁻¹でその平均は16.32mg l⁻¹であり、Sta.Aと比べて大幅に低いものであった。1974～1981年の年間最高値は17.1～27.0mg l⁻¹の範囲で平均は21.01mg l⁻¹であったが、1982～1996年は11.0～17.0mg l⁻¹の範囲で平均14.13mg l⁻¹であり、両者の平均値間に有意水準1%で有意差が認められた。従って、Sta.A同様近年COD値は減少しているといえる。

1974～1976および1980～1996年の湖表層におけるTN濃度の変化を図22に示す。年間最高濃度は5.36(1974年6月)～12.0(1988年2、3月、1994年10月)mg l⁻¹でその平均は9.68mg l⁻¹であり、Sta.Aと比べて2倍ほど高かった。1980～1985年まで年間最高濃度が上昇する傾向があり、その後から1995年まで10～12mg l⁻¹の範囲内でおさまっていた。

1976、1977および1980～1996年の湖表層におけるTP濃度の変化を図23に示す。年間最高濃度は0.13(1993年7、8月)～0.54(1977年4月)mg l⁻¹でその平均は0.214mg l⁻¹であり、Sta.Aと比べてやや低かった。1976、1977年はTP濃度が特に高かったが、1980～1996年は徐々に下降している傾向が認められた。

1976および1980～1996年の湖表層におけるTNとTPのモル比の変化を図24に示す。1980～1995年の年間最高値は年々上昇している傾向が認められた。1980～1984年の年間最低値は年々上昇し1985～1994年は年々緩やかに下降した。年間最高値は104(1980年11月)～471(1995年3月)で、Sta.Aと比べてほぼ等しかった。年間最低値については25(1980年9月)～102(1993年8月)の範囲で、Sta.Aと比べて大幅に高いものであった。季節変化はSta.Aと同様のパターンを示した(12～3月、72～471; 5～10月、25～230)。

4.5 植物プランクトン相の長期変化

図25に1990年以前に調査された植物プランクトン相の変化を示す。1961年は、初夏にケイ藻の*Melosira (Aulacoseira) italica*が優占した後、7月から9月まで同じくケイ藻の*Melosira (Aulacoseira) granulata*が入れ替わって大増殖した。同時にラン藻の*Anabaena planctonica*や*Aphanizomenon flos-aquae*が湖水面に集積し、薄い水の華を形成した。その後の11月は*M. italica*が再び優占した。*Microcystis aeruginosa*による

Dominant	<i>Melosira italica</i>	<i>Melosira granulata</i>	<i>Melosira italica</i>
Sub-dominant	<i>Melosira granulata</i>	<i>Melosira italica</i>	<i>Tabellaria fenestrata</i>
		<i>Anabaena planctonica</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	May	July	August
			September
			November
	1961		
	黒萩・長内 (1963)		

Dominant	<i>Melosira italica</i>	<i>Melosira granulata</i>	<i>Melosira italica</i>
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	spring	summer	autumn
	1973		
	中村ら (1975)		

	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
Dominant	<i>Melosira granulata</i>	<i>Microcystis viridis</i>
	May	June
	July	August
	September	October
	November	
	1982	
	Hino and Tada (1985)	

Dominant	<i>Melosira ambigua</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	<i>Nitzschia fluticosa</i>	<i>Anabaena spiroides</i>
	May	June
	July	August
	September	October
	November	
	1983	
	Hino and Tada (1985)	

very frequent	<i>Synedra acus</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
	<i>Melosira ambigua</i>	<i>Synedra acus</i>
frequent	<i>Melosira granulata</i>	<i>Synedra acus</i>
	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	May	June
	July	August
	September	October
	November	
	1984	
	Hino (1992)	

very frequent	<i>Melosira granulata</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Melosira granulata</i>
		<i>Oscillatoria sp.</i>	
frequent		<i>Oscillatoria limnetica</i>	
	May	June	July
	August	September	October
	November		
	1988		
	Hino (1991)		

very frequent	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Melosira ambigua</i>
	<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>	
frequent	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	<i>Microcystis aeruginosa</i>		
	May	June	July
	August	September	October
	November		
	1989		
	Hino (1991)		

図25 植物プランクトン相の変化

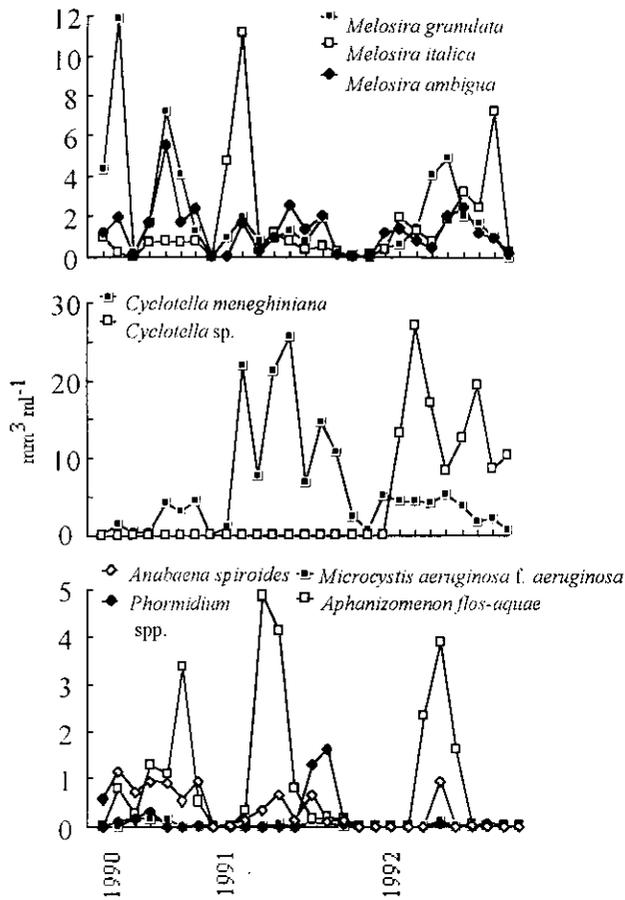


図26 植物プランクトン現存量の季節変化

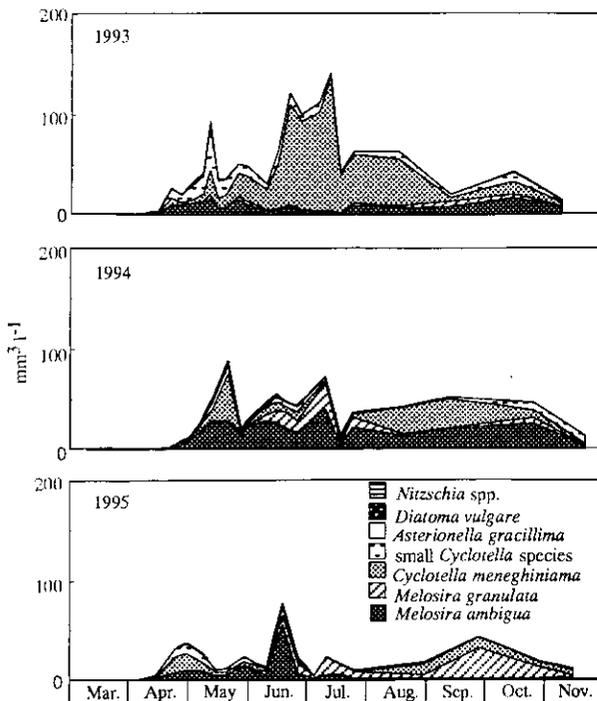


図27 主要な珪藻現存量の季節変化

濃密な水の華の出現が認められたのは1973年からで(中村ら, 1975)、この時期から1980年代を通じて春と秋に *M. granulata*、*M. italica*、*M. ambigua* などのケイ藻が年毎に入れ替わって優占し、夏には *M. aeruginosa*、*Apha. flos-aquae*、*Anabaena flos-aquae* などのラン藻種が大量に出現し、濃密な水の華が形成したと報告されている。

1990～1992年の植物プランクトン現存量の季節変化を図26に示す。1990年は特に7、10月に *M. granulata* の現存量が高く、一年を通じて他の植物プランクトン種より勝っていた。1991年では *Cyclotella meneghiniana*、1992年は *Cyclotella sp.* が他の種よりも現存量が高く優占種となった。ラン藻種では *Apha. flos-aquae* が1990年10月、1991年6、7月、1992年7月に比較的多く出現したが水の華を形成するほどの現存量ではなかった。

1993～1995年の主要なケイ藻現存量の季節変化を図27に示す。1993年は4、5月に *M. ambigua* と *Cyclotella spp.* が出現した後、6月中旬から *C. meneghiniana* の現存量が急増し9月中旬まで優占した。1994年は1年を通じて *M. ambigua* が多く出現していたのに加え5月、8～10月は *C. meneghiniana* が *M. ambigua* と同じ程度混在して出現した。1995年は4、5月に *M. ambigua* と *Cyclotella spp.* が出現した後、6月に *M. ambigua* が優占種となった。その後、秋には *M. granulata* が優占した。この3年間のケイ藻全体の最大現存量は1993年が最も高く、次いで1994、1995年の順であった。1993年の現存量の高さは大型種である *C. meneghiniana* の現存量の増加に由来する。

1993年から1995年までに出現したラン藻の現存量はケイ藻に比べて非常に低いものであった。ラン藻の中では *Apha. flos-aquae* が比較的長期に多く出現し優占していた。その他の種では、6月後半から9月まで、*Ana. flos-aquae*、*Ana. planctonica* (*Anabaena solitaria*)、*Anabaenopsis arnordii* などが一時的に多く出現した。*Apha. flos-aquae* の湖水1ml中に出現した糸状体数の変化を図28に示す。1993年は6月後半に増加が認められたが、7月には衰退している。一方、1994年は6月後半から7月中旬まで増加し、最高で1ml中3760糸状体が出現し、湖水面に薄い水の華が認められた。1995年

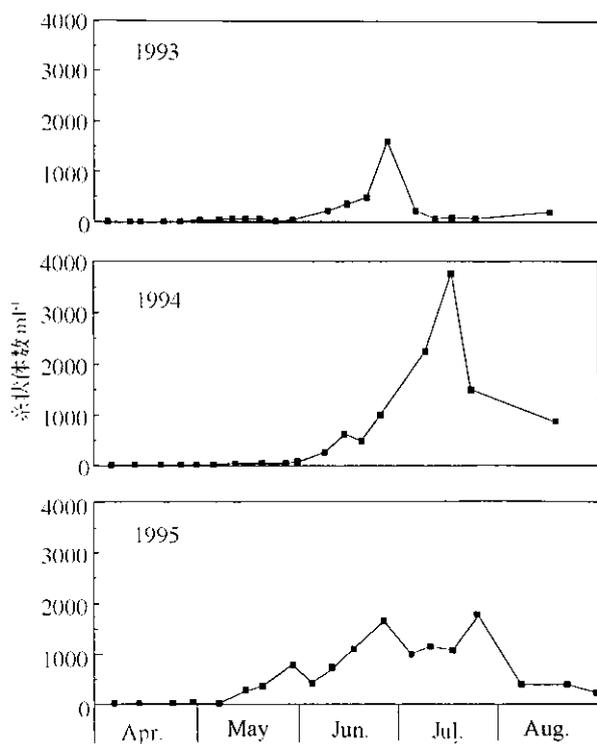


図28 藍藻糸状体数の変化

では5月中旬から増加して7月後半に衰退するという、1993、1994年と比べて長期の出現が認められたが、1ml 中に出現した糸状体の最高数は、1993年とほぼ同じであった。

なお、植物プランクトン調査報告のうち、Hino and Tada (1985)、Hino (1991, 1992) は Sta. B におけるもので、その他の報告は Sta. A におけるものである。Sta. A と Sta. B の表層の植物プランクトン組成は大きく相違しなく、やや Sta. A の方が植物プランクトンの現存量が高いという特徴があった。

4-6. 動物プランクトンおよび魚類の調査

茨戸湖の動物プランクトンは元田 (1950) によると、ワムシが最も多く出現し、*Keratella cochlearis*、*Keratella quadrata*、*Polyarthra trigla*、*Filinia longiseta*、*Brachionus calyciflorus*、*Brachionus angularis*、*Synchaeta* spp. が主な構成種であり、その他甲殻類の *Eurytemora affinis*、*Mesocyclops leuckarti*、*Sinocalanus tenellus*、*Leptodora kindtii*、*Diaphanosoma brachyurum*、*Neomysis intermedia* が出現したと記録されている。また黒萩・長内 (1963) によると、1961年における優占種の季節変化は、5月にワムシの *K. cochlearis*、7月から9月まで橈脚類の *Mesocyclops*

hyalinus、7、8月に枝角類の *Bosmina fatalis*、8月に枝角類の *D. brachyurum* が卓越していた。中村ら (1976) による1972年の動物プランクトンの調査によると、繊毛虫の *Carchesium*、ワムシの *Brachionus*、*Keratella*、*Trichocerca*、*Filinia*、底生動物では *Chironomus*、*Oligochaeta* が特に多く出現していたと報告されている。

茨戸湖に生息する魚類について、漁獲対象種の他に、北海道 (1978) が環境庁に委託されて行った調査の中で、イシカリワカサギ、イトヨ、イバラトミヨの生息が確認されている。茨戸湖内にワカサギとイシカリワカサギの2種の *Hypomesus* 属が生息していることは、浜田 (1953) および Hamada (1961) により報告された。また、両種の雑種が発生していることも分かっている (大久保・工藤, 1986, 1991)。イシカリワカサギについては石狩川本流では僅かにしか認められず、茨戸湖内で多数生息していることから、茨戸湖の環境がイシカリワカサギにとって適していると示唆されている (田中, 1970)。ワカサギの生態については北海道立水産孵化場により調査研究が進められていた (伊藤・岡田, 1960ab; 岡田・伊藤, 1960; 岡田ら, 1961)。それらによると、茨戸湖のワカサギは春の解氷後の4月中旬に産卵期を迎え、同時期に漁獲量が最大となること、石狩川本流に生存するワカサギとは鱗輪の生成過程や脊椎骨数が違うことから、全く別の魚群であり、茨戸湖に封じられて生存していることなどが示されている。富田・羽田 (1966) によると、ワカサギの食性は、稚魚はワムシの *B. angularis*、橈脚類の *E. affinis*、*Mesocyclops* sp.、そしてそれらの幼生を食し、成魚は主として *E. affinis* を食し、*Mesocyclops* sp.、*Neomysis* sp. を同時に食していたと報告されている。枝角類はまれに *Diaphanosoma* sp. が食べられていたが、それほど重要な餌ではなかったようである。当時の茨戸湖におけるワカサギの年間漁獲量はおよそ 10t であったと記録されている (岡田・伊藤, 1960)。

1969～1996年の石狩漁業協同組合 (石狩漁組) および恵庭漁業協同組合 (恵庭漁組) によるワカサギの漁獲量の年次変化を図 29 に示す (北海道石狩支庁, 1972-1997)。なお、この漁獲量は茨戸湖と石狩川における漁獲を合わせたものである。石狩漁組による漁獲量は1971年に最高の212.9t を記録した後、1984年まで徐々

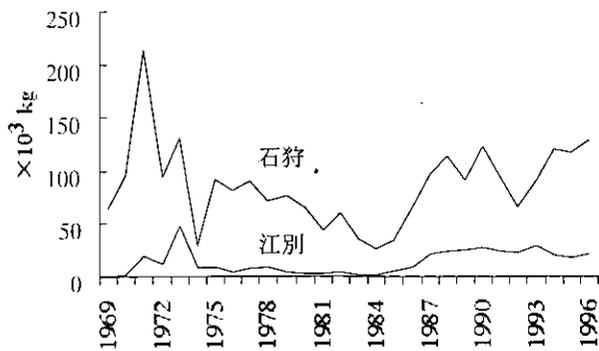


図29 ワカサギの漁獲量の年次変化

に減少し、26.1tに落ち込んだ。1985年からは増加傾向になっており、1994～1996年は117.9～129.0tで、100tを超えている。江別漁組による漁獲量は1973年に最高の47.5tを記録した後に減少し、1979～1985年までは5t以下に落ち込んだ。1987年から1996年までは17.6～29.5tの範囲で、1995年を除いて20t台を保持している。

5. 考察

茨戸湖の位置する石狩平野は、地質が泥炭地という環境であるため、河川水や地下水はフミン質などの有機物が多く含まれる。茨戸湖水も同様に土壌由来と考えられる有機物が多く含まれ、更に、植物プランクトンの現存量も多く、有機物生産も高いため、COD、TOC（総有機炭素）やDOC（溶存有機炭素）濃度の値は年間を通じて高く、濾過湖水は茶褐色を帯びている。CODの値は1970年代なかばから後半にかけての夏に特に高かったが（図12, 21）、これは当時大量に発生していたラン藻による有機物生産によると考えられる。

流入河川から茨戸湖への窒素、リン等の物質の負荷量は、流量の資料がないため求めることはできなかった。中村ら（1976）の報告によると、流入河川からの窒素およびリンの流入負荷はそれぞれ約 $2.3t\ d^{-1}$ および $0.9t\ d^{-1}$ （算定値）とされている。この流入した栄養塩類は茨戸湖内で植物プランクトンなどによって利用されることによりその量が減少するが、プランクトンが利用しきれないくらいの余剰な負荷があったと考えられている（日野・青井, 1983）。従って、1970、80年代の濃密な水の華の発生は、窒素とリンの流入負荷の影響が強いと考えられている。しかしながら、流入河川のTNおよびTP濃度は1980年半ばから減少傾向にあり

（図7）、負荷量も減少していると推測される。これは、下水道および下水施設の整備や1979年から行った無リン洗剤使用の徹底（札幌市, 1983）を行ったことから裏付けされる。北海道（1991）の報告では、Sta.Bへの下水を主体とした汚濁負荷総量が平成元年度で $2.880t\ d^{-1}$ と示されている（Sta.Aでは生活、畜産排水を主体とした汚濁負荷総量が $0.077t\ d^{-1}$ ）。流入河川の影響を受けやすいと考えられているSta.Bにおいて、1985年以降TP濃度がやや減少傾向にあるが、TN濃度は変化が認められない。これまでに流入した窒素やリンは、生物に固定されることによって湖内部に停滞し、特に水深が10m以内の浅い場合は季節毎に容易に水柱内で循環を続けやすいことが考えられ、流入負荷が減少しても即座に湖水中の濃度に反映しないものと考えられる。即ち、流入河川の汚濁負荷量の変化が湖の環境に与える影響を評価するために更に長期的な調査が必要である。

Sta.AおよびSta.Bにおいて、TN濃度は冬に高く、夏に低い傾向が認められたのに対し、TP濃度は逆の傾向が認められた。TP濃度についてはクロロフィル a 濃度と一致した季節変化を示すため（1988～1994年のSta.Aにおいて $r=0.63$, $n=70$, $P<0.01$ ）、明らかに植物プランクトンに由来するものと考えられる。一方、TN濃度の大部分は、植物プランクトン由来ではなく、植物プランクトンが利用できない土壌由来のものか、流入負荷によるものと思われる。N:P比は、優占する植物プランクトン種の決定に影響をおよぼす因子であるとされている。茨戸湖において、1990年にSta.AおよびSta.Bの両地点で植物プランクトン相が大きく変化した。しかし、その前後で両地点ともTN:TP比は大きな変化を示さなかった（図15, 24）。これは、TN:TP比が、植物プランクトンが利用できる窒素とリンの比を反映していないためと考えられる。

Sta.AとSta.Bの水質を比較すると、Sta.Aの方がCOD、TP濃度が高く、透明度も低かった。しかし、Sta.BはSta.AよりもTN濃度が高かった。これは流入排水の受けにくいSta.Aの方が植物プランクトン等の生物の密度が大きいことを示している。Sta.Bは排水由来と考えられる窒素の負荷が大きい、同時に海水の浸入の影響を受けたり、水深が深いために沈降による植物プランクトン（ケイ藻）の損失が比較的大きい理由で、生

物の密度はSta.Aよりも小さくなることが考えられる。

植物プランクトンが発生している春から秋までの無機態の栄養塩は、窒素濃度については常に 1mg l^{-1} 以上存在しているが、リン濃度は数 $\mu\text{g l}^{-1}$ まで減少し、モル比で約1000倍の差がある。従って、本湖では植物プランクトンの成長はリンによって制限されていると考えられている(Hino and Tada, 1985)。しかし、無機態リン濃度が低い間も、植物プランクトンの現存量が高く維持されており、この理由を解明するため、植物プランクトンによる有機態リンの利用や、植物プランクトンの体内のリン化合物を指標とした生理活性と一次生産、生産有機物の細胞外放出の関係が調べられている(Hino, 1988abc)。それらによると、茨戸湖の有機態リンは非生物由来と思われるものが多く、植物プランクトンのアルカリ性フォスファターゼでは分解しにくいこと、夏の植物プランクトンの細胞内リン含量は春のそれと比べて低く、光合成活性も低く抑えられていることが示されている。従って、植物プランクトンは主に無機態リンを使って生存しており、それが枯渇すると成長が抑制されると考えられている。

茨戸湖が1930年に形成されてから1960年代まで、既にケイ藻の現存量が多く、夏においてもラン藻の発生による薄い水の華の形成が認められていたようである(黒萩・長内, 1963)。1970、1980年代は夏にラン藻が大発生するようになり、水質の悪化が懸念されていたが、1990年から現在まで夏の濃密な水の華の形成が認められていない。これは、水質が1970年代以前の深刻な富栄養化が始まる前の状態に回復したというよりも、植物プランクトン種相互の栄養塩の取り込みに対する干渉によるものと考えられている。すなわち、初夏にケイ藻が大発生して、無機態リンを吸収しつくし、そのため夏から秋にかけて発生するはずである *M. aeruginosa* や *Anabaena* spp. などが成長できないことが推定されている(Takano and Hino, 1994)。しかしながら、植物プランクトンは無機態リンが欠乏した後も懸濁物質に吸着したリンを使って生存していることが示唆されており(橋ら, 1996)、植物プランクトンのリンの取り込みに焦点をあてた生態に対して議論が残されている。

ラン藻の出現を制御する要因として、リン濃度に加

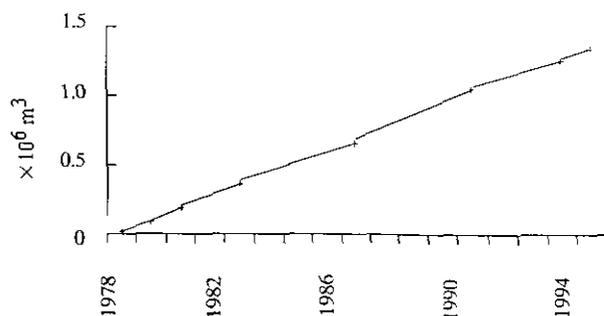


図30 累積浚渫処理総量の推移

え、特に1993、1994年については夏の気温が重要であると示唆されている(高野・日野, 1997)。夏の気温に大きな差があった1993年と1994年を比較すると、1994年の方が優占ラン藻種である *Apha. flos-aquae* の出現数が約2倍多かった(図28)。その他に、図3で示されたように1992～1995年の月積算日照時間はそれ以前の年と比べて短くなっている。この日照時間の短縮がラン藻の出現を抑制している原因の一つとなっている可能性がある。どのような要因が茨戸湖のラン藻の出現を抑制したかどうかは、単数の要因では完全に説明がつかなく、特に1992年以降はリンの欠乏と気象的要因の複合的な要因が組み合わさったのではないかと推測される。

茨戸湖は前述のようにケイ藻の現存量が多く、湖底へ沈降する堆積物が非常に多い。そのため、底泥を取り除くための浚渫工事が広範囲で行われ、深さ8mであったSta.Bの深度が1989年の浚渫直後には13mに変化している(Hino, 1997)。日本河川協会(1976-1996)がまとめた、茨戸湖の累積浚渫処理総量の推移を図30に示す。このような湖の環境変化は、水質や生物に対して大きく影響することが予想される。著者らは1996年1、2月の冬季の茨戸湖、渡島大沼、阿寒湖の底泥を27℃で培養し、成長してくる植物プランクトンの種組成を調べた。その結果、渡島大沼の底泥では *Microcystis*、阿寒湖の底泥では *Anabaena* の発生が認められたが、茨戸湖の底泥ではラン藻の発生は認められなかった(未発表)。茨戸湖の広い範囲の浚渫によって底泥中における *Microcystis* 等のラン藻の休眠株がほぼ除去されたのかどうかは判別がつかないが、近年のラン藻の潜在的な現存量が減少していることは明らかであり、浚渫事業と結び付けて考える動きもある。1997年の調査ではSta.Bの底層で無酸素層が形成されて多量の鉄及びマン

ガンが溶出し、湖水が黒色を帯びたことが観察されている。浚渫による生物への影響は現在の段階では明確にされてはいなく、今後、広い範囲を対象とした生物生態や物質動態の調査が必要である。

6. 謝辞

稿を終えるにあたり、貴重な資料を提示して下さった北海道石狩支庁経済部水産室、江別漁業協同組合、石狩漁業協同組合、札幌管区气象台、石狩川開発建設部の関係各位の方々に深謝いたします。

7. 引用文献

- 朝比奈英三 (1943) : 石狩古川とその底棲動物。陸水雑, 12 : 154-163.
- 安藤和夫・青井孝夫・棗 庄輔 (1976) : 富栄養化に関する研究 3. 茨戸川の藻類と栄養塩類の関係について。北海道公害防止研究所報, 2 : 151-154.
- 浜田啓吉 (1953) : ワカサギの生態学的研究 2. 石狩川の旧および現水路のワカサギに就いて。日水誌, 19 : 79-82.
- Hamada, K. (1961) : Taxonomic and ecological studies of genus *Hypomesus* of Japan. Mem. Fac. Fish., Hokkaido Univ., 9 : 1-55.
- 羽田良禾 (1957) : 石狩沼の動物性プランクトンの季節変化。鈴峯女子短大研究集報, 4 : 71-91.
- Hino, S. (1988a) : Variations in physiological states corresponding to cellular phosphorus content in freshwater phytoplankton-correlations with adenylate energy charge and photosynthetic activity. Arch. Hydrobiol., 113 : 297-306.
- Hino, S. (1988b) : Extracellular release of organic matter associated with the physiological state of freshwater blue-green algae. Arch. Hydrobiol., 113 : 307-317.
- Hino, S. (1988c) : 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. (1991) : Characterization of Several Types of Lake Hokkaido, Japan: Situations of Eutrophication and Phytoplankton Biomass in Lake Barato, Lake Akan and Lake Sikaribetu. p. 123-140. In *Limnological comparison of water quality in Chinese and Japanese lakes*. Aizaki, M. and H. Tachibana (eds.) Proceedings of the symposium on "Limnological comparison of Chinese and Japanese eutrophic lakes".
- Hino, S. (1992) : The physiological state of the phytoplankton community of three types of lakes as estimated by its adenylate energy charge. Hydrobiologia, 230 : 172-192.
- Hino, S. (1997) : Variations in the physiological state of size-fractionated plankton and their relations with environmental parameters in hypertrophic Lake Barato. Jpn. J. Limnol., 58 : 1-13.
- Hino, S. and K. Ando (1983) : Increased algal yield by addition of sediment extract of Lake Barato. Jpn. J. Limnol., 44 : 116-122.
- 日野修次・青井孝夫 (1983) : 茨戸川の水質変化について - 特に 1978 年～1982 年の水質変化 -。北海道公害防止研究所報, 10 : 142-146.
- Hino, S. and Tada, M. (1985) : Seasonal changes of nutrients, chlorophyll-*a*, and organic matter concentrations in highly eutrophic Lake Barato. Jpn. J. Limnol., 46 : 268-278.
- 北海道 (1978) : 第 2 回自然環境保全基礎調査・動物分布調査報告書 (淡水魚類)。
- 北海道 (1979-1997) : 公共用水域の水質測定結果。昭和 52～平成 7 年度。
- 北海道 (1991) : 公害防止計画実施状況等調査報告書。
- 北海道石狩支庁 (1972-1997) : 石狩の水産。昭和 46～平成 8 年度。
- 北海道立水産孵化場 (1965) : 事業成績書。昭和 39 年度。
- 北海道立水産孵化場 (1966) : 事業成績書。昭和 40 年度。
- 北海道生活環境部 (1974) : 水域類型指定の説明資料 (石狩川)。
- 石狩町 (1973) : 茨戸川環境調査報告書第 1 報。
- 石狩町 (1974) : 茨戸川環境調査報告書第 2 報。
- 石狩町 (1977) : 茨戸川環境調査報告書第 3 報。
- 石狩町 (1978-1996) : 石狩町の環境。昭和 52～平成 8 年度。
- 伊藤小四郎・岡田 雋 (1960a) : 石狩古川産ワカサギ魚群の生態研究 2. 成長および系統について。北海道立水産孵化場研究報告, 15 : 41-50.
- 伊藤小四郎・岡田 雋 (1960b) : 石狩古川産ワカサギ魚群の生態研究 3. 生殖巣並びに卵数について。北海道立水産孵化場研究報告, 15 : 51-55.
- 黒萩 尚・長内 稔 (1963) : 石狩古川の陸水学的研究 I。石狩古川の水利条件とプランクトン相の季節変化。北海道立水産孵化場研究報告, 18 : 123-146.
- 元田 茂 (1950) : 北海道湖沼誌。水産孵化場試験報告, 5 : 1-96.
- 中村俊男・安藤和夫・青井孝夫 (1975) : 富栄養化に関する研究 2. 茨戸川の富栄養化と藻類について。北海道公害防止研究所報, 1 : 157-170.
- 中村俊男・安藤和夫・伊藤英司・鎌田 勉・安藤 修・有末二郎・村田清康・棗 庄輔・井上恒則・古野幸夫 (1976) : 富栄養化に関する研究第 1 報。茨戸川環境汚濁調査。北海道公害防止研究所報, 2 : 133-149.
- 日本河川協会 (1979-1996) : 日本河川水質年鑑。山海堂。
- 岡田 雋・伊藤小四郎 (1960) : 石狩古川産ワカサギ魚群の生態研究 1. 忠海漁場附近における産卵期の生態。北海道立水産孵化場研究報告, 15 : 29-40.
- 岡田 雋・伊藤哲司・伊藤小四郎 (1961) : 石狩古川産ワカサギ魚群の生態研究 4. 地域集団の存在について。北海道立水産孵化場研究報告, 16 : 37-44.
- 大久保進一・工藤 智 (1986) : 電気泳動法によるワカサギとイシカリワカサギの雑種の判別と両種の遺伝的分化。北海道立水産孵化場研究報告, 41 : 101-109.
- 大久保進一・工藤 智 (1991) : ワカサギとイシカリワカサギの交雑種の遺伝的特徴と形態的特徴。北海道立水産孵化場研究報告, 45 : 49-54.
- 札幌市 (1983) : 札幌市公害対策の歩み。
- 札幌市下水道局施設部 (1997) : 平成 8 年度維持管理年報。
- 橘 治国・井上隆信 (1996) : 浅い湖沼における沈降物量の評価。陸水雑, 57 : 163-171.
- 橘 治国・吉田邦伸・井上隆信 (1996) : 都市近郊湖沼 (茨戸湖) における栄養塩の形態と藻類増殖。水環境学会

誌, 19 : 132-139.

Takano, K. and S. Hino (1994) : What caused the summer replacement of dominant planktonic algae in Lake Barato? Jpn. J. Limnol., 55 : 279-286.

Takano, K. and S. Hino (1996) : The effect of silicon concentration on replacement of dominant diatom species in a silicon-rich lake. Jpn. J. Limnol., 57 : 153-162.

高野敬志・日野修次 (1997) : 過栄養湖茨戸湖 (北海道) における浮游性藻類の遷移に対する温度の影響. 藻類, 45 : 89 - 93.

田中寿雄 (1970) : 北海道におけるイシカリワカサギ *Hypomesus olidus* の生息地とその環境条件. 北海道立水産孵化場研究報告, 25 : 113-117.

富田光政・羽田良禾 (1966) : 石狩沼のワカサギの食性とプランクトンとの関係. 北海道立水産孵化場研究報告, 21 : 81-90.

支笏湖の水質環境と漁業の変遷

今田和史

北海道立水産孵化場 (〒061-1433 北海道恵庭市北柏木町3丁目373)

Changes in the Fishery and Lake Environmental Conditions in Lake Shikotsu

Kazushi Imada

Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan

1. はじめに

北海道の西側には渡島半島から那須火山帯が北上して縦貫し、この上に大沼、支笏湖、洞爺湖、クッタラ湖がある。東側には根室海峡から北海道中央部にかけて千島火山帯が横断し、この上に阿寒湖、阿寒パンケ湖、阿寒ベンケ湖、摩周湖、屈斜路湖があり、面積の大きな淡水湖沼は両火山帯の上に多くみられる。このうち一つのグループ(支笏湖、洞爺湖、クッタラ湖、摩周湖、屈斜路湖)は火山の噴火によって生じた大型のしかも水深の深いカルデラ湖であり、他のグループ(大沼、阿寒湖、阿寒パンケ湖、阿寒ベンケ湖)は火山の噴火によって谷が堰止められてできた堰止湖と、近接の地域でも成因の異なる湖がある。第4回自然環境保全基礎調査の調査対象湖沼478湖沼のうち127湖沼が北海道に存在し(環境庁自然保護局編, 1995)、これらの湖は観光地として有名なほか、同時に漁業の場として利用されることが多い。

支笏湖のヒメマス釣りは「チップ釣」とも呼ばれ、昭和40年代には大きな賑わいをみせ、北海道の初夏の風物詩として全国的に有名であった。しかし、昭和50年代後半には資源の減少から釣り人の訪れも激減し、衰微の一途をたどっている。支笏湖にヒメマスが移植されたのは今から100年以上も前のことで、1894年の暮れに阿寒湖から発眼卵を支笏湖に運んで移植を試みたことから始まった。田中阿歌磨が山中湖の測深のために鉛錘を投じた1899年を日本の陸水学の嚆矢としている(上野, 1977)が、これに先立つ1894年にはすでに広大なカルデラ湖を利用しようとする試みが、北海道庁の技師藤村信吉によって行われていた。当時国内の

湖を使った新魚種の養殖が推奨されていたことや、ヒメマスを用いてベニザケの母川回帰能力を検証しようという目的からであった。同年、洞爺湖湖畔の壮瞥町にも持ち込まれたとされており、北海道内の大型湖沼がサケ科の魚類の生息に適した湖であるという知見を持っていたことがうかがわれる。

ヒメマスは、阿寒湖で「カバチエツブ」とアイヌ語でよばれていたサケ科の魚で、ベニサケ(*Oncorhynchus nerka*)の陸封型である。ヒメマスという名は後年(1908年)付けられたものであるが(石川, 1962)、ヒメマスが記録に初めて現れたのは、1861年に刊行された松浦武四郎の「久摺日記」である。すでに江戸の末期には存在が知られていたことになる。これらの経緯については秋庭(1993)に詳しい。支笏湖でのヒメマス増殖は北海道庁によって始められ、後に水産庁によって採卵、放流の資源管理が実施されてきたが、1998年4月からは千歳市によって増殖事業が継承されることとなった。途中1922年から1930年までは、支笏湖の流出水を利用した発電所を所有している王子製紙が、漁業権を持ったとされているが、この漁業権には疑義がある(秋庭, 1993)。

支笏湖のヒメマスは、生業としての漁業対象とはならなかったため、現在でも漁業者もなく漁業権の設定もない。毎年6月から8月末まで、一般に対して釣りが解禁されるという極めて珍しい湖である。このように、長い間公立の機関によって湖沼の漁業資源が管理されるという形態が取られていたため、漁獲数や放流数の記録が残されており、資源管理に付随した湖沼調査も行われている。しかし、正確な湖沼の調査記録は多いとはいえない。

支笏湖へヒメマスが移植されてから、すでに100年以上が経過しているがこの間必ずしも安定した資源が維持されたとはいえず、幾度かの盛衰がある。ここ十年来は過去に例がないほどに資源が落ち込み、しかも回復の兆しはない。また、最近の資源減少に対して的確な根拠や資源管理方法の提示もみられていない。本報告では、これまでのヒメマス資源の変動、湖水環境の変動についてふれ、筆者らが行って来た基礎生産力の測定結果から、基礎生産力の変動にあたる湖水環境要因を検討した。なお、表1に北海道の主な湖沼を取り巻く経緯の概略を記した。

2. 研究の歴史

支笏湖に関してまとまった報告は田中館(1925)が古く、この中では地誌、成因、湖盆形態、セイシュ、水温、生物、底質についてまとめられている。その後、五十嵐(1941)は水質とプランクトンの季節変化を報告し、元田(1950)はプランクトンの調査結果を元に出現種とその変動、併せてそれまでの報告例から地誌や環境条件、ヒメマス資源の消長についてまとめている。三原・江口(1955, 1957)は1899年から1955年に至るまでのヒメマスの体重、体長、肥満度、採卵数など変動につ

いてまとめた。さらに、三原・江口(1956)は1904年から1954年に至る水温の記録をまとめ、この中で資源量の減少と魚体の矮小化について言及している。黒萩(1958)、黒萩・佐々木(1959)は支笏湖のプランクトン相とその変動について報告し、その後、黒萩・佐々木(1961, 1964, 1966)、黒萩(1965)はヒメマスの成長と鱗の関係について報告している。徳井(1960, 1961, 1970)は、北海道の陸水学研究について積極的に資料の蓄積と発表を行い、支笏湖についても陸水学的知見とヒメマスの生態的知見をまとめた。さらに徳井(1964)は、日本全国に移植されたヒメマスの経緯についてもまとめている。

1973年からは支笏湖も公共用水域に指定され、水質測定が開始されているが(北海道保健環境部, 1978-1997)、これに先立つ継続的な水質調査例は多くない。ヒメマス資源の減少のため、1927~1929年(五十嵐, 1939)、1953~1954年(江口ら, 1954)に硫酸、過リン酸石灰の肥料を投入して施肥が行われ、水質調査結果とプランクトン相をもとに、それぞれの施肥は効果があったと報告されている。1973年には国立公園内の湖沼調査の一環としての報告がある(環境庁自然保護局, 1974)。今田ら(1980)は透明度その他についてまとめ、水質項目によっては湖岸と湖心とで濃度差が見られることを報告している。Shimizu and Seki(1991)は支笏湖の水質変動についてまとめ、特に1984年以降リンの

表1 北海道の湖沼を取り巻く変化の概要

1894(明26)	阿寒湖で採卵されたヒメマス卵が千歳・壮瞥の両孵化場に移送された
1895(明27)	阿寒湖からヒメマスを支笏湖に移殖
1902(明35)	支笏湖からヒメマスを十和田湖に移殖
1909(明42)	十和田湖から倶多楽湖にヒメマス移殖
1926(大15)	霞ヶ浦からワカサギを洞爺湖に移殖
1927(昭2)	6, 9月に支笏湖へ施肥(各回硫酸-N, 20.57%(1125kg); 過リン酸石灰-P ₂ O ₅ , 14.35%(2625kg))
1928(昭3)	6, 9月に支笏湖へ施肥
1928(昭3)	網走湖からワカサギを阿寒湖に移殖・阿寒湖漁協設立
1927(昭4)	6月に支笏湖へ施肥この頃北海道内の湖沼調査が行われた
1937(昭12)	阿寒パンケ湖にヒメマス移殖
1953(昭28)	6月から翌年10月に8回支笏湖へ施肥(合計硫酸-N, 20.57%(1875kg); 過リン酸石灰-P ₂ O ₅ , 14.35%(375kg))
1955(昭30)	有リン合成洗剤生産始まる
1973(昭48)	支笏湖、洞爺湖、阿寒湖、大沼で公共用水域水質測定始まる
1975(昭50)	支笏湖、洞爺湖のヒメマスに尾腐れ病見つかる
1983(昭58)	支笏湖公共下水道供用開始
1985(昭60)	阿寒湖公共下水道供用開始
1987(昭62)	洞爺湖公共下水道供用開始
1998(平10)	支笏湖のヒメマス孵化放流事業は千歳市が実施へ

減少に注目している。また、Seki and Shimizu (1991) は、動物プランクトンの変遷について整理している。このほか、真山 (1978) がヒメマス食性について、石田 (1974, 1978, 1982) がプランクトンについて、嶋山 (1991) は湖沼型ベニザケの資源変動の様子や再生産曲線からみた資源量推定の報告を行っている。最近では、支笏湖のヒメマス移植放流 100 年を記念した千歳市での記念式典に合わせ、支笏湖のヒメマスの歴史的な経緯が「千歳と姫鱒」にまとめて刊行された (秋庭, 1993)。

これまでの報告例は、湖内の水質、プランクトンの変化あるいはヒメマス資源の変動といった個々の現象に対しての記述であり、湖沼の環境条件から一次生産へ、さらに高次生産へという生物生産過程とその結果としての漁業資源の変動という点は論及されていない。限られた環境の中での漁業資源の変動は、魚や餌生物の自律的な変動というよりも、むしろ環境が制限要因となって水棲生物に影響を及ぼした結果と解釈すべきものと考えられ、全体的な知見の集積が求められている。

3. 支笏湖とその周辺の概要

支笏湖は北海道道央の支笏・洞爺国立公園内に位置し、美笏峠を分水嶺として東側に洞爺湖が、西側に支笏湖が存在する (図1)。支笏湖の、成因については田中館 (1925) や石川 (1961) に述べられており、周辺火山の噴火によって始めは円形のカルデラとして出来たが、その後湖水を取り囲んでいた風不死岳、恵庭岳、樽前山の3火山の噴出により現在のまゆ (繭) 型になったとされている。支笏湖の等深線を加えた湖沼地図を図2に示し、長軸に沿った湖盆の形態を図3に示した。また、図4には支笏湖の水深-面積曲線、水深-容積曲線を示した。

これらの図から、支笏湖では湖岸から急速に水深が深くなるのがうかがえる。支笏湖に流入する河川で、水量が多いのは美笏峠に源を発する美笏川と、オコタンベ湖に源を発するオコタン川である。両河川の月水量は美笏川が $9.9 \times 10^6 \text{ m}^3$ 、オコタン川が $4.4 \times 10^6 \text{ m}^3$ で、両河川からの水量は、直接湖水に降る降水量とほぼ同じ量とされている (北海道, 1985)。このほかに規模の

小さな河川や一時的に流れの生じる河川があるが、調査の対象とされることは少ない。支笏湖の流出水は安定した流量を維持する千歳川となって流下し、石狩川に合流し日本海へ注ぐ。石狩川はサケの溯上河川として知られており、千歳川中流域にあるサケの捕獲場で有名なインディアン水車は、この安定した流量のもとで機能している。湖水の流出口から下流にかけて数キロの間には2つのダムがあり、苫小牧の製紙工場 (王子製紙) へ供給される電力の発電に使用されている。

支笏湖は日本の最北端にある不凍湖としても知られているが、特に寒波の厳しかった1913年のほかに数回

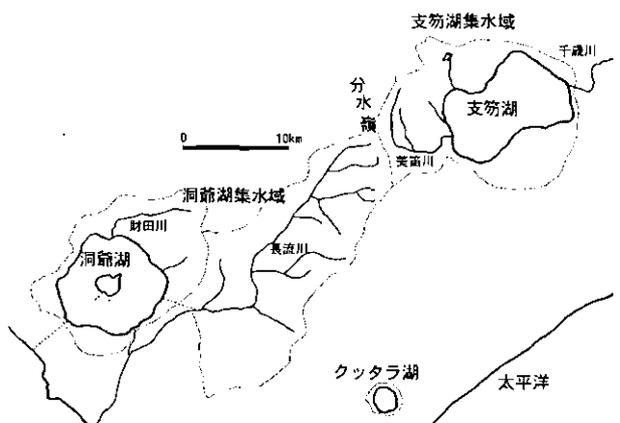


図1 支笏湖・洞爺湖の周辺域とその集水域

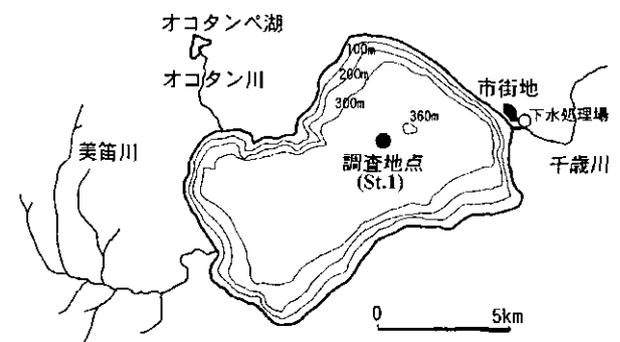


図2 支笏湖の等深図と流入河川

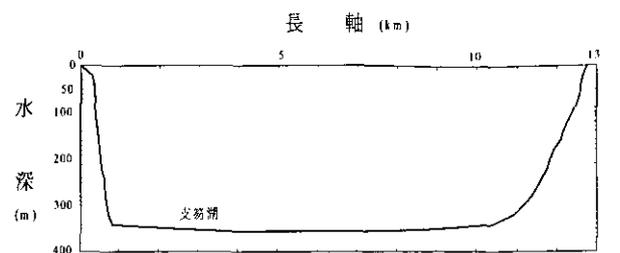


図3 支笏湖の長軸の湖盆断面図

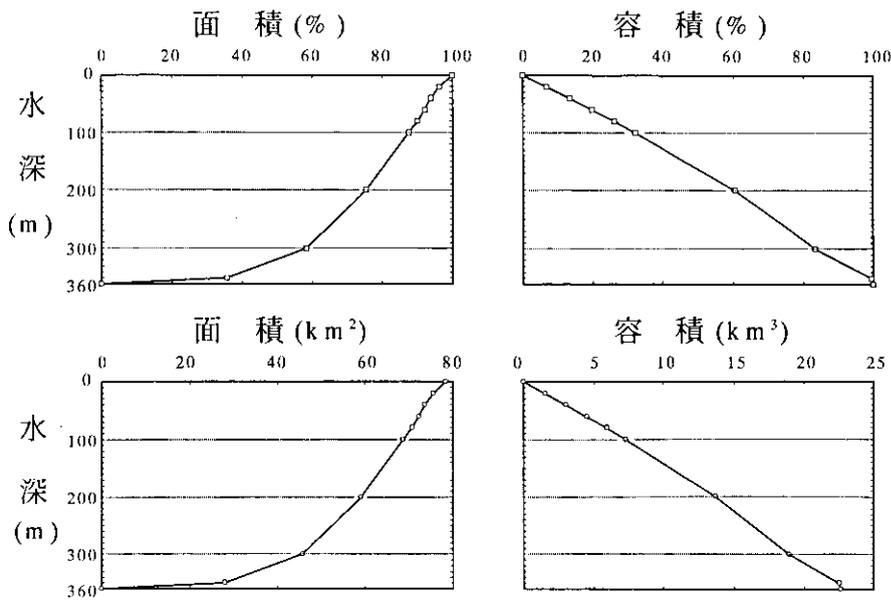


図4 支笏湖の水深-面積曲線および水深-容積曲線

全面結氷があったとされているが(元田, 1950)、筆者の知る限りこの30年近くは結氷の記録はない。表2に支笏湖の諸元をまとめた。

支笏湖周辺の環境条件は、環境庁自然保護局(1974)、北海道公害防止研究所(1990)にまとめられている。この二つの調査が行われた後に、それまでの湖岸の砂利道が拡幅され舗装が施された。この道路は支笏湖と洞爺湖方面を結ぶ幹線となるなどの変化はあるが、基本的には湖沼周辺の環境に大きな変化はない。集水域の大部分は山林で、湖岸にはキャンプ場が3カ所に分散してある。湖水の落ち口に近い部分が旅館やポート乗り場のある市街地となっている。また、湖水の流出口近くに下水処理施設が建設され、1983年10月から供用

表2 支笏湖の諸元(北海道公害防止研究所, 1990)

位置	北緯 42° 45′ 東経141° 17′
標高(m)	248
表面積(km ²)	78.8
表面積:集水域面積比*	1:2.8
湖沼容積(km ³)	21
周囲長(km)	40.3
最大水深(m)	363
滞留時間(年)	43
補償深度*(m)	36.0-77.2 (平均53.3)
結氷期	なし
観光客入込数(百万人)	258
宿泊客(万人)	21
定住人口(人)	370

* 著者測定

開始され、排水は千歳川に放流されている。この下水処理場の完成によって、それまで市街地から湖内に排出されていた排水は流入が絶たれた。対岸の丸駒温泉側には下水道は設置されておらず、浄化処理された排水が湖内に流入している。

このほか美笛峠方向に、1960年頃には定住人口が1,300人を超える千歳鉱業所もあったが、現在は廃鉱となり、人家もなくなり浸透式の排水処理が行われているのみである。支笏湖は人口の集中する札幌市や、千歳空港に近いことから、観光客の入り込みも多く、年間約250万人を数える。しかし、宿泊客は20万人程度で、入り込み総数に占める割合は約8%で、洞爺湖の20%以上に比べると少ない。観光客の入り込み数は、1960年の44万人から比べると、1994年の258万人は5.8倍の増加となっているが、この傾向を見ると(図5)、特に1975年頃まではほぼ直線的に増加しているが、その後の伸び率は低くなっている。

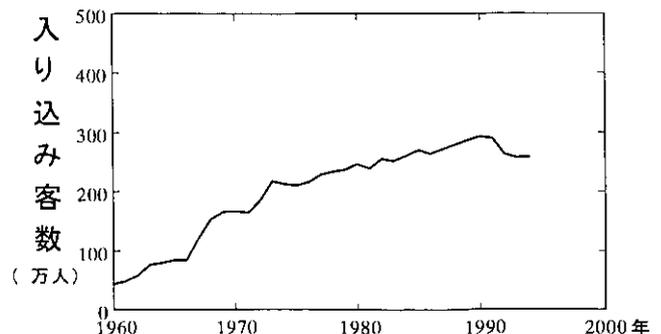


図5 支笏湖への観光客入り込み数の変化

4. 調査方法

水質変動の資料は、筆者らの調査結果（今田ら、1980）、公共用水域水質測定結果（北海道保健環境部、1978-1997）を用いた。また、過去の記録については、田中館（1925）、五十嵐（1941）、徳井（1965）などから得た。支笏湖におけるヒメマスの漁獲数、放流数については、鮭鱒孵化放流数（北海道さけ・ますふ化場、1956a）、鮭鱒捕獲採卵数（北海道さけますふ化場、1956b）、三原・江口（1955）、嶋山（1991）から得た。降水量は「北海道の気象」（札幌管区気象台編、1971-1995）および札幌管区気象台の記録をもとにした。

基礎生産量測定とこれに付随する調査は1991～1993年に湖心部（図2）にて行った。

分析方法は表3に示した。クロロフィルaの測定はメチルアルコールで一昼夜抽出後、ターナー蛍光光度計で測定した。なお、同時に10 μ m、2 μ mのヌクレポアフィルターを用いてサイズ別のクロロフィルaを測定した。基礎生産は、¹³Cの取込量測定法によって行った。各水深（0、5、10、20、30、40、60m）から採水した試水1000mlにNaH¹³CO₃溶液（10mg ml⁻¹）を1ml加え、ポリカーボネート容器に入れ、それぞれの採水深度に垂下した。垂下場所は水深70-80mで日影にならない湖岸で行い、垂下時間は正午から翌日正午までの24時間とした。垂下後の試水はあらかじめ450℃で焼いたGF/F

表3 調査分析項目と分析方法

項目 (単位)	分析方法
水温 (°C)	デジタル温度計
水色	フォーレ水色計
透明度 (m)	25cmアクリル円板
溶存酸素 (mg l ⁻¹)	YSI DOメータ
pH	ガラス電極法
アンモニア態窒素 (mg l ⁻¹)	インドフェノール法
硝酸態窒素 (mg l ⁻¹)	銅・カドミウムカラム還元法 (FIA)
亜硝酸態窒素 (mg l ⁻¹)	ナフチルエチレンジアミン法 (FIA)
全窒素 (mg l ⁻¹)	アルカリ性過硫酸カリウム分解法 (FIA)
リン酸 (mg l ⁻¹)	モリブデンブルー法
全リン (mg l ⁻¹)	過硫酸カリウム分解モリブデンブルー法

ガラスファイバーろ紙上にろ過捕集し乾燥後保存した。¹³Cの分析はCO₂分析用赤外分光光度計（日本分光製）を用いて行った。無機炭素 (IC) は柳本製作所のTOC-8L全有機炭素測定装置により150℃での炭素量を測定した。

動物プランクトンの重量はNXX13プランクトンネット（口径30cm、メッシュ径95 μ m）を用い、水深60mから4回の垂直曳きを行い、その中に含まれている動物プランクトンの乾燥重量を求め、単位体積水量当たりの重量 (mg m⁻³) としてあらわした。

5. 支笏湖のヒメマス漁獲量変化

支笏湖のヒメマス漁獲量の長期的な変動を図6aに示した。ただし、ここに示した漁獲数は、毎年9月から10月にかけて、人工採卵をするために捕獲した成熟親魚の数であり、前述のように毎年夏の解禁によって釣られる数はこの中には入っていない。

この捕獲数の変動から、好不漁の変動が頻繁にみられるが、中でも1910年から1925年頃にかけてと、1962年から1976年頃にかけての二つの盛期があったことがうかがえる。特に、1960年代には年による大きな低落もなく、毎年2万尾から3万尾の漁獲が継続してみられ、過去にみられるような浮沈の変動とは異なっている。その後、1978年以降は年間1万尾に満たない漁獲量が続き、1985年以降の10年間では2000尾前後までに低下している。また、1975年春にヒメマスの尾にミズカビが付着して尾が腐れたような外観を示す「尾ぐ

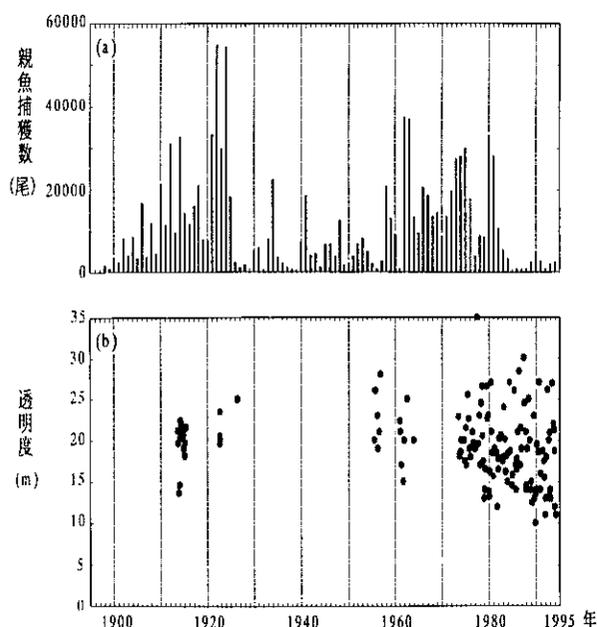


図6 支笏湖のヒメマス漁獲量変動と透明度の変動

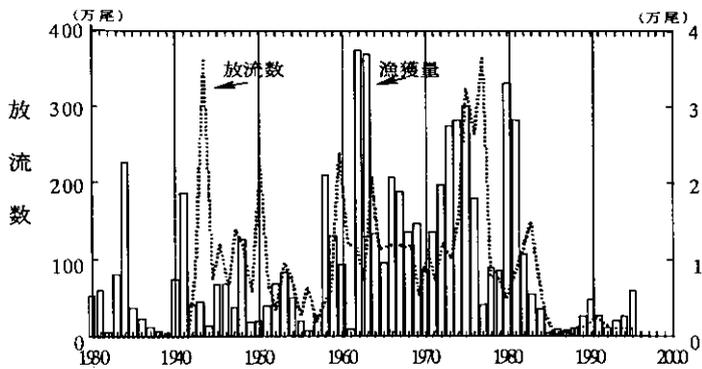


図7 支笏湖のヒメマス漁獲量変動と4年前の放流数の比較

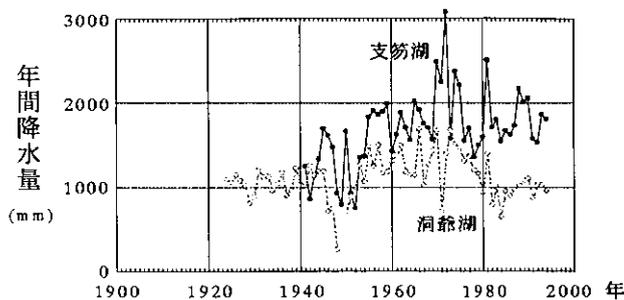


図8 支笏湖と洞爺湖の年降水量の変化

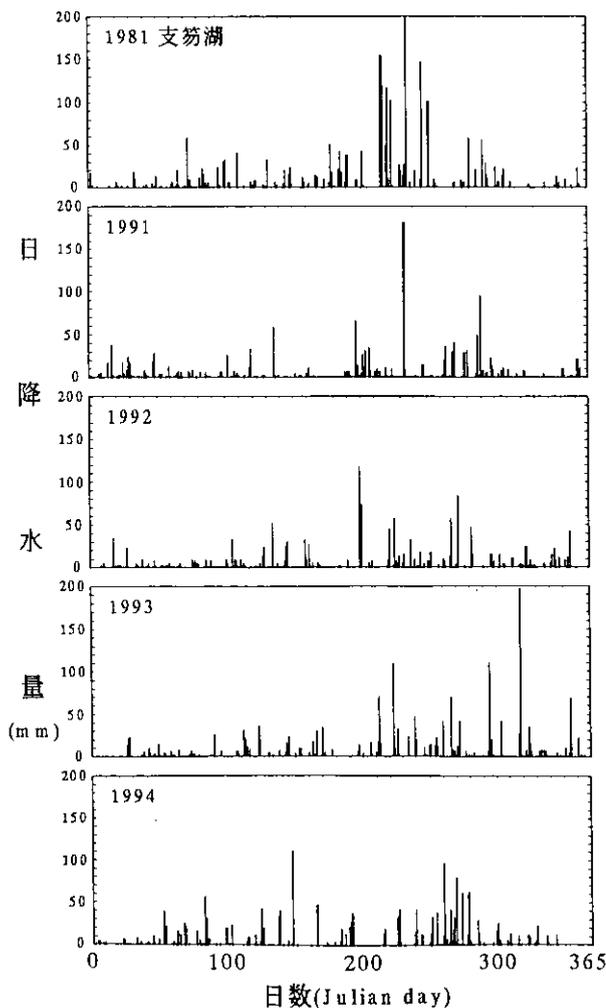


図9 支笏湖の日降水量の変化

され病」と呼ばれる魚が多数捕獲された。このため、1975年にはこれまでの釣りは禁漁となった。1976年から1978年にかけても再度期間が限定されて禁漁となり、1978～1981年は再び全面的に禁漁となった(秋庭, 1993)。1980、1981年に漁獲が多くみられるのは、この禁漁のため釣りによる減少がなく、その分が秋の漁獲に上乘せとなったためと考えられる。

ヒメマスは放流された稚魚が4年後に親魚となって回帰することから、ヒメマスの漁獲変動に、その4年前の放流数を重ねたものを図7に示した。1940年頃から1960年代にかけての放流数と漁獲数には相関がみられず、むしろ放流数が多いときには4年後の漁獲数が著しく低下する年が多い。しかし、1960年代から1979年代前半にかけては、100～200万尾の稚魚放流数に対しても漁獲数が大きく低下することなく維持されている。このように、同じ100万尾前後の稚魚が行われても、1940年頃と1960年頃では漁獲に大きな差が見られる。これは魚そのものの動態というよりも、湖沼環境の変化に依存していた結果と考えるべきで、1960年以降の十数年の間は、明らかに生物生産力をたかめ、1984年以降は生物生産力を低下させるそれぞれの原因があたつと考えるのが妥当と思われる。

6. 降水量の変化

支笏湖湖畔と洞爺湖湖畔で測定された年間降水量の変化を図8に示した。この結果、支笏湖の年平均降水量は約1800mmあるが、時によっては2500～3000mmを超えることもある。札幌市の年平均降水量は約1130mm(東京天文台編, 1997)であり、この値に比較すると約1.6倍の降水がある。中でも特徴的なのは日降水量が100mmを越すことが年間に数回観測され、多いときには、前述のように1993年の11月に200mmという降水があった(図9)。一時期に多量の降水があったことは過去にも観測され、1981年には支笏湖でも8月から9月にかけて日降水量が100mm以上の日が7日もあった(図9)。このとき洞爺湖や支笏湖で *Daphnia* が大量に増殖し透明度の低下もみられている(図6b)。

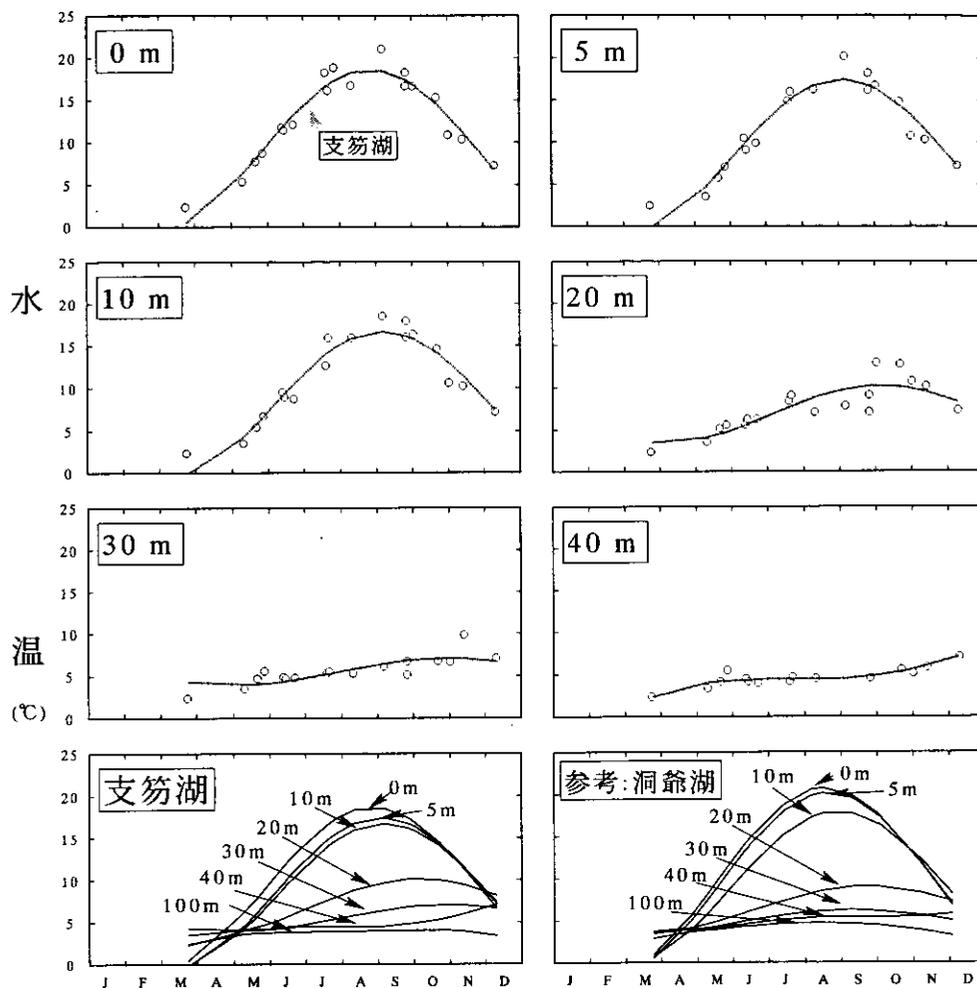


図10 支笏湖の水深別水温変化と3次近似式の当てはめ

しかし、*Daphnia*はいずれの湖沼でも2カ月前後で急速に減少していた。支笏湖では、このような一時的な多量の降水はときどき起こり、このことが一時的な動物プランクトンの増加の引き金になっていると考えられ、このことに言及された例は今まで見当たらない。

7. 透明度の長期変化

支笏湖での透明度測定は、比較的古くから行われており、この結果を図6bに示した。特に1913年に一度集中しており、この時期は北海道内の湖を利用した水産養殖が検討されていた時期で、他の湖沼でも調査が行われている。1960年代は支笏湖のヒメマス調査が集中した時期でもある。その後は公共用水域に指定されたことから、継続的な調査が行われている。この約80年間の透明度の変化は、季節的な変動があっても、おおむね20m前後に集中しており、長期的にも大きな変化

はみられない。透明度の季節変動については後述する。

支笏湖の周辺では湖岸道路の建設やホテルの増設などの開発も行われてきたが、湖水水質が大きく変化するような環境変化はみあたらず、清浄な環境が維持されているといえる。これまで最も高い透明度は、筆者らが1975年5月にポロピナイ沖で記録した38.5mと思われる(今田ら, 1980)。

表4 支笏湖の湖沼水質環境(1991~1993年)

透明度(平均)(m)	13.8-28.5 (19.4)
pH	7.0-7.4
PO ₄ (mg l ⁻¹)	<0.003
Total P (mg l ⁻¹)	<0.003
POP (mg l ⁻¹)	0.001
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0.02-0.04
Total N (mg l ⁻¹)	0.03-0.12
アルカリ度 (meq l ⁻¹)	0.80
無機炭素 (mg l ⁻¹)	10

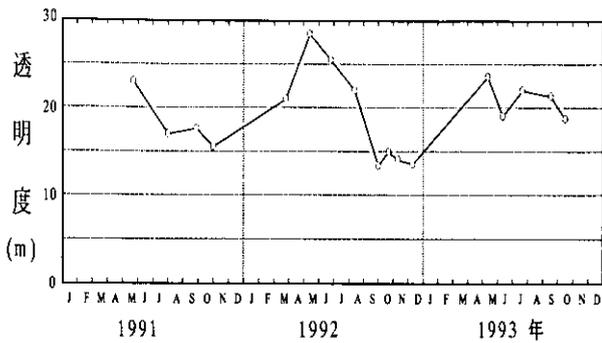


図11 湖心部 (Sta.1) における透明度の季節変化 (1991-1993の測定値)

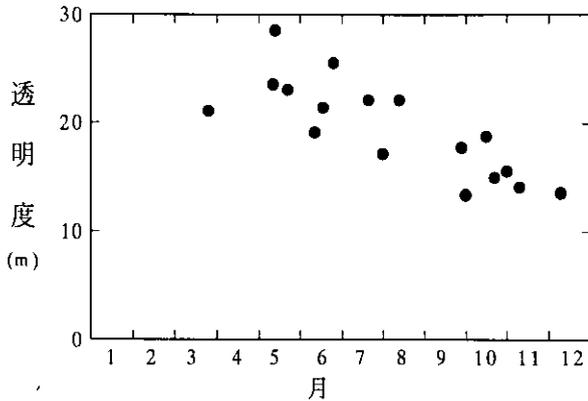


図12 湖心部 (Sta.1) における透明度の変化 (1991-1993年の測定値)

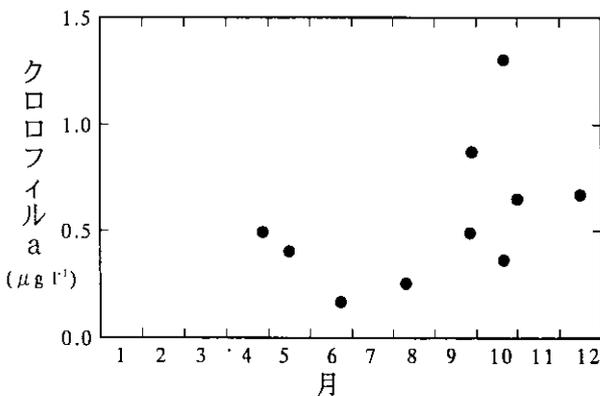


図13 湖心部 (Sta.1) におけるクロロフィルaの季節変化 (1991-1993年測定)

8. 調査結果

8-1. 水質

表4に支笏湖の水質を示した。また、水温変化を図10に示した。水深ごとの測定値を日にち順に並べ、これに3次式の近似式を当てはめて図示した。支笏湖では水温躍層は7月から10月にかけて発達し、水深10～20mに生じる。厳冬期には表面水温が2～3℃に低下し、逆成層がみられた。

支笏湖のCODは低く、平均値も0.7～0.5mg l⁻¹程度と、毎年の公共用水域水質調査結果でも、全国の湖沼で一、二を競う「きれいな」湖とされている。五十嵐(1941)が1932年の2、6、12月に、水深0、50、330mで行った測定でも、過マンガン酸カリ消費量が0.6～2.31mg l⁻¹であり、現在のCODに換算すると0.15～0.58mg l⁻¹の値となり、この数十年大きな変化はないと考えられる。

湖沼の富栄養化の指標とされる窒素、リンの値をみても極めて低く、NO₃-Nが0.03mg l⁻¹前後の低濃度で、全窒素も最大でも0.12mg l⁻¹の濃度であり、大部分は0.03～0.06mg l⁻¹程度の範囲で検出されている。リン酸や全リンは極めて低く測定限界以下である。また、これら窒素、リンの栄養塩類の垂直分布も60m前後の水深では濃度勾配もみられなかった。五十嵐(1941)の測定では、CODと同様な測定場所でP₂O₅として0.0044～0.019mg l⁻¹を測定している。これを筆者らの測定値に換算すると、<0.003～0.0129mg l⁻¹となるが、表層部分では現在の値とほとんど差が見られない。公共用水域水質測定結果でもリンの値は0.003mg l⁻¹以下であり、支笏湖は記録の残っている期間をとおして、現在の湖沼分類からすれば極貧栄養湖といえることができる。

透明度は、おおむね20mを中心にして15～30mの間で変動することが多く(図11)、これを季節ごとにみると、春に高く秋から冬にかけて低くなり(図12)、表層のクロロフィルa濃度は透明度に逆の相関で呼応するように、春に低く、秋季に高かった(図13)。

8-2. クロロフィルaと基礎生産量

図14は、支笏湖のクロロフィルaの測定結果をサイズ別、水深別にまとめたものである。図15には水深別の¹³C取り込みによる基礎生産量の変化を示した。支笏湖では、春季に大型のケイ藻である*Melosira*が優占するため、この影響がクロロフィルaのサイズ別の比率にも現れている。10μm以上のクロロフィルa比率が高く、それが夏期には底層に沈下してくる。しかし、この沈下した*Melosira*は¹³Cの取込には関与していない。秋以降はクロロフィルa濃度も高くなるが、このときは2μm以下や2～10μmの小型サイズのクロロフィルa比率が高くなっている。春季は光が底層まで透過するため、深くまで¹³Cの取込がみられる。しかし、夏以降

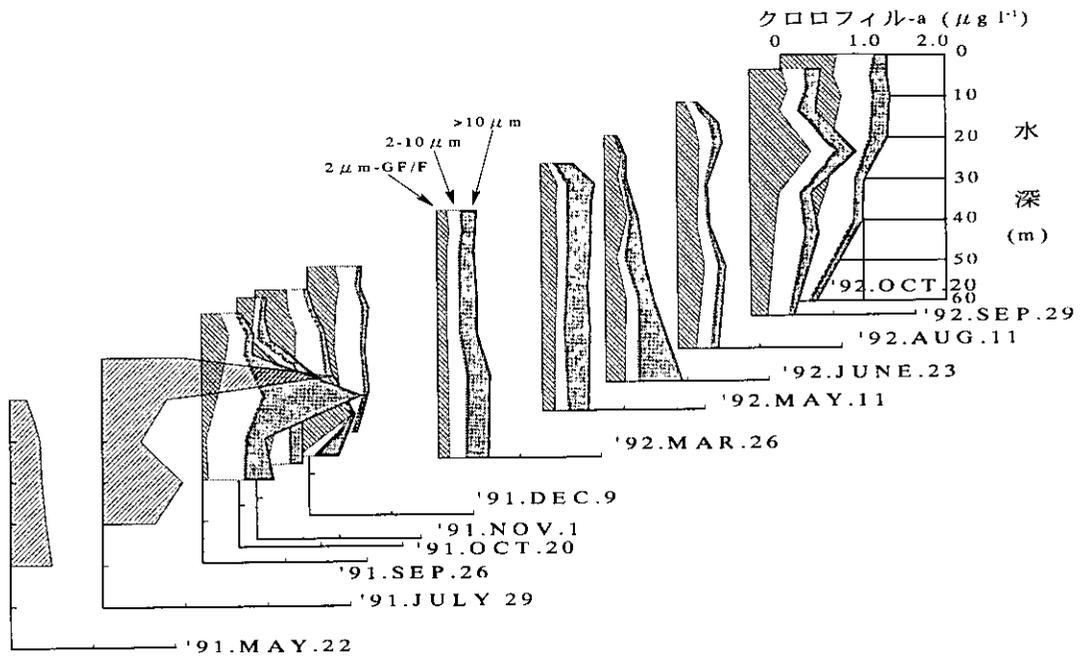


図 14 クロロフィル a のサイズ別、水深別、時期別濃度変化

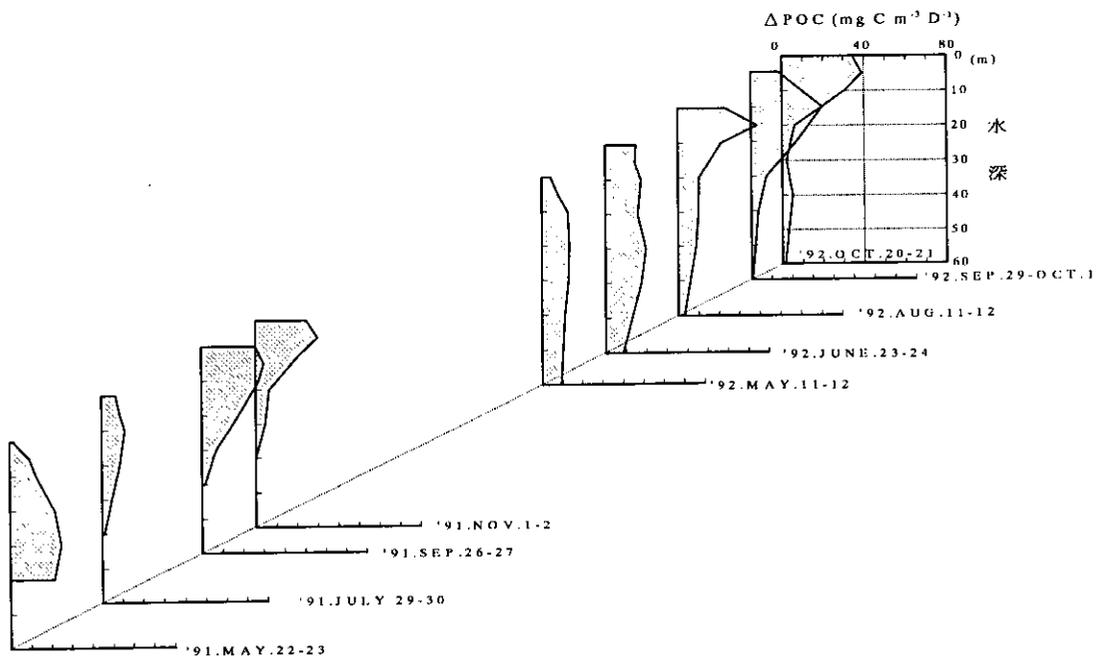


図 15 ^{13}C 取り込みによる時期別、水深別生産量の変化

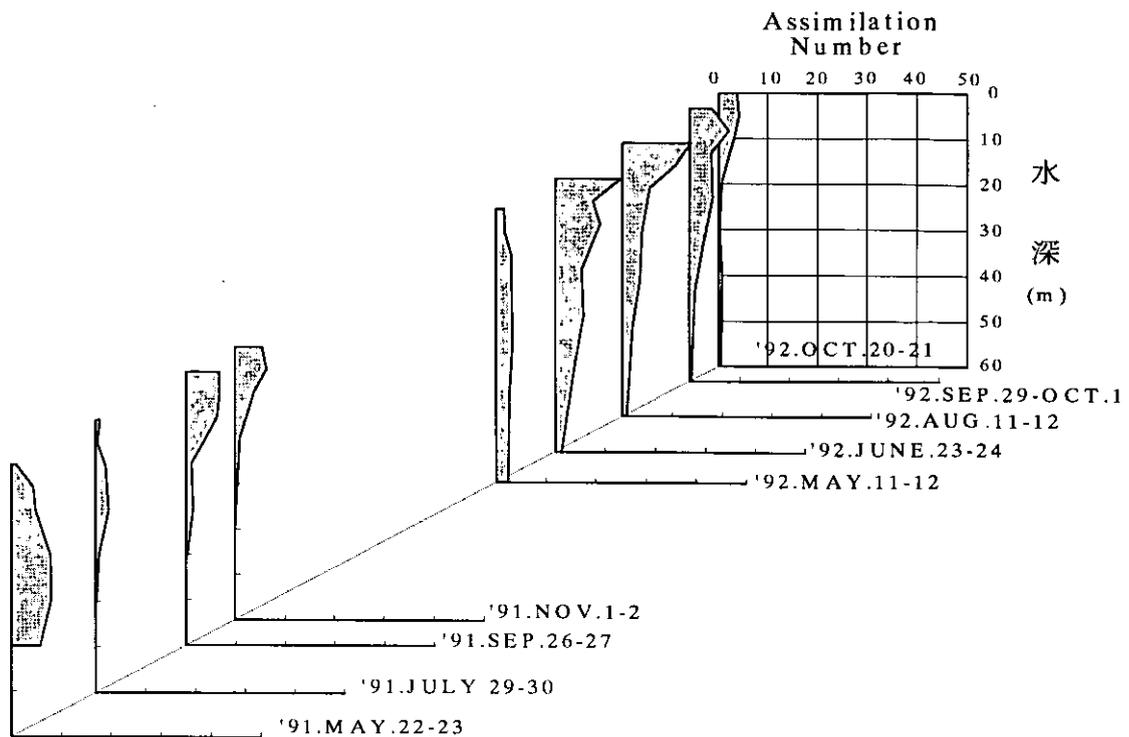


図16 水深別、時期別アシミレーションナンバーの変化

は徐々に光の透過が減少することなどから、 ^{13}C 取込は表層よりも5~10m層付近に極大を持ち、底層での取込はほとんど見られなくなる。

表層のクロロフィルaは $0.16 \sim 1.3 \mu g l^{-1}$ のあいだにあり、年間の最小値と最大値の間には約8倍の開きがあった。また、生産量の水柱あたりの値では $0.042 \sim 0.114 g C m^{-2} d^{-1}$ となり、春季の値が高く測定された。

図16には単位クロロフィルa量当たりの炭素の取り込み量の変化を水深毎に示した。この図からもわかるように、最も高い値でも5~10mの間にあり、表層から20m以浅で高く、水深が増すにつれ減少している。このことは、20~30m以深でクロロフィル濃度が高くても、生産に寄与する比率の低いことがうかがえる。

8-3. 動物プランクトンの重量

支笏湖に出現する動物プランクトンの優占種とその変動は Seki and Shimizu (1991) にまとめられている。これによると、優占種は *Acanthodiaputomus pacificus*、*Daphnia longispina*、*Bosmina longirostris* とされ、中でも *A. pacificus* と *D. longispina* は支笏湖のヒメマスの重要な餌料プランクトンとして知られている。1977年までは両種とも出現量が最大となる夏から秋にかけては、100~200mからの1回の垂直曳き採

集で $10^2 \sim 10^4$ 個採集されていた。しかし、*A. pacificus* は1978年以降その出現は極めてまれにしかみられなく、1985年以降には全く観測されていない。これにかわって *B. longirostris* が出現するようになり、現在の優占種となっている。田中 (1992) でも1973年の観測時には、*A. pacificus*、*B. longirostris* の出現を観測しているが、1987年には *B. longirostris* のみしか観測していない。いずれにしても支笏湖の動物プランクトンの優占種が変化したことは明らかで、筆者らの観測でも、動物プランクトンの現存量が極めて少ない状態が長く続いている。

1992~1993年に行ったネット採集プランクトンの乾燥重量の測定結果を図17に示した。支笏湖では春に *Melosira* の増殖がみられることは先に述べたが、この影響を受け、1992年の5、6、8月には重量が多くなっ

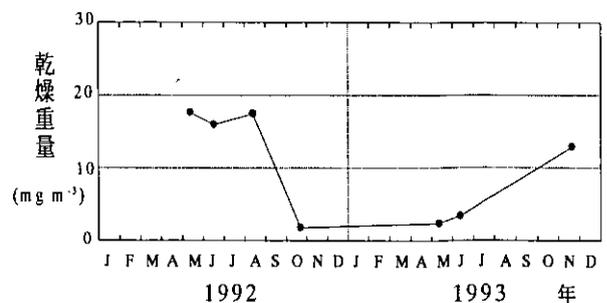


図17 NXX13ネット垂直曳き(0-60m)によるプランクトン乾燥重量変化

ている。しかし、その後 *Melosira* が沈降したあとの動物プランクトン量は極めて少なく、 1mg m^{-3} 前後の値となっていた。

水温の上昇期は魚の成長期にもあたり、夏季に動物プランクトンが増加することは魚の成長、放流稚魚の生残による影響を与えていると推測されるが、支笏湖ではこのような夏季に動物プランクトンが増加していなかった。このことは、放流稚魚の成長や生残にも悪影響を与えると考えられる。例年、支笏湖では秋に動物プランクトンも増加してくる傾向があるが、年によってその程度に差がみられる。1993年の冬に *Daphnia* が出現して重量が増加しているが、この年の秋、支笏湖に日降水量が200mmを越す降雨があったことが原因と考えられ、一時的な現象であろう。

9. 考察

支笏湖にヒメマスが移植され100年以上を経過した。この間透明度のような水質条件には大きな変化がみられていない。しかし、漁業生産量が現在からみると数倍から十倍高い時期があったが、これまでの報告ではなぜ支笏湖でこのような現象が起こったかは述べられていない。生物生産を高めたなんらかの条件があったものと考え、これまでの調査結果をもとに推測を試みた。

すでにカナダでは貧栄養湖に対して、人為的に窒素、リンの添加を行い、湖沼の生産力を高めることに成功している (LaBrasse et al., 1987; Stockner and Shortreed, 1985; Stockner, 1987)。また、湖の漁業生産は湖沼の基礎生産に関係が深いことも報告されている (Downing et al., 1990)。これらのことから、基礎生産を高める要因として、低濃度でも継続的な栄養塩の添加が効果あり、特に貧栄養湖ではリンの添加が有効であることが認められている。

支笏湖では多量の降水が一時的に栄養塩の供給源ともなり、外部からの栄養塩負荷が基礎生産を上昇させ、二次生産の増加に寄与することは当然のことと考えられる。1955年頃から日本は高度成長経済期に入り、とくに1960年頃からは国内でも旅行ブームと言われようになり、観光地に訪れる人数も増加の一途をたどっている (図5)。当然観光地の収容人数も急速に増加して

きた。期を同じくして、リンを20%程度含んだ中性洗剤の使用も急速に増加している。この時期は勿論排水処理はされず、排水は全て湖水に注がれていた。しかも、支笏湖では水面下2~3mの所に排水口があり、この附近から下の層は基礎生産も高い場所である。汚水は一時的なものではなく、常に高濃度のリンと窒素を含んで流入しているため、基礎生産量は持続的に高められたと考えられる。筆者らが1973年に行った調査結果では、8、10月に湖畔を流れる下水道で採水したときには PO_4 で2.4、3.7 mg l^{-1} 、全リンで3.6、4.1 mg l^{-1} であり、最大流入量のある美笛川の値は PO_4 で0.007、0.001 mg l^{-1} 、全リンで0.014、0.018 mg l^{-1} でその比率は300倍近く下水が高かった (今田, 未発表)。1983年支笏湖には公共下水道が敷かれ、排水は湖内に入らなくなった時を境に、ヒメマス資源は減少し現在に至っている。下水道の日間処理量は1100 m^3 とされているので (公共投資ジャーナル社編, 1991)、3 mg l^{-1} の PO_4 が混入していると、美笛川の月間水量 $9.9 \times 10^6\text{m}^3$ に含まれる PO_4 を0.007 mg l^{-1} としても、下水によって供給されたリンの方が多くなる。これは、美笛川と同等もしくはそれ以上の水量の河川がもう一本流入していることと同じになる。これらのことから、支笏湖で1960年頃から漁獲量が増加した大きな原因は、旅館からの排水が恒常的な栄養供給になり、基礎生産をたかめ、ひいては二次生産を引き上げ、漁獲量の増加につながったと推測される。

一方、1920年代前半にはこのような現象がないにもかかわらずヒメマスの漁獲が多い時期がみられるが、この原因はちょうどこの頃、降水が多かったことによるものと推測される。気象庁編 (1989) の異常気象レポート '89によると1920年を中心として前後5年程は北日本の年降水量が現在に比べて200mm程度高いとされている。また、徳井 (1965) の報告では1911年からの年降水量の記録があるが、ここからははっきりとした傾向はつかめないものの、降水の多い年がみられる。また、日降水の多い日が繰り返されても影響が異なるので、年による漁獲変動が大きかったものと考えられる。

支笏湖では1960年代に入ると、100万尾前後の稚魚放流が行われ、前述のように、1978年以降それまで優占種であった動物プランクトンの *A. pacificus* が姿を消

10. 引用文献

した。これに先立つ1975、1976年には約300万尾という大量の稚魚放流が行われている。このような湖の生産力を越えた稚魚放流が、結果として大幅な資源減少を招き、かつ湖沼の生物環境の変化を起こさせたと推測される。支笏湖の生物生産サイクルが、湖沼の内部要因に依存し、かつ生物そのものの動態によって維持されるなら、大量の稚魚放流があってもヒメマス資源は魚体の矮小などの変化を伴いながらも維持されたであろうし、動物プランクトン種の消滅ということもなかったであろう。このことから、支笏湖の生物生産が外部要因に依存していた部分も大きかったことを推測させる。支笏湖の環境変化はほとんどが目に見えず、測定が不可能であったことも事実であり、資源管理をする立場の人に湖沼の状況が把握されていなかったともいえる。しかし、すでに当時の知識として、水域の生産が流入河川からの栄養塩供給によることが大きいといわれていたことから(小泉, 1971)、環境理解が必ずしも十分ではなかったといわざるをえない。

支笏湖では過去2回施肥試験が行われており、1927～1929年には硫酸1125kg、過リン酸石灰2625kg、1953～1954年には硫酸1875kg、過リン酸石灰375kgが河川を通して散布されている。いずれも効果があったとされているが、カナダで行われている施肥に比べても極端に少ない量であり、その効果は疑問である。支笏湖では降水量の多寡によっても動物プランクトン量が変動することから、降水に関しての検討が併せて行われていなければ、施肥の効果を明らかにすることはできないと思われる。

今後、どのように湖沼環境を理解し、漁業資源管理をするべきか。貧栄養湖では生産の制限因子であるリンの値も極めて低く、測定が困難なことが多い。しかし、降雨によって生産が上がることからみても、わずかな栄養塩でも利用されるスピードや利用結果の反応を的確につかめるような調査が望まれる。そのためにも、基礎生産の測定は有効であり、一次生産と二次生産をつなぐ生物生産過程に注目し、研究を行う必要を感じている。

- 秋庭鉄之(1993):千歳と姫鱒.千歳ヒメマス記念事業実行委員会, P121.
- Downing, J. A., C. Plante and S. Lalond (1990): Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1929-1936.
- 江口 弘・黒萩 尚・吉住喜好・佐々木正三(1954):支笏湖施肥試験(予報).北海道水産孵化場試験報告, 9: 161-176.
- 北海道(1985):酸性雨調査(陸水影響調査).昭和59年度環境庁委託業務報告書, pp6-19.
- 北海道保健環境部(1978-1997):公共用水域水質測定結果(1977-1995).
- 北海道公害防止研究所(1990):北海道の湖沼(支笏湖).北海道公害防止研究所, pp167-170.
- 北海道さけますふ化場(1956a):鮭鱒孵化放流数. pp73-74.札幌.
- 北海道さけますふ化場(1956b):鮭鱒捕獲採卵数. pp125.札幌.
- 五十嵐彦仁(1939):支笏湖に於ける施肥試験の効果.北水試旬報, 412: 4-6.
- 五十嵐彦仁(1941):北海道に於ける湖沼水質の化学的特性及びプランクトン.北海道水産試験場(北水誌旬報 478-489別綴). 1-88.
- 石田昭夫(1974):支笏湖の甲殻類プランクトンの生息数.1971-1973年の観察結果.北海道さけ・ますふ化場研究報告, 28: 27-31.
- 石田昭夫(1978):支笏湖の甲殻類プランクトンの生息数.1974-1977年の観察結果(短報).北海道さけ・ますふ化場研究報告, 32: 57-60.
- 石田昭夫(1982):支笏湖の底生性枝角類および橈脚類. 36: 75-78.
- 石川 博(1962):支笏湖産姫鱒の命名について.魚と卵, 13(4): 13.
- 石川俊夫(1961):支笏湖周辺の地質.林, 5月号, 北海道林務部.
- 今田和史・伊藤富子・吉住喜好・栗倉輝彦・米川年三(1980):支笏湖の透明度、CODおよび数種溶存イオンの変動(1973-1979).北海道立水産孵化場研究報告, 35: 21-34.
- 帰山雅秀(1991):支笏湖に生息する湖沼型ベニザケの個体群動態.北海道さけ・ますふ化場研究報告, 45: 1-24.
- 環境庁自然保護局(1974):国立公園湖沼水質調査報告書第3集. p1-248.
- 環境庁自然保護局編(1995):日本の湖沼Ⅱ. p15.自然環境研究センター, 東京.
- 気象庁編(1989):異常気象レポート'89. pp11.大蔵省印刷局, 東京.
- 小泉清明(1971):川と湖の生態. pp36-43.共立出版, 東京.
- 公共投資ジャーナル社編集部(1991):下水処理場ガイド 上巻東日本地域. p83.公共投資ジャーナル社, 東京.
- 黒萩 尚(1958):北海道支笏湖におけるプランクトンの出現状況の経年変動に関する研究(1)(昭和27年5月から昭和32年6月までの沖定点におけるプランクトンの遷移状況について).北海道さけ・ますふ化場研

- 究報告, 12 : 97-110.
- 黒萩 尚・佐々木正三 (1959) : 北海道支笏湖における動物プランクトンの垂直分布の季節変化. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 13 : 51-55.
- 黒萩 尚・佐々木正三 (1961) : 支笏湖ヒメマスの生態調査 I 昭和31年の異常成熟魚の多数出現について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 16 : 137-143.
- 黒萩 尚・佐々木正三 (1964) : 支笏湖ヒメマスの生態調査 II 成魚の鱗相についての2, 3の観察結果. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 18 : 91-111.
- 黒萩 尚 (1965) : 支笏湖ヒメマスの生態調査 III 1949-1951年の成魚の鱗相と年齢について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 19 : 61-74.
- 黒萩 尚・佐々木正三 (1966) : 支笏湖ヒメマスの生態調査 VI 1952-1965年の成魚の鱗相と年齢. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 20 : 119-142.
- LaBrasseu, R., C. D. McAllister, W. E. Brraclough, O. D. Kennedy, J. Manzer, D. Robinson and K. Stephens (1987) : Enhancement of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) by lake fertilization in Great Central Lake : summary report. J. Fish. Res. Board Can., 35 : 1580-1596.
- 真山 紘 (1978) : 支笏湖におけるヒメマスの食性について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 32 : 49-56.
- 三原健夫・江口 弘 (1955) : 明治32年(1899)年より昭和30(1955)年に至る支笏湖姫鱒親魚(*Oncorhynchus nerka*)の体長、体重、肥満度の出現並びにその変動に対する一考察. 北海道水産ふ化場試験報告, 10 : 83-104.
- 三原健夫・江口 弘 (1956) : 明治37年より昭和29年に至る支笏湖水温の変動についての資料. 魚と卵, 7(4) : 24-27.
- 三原健夫・江口 弘 (1957) : 明治32年(1899)年より昭和30(1955)年に至る支笏湖姫鱒親魚(*Oncorhynchus nerka*)の各年次に於ける平均体重と平均採卵数について. 北海道水産ふ化場試験報告, 12 : 1-6.
- 元田 茂 (1950) : 北海道湖沼誌. 北海道水産ふ化場試験報告, 5(1) : 20-27.
- 札幌管区気象台編 (1971-1995) : 北海道の気象. 15巻-39巻. 日本気象協会北海道本部支部, 札幌.
- Seki J. and I. Shimizu (1991) : Characteristics of an oligotrophic lake in Hokkaido-II Annual and seasonal variations in the biomass of zooplankton. Proceedings of symposium on "Limnological comparison of characteristics of water quality in Chinese and Japanese lakes." 149-151.
- Shimizu, I. and J. Seki (1991) : Characteristics of an oligotrophic lake in Hokkaido-I. Chemical characteristics of Lake Shikotu. Proceedings of symposium on "Limnological comparison of characteristics of water quality in Chinese and Japanese lakes." 141-147.
- Stockner, J. G. and K. R. S. Shortreed (1985) : Whole-lake fertilization experiments in coastal British Columbia lakes : empirical relationships between nutrient inputs and phytoplankton biomass and production. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42 : 649-658.
- Stockner, J. G. (1987) : Lake fertilization : The enrichment cycle and lake sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) production. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 96 : 198-215.
- 田中館秀三 (1925) : 北海道火山湖研究概報 (支笏湖). pp42-74.
- 田中正明 (1992) : 日本湖沼誌 (支笏湖). pp167-171. 名古屋大学出版会, 名古屋.
- 徳井利信 (1960) : ヒメマスの研究 III 支笏湖におけるヒメマス産卵群の変動について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 15 : 7-16.
- 徳井利信 (1961) : ヒメマスの研究 IV 支笏湖におけるヒメマス産卵回遊について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 16 : 127-136.
- 徳井利信 (1964) : ヒメマスの研究 V 日本におけるヒメマスの移植. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 18 : 73-90.
- 徳井利信 (1965) : 支笏湖の物理的ならびに化学的性質. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 19 : 49-59.
- 徳井利信 (1970) : ヒメマスの研究 VI 1962年に支笏湖から降下移動したヒメマスについて. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 24 : 1-8.
- 東京天文台編 (1997) : 理科年表 平成10年版. pp210. 丸善, 東京.
- 上野益三 (1977) : 陸水学史. pp38. 培風館, 東京.

洞爺湖の水質環境と漁業の変遷

今田和史

北海道立水産孵化場 (〒061-1433 北海道恵庭市北柏木町3丁目373)

Changes in the Fishery and Lake Environmental Conditions in Lake Toya

Kazushi Imada

Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan

1. はじめに

洞爺湖は支笏湖とともに支笏・洞爺国立公園内にある不凍湖である。湖の中央には大小3つの島からなる中島があり、四季折々に色を染めながら湖水にその姿を写している。洞爺湖の奥手には、えぞ富士と呼ばれる羊蹄山を望み、周辺一体となって風光明媚な湖であることから、年間に訪れる観光客は400万人を超える(北海道, 1994)。北海道内で湖を持つ観光地の中では、最も観光客の入り込み数が多い。

洞爺湖の湖沼観測は、1902年海軍水路部による測深にはじまる(元田, 1950)とされ、これより先1894年にはヒメマス(*Oncorhynchus nerka*)の卵1万粒が阿寒湖より壮瞥村に持ち込まれている。ただ、この時のヒメマス卵から稚魚を得て湖に放流されたか否かについては定かでない。その後1919年までに7回にわたり卵の移入が行なわれ(大野・安藤, 1932)、1921年には孵化施設も設けられ、洞爺湖産のヒメマスから卵を採るまでになった(高安・近藤, 1934)。このため、1917年に虻田、有珠の両漁業協同組合を設立し、ヒメマスの孵化事業に乗り出し、事業の発展により1924年には洞爺湖漁業協同組合となり、現在に至っている。

洞爺湖は支笏湖と異なり漁業協同組合によって孵化事業が行われており、漁業権も設定されている。明治後期以降、農商務省水産局が湖沼での養殖事業を奨励していたことから(田中, 1911a)、1926年には霞ヶ浦からワカサギも移植され、1929年にはサクラマス稚魚の放流の記録も残っている(大野・安藤, 1932)。

最近では穏やかで透明感のある湖となっており、何ともなかったかのような印象を受けるが、洞爺湖は

北海道内にある他の多くの湖沼とは異なり、鉾山排水の流入による酸性化や有珠山噴火の際の多量の降灰など、人為的にも自然の変化でも大きな影響を受けてきた湖である。変貌の歴史の始まりは、北海道で最も重工業が栄えた室蘭地区に電力を供給する必要に迫られ、洞爺湖を水がめとして利用しようと考えられたことからである。支笏湖で「チップ釣り」が最も賑わいをみせたころ、洞爺湖ではヒメマスや他の生物も棲めないほどの、瀕死の酸性湖沼となっていた。

本報告では、酸性化の原因やその後の中性化の過程と、噴火時の影響とその間の生物相の変化や環境の変化について整理した。このほかに筆者らが支笏湖と同様に行った基礎生産の測定結果や現在の環境条件についてもまとめた。

2. 研究の歴史

北海道の湖沼が水産増殖の場としての利用が先行していたことは前述のとおりであるが(今田, 2000)、北海道水産試験場では、水産経営の基礎とするため、北海道内各地の湖沼調査を行なっている。これらの結果は従来の水産試験報告にみられた湖沼調査のイメージを破る学術的な内容との評価があり(上野, 1977)、洞爺湖についての報告(高安・近藤, 1934)は、湖水水質、河川水質、生物相など広い範囲での調査結果がまとめられており、洞爺湖の研究にとって極めて重要な記録である。これに先立ち、田中(1906, 1911b)による観測や、田中館(1925)による洞爺湖の成因、周辺地質、水質環境の報告や、田中館(1940)、五十嵐(1941)、元田(1950)による洞爺湖の水質やプランクトンの報告が

ある。

洞爺湖で湖沼調査が頻繁に行われるようになったのは、1965年以降である。そのきっかけとなったのは、湖水の酸性化というこれまで経験をしたことがない環境変化により、ヒメマス（ヒメマス）の成育不良と漁獲量の減少を憂い、対策を求めた陳情書が1965年7月に洞爺湖漁業組合から北海道知事あてに寄せられたことによる。また、1964年8月には北海道新聞の「緑は泣いている」というシリーズの中にも酸性化の状態が取り上げられている。この時期を境にその後約10年の間に多くの調査報告が集中することになる。水産の側から見た湖水環境や生物の変化（江口・黒萩，1966；川村，1969；川村・田口，1970；元田ら，1967，1968，1969，1971；西村ら，1969）や、鉾山からの酸性物質の流入量の見積もり、中和処理の経過などもまとめられた（後藤ら，1968abcd，1970，1971；佐々木ら，1976）。1972年からは酸性の放流水は中和処理がなされ、徐々に湖水は中性化してゆく（今田ら，1988）。洞爺湖も1973年以降公共用水域に指定され、水質測定が開始された（北海道保健環境部，1978-1997）。これに先立つ1973年には国立公園内の湖沼調査の一つとしての調査結果もある（環境庁自然保護局，1974）。

1977年8月7日に有珠山の噴火によって洞爺湖の湖面に大量の火山灰が降り注いだ。この時の水質変化や生物の変化については記録されている（北海道立水産孵化場，1981）。洞爺湖の水収支や静振、泥流の拡散など、物理的な研究も多い（浦野，1987；中尾ら，1982；小泊，1978）。また、田中（1992）はプランクトンを中心に洞爺湖について広くとりまとめている。ほかにも調査報告書類は相当数に上るがここでは省略した。

最近になり、洞爺湖の環境と生物を科学的に見直す

うということから、北海道大学水産学部付属の洞爺湖臨湖実験所が中心となって研究会が組織された。こうした中で、プランクトンの生産量（Makino *et al.*, 1996）や、洞爺湖のヒメマスの成長過程と種間関係や湖沼環境とのかかわりについてまとめられ（坂野，1999）、ヒメマスの行動様式をテレメトリーによる解析研究（Ueda *et al.*, 1998）も行われるようになってきており、今後の研究の蓄積とその成果が期待されている。

3. 洞爺湖とその周辺環境

3-1. 湖の概要

洞爺湖は、支笏洞爺国立公園内にあり、国内で6番目の大きさと深さの大カルデラ湖である。湖沼型は貧栄養湖とされ（東京天文台編，1997）、水面標高はわずか84mで、山間の標高の高いところに多い貧栄養湖の中では低地にある。洞爺湖は海にも近く噴火湾沿岸までの最短距離がわずか4kmの距離にある。噴火湾岸は降雪量も少なく、湖面標高も低いことから、洞爺湖周辺は一年を通し気候温暖で、支笏湖とともに、北限の不凍湖として知られている。洞爺湖は、虻田町、洞爺村、壮瞥町の3町村の行政区域に入っており、町界は中島の頂上から三方に分かれている。

洞爺湖の成因について田中館（1925）は、支笏湖、洞爺湖、噴火湾の3つに共通する陥没形態から次のように推測している。第三紀末には洞爺湖地方は海底にあり、その後隆起して台地が形成された。現在洞爺湖に流入している財田川（たからだがわ、幌別川とも呼ばれる）はこのころに発達して台地を流下して噴火湾に注いでいた。その後、この台地が円形に陥没して洞爺湖が生じ、陥没の際に周辺盆地を不規則にし、有珠火山や洞爺湖の中島火山群の噴出によって現在の形ができた。洞爺湖ができたのは第四紀更新生の火山活動とされている（浦野，1987）。陥没によって生じた地下の

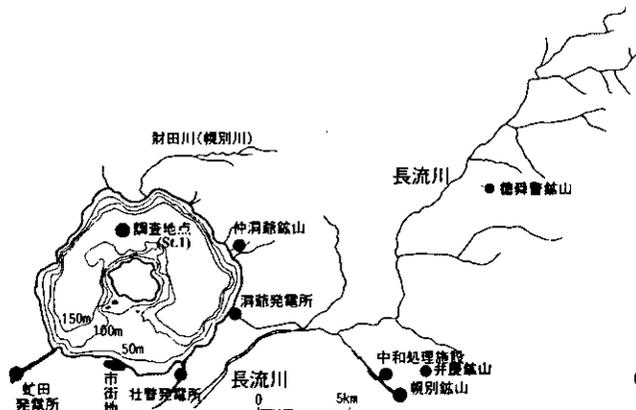


図1 洞爺湖の等深図と流入河川

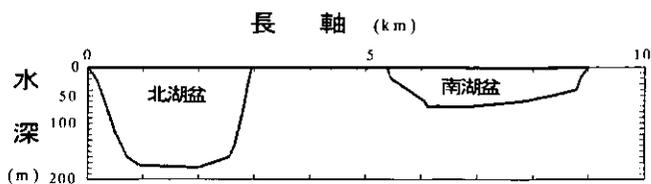


図2 洞爺湖の長軸の湖盆断面図

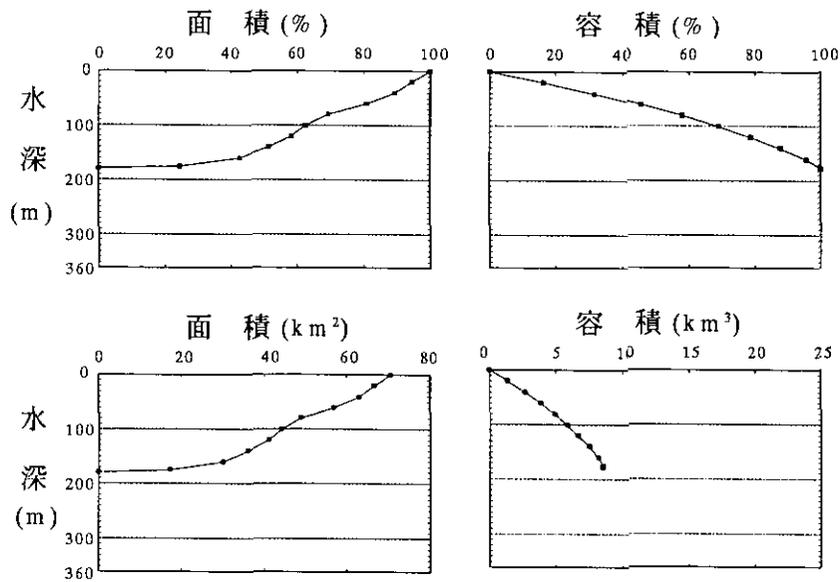


図3 洞爺湖の水深-面積曲線および水深-容積曲線

不均衡な状態は今でも終焉せず有珠山の火山活動を続けている。小嶋(1994)によると、洞爺湖を取り巻く火砕流台地は約10万年前の洞爺カルデラの大爆発によって形成されたとされている。また、このような火山灰土壌は用水の確保が困難なうえに漏水が激しく水田には不向きであり、大部分が畑作地帯として運命づけられていた、と述べられている。

洞爺湖の等深線を加えた湖沼地図を図1に示し、長軸に沿った湖盆形態を図2に示した。また、図3には洞爺湖の水深-面積曲線、水深-容積曲線を示した。洞爺湖中央には3つの島からなる中島群があり、南側湖盆は浅く、北側湖盆に最深部を持っている。これらの図から、北湖盆では支笏湖のように急速に水深が深くなるが、南湖盆は浅く緩やかに水深を増している。

洞爺湖の流入河川は大小数河川あるが、水量も多くて代表的な自然河川は財田川のみと考えてさしつかえない。他の河川はせいぜい2~3kmの小河川で水量も少ない。このほかに流入水量の大きなものは、長流川を堰止めた久保内ダムから導水されている洞爺発電所の発電用水で、水量は月当たり $40 \times 10^6 \text{ m}^3$ であり、洞爺発電所と財田川の水量比率は40:2である(北海道, 1985)。

洞爺湖の流出湖水は、ほぼ全量が利用されているとあってよく、 $0.01 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ の水量が虻田町の水道水源として、 $0.84 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ の水量が壮瞥発電所を通過して壮瞥川から長流川に流出し、さらに $20.24 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ の取水が

表1 洞爺湖の諸元(北海道公害防止研究所, 1990)

位置	北緯 42° 36′ 東経140° 51′
標高 (m)	84
表面積 (km ²)	70.4
表面積 : 集水域面積比 *	1:5.5
湖沼容積 (km ³)	8.2
周囲長 (km)	35.9
最大水深 (m)	179
滞留時間 (年)	9
補償深度 * (m)	25.7-65.0 (平均 42.7)
結氷期	なし
観光客入込数 (百万人)	423
宿泊客 (万人)	94
定住人口 (人)	7000

* 著者測定

虻田発電所を通過し直接噴火湾へ流出している(環境庁自然保護局, 1974)。表1には洞爺湖の諸元をまとめた。

3-2. 湖沼周辺の利用状況

洞爺湖周辺の環境条件は、西村ら(1969)、環境庁自然保護局(1974)、北海道公害防止研究所(1990)にまとめられている。当時と異なった点では、過疎化による人口の流出や温泉街のホテルの大型化による収容客数の増加などがあげられるが、筆者らが20数年来調査に出かけていても、湖沼周辺の環境には特に大きな変化はないようにみられる。温泉街と対岸の洞爺村に一部平坦地があるものの、湖岸の20%以上は傾斜地である。湖岸には原始林の繁茂する地区も広くある一方、温暖な気候を利用して壮瞥町や洞爺村地区では農地や果樹

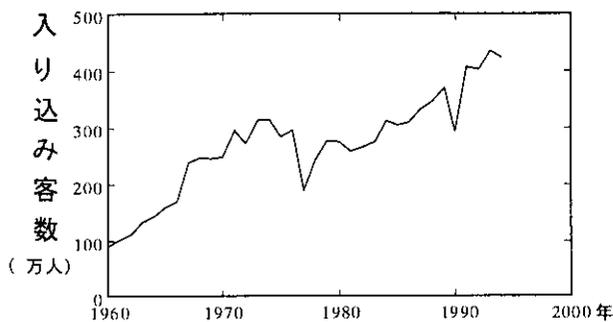


図4 洞爺湖温泉への観光客入り込み数の変化

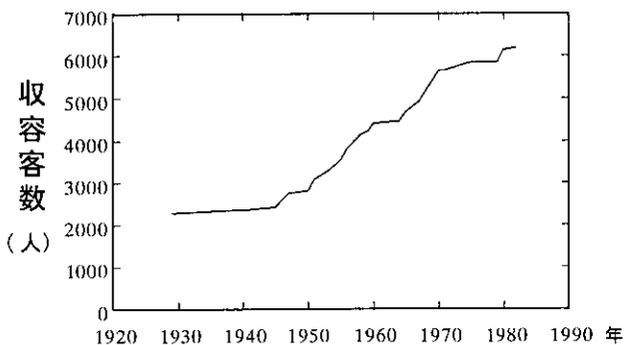


図5 洞爺湖温泉街の収容客数の伸び (虻田町史(1983)より作成)

園として利用される部分も多く、3町村の耕地面積は総面積の約10%にあたる。このような周辺の利用形態は、特に北海道内の国立公園内にある湖としては稀なほど人間生活が湖岸近くに及んでいる。

洞爺湖温泉の観光客の入り込み(北海道, 1994)傾向をみるとほぼ右肩上がりの傾向にあり(図4)、湖畔のホテル、旅館の増設による収容客数(虻田町史編集委員会, 1983)の伸びも同じ傾向にある(図5)。途中1977年の有珠山噴火により温泉街の利用ができなくなり、この年とその後何年かは客数が落ち込んでいたが、最近になって400万人を超える客数となっている。洞爺湖の下水道の供用は支笏湖より少し遅れて1987年からとなっている。

3-3. 洞爺湖周辺の鉱山とその経緯

洞爺湖周辺には4つの鉱山と3つの発電所があり、その位置関係は図1に示すとおりである。洞爺湖の水は東岸の流出河川である壮瞥川を経て長流川に流出していたが、1920年に室蘭製鋼所への電力供給のため流出口に壮瞥発電所が建設された。酸性水の混入していた長流川水系は、湖からは独立した別水系であった。新たな水力発電施設を作るため、長流川と貫気別川の両河川の水量を湖内に導き、洞爺湖を貯水池として用い

る計画が古くからあった(高安・近藤, 1934)。1939年計画が現実となり、東岸ポロトに現在の洞爺発電所が建設され、長流川上流部の久保内ダムでせきとめられた水が発電用水として洞爺湖に流入した。さらには洪水防止の排水溝をとおして長流川の溢水も全量洞爺湖に流入するようになった(佐々木ら, 1976)。洞爺湖周辺の鉱山は現在はずべて閉山されているが、鉱山と湖との係わりは深くその経過は以下のとおりである(今田ら, 1988)。

硫黄鉱山(のちの北海道硫黄幌別鉱山)は1902年頃から採掘が始められ、1916年には国内第一の硫黄産出量を誇っていた(五十嵐, 1946)。この鉱山から捨てられた製練残灰によって長流川の下流部にあった鮭鱒孵化場に影響を与えており、すでに弁慶川は強酸性の濁った状態であった(高安・近藤, 1934)。この幌別鉱山は1973年6月に閉山したが、この1年前の1972年から排水の中和処理が行われている(佐々木ら, 1976)。現在は炭酸カルシウムと消石灰による2段階処理により、pH1.7の原水毎分4~4.5tをpH7.0の中性水として排水されている(鉱害防止事業の概要 北海道・壮瞥町)。

徳舜瞥鉱山は1940年から褐鉄鉱の採掘を行っていたが、1955年からは硫化鉄鉱の採掘に変わった。ここからの排水は支流の紫明川と無名川を通して、長流川に合流している。その地点は幌別鉱山の排水が流入するよりさらに上流部であり、1965年の合流点での調査ではpH3.5を記録している(江口・黒萩, 1966)。徳舜瞥鉱山は1971年に閉山し坑道は密閉されたが、1975年の測定ではpH2.5の坑内排水が毎分2t程度流出していた(佐々木ら, 1976)。その後の調査では、徳舜瞥鉱山の排水が流入したあとの長流川本流(大成橋)でpH6.4を測定している(北海道, 1985)。

弁景鉱山は1970年に開発されたが、操業は約3年と短く1972年には閉山し、汚染の影響は無いとされている(佐々木ら, 1976)。

仲洞爺鉱山は1955年から採掘が始められ1969年に閉山している。沈殿池からオーバーフローした排水はpH3.0で現在でも湖内に毎分4~5t流入し、流入河川の近辺の湖岸では石に水酸化鉄が付着し茶褐色となっている(今田, 1986)。

上記の鉱山の中でも、幌別鉱山からの排水が混入し

た長流川の水を湖内に導入した場合、導入後の湖水水質の変化と漁業上への影響は十分懸念されていた(田中館, 1940)。また、排水の流入が始まる前に、高安(1939)が長流川を切替えて洞爺湖に注入した場合、19年余で固有水と置換されるだろうと警告したのを引用しており(江口・黒萩, 1966)、また五十嵐(1946)もほぼ同じく21.5年で湖水が交換されると予測していた。このように、長流川の導水によって強酸性水が洞爺湖に流入するという大きな問題を含んでいた。しかし、計画の際には環境変化が危惧されていたにもかかわらず、流入から約25年後にpHが大きく低下するという、酸性化の影響が顕著になるまでは、変化が見過ごされてきた(図6b)。

3.4. 有珠山噴火の降灰による洞爺湖への影響

1977年8月7日午前9時12分、有珠山が第1回目の爆破を起こした。その後大小の噴火を繰り返し、この間降灰を伴った噴火は1ヵ月の間に7日に及んだ。その噴出物は約2億 m^3 といわれ、その半分は有珠山を中心として、伊達、壮瞥、室蘭、登別、虻田、洞爺、留寿都など近くの地域に集中して降下した。洞爺湖とその周辺には大量の火山灰が降下し、周辺の河川や沢から泥流となつての流入もあった。筆者も含めて北海道立水産孵化場では1977年から1979年にかけて都合13回の調査を行っている(北海道立水産孵化場, 1981)。ここでは、この報告書からその概要をまとめた。

爆発直後の1977年8月の調査で影響が最も顕著に表

れたのは、透明度、総鉄量、SSであった。透明度は湖岸部とはいえ0.4~0.85mまで低下し、SSは水温躍層以浅(10~15m)で26~316 $mg\ l^{-1}$ 、総鉄量は0.44~2.14 $mg\ l^{-1}$ にまで上昇した。リンやアンモニアもわずかに増加していたが、陸上からの供給と考えられた。透明度は翌9月には2.7~4.5m、10月には8.1~10.7mにまで回復しており、噴火以前の値と同様となった。透明度の上昇とともにSSも減少し、10月には0.5~4.0 $mg\ l^{-1}$ に、総鉄量も<0.01~0.08 $mg\ l^{-1}$ にまで減少した。噴火直後の変化をみると、にごりに起因する値の上昇がみられたが、pH、アルカリ度、カルシウム、ケイ酸などは、噴火前と比べて変化はみられていない。

プランクトンの調査では、噴火直後の季節は量的にも多くみられる時期であるにもかかわらず、*Bosmina*は激減し、*Holopedium*はまったく認められなかった。この両種は湖水のごりのため植物プランクトンの生産も落ち、つれて動物プランクトンも激減したと考えられる。その後10月になって透明度の上昇もあり、植物プランクトンの珪藻も出現し、*Bosmina*、*Cyclopus*、*Holopedium*も増加し、好転の兆しがみられている。11月には*Bosmina*の大幅な増加がみられている。

降灰によって斃死した魚類が湖岸に寄せられたという情報はまったくなかった。ヒメマスは噴火直後の混濁した湖水の中では昼夜の区別なく刺し網に罹網するなど、異常な行動が見られている。また、胃内容物の調査でも、水生動物や落下昆虫の捕食が多くみられ、動物プランクトンの減少を反映していた。10、11月には落下昆虫の他に動物プランクトンを捕食する個体もみられているが、全体には動物プランクトンの餌料不足といえる。

上述のように大量の降灰のあった洞爺湖であるが、一時的なにごりの影響がみられたものの短期間の内に元の状態に復帰したことがうかがわれる。有珠山火山灰からの溶出試験でも、粒度成分の細かいものと大きいものではその溶出物の量が異なり、粒度の粗いものからの溶出量は少ない(都築ら, 1978)。噴火物による湖水への影響が最小限にとどまったことは、透明度の回復をみても、大型の粒状物が多く沈降が早かったことと関係が強いと考えられる。

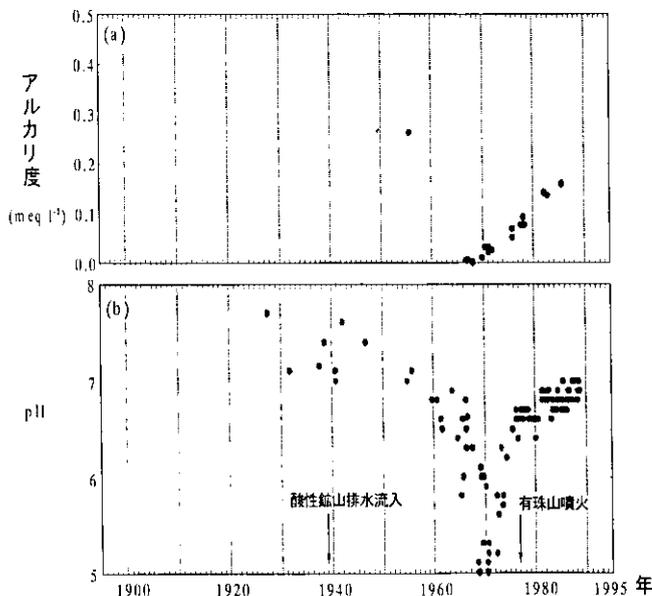


図6 洞爺湖の表層水のpHとアルカリ度の変動

4. 調査方法

洞爺湖でのヒメマスの漁獲数については、西村ら(1969)、洞爺湖漁業協同組合資料から得た。水質変動の資料は、筆者らの調査結果(今田ら, 1988)、公共用水域水質測定結果(北海道保健環境部, 1975-1995)を用いた。また、過去の記録については、高安・近藤(1934)、田中館(1940)、江口・黒萩(1966)、西村ら(1969)、川村(1969)、元田ら(1971)などから得た。降雨量は「北海道の気象」(札幌管区气象台編, 1971-1995)および札幌管区气象台の記録をもとにした。

基礎生産とこれに付随する調査は今田(2000)と同様である。ただし、洞爺湖での調査位置は北湖盆の最深部におき(Sta.1)、その位置は図1に示した。

5. 洞爺湖のヒメマス漁獲量変化

洞爺湖にもとから生息する魚種はアメマス(*Salvelinus leucomaenis*)、ヨシノボリ(*Rhinogobius brunneus*)、ウグイ(*Tribolodon hakonensis*)、カジカ(*Cottus pollux*)とされている(黒萩, 1984)。ヒメマスは1894年に阿寒湖から牡蠣に持ち込まれたが、放流されたか否かについては記録がない。その後、ワカサギ(*Hypomesus transpacificus nipponensis*)が1926年に霞ヶ浦から移植され、サクラマス(*Oncorhynchus masou*)は長流川と千歳川で採卵されたものを移植した(大野・安藤, 1932; 高安・近藤, 1934)。このうちサクラマスは1937年から1953年頃にかけて1~5tの漁獲があったが、その後は漁獲も少なく、移植効果も判然としない。現在洞爺湖漁業組合の主な漁獲物はヒメマスとワカサギである。

洞爺湖に移植されたヒメマスは大型となり、1931年には体長29.3~41.0cmのものが釣獲されている(高安・近藤, 1934)。また、1937年には体長36~40cmのものが15~20万尾漁獲され、1938年には大きな物で体長63cm、体重2.175kgに達するものが捕えられ、海産のベニザケにも似るほどの成長をしたとされている(田中館, 1940)。途中1933年には採卵用に捕獲されたものが、体長20cm 体重100g前後の小型魚であったため、漁業者が心痛したとの記録もあり(筆者不明, 1934, 鮭鱒彙報, 6(2): 17-18)、一様に好漁であったと

はいえないようである。

洞爺湖のヒメマス漁獲量について長期的な変動を図7aに示した。最近の洞爺湖での漁獲は漁業生産物として市場に出荷されたり、温泉地区での消費のための商業漁獲による数字である。例年秋には人工ふ化のための成熟親魚の捕獲も含まれている。毎年夏に釣りが解禁されるが、釣り人に釣られる数はこの中には入っていない。漁業者からの聞き取りによると、昔はほとんどが自家消費あるいは温泉街での消費に回り、現在のような市場性は持っていなかったようである。

洞爺湖の漁獲数の変化で目を引くのは、1960年以前の漁獲とそれ以降の漁獲の極端な差である。ただし、1962~1964年の漁獲数については問題のある数字のためここでは検討に入れない。ヒメマスは1950年から1960年にかけて50t前後の漁獲があったが、1966年以降は極端に減少し1tに満たない年もあり、この傾向は現在も続いている。1960年以前には湖岸周辺での定住人口も7,000人以上あり、生活圏からの下水はすべて湖内に流入していたことから、栄養塩供給も多かったものと推定され、湖内の生産力も現在に比べ高かったことが推測される。また、後述するが、酸性化が進行する前はプランクトンも *Daphnia* が優占種であり、この点でも魚類の生産を高くする要因があったと考えられる。図7bのpHの変化と比較するとヒメマスの漁獲が途絶えるのはpH6.5前後に低下した時期であるが、こ

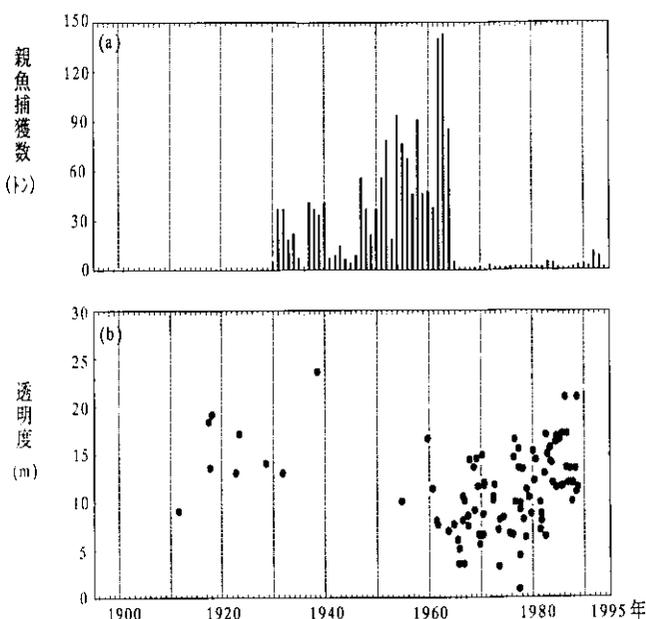


図7 洞爺湖のヒメマス漁獲量変動と透明度の変動

これは最も湖の条件が悪くなる数年前である。pHをみるかぎりでは7.0付近にまで回復した今、ヒメマスの漁獲量も増加が期待されるが、はっきりとした兆しはない。洞爺湖では支笏湖に比べて稚魚の放流数に関する資料は整備されておらず、最近の資料しかないが、4年前の放流数と捕獲数を比較して図8に示した。40万程度の稚魚放流により漁獲数も上向いたことがあったが、ここ数年は極めて資源が減少しているとされ、湖水の生産力が低下したのか、稚魚放流数が不相当であるのか、検討が必要である。

6. pHとアルカリ度の長期的変化

洞爺湖のpHの変化をこれまでの報告例と1970年以降の筆者らの調査結果から主に最深部の表層で測定された値をまとめたものはすでに示した(図6b)。酸性水の流入後約20年は湖水のpHに際だった変化はみられないが、1960年の測定でpH7.0を下回り始めると、その後の10年間で急速に低下し、1970年前後のpH5.0が最も低い値となった。中和処理が開始された1972年から数年の間にpHは急速に上昇し、約10年で中性まで回復しており、その過程は1970年頃を境に左右対称の変化に近い。

pHは上昇したものの、最近の10数年来は大きな変化がなく、表面で6.8~7.0であり、底層(170m前後)で6.6~6.7の値である。表層水の値は、酸性水の流入以前の測定値である7.0~7.7の値に及んでない。また、摩周湖や支笏湖でも7.4~7.6の値が測定されており、これらの値に比較しても洞爺湖のpHが貧栄養湖の持つ値まで回復しているとは言い難い。

pHの回復が充分でない原因の一つとしてアルカリ度との関係が考えられる。図6aにアルカリ度の変化を示した。洞爺湖でのアルカリ度の測定例は少なく、1955年に太泰ら(1959)によるものがあるほかは、後藤ら(1968ab)までその例はみられなかった。1970年以降は著者らの測定結果である。1970年にはアルカリ度が0.01meq l⁻¹と、天然水としては極めて異常な値となった。後藤ら(1971)によれば、1955年頃まで洞爺湖に流入する酸の量は少なく、この後に酸の流入量が増加しアルカリ度の低下も大きくなったと考えている。排水の中和処理後アルカリ度は回復し、1985年10月の測

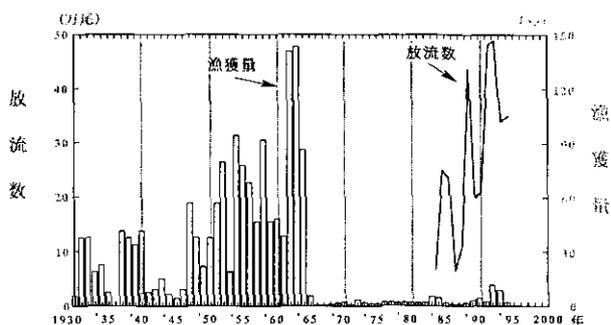


図8 洞爺湖のヒメマス漁獲量と4年前の放流数の変化

定では0.15meq l⁻¹と、ここまで直線的に上昇してきたことは注目される。洞爺湖に流入する河川水のアルカリ度は0.1~1meq l⁻¹で、最も流量の多い発電所からの排水は0.16~0.17meq l⁻¹と現在の湖水と同じ濃度にあった。温泉排水は5~10meq l⁻¹と高かったが、下水道施設が整備された現在では湖に流入していない。

また、著者らが北海道内の河川や湖沼で測定したアルカリ度は、河川水が概ね0.3~0.5meq l⁻¹、湖沼では渡島大沼で0.4~0.5meq l⁻¹、支笏湖や摩周湖で0.8~0.9meq l⁻¹、阿寒湖で1.2~1.3meq l⁻¹であった(今田, 1986)。洞爺湖と類似した性状の貧栄養湖である支笏湖や摩周湖の例からみても、洞爺湖は本来0.8meq l⁻¹前後のアルカリ度を保っていたのではないかと推測される。現在では通常の河川水にも満たない洞爺湖のアルカリ度が、本来持っていたと思われる水準にまで回復するには、相当長い年月がかかると考えられ、今後の推移に関心をはらう必要がある。

7. 透明度の長期的変化

洞爺湖の透明度も古くから測定の記録が残っている。図7bはこれまでの報告例と1970年以降の著者らの測定結果から、おもに最深部での測定値の変化を示した。最近の測定では15m前後の値が多いが、20mを越えることはまれである。湖沼の酸性化が著しい1970年頃は5~15mの範囲で変動し、10m以下の測定値が多い。透明度が最も減少したのは酸性化のピークの3年ほど前にみられ、1967~1968年頃には、夏から秋にかけ湖面に黄褐色の浮遊物が発生している。この現象について、酸性化した湖に適応した植物プランクトン*Peridinium*の多発に原因があると考えられており(寺井・岩崎,

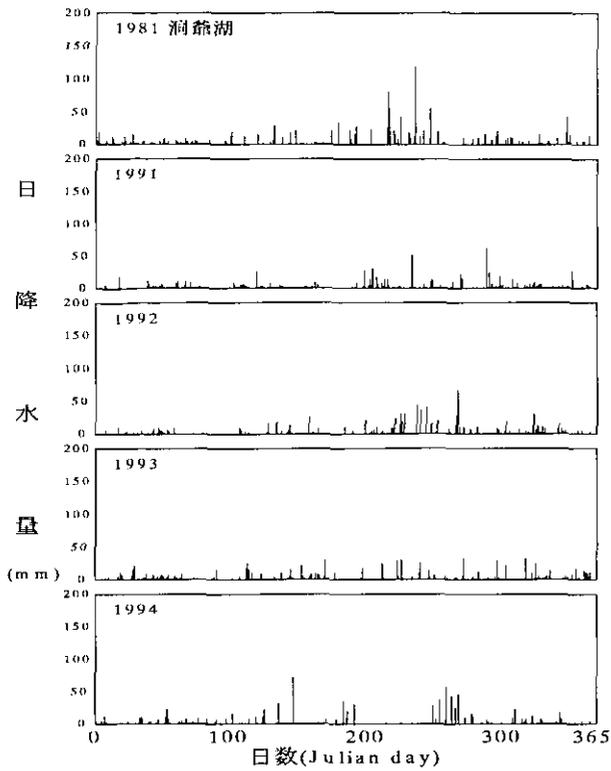


図9 洞爺湖の年降水量の変化

1975a)、1973年頃からは発生も少なくなり(寺井・岩崎、1975b)、つれて透明度も上昇している。

前述のとおり、1977年8月7日に起こった有珠山の噴火により、多量の火山灰が湖面に降り、一時的に透明度が1m以下に低下したが、同年10月以降には回復している。このことも図7bから読み取ることができる。

1980年以降は10m以上の値が測定されるようになっていたが、1981年秋にはいくぶん低い値が測定されているが、この年の8、9月に北海道内では記録的な大雨があり、洞爺湖でも日降水量の多い日があった(図9)。1981年の8月の降水頻度と降水量は、1991年以降の値と比較しても多いことが読み取れる。この時の湖沼環境変化について正確な記録は残されていないが、筆者らの調査ではプランクトンネット採集で、*Daphnia*がこれまでに観測されることがない量で採集され、時期を同じくして透明度も低下している。洞爺湖では、融雪期や降水後に財田川や洞爺発電所排水口から濁水が流入し、湖水の透明度が7~8mに低下する現象も観測される。

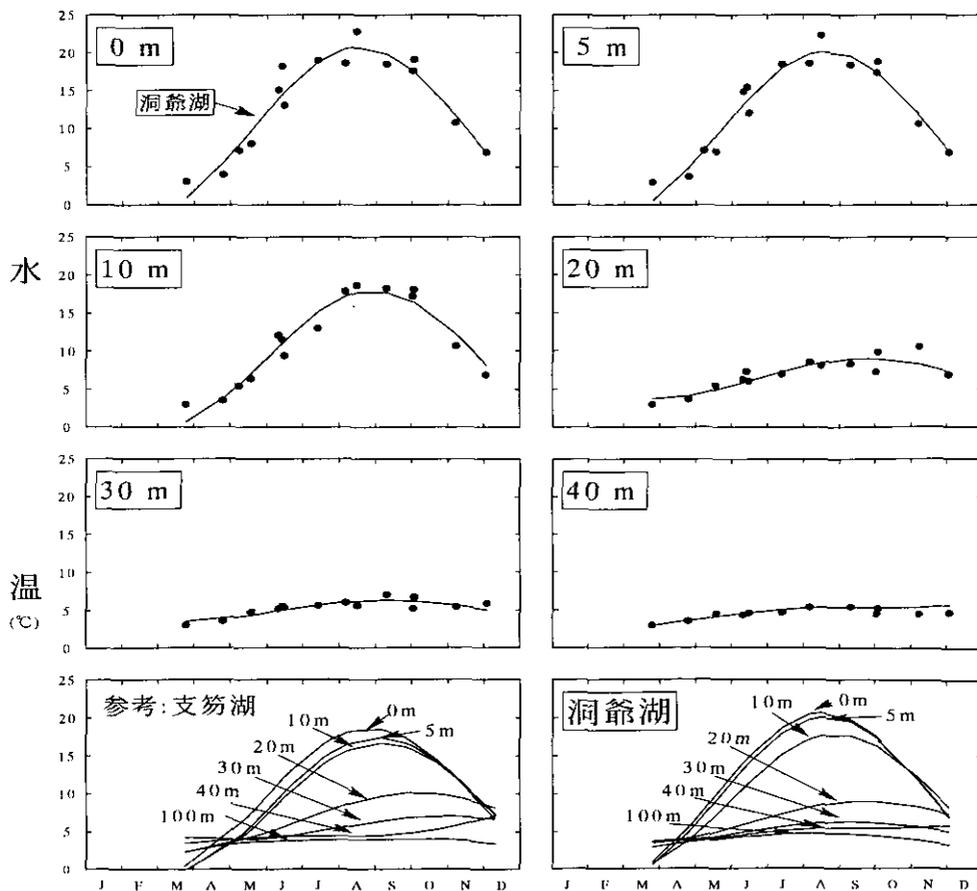


図10 洞爺湖の水深別水温変化と3次近似式の当てはめ

8. 調査結果

8-1. 水温

1991～1993年にかけて行った調査結果から、洞爺湖の水温変化を図10に示した。水深ごとの測定値を日別に並べこれに3次式の近似曲線をあてはめた。洞爺湖では水温躍層は7月から10月にかけて発達し、水深10～20mに生じる。最も発達するのは8月中旬であった。表層の最高水温は支笏湖よりも高い。厳冬期には表面水温が低下し、逆成層がみられる。

8-2 水質

洞爺湖の水質について筆者らが1985～1986年に行った8回の調査結果から、水深ごとに平均値を算出してまとめたものが表2である。また、1991～1993年に行った調査結果の値を表3に示した。

洞爺湖は全層にわたり溶存酸素は十分に飽和しており、CODも1mg l⁻¹に満たない。この状態は湖水が酸性化した時期(西村ら, 1969)でも同様であった。五十嵐(1941)による1931年10月の測定では、過マンガン酸カリ消費量が0.84～1.38mg l⁻¹であり、現在用いられているCODに換算すると0.21～0.35mg l⁻¹となり、現在の値の方がやや高いが、公共用水域の水質測定が始

表2 水深別水質条件 (1985-1986年の平均値; 今田ら, 1988)

水深(m)	0	10	50	165
透明度(m)	15.2			
溶存酸素(%)	105.1	104.4	97.5	94.8
pH	6.81	6.79	6.69	6.65
COD (mg l ⁻¹)	0.64	0.67	0.57	0.50
Cl (mg l ⁻¹)	15.0	15.0	15.2	15.2
SiO ₂ (mg l ⁻¹)	18.3	18.2	18.3	18.3
SO ₄ (mg l ⁻¹)	39.5	40.4	40.4	40.1
Ca (mg l ⁻¹)	12.7	13.6	13.0	13.4
Mg (mg l ⁻¹)	2.9	2.8	2.7	2.9
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
NO ₂ -N (mg l ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0.15	0.15	0.16	0.16
Total-N (mg l ⁻¹)	0.22	0.24	0.20	0.23
PO ₄ (mg l ⁻¹)	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Total-P (mg l ⁻¹)	<0.003	<0.003	<0.003	<0.003
Fe (mg l ⁻¹)	0.01	0.01	0.01	0.01
電気伝導度 (25℃ μ S cm ⁻¹)	190			
アルカリ度 (meq l ⁻¹)	0.14			

表3 湖沼水質環境 (1991-1993年)

透明度(平均)(m)	11.0-24.0 (15.5)
pH	6.8-7.0
PO ₄ (mg l ⁻¹)	<0.003
Total-P (mg l ⁻¹)	<0.003
POP (mg l ⁻¹)	0.001
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0.15-0.22
Total-N (mg l ⁻¹)	0.20-0.30

まって以来この20数年はほぼ1mg l⁻¹以下の値が続いている。

洞爺湖の水質の大きな特徴は、窒素量が多いことである。全窒素量は0.2mg l⁻¹前後で、また硝酸態窒素は0.15mg l⁻¹程度で変動しており、支笏湖や摩周湖などの貧栄養湖と比較すると極めて高い。全窒素のほとんどが硝酸態窒素であり、アンモニア態窒素は検出されない。硝酸態窒素がなぜ多いかについての確証はないが、1982～1985年に行った流入河川の調査では、河川の硝酸態窒素が湖水の濃度より高く観測され、多い河川では5mg l⁻¹に達していた。湖水の後背地である高台が農地であることから、地下水をとおして湖内に窒素が供給されている可能性も考えられるが、窒素の流入負荷量を見積もった報告は見当たらない。一方、全リンは検出されない。

図11は1991～1993年の研究期間中に測定した透明度の変化を示した。またこの値を季節変化に置き換え

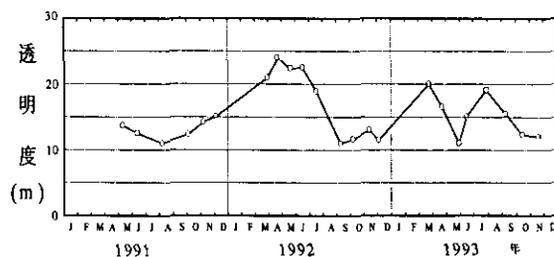


図11 透明度の変化

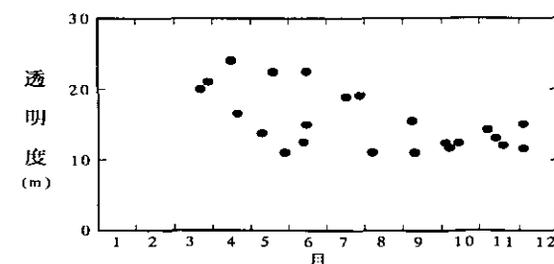


図12 透明度の季節変化

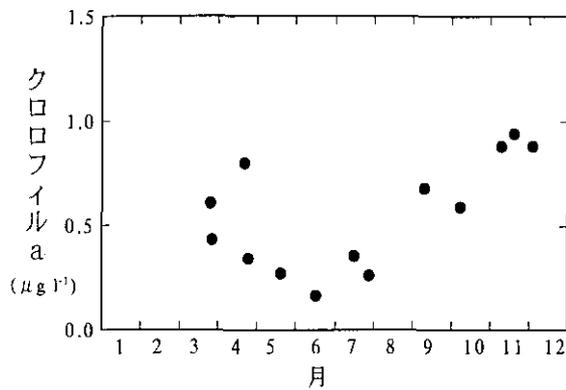


図13 クロロフィルaの季節変化

て示したものが図12である。洞爺湖でも春に透明度が高く秋以降透明度が低下することがわかる。クロロフィルaの季節変化は図13に示したが、透明度とクロロフィルaの変化は逆相関がみられ、前述の支笏湖と同じ傾向にある。

8-3. クロロフィルaと基礎生産量

支笏湖と同様に、春季には照度も強く同時に日照時間も長い。調査期間中の透明度も高く20m以上を記録することもあり、生産層は60m前後までと推定された。秋から冬にかけては照度も低く、日照時間も短くなることから、水中光量子も水深10mくらいから急速に減少した。図14は洞爺湖のクロロフィルa測定結果をサイズ別、水深別にまとめたものである。図15は水深別の¹³C取り込みによる基礎生産量の変化を示した。

洞爺湖でも、春季に大型のケイ藻の *Melosira* が優占

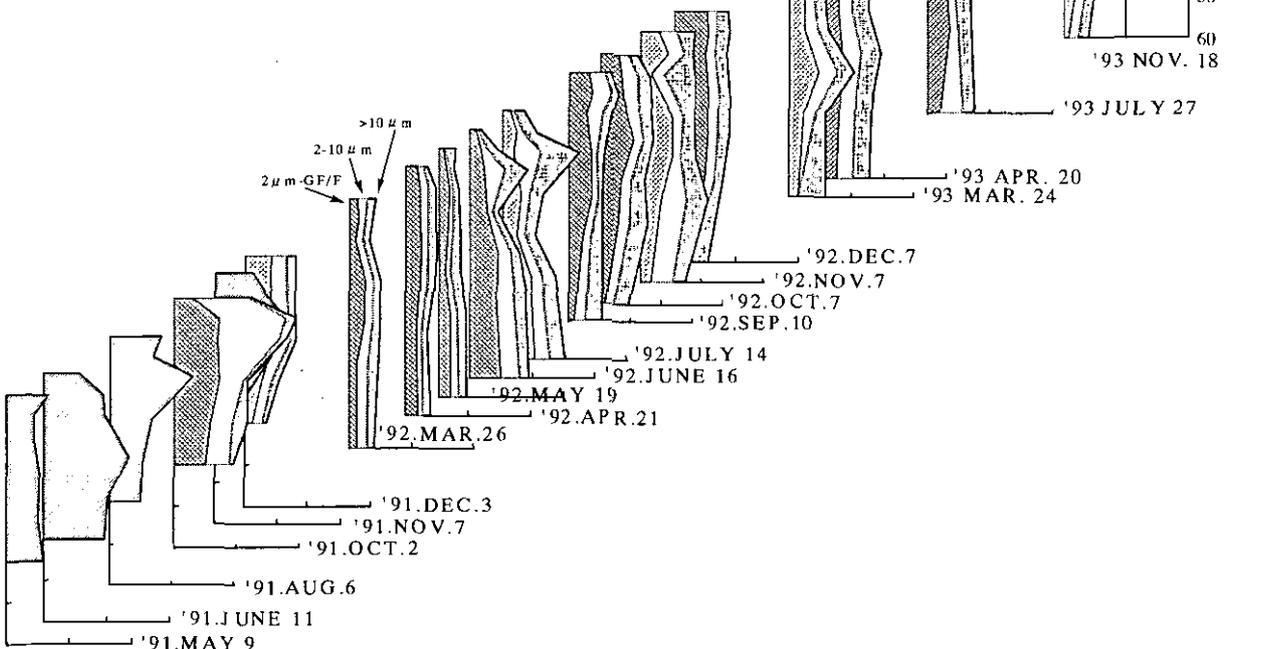


図14 クロロフィルaのサイズ別、水深別、時期別濃度変化

することがあるが、クロロフィルaは60mまで均一に存在し、10μm以下のクロロフィルa比率も高いため、ほぼ3分画均等であった。秋にはクロロフィルa総量も増加し、同時に小形分画の比率も高くなり、クロロフィルaのピークが水深20~30m付近に多くみられた。1992年の6、7月に10m層で高い値が測定されていた。この時は産卵後のワカサギが湖内で斃死して分解した後で、水温躍層が10m層で発達していたため、それより以深には沈降せず、この層の水からは魚油臭がし、栄養塩が添加されていたものと考えられる。水質分析からは、リンや窒素の値には目立った濃度変化はみられなかった。

基礎生産は春季には60m層までは生産層とみなせるため¹³Cの取り込みがみられるが、秋にかけては徐々に光りの透過が減少することから、¹³C取込は表層から20m層までに多くみられ、30m以深での取込は少なくなっている。調査期間中の生産量の最大値は57mg C m⁻³ d⁻¹で、0~60mまでの水柱あたりの生産量にすると、0.037~0.214g C m⁻² d⁻¹となった。単位クロロフィルa量当たりの炭素の取り込み量の水深毎の変化を図

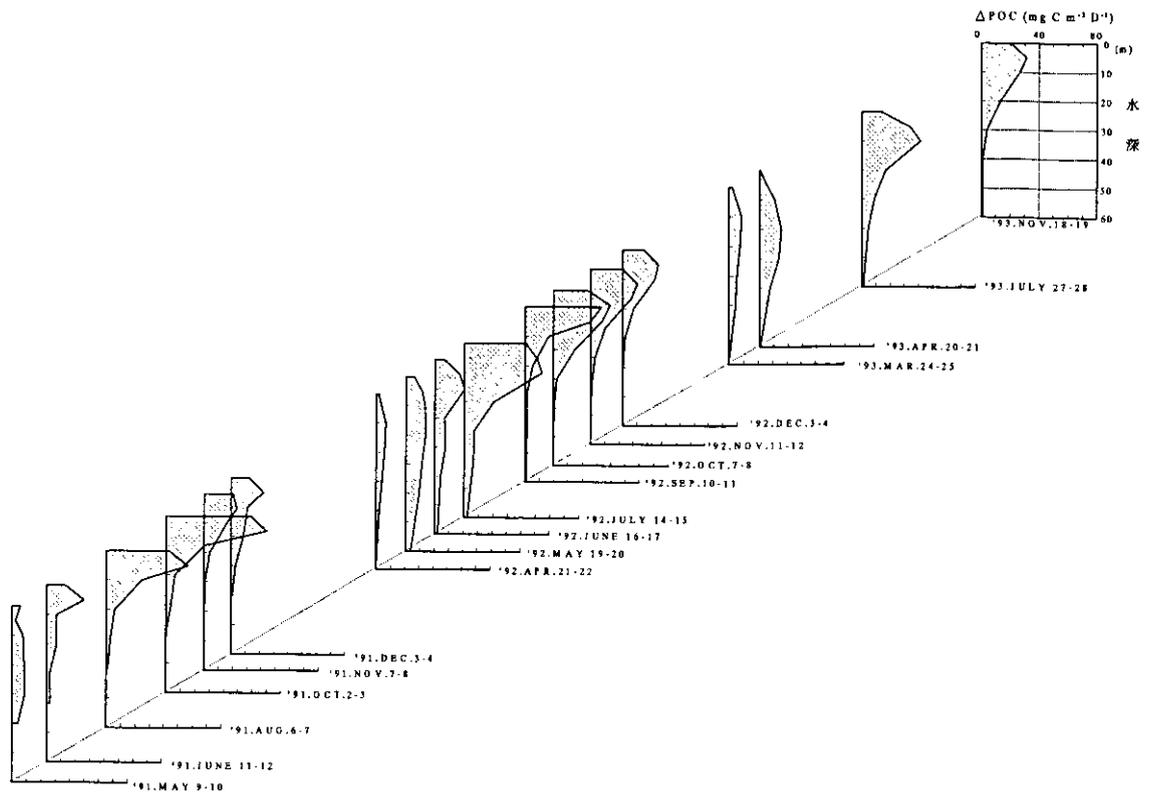


図 15 ¹³C 取り込みによる時期別、水深別生産量の変化

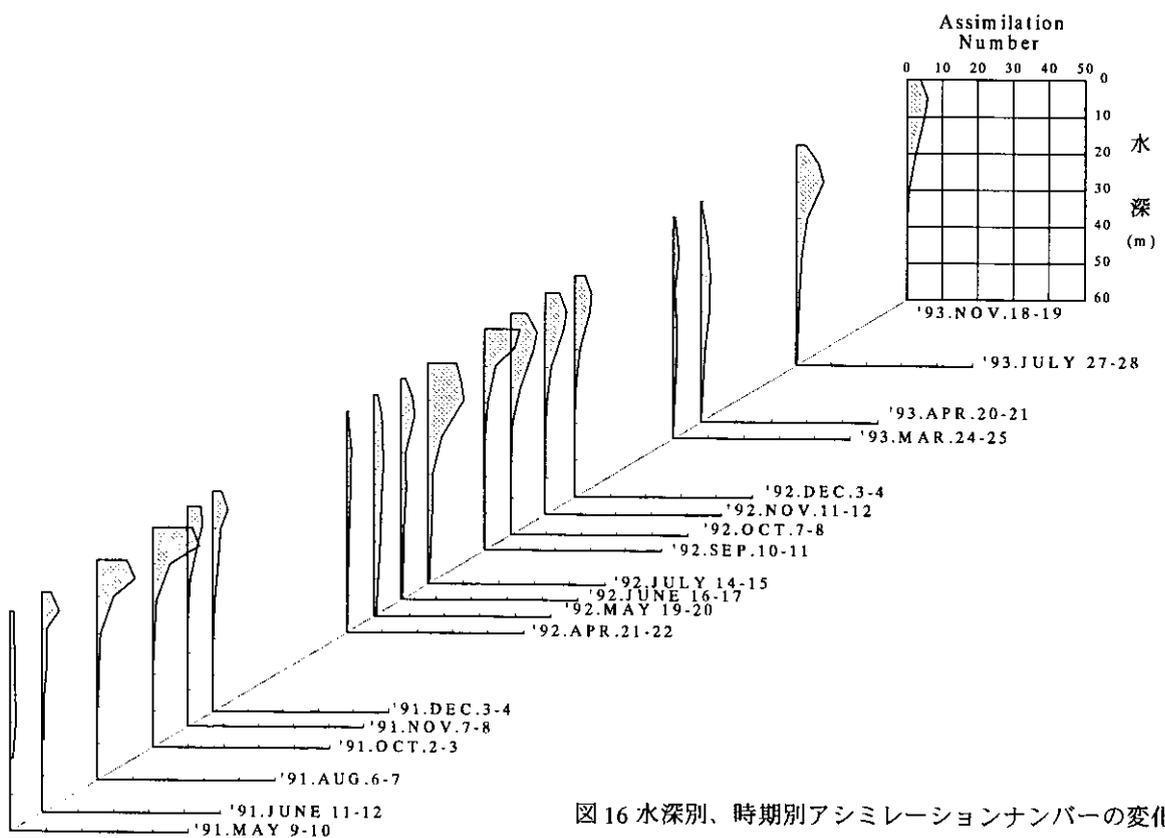


図 16 水深別、時期別アシミレーションナンバーの変化

16に示した。この図からもわかるように、値は5～10の間にあり、表層から20m以浅で高く、水深が増すにつれ減少している。透明度の高い湖であっても、20～30m以深で測定されるクロロフィルaは、基礎生産に寄与する比率が低いことを示していた。

8-4. 動物プランクトン

洞爺湖は元来、プランクトンの種類、量とも貧弱な湖であり(元田ら, 1971)、この傾向は現在まで変わっていない。種組成は主に *Daphnia*、*Bosmina*、*Cyclops* の3種で構成されている(伴, 1993)。古い記録では、高安・近藤(1934)が1933年の10月に *Cyclops strenuus*、*Daphnia longispina*、*Bosmina longirostris*、*Scaphorebris mucronata* を記録している。このうち *Bosmina* と *Cyclops* が量的にも多く、*Daphnia* がこれに次ぎ、ヒメマスの胃中には *Daphnia* が最も多く摂食されていた。洞爺湖では支笏湖に存在していた *Acanthodiaputonus* が生息しないのも一つの特徴である(元田, 1950)。

上記の報告と1958年以降について、1958～1970年までは川村(1969)、元田ら(1971)から、また1959～1975年までは元木(1977)、1975～1979年までは北海道立水産孵化場(1981)を、さらに1982～1991年は浜岡・今田(未発表)の資料から、動物プランクトンの優占種と卓越種の変化を図17にまとめた。経年変化をみると、季節的な変化を考慮する必要があり(元木, 1977)、最近の調査結果でも *Bosmina* と *Cyclops* が季節により優占関係が上下しているが(浜岡・今田, 未発表; 伴, 1993)、ここではおもに9～10月に採集されたものをまとめた。

湖が酸性化に向ったとき、*Daphnia* がいち早く姿を消し、その後は *Bosmina* が優占種となり、酸性化の最も進行した時期である1968年には *Cyclops* がかすかに残存する程度までに動物プランクトンは種、量ともに減少した(川村, 1969)。

このような変化は *Daphnia* が *Cyclops* より酸性水に弱く(川村, 1969)、湖水の酸性化に伴い *Daphnia* が最初に脱落し、ついで *Bosmina* が姿を消し、抵抗力の最も強い *Cyclops* が残った結果であり(元田ら, 1971)、これとは逆に pH が 6.5 を越え中性化に向かうにつれて *Cyclops* に代って *Bosmina* が再び優占種となった。同時に、この頃からこれまで採集記録がみられなかった

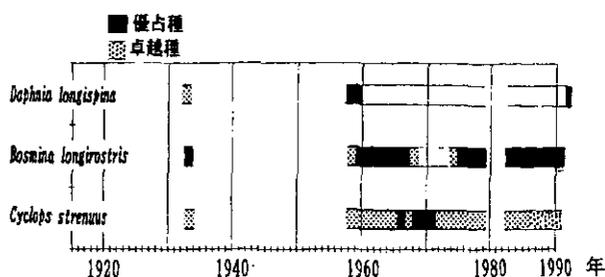


図17 動物プランクトンの優占種、卓越種の変遷(今田ら, 1988より)

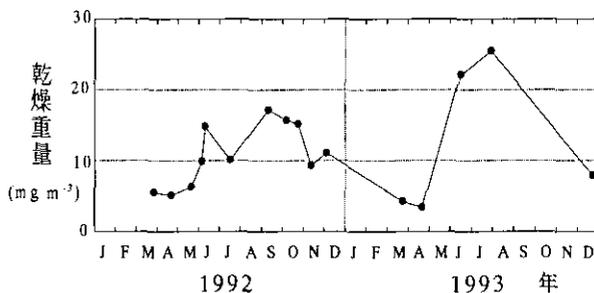


図18 NXX13 ネット垂直曳き(0～60m)によるプランクトン重量変化

Holopedium gibberum も出現するようになっている(元木, 1977)。

1992～1993年にかけて行ったプランクトン重量測定結果を図18に示した。この期間はこれまでの調査時に比べると、採集されるプランクトン量が多い時期であった。最も少ない春季でも 5mg m^{-3} 程度あり、夏になると 20mg m^{-3} を超えていた。このころはヒメマスの成長も良い時期でもあった。洞爺湖ではこのような簡便な比較の資料がなく、湖沼の環境と餌料量の長期変動を解析することは難しい。

9. 考察

洞爺湖は冬季の気候が穏やかでかつ温暖な噴火湾に近いこと、温泉の湧出があること、風光明媚であることなどから、古くから湖岸域に人が住み着き、保養地として利用されていた。湖岸に住む古老に聞くと、洞爺湖は壮瞥から対岸の洞爺村や仲洞爺まで、物資の輸送や人の移動などに水路としても利用されていたという。北海道内で、湖の周囲にある観光地としては最大の市街地規模を持っていて、観光客の入り込み数も最大である。最近では観光客を乗せたモーターボートが

休みなく湖上をめぐり、春から秋にかけては連日湖上で花火が打ち上げられている。北海道の湖は山間に多い中で、洞爺湖は地の利があったことから常に人の活動の影響を被ってきたといえる。

その最大の変化が酸性水の流入による湖水の酸性化であった。現在ではこれも人間の知恵で克服されているが、洞爺湖の生態系が完全に回復しているかについては疑問の残るところである。その一例として、アルカリ度が北海道の河川水の値の半分にも満たないことがあげられる。このような低アルカリ度のもとで、生態系がどのように維持されるかについての研究も不十分である。また、最近のヒメマス漁獲量の減少は著しいものがあり、この原因や資源の回復策も明示されていない。洞爺湖内では、食物連鎖の頂点にあるヒメマスの放流数や漁獲努力が、人の手によって制御される度合いが高い。このため、ヒメマスの稚魚放流数にしても、湖の環境と生物生産過程を掌握した上での資源管理が望まれるが、環境要因と生物の生産過程の究明は必ずしも十分に行われているとはいえない状況にある。

このようななかで、筆者らが1991年から1993年にかけて湖沼の生産力に関する研究を行ない、貧栄養湖の現況把握を試みた。図19は支笏湖と洞爺湖での基礎生産測定値とそれぞれの測定点を結ぶ3次スプライン曲線を示した。さらに、このスプライン曲線から両湖沼に共通する調査日時である春から秋にかけての171日間の基礎生産の積算量を求めた(今田ら, 1997)。この結果から、支笏湖では $5.7 \sim 8.8 \text{ g C m}^{-2}$ (171日間)、洞爺湖では $8.1 \sim 12.4 \text{ g C m}^{-2}$ となり、洞爺湖が支笏湖を50%程度上回っていた。このことは、洞爺湖の方が支笏湖よりもヒメマスの漁獲が多いということの一因と考えられ、基礎生産が湖内の魚類生産を含めた生物生産に強く関わっていることをうかがわせた。

自然現象で湖水に影響を与えるのではないかと危惧されたのは有珠山の噴火による降灰であった。この噴火によって大量の火山灰が湖中に降り注いだ。危惧されたほどの影響は見られず、比較的短時間で元の状態に回復した。大きな理由として、降灰の粒状が大きかったことによって、溶出した成分も少なく、沈降も早かったことによると推測されている。このような自

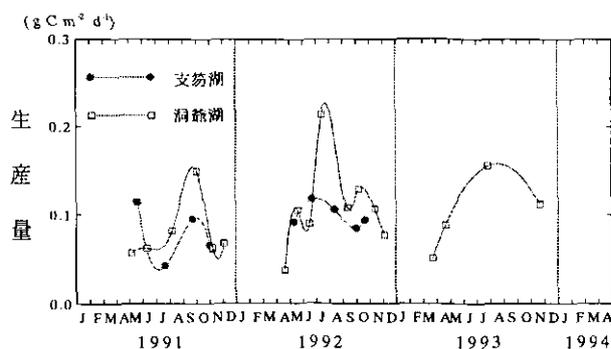


図19 洞爺湖と支笏湖の基礎生産の年変化と3次スプライン補間曲線

然現象による湖環境の変化を観測できる機会は極めて希であるが、幸いにも北海道立水産孵化場が十回以上の調査を継続して行ない、記録を残すことができたが、記録の所在が十分に承知されていない懸念もある。

洞爺湖は、わずか数十年の間に大きな変動の渦中におかれたが、最近ではもとの自然の姿に戻りつつある。このような変化の過程を究明することは、湖を研究する立場にとって興味深いことでもあり、また魅力的な場所である。しかし、連続的な資料が残されているのは、25年分の公共用水域結果のみで、ここからミクロな環境変化を読み取ることは困難であり、環境と生物生産の関係を考えるにも十分な資料とはいいいにくい。近年、「長期生態研究」ということがいわれているが、洞爺湖はこのようなフィールドしても価値を持っていると考えられる。特に、下水の整備によって人間活動の影響が小さくなってきた現在、湖沼が本来持っている自然な状態下での生物生産力や湖沼環境についての研究が望まれる。中でも、洞爺湖は貧栄養湖でありながら窒素量が多いという特徴を持っていて、河川水の他に地下流出水も多いことが指摘されているが(浦野, 1987; 山梨, 1993)、窒素の起源について、水収支の点から研究された例は見られなく、今後の解明が待たれる部分である。

10. 引用文献

- 虻田町史編纂委員会(1983): 物語虻田町史 第5巻. 洞爺湖温泉発達史. pp301-311.
 伴修平(1993): 洞爺湖に出現する動物プランクトンの季節的消長(1992年5~12月). 第1回洞爺湖研究会講演要旨, 6.

- Carlson, R. E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2): 361-369.
- 江口 弘・黒萩 尚 (1966): 最近における洞爺湖の様相について. 北海道立水産孵化場研究報告, 27: 91-98.
- 後藤克己・四つ柳隆夫 (1968a): 洞爺湖および長流川水系の汚濁状況調査 (その1). 水質汚濁に関する研究集報, 第3集: 63-78.
- 後藤克己・種村藤吉・渡辺寛人 (1968b): 洞爺湖および長流川水系の汚濁状況調査 (その2). 水質汚濁に関する研究集報, 第3集: 79-84.
- 後藤克己・種村藤吉・渡辺寛人 (1968c): 洞爺湖および長流川水系の汚濁状況調査 (その3). 水質汚濁に関する研究集報, 第3集: 5-86.
- 後藤克己・四つ柳隆夫・種村藤吉・渡辺寛人 (1968d): 洞爺湖および長流川水系の汚濁状況調査 (その4). 水質汚濁に関する研究集報, 第3集: 87-91.
- 後藤克己・種村藤吉・宇野豊子・田辺雄三・八十島幸夫・小野富三・菊池一郎・駒井英一・北村慶治・桶屋光雄 (1970): 洞爺湖および長流川水系の汚濁状況調査 (その5). 水質汚濁に関する研究集報, 第4集: 95-191.
- 後藤克己・種村藤吉・佐々木定之・山崎邦雄・宇野豊子 (1971): 洞爺湖の水質変化に関する考察. 水質汚濁に関する研究集報, 第5集: 1-11.
- 北海道 (1985): 酸性雨調査 (陸水影響調査). 昭和59年度環境庁委託業務報告書, 19-34.
- 北海道 (1994): 平成6年度 北海道の観光客入込みに関する資料, 1-41.
- 北海道保健環境部 (1978-1997): 公共用水域水質測定結果 (1977~1995年度).
- 北海道公害防止研究所 (1990): 北海道の湖沼 (洞爺湖). 北海道公害防止研究所, 207-210.
- 北海道立水産孵化場 (1981): 有珠山噴火の噴出物による洞爺湖環境への影響調査資料 (1977~1978年度), 1-47.
- 五十嵐彦仁 (1941): 北海道に於ける湖沼水質の化学的特性及びプランクトン. 北海道水産試験場 (北水誌旬報 478-489 別綴). 1-88.
- 五十嵐彦仁 (1946): 幌別鉱山排水の洞爺湖に及ぼす影響. プリント刷, 1-9.
- 今田和史 (1986): 洞爺湖の昔、今、これから. 魚と水, 23: 9-15.
- 今田和史・伊藤富子・伊沢敏穂 (1988): 洞爺湖の酸性化と中性化過程の環境変化. 北海道立水産孵化場研究報告, 43: 65-75.
- 今田和史・安富亮平・日野修次・三上英敏 (1997): 支笏湖, 洞爺湖, 阿寒パンケ湖の基礎生産からみた貧栄養湖の評価. 日本陸水学会61回大会シンポジウム課題講演報告. 陸水学雑誌, 58(1): 86-89.
- 今田和史 (2000): 支笏湖の水質環境と漁業の変遷. 国立環境研究所研究報告, 153(R-153-2000): 70-82.
- 環境庁自然保護局 (1974): 国立公園湖沼水質調査報告書, 第3集, 1-248.
- 川村輝良 (1969): 最近の洞爺湖の酸性化と生物に対する影響. 陸水雑, 30: 87-97.
- 川村輝良・田口 哲 (1970): 酸性化した洞爺湖の植物プランクトン色素量および光合成量. 北大水産学部彙報, 27: 201-209.
- 小疇 尚 (1994): 火山が作った高原. 日本の自然 地域編, 北海道. pp140-151. 岩波書店, 東京.
- 小泊重能 (1978): 洞爺湖の静振. 北海道大学地球物理学研究報告, 37: 1-8.
- 公共投資ジャーナル社 編集部 (1991): 下水処理場ガイド 上巻 東日本地域. p118. 公共投資ジャーナル社, 東京.
- 黒萩 尚 (1984): 火山湖の魚. 北海道の自然, 24: 60-69.
- Makino, W., H. Haruna and S. Ban (1996): Diel vertical migration and feeding rhythm of *Daphnia longispina* and *Bosmina coregoni* in Lake Toya, Hokkaido, Japan. *Hydrobiologia*, 337: 133-143.
- 元田 茂 (1950): 北海道湖沼誌. 北海道立水産孵化場試験報告, 5: 1-96.
- 元田 茂・大友 渉・川村輝良・箕田 嵩 (1967): 洞爺湖の人為変化の影響と自然保護. 特定研究「陸水生物ならびに陸水生物群集の保護に関する研究」, 昭和41年度報告: 1-2.
- 元田 茂・大友 渉・川村輝良・箕田 嵩・田中庸央・田口 哲 (1968): 北方貧栄養湖の生物群集の保護方法 (洞爺湖の人為変化の影響と自然保護). 特定研究「陸水生物ならびに陸水生物群集の保護に関する研究」報告2, 昭和42年度, 2-6.
- 元田 茂・大友 渉・川村輝良・箕田 嵩・田中庸央・田口 哲 (1969): 北方貧栄養湖の生物群集の保護方法 (洞爺湖の人為変化の影響と自然保護). 特定研究「陸水生物ならびに陸水生物群集の保護に関する研究」報告3, 昭和43年度: 1-5.
- 元田 茂・大友 渉・川村輝良 (1971): 洞爺湖臨湖実験所 北海道大学水産学部付属実習施設. 陸水学雑誌, 32: 1-14.
- 元木秀人 (1977): 洞爺湖に於ける動物プランクトン相の経年変化. 北海道大学水産学部浮游生物学講座卒業論文.
- 中尾欣二郎・瀬戸口泰史・知北和久 (1982): 洞爺湖に流入した泥流の拡散. 北海道大学地球物理学研究報告, 41: 1-15.
- 西村与志雄・貫戸良孝・吉住喜好・長内 稔・粟倉輝彦・阿刀田光紹・伊藤富子・外崎 久 (1969): 全国漁場環境保全基礎調査報告書 (洞爺湖), 1-95.
- 岡田光正 (1979): 富栄養化指標. 水環境指標 (合田 健編), pp227-262. 思考社, 東京.
- 大野磯吉・安藤壽三郎 (1932): 洞爺湖のマスに就いて. 鮭鱒彙報, 4(1): 5-9.
- 坂野博之 (1999): 洞爺湖におけるヒメマスの成長様式およびその成長に対する種間関係の影響. 北海道大学学位論文.
- 佐々木定之・種村藤吉・山崎邦雄・宇野豊子・寺井悌三・岩崎達也・後藤克己 (1976): 洞爺湖酸性化の推移と中和対策の効果について. 水質汚濁に関する研究集報, 第9集: 1-15.
- 札幌管区気象台編 (1971-1975): 北海道の気象. 15巻-39巻. 日本気象協会北海道本部支部, 札幌.
- 田中 正明 (1992): 日本湖沼誌 (洞爺湖). 名古屋大学出版会, pp177-183.
- 高安三次・近藤賢蔵 (1934): 湖沼調査 第2編 洞爺湖. 水産調査報告, 35: 19-46.
- 高安三次 (1939): 洞爺湖水力発電計画に伴う水産被害調査. 北海道立水産試験場復命書.
- 田中阿歌磨 (1906): 洞爺湖は本邦最深の潜窟なるか. 地学雑誌, 18, 211: 496.
- 田中阿歌磨 (1911a): 湖沼の研究. 1-226. 新潮社, 東京.
- 田中阿歌磨 (1911b): 洞爺湖の水温、水色、透明度. 地学雑誌, 23, 273: 663-664.
- 田中館秀三 (1925): 北海道火山湖研究概報, (洞爺湖). 103-113.

- 田中館秀三 (1940): 洞爺湖. 鮭鱒彙報, 40 : 1-4.
- 寺井悌三・岩崎達也 (1975a): 洞爺湖に発生する黄褐色浮遊物に関する調査 (第1報). 水質汚濁に関する研究集報, 第8集 : 5-13.
- 寺井悌三・岩崎達也 (1975b): 洞爺湖に発生する黄褐色浮遊物に関する調査 (第2報). 水質汚濁に関する研究集報, 第8集 : 14-32.
- 都築俊文・伊藤八十男・小谷玲子・井上勝弘 (1978): 有珠山火山灰の溶解性成分. 北海道衛生研究所所報, 28 : 101-102.
- 東京天文台編 (1997): 理科年表. pp662. 丸善, 東京.
- Ueda, H., M. Kaeriyama, K. Mukasa, A. Urano, H. Kudo, T. Shoji, Y. Tokumitsu, K. Yamauchi and K. Kurihara (1998) : Lacustrine sockeye salmon return straight to their natal area from open water using both visual and olfactory cues. Chem. Senses, 23 : 207-212.
- 上野益三 (1977): 陸水学史. pp194. 培風館, 東京.
- 浦野慎一 (1987): 洞爺湖の年間水収支. 北海道大学地球物理学研究報告, 49 : 232-249.
- 太泰康光・那須義和・瀬尾淑子 (1959): 北海道西南郡の諸温泉 (その5) 支笏洞爺地方. 日本化学会誌, 80 : 995-998.
- 山梨光訓 (1993): 洞爺湖流入河川の流況. 第1回洞爺湖研究会講演要旨, 8.

北海道渡島大沼の環境の長期的変遷

石川 靖

北海道環境科学研究センター (〒060-0819 北海道札幌市北区北19条西12丁目)

Long-term changes in lake environmental conditions in Lake Oshima-Ohnuma, Hokkaido

Yasushi Ishikawa

Hokkaido Institute of Environmental Sciences, Kita19 Nishi12, Kita-ku Sapporo, 060-0819, Japan

1. はじめに

渡島大沼は北海道南部の渡島半島に位置する堰止湖であり、大沼、小沼と呼ばれる2つの湖から成り立っている。小沼の北西に位置する尊菜沼も含めて大沼湖沼群と言われることもある。その形成は更新世に溯り、隣接する駒ヶ岳の噴火活動の影響を受けて現在の形になった。湖内には126の島々が浮かび、優美な景観を持つことから、そこを中心とする面積約95km²は1958年に国定公園に指定された。新日本三景の1つに数えられる景勝地で、北海道でも有数のリゾート地でもあり、毎年300万人前後の観光客がここを訪れている。

渡島大沼に関する記録は、古く1738年の蝦夷紀行に「大沼小沼に鶴多く住めり」との記述がある(鈴木・国府谷, 1964)。すでに、それ以前からこの名称で呼ばれていたと見られる。調査研究の始まりは、1904年から1906年までの湖面の結氷、解氷の報告である(岡田, 1906; 田中, 1906)。湖内に関する記録の始まりは、半田が1913年8月に測った透明度の結果を引用したもの(田中館, 1925)である。その後、田中館(1925)が水質、動植物プランクトンの種組成と水収支等に至る総合調査、北海道水産試験場(半田・荒木, 1930; 高安ら, 1936, 1938)が増養殖環境としての調査、上野(1931, 1932)とMiyadi(1932, 1933)が動物プランクトン、吉村(1931, 1933, 1934)が水質に関して行った。これらの内容は、ほとんどが北海道内の他湖沼、または本州の湖沼群との比較・検討が調査研究の中心である。高安らを除けば、報告値は年に1度または調査訪問時のみの観測であり、北方域や腐植域の湖沼環境の紹介という意味合いが強い報告となっている。また、この時期と

前後して内水面漁業が盛んになり、人が定住し始めた。

水野(1960)が水質と動植物プランクトンの調査を行った以外に1940年代、1950年代に研究報告はない。1960年代に入り、周辺部で人為活動が活発化したため湖水を灌漑、発電利用する目的で流出先を形成来の大沼の北東側から小沼の南西側にする切替工事があった。工事に伴い、五十嵐ら(1963)がその影響を検討し、吉住ら(1972)も水質に関して調査を行った。その後は北川(1975)が底生動物相に対して北海道の他の湖沼と比較、その定性的な特徴を報告している。伊藤ら(1976)と伊藤(1978)、今田ら(1983)が水質環境の把握に重点をおいて底生動物や底質、水質等に、松永ら(1979)が基礎生産量の季節的な変動に関する定量的な調査研究を行った。Ban(1989)と伴(1996)は動物プランクトン*Eurytemora affinis*の生態に着目した調査研究の報告をした。

渡島大沼保全のための監視、調査、対策は1970年代以降に行われてきている。1972年にCODに対する環境基準指定がなされた以後は道立水産孵化場と北海道環境科学研究センター(旧北海道公害防止研究所)により年3~6回の定期的な水質検査が継続して行われている。観光施設、農用地からの汚濁負荷量の調査が北海道(1982)と北海道公害防止研究所(1983)により行われた。また、北海道が中心となり、1974年に上乘せ排水基準の設置や函館圏浄化対策協議会の設置、1981年には大沼環境保全基本計画の策定を行い、湖畔や排水路の清掃、底泥の浚渫や水草の除去が実施された。しかし、こうした対策にもかかわらず、1990年代に入り石川ら(1995)は、さらなる富栄養化の進行を指摘したため、1996年に北海道が中心となり関係団体が

環境保全対策協議会を設置し、保全のための計画を策定した。今後は管理、監視が強化されるために水質が大きく悪化する可能性は少ないと考えられる。

しかし、渡島大沼並びに流域では、従来から行われてきた漁業、農業、牧畜に加え、観光による開発が進みつつある。特に1990年代になりリゾートブームによる観光活動の影響が大きくなってきている。現在ではこうした人為活動に対して水質だけでなく総合的な湖沼環境保全の対応が求められている。本報告では、渡島大沼で行われた調査研究等の資料を収集・整理し、過去に得られた湖内環境の歴史的な変遷、知見を整理することで、これまで的人為活動と湖沼への影響を見出し、将来に対する渡島大沼での湖沼生態系保全の在り方を検討することを目的としたものである。

2. 渡島大沼の概要

2-1. 成因と地質環境

渡島大沼の形成については未だ十分に明らかにされていないが、隣接する駒ヶ岳の火山活動と密接な関係をもって生成され、変遷してきたものと考えられる。表1に駒ヶ岳周辺地域の地質系統表と駒ヶ岳の噴火年表を示す。鈴木ら(1964)の報告で渡島大沼一帯は、新第三紀以前は海底下にあり、その後の造山運動や、火山活動により第四紀の洪積世に陸地化し、留ノ湯熔結凝灰岩により、河川が堰き止められ、現在の大沼湖沼群と呼ばれる三つの湖沼を含む、1つの大きな湖沼が形成されるに至ったとした。これが古渡島大沼と考えられている。その後の噴火により、しばしばその形を変化させ、洪積世末の噴火により、今の大沼、小沼、葦菜沼などの湖沼群に分かれたとされる。この時の火山碎屑流堆積物(流れ山泥流)は、粘性が強いこともあって堆積後の表面は異常に凸凹が著しく、これが現在の湖内の景観を作りあげている島や丘になったと見られる。渡島大沼には多数の島があるが、これは火山碎屑流堆積物であり、多量の暗灰青色の安山岩角礫と、この間を埋めている暗灰色の火山灰や火山砂などから構成される集塊質凝灰岩状の碎屑流である。その後1640年の噴火により現在の三湖沼形態になり1856年の大噴火により再度折戸川が堰き止められ、地盤沈下も伴い、

現在の状態になったと考えられている。

大森(1922)は、小沼の古小沼川付近の西部や南部、鉄道トンネル出口付近のヤチダモ、ヤツバハンノキ、ナラ等の沈水樹木は1856年の噴火により、この地帯が地盤陥落したことが主因とした。そして、この沈木の存在により渡島大沼の形成要因は、堰き止めと陥没によるものと考えた。しかし、石山(1981)は、三谷ら(1966)の調査で付近に断層が存在しないと報告していることから小沼の成因は大沼が形成された時に、あふれた水が当時低地だった小沼へ流入し今の形になったとの推測をしている。大沼、小沼内の地質調査結果がないので詳しい形成については、今後その調査が必要となろう。

底質状態について、北川(1975)は大沼で7m以浅は溶岩性の細かい礫または砂、8m以深では灰色の泥と報告している。底質成分や形態について、伊藤(1978)は、大沼内で調査した3点の水分含量は、58.9~84.7%、灼熱含量が8.4~14.1%と高い値を示していたのに対して、小沼内の1点はそれぞれ51.4%、2.8%と有機物の堆積が少ない傾向が見られたとした。粒度分析の結果は大沼の湖心部の地点では、0.05mm以下の細かい粒子が82.3%を占めていたのに対し、小沼の湖心部は0.25mm以上の粒子が91.4%を占めていたことを示していた。さらに、1976年から1977年にかけてほぼ1ヶ月毎に大沼湖心部の底質分析した結果、底層水の溶存酸素が減少する夏期においても遊離硫黄の増加は見られず、その他の水分含量、灼熱減量、底質性COD等についても顕著な季節的变化が認められなかったことも報告した。年1回行われる公共用水域底質測定結果(北海道, 1973-1997)においても、大沼の底質は外観が粘土~シルト、色相が黒灰色、小沼の底質は細~中粒砂、暗黒灰色の傾向があることを報告している。

湖底柱状試料より、大沼の堆積量は 9.5mm yr^{-1} と見積もられている(西条, 1956)。資源科学研究所(1970)の調査では、柱状試料の火山礫の層を詳細に検討した結果、1640年から1929年までは $0.3\sim 0.15\text{mm yr}^{-1}$ 、1929以降は $1.8\sim 3.3\text{mm yr}^{-1}$ と算出した。渡島大沼は、古渡島大沼形成から見た場合に数万年の経過しており、湖の寿命としては末期に属しているのは間違いのない。その環境を維持するためにはさらに沈降物の速度や成分

表1 駒ヶ岳周辺地域の地質系統表と駒ヶ岳噴火年表

時代	堆積物	火山性堆積物	火成活動	渡島大沼の変遷	駒ヶ岳の主な噴火活動	
沖積世	現河床 氾濫原	上部火山灰層	KO-a	1929 (昭和4) 年	堰止? 堰止	小噴火: 1996 (平成8) 年
			KO-b	1905 (明治38) 年		小噴火: 1937 (昭和12) 年
			折戸川熔結凝灰層 KO-c1	1856 (安政3) 年		大噴火: 1929 (昭和4) 年
			KO-c2	1765 (明和2) 年		小噴火: 1924 (大正13) 年
			KO-d	1640 (寛永17) 年		噴煙: 1923 (大正12) 年
			KO-e	縄文～続縄文		小噴火: 1922 (大正11) 年
			KO-f			小噴火: 1919 (大正8) 年
			KO-g			小噴火: 1905 (明治38) 年
KO-h	小噴火: 1888 (明治21) 年					
洪積世	第3段丘	中部火山灰層	火山碎屑層	山体の一部崩壊	山 軽石流 体 泥流 の 大火口の形成 成	大噴火: 1856 (安政3) 年
			留ノ湯熔結凝灰層			小噴火: 1784 (天明4) 年
			下部火山灰層			大噴火: 1765 (明和2) 年
第2段丘II	留ノ湯熔結凝灰層	下部火山灰層	剣ヶ峰熔岩	古渡島大沼の形成	大噴火: 1640 (寛永17) 年	
			第2段丘I		剣ヶ峰熔岩	大噴火: 1640 (寛永17) 年
尊菜沼 小沼 大沼 姿々湖 分化						

鈴木・国府谷 (1964) より改編

組成を明らかにすることも必要と考えられる。

2-2. 水文環境

渡島大沼は、例年12月上旬から中旬に全面結氷し、3月下旬から4月上旬かけて解氷されるために初春と秋以降に湖水の鉛直循環が起きる湖沼である。湖面結氷に関しては、函館測候所の観測資料により岡田(1906)と田中(1906)は、その日数を1904年度は1904年12月10日から1905年4月9日まで114日、1905年度は125日、1906年度は113日と報告している。田中(1922)は、1921年の大沼の結氷は12月6日に始まり、12月10日に全面結氷したものの、小沼はこれに比較すると数日早く認められたとした。地元に行った聞き取りでは、小沼や尊菜沼は大沼より数日程度、結解氷する傾

向があると報告した。近年、地球温暖化が叫ばれているが湖面結氷期間の変化の報告示例は見当たらない。

降雨状況について田中館(1922)は、1908年から1913年までの函館測候所の年間降雨量は953～1371mmと報告した。1961年から1968年までの大沼、森、鹿部、旧大沼第1発電所のこれら4点の降雨観測所における降水量についてデータを整理した結果、各地点の統計期間における年平均降水量はそれぞれ1,436、1,172、1,096、1,178mmと算出し、いずれの地点も8月または9月に最高値があった(資源科学研究所,1970)。大沼の月別降水量について1979年から1990年までのうち欠測期間があるものを除いた6ヶ年分の傾向を図1に示す((財)日本気象協会北海道本部,1991,1992)。この期間の年間降水量は1,080～1,566mmであり、年平

均降水量は約1,200mmであった。各年の月別平均降水量は50～150mm前後であり、9月が最も高く170mmであるが全般的に7月から9月が高い。最高降水量があった月は、9月に3回、7、8、10月に1回ずつであり、この傾向は年間変動はあるが、資源科学研究所の調査時と大きく差がないと考えられる。また、この12年間の集計値から一日に10mm以上の降雨があった日が4月から11月までに年平均で約26日ほどあり、特に7月から10月までは各月3.4～4.2日ほどあることから、この時期の降雨流出機構と湖内生産について今後検討する必要がある。大沼に最も近い函館海洋気象台で1961年から1990年までの30年間について集計した気象データから、平均気温範囲は-3.4(1月)～21.6(8月)℃、年間降水量は1154.9mm、月別最深積雪は4cm(4月)～40cm(2月)と報告されている。

図2に大沼の位置、流入出河川、深淺図について示し、表2に大沼の主な物理諸元を示す。大沼と小沼の湖面積比率は大沼が小沼に対して1.5倍弱であり、体積、滞

留時間はそれぞれ4倍程度である。

大沼に流入する主な河川は宿野辺川、軍川、菟間川の3河川であり、この他に大八川、アカシブ川などがあるが、これらの水量は極く僅かである。これらの河川水は大沼を涵養した後、セバットを通過して小沼に流入する。小沼には、このセバットより流入した大沼の湖水のほか、古小沼川、学園川等があるがいずれも水量は微量である。これらの湖水は最終的には小沼の南

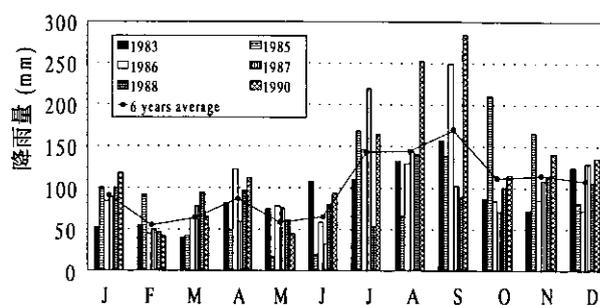


図1 渡島大沼における1983～1990年の月別降雨量と6年間の平均雨量の変動。(財)日本気象協会北海道本部(1992)を引用した。

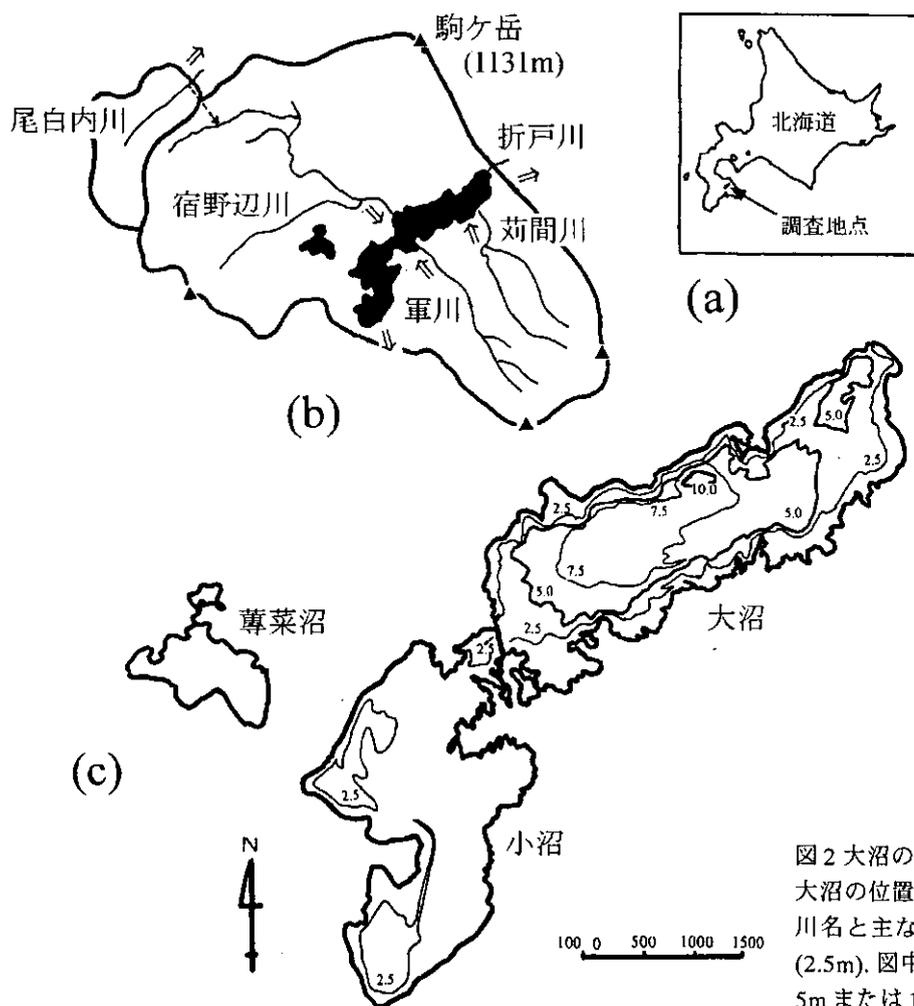


図2 大沼の地点図。a)北海道における渡島大沼の位置、b)渡島大沼の集水域と流入河川名と主な山岳名、c)渡島大沼の水深図(2.5m)。図中の一は2.5mまたは7.5m、一は5mまたは10mを示す。

表2 渡島大沼の物理諸元

項目 単位	湖面積 (km ²)	湖体積 (万m ³)	最大水深 (m)	平均水深 (m)	滞留時間 (年)
大沼(含む小沼)	8.92	4,180	13.6	4.7	0.24
大沼	5.12	3,300	13.6	6.4	0.19
小沼	3.80	880		2.3	0.05

端の取水口に取り込まれ、発電と灌漑用水に利用されて久根別川を經由して函館湾に注がれている。北海道(1982)、坂田ら(1986)によると宿野辺川、軍川、荻間川の流量比はそれぞれ約70～80%、約20～10%、約10%程度であり、その後に調査した石川ら(1996)の報告でもこれらと比較して大きく違いがないことが指摘されている。これら3河川の合計流入量では、灌漑用水の必要に達しないと試算されたため、宿野辺川には隣接する尾白内川(通称姫川)から地下の導水管を通して適量の導水を行っている。資源科学研究所(1970)の試算で、流域面積は宿野辺川、荻間川、軍川分の合計169.66km²、導水地区の面積15.97km²合わせて、185.63km²と報告している。また、高安ら(1936)は大沼、小沼とも駒ヶ岳方面に2ヶ所の湧水があり、これらは駒ヶ岳から積雪、雨水が地下浸透してきたものと報告した。

渡島大沼は、折戸川を堰き止めて出来た湖沼であるため、湖水の流れは小沼から大沼を経て大沼の東端の放出口から折戸川を經由し噴火湾に流出し、その湖水は田中館(1925)の報告にもあるとおり古くから発電用に利用されていた。しかし、大野平野における農業利用のための水量確保を主目的として小沼の南西部に取水口が計画され、1965年にその運用が始まった。その時に大沼から小沼へと水の流れが逆転した。この取水口では水位の管理がなされ11月に最高水位となり、12月から3月にかけて最低水位まで放水、4月の降融雪を貯留し、8月の湧水期に一部補給の上再び11月末に最高水位を迎えるという人為的操作がなされている。大沼東端の旧放水口は、台風等による多量の降雨が流入水の増大を招き、最大取水口能力の13m³sec⁻¹以上になると判断された時、及び発電所のメンテナンス時に開放、利用されている。

大沼と小沼をつなぐ地点は、セバット(狭戸)と呼ばれる幅20m程度の水路が1カ所あるだけである。半田・

荒木(1930)によると元々は他に2カ所ほど水路があったが、鉄道の敷設に伴い、埋め立てられ現在のセバットのみが連絡水路として残されたとしている。大沼における湖水の水平流向を左右する因子の1つは、発電取水口の開閉調節の管理状態であるが、半田・荒木(1930)、堀内(1978)とも底層での反転流の存在を指摘している。半田・荒木はセバットで流速を検討したところ、底層部では通常の水の流れ(当時は小沼から大沼)と逆の動きがあることを発見しており、この原因はセバットの湖底地形が影響していると考察している。堀内もフロートを使って湖流の測定を行った。湖流と同時に測った風向は、南西風と北東風が卓越し、この両者は5月から8月まで約70%の頻度を示した。湖流は0～2.5mの深度は、2～4cm sec⁻¹で風速の約1%前後であり、大体風向方向と一致したが、深度と共に速度は減少して、同時に少しずつ向きを変え、8m付近では風向と逆方向に流れていたと記述している。この反転流の存在が、水質的な湖内環境、動植物プランクトンのような微小生態系や魚類活動に影響を与えている可能性があるのかどうかは明らかでない。

函館气象台で過去のデータを集計したところ5月から9月までの東風が最多風向として認められている。春から夏に大沼ではこの東風の力によって起こされる水吹流が、時計回りの湖水状態が多くなり、北に位置する宿野辺川の流入水はSta.1に大きく影響する。石川ら(1998)によると1997年9月に大沼で2日に渡って調査を行った時に、初日に湖面に3～5mm程度のパッチ状の「水の華」が見られたが、翌日の調査では西の銚子口沿岸にこれらが漂っていることが確認された。*Microcystis*のような空胞を持つものは水吹流によりこのように西側に集まるか、逆の流れではセバットを通して取水口から排出される可能性が強い。

2-3. 社会、自然環境

大沼の集水域は七飯町にある荻間川流域と軍川流域、

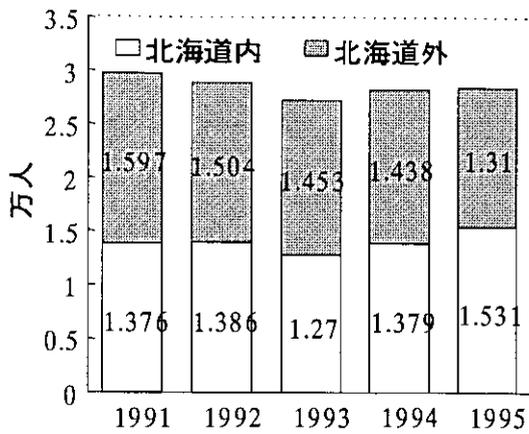


図3.1 渡島大沼における1991～1995年の道内外別観光客入り込み動向。大沼環境保全対策協議会(1997)を引用した。

及び七飯町と森町にまたがる宿野辺川流域に分けられる。集水域の人口は1981年に4,744人、1994年は3,845人、1996年は4,103人と推移しており、両町合わせて1割前後の住民が大沼周辺域に住んでいる。1991年から1995年までの観光者数は約300万人前後で推移している(図3.1)。道内、道外の比率はほぼ半半ずつであるが、1995年を除くと2～8%程度道外客が多かった。養豚は1981年より12%の伸びとなっているのに対して、放牧については、1981年より360%以上に増加している。これは近年、大沼牛というブランドを作り、飼育

表3 渡島大沼における湖内外の植生と周辺の動物相

湖内及び周辺の植生	
湖内	周辺
ネムロコウホネ	ミネヤナギ群落
エゾヒツジグサ	イヌコリヤナギ群落
ヒルムシロ	ススキ群落
ヨシ	ドロノキ群落
ガマなど	ウダイカンバ群落
	シラカンバ群落
	ウラジロダテ群落など

周辺の動物	
哺乳類	鳥類
ユキウサギ	エゾライチョウ
シマリス	シジュウカラ
キツネ	アカゲラ
	ウグイス
	オオルリ
	アオサギ
	マガモ
	カルガモ
	オオハクチョウなど

大沼国定公園管理指針より(平成3年3月,北海道)

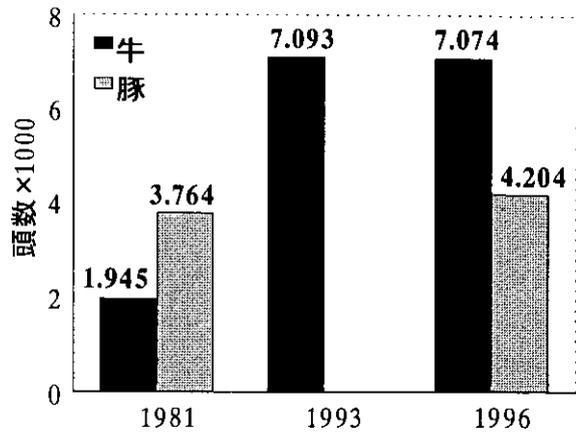


図3.2 渡島大沼集水域における養豚と放牧の年別頭数。1981年は北海道(1982), 1993年は北海道環境科学研究センター(1995), 1996年は大沼環境保全対策協議会(1997)を引用した。

意欲を喚起したために家畜頭数が増えたためと考えられる(図3.2)。この他には鶏、馬などが飼育されている。

表3に大沼周辺の植生、動物について代表的なものを示す。大沼周辺の植生は駒ヶ岳を中心とした火山植生と山麓に広がる落葉樹林に大別される。火山植生は火山噴火後の植生変化を見る上で貴重とされている。また、湖沼を含む周辺部は動物の繁殖地、渡り鳥の中継地点として重要な地域であるため、鳥獣保護区に指定されている。周辺部は別荘分譲地の開発が行われている(表4)が、景観を考慮し建物の高さ規制や立木の伐採を規制している。そのため開発地域内の自然環境は比較的良好に維持されている(北海道保健環境部, 1991)。

3. 方法

3-1. 調査地点

渡島大沼において過去に調査、研究のなされた地点は目的により湖内、沿岸を問わず多数ある。しかし、公

表4 渡島大沼の集水域の土地利用状況

分類	面積 (ha)	分類	面積 (ha)
田	680.9	幹線交通用地	16.7
畑	1,217.2	その他の用地	13.8
森林	10,591.7	沼など	9.3
建設用地	59.2	河川地(大沼を含む)	1,043.8
荒地	3,384.2	合計(河川地を除く)	15,973.0

北海道生活環境部調べ(1986年公共用水域の概要より)

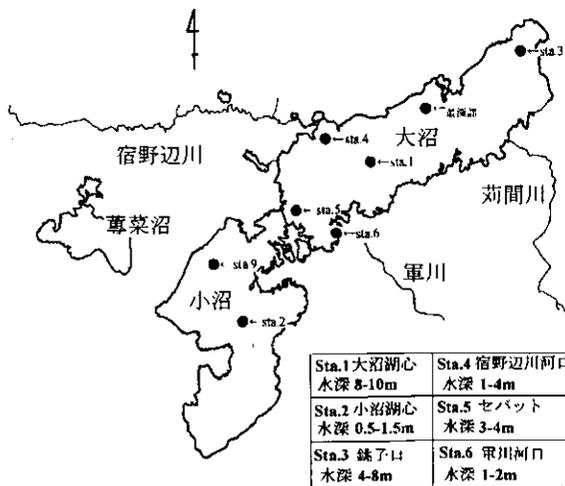


図4 渡島大沼における採水地点図, 地点名とその水深及び最深部

公共水域の調査が行われるようになって、ここ20数年間は定期的に定点で設定項目のデータが収集されている(図4)。大沼で5点(Sta.1、Sta.3、Sta.4、Sta.5、Sta.6)、小沼で1地点(Sta.2)の合計6点、その他に流入河川の菟間川、宿野辺川、軍川に地点がある。大沼の最深部は地獄湾沖に13.6mの水深があると田中館(1925)が報告している。建設省国土地理院(1991)は1983年に測

表5 過去に調査した主な分析項目と分析方法

項目	調査分析方法	その他記載事項等 (前処理など)	主な調査分析者
水温	棒状温度計など		多数
透明度	透明度版		多数
溶存酸素	ウインクラーフ DOメーター		多数 石川ら(1994,1996)
pH	ガラス電極法		石川ら(1994,1996)
懸濁物質	GF-P法(口径1.0μm)		松永ら(1979)
硝酸態窒素	銅・カドミカラム還元法		資源科学研究所(1970)
亜硝酸態窒素	ナフチルエチレンジアミン法		資源科学研究所(1970)
アンモニア態窒素	インドフェノール法		資源科学研究所(1970)
全窒素	アルカリ性過硫酸酸分解		石川ら(1996)
リン酸態リン	モリブデンブルー法		資源科学研究所(1970)
全リン	過硫酸カリ分解モリブデンブルー法		石川ら(1996)
化学的酸素消費量	JIS(1971)		松永ら(1979)
クロロフィルa	蛍光光度法	メタノール抽出 90%アセトン抽出	日野ら(1994)、石川ら(1996) 伴(1996)
一次生産法	溶存酸素法 ¹⁴ C-現場法 ¹³ C-現場法		資源科学研究所(1970) 松永ら(1979) 日野ら(1994)、石川ら(1996)
採水器具	バンドン採水器(6L) カラム採水器(2L)		伴(1996)、石川ら(1996) 石川ら(1996)
プランクトン(定性試料)	NXXX25口径25cm	ホルマリン固定	北海道(1982)

量を行ない、大沼と小沼の最大水深はそれぞれ11.6m、4.4mと報告している。この差は1929年に起きた駒ヶ岳の大噴火による影響があると考えられる。

本稿では、渡島大沼の環境は湖容積の大きい大沼で代表させて考察を行う。そのため大沼についてデータ蓄積があるSta.1並びに過去の文献でその近辺のデータを整理して報告する。公共水域の測定では年6回が基本であるため、大沼の解氷期の4月から11月まで毎月の測定値はなく、年度により記録が欠けている月がある。小沼については必要に応じてSta.2に近い点か、石川ら(1996)が設定した北側の古小沼沖の水深3~5m地点(Sta.9)を代表地点としてデータ整理を行った。これ以外の調査点については過去の文献で報告、考察されたものを引用して記載する。

3.2. 調査、分析方法

分析採水方法は目的とする内容、年代、調査者により多岐に渡るため、そのすべてを列挙することはしない。また、分析機器の発達に伴い、同じ項目でも一概に分析値を比較することは出来ない場合もある。公共水域の設定前後の報告からほぼ項目、分析法が一定していると考えられるので、表5には吉住ら(1972)以後に報告された調査、分析法について代表的なものを

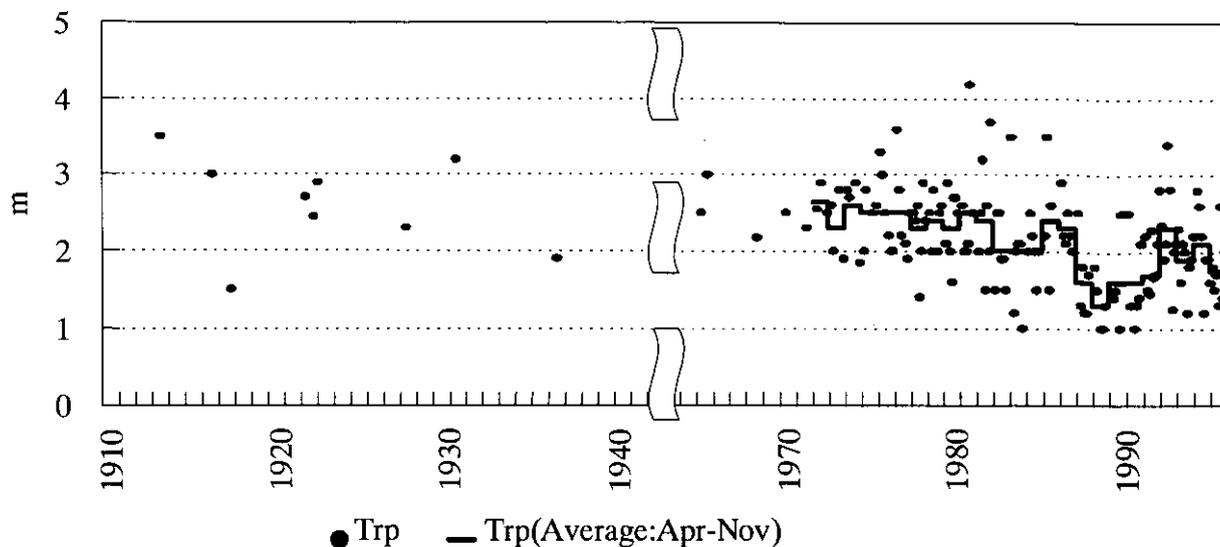


図5 Sta.1における1913～1996年の月別透明度と4月から11月までの平均値の傾向。図中の1年は4月から11月までの8ヶ月間とした。1913～1917年は田中館(1925), 1922～1923年は半田・荒木(1930), 1928年と1931年はMiyadi, D. (1932), 1937年はYoshimura, S. (1936, 1938), 1966年は北海道立水産孵化場(1970), 1969年は資源科学研究所(1970), 1971年は吉住ら(1972), 1972年は北川(1978), 1973～1997年は北海道(1973-1999), 1979年は北海道(1979), 1981～1984年は北海道立水産孵化場(1982-1985)を引用した。

示した。使用機器等やその他の詳細なことについては関係文献を参照のこととする。

4. 結果と考察

4.1. 透明度

大沼の最初に測られた透明度の記録は北海道水産試験場の半田芳男の記録で1913年8月に亀の湯沖で3.5m(水深不明)であった(田中館, 1925)。85年間の透明度(図5)の最大値は4.2m(観測日1982年8月)、最小値は1.0mであった。4月から11月までの年平均値の変動は1988年までその値が2mを下回ることにはなかったが、1989年から93年までは1.3～1.7mと低くなった。しかし、1994年以降は約2m前後に回復した。この悪化原因、並びに回復要因は不明である。

1977年以降は年6回以上の調査を行っているので、1977年から1996年までの5月から10月までの月毎の平均値を算出した。各月の透明度は2.4, 2.1, 2.1, 1.9, 1.9, 1.9mと7月まで2m以上であるのに対し、8月以降は1.9mと差が見られた。水文環境で記載したように降雨は7月から10月に年間最高降雨量がある傾向にあり、この期間に1日10mm以上の降雨日が3～4日程度ある。降雨に伴う風力により湖内が攪拌されたり、集

水域からもたらされる土壌等により水質が濁った結果を反映したのかもしれない。結氷期における透明度の測定は、田中館(1925)、半田・荒木(1930)、北海道環境科学研究所(1995)の記録がある。それらの結果は2.25～3.4mの範囲であった。

湖内の他地点については、資源科学研究所(1970)が1969年9月に大沼11点、小沼5点で透明度を測定したところ、それぞれ2.17～3.20m、1.73～2.22mであったが、このときの小沼のクロロフィルa量が大沼より低いことや、セストンに対するクロロフィル含量が小さいことから、小沼では風による底泥の巻き上げの影響が認められるとした。吉住ら(1972)は1971年7月の調査で、大沼7点、小沼4点の透明度はそれぞれ2.2～2.5m(1点を除く)、1.7～1.9mの測定値を得た。また、吉住ら(1972)、伊藤ら(1976)ともに調査時のSta.6が他地点より透明度が低い傾向があることを指摘し、吉住はその原因を近接する毛皮加工場排水の流入の影響と考えた。今田ら(1983)は、1974年から80年までの7年間のデータから、Sta.1はSta.5またはSta.4より有意に高いとの結果を出した。伴(1996)は、1986年5月から1988年6月までの観測期間中の透明度(観測地、地獄湾沖)は、1.5～3m程度であり、成層期に低くなる傾向が見られたとしている。

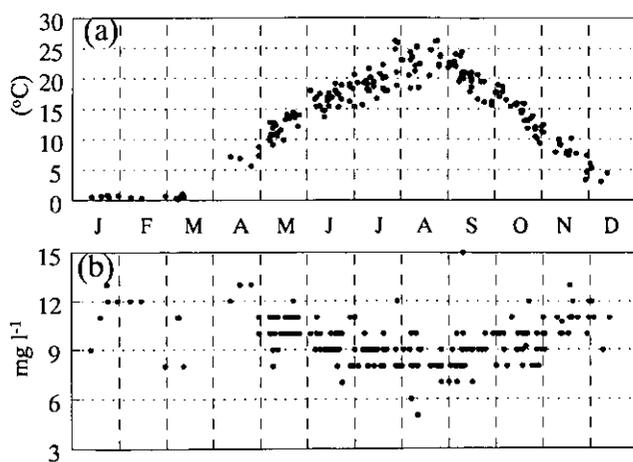


図6 Sta.1における1916～1996年の日別水温 (a) と溶存酸素素量 (b) の変遷. 1916～1923年は田中館 (1925), 1930～1934年は高安ら (1936), 1928年と1931年はMiyadi, D. (1932), 1937年はYoshimura, S. (1936), 1962～1963年は五十嵐・上野 (1963), 1957年は水野 (1960), 1966年は北海道立水産孵化場 (1970), 1969年は資源科学研究所 (1970), 1971年は吉住ら (1972), 1972年は北川 (1978), 1973～1997年は北海道 (1973-1999), 1979年は北海道 (1979), 1981～1984年は北海道立水産孵化場 (1982-1985) を引用した.

4-2. 水温

大沼の表面水温は、結水下の時期はほぼ0℃程度であり、4月の解氷後には5℃前後で、それ以後変動がありつつも、ほぼ1ヶ月毎に5℃前後上昇し、7月後半から8月上旬に最大水温を向かえる (図6a)。それ以後5℃前後の割合で低下し、11月下旬から12月上旬の結氷直前に4℃前後になるという年間傾向を示している。最大水温は1933年7月26日に26.2℃があるが、30℃は超えた観測値は見られていない。吉住ら (1972) が調査した大沼内7地点の水温は19.5～20.2℃で、地点別に

大きな差がないとしているが、宿野辺川河口に近い地点は河川水の影響のため他地点よりやや低いことを指摘した。

大沼と小沼の水温について、竹内 (1996a) は1995年4月から同年12月まで調査を行い、大沼のSta.1と小沼のSta.9の地点で検討したところ、7月から8月の水柱内の平均水温は小沼が3℃近く上回っていたと報告した。また、石川ら (1997) は1996年7月から同年10月まで竹内と同じ地点で水温観測を行ったところ、Sta.9の表面水温は7月から9月までSta.1より約0.5～2℃ほど高く、10月以降は逆に下回る傾向があった。これはSta.9の水深が約3mとSta.1の約10mより浅いため水柱としての水容積が小さく、熱の吸収放出がSta.1より早く、水温に差が出たと推測した。

図7にはSta.1における1995年、1996年の5月から10月までの1m毎の水温の鉛直分布を示した。両年とも6月下旬から8月まで5～7m層に温度勾配がやや見られるが、表層と8m層での差は最大でも3.3、3.9℃である。5～6月上旬と9月以降は循環し、表層と底層の温度差はほとんどない。この傾向は田中館 (1925)、半田・荒木 (1930)、高安 (1936)、Yoshimura (1936) も同様であった。これらは最深部 (水深: 約12～13m) で調査を行っていることから、10m以深ではさらに水温が下がり、表層と底層 (約12m) での温度差が7～10℃の差がある月もあったことを報告している。結水下の調査結果は、表層が0℃前後で、底層が4℃前後となる逆列成層を示している (高安ら, 1936; 石川

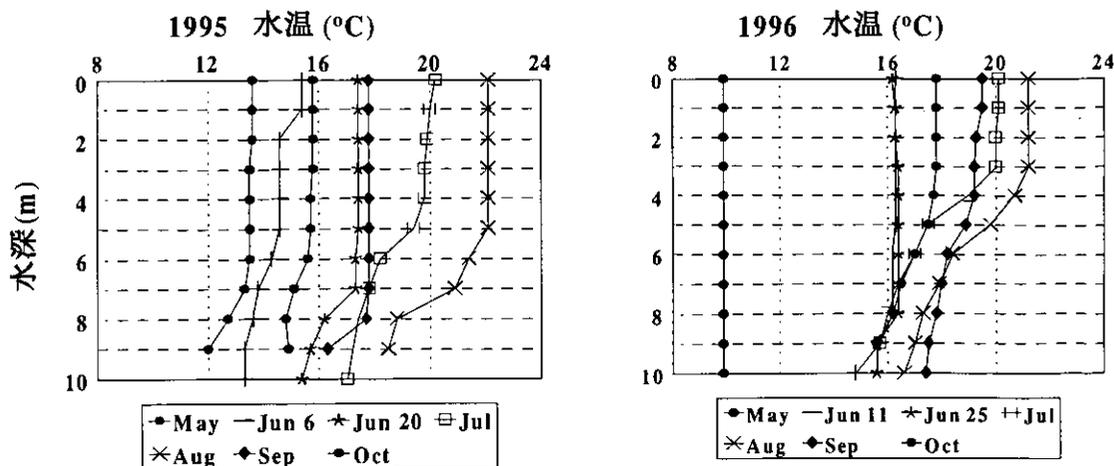


図7 Sta.1における5～10月の鉛直方向の水温変動

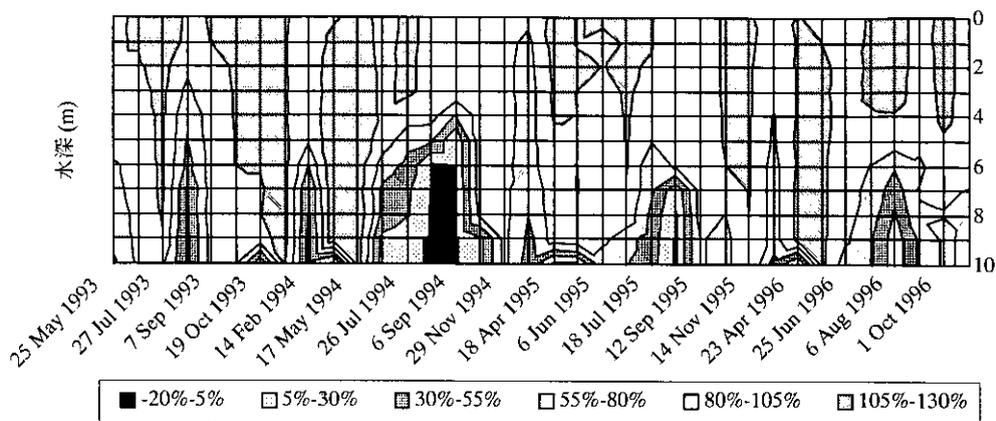


図8 Sta.1における1993～1995年の1ヶ月毎の鉛直方向に対する溶存酸素飽和度(%)の傾向。各年共に11～4月の間は1月または2月に1回のみ調査を行った。1993年11月は調査されなかった。また1995年6月は2回調査されている。

ら、1996)。

4-3. DO

DOは水温と逆に4月以降1月毎に7～8月まで1～2mg l⁻¹前後、濃度低下があり、その後は上昇して行く傾向が見られる(図6b)。図8には1993年5月から1996年11月までの飽和度(%)による鉛直分布の変動を示す。DOは成層化に伴い7月から8月にかけて減少し、8m層下部では飽和度が20%前後までに下がるが、9月には、7～8m層までは循環期になるため下層部で飽和度は回復する。しかし1994年は、長期間続いた晴天による風力により湖水が攪拌されなかったためか、8～9月に飽和度5%以下という貧酸素層が底層から5m層まで達していた。高安ら(1936)と比較すると、夏季の調査は10m層でも飽和度を50%前後維持しているが、近年のように8m層下部が、20%以下になった調査結果は過去に少ない。

吉住ら(1972)が1971年7月に調査を行ったところ、鉛直方向のDOは1点を除けば大沼は表層から5m層までは飽和または過飽和で豊富に存在していたが、8.1mで4.81mg l⁻¹(飽和度53.98%)、11.5mで1.71mg l⁻¹(18.39%)と低酸素であり、小沼は逆に浅いため底層の一部を除くとほぼ酸素量は飽和であると報告している。伊藤ら(1976)は1973年6月から1976年11月までの調査期間中は、表層の飽和度は常に80%以上あり、8m層でも1976年7月のSta.1で45.3%値を除くと極端に貧酸素になることはなく、時期により飽和度100%以上のこともあったとした。松永ら(1979)は1977年6月から1978年5月まで、結氷期を除いてほぼ1月ごとに

大沼4点、小沼2点の地点を設定し調査を行ったところ、DOは全点、全層で年間80%以上の飽和度を示し、底層も酸素不足にはなっていないと報告した。また、北海道公害防止研究所(1983)の1982年の調査では、大沼のSta.1のDOは7～8月に低くなる傾向が認められ、特に8m層では80%以下を示したとしている。伴(1996)は、温度躍層が発達した8月から9月の8m以深ではDOが1mg l⁻¹以下の低酸素量が見られたが、6m以浅は調査期間中、飽和度で90%を下回ることにはなかったと報告した。これらより、大沼の成層条件には気象的な影響も大きいことが考えられる。一方、小沼は常に鉛直混合が起きているため表層と下層では差が見られないと考えられる。

4-4. COD

0m層(または表層)のCODは1966年以降から報告があり、それ以前にも過マンガン酸消費量として分析値が報告されている(図9)。これは塩素のマスキング対策が十分でない方法であるが、CODと同様の方法であるので補正して図示した。1973年以降の年平均値で見ると徐々に上昇している中で1988年までは1983年を除き、環境基準値である3mg l⁻¹を下回っていた。その後、さらに上昇し、1993年は4.1mg l⁻¹を示した。1994年から1996年は3.1～3.4mg l⁻¹と幾分下がったものの基準値は超過し続けている。北海道環境科学研究センター(1995)が調査した時のCODとクロロフィルaの相関係数は0.702と懸濁態物質のものより高いことを報告した。大沼のCODの変化は内部生産により影響を受けていることが示唆される。

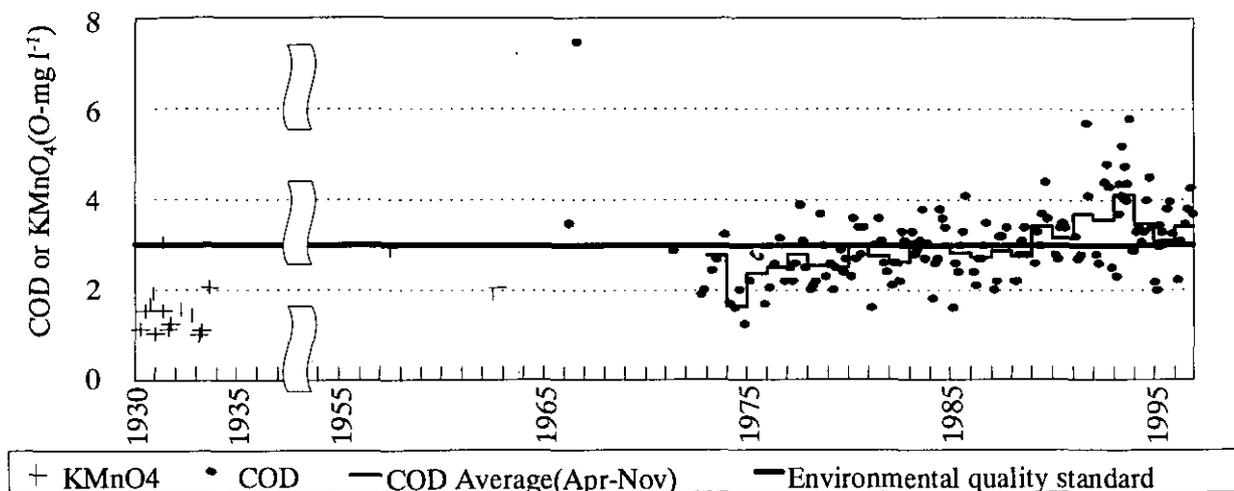


図9 Sta.1における1966～1996年の月別CODと4～11月のCOD平均値の傾向。1930～1962年は KMnO_4 測定法により得られ、0.253をかけて酸素消費量として補正した。1930～1934年は高安ら(1936), 1931年は吉村(1931), 1962年は五十嵐・上野(1963), 1957年は水野(1960), 1966年は北海道立水産孵化場(1970), 1971年は吉住ら(1972), 1973～1997年は北海道(1973-1999), 1979年は北海道(1979), 1981～1984年は北海道立水産孵化場(1982-1985)を引用した。

地点的な特性については、Sta.6がSta.2を除く他の地点より有意に高い平均値を持ち、さらにSta.2はSta.1, Sta.3, Sta.4, Sta.5より有意に高かった(今田ら, 1983)。コレログラムの解析では春期と秋期の値が低く、夏期に値が高い傾向があることがうかがえたと報告した。北海道(1982)は、1981年の夏期のCODは 3.0mg l^{-1} を超え、すべての流入河川流入部で 3mg l^{-1} を超えたと報告し、この時期のCOD増加と河川からの負荷量との関係を示唆した。

pHについても調査されているが、報告毎に大きな傾向や特徴は見られなく、ほぼ6.0～8.5前後にあり、著しい酸性、アルカリ性の値は示されていない。

4-5. 栄養塩類

表層における、硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)、アンモニア態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)、リン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$)について図10にその傾向を示した。また、各分析法に若干の違いがあることやCODと透明度の傾向から1990前後を境に環境が変化している可能性が考えられたので1978年以前、1981年から1990年、1991年から1996年と3期間に分けて示した。亜硝酸態窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)は、ほとんど検出限界以下であった。

$\text{NO}_3\text{-N}$ の季節変動は4月の解氷後に濃度が高く、その後は減少を続け9月以降に回復するという傾向がある。 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ は年間の傾向に特徴は見られない。特に $\text{PO}_4\text{-P}$ は 0.005P mg l^{-1} 以下の値が多く、その濃度

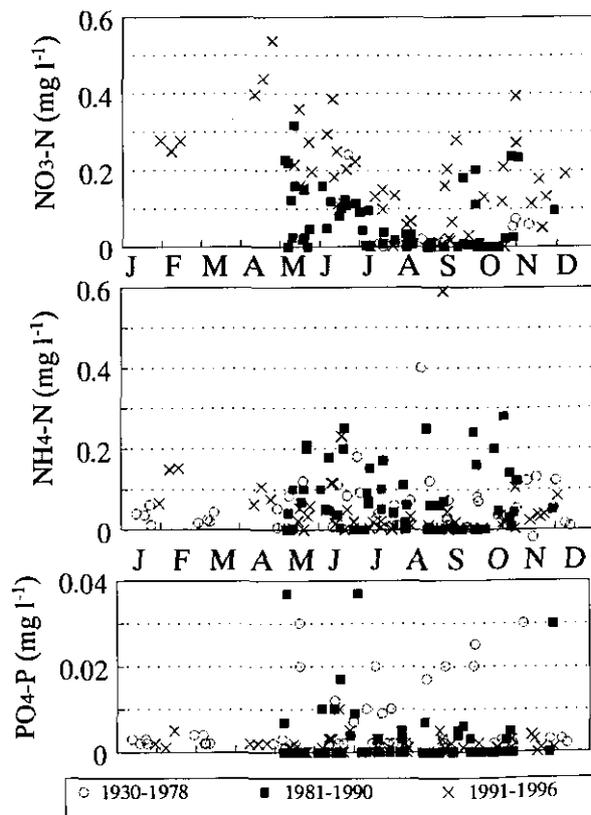


図10 Sta.1における硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$; 図上段)、アンモニア態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$; 図中段)及びリン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$; 図下段)の日別傾向。1930～1934年は高安ら(1936), 1931年は吉村(1931), 1957年は水野(1960), 1966年は北海道立水産孵化場(1970), 1969年は資源科学研究所(1970), 1971年は吉住ら(1972), 1973～1976年は伊藤ら(1976), 1978年は北海道立水産孵化場(1980), 1981～1997年は北海道(1982-1999)を引用した。

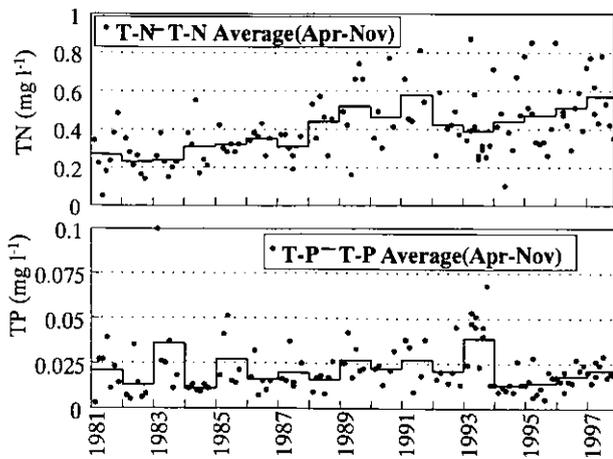


図11 Sta.1における1981～1997年の月別(4月から11月まで)全窒素(TN:図上段)と全リン(TP:図下段)の傾向と年平均値の傾向。1981～1997年は北海道(1982-1999)を引用した。

が低いことが半田・荒木(1930)は特徴的であると指摘している。この理由について松永ら(1979)は、 $PO_4\text{-P}$ については湖水中の鉄濃度が高いことから鉄への吸着除去のためとした。吉住ら(1972)は調査時の $NH_4\text{-N}$ 値 0.17 N mg l^{-1} (単位以下同様)は、1930～1934年の $0.0041\sim 0.0286$ (高安ら, 1936)、1962～1963年の $0.0082\sim 0.452$ (五十嵐・上野, 1963)と比較して、増加傾向が認められると報告した。松永ら(1979)が調査を行った時は、 $NO_3\text{-N}$ が5月と6月に検出された以外は、 $NH_4\text{-N}$ 、 $PO_4\text{-P}$ 及び $NO_2\text{-N}$ はいずれも検出限界以下であった。北海道(1982)は、湖水中の $NO_3\text{-N}$ に代表される溶存無機態窒素(DIN)は多いが $PO_4\text{-P}$ が少ない理由を河川から供給されるこれらの濃度傾向を反映したと報告した。北海道公害防止研究所(1983)の調査時のSta.1の $NO_3\text{-N}$ は5月に 0.2 mg l^{-1} 程度で比較的高い値を示したが、6月以降減少を示した。 $NH_4\text{-N}$ は7月の2m層を除いて 0.1 mg l^{-1} 以下であった。 $PO_4\text{-P}$ は検出限界以下のことが多く、鉛直的にも変化が認められなかった。

TNはCODと同様に年平均値では1981年から上昇傾向にあり(図11)、1986年以後その増加が目立ち、1991年には 0.58 mg l^{-1} と最も高くなったが、それ以後は減少に転じていたものの1994年以後は $0.44\sim 0.51\text{ mg l}^{-1}$ と再び増加傾向が見られる。TPは1981年から1993年まで年平均値で $0.01\sim 0.04\text{ mg l}^{-1}$ の変動幅に収まっているが、1994年以降は年間の変動幅がそれ以前より小さくなったが、この原因は不明である。図12はTNとTP

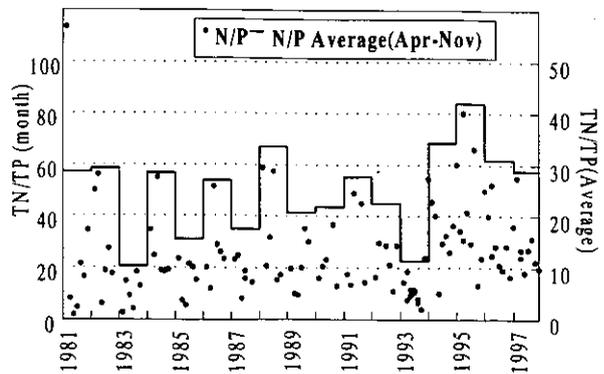


図12 Sta.1における1981～1997年の月別(4月から11月まで)N/Pの傾向と年平均値の傾向。1981～1997年は北海道(1982-1999)を引用した。

の値をもとに、TN/TP比(重量比)の変動を示す。海洋・湖沼における水圏生態系での炭素(C)、窒素(N)、リン(P)の比はレッドフィールド比と呼ばれ、重量比で $C:N:P=41:7:1$ になるとされている。図12においてはTN/TPが20を超えていることが多く、レッドフィールド比でリン制限にある傾向が多いが、1981年から1987年にはTN/TPが窒素制限に近い10以下の値を示す時期もあった。

4.6. クロロフィルa

0m層(または表層)のクロロフィルa量は1981～1987年には $20\mu\text{g l}^{-1}$ を超えることはほとんどなく、概ね $10\mu\text{g l}^{-1}$ 以下の値である。しかし、1988～1993年まで上昇傾向に転じ、それ以後の1994～1996年は $14.2\sim 16.5\mu\text{g l}^{-1}$ と2～3倍になっている(図13)。また、月別でも1980年代に見られた $5\mu\text{g l}^{-1}$ 以下の観測値は1990年以降にはほとんど見られない。年間では6～10月に年間の最大値を示すが、中でも9～10月に多い。本湖における植物プランクトンの変動は、春期と秋期にある。それぞれ融雪期や台風時期に当たるため比較的、集中して河川からの流入負荷量が増す(図16参照)。加えて、秋期は上位捕食者である動物プランクトンがワカサギの捕食を受けて、この時期には大きく減少していることが分かっており(石川ら, 1998)、これらが相乗的に作用した結果、9～10月に最大値を示すと考えられる。

クロロフィルa量の特徴はその増加に伴って、 $NO_3\text{-N}$ などが減少する逆相関性と同時にCODが増加する相関がある(北海道公害防止研究所, 1983)。伴(1996)は、クロロフィルa量は解氷後から5月中旬までに増加

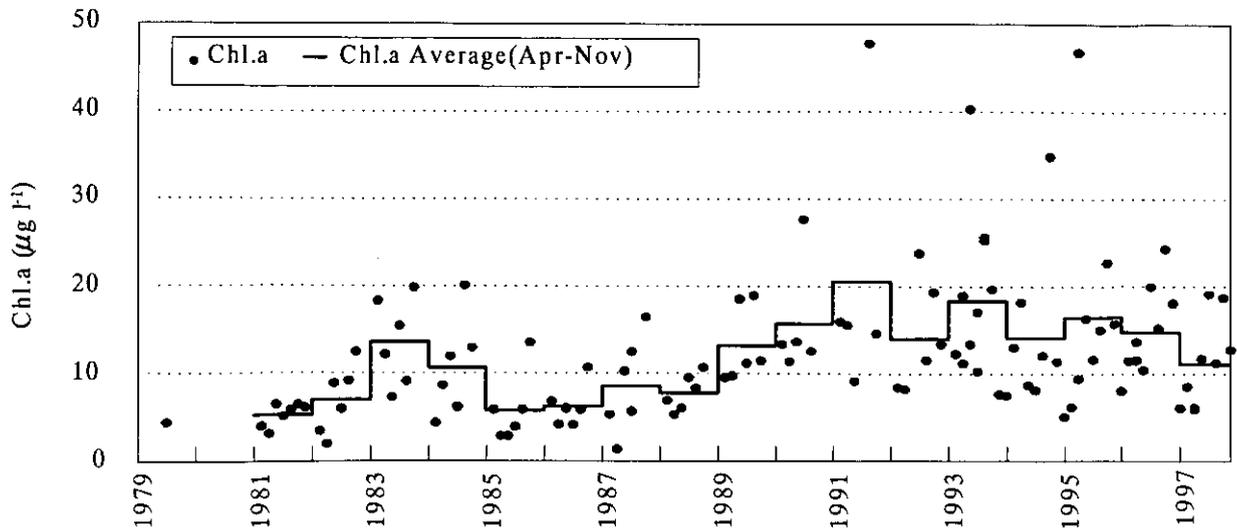


図13 Sta. 1における1981～1996年の月別(4月から11月まで)クロロフィルaの傾向と年平均値の変動. 1979年は北海道(1979), 1981～1997年は北海道(1982-1999)を引用した.

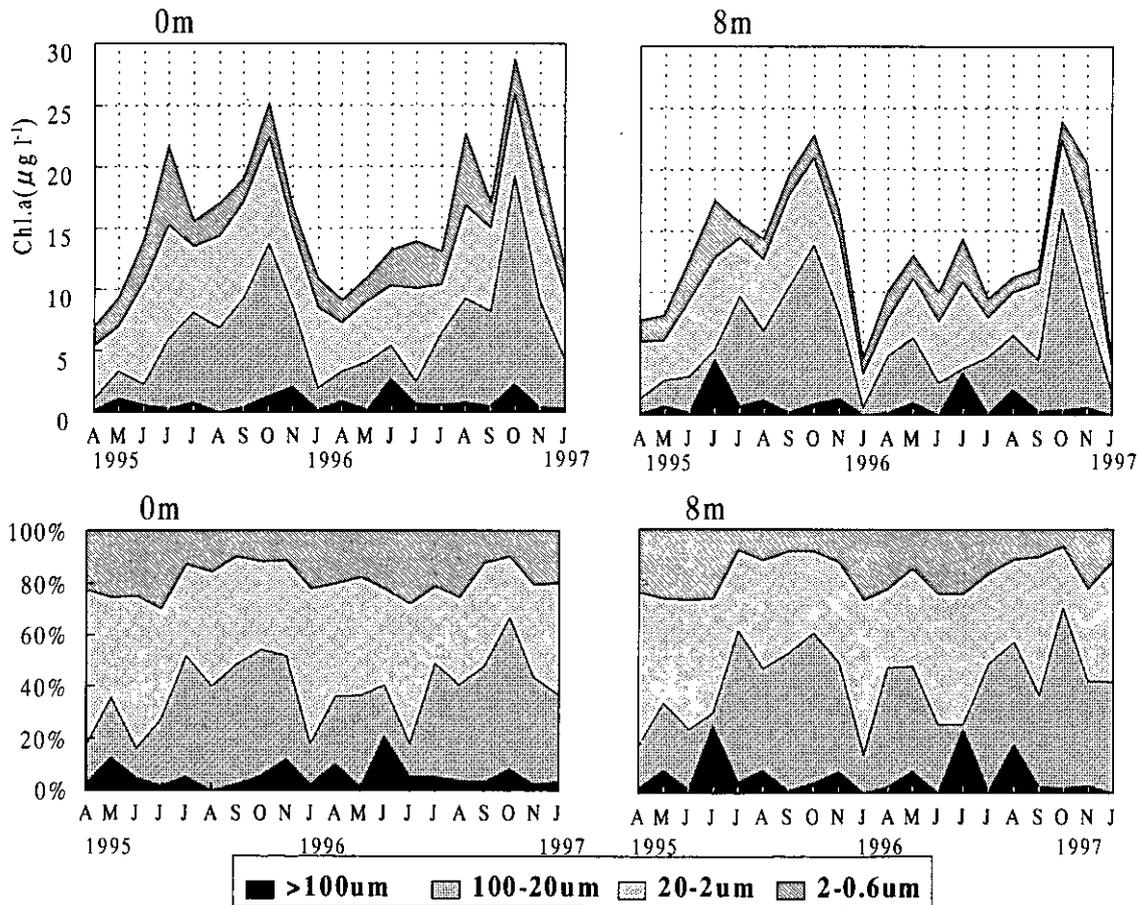


図14 1995年4月～1997年1月のSta.1(0m), Sta.1(8m)及びSta.9(0m)におけるクロロフィルaのサイズ別濃度変動. a)クロロフィルaのサイズ別濃度変動, b)クロロフィルaの組成比別変動.

し、その後6月初旬までに一旦減少し11月までは徐々に増加していたとし、解氷後からクロロフィルa量の増加が始まっていることを報告した。このことから水生植物が繁殖していた頃の渡島大沼では解氷による光量増大と水温上昇により5～6月に植物プランクトンが増殖、6～7月にかけて水生植物が繁殖するため、そ

の成長が止まり、9～10月にかけて再び増加が起こるという変動を示したと考えられる。水生植物が過去に小沼で多く繁殖していたことから、反転流がもたらす小沼からの水質環境についても今後、考えていく必要がある。

1995年4月から1997年1月までのクロロフィルa量

を100 μm 以上、100 \sim 20 μm 、20 \sim 2 μm 及び2 \sim 0.6 μm の4サイズに分けて示した(図14、石川ら、1997)。0m層、8m層とも傾向は類似しており、100 \sim 20 μm と20 \sim 2 μm の2つのクロロフィル a サイズ濃度が高く、これらで全体の約70 \sim 80%を占めていた。100 μm 以上のサイズは10%以下を示すことが多かった。2 μm 以下のサイズは優占種となることはなく、比較的大型種が優先する湖沼である。また、100 \sim 20 μm と20 \sim 2 μm の濃度は両年とも、6月までは20 \sim 2 μm が優占したが、7 \sim 11月までは、逆に100 \sim 20 μm のサイズが優占しており、優占サイズの種の変化が起きている。変化が起きる時期には動物プランクトン量が減っており、この影響を受けている可能性があるが、さらに詳細な調査研究が必要である。

1995、1996年には春先のピークに差異がある。この理由として、栄養塩、水温等の影響が考えられた。NO₃-N、NH₄-N、PO₄-Pは、両年でこの時期で濃度差が見られなかったが、表層水温を比較すると、1996年4月は5.6 $^{\circ}\text{C}$ (1995年6.8 $^{\circ}\text{C}$ 以下同様)、5月9.9 $^{\circ}\text{C}$ (13.6 $^{\circ}\text{C}$)、6月上旬16.3 $^{\circ}\text{C}$ (15.4 $^{\circ}\text{C}$)と1996年の5月が3.7 $^{\circ}\text{C}$ と低く、低水温の影響が植物プランクトンの増加に対して抑制的に働いたと考えられた(石川ら、1997)。水温の影響について、伴(1996)も言及しており20 μm 以下サイズ(このサイズが*Eurytemora affinis*の餌となる)の鉛直分布が、水温の鉛直構造とほぼ一致したと報告している。

4.7. 一次生産量

一次生産量は、湖内の魚類等に対する生物生産力を知る上で重要な要素であり、渡島大沼でも過去に、その報告が見られる。

資源科学研究所(1970)は、酸素法で求めた大沼の総生産量は4250mgO₂ m² d⁻¹、それに対して分解量は3850mgO₂ m² d⁻¹であり、差し引き400mgO₂ m² d⁻¹が大沼の基礎生産力とした。これを炭素量に換算すると約150mgC m² d⁻¹となり、松永ら(1979)の報告値と大きく違わない。

松永ら(1979)はC¹⁴法により基礎生産力を求めたところ、春から秋にかけて平均で200mgC m² d⁻¹(純光合成量として)以下であり、8月に鉛直方向の生産力を求めたところ、3m以浅に生産に限られていることを見出した。この結果、湖水全体の生産量は年間で450tCと

なった。一次生産量から魚類への転換量を見積もるため、動物植物プランクトンの水分量を10%、乾燥重量中の炭素量を45%とし、動物植物プランクトンの比率を9:1、動物プランクトンから魚類への転換率を10%と仮定したところ、魚類生産量(ワカサギ)は100t程度となることを指摘した。

石川ら(1996)は、1995年に月1回の割合でC¹³法により基礎生産量を求めた。水柱当たりの生産量の季節的な変動については、冬季に低く夏から秋に高くなり、最大値は7月の806mgC m² d⁻¹であった。小沼では冬季に低く夏期から秋期に高くなり、大沼と同様な傾向を示した。8月の981mgC m² d⁻¹が最大値であった。松永らの時代より2 \sim 3倍になっており渡島大沼が富栄養化したことが分かる。これに伴い、夏に8m以下で貧酸素傾向が定着し、貧酸素化の進行によっては底質からの栄養の供給がある可能性も考えられる。これらの原因としては水草の消失による湖内生態バランスが崩れたか、流入河川の負荷増大も考えられ、さらに解析が必要な点である。また、安富・今田(1998)によると1995年から1997年まで3年間の一次生産量平均値は646tC yr⁻¹(①)である。また、ワカサギの漁獲量から見積もられる魚類に固定された炭素量は3.3tC(③)であると計算した。それに対して伴(1998)は動物プランクトン量のうちワカサギの主たる餌となる甲殻類の生産量は51.2tC yr⁻¹(②)と算出した。①から②への転換効率は7.9%であり、②から③への転換効率は6.5%と算出される。この値は、かなり荒い見積もりであり、今後さらに正確な漁業資源量の見積もりや、他の動物プランクトン生産量、底生動物の生産量等を調査する必要があると考えられる。

4.8. 植物プランクトンの種類

大沼で過去に報告された植物プランクトン種について表6に示した。これまでに珪藻類43種、緑藻類20種、藍藻類12種が確認された。

1965年に渡島大沼では、湖水の流れが大きく変わっている。1965年以前の報告では、季節変化を把握しているのは、高安ら(1936)の報告しかない。3年間の傾向は、大沼、小沼とも通年で珪藻類が出現し、春と秋にその現存量が最も多くなり、種として*Melosira italica*が多かった(水野(1960)はここで報告された*M.*

表6 渡島大沼で過去に報告された植物プランクトン種 (その1)

報告者または報告機関	田中館 ¹⁾ (1925)	半田・荒木 ¹⁾ (1930)	岡田・木場 (1936)	高安ら (1936)	水野 (1960)	三原ら (1967)	道立孵化場 (1970)	資源科学 (1970)	道立孵化場 (1971)	道立孵化場 (1975)	田中 (1980)	北海道 (1982)
調査年	1916-22	1922-23	1930	1931-34	1957	1965-66	1966	1969	1971	1975	1980	1981
測定日時または回数	不明	不明	8月	23回	8月	5回	6月、9月	9月	不明	3回	3回	4回
単位	定性	定性	定性	個 100ml ⁻¹	相対	相対	相対	個 cc ⁻¹	相対	相対	相対	個 ml ⁻¹
珪藻類 (Bacillariophyceae)												
<i>Asterionella formosa</i>						RRR-CC	○	128	RR	RR-R	○	250-1100
<i>Asterionella gracillima</i>				9-1.33E+07	C							
<i>Asterionella</i> sp.	○		○									
<i>Attheya zachariasi</i>								3	RR	RR		
<i>Cocconeis</i> sp.	○											
<i>Coscinodiscus lacustis</i>				13-354								
<i>Cyclotella kutzingiana</i>								3				
<i>Cyclotella</i> sp.	○											50-720
<i>Cymatopleura solea</i> var. <i>apiculata</i>				4-100								
<i>Cymbella affinis</i>					R							
<i>Cymbella</i> sp.				7-75				18.4	RR			
<i>Diatoma elongatum</i>												3200
<i>Diatoma</i> sp.	○											
<i>Epithemia</i> sp.				67								
<i>Fragilaria crotonensis</i>						RR			RR			240-380
<i>Fragilaria pinnata</i>					CC							
<i>Fragilaria virescens</i>				54-6755								
<i>Gomphonema accuminatum</i>								3.2				
<i>Gomphonema</i> sp.	○											
<i>Gyrosigma</i> sp.				4-554					RR			
<i>Melosira arichalca</i>			○									
<i>Melosira distance</i>								80				
<i>Melosira granulata</i>					CC	R-CC			C-CC	RR-CC	○	200-950 ²⁾
<i>Melosira granulata angustissima</i>								3.2				
<i>Melosira italica</i>				474-3.26E+07		R-CC	○	192		RR-C		++++
<i>Melosira varians</i>				18-2368						RRR-C		
<i>Melosira</i> sp.	○					RRR						
<i>Navicula placentula</i>				105								
<i>Navicula</i> sp.	○							3.2-5.2				
<i>Navicula</i> spp.				7-138								
<i>Nitzschia</i> sp.				53								
<i>Pinnularia</i> sp.				4-44				2.6				
<i>Pleurosigma</i> sp.	○											
<i>Surirella robusta</i> var. <i>splendida</i>				5-1053								
<i>Surirella tenera</i>					C							
<i>Surirella</i> sp.	○	○	○						RR			
<i>Surirella</i> spp.				10-1313		RRR						

RRR: ほとんど稀, RR: 少ない, +: 普通, C: 多い, CC: 非常に多い. 1) 報告では大沼と小沼の区別なし. 2) 報告値は*Melosira granulata*と*M. italica*の合計値.

表6 渡島大沼で過去に報告された植物プランクトン種 (その2)

報告者または報告機関	田中館 ¹⁾ (1925)	半田・荒木 ¹⁾ (1930)	岡田・木場 (1936)	高安ら (1936)	水野 (1960)	三原ら (1967)	道立孵化場 (1970)	資源科学 (1970)	道立孵化場 (1971)	道立孵化場 (1975)	田中 (1980)	北海道 (1982)
<i>Synedra acus</i>									RR			30-4000
<i>Synedra ulna</i>				6-8250				1.3-13.0				
<i>Synedra</i> sp.	○					RR				R		
<i>Tabellaria fenestrata</i>				12-29708	+	R		6.4				60-100
<i>Tabellaria flocculosa</i>						RRR-RR						
<i>Tabellaria</i> sp.	○											
緑藻類 (Chlorophyceae)												
<i>Actinastrum</i>									RR			
<i>Chlorella</i> sp.									RR			
<i>Closterium gracile</i> var. <i>elongata</i>					R							
<i>Coelastrum</i> sp.								3.2				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>												+
<i>Dictyosphaerium</i> sp.								48.0				
<i>Gloecystis gigas</i>												+
<i>Mougeotia</i> sp.					R							
<i>Pediastrum angulosum</i>					C							
<i>Pediastrum araneosum</i>									RR			
<i>Pediastrum boryanum</i>				39-107	R	RRR						+
<i>Pediastrum duplex</i>								2.6-3.2	RR			+
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>reticulatum</i>				146-1760							○	
<i>Pediastrum</i> sp.	○											
<i>Scenedesmus quadricauda</i>								5.2-31.2				240
<i>Scenedesmus</i> spp.									RR			
<i>Selenastrum</i> sp.									RR			
<i>Spirogyra</i> sp.					R				RR			
<i>Stichococcus bacillaris</i>												300
<i>Staurastrum paradoxum</i>												+
藍藻類 (Cyanophyceae)												
<i>Anabaena flos-aquae</i>				3458-97417	R							
<i>Anabaena</i> sp.									RR			
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>				2.92E+06								
<i>Aphanizomenon</i> sp.	○											
<i>Aphanocapsa</i> sp.								128-2120				
<i>Chroococcus</i> sp.									RR			
<i>Merismopedia</i> sp.												+
<i>Microcystis aeruginosa</i>				4-1789		RR - +	○		RR	RRR-RR	○	+
<i>Microcystis</i> sp.	○							39				+
<i>Oscillatoia</i> sp.									RR			
<i>Oscillatoia</i> spp.										RRR		
<i>Oscillatoria curviceps</i>					+							

RRR:ほとんど稀, RR:少ない, +:普通, C:多い, CC:非常に多い. 1) 報告では大沼と小沼の区別なし.

italica は *M. granulata* の間違いであると指摘した) と報告している。緑藻類はほとんど出現せず、見られない年もあったとしている。藍藻類は *Anabaena flos-aquae*、*Clathrocystis (Microcystis) aeruginosa*、*Aphanizomenon flos-aquae* が出現し、*A. flos-aquae* は夏から秋にかけて最も見られた。水野 (1960) も珪藻類が多く、藍藻類では *Microcystis aeruginosa* が非常に多かったことを報告し、この間には種の変化や季節的変動は特に変わっていない。

湖水の流れが変わった直後では、大沼の春には珪藻類や藍藻類の種や季節的変動は、高安ら (1936) との違いは見られない (三原ら, 1966)。しかし、夏期に定量調査を行って高安ら (1936) と比較したところ、大沼、小沼とも個体数が激減し、高安らの時が 蓴菜沼 > 小沼 > 大沼 の順に個体数が多かったのに対し、本調査では 小沼 > 大沼 > 蓴菜沼 の順であったことを示した。

石川ら (1996) によると、大沼では珪藻種の *M. granulata* が優占したとし、特に7月と10月には細胞数が増加し、2度のピークが観察された。*M. granulata* に続いて出現した珪藻種は直径が 5 ~ 15 μm の *Cyclotella* sp. で、調査期間を通じて出現した。また、9月には直径 3 μm 程度の小型の *Cyclotella* sp. が多く出現した。また、珪藻種以外ではクリプト藻種の *Cryptomonas* spp. が調査期間を通じて出現した。更に、5月から7月まで黄色鞭毛藻種の *Uroglena americana*、5月にミドリムシ藻種の *Trachlomonas pucilla*、7月に黄色鞭毛藻種の *Ochromonas* sp. が目立って出現した。藍藻類は7~10月に *Anabaena solitaria*、*A. flos-aquae*、*Microcystis wesenbergii*、*Phormidium tenue* などが出現したが、群体数は 100 群体 ml^{-1} を超えることはなく、生物量としては少ないものだったと報告した。

大沼における優占種は季節を通じて珪藻類であり、中でも *Melosira* 群である。この群中で、*M. granulata* が季節を通じて優占し、特に秋にその現存量が最も大きくなることが多くの報告で指摘されている。藍藻類は春先に出現するという報告はほとんどなく、7月から10月にかけて *Anabaena* 群、*Aphanizomenon* 群、*Microcystis* 群が出現するものの、珪藻類の現存量を超えることはない報告がほとんどである。1965年を境にして変化したことは、珪藻類、藍藻類ともに季節変動

で違いはない。高安ら (1936) よると、緑藻類が小沼、蓴菜沼に対して大沼は極めて少ないことを指摘している。北海道 (1982)、石川ら (1996) の調査結果では大沼、小沼ともにプランクトン相や出現傾向に差がないことを報告していることから、湖水の流れが変化することで、小沼が独自に有していた水質環境が変化し、大沼の水質環境とほぼ同じになったためと考えられる。また高野ら (1997) によると、出現に影響を与える要因は湖内の物理化学的要因よりも気象的要因が植物プランクトンの遷移に強く影響を及ぼしていることを示唆し、この報告からも現在の大沼と小沼の水質環境に差がないことが指示される。

4-9. 水生植物

大沼のような浅い湖では水生植物の生態、生産等がその湖沼の生態系に寄与しているのは見逃せない点であるが、過去において水生植物の生態に関する調査研究例は少ない。大沼で過去に報告された水生植物種について表7に示した。これまでに抽水植物7種、沈水植物36種が確認された。

分布について、蓴菜沼を含む3湖沼ともに4m以浅の沿岸部には沈水性、浮葉性の水草が非常に高密度に繁茂しており、特に、沿岸部ではヨシの侵入が目立ち、コウホネ、スイレンが密生していたとしている (資源科学研究所, 1970)。その外側では水面に浮葉性のヒシ、ヒルムシロ、底部にはセキショウモ、センニンモ、イバラモが多く、特にヒシの群落は大きく、その密度は 32 個体 m^2 重量 (生量) で 1.6 kg m^2 あったと報告している。その後の調査でハス、コウホネ、ジュンサイ、ヒツジグサの浮葉植物種が沿岸帯の入り江に集中して分布し、ヒシが小沼の湖岸から湖心部にかけて広い分布域を持っていたと報告している (北海道公害防止研究所, 1983)。これら以前でも、田中館 (1925)、半田・荒木 (1930) が沿岸域での水草の繁殖状況について報告し、これらの報告から多種類かつ現存量が多かったことが示唆されている。しかし、石川ら (1996) の調査では、抽水性植物のヨシ、コウホネ等以外は確認されず、沈水性植物はほとんど見られず、特に過去に多かったと報告されているヒシについてはほとんど見られないと報告した。この理由は人為的な刈り取りによるものと見られる。北海道環境白書 (1974-1997) には、大沼の

表7 渡島大沼で過去に報告された水生植物の種

報告者または報告機関	田中箱 (1925)	半田ら (1930)	三島 (1930)	上野 (1931)	道立ふ化場 (1970)	北海道 (1983)
調査年	1916-22	1922-23	1928	1930	1966	1982
測定日時	不明	不明	不明	8月	不明	7月
抽水植物 (Emergent Plant)						
<i>Carex</i> sp.					○	
<i>Juncus effusus</i> L. var. <i>decepiens</i> Buchenau	○	○				
<i>Nulumbo nucifera</i>						○
<i>Phragmites communis</i> Trin	○	○			○	
<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scopli					○	
<i>Typha latifolia</i> L.	○	○				
<i>Tncus</i> sp.					○	
沈水植物 (Submerged Plant)						
<i>Basenia</i> sp.		○				
<i>Brasenia shreberi</i> J.F. Geml	○	○			○	
<i>Chara</i> sp.	○		○		○	
<i>Equisetum fluviatum</i> L.					○	
<i>Hydrilla verticillata</i> (L.f.) Caspary	○		○			○
<i>Hydrilla verticillata</i> Royal var. <i>Boxburghii</i> casp.		○				
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.					○	
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	○	○	○		○	○
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	○					
<i>Najas marina</i> L.	○	○	○			
<i>Nitella</i> sp.	○	○				
<i>Nitella</i> spp.						○
<i>Nuphar japonicum</i> DC	○	○	○	○	○	○
<i>Nymphaea tetragona</i> Georgi					○	
<i>Nymphaea tetragona</i> Georgi var. <i>lata</i> casp	○					
<i>Nymphaea</i> sp.		○				
<i>Potamogeton maackianus</i> A. Benn	○	○			○	○
<i>Potamogeton prefoliatus</i> var. <i>cordatilance</i> latus.	○	○				
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	○	○				
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulf	○	○				
<i>Potamogeton polygonifolius</i> Paurr	○					
<i>Potamogeton nipponicus</i> Makino					○	
<i>Potamogeton polygonifolius</i> L.		○				
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	○	○				
<i>Potamogeton natans</i> L.	○				○	
<i>Potamogeton crispus</i> L.	○		○			○
<i>Potamogeton compressus</i> L.	○					
<i>Spirogyra</i> sp.	○	○				
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	○					
<i>Trapa japonica</i> Flerov					○	○
<i>Trapa natans</i> L. var. <i>incisa</i> Makino	○		○			
<i>Trapa</i> sp.		○				
<i>Utricularia japonica</i> Makino	○				○	
<i>Utricularia vulgaris</i> L.		○				
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	○	○	○	○		
<i>Vallisneria natans</i>						○

水質保全対策として、特定公共下水道の整備と汚泥の
 浚渫が打ち出されている。1988年度から水草の除去が
 加わり1994年度まで対策として記載されている。これ
 らの刈り取り面積、刈り取り量等の資料はほとんどな
 い。オニビシの場合の刈り取りは、同一場所を3年連

続して刈り取ると4年目はゼロになるという報告があ
 る(千葉県水産部, 1989; 生嶋・栗原, 1989)。ここ大沼
 で同様のことが行われていた可能性があり、ヒシを含む
 沈水性植物が回復する可能性は少ないと考えられる。

表8 渡島大沼で過去に報告された動物プランクトン種 (その1)

報告者または報告機関	田中館 ¹⁾ (1925)	半田・荒木 ¹⁾ (1930)	上野 (1931)	岡田・木場 (1936)	高安ら (1936)	水野 (1960)	三原ら (1967)	道立孵化場 (1970)	資源科学 (1970)	道立孵化場 (1971)	道立孵化場 (1975)	田中 (1980)	北海道 (1982)
調査年	1916-22	1922-23	1930	1930	1931-34	1957	1965-66	1966	1969	1971	1975	1980	1981
測定日時または回数	不明	不明	8月	8月	23回	8月	5回	6月、9月	9月	不明	3回	3回	4回
単位	定性	定性	定性	定性	個 100ml ⁻¹	相対	相対	相対	個 cc ⁻¹	相対	相対	相対	個 ml ⁻¹
甲殻類 (Crustaceae)													
<i>Acroperus harpae</i>			+										
<i>Alona guttata</i>						R							
<i>Alona</i> spp.							RRR						
<i>Argulus</i> sp.	○	○											
<i>Bosmina coregoni</i>							RRR- +	○			R	+	
<i>Bosmina longirostris</i>			+		2-5490	R	RR- +	○		CC	RR-CC	+	
<i>Bosmina</i>									3.3-50.6				
<i>Bosmina</i> sp.		○											+
<i>Bosminopsis deitersi</i>			+		6-493		RRR-R				R	+	
<i>Bosminopsis</i>									1.1-15.4				
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>			+		255-495	R	RRR						
<i>Ceriodaphnia</i> .		○											
<i>Ceriodaphnia</i> .					25-142								
<i>Chydorus sphaericus</i>			+		3	C							
Cyclopidae sp.							RRR						
Cyclopidae sp. ditto copepodid							RRR						
Cyclopidae sp. ditto nauptii							RRR						
<i>Cyclops</i> sp.	○	○			4-153							+	
<i>Daphnella</i> sp. ²⁾	○	○											
<i>Daphnia</i> sp.	○	○											
<i>Diaphanosoma</i>									1.1-11.0		RR		
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			+				RRR				RRR-RR	+	
<i>Diaptomus</i> sp.	○	○											
<i>Gammarus</i> sp.	○	○											
<i>Iliocryptus sordidus</i>													+
<i>Holopedium gibberum</i>							RRR-RR						
<i>Mesocyclops leuckarti</i>						R							
<i>Mesocyclops</i>									1.6-4.4				
<i>Scapholeberis mucronata</i>			+										
<i>Sida crystallina</i>							RRR						
<i>Sida</i>										RR			
<i>Simocephalus serrulatus</i>			+		79								
<i>Thermocyclops hyalinus</i>							CC						
Copepodid										RR			
Copepodid nauplius					6-1233					RR			
Nauplius													+
輪虫類 (Rotatoria)													
<i>Anuraea aculeata</i>					14								
<i>Anuraea cochlearis</i>					8-825								
<i>Anuraea</i> sp.	○	○		○									
<i>Asplanchna priodonta</i>										R-RR		+	
<i>Asplanchna</i> sp.	○	○			8-1771						R		

RRR: ほとんど稀, RR: 少ない, +: 普通, C: 多い, CC: 非常に多い. 1) 報告では大沼と小沼の区別なし. 2) 上野 (1931) は *Diaphanosoma brachyurum* の間違いではないかと指摘.

表8 渡島大沼で過去に報告された動物プランクトン種 (その2)

報告者または報告機関	田中館 ¹⁾ (1925)	半田・荒木 ¹⁾ (1930)	上野 (1931)	岡田・木場 (1936)	高安ら (1936)	水野 (1960)	三原ら (1967)	道立孵化場 (1970)	資源科学 (1970)	道立孵化場 (1971)	道立孵化場 (1975)	田中 (1980)	北海道 (1982)
<i>Ploesoma truncatum</i>							RR- +	○				+	
<i>Ploesoma</i>					4-825				6.6-23.7.6				
<i>Ploesoma</i> sp.											+		
<i>Ploesoma</i> spp.													
<i>Polyarthra euryptera</i>							RRR						
<i>Polyarthra platiptera</i> ♂					14-867								
<i>Polyarthra platiptera</i> ♀					5-6042								
<i>Polyarthra trigla</i>							RRR-RR				RR-R		+
<i>Polyarthra</i>									36	RR			
<i>Polyarthra</i> sp.	○	○		○								+	
<i>Synchaeta stylata</i>												+	
<i>Synchaeta</i>									3.3-26.4				
<i>Synchaeta</i> sp.					8-304		RRR-R						
<i>Triarthra longiseta</i>					6-4800								
<i>Triarthra</i> sp.	○	○		○									
<i>Trichocerca cylindrica</i>												+	
<i>Trichocerca</i>									3.3-35.2				
繊毛虫類 (Ciliata)													
<i>Ophrydium</i> sp.		○											
<i>Vorticella</i> sp.		○											
原生動物 (Protozoa)													
<i>Arcella vulgaris</i>					7-54								
<i>Ceratium hirundinella</i>					4-1842								
<i>Ceratium hirundinella rostratum</i>				○									
<i>Ceratium</i> sp.	○	○											
<i>Diffugia (oblonga)</i>					8-100								
<i>Diffugia</i> sp.	○	○								R			
<i>Diffugia</i> spp.					316								
<i>Dinobryon bavaricum</i>							R						
<i>Dinobryon cylindricum</i>					57-3740				1.3-53.7				
<i>Dinobryon divergens</i>							RRR-R			RR		+	+
<i>Dinobryon sertularia</i>										R			
<i>Dinobryon</i> sp.	○												
<i>Eudorina elegans</i>					198				3.2			+	+
<i>Euglena acus</i>										RR			
<i>Euglena</i> sp.									3.2-19.2	RR			+
<i>Euglypha acanthophora</i>					50								
<i>Gonium pectorale</i>					4-1684								
<i>Heterophrys</i> sp.	○	○											
<i>Mallomonas</i>										RR			
<i>Mallomonas</i> sp.									2.6-12.8				+
<i>Pediastrum boyanum</i>							RRR						
<i>Peridinium tabulatum</i>					8-125								
<i>Peridinium</i> sp.	○	○							2.6-10.4		RRR-RR		30
<i>Synura uvella</i>					21								

RRR: ほとんど稀, RR: 少ない, +: 普通, C: 多い, CC: 非常に多い. 1) 報告では大沼と小沼の区別なし.

4-10. 動物プランクトン

大沼で過去に報告された動物プランクトン(種)について表8に示す。これまでに甲殻類36種、輪虫類40種、繊毛虫類2種、原生動物28種が確認された。戦前に田中館(1925)、半田・荒木(1930)、上野(1931)、岡田・木場(1936)が動物プランクトンの調査を行っているものの、本州の湖沼にいる種との比較であり、現存した種の報告となっているが、高安ら(1936)は、季節的な変動を追っている。輪虫類では、周年出現したものとして *Anuraea cochlearis*、それ例外 *Triarthra longiseta*、*Polyarthra platyptera* F、*Pleosoma* sp.が多く見られた。甲殻類では *Bosmina longirostris*、*Bosminopsis deitersi*、*Ceriodaphnia pulchella*であった。1965年の切り替え後では大沼、小沼とも *Bosmina coregoni*、*B. longirostris*次いで *B. deitersi*、*Pleosoma truncatum*が出現したと述べている(三原ら, 1966)。定量調査の結果は植物プランクトン同様に、7月の大沼を除けば3湖沼とも高安の時代より減少していたことを指摘した。

輪虫類は、高安らと比較すると *Keratella cochlearis* var. *hispida*、*K. cochlearis* f. *irregularis*(水野, 1960)、*K. cochlearis* var. *hispida*(田中, 1980)、*K. cochlearis*(北海道, 1982)が優占種として報告されることが多くなっており、優占種の交代が見られる。近年の報告でも優占したのは、*Diurella* spp.、*Filinia longiseta*、*K. cochlearis*、*Polyarthra vulgaris*であり(石川ら, 1996)、高安の頃と優占種の違いが見られる。

甲殻類は、*B. coregoni*、*B. deitersi*、*P. truncatum*(田中, 1980)とそれ以前の調査(高安ら, 1936; 水野, 1960)でも指摘されるように *Bosmina*が優占的である。しかしBan(1989)の報告以降は、*Eurytemora affinis*が優占的になって来ている。この理由について1980年頃にワカサギの移植に伴って持ち込まれたものと考えた(Ban, 1989; 伴, 1996)。近年の調査でもこの傾向は変わらず、*E. affinis*、*Cyclops vicinus*、*Mesocyclops pehpeiensis*、*Holopedium gibberum*、*B. coregoni*、*B. longirostris*、*B. deitersi*、*Diaphanosoma brachyurum*が優占種であったと報告している(石川ら, 1996)。

大沼と小沼の違いについて、高安ら(1936)、水野(1960)、三原ら(1966)が出現種や現存量の違いを報告しているものの、最近ではその違いは見られなくなってきた(石川ら, 1996, 1997)。

4-11. 魚類

大沼における魚類の移植の歴史は、1875年に尊業沼にコイ、フナ、ウナギを移植したのが始まりである。ほぼ同時期に、大沼にもこれらの魚種が移植されたと考えられる。1900年にヒメマス、1909年にエビ、1912年にマス、1918年にシジミ貝、1926年にゲンゴロウブナ、そして網走湖から1927年にはワカサギが移植された。その後、1932年にウナギが移植された(五十嵐・上野, 1963)。

漁業管理の歴史は、柴田(1966)によると誰もが自由に漁ができる時代(～1893年)、乱獲から漁族を保護

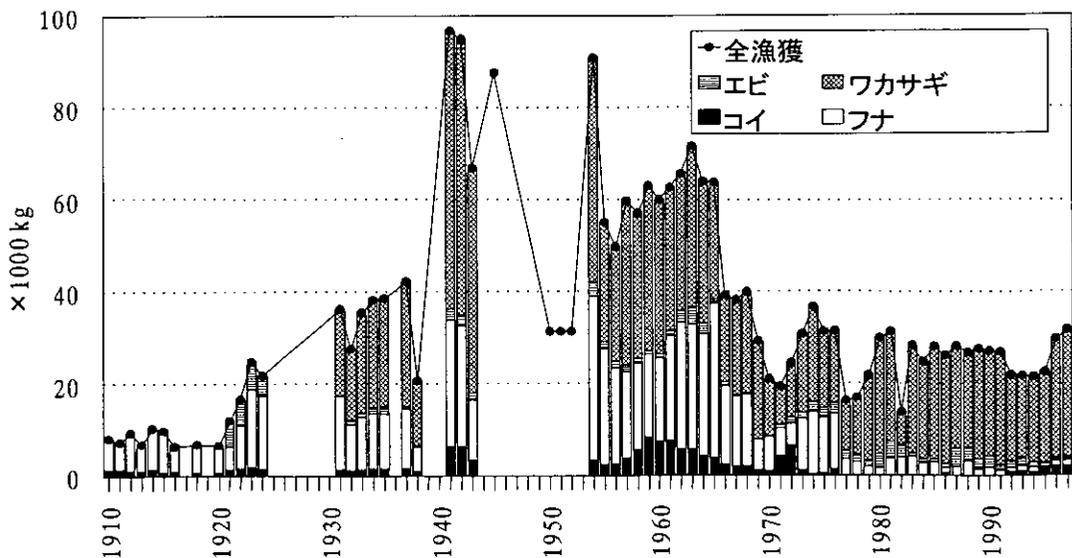


図15 1908～1995年の大沼、小沼、尊業沼3湖沼を合計した魚種別漁獲量と4種合計漁獲量の変遷。1948～1950年は3年間の平均値を掲載している。1943年と1948～1950年の4種漁獲量は他の漁獲量も含む。

するため連合漁業組合化を行い(1893～1902年)、その後大沼水産組合時代(1903～1923年)、渡島水産会大沼支部時代(1924～1929年)、大沼漁業会(1929～1944年)と名称を変え、現在の大沼漁業協同組合となった。

大沼三湖での漁獲量データは、漁業権を持つ漁業従事者が捕獲を行い、その捕獲量を個人で測定し組合に申告する形態をとっている。大沼漁業共同組合がそれらを単純集計したものが資料として残っている。図15に1908年から1995年までの漁獲データのうちデータが継続して残っているコイ、フナ、ワカサギ、エビの4種について漁種別データを示した。ウナギ、ドジョウ、ヒシ、ウグイなどの漁獲データは、数年程度あるがここでは省略した。これ以前の漁獲データは正確な記録はないが、主にフナ、コイを漁獲し、1900年前後はヒメマスもとれていたとの記録が残っている。

1908年から1918年まではコイ、フナの2種が主要漁獲種であり、その後、エビの漁獲が加わったことで10tを超えるようになり、1929年にはその2年前に孵化放流したワカサギが捕獲され始めたため一挙に倍近い36tにまで増えた。

1936年には4種合計で最大の96.5tに増加した。1950年代は60tで、その後減少し、1970年代以後は20～30tで推移している。この4種の中でワカサギの漁獲比率ではほぼ50%以上を保っており、1990年以降は80%以上になっている。60年代半ばから漁獲量が減った理由としては、1965年に灌漑用水確保に伴う排出口切り替えがあり、その前後の時期は小沼の水路浚渫により操業度が低下したこと、一時的な大量放水による小沼の湖流速の増大による操業停止、ワカサギ稚魚の流下の影響等が考えられる。

フナの漁獲が低下した理由について竹内(私信)は1973年前後に湖内でフナ穴あき病を原因とした大量の斃死や出荷、輸送時に死ぬことが多くなったため需要が暫時縮小し、漁獲努力も小さくなったことを指摘した。

1965年の切り替えに伴う漁業への影響は、五十嵐・上野(1963)が事前調査、三原ら(1966)が事後調査を行っている。五十嵐・上野は取水口切り替えにより、①小沼は、異質の水の約23倍量が湖盆を横断するため、湖盆のおおよそ63%が低生産化し、最も主要な小沼中央部

の産卵床は壊滅する、②大沼は水塊が従来の深浅変動を繰り返すだけに止まり、生産力はほとんど変わらない、と予測した。北海道立水産孵化場(1966)は、放流量増大により冬期結氷期に水位が過低下した場合、コイ、フナ、エビなどが氷蓋下に圧死して減少することや夏期には湖流が急速化し、コイ、フナなどの稚魚が防止柵を通過して湖外に排出される可能性を指摘した。

最近の状況については、ワカサギの漁獲量が大きく変動していないことや0+魚の漁獲尾数が多い場合には、その体重が小さい傾向があることから、密度効果が現れているとした(竹内, 1996b)。更に、12月でも0+魚の体重が1g程度であり、他の湖沼と比べて成長が悪いことも指摘しており、大沼はワカサギの孵化後や初期の餌生物環境は良好であるが、成長期になると相対的に餌不足に陥っている状態だと指摘している。

これは、甲殻類動物プランクトンが6月にその現存量の最大を迎えるが以後は4分の1程度に減少する(伴, 1996)ことから支持される。この解決のために人工孵化放流をやめ、天然産卵のみで十分な魚類再生産が可能であるとしている。これにより秋期にも適度の動物プランクトンの現存量が維持され、植物プランクトンの増殖を抑制し、水質環境の保全に繋がると考えられる。

4-12. 底生生物

Miyadi(1932)は大沼・小沼では*Chironomous plumosus*が最も多かったと報告した。五十嵐・上野(1963)も主な底生生物はオオユスリカの幼虫やイトミミズと報告している。北川(1975, 1978)は大沼は富栄養型の指標動物*C. plumosus*によって代表される湖とした。伊藤(1978)は1974年から1977年にかけてほぼ毎月1回に底生動物の採取を行い、各種の個体数と現存量を調べた結果、主にイトミミズ科とユスリカ科の数種よりなることを明らかにし、その生物相が1931年時とほぼ同様である傾向を報告している。また、主な底生動物のうち*Branchiura sowerbyi*は湖岸部にのみ認められ、*Tubifex hattai*と*Procladius sp. F*は湖岸部にやや多く、*Limnodrilus spp.*及び*C. plumosus*は沿岸部と湖中央で個体数と現存量に明瞭な差が認められないとした。

また、貝類については、*Lymnaea japonica* Jay、*Viviparus malleatus* (Reeve)、*Nadularia japonensis* Lea、

表9 渡島大沼並びに周辺域での環境関係年表

年代	事項
約 8,000 年前	縄文時代、小沼西岸地区に集落があった
1743 年 (寛保 3 年)	七飯から大沼方面にゆく道が切り開かれた
1799 年 (寛政 11 年)	このころ、津軽の人垣原治六が宿野辺 (現赤井川、駒ヶ岳地区) に移住し、休所を開く。
1849 年 (嘉永 2 年)	奥羽凶作による窮民数戸が軍川地区に入り、開墾に従事。
1858 年 (安政 5 年)	函館奉行が軍川村に役場を開き、牛 50 余頭を入れ管理を行った。
1865 年 (慶応元年)	旧相馬藩が軍川村開発事業を起こす。
1871 年 (明治 4 年)	開拓使函館支庁長時任為基、大沼に鯉、鮒を移植。
1892 年 (明治 25 年)	青木喜三郎、宿野辺川の開墾に着手。
1903 年 (明治 36 年)	函樽鉄道開通、大沼駅が開業。
1908 年 (明治 41 年)	大沼から排出される湖水により発電開始 (折戸川に発電所設置)
1909 年 (明治 42 年)	大沼にはじめてエビを移植。
1927 年 (昭和 2 年)	大沼、小沼、蓴菜沼に網走湖からワカサギの卵 280 万粒、琵琶湖から源五郎鮒 1,200 尾を移植。
1958 年 (昭和 33 年)	大沼国定公園となる。
1964 年 (昭和 39 年)	大沼浚渫、姫川の切替 (大沼への導水)。
1965 年 (昭和 40 年) (2月13日)	北電七飯発電所運転開始 (大沼の放水先変更 (噴火湾→函館湾))。
1972 年 (昭和 47 年)	大沼の環境基準類型指定 (COD)
1974 年 (昭和 49 年)	地元関係機関による湖沼環境保全のための協議会設置
1975 年 (昭和 50 年) 前後	草魚の放流
1980 年代	水生植物の駆除・刈り取り
1988 年 (昭和 63 年)	大沼の環境基準類型指定 (全リン)。
1989 年 (平成元年)	大沼特定環境基準保全公共下水道が共用開始。
1995 年 (平成 7 年)	重点対策湖沼に指定

大沼環境保全対策協議会編 (1997) 大沼環境保全計画より改編

Anodonta woodiana (Lea) の4種が報告されている (半田・荒木, 1930)。石山 (1981) は大沼で、*V. malleatus* (Reeve)、*L. japonica* Jay、*A. beringiana* Middendorff、*A. iwakawai* Suzuki、小沼で *V. malleatus* (Reeve)、*L. japonica* Jay、*A. iwakawai* Suzuki、*Inversidens japonensis* (Lea) を採取した。このうち *A. iwakawai* Suzuki が、蓴菜沼を含む3湖沼で見つかり、他の貝類に比べて個体数も多く、青森県内の淡水湖沼では見られなかったことから、この貝類の生息は北海道以北の淡水湖沼における特徴と報告している。しかし、3湖沼とも、個体数は貧弱であると述べている。これ以後は貝類の報告は見られない。

5. 人間活動と湖沼環境

表9に大沼の環境に関する主な歴史を示した。渡島大沼のある七飯町は、隣接する函館市などと共に、北海道では非常に古い開拓の歴史を持っている。七飯町の前身、七飯村はおおよそ1615年頃に開拓が始まったとされている。それに伴い、七飯から大沼方面にゆく道

も、1743年に切り開かれたが、これ以前の1736年から1740年には、ここから渡島大沼へ行った旅人があったとの記録も残っている。大沼はアイヌ語「ポロトウ」の意識、ポロは「大きな」、トオは「水溜」とか「湖沼」を意味している。

これまで、湖内の水質を変化させた直接的な要因は、①駒ヶ岳の噴火活動に伴う物理的な要因、②周辺環境の整備、③鉱山や工場排水の流入など様々な人間活動とその影響が挙げられる。①について、1929年や最近でも1996年に噴火活動があり、関係機関で防災体制を整えている。②について、五十嵐・上野 (1963)、五十嵐・黒田 (1965) は古小沼付近の国道整備に伴う道路工事の岩石砕が、湖内にかなり崩れ落ちたために珪酸塩、可溶性全固形物、可溶性無機物が以前より2~3倍になり、pHも3.6~5.0の酸性側になっていたとしている。この時期にプランクトンが一時的に消失したと報告した。③について、江口 (1955) によると、大沼の南東部を流下する精進川の上流には現在休止した精進川鉱山がある。この鉱山廃水は精進川に流されpH2.6という

強酸値を示したものの、この河川水は大沼に直接は流入しなかった。しかし、昭和20年代の灌漑行為により、水田地帯を通じてこの排水が流入する可能性が考えられた。調査を行ったところ流入するアカシブ川で影響が見られたので、魚類への影響を防ぐため、鉾山廃水対策の実施を要望したとの記録がある。工場、生活排水の流入の例は、吉住ら(1972)、伊藤ら(1976)、今田ら(1983)の各報告で、Sta.6のCODが他の地点より高いことを指摘している。この理由としては、軍川周辺が大沼の定住人口域であることや毛皮工場の排水が流入していることが影響しているためと推測している。

また、これまでに間接的に湖内の水質に何らかの影響を及ぼしたと考えられる要因は、①1900年代初頭の魚類の移植、②1945年に行った発電能力向上と灌漑用水利用を目的とした湖水流向の変更、③1970～1980年代の水生植物に対する駆除行為と考えられる。

①については、漁業生産増大の目的で多様な魚種を移植、放流してきた。1870年代の開拓当時はフナとコイが移植され主要魚種であったが、その後ドジョウ、エビが加わった。1900～1930年代は各種魚種の繁殖実験が行われ、その後ヒメマス、マス、スチールヘッド等の鱒類、シジミ貝、稚ウナギ、ワカサギなどが移植された記録が残っている。これは全てその自然環境や生態環境に適応したわけではない。鱒類は渡島大沼の水温では適応できなかつたために移植後数年で姿を消した。また、魚種間でも競合関係があり、五十嵐・上野(1963)によるとウナギの捕食により当時の名産の1つであったザリガニも全く姿を消したとしている。生存してもエビとワカサギは競合関係があり、三原ら(1966)はワカサギの移植、資源増大につれてエビの生産が減少したことを指摘している。ここ数年の漁獲傾向はワカサギが最も多く、以下フナ、コイ、エビの順であり、漁獲量が9割前後を占める。漁獲高としてもワカサギが市場でニーズがあり、地元ではこの生産を増大したい希望を持っている。

②については、渡島大沼は形成が折戸川を堰き止めた湖沼であるので、元々の湖水の流れは北東や東南部の山岳地域から流入する河川水が大沼(一部は小沼)を滞留した後、大沼東側の銚子口を経て、折戸川を通じて噴火湾に流入するという東から西への流れであった。

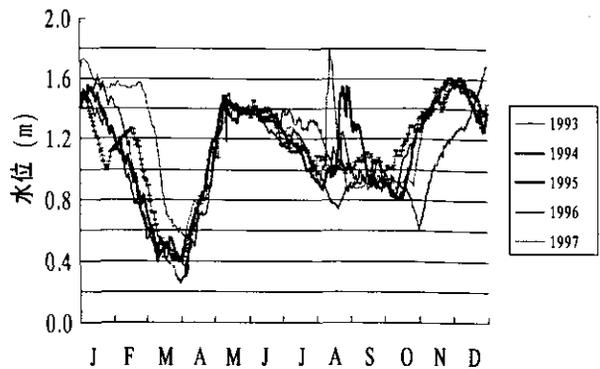


図16 1993～1997年の取水口における基準水位に対する日水位変動

この流れを利用して、折戸川には3ヶ所の水力発電所が1905年から稼動していた。しかし、発電能力の向上と函館平野部での農業灌漑用水の需要増大に伴い、小沼南西部に新たな発電取用水口を作り、湖水を流下させて発電を行い、その放流水を灌漑に使うことが提案され1965年より発電所が稼動を始めた。これにより水の流れは流入河川から大沼、セバットを通じて小沼に行き、取水口を経て、発電や灌漑用水として利用されたのち久根根川を通じて函館湾に流入するという西から東へという逆の流れが人為的に行われた。この水流の反転により、吉住ら(1972)や伊藤ら(1976)は、硫酸、カルシウム塩の分布結果から小沼の水が大沼と差がなくなっている傾向があることを指摘した。北海道(1982)の調査でも渡島大沼の長軸方向の水質は大沼と小沼で大きな水質の差がないことを報告している。五十嵐・上野(1963)は小沼の水の流れが速くなったことで、水質の更新作用が大きくなるから、生物生産力が低下すると予測した。これを裏付けるように動物プランクトンの量の減少(三原ら, 1966)、切り替え後の漁獲高の低下(図15)が見られる。しかし、この取水口の存在は大きな流入河川のなかつた小沼へ栄養塩の供給をもたらし、毎年の厳格な水位管理(図16)が湖内環境の安定化に寄与している可能性も考慮する必要性もある。

③については、水生植物が漁業、観光のための操船に及ぼす障害や秋期の死滅、分解による水質悪化の側面が懸念されたために官民一体となって1980年代後半に人為的な刈り取りを実施した経緯がある。また1970年代には他の湖沼同様に草魚の移植も行われたようで

あるが、増殖はしなかったようである。但し最近でも草魚は年に数匹程度は捕獲されている。現在では漁船操船に影響があると指摘されたほどのヒシの群落は、確認されない(石川ら, 1996)。しかし、この影響は現在のところ漁獲高には特に反映されてないようである。

ここ数年ほどは栄養塩、クロロフィル a 量等は年平均値で一定であり、漁獲においても同様の傾向であることから湖内生態系が安定していると考えられる。1997年には、行政や関係団体が保全対策のための協議会を開き、連携して渡島大沼のみならず周辺域も含めて積極的な環境保全を行うことが決まっており、今後は無秩序な人為活動の影響は低下すると考えられる。

6. 謝辞

資料の収集につきましては、北海道大学水産学部助手伴修平博士、北海道環境科学研究センター西野修子研究主査、北海道立地下資源調査所(現北海道立地質研究所)佐藤泰子情報係長、道立水産孵化場坂本博幸湖沼管理科長、浅見大樹研究員のご協力を頂きましたことを、この場を借りて厚くお礼申し上げます。北海道大学付属図書館、工学部各科図書室、農学部付属図書室、理学部本館図書室を管理している司書の方のご尽力により必要な文献を得られましたことを記して感謝申し上げます。その他情報の提供をしていただきました大沼漁業協同組合藤田修氏、前組合参事熊谷芳太郎氏、北海道道立水産孵化場竹内勝巳資源管理科長に感謝申し上げます。

7. 引用文献

- Ban, S. and T. Minoda (1989): Seasonal Distribution of *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) (Copepoda: Calanoida) in Freshwater Lake Ohnuma, Hokkaido. *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.*, 40: 147-153.
- 伴 修平 (1996): 北海道渡島大沼における浮遊性橈脚類 *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) の生態学的研究. 学位論文.
- 伴 修平 (1998): 動物プランクトン、環境保全と魚類生産に対する水生植物の寄与に関する研究. 平成9年度報告書. 35-39.
- 千葉県水産部栽培漁業課 (1989): 印旛沼のヒシの刈り取りについて.
- 江口 弘 (1955): 大沼を涵養する河川の水質について. 魚と卵, 7: 1-8.
- 半田芳男・荒木勝二 (1930): 湖沼調査(大沼、小沼、蓴菜沼、阿寒湖、瀧沸湖)水産調査報告書. 北海道水産試験場, 第21冊.
- 北海道 (1973-1999): 昭和48~平成9年 公共用水域の水質測定結果.
- 北海道 (1974-1997): 北海道環境白書 '74-97.
- 北海道 (1979): 第2回自然環境保全基礎調査. 湖沼調査報告書.

- 北海道 (1982): 湖沼水質管理指針策定調査-大沼-.
- 北海道保健環境部 (1991): 大沼国定公園管理指針.
- 北海道環境科学研究センター (1995): 平成6年度環境基準未達成水域原因解明調査報告書(渡島大沼).
- 北海道公害防止研究所 (1983): 昭和57年度富栄養化防止対策調査報告書 大沼水域.
- 北海道立水産孵化場 (1970): 北海道に於ける湖沼人工湖の陸水学的性状調査資料.
- 北海道立水産孵化場 (1972-1986): 昭和46~59年事業成績書.
- 北海道生活環境部 (1986): 公共用水域の概況.
- 堀内清司 (1978): 湖内の流動と堆積物について. *Jpn. J. Limnol.*, 39: 49-54.
- 五十嵐彦仁・上野益三 (1963): 大沼湖沼群の総合調査(大野かんがい排水事業).
- 五十嵐彦仁・黒田久仁男 (1965): 渡島の大沼水域中のプランクトン全滅の原因. *陸水雑*. 25: 80.
- 生嶋 功・栗原真理 (1989): 富栄養水域で群落を維持するオニビシのストラテジ. *水草研会報*, 37: 8-10.
- 今田和史・伊藤富子・吉住喜好・栗倉輝彦 (1983): 大沼湖(大沼・小沼)の透明度、COD及び数種溶存イオンの変動(1974~1980年). *道水産孵化場研究報告*, 38: 57-74.
- 石川 靖・日野修次・三上英敏・斉藤 修 (1995): 北海道渡島大沼における環境変動. 第6回世界湖沼会議要旨集: 1350-1353.
- 石川 靖・三上英敏・斉藤 修・坂田康一・今田和史・安富亮平・竹内勝巳・高野敬志・伴 修平・吉田丈人・竹内泰介 (1996): 環境保全と魚類生産に対する水生植物の寄与に関する研究. 平成7年度共同研究報告書.
- 石川 靖・三上英敏・斉藤 修・坂田康一・今田和史・安富亮平・竹内勝巳・高野敬志・檜垣直幸・伴 修平・吉田丈人・青野哲大 (1997): 環境保全と魚類生産に対する水生植物の寄与に関する研究. 平成8年度共同研究報告書.
- 石川 靖・三上英敏・斉藤 修・坂田康一・今田和史・安富亮平・竹内勝巳・高野敬志・檜垣直幸・伴 修平・吉田丈人・竹内泰介・青野哲大・高山恵理子 (1998): 環境保全と魚類生産に対する水生植物の寄与に関する研究. 平成9年度共同研究報告書.
- 石山尚珍 (1981): 北海道の大沼湖沼群の淡水貝について. *地質調査所月報*, 32(7): 397-401.
- 伊藤富子・吉住喜好・今田和史・栗倉輝彦・岡本眞美 (1976): 1973-1976年の大沼湖群(大沼・小沼・蓴菜沼)の水質について. *道水産孵化場研究報告*, 31: 97-112.
- 伊藤富子 (1978): 大沼湖群(大沼、小沼、蓴菜沼)の底生動物と底質. *道水産孵化場研究報告*, 33: 1-19.
- 建設省国土地理院 (1991): 日本の湖沼アトラス.
- 北川礼澄 (1975): 北海道南部の5湖沼(支笏湖、倶多楽湖、洞爺湖、半月湖、渡島大沼)の底生動物相の研究. *陸水雑*, 36: 48-54.
- 北川礼澄 (1978): 底生動物相及び底層水の溶存酸素飽和度からみたわが国の湖沼の分類. *Jpn. J. Limnol.*, 39: 1-8.
- 松永勝彦・米田義昭・深瀬 茂 (1979): 北海道大沼湖における栄養塩と基礎生産力について. *Jpn. J. Limnol.*, 40: 123-129.
- 三原健夫・柴田尚志・伊藤小四郎・大東信一・田中寿雄・寺井武久・米川年三・柳瀬雅子・疋田豊彦・黒萩尚 (1966): 大沼地域内水面漁場. 環境調査報告書. 北海道立水産孵化場.

- 三谷勝利・鈴木守・松下勝秀・国府谷盛明 (1966) : 5万分の1地質図幅説明書 大沼公園 (札幌-第80号). 北海道立地下資源調査所 : 1-40.
- Miyadi, D. (1932) : Studies on the bottom fauna of Japanese Lakes. VII Lakes of Hokkaido. *Jpn. J. Zoology*, 4 : 223-252.
- Miyadi, D. (1933) : Studies on the bottom fauna of Japanese Lakes. X. Regional characteristics and a system of Japanese Lakes based on the bottom fauna. *Jpn. J. Zoology*, 4 : 417-437.
- 水野寿彦 (1960) : 北海道湖沼の水質とプランクトン. 大阪学藝大學紀要, 8 : 99-109.
- 岡田武松 (1906) : 北海道大沼湖の結氷及び解氷期. 氣象集誌, 25 : 140.
- 岡田彌一郎・木場一夫 (1936) : 北海道陸水系瞥見 (I). 植及動, 4 : 53-63.
- 大森房吉 (1922) : 駒ヶ岳噴火と北海道大沼公園附近の沈木に就きて. 地學雜, 34 : 133-136.
- 大沼環境保全対策協議会 (1997) : 大沼環境保全計画.
- 西条八東 (1956) : (第八報) 湖沼の堆積速度について. 日本化学雑誌, 77 : 1193-1196.
- 坂田康一・青井孝夫・村田清康・近藤秀治・日野修次 (1986) : 大沼の富栄養化-物質収支について-. 北海道公害防止研究所, 13 : 55-65.
- 柴田尚志 (1966) : 道南の湖沼を訪ずねて-大沼・小沼 (2) -内水面, 2(2) : 12-13.
- 資源科学研究所 (1970) : 渡島半島の自然と津軽海峡の意義に関する総合的研究 中間報告 (1969年度).
- 鈴木 守・国府谷盛明 (1964) : 北海道亀田郡七飯町の地質. 七飯町・北海道立地下資源調査所 : 25-32.
- 高野敬志・石川 靖・三上英敏・伴 修平・吉田丈人・竹内泰介・青野哲大・今田和史・安富亮平・竹内勝巳 (1997) : 渡島大沼における主要植物プランクトンの個体数密度の季節変化 (平成8年). 環境保全と魚類生産に対する水生植物の寄与に関する研究 平成8年度共同研究報告書 : 48-55.
- 高安三次・五十嵐彦仁・黒田久仁男 (1936) : 水産調査報告書 湖沼水質の季節的变化と「プランクトン」(大沼湖沼群) 第一編. 北海道水産試験, 第40冊.
- 高安三次・五十嵐彦仁・黒田久仁男 (1938) : 水産調査報告書 河川・湧水々質の季節的变化と之れに関する二・三の研究 (大沼湖群) 第二編. 北海道水産試験場, 第44冊.
- 田中阿歌麿 (1906) : 大沼 (渡島) の結氷・解氷及凍氷日数. 地學雜, 18 : 423.
- 田中阿歌麿 (1922) : 趣味の湖沼學. 実業の日本社. 120-130.
- 田中館秀三 (1922) : 北海道本島の火山湖. (七) 大沼・小沼・蓴菜沼. 地學雜, 34 : 53-68.
- 田中館秀三 (1925) : 北海道火山湖研究概報. 127-155.
- 田中正明 (1980) : プランクトンから見た本邦湖沼の富栄養化の現状 (35) 再び北海道の湖沼①. 月刊「水」, 22(6) : 34-39.
- 竹内泰介 (1996a) : 北海道渡島大沼及び小沼における甲殻類動物プランクトンの個体群動態及び生産量. 北海道大学水産学部卒業論文.
- 竹内勝巳 (1996b) : 渡島大沼における漁業生産の動向とワカサギの成長. 水産試験研究プラザ.
- 上野益三 (1931) : 北海道湖沼の枝角類分布に就て. 動雜, 43 : 441-450.
- 上野益三 (1932) : 北海道湖沼の枝角類分布に就て (II). 動雜, 44 : 422-433.
- 安富亮平・今田和史 (1998) : 一次生産量・環境保全と魚類生産に対する水生植物の寄与に関する研究 平成9年度報告書. 23-27.
- 吉村信吉 (1931) : 日本の湖水の化学成分 I 総論. 陸水雜, 1 : 25-32.
- 吉村信吉 (1933) : 日本の湖水の化学成分 II 溶解性酸素 (1). 陸水雜, 2 : 63-75.
- 吉村信吉 (1934) : 日本の湖水の化学成分 III 鹽化物. 陸水雜, 3 : 71-82.
- Yoshimura, S. (1936) : 4. Contributions to knowledge of iron dissolved in the lake water of Japan. Second Report. *Jpn. Jour. Geol.*, 13(1/2) : 39-56.
- Yoshimura, S. (1938) : Dissolved oxygen of the lake waters of Jpn. an. *Sci. Rep. Tokyo Bunrika Daigaku.*, 2 : 63-277.
- 吉住喜好・阿刀田光昭・伊藤富子・米川年三 (1972) : 最近の大沼湖群 (大沼, 小沼, 蓴菜沼) の水質について. 道水産孵化場研究報告, 27 : 43-58.
- 財団法人 日本気象協会北海道本部 (1991) : 1991年版北海道の気候.
- 財団法人 日本気象協会北海道本部 (1992) : 1992年版北海道のアメダス統計 I (準平年値・累年値).

中禅寺湖の湖沼環境の現状と保全にむけての問題点

中島 孝・関口忠男

栃木県保健環境センター (〒 329-1196 栃木県河内町下岡本 2145-13)

Lake environments and some perspective on the conservation of Lake Chuzenji

Takashi Nakajima and Tadao Sekiguchi

Tochigi Prefectural Institute of Public Health and Environmental Science, Shimookamoto 2145-13,
Kawachi 329-1196, Japan

1. はじめに

中禅寺湖は栃木県北西部に位置し、男体山の火山活動による噴出物や溶岩によって谷が堰き止められたためにできた湖(栃木県林務観光部, 1974)である。日光国立公園内(1934年12月4日指定; 140,623ha)にあって風光明媚な湖として知られ、国際観光都市日光の重要な観光資源の一つになっている。周囲には、日光連山、戦場ヶ原の湿原、水ナラ、白樺の原生林、湯滝、竜頭の滝、華巖の滝等の名所があり、年間約420万人の観光客が訪れ、ハイキング、キャンプ、登山、スキー、スケート、釣り等に親しんでいる。戦場ヶ原東部には1945年頃から開墾された約18haの畑地があり、夏季にはイチゴ、大根等が栽培されている(たとえば栃木県, 1992a)。

しかしながら、中禅寺湖周辺では観光客の増加に伴い観光施設の整備等開発が行われ、その結果1981年6月には湖水を水源とする日光市の上水道に異臭味(生ぐさ臭)が発生し淡水赤潮が確認(相崎ら, 1983; 村上, 1991)された。さらに、1983年秋には湖面に大量のアワが異常発生して景観を著しく損なうなど富栄養化の兆しが顕れ(世取山ら, 1986; 世取山ら, 1987; 小山ら, 1986; 小山・渡辺, 1989)、観光資源及び水道水源を確保するため水質保全が課題となってきた。

中禅寺湖の水質保全を目的とした継続的な調査は、1971年の国立公園内湖沼の水質保護に関する調査(環境庁委託調査)が最初で、1972年からは、栃木県公共用水域水質測定計画に基づき上流に位置する湯の湖とともに毎年調査を実施している。調査開始当初は湖内

7地点を5、7、9、11月の年4回で実施していたが、1976年に湯の湖でプランクトンの異常増殖現象が発生したことにより、1977年から8、10月を加え年6回に調査が強化された。1982年から4～11月の年8回にさらに強化され今日に至っている。また、1981年に上水道に異臭味が発生したため、1981年と1982年には流域の汚濁発生源を含む流出入河川の調査を実施した。なお、1992年からは栃木県公共用水域水質測定計画に基づく湖沼調査は財団法人栃木県公害防止管理協会(1996年に財団法人栃木県環境技術協会に名称を変更)に業務委託している。

栃木県が中禅寺湖の常時監視を開始してから25年が経過するが、これまでに実施してきた中禅寺湖におけ

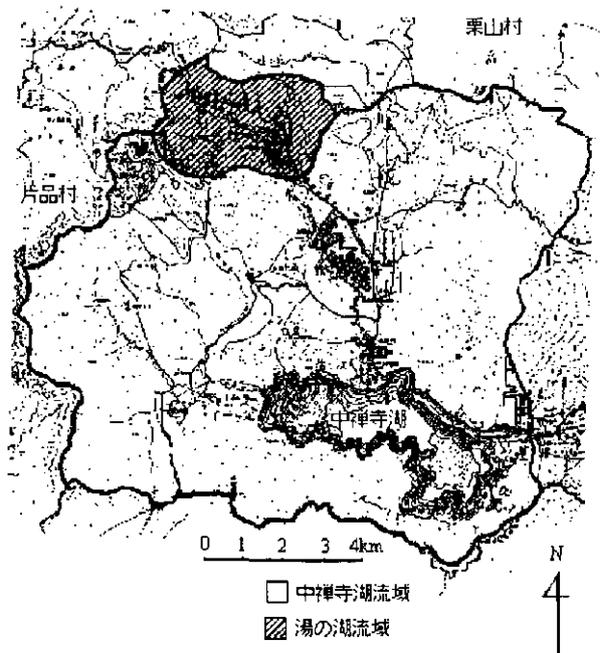


図 2.1 中禅寺湖の周辺地図

表 2.1 中禅寺湖の諸元

位置 ¹⁾	北緯 36° 44′ 東経 139° 28′
水面標高 ²⁾	1,269 m
長軸 (東西) ³⁾	6.54 km
短軸 (南北) ³⁾	1.85 km
湖岸延長 ⁴⁾	25 km
湖面積 ²⁾	11.5 km ²
平均水深 ²⁾	94.6 m
最大水深 ²⁾	163 m
湖容量 ²⁾	1.16 km ³
流域面積 ²⁾	132.3 km ²
年間流入量 ⁴⁾	約 189 × 10 ⁶ m ³
滞留時間 ⁴⁾	6.13 年
環境基準 ⁴⁾	AA-イ, I-イ (リンのみ適用)
利用形態 ⁴⁾	水道水源, 水産, 農業用水, 治水, 発電

- 1) 環境庁 (1993)
- 2) 栃木県衛生環境部 (1983)
- 3) 平田・村岡 (1984)
- 4) 栃木県 (1992a)

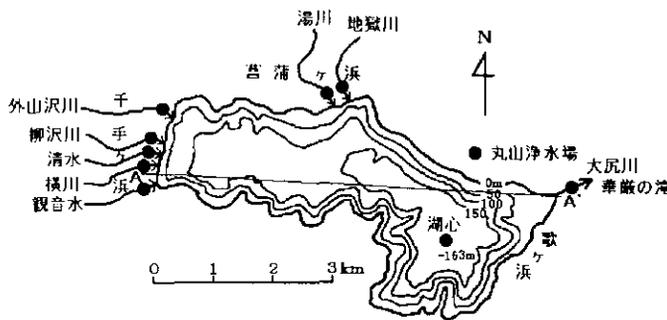


図 2.2 中禅寺湖の湖地形と調査地点周辺地図 (●)

る水質保全のための調査研究と諸施策の歴史をたどりながら中禅寺湖の地域特性と水質変化の変遷をまとめ、中禅寺湖の湖沼環境の現状と保全にむけての問題点を考察した。これらの資料が中禅寺湖のこれからの水質保全に向けて今後とるべき施策を検討するための基礎資料となれば幸いである。

2. 中禅寺湖の概要

2-1. 湖盆形態と諸元

中禅寺湖は、図 2.1 (栃木県, 1992a) に示すように日光国立公園内の栃木県北西部に位置する。斎藤 (1899) によると、「水深八未ダ観測ヲ経タルコトナキモ往年某外人ハ百米マデヲ測リ尚ホ湖底ニ達シ得ザリシトイウ」とあり、中禅寺湖の錘測を最初に行ったのは外国人のようである。湖底までの錘測を最初に行ったのは田中

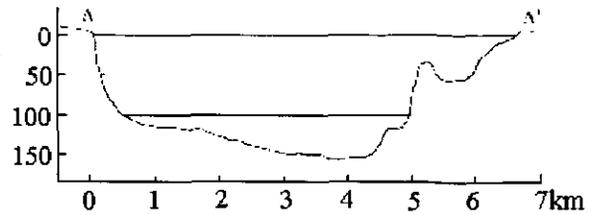


図 2.3 中禅寺湖断面図

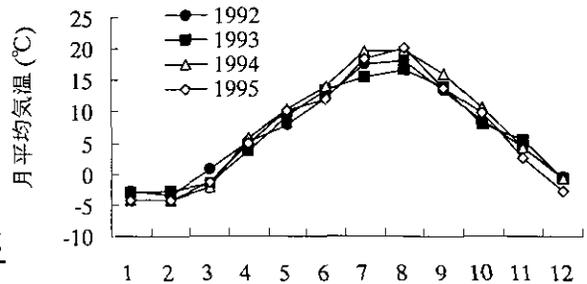


図 2.4 1992～1995年における月平均気温

阿歌鷹博士 (吉村, 1940) で、1906年に92箇所の錘測によって、湖の東部に水深163～165mの広い平原があり上野島の東沖と大日崎-大崎の中間とに172mに達する湖中の最深点を観測し、これらのデータを基に中禅寺湖の深度図を作成した。その後、吉村自身も1939年に205箇所の錘測を行い、最大深度は161mで上野島-大尻-及び大崎-寺ヶ崎の見通線の交点付近が比較的広面積を占めていることを観測し中禅寺湖の深度図を作成するとともに、20m間隔の等深線間の容量を算出し全容量を1.061km³と算出した (吉村, 1940)。中禅寺湖の諸元は報告者によって多少数値が違っているが、ここでは表 2.1 に示す値を用いた。また、中禅寺湖の湖地形と調査地点 (平田・村岡, 1984; 栃木県衛生環境部医務課, 1983) を図 2.2 に、断面図 (環境庁, 1993) を図 2.3 に示す。

2-2. 気象

中禅寺湖尻から南東に約300m離れたところに位置する宇都宮気象台日光測候所 (北緯 36° 44′, 東経 139° 30′, 海拔高度 1292m) における 1992～1995 年の 4 年間の観測データを用いて、奥日光の気象の概要について述べる。

月平均気温の変化 (図 2.4) は、いずれの年も同じ様に推移し 8月に 20℃前後のピークを観測し、12～2月は氷点下となった。ただし 7～8月にかけての月平均気温は 1992年 17.8℃、1993年 16.2℃、1994年 19.7℃、1995年 19.3℃と年によってかなり異なっていた。

月積算日照時間の変化(図2.5)については、1993年1月は119時間と他の年と比較すると小さな値を示したものの、例年11~4月にかけて153~234時間の値で推移し4月にピークを迎える。5月からは急激に減少しはじめ、6月が最も短く53~105時間であった。また、8月は1992年112.4時間、1993年79.3時間、1994年180.4時間、1995年190.8時間と年によって倍以上のひらきがあった。

月平均風速の変化(図2.6)は、各年とも冬期に $3.3\sim 4.8\text{ m sec}^{-1}$ と大きく、夏期に $1.9\sim 2.3\text{ m sec}^{-1}$ と冬期の1/2程度になっている。

月積算降水量の変化(図2.7)は、一様の季節変化を示していない。年間降水量は、1992年1,977mm、1993年2,184mm、1994年2,159mm、1995年1,727mmで、7月から12月にかけて降水量の減少傾向を示した1995年は他の年と比較して250~456.5mm少なかった。冬期の降水量は少なく変動幅も小さいことから、年間降水量の多少は夏~秋期にかけての降水量が大きく影響している。なお、1994年9月に832mmの降水量を記録しているが、これは 178 mm d^{-1} の豪雨があったためである。

2-3. 湖周辺の人口と観光客

中禅寺湖周辺(ここではいろは坂上で湯元地区を除く地域とする。つまり中宮祠、丸山、菖蒲ヶ浜、戦場ヶ原、光徳地区をいう)における定住人口と戸数(図2.8)の推移をみると、定住人口は1968年1,656人、戸数は1969年438戸でピークに達し、その後は漸減傾向が続き1995年現在人口は967人、戸数は354戸である(日光市市民課から聴取)。

観光客数は戦後漸次増加を続けてきたが、1965年10月に奥日光に通ずる第2いろは坂と上信越へ抜ける国道120号線の金精峠の開通(栃木県日光土木事務所から聴取)にともない急激に増加し、1973年の日光市への年間総観光客数が828万人を数えピークに達した(日光市観光商工課、1959-1996)。その後、観光客数は小さな増減を繰り返しながら漸減傾向を示しているものの、1996年の日光市への年間総観光客数は679万人で、このうち中禅寺湖畔へは約420万人もの多くの観光客が訪れている。1960~1996年までの中禅寺湖周辺地区における宿泊客数の経年変化を図2.9に示す。宿泊客数は

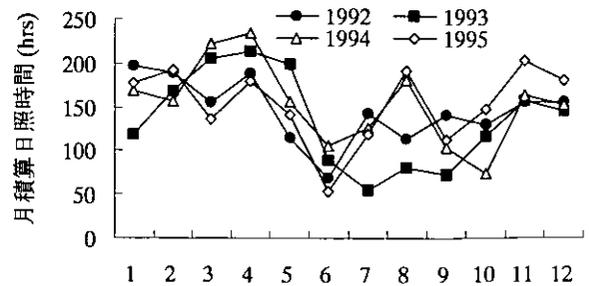


図2.5 1992~1995年における月積算日照時間

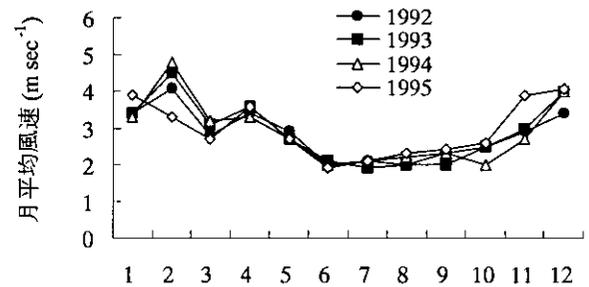


図2.6 1992~1995年における月平均風速

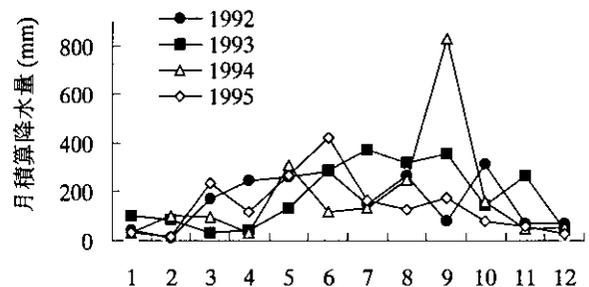


図2.7 1992~1995年における月積算降水量

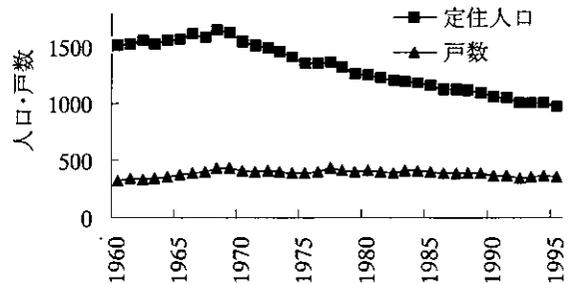


図2.8 中禅寺湖周辺における定住人口及び戸数の経年変化

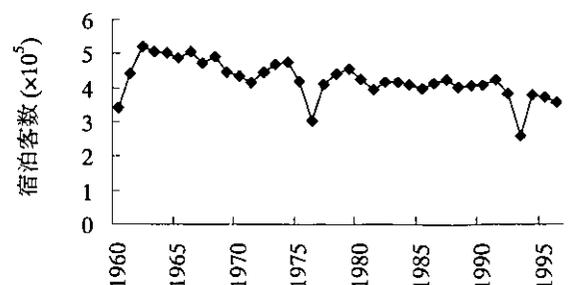


図2.9 中禅寺湖周辺における宿泊客数の経年変化

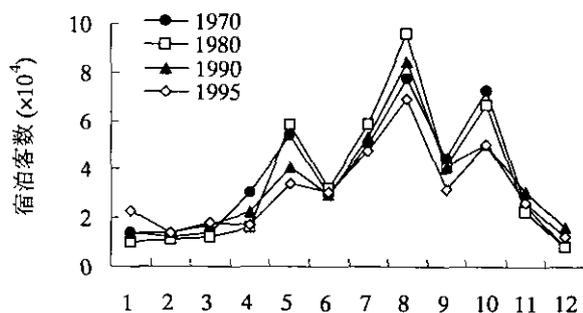


図 2.10 中禅寺湖周辺における月別宿泊客数

1962年に52万人でピークに達し、その後は1976年30万人、1993年26万人と2回急激に減少したが、小さな増減を繰り返しながら漸減傾向が続き1996年は36万人であった。月別宿泊客数(図2.10)をみると、いずれの年も5、8、10月にピークを持つ傾向があり典型的な遊覧地型のパターンを示している。

中禅寺湖畔には阿世瀉キャンプ場(1997年3月で閉鎖となったが別経営者のもとで再開される計画がある)、千手ヶ浜キャンプ村、千手ヶ浜バンガロー、菖蒲ヶ浜キャンプ村の4ヶ所のキャンプ場があり、1985年は総計40,090人、1990年は48,121人、1995年は30,438人の入り込み客数を記録している。それぞれのキャンプ場の開設年次、し尿処理方式、雑排水処理方式及び放流先の概要については表2.2(日光市生活環境課から聴取)に示すとおりで、いずれも下水道未敷設地区である。菖蒲ヶ浜キャンプ村では、し尿及び雑排水は合併処理浄化槽によって処理されたのち湖内放流されているが、他の3ヶ所についてはし尿は汲み取り方式である。雑排水については、千手ヶ浜バンガローが管理棟のし尿と併せて合併処理浄化槽によって処理し、また、阿世瀉キャンプ場と千手ヶ浜キャンプ村については沈殿槽を通していずれも湖内へ放流されている。栃木県衛生環境部(1983)は、1982年7月28日正午から翌29日正午にかけて千手ヶ浜バンガローで調査を実施し、

キャンプ場における汚濁負荷の原単位を算出した。当時の千手ヶ浜バンガローではし尿は汲み取り方式で、雑排水は沈殿槽を通して湖内へ放流されていた。この調査結果によると、一人当たりの原単位は水量 42.4 l d^{-1} 、COD 7.0 g d^{-1} 、BOD 14.0 g d^{-1} 、TN 0.2 g d^{-1} 、TP 0.09 g d^{-1} であった。さらに、1981年における4ヶ所のキャンプ場の年間総入り込み客数32,500人に算出された原単位を乗じて中禅寺湖畔キャンプ場からの汚濁負荷量を計算したところ、水量 $1,378\text{ m}^3\text{ yr}^{-1}$ 、COD 229 kg yr^{-1} 、BOD 458 kg yr^{-1} 、TN 6.6 kg yr^{-1} 、TP 3.0 kg yr^{-1} となった。この量はCODについては湯川の1日分、BODについては2日分、TNについては1/10日分、TPについては1/2日分の負荷量にほぼ相当した。1982年当時の沈殿槽のみの処理方式と比較すると、現在は合併処理浄化槽によって処理されるキャンプ場が現れて処理方式は向上しているのでこの原単位をそのまま適用することはできない。しかし、いずれのキャンプ場からも処理水が湖内へ放流されており、また、阿世瀉キャンプ場と千手ヶ浜キャンプ村では依然として沈殿槽のみの処理で湖内へ放流されていることや、夏期に集中して利用されることなどを考慮すると、これらの排水が中禅寺湖に与える汚濁負荷量は無視できないと思われる。

2-4. 上水道の利用と流域の下水道の状況

1957年8月1日から、中禅寺湖水を水源とする日光市中宮祠上水道事業(二荒浄水場及び丸山浄水場)によって中禅寺湖周辺に給水が開始された。給水当時の計画取水量は $1,400\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ 、計画給水人口は5,000人で浄水方法は緩速ろ過・塩素滅菌であった。1997年3月現在では計画取水量 $2,500\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ 、計画給水人口5,400人、実平均取水量 $2,500\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ 、実平均給水量 $2,220\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ 、実給水人口761人である(日光市水道課から聴取)。二荒浄水場の取水深度は測定していないため不明であるが、取水温の季節変化が中禅寺湖水深10mの水温変化とよ

表 2.2 中禅寺湖におけるキャンプ場の概要

名称	開設年次	し尿処理方式	雑排水処理方式	放流先
阿世瀉キャンプ場	1957	汲み取り	沈殿槽	中禅寺湖
千手ヶ浜キャンプ村	不明	汲み取り	沈殿槽	中禅寺湖
千手ヶ浜バンガロー	1963	汲み取り	合併処理浄化槽	中禅寺湖
菖蒲ヶ浜キャンプ村	1959	合併処理浄化槽	合併処理浄化槽	中禅寺湖

く一致していることから、水深10m前後の層水を取水していると考えられる(栃木県, 1984)。一方、丸山浄水場は標高1267.9m地点から取水している。中禅寺湖の水面標高が1269m、中禅寺湖ダムの零点標高が1272.44mであることから表層水を取水しているといえる。浄水方法は、二荒浄水場では緩速ろ過・塩素滅菌、丸山浄水場では急速ろ過・塩素滅菌で通常行っているが、*Uroglena americana*の増殖による異臭味問題が1981年6月から毎年発生していることから、異臭味の除去対策として両浄水場とも1988年にオゾン処理・活性炭ろ過の高度処理施設を導入し、*U. americana*が増殖する6月中旬～10月中旬の4ヶ月間はこの高度処理施設を稼働させて対応している。

中禅寺湖流域(湯の湖流域を除く)における下水道の整備は、中宮祠地区周辺を対象とした計画処理区域面積45.27ha、計画処理人口7,600人、計画処理水量1,900m³ d⁻¹の高速散水ろ床法の中宮祠下水処理場が1959年に認可を受けて着工され、1964年10月に栃木県で初めて処理が開始された(日光市下水道事務所, 発行年記載なし)。1979年には隣接する丸山地区を併せて処理すべく計画され、処理方法も標準活性汚泥法に改良されて、1981年3月に計画処理区域面積66.93ha、計画処理人口9,780人、計画処理水量4,430m³ d⁻¹の現有施設として完成した。処理水は華厳の滝の下流地点で大谷川に放流されており中禅寺湖に汚濁負荷を与えていない。しかし、1997年3月現在、菖蒲ヶ浜、千手ヶ浜、戦場ヶ原及び光徳地区については下水道未整備地区である。千手ヶ浜、戦場ヶ原及び光徳地区については、し尿は単独浄化槽による処理が圧倒的に多く、汲み取り方式が一部で行われ生活雑排水は地形的な条件からほとんどが地下浸透方式である。一方、菖蒲ヶ浜地区については、し尿は単独浄化槽による処理が圧倒的に多く、汲み取り方式が一部で行われ、観光客入込み数の多い施設は合併処理浄化槽により処理されている。処理水は地下浸透以外に河川及び直接湖内に放流されており、このため湖内水質に対し何らかの影響を及ぼしている(栃木県衛生環境部, 1983)。

2-5. 水産について

2-5-1. 魚類放流量

中禅寺湖は、かつて魚類は全く棲息しなかったとい

表2.3 中禅寺湖に生息している魚類

和名	学名
ヒメマス	<i>Oncorhynchus nerka</i>
ホンマス(中禅寺湖産ヒメマス)	<i>Oncorhynchus</i> sp.
サクラマス	<i>Oncorhynchus masou</i>
ヤマメ	<i>Oncorhynchus masou</i>
ビワマス(アメノウオ)	<i>Oncorhynchus rhodurus</i>
ギンザケ	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
ニジマス	<i>Salmo gairdneri</i>
ブラウンマス	<i>Salmo trutta</i>
イワナ	<i>Salvelinus pluvius</i>
カワマス	<i>Salvelinus fontinalis</i>
レーク・トラウト	<i>Salvelinus namaycush</i>
ワカサギ	<i>Hypomesus olidus</i>
コイ	<i>Cyprinus carpio</i>
フナ	<i>Carassius carassius</i>
ウグイ	<i>Tribolodon hakonensis</i>
モツゴ	<i>Pseudorasbora parva</i>
アブラハヤ	<i>Moroco steindachneri</i>
ドジョウ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>
ウナギ	<i>Anguilla japonica</i>
カジカ	<i>Cottus pollux</i>
ヨシノボリ	<i>Rhinogobius brunneus</i>

われ、1873年にイワナが初めて放流された。中禅寺湖は男体山の噴火による堰止湖で流出河川は鬼怒川に通じる大谷川ただ一つであり、この大谷川には魚類が遡上して湖に棲み着くことが全く困難な落差が約100mの「華厳の滝」が存在している。また、この地域は仏道の霊地として殺生が全く禁止されていたために魚類の移殖や人工繁殖も同様に禁じられており、カエルやイモリなどの両生類が見られた程度であった。その後、時代の変化にともない魚類の放流が許され、1873年に星野定五郎氏(日光・細尾の住人)が付近のイワナ2,200尾を最初に放流したことにより中禅寺湖漁業の歴史が始まった。1874年には時の二荒山神社宮司であった柿沼広身氏らによってコイ20,000尾、フナ2,000尾、ウナギ150尾及びドジョウ500尾などが放流された。1882年にはアメノウオ(ヒメマス)が琵琶湖から、1887年にはニジマスがカリフォルニアから、1902年にはカワマスがコロラドから、そして1906年にはヒメマスが支笏湖から移殖された(奥本ら, 1989)。当時、中禅寺湖は宮内省の所管であったことから同省と農商務

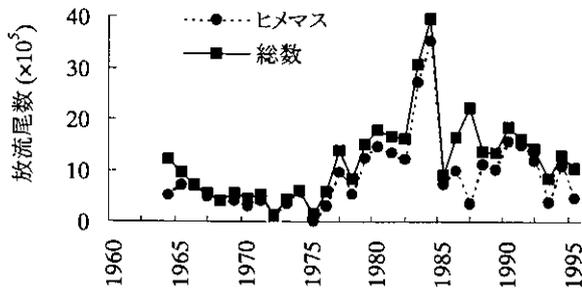


図2.11 中禅寺湖におけるヒメマスと放流魚総数の経年変化

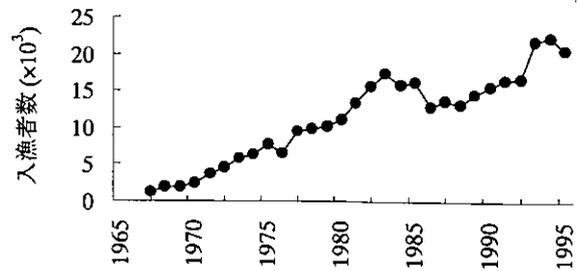


図2.12 中禅寺湖における入漁者数の経年変化

省とが中心となり、日光養魚場（現在の養殖研究所日光支所）、地元漁民及び学識経験者らの協力と努力とによって養魚事業が行われ今日の基盤が築き上げられた。その後、湖が公有水面となって1963年に現在の中禅寺湖漁業協同組合が設立され、中禅寺湖の漁業、特に湖の特性を活かしたヒメマスを中心とするサケ・マス類の増養殖とその漁場管理を行うようになった（奥本，1989）。現在は表2.3に示すように、ヒメマス、ニジマス、ブラウンマス及びホンマス（中禅寺湖産ピワマス）などのサケ・マス類を中心として約20魚種の棲息が確認されている（奥本ら，1989）。

中禅寺湖への魚類の放流はヒメマスを中心に行われ、その他ホンマス、ニジマス、ブラウントラウト、ステールヘッド、サクラマス、カワマス、フナ、コイ、ウグイ、ウナギ等が水産資源量を適正に保つために計画的に放流されている。1964～1995年までの中禅寺湖へのヒメマスと放流魚総数の経年変化は図2.11に示すとおりである（中禅寺湖漁業協同組合，1964-1996）。1974年採卵群よりI.H.N（伝染性造血器壊死症）が発生し、全種苗を焼却処分したため1975年はヒメマスの放流は行われなかったが、1964～1974年までは10万～70万尾のヒメマスの放流が行われた。1976年からヒメマスの放流量は徐々に増加し、1979年にはじめて100万尾を超え、1984年に355万尾の最多放流を行っている。その後放流量は約50万～150万尾の幅で増減を繰り返し、1995年のヒメマスの放流量は46万尾であった。1983～1986年はヒメマスの放流尾数が多かったにもかかわらず回帰親魚尾数は低調であったことなどから、石島ら（1989）はヒメマスの資源量の状態を把握するために放流尾数と回帰尾数から再生産関係を求め、持続生産量を試算している。これによると、最大持続生産量は放流量が100万尾のところに見られ、その尾数

は61,000～67,000尾と推定している。また、奥本ら（1989）は適正放流尾数及び適正放流サイズを決定するためには湖内における他魚種との係わり合い、すなわち中禅寺湖の生態系の中で占めるヒメマスの位置関係を明確に知ることが重要であると指摘している。

2-5-2. 漁獲量

中禅寺湖の漁業は専業に営む者がなく、他に職業を持ちながら携わっている組合員と一般の外来遊魚者などで成り立っていて、釣りによる漁獲のみが行われている。現在、採捕期間は4月20日から9月15日までで、湖面の東半分（岸ヶ淵から松ヶ崎を結んだ線）が開放され西半分は周年禁漁水域となっている。しかし、産卵期には中禅寺湖漁業協同組合が人工採卵用の親魚を確保するために遡上河川の河口付近（菖蒲ヶ浜－湯川と人工河川、千手ヶ浜－清水）に梁（うけ場）を設置し特別捕獲を行っている。また、養殖研究所日光支所においても同様に調査研究用としての特別捕獲を行っている。中禅寺湖のヒメマス資源は、その大部分が人工採卵及び放流によって維持されており自然界での再生産の観察例は少ない（奥本，1989）。中禅寺湖漁業協同組合による釣場事業が開始されたのは1967年で、当初1,309人であった年間入漁者数は1979年に1万人を超え、1983年に17,375人の1つのピークを迎えた（図2.12）。1984年から1986年にかけて若干減少傾向を示したが、再び上昇傾向に転じて1993年からは2万人を超える入漁者数を保っている。中禅寺湖漁業協同組合では、組合員に「中禅寺湖漁獲集計表（カレンダー）」を配付し、出漁した時の漁獲尾数等の記録を行っている。石島ら（1989）はこの「カレンダー」をもとに1983～1986年までのヒメマスの漁獲量を推定している。これによると、1983年78,000尾、1984年49,800尾、1985年25,800尾、1986年54,000尾で、年によって3倍の

開きがありヒメマスの4年間の平均漁獲量は51,900尾であった。

ヒメマス以外の魚種の漁獲量に関する資料は極めて少ないため、全体の漁獲量については不明である。

2-5-3. 現存量

吉原ら(1989)はヒメマスの試験的採捕結果から、Widring法により1985年には38,000尾、1986年には57,000尾と漁期始めの現存量を推定した。さらにこの値を、中村(1968)が支笏湖の1964~1966年までのヒメマス漁獲統計資料をもとにDeLuryの方法で推定した支笏湖の現存量と比較した。「支笏湖は湖水面積が約70km²で中禅寺湖の約6.5倍の広さを有しており、ヒメマスの存在尾数が湖水の面積に比例しているとは一概には言えないが」と前置きしながらも、中禅寺湖での推定値が支笏湖の推定値の1/3から1/5の値を得ていることから、この推定値がかなり実情に近い値であると考察している。

2-6. 行政施策の歴史

中禅寺湖の環境基準値設定等の環境保全に係る行政施策の歴史をみると、1971年12月の環境庁告示をうけて1980年12月にAA類型のあてはめを行い、1985年4月にリンに係る環境基準値を0.005mg l⁻¹と定めた。1986年5月には県内主要8湖沼を対象とした「栃木県湖沼水質管理計画」(栃木県衛生環境部, 1986a)及び「中禅寺湖・湯の湖水質保全対策要綱」(栃木県衛生環境部, 1986b)が策定され、COD、TN及びTPの水質目標値が設定された。さらに1992年4月に「栃木県湖沼水

質保全基本指針」(栃木県, 1992a)及び「中禅寺湖・湯の湖水質保全計画」(栃木県, 1992b)が策定され、また1995年7月には「奥日光清流清湖保全協議会」(栃木県・日光市, 1995)が設置された。現在、これらの要綱、基本指針等に基づき、中禅寺湖における水質環境基準の達成を目的に水質保全対策が推進されている。

上流に位置する湯の湖は植物プランクトンの遺骸が分解して放出する窒素やリンに加え、湖底からの栄養塩類の溶出により徐々に汚濁が進行し、湯川を通じて中禅寺湖の水質にも影響を及ぼしている。このため日光市では、湯の湖に放流している湯元下水終末処理場にリンの除去が可能な高度処理施設を1987年2月に設置して汚濁防止に努めてきたが、すでに湖底に堆積しているヘドロ(汚泥)からの栄養塩類の溶出削減をしなければ湯の湖の水質改善は見込めないという判断の基に、建設省所管の「国庫補助河川環境整備事業」として平成元年度から平成8年度の工期で54億円の事業費を投じて、湯の湖のTPを現状の0.03mg l⁻¹から「中禅寺湖・湯の湖水質対策保全要綱」で設定された0.019mg l⁻¹に削減するために192,000m³のヘドロの浚渫を行った(栃木県土木部河川課, 1996)。

3. 水収支と物質収支

中禅寺湖の水収支と物質収支は、栃木県衛生環境部(1983)、佐藤(1983)、相崎ら(1983)及び国包(1985)によって明らかにされてきた。ここでは、栃木県衛生環境部(1983)が中禅寺湖の水収支と物質収支を明らか

表3.1 分析方法

項目	分析方法
透明度	直径30cmセッキ板
水温	ベッテンコーヘル水温計 水深水温計(Bathy Thermograph, 鶴見精機製マイコンBT-2型)
pH	pHメーター(ガラス電極法)
DO	ウィンクラー-アジ化ナトリウム変法
COD	100℃における過マンガン酸カリウムによる酸素消費量
NH ₄ -N	自動分析装置を用いたインドフェノール法
NO ₂ -N + NO ₃ -N	自動分析装置を用いたカドミウム-銅還元カラム法
PO ₄ -P	自動分析装置を用いたモリブデン青法
TN	アルカリ性過硫酸分解後、NO ₃ -Nとして定量
TP	酸性過硫酸分解後、PO ₄ -Pとして定量
クロロフィルa	アセトン抽出後、吸光光度法(海洋観測指針9.6)

にするために1981年8月～1982年12月にかけて行った水質調査結果と、栃木県(1984)の「中禅寺湖・湯の湖水質保全対策調査結果報告書」等の既報をもとに中禅寺湖の水収支と富栄養化関連項目であるCOD、TN及びTPの物質収支について述べる。

なお、調査地点は図2.2、分析方法は表3.1に示すとおりである。

3-1. 流入水の水量と水質

中禅寺湖に流入する河川は、湖北部の菖蒲ヶ浜に流入する湯川と地獄川、西部の千手ヶ浜に流入する外山沢川、柳沢川、清水、横川、観音水がある。その他、南東部に大和田、モチ和田、狸窪及び立木観音付近に沢水が流入している。中禅寺湖の流域面積は132.3km²で、その内訳を水系別にみると、湯川・地獄川流域が61.8km²、千手5河川流域が36.0km²、湖面を含めたその他の水系が34.5km²となっている。なお、その他の流域面積と千手5河川の流域面積との比(34.5km² : 36.0km²)に千手5河川の合計の流量を乗じた値をその他の水系の流量とした。1981年8月～1982年12月までの各河川からの流入水量の季節変化は図3.1に示すとおりである。

湯川は、湯の湖に源を発し戦場ヶ原西部流下途中で、逆川、泉門池湧水、赤沼川及び地獄川の余剰水を合流して流入する流程約8kmの河川である。湯川末流における平均流量は1.92m³ sec⁻¹(全流入水量の28.0%)で中禅寺湖に流入する河川のうち最大の流量をもち、最上流部に位置する湯滝の平均流量0.79m³ sec⁻¹と比較すると、戦場ヶ原を流下する間に1.13m³ sec⁻¹増加した。湯川末流の1981～1983年の年平均水質は、COD1.3～2.2mg l⁻¹、TN0.3～0.4mg l⁻¹、TP0.03～0.05mg l⁻¹で推移していた。この値は、同じ期間の湯滝の年平均水質(COD2.0～2.5mg l⁻¹、TN0.28～0.39mg l⁻¹、TP0.014～0.037mg l⁻¹)と比較すると、CODとTNの濃度はあまり違いはないが、TPの濃度は3ヶ年も高くなっており、流下の過程でTPの濃度が上昇していた。

地獄川は、地獄沢橋から約800m上流(湖岸から約1.3km)にある湧水帯からの湧水である。湧水帯の100m下流付近で堰止められ、発電用水に導水され、使用后地獄川本流となって中禅寺湖に流入している。また、魚類の養殖用水及び生活用水としても取水されて

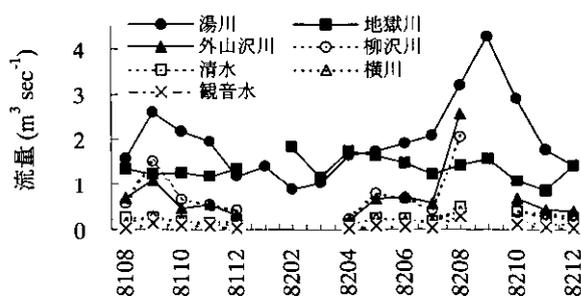


図3.1 各河川からの流入水量の季節変化

いる。地獄川の平均流量は1.4m³ sec⁻¹(全流入水量の20.1%)で、この値は湯川に次ぐものであった。また、年間を通じて流量変動が比較的少なかった。地獄川の水質は、湧水がほとんどで流程も短いためCODはゼロに近いが、1981～1983年のTN及びTPの年平均値はそれぞれ0.48～0.60mg l⁻¹及び0.058～0.074mg l⁻¹で、湯川と比較してかなり高い値であった。形態別にみると窒素ではNO₃-Nが、またリンではPO₄-Pがそれぞれ大部分を占めていた。

外山沢川は、前白根山南面の庵滝と緑滝に水源を発し、流下途中でツメタ沢を合流して千手ヶ浜北部で中禅寺湖に流入している流程約8kmの河川である。柳沢川は、大岳西部にある赤岩滝に水源を発し、流下途中で千手ヶ浜西部の西ノ湖からの溢流水を合流して流下する流程約5.5kmの河川で、人為汚濁は少ない。清水、横川、観音水の3河川は、柳沢川南部で中禅寺湖に流入している小河川で、流程は短くその水源は湧水である。また、清水には1982年に中禅寺湖漁業協同組合の養魚場が開設されている。清水は水濁れはないが横川及び観音水は水濁れになることもある。千手5河川の平均流量は、柳沢川0.67m³ sec⁻¹(9.8%)、外山沢川0.66m³ sec⁻¹(9.6%)、清水0.23m³ sec⁻¹(3.4%)、観音水0.18m³ sec⁻¹(2.6%)、横川0.074m³ sec⁻¹(1.1%)であった。1981～1983年の年平均水質は、清水だけがTPの濃度が1982年と1983年に約0.025mg l⁻¹とかなり高くなっていったが、この点を除けば5河川とも水質はほぼ同じで、CODは1mg l⁻¹以下、TNは0.3mg l⁻¹前後、TPはほぼ0.01mg l⁻¹以下であった。この他、窒素の大部分がNO₃-Nであることもこれらの5河川で共通していた。なお、栃木県衛生環境部(1983)は、清水のTPの濃度が1982年と1983年に約0.025mg l⁻¹に上昇した理由に

ついて、1982年6月に開設された中禅寺湖漁業協同組合日光水産センター(養魚場)による影響ではないかと推測している。

その他の流域の平均流量は $1.74\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ (25.4%) であった。これらの中禅寺湖への平均流入水量を合計すると $6.86\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ であった。この値は、栃木県(1984)が日光測候所で観測された気象庁の降水量データから求めた平均降水量と、Thorntwaite法(Thorntwaite, *et al.*, 1984)により求めた蒸発散量との差から中禅寺湖流域の水収支を推定した値 $6.67\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ とよく一致していた。また、佐藤(1983)が算出した中禅寺湖への流入水量 $5.28\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ と、相崎ら(1983)が算出した $5.57\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ と比較すると若干多いが、これらの流量はいずれもかなり近似しているといえる。

3-2. 流出水の水量と水質

中禅寺湖からの流出水は、大尻川と湖尻周辺からの漏水、日光市上水道の取水及び湖面からの蒸発がある。

湖面からの蒸発量については、佐藤(1983)は $0.27\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ 、相崎ら(1983)は $0.16\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ と算出している。二者の算出値に若干の開きはあるものの、かなり近似しているとみることができるので、湖面からの蒸発量は二者の平均値 $0.215\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ (3.0%) を使用した。これらの中禅寺湖からの平均流出水量を合計すると $7.08\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ であった。この値は、前述した中禅寺湖への平均流入水量 $6.86\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ よりも $0.22\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ 多いが、これはダム管理所から得た大尻川水量、発電所取水量あるいは湖面水位から得た漏水量等の流出水量については、ほぼ正確に把握されているのに対し、流入水量は月1～2回の水量測定によって算出しているため、不確定要素を含んでいることによって生じた差であると思われる。しかしながら、流入及び流出水量はともに $7.0\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ 前後でよく一致しているといえる。

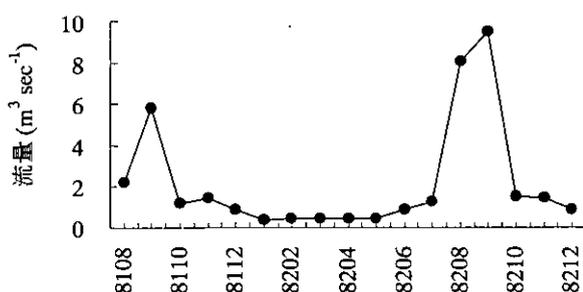


図3.2 大尻川からの流出水量の季節変化

大尻川は、中禅寺湖から流出する唯一の河川で、その放流量は栃木県中禅寺湖ダム管理所によってローゲート方式で制御されている。下流には、馬道(1924年12月開設)、背戸山(1953年3月)、細道(1906年12月)、上の代(1935年1月)の4箇所水力発電所があり、発電用水として利用され1995年の年間総発電量は $194,255,200\text{kwh}$ である(古河機械金属株式会社日光発電所から聴取)。また、下流地域の水道水源及び農業用水としても利用されている。1981年8月～1982年12月までの大尻川からの流出水量の季節変化は図3.2に示すとおりである。水量は通常 $0.5\sim 1.5\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ で、冬期の夜間は止水することが多かった。また、8、9月の台風などによる豪雨時は放流量が $10\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ に及ぶこともあった。栃木県衛生環境部(1983)が算出した平均水量は $2.04\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ (全流出水量の28.8%) である。1981～1983年の大尻川の年平均水質は、COD約 1mg l^{-1} 、TN 0.2mg l^{-1} 前後、TP 0.01mg l^{-1} 以下で、窒素及びリンについては有機態のもの占める割合が高くなっていた。

湖尻周辺からの漏水量については馬道発電所の取水量から求めることができる。それは $4.6\sim 4.7\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ と安定した値を示している(茂木ら, 1982; 栃木県, 1984)。また村上ら(1984)は、地形的にみて湖水の流出と関連があると思われる華厳渓谷及び男体山大窪周辺からの湧出水と湖内水深100m位水の構成イオン成分とを比較して、どの湧出水が湖からの漏水によるものかを明らかにするとともに、湖面水位と湧出水量の関係についても言及している。これによると、これまで馬道発電所取水口までの湧出水を湖からの漏水であると考えてきたが、さらに馬道発電所下流の方等滝湧出水も湖からの漏水であると推定した。また、湖面水位の変動に伴う漏水量は $4.76 \pm 0.17\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ で、1983～1984年の2年間の平均湖面水位から平均漏水量を $4.80\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ と算出している。したがって、物質収支の算出においては、平均漏水量の値は $4.80\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ (全流出水量の67.8%) を使用し、また漏水の水質は、栃木県衛生環境部(1983)の調査によって大尻川の水質とほぼ同じであることが確認されているので大尻川の水質と同じであると仮定した。

日光市上水道の1982年の取水量は、平均 0.0265m^3

表3.2 中禅寺湖における物質収支 (単位: kg d⁻¹)

		COD		TN		TP		1982	1983
		1982	1983	1981	1982	1983	1981		
流入量	湯川	339	381	66.9	68.3	59.9	8.0	9.5	5.5
	地獄川	26	18	65.7	60.1	61.5	8.1	8.0	8.2
	千手5河川	125	81	52.4	54.5	33.6	1.0	2.3	1.1
	その他	120	78	50.2	52.2	32.2	1.0	2.2	1.1
	計	610	558	235.2	235.1	187.2	18.1	22.0	15.9
流出量	大尻川	191	150	46.4	38.2	23.1	1.6	1.1	0.4
	漏水	414	465	97.5	82.6	71.5	3.4	2.3	1.3
	計	605	615	143.9	120.8	94.6	5.0	3.4	1.7
湖内貯留分		5	-57	91.3	114.3	92.6	13.1	18.6	14.2

sec⁻¹(0.4%)である(栃木県, 1984)。

3.3. 流入と流出負荷量収支 (但し降雨による負荷を除く)

3.3-1. COD

1982年と1983年両年のCOD収支を表3.2に示す(栃木県衛生環境部, 1983; 栃木県, 1984; 村上ら, 1984)。この2年間における流入量は558~610kg d⁻¹、流出量は605~615kg d⁻¹で、1982年は流入量と流出量がほぼ同量であるが、1983年は流出量の方が流入量よりも57kg d⁻¹高くなっていた。流入量の内訳をみると、

湯川が61.6%と最も多く、次いで千手5河川17.6%、その他17.0%で、地獄川の占める割合は3.8%と少なかった。1982年4~8月、1982年10~12月、1983年1~12月のCODの月別収支を図3.3に示す。これら2ヶ年とも、1~6月にかけては流入量が流出量を上回ることが多く、逆に7~12月にかけては流出量が流入量を上回ることが多かった。また、流出量は夏から冬にかけて高くなっていった。湯川からの流入量はいずれの月も高い割合を占めているが、1982年8月は、豪雨の影響を顕著に受けた千手5河川などからの流入量が著しく多くなっており、この結果他の月とは違った構成比を示していた。

3.3-2. TN

1981~1983年のTN収支を表3.2に示す。この3ヶ年において、流入量は187.2~235.2kg d⁻¹、流出量は94.6~143.9kg d⁻¹で、湖内貯留分は91.3~114.3kg d⁻¹の範囲にあった。相崎ら(1983)は1981年8月~1982年7月までのTN収支について検討した結果、流入量(湖面降水負荷量を除く)が60.3t yr⁻¹(平均165.2kg d⁻¹)、流出量が23.3t yr⁻¹(平均63.8kg d⁻¹)であったと報告している。相崎ら(1983)の見積もりは我々のそれより小さかった。流入量の内訳では、湯川が29.7%と最も多く、次いで地獄川28.5%、千手5河川21.3%、その他20.5%で、CODと違って地獄川の占める割合が高かった。これらの内訳は相崎ら(1983)の調査結果とほぼ同じであった。月別にみると(図3.4)、流入量及び流出量のいずれについても高水温時に高くなる傾向がみられ

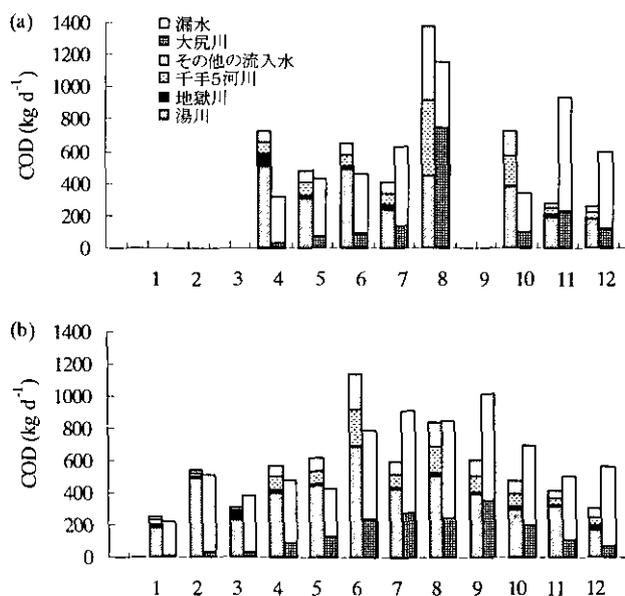


図3.3 中禅寺湖におけるCODの月別収支 (a, 1982年; b, 1983年). 流入水として湯川、地獄川、千手5河川及びその他の流入水、流出水として大尻川と漏水。

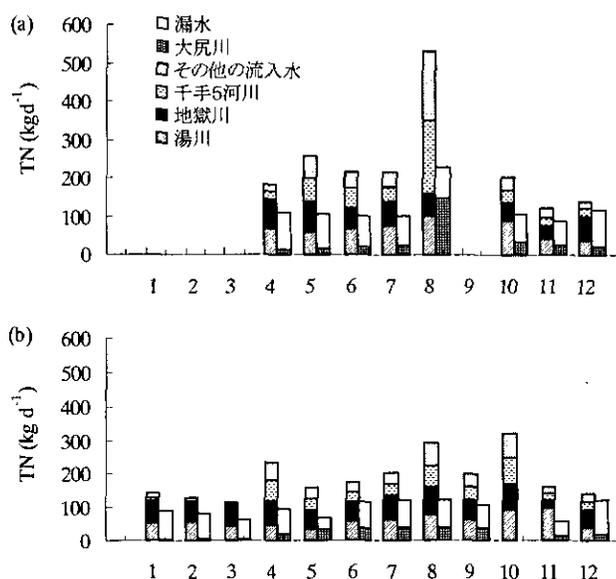


図3.4 中禅寺湖におけるTNの月別収支 (a, 1982年; b, 1983年). 流入水として湯川、地獄川、千手5河川及びその他の流入水、流出水として大尻川と漏水。

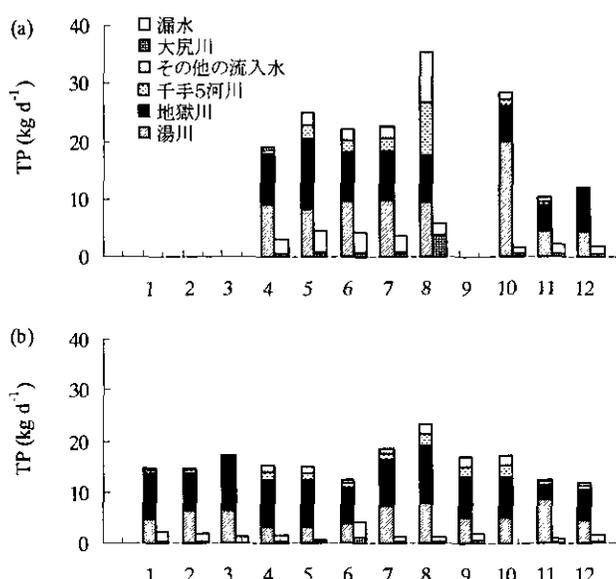


図3.5 中禅寺湖におけるTPの月別収支 (a, 1982年; b, 1983年). 流入水として湯川、地獄川、千手5河川及びその他の流入水、流出水として大尻川と漏水。

た。しかし、月による変化はそれほど大きくはなかった。ただし、1982年8月だけは、豪雨の影響を受けてCODの場合と同様に流入量と流出量がきわだって高く、しかも流入量に占める千手5河川及びその他の割合が大きくなっていった。各月とも流入量が流出量を上回っており、その差は16～302kg d⁻¹で、平均95.0kg d⁻¹が湖内に貯留していた。この値は、1982～1983年の平均流入量206.4kg d⁻¹の46.0%に相当する。相崎ら(1983)は湖内におけるTNの沈降量について実測しており、この結果によれば1981年8月～1982年7月までの沈降量は60.1t yr⁻¹(平均164.7kg d⁻¹)である。国包(1985)は、月別の物質収支を湖内における現存量の変化と関連づけて解析するために、湖内における損失量を以下のように定義し、この値の変化について調べている。

(損失量) = [(流入量) - (流出量)] - (現存量の増加量)

この結果、1982年4月～1983年11月までの19ヶ月間のTN損失量の合計量は36.8t(平均64.5kg d⁻¹)であると算出している。国包(1985)は、この値が相崎ら(1983)が算出した沈降量164.7kg d⁻¹の約2/5であることから、窒素についてはいったん沈降してもまた水中に回帰してくる部分が相当多くあると考察している。

3-3-3. TP

1981～1983年のTP収支を表3.2に示す。この3ヶ

年において、流入量は15.9～22.0kg d⁻¹、流出量は1.7～5.0kg d⁻¹で、湖内貯留量は13.1～18.6kg d⁻¹の範囲にあった。流出量が流入量の10～30%にしかすぎず、流入量の大部分は湖内に貯留されることがわかる。流入量の内訳では、地獄川が43.4%と最も多く、次いで湯川41.1%、千手5河川7.8%、その他7.7%で、地獄川の占める割合が高かった。栃木県(1984)は、同時期の湯滝のTP負荷量は、1981年2.5kg d⁻¹、1982年4.2kg d⁻¹、1983年2.1kg d⁻¹であることから湯川末流の負荷量は湯滝の負荷量と比べて2～3倍くらい高く、湯の湖から中禅寺湖に流下する過程で多量のPが湯川に流入するものと考察している。千手5河川とその他の占める割合は10%以下で、CODやTNに比べて少なかった。相崎ら(1983)の調査結果では、流入量(湖面降水負荷量を除く)が8,992kg yr⁻¹(平均24.6kg d⁻¹)、流出量が554kg yr⁻¹(平均1.52kg d⁻¹)であった。月別にみると(図3.5)、各月とも流出量が流入量よりも著しく少なくなっていた。1983年は流入量が15kg d⁻¹前後、流出量がこの1/10の1.5kg d⁻¹前後で比較的安定した値を示していた。相崎ら(1983)は湖内におけるTPの沈降量について実測しており、この結果によれば1981年8月～1982年7月までの沈降量は12,894kg yr⁻¹(平均35.3kg d⁻¹)であった。国包(1985)は、1982年4月～1983年11月までの19ヶ月間のTP損失量の合計量を12,629kg(平均22.2kg d⁻¹)と算出している。国包(1985)は、この値が相崎ら

表 3.3 中禅寺湖の降雨中の窒素およびリン濃度

降雨日	降水量 mm	NH ₄ -N mg l ⁻¹	NO ₂ -N mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	PO ₄ -P mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹
1983/5/25	10.5	0.226	0.006	0.143	0.852	0.0227	0.024
1983/6/6	14	0.122	0.005	0.181	0.561	0.0147	0.0181
1983/6/12 ~ 13	63	0.226	0.017	0.167	0.409	0.0054	0.0101
1983/6/17	10.5	0.303	0.011	0.169	0.658	0.0017	0.0166
1983/6/21	70.5	0.111	0.01	0.121	0.242	0.0029	0.0064
1983/6/24	6.5	0.156	0.01	0.296	0.622	0.0062	0.0062
1983/6/29	39	0.233	0.017	0.186	0.456	0.0027	0.0081
1983/7/1	22	0.388	0.008	0.424	0.876	0.0038	0.0038
1983/7/27	44.5	0.1	0.002	0.072	0.199	0.0019	0.0037

(1983) が算出した沈降水量 35.3kg d⁻¹ の約 1/2 で、窒素の場合ほど高い比率ではないが、リンについても底泥からの回帰の可能性があると考察している。

3-4. 降水による負荷

中禅寺湖の降雨水質については、江連ら (1984) が 1983 年 5 ~ 7 月の約 2ヶ月間、湖北岸にある日光市丸山浄水場において、1mm降雨ごとに5mmまで分別採取可能な降水採取装置と、全降雨採取容器を設置し、一降雨ごとに採水して窒素及びリンを測定している (表 3.3)。各濃度とも降雨初期に高い値が認められ徐々に低くなる傾向が確認されている。また、降水量と TN 及び TP との相関関係をみると、降水量と TN の相関係数は -0.76 (n=9)、TP との相関係数は -0.47 (n=9) で、降水量が多いほど TN 及び TP の濃度は低くなる傾向がみられた。降雨中の N 成分の内訳は NH₄-N が 44.9% と最も多く含まれ、次いで NO₃-N が 40.0% を占め、この二成分で大部分を占めていた。P は PO₄-P が 55.6% を占めていた。このように、中禅寺湖の丸山地区における降水には条件によるがかなり高濃度の窒素とリンが含まれており、平均値でみても特に TN に関しては、1983 年 5 ~ 7 月の 3ヶ月間の中禅寺湖水における TN の平均値 0.18mg l⁻¹ よりも明らかに高い値となっていた。相崎ら (1984) が中禅寺湖周辺において 1983 年 1 ~ 6 月まで雨水 (一部積雪を含む) の水質を調査した結果では、TN が 0.078 ~ 0.412mg l⁻¹ で平均値 0.369mg l⁻¹、TP が 0.015 ~ 0.061mg l⁻¹ で平均値 0.028mg l⁻¹ であった。両者の値は、窒素に関してはほぼ一致していたが、リンに関しては相崎らの調査結果の方が高い値であった。これは、調査時期が異なることによると思われる。表

3.3 に示した調査結果と 1983 年の年間降水量 2,390mm に基づいて、11.5km² の中禅寺湖の湖面降水負荷量を試算すると、窒素負荷量は 11,400kg yr⁻¹ (平均 31.2kg d⁻¹)、P 負荷量は 231kg yr⁻¹ (平均 0.63kg d⁻¹) と推定される。この値は、1983 年の全流入負荷量 TN 187.2kg d⁻¹、TP 15.9kg d⁻¹ とそれぞれ比較すると、TN は 16.7%、TP は 4.0% に相当する。中禅寺湖の湖面積は、全流域面積 132.3km² の 8.7% を占め、中禅寺湖流域においてそれほど大きな汚濁源がないことを考えあわせれば、湖水の濃度を超える窒素とリンを含む降水による負荷量は決して無視できないものとする。

4. 湖内の水質とプランクトン

この章では、栃木県が 1971 年に行った国立公園内湖沼の水質保護に関する調査結果及び 1972 年から行っている公共用水域水質測定計画に基づく湖沼調査結果 (栃木県水質年表に記載) をもとに、湖心における湖内の水質 (水温、pH、DO、透明度、TN、TP、COD 及びクロロフィル a) と動植物プランクトンの変化及び各水質項目間の関係について述べる。

調査は 1971 ~ 1976 年までは 5、7、9、11 月の年 4 回、1977 ~ 1981 年までは 4、5、7、8、10、11 月の年 6 回、1982 ~ 1996 年までは 4 ~ 11 月までの年 8 回行った。調査地点は図 2.2 に、各水質項目の分析方法は表 3.1 に示すとおりである。

植物プランクトンの試料は、表層水を採取しルゴール液で固定した試水を使用した。この試水 10ml を分離円筒型沈殿スライドグラスにとり半日以上静置した後、

上部を分離して底部に沈殿したプランクトンについて倒立型顕微鏡で同定及び計数を行い、1ml当たりの細胞数を算出した。動物プランクトンは直径24cm、網目NXX13のプランクトンネットを用いて水深0~30mの垂直曳きして採取し、採取後ホルマリン液(ヘキサメチレンテトラミンで中和)で固定した。この試料をメスシリンダーにとり、10~100mlに濃縮した後1mlを計数板付きスライドグラスに分取し、顕微鏡下で同定及び計数を行い1l当たりの個体数を算出した。なお、平均値の算出にあたっては、定量下限値未満の分析値はその定量下限値の数値をもって計算した。

4-1. 水温、pH、DO及び透明度

中禅寺湖の水温については、椿山(1913)、水産庁養殖研究所(1983)、平田・村岡(1984)、栃木県(1984)、栃木県衛生環境部(1975-1994)、栃木県生活環境部(1995-1996)、中禅寺湖漁業協同組合(1964-1996)の観測がある。栃木県生活環境部による1995年と1996年の観測データを基に、水温の鉛直分布の季節変化を図4.1に示す。これによると、1995年は5月上旬から、1996年は5月下旬から水温躍層の形成が始まっていた。この水温躍層は両年とも6~9月の間によく発達し、8月上旬~中旬にかけて表層(20~22℃)と底層(4℃)の水温差が最大となり、水深10~30mにかけて強い躍層が形成されていた。その後、表面冷却により表層水温が低下し、徐々に躍層が崩壊して11月には解消する傾向がみられた。栃木県水質年表には、12~3月までの冬期の水温の調査データはないが、平田・村岡(1984)が1981年7月~1983年9月に水温の鉛直分布を観測した結果によれば、1月初旬~中旬には表層と底層が4℃で同温となり循環期を迎え、そして2月には底層水温が表層水温より高くなり、逆列の水温成層をつくる事が確認されている。受熱量の増加とともに、3月中旬~4月中旬に再度湖水温が全水深にわたり一様となる。このように、中禅寺湖は年2回の循環期を有する水深の深い温帯湖特有の複循環湖である。田中(1967)によると、中禅寺湖の表層水温は、夏期最高時23℃、冬期1~2℃で、2月にはまれに全面結氷し徒歩できることもあったと報告されているが、近年では水温が氷点下になることはなく結氷した記録もない。

1995年と1996年におけるpHの鉛直分布の季節変化

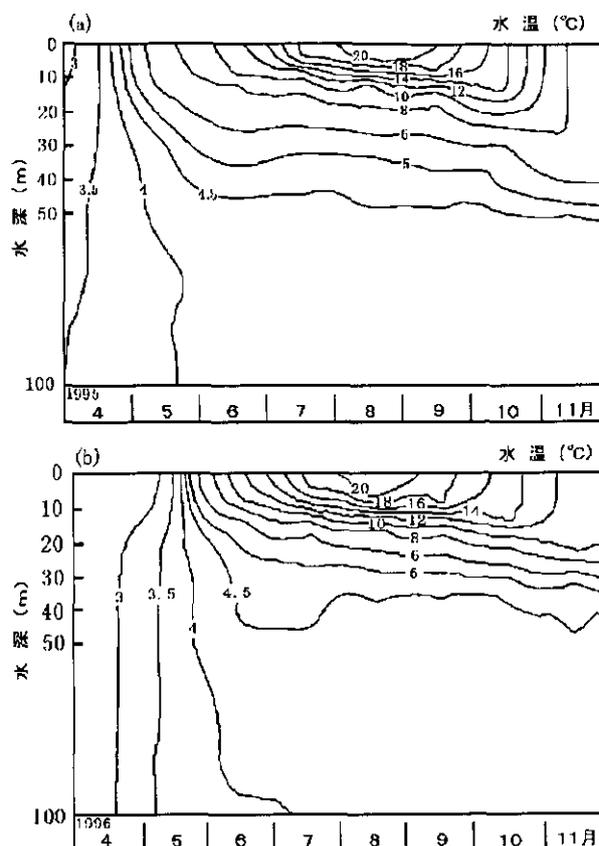


図4.1 水温の鉛直分布の季節変化

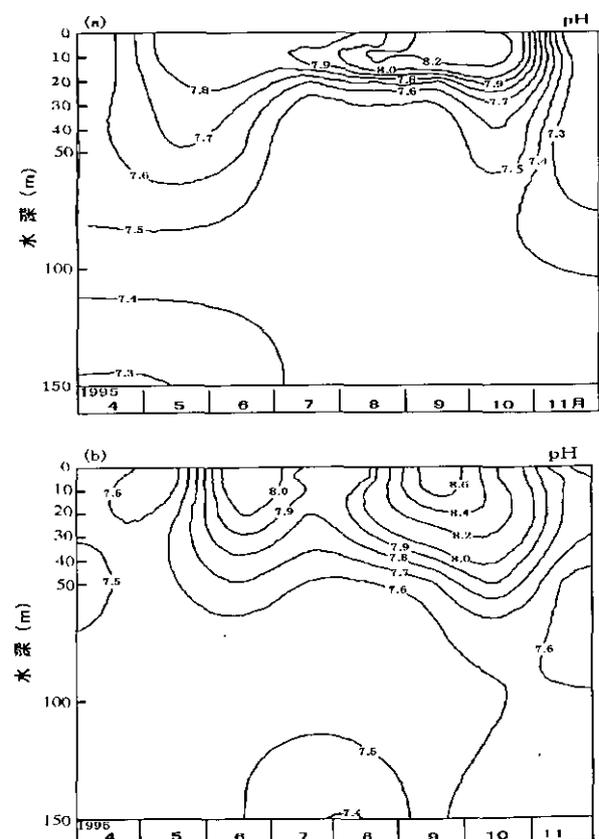


図4.2 pHの鉛直分布の季節変化

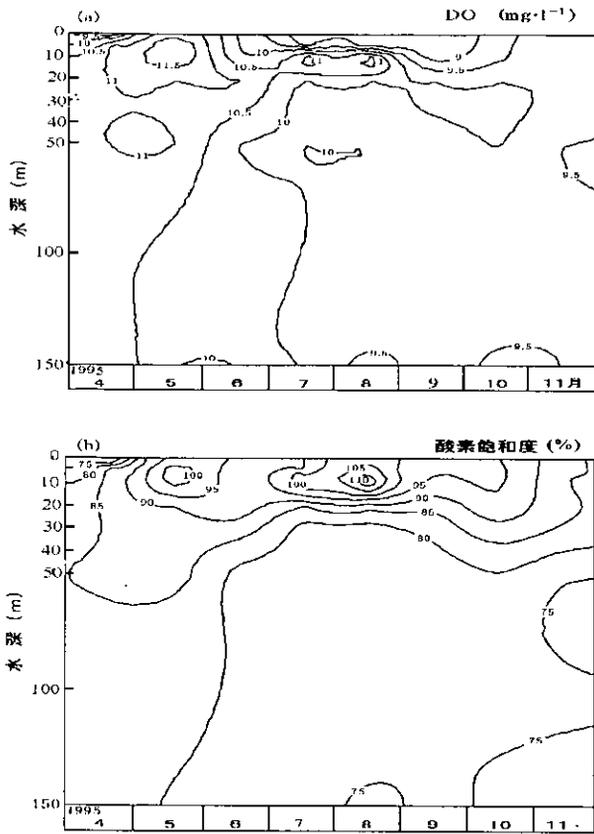


図4.3 1995年のDOと酸素飽和度の鉛直分布の季節変化

を図4.2に示す。両年とも9月に表層で最もpHが高く8.2~8.6になり、この時期に表層と底層のpH差が最大となった。4月の上旬~中旬にかけてと、11月中旬~下旬にかけて、pHは7.5前後ではほぼ鉛直方向に均一な分布となっていた。底泥の直上水である水深160m台のpHのデータはないが、水深150m水のpHについてみると、調査期間の4~11月を通じて7.3~7.5の範囲にあり季節変化は小さかった。

1995年と1996年のDOと酸素飽和度の鉛直分布の季節変化をそれぞれ図4.3と図4.4に示す。両年ともDOは4月中旬が11mg l⁻¹、11月上旬は9.5~10mg l⁻¹で鉛

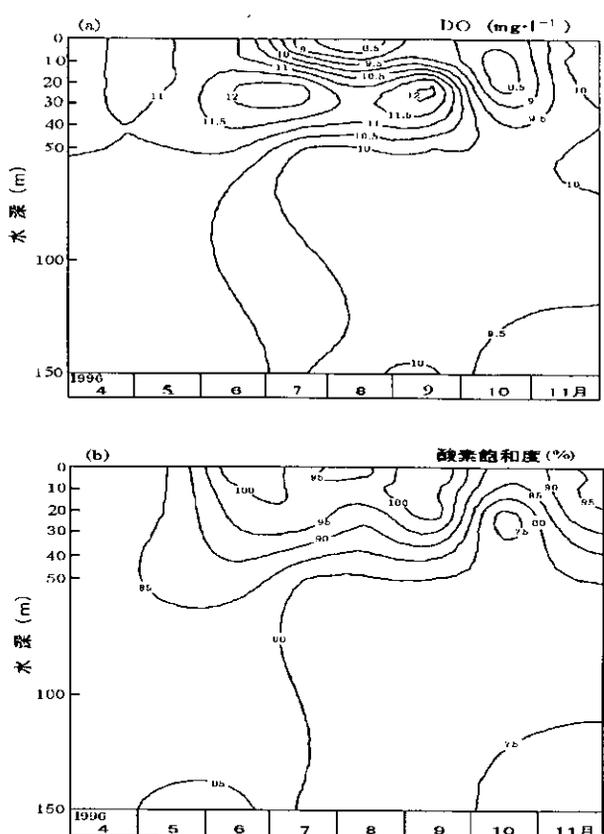


図4.4 1996年のDOと酸素飽和度の鉛直分布の季節変化

直方向にほぼ均一となっていた。4~11月を通じた表層から深度150m水までのDOは、1995年は8.5~12mg l⁻¹、1996年は8.0~12.5mg l⁻¹の範囲で推移し、夏季の停滞期であっても深度150mの深層水のDOは9.5~10mg l⁻¹の値を保っていた。夏季の停滞期における酸素飽和度の鉛直分布をみると、表層水は植物プランクトンが光合成活性期であるためDOは飽和状態になり、特に1995年の7月下旬~8月上旬にかけて110%の酸素過飽和水が深度10~20m層に存在していることが認められた。一方、深度150mの深層水の酸素飽和度は両年とも75%前後で、底泥中の有機物の分解から影響を受けていることが示唆された。吉村(1932)は、1931年

表4.1 中禅寺湖の水質

	透明度 m	TP mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	COD mg l ⁻¹	Chl.a μg l ⁻¹
平均値	8.94	0.0049	0.2	1.19	2.72
標準偏差	2.31	0.0018	0.093	0.43	1.38
最大値	17	0.011	0.67	2.4	10
最小値	3.3	<0.003	0.06	<0.5	<2
データ年次	'71~'96	'82~'96	'78~'96	'71~'96	'81~'96
データ数	174	120	137	174	124

10月26日に最深所付近の深度156m地点でDOが零となることを観測している。これによると、深度140m付近まではDOは飽和に近い状態を維持しているが、それ以深に顕著な底成層(Mikroschichtung)を生じ底部直上では全く零となっていたと記されている。

1971~1996年までの透明度の最大値は1987年9月の17.0m、最小値は1972

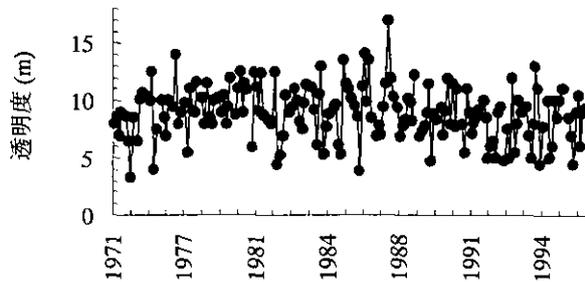


図 4.5 透明度の変化

年9月の3.3mで(図4.5)、平均値は8.94mであった(表4.1)。年平均透明度(図4.6)は1972年が最も低く(6.8m)、その後徐々に高くなり1986年に最も高い値(10.6m)となったが、その後は徐々に低下し1996年の年平均透明度は調査を開始した1971年とほぼ同じ7.98mであった。透明度は水温躍層の最も発達する8月に10mを超えて最も高く、6月に最も低下する傾向を示していた。透明度はクロロフィルa量及び珪藻類細胞数と負の相関関係が認められた(表4.3)。透明度が最も低下する6月に淡水赤潮の *Uroglena americana* が大量に発生している。特に近年5ヶ年の年平均透明度は、1992年7.44m、1993年7.72m、1994年8.22m、1995年8.94m、1996年7.98mで、過去25年の平均透明度8.94mを下回っており、透明度の悪化が懸念される。

4-2. TP、TN及びCOD

1982～1996年までのTPの最大値は1984年7月の0.011mg l⁻¹に認められた(図4.7)。TPの年平均値は環境基準値の0.005mg l⁻¹前後で推移し、近年5ヶ年では1993年以外は環境基準値を満足していた(図4.8)。明瞭な季節変化は認められなかった。1995年と1996年におけるTPの鉛直分布の季節変化を図4.9に示す。1996年は春の循環期にあたる4月上旬～5月下旬にかけて0.006mg l⁻¹前後で鉛直方向でほぼ均一になったが、1995年はTPが鉛直方向で均一になることは確認されなかった。また、1995年と1996年とでは夏期停滞期における深水層のTP分布も異なっていた。すなわち、1995年は表層が低く深層ほど高いという鉛直方向にTPの明瞭な濃度差が生じ、特に8月下旬～9月上旬にかけて深度150m水では0.016mg l⁻¹を超える高いTP分布が存在していた。このことは、躍層の形成によって沈降がおりTPが底層にたまったと考えられる。一方1996年夏期は、深度20～30mのところに0.008～

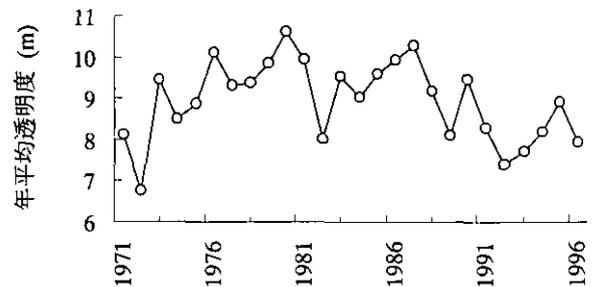


図 4.6 年平均透明度の経年変化

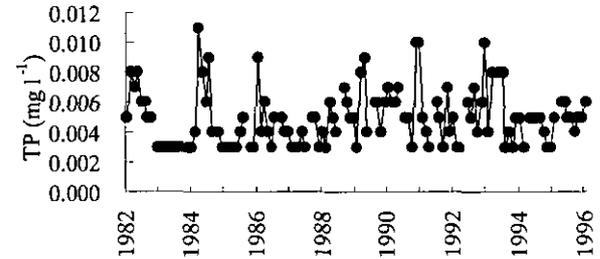


図 4.7 TP の変化

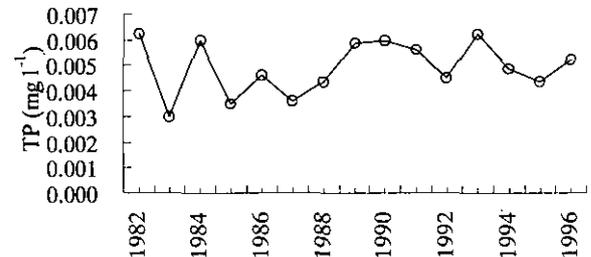


図 4.8 TP の年平均値の経年変化

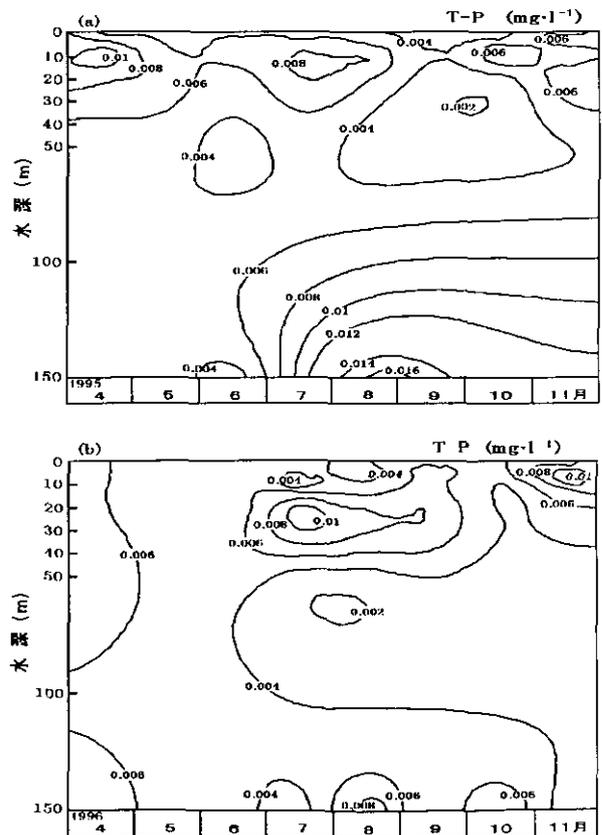


図 4.9 TP の鉛直分布の季節変化

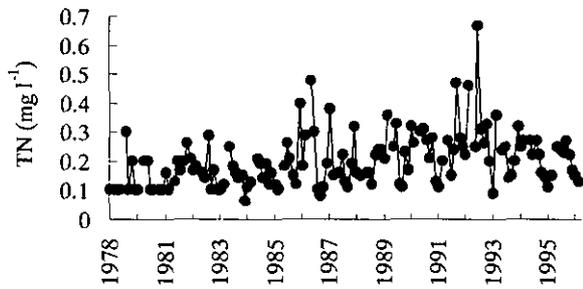


図 4.10 TN の変化

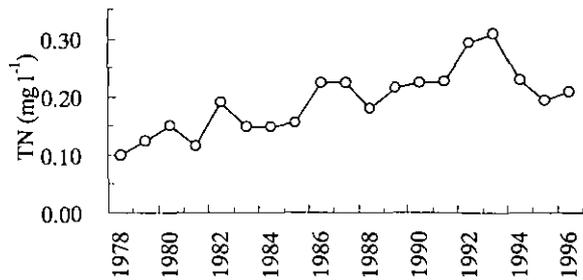


図 4.11 TN の年平均値の経年変化

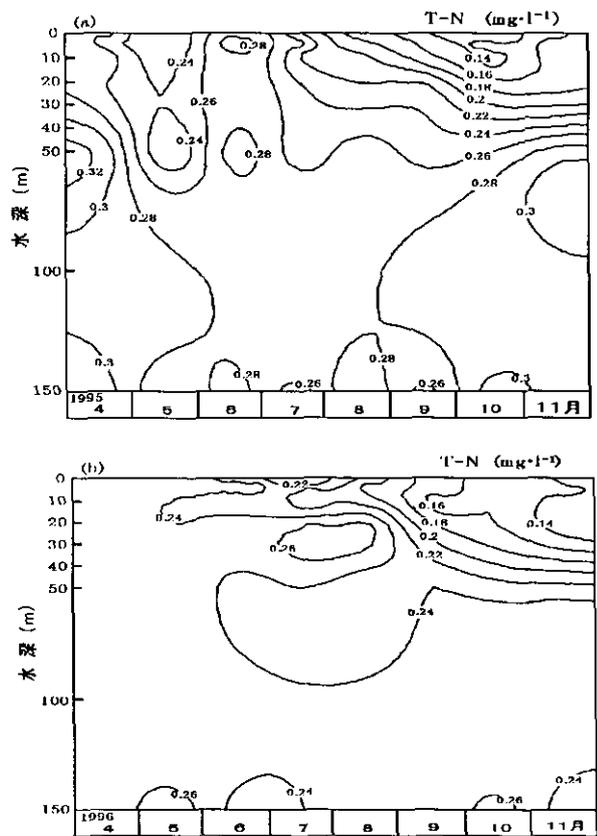


図 4.12 TN の鉛直分布の季節変化

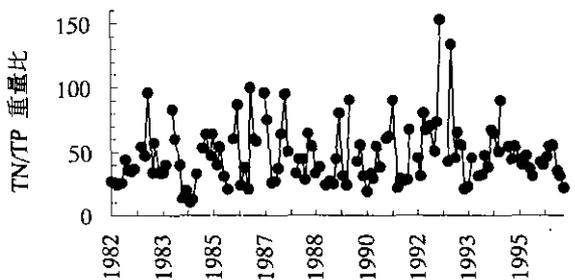


図 4.13 TN/TP 重量比の変化

0.01mg l⁻¹の比較的濃度の高いTPの水帯を形成したために、底層ではTPが1995年ほどは上昇しなかったと考えられる。TPはクロロフィa量と緑藻類細胞数と正の相関関係が認められ、透明度とは負の相関関係が認められた(表4.3)。

1978～1996年までのTNの最大値は1993年5月の0.67mg l⁻¹、最小値は0.06mg l⁻¹で、平均値は0.20mg l⁻¹であった(表4.1)。TNは1982～1985年までは変動の幅が小さかったが、1986年以降は変動の幅が高濃度側に広がっていた(図4.10)。TNの年平均値は増減を繰り返しながら徐々に増加の傾向を示し、1993年をピーク(0.06 mg l⁻¹)としてその後は減少し、1996年は0.21mg l⁻¹であった(図4.11)。TNの季節変化(表4.2)をみると、4～5月の春の循環期にかけて高く、躍層の形成されている夏～秋期に低くなる傾向を示していた。

1995年と1996年におけるTNの鉛直分布の季節変化(図4.12)は、両年も春の循環期にあたる4月下旬に1995年は0.28mg l⁻¹前後、1996年は0.25mg l⁻¹前後で鉛直方向にほぼ均一となった。1995年は7月上旬から、1996年は6月上旬から、表層が低く深層ほど高いという鉛直方向にTNの濃度差が生じ始め、水温躍層の発達する夏～秋期にかけて、特に表層から水深50m水間で、1995年は0.13～0.25mg l⁻¹、1996年は0.14～0.24mg l⁻¹とTNの濃度勾配ができた。TNはクロロフィルa量及び珪藻類細胞数と正の相関関係が認められ、水温及び透明度とは負の相関関係が認められた(表4.3)。

1982～1996年までのTN/TP重量比の最大値は1992年11月の153.0、最小値は1984年9月の10.0で、平均値は46.9であった(図4.13)。年平均TN/TPはいずれの年も30を上回り、1992年に71.1の最大値を記録した後は徐々に減少傾向を示し、1996年は40.3であった。Sakamoto(1966)は日本のいくつかの湖沼の夏期における表層水について求めたTN、TP及びクロロフィルa量との関係から、TN/TPが10～25の間ではTNとクロロフィルa、TPとクロロフィルaの間に良好な直線関係が成り立つこと、並びにTN/TPが25以上の湖沼では植物プランクトンの増殖はリンにより制限を受け、10以下の湖沼では窒素の制限を受けることを報告している。したがって、中禅寺湖はリンにより制限を受けている湖である。

表 4.2 各項目の月別平均値

月	水温 ℃	透明度 m	TP mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	COD mg l ⁻¹	Chl.a μg l ⁻¹	珪藻類 cells ml ⁻¹	緑藻類 cells ml ⁻¹	<i>U. americana</i> cells ml ⁻¹	輪虫類 inds l ⁻¹	枝角類 inds l ⁻¹	カイアシ類 inds l ⁻¹
4	4.0	8.75	0.005	0.237	1.1	3.8	1190	18	326	18	0	3
5	6.7	8.18	0.005	0.238	1.0	3.6	1130	33	622	13	0	6
6	13.9	6.93	0.005	0.193	1.3	2.4	702	56	1110	44	4	6
7	18.8	9.56	0.006	0.178	1.1	2.3	103	204	777	53	28	18
8	21.4	10.1	0.005	0.204	1.2	2.3	495	3320	245	46	11	9
9	19.9	8.25	0.005	0.185	1.5	2.5	455	2140	112	40	12	4
10	15.1	9.43	0.005	0.179	1.3	2.3	774	361	195	34	6	4
11	10.5	9.82	0.005	0.195	1.2	2.7	1080	119	253	39	9	4

データ年次 '82 ~ '96'71 ~ '96'82 ~ '96'83 ~ '96'84 ~ '96'85 ~ '96'86 ~ '96'87 ~ '96'88 ~ '96'89 ~ '96'90 ~ '96'91 ~ '96'92 ~ '96'93 ~ '96'94 ~ '96'95 ~ '96'96

1971 ~ 1996年までのCOD濃度の最大値は1986年6月と1988年7月の2.4mg l⁻¹、最小値は定量下限値未満の<0.5mg l⁻¹で1982年7月までに12回観測され、平均値は1.19mg l⁻¹であった(表4.1、図4.14)。CODの年平均値は増減を繰り返しながら徐々に増加の傾向を示し、1996年は1.68mg l⁻¹と最も高い値であった(図4.15)。COD濃度の季節変化をみると、9月が1.45mg l⁻¹と最も高く、次いで10月が1.33mg l⁻¹と高く、一方6月が0.99mg l⁻¹と最も低く、次いで7月が1.06mg l⁻¹と低

表 4.3 各項目間の相関係数 (1982 ~ 1996)

	水温	透明度	TP	TN	COD	Chl.a	珪藻類	緑藻類	<i>U. americana</i>	輪虫類	枝角類
透明度	0.130										
TP	-0.039	-0.230 *									
TN	-0.187 *	-0.197 *	0.147								
COD	0.212 *	-0.164	0.098	0.052							
Chl.a	-0.355 **	-0.396 **	0.277 **	0.244 **	0.338 **						
珪藻類	-0.315 **	-0.279 **	0.018	0.225 *	0.064	0.354 **					
緑藻類	0.312 **	-0.182 *	0.186 *	0.115	0.275 **	0.195 *	-0.130				
<i>U. americana</i>	-0.002	-0.184 *	0.087	-0.159	0.026	0.042	-0.081	-0.076			
輪虫類	0.183 *	0.002	0.214 *	-0.165	0.054	-0.051	0.084	-0.018	-0.060		
枝角類	0.307 **	0.109	-0.010	0.040	0.107	-0.163	-0.187 *	-0.005	-0.072	0.106	
カイアシ類	0.279 **	0.077	0.014	0.040	-0.071	-0.077	-0.197 *	0.052	0.044	-0.066	0.097

(n=112 ~ 174, **; P<0.01, *; P<0.05)

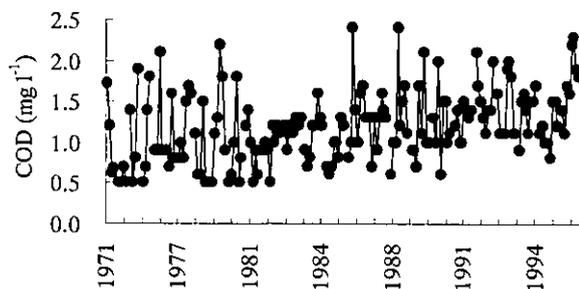


図 4.14 COD の変化

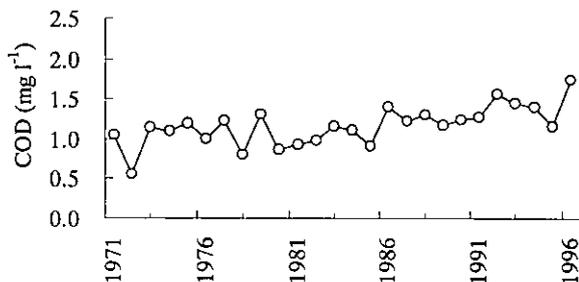


図 4.15 COD の年平均値の変化

い値であった。このことから、中禅寺湖ではCODは夏期に低く秋期に高くなる傾向を示していた。CODはクロロフィルa量、緑藻類細胞数及び水温と正の相関関係が認められた。近年5ヶ年のCODの75%値をみると、いずれの年も環境基準値1mg l⁻¹を超えていた。

4-3. クロロフィルa量と植物プランクトン

1981～1996年までのクロロフィルa量の最大値は1993年4月の10 $\mu\text{g l}^{-1}$ 、最小値は定量下限値未満の<2.0 $\mu\text{g l}^{-1}$ で60回観測されており、平均値は2.72 $\mu\text{g l}^{-1}$ であった(表4.1、図4.16)。1981～1988年まではクロロフィルa量は比較的小さな変動幅で推移してきたが、1989年以降は変動の幅が大きかつ高濃度側に広がっていた。したがって年平均クロロフィルa量は徐々に増加の傾向を示し、1996年は3.55 $\mu\text{g l}^{-1}$ と最も高い値であった(図4.17)。表層水のクロロフィルa量の季節変化をみると、春の循環期に高く、躍層が形成される夏～秋期にかけて低い傾向を示していた。クロロフィルa量は1995年4月中旬に2 $\mu\text{g l}^{-1}$ 前後で、1996年は5月上旬～6月上旬にかけて4 $\mu\text{g l}^{-1}$ 前後で鉛直方向にほぼ均一となった(図4.18)。その後、1995年は5月上旬から、1996年は7月下旬から徐々に鉛直方向にクロロフィルa量に濃度差が生じはじめ、1995年は7月中旬に水深15m層において7 $\mu\text{g l}^{-1}$ と、1996年は8月中旬に水深15m層において14 $\mu\text{g l}^{-1}$ と最も高くなった。このときの水深15mの水温は、1995年では10℃前後、1996

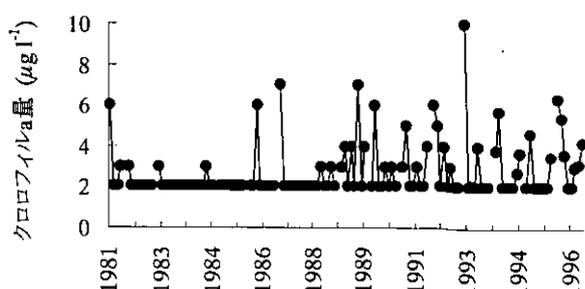


図 4.16 クロロフィルa量の変化

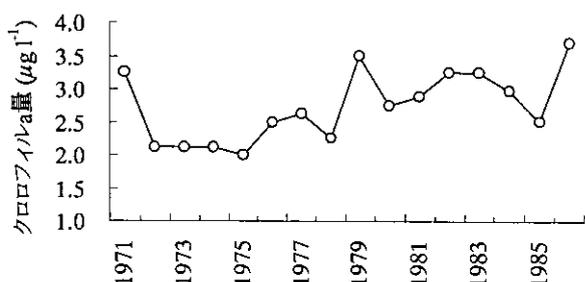


図 4.17 年平均クロロフィルa量の変化

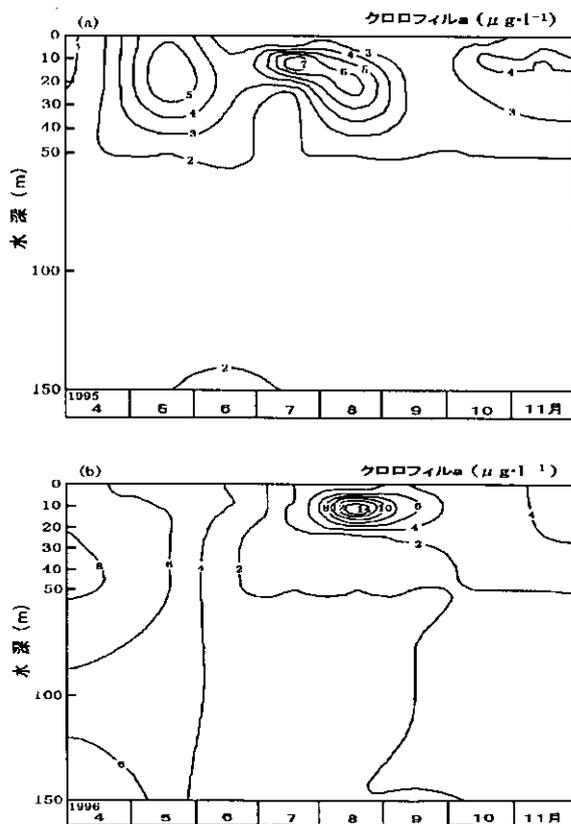


図 4.18 クロロフィルa量の鉛直分布の経年変化

年では8℃前後であった。したがって、中禅寺湖では年間を通じて夏期の停滞期に水深15m層(水温8～10℃)で植物プランクトンの密度が最も高い。クロロフィルa量はTP、TN、COD、珪藻類細胞数及び緑藻類細胞数と正の相関関係が認められ、水温及び透明度とは負の相関関係が認められた(表4.3)。

中禅寺湖の植物プランクトンについては、橋爪 (1975ab)、小山・福田 (1984)、小山ら、(1987)、渡辺ら (1987)、伊藤・大森 (1990)、村上 (1991)、大森・小池 (1992)、藤田・大垣 (1995) 及び藤田・中島 (1996) によって調査が行われ、出現種、出現細胞数、優占種の季節変化及び植物プランクトンと水質との関係が徐々に解明されてきた。栃木県は、1981年6月に湖水を水源とする上水道に異臭味が発生したことを契機に中禅寺湖のプランクトン調査を継続的に実施するようになり、この時期に、相崎ら (1983) が *U. americana* のコロニーを確認している。ここでは、栃木県水質年表 (1982-1996) に基づいて、湖心における植物プランクトンの季節変化、経年変化及び植物プランクトン細胞数と水質項目との関係について述べる。

1992～1996年までの近年5ヶ年の植物プランクトン優占種の季節変化を表4.4に示す。4月は珪藻類の *Cyclotella comta*、*Stephanodiscus* sp.、*Aulacoseira granulata* が優占していた。5月には黄色鞭毛藻類の *Dinobryon divergens* と *U. americana* に交代する年もあった。6月は再び珪藻類が優占したが4月と5月とは種が異なっていた。7月と8月は緑藻類の *Oocystis parva*、*Crucigenia rectanglaris*、藍藻類の *Chroococcus* sp.、珪藻類の *Fragilaria* sp.、*Fragilaria crotonensis*、黄色鞭毛藻類の *U. americana* が優占し年によって種が違った。9月は藍藻類の *Microcystis* sp.、珪藻類の *F. crotonensis*、黄色鞭毛藻類の *U. americana* が優占し、特に *Microcystis* sp. が優占した1992年と1993年の透明度は、それぞれ5.0m、8.0mと低かった。10月は珪藻類の *F. crotonensis*、藍藻類の *Microcystis* sp.、緑藻類の *Pandorina morum* が優占し、特に *Microcystis* sp. が優占していた1994年の透明度は4.5mと低かった。11月は、1993年に藍藻類の *Synechocystis* sp. が優占していた他は、いずれの年も珪藻類の *F. crotonensis* が優占していた。

1982～1996年までの珪藻類細胞数の最大値は1995年8月の4,800cells ml⁻¹であった(図4.19a)。珪藻類細胞数の季節変化をみると(表4.2)、春期と秋期に多く夏期に減少する傾向を示していた。珪藻類細胞数はクロロフィルa量及びTNと正の相関関係が認められ、水温及び透明度とは負の相関関係が認められた(表4.3)。中

表4.4 植物プランクトン優占種の季節変化 (1992-1996)

調査日	優占種名	細胞数 cells ml ⁻¹	優占率 %
1992/4/27	<i>Cyclotella comta</i>	566	62.9
1992/5/19	<i>Cyclotella comta</i>	941	49.9
1992/6/16	<i>Asterionella formosa</i>	2050	94.3
1992/7/14	<i>Oocystis parva</i>	355	58.1
1992/8/3	<i>Oocystis parva</i>	1450	92.4
1992/9/8	<i>Microcystis</i> sp.	6910	73.4
1992/10/12	<i>Fragilaria crotonensis</i>	671	51.6
1992/11/10	<i>Fragilaria crotonensis</i>	157	43.1
1993/4/28	<i>Stephanodiscus</i> sp.	2830	93.5
1993/5/20	<i>Stephanodiscus</i> sp.	2640	92.1
1993/6/17	<i>Fragilaria</i> sp.	101	33.2
1993/7/23	<i>Chroococcus</i> sp.	300	35.9
1993/8/19	<i>Crucigenia rectanglaris</i>	17900	95.3
1993/9/16	<i>Microcystis</i> sp.	8420	66.1
1993/10/14	<i>Microcystis</i> sp.	430	42.5
1993/11/18	<i>Synechocystis</i> sp.	200	42.0
1994/4/25	<i>Aulacoseira granulata</i>	221	33.2
1994/5/19	<i>Dinobryon divergens</i>	1050	38.2
1994/6/14	<i>Synedra acus</i>	531	57.6
1994/7/12	<i>Fragilaria</i> sp.	273	78.2
1994/8/9	<i>Uroglena americana</i>	219	63.3
1994/9/13	<i>Fragilaria crotonensis</i>	879	63.1
1994/10/6	<i>Microcystis</i> sp.	1190	81.1
1994/11/8	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1300	74.6
1995/4/21	<i>Stephanodiscus</i> sp.	397	52.7
1995/5/18	<i>Uroglena americana</i>	1780	73.7
1995/6/15	<i>Synedra</i> sp.	273	66.9
1995/7/13	<i>Uroglena americana</i>	244	92.4
1995/8/23	<i>Fragilaria crotonensis</i>	4760	98.2
1995/9/13	<i>Uroglena americana</i>	218	51.3
1995/10/12	<i>Pandorina morum</i>	392	55.4
1995/11/22	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1770	93.2
1996/4/15	<i>Stephanodiscus</i> sp.	1240	91.7
1996/5/13	<i>Stephanodiscus</i> sp.	1320	85.7
1996/6/10	<i>Synedra acus</i>	1540	75.1
1996/7/15	<i>Uroglena americana</i>	617	99.2
1996/8/21	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1830	52.9
1996/9/18	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1530	51.8
1996/10/16	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1870	83.4
1996/11/11	<i>Fragilaria crotonensis</i>	2470	89.6

禅寺湖では水温の低い春期と秋期に珪藻類が多く出現し、その結果クロロフィルa量が増加し透明度が低下

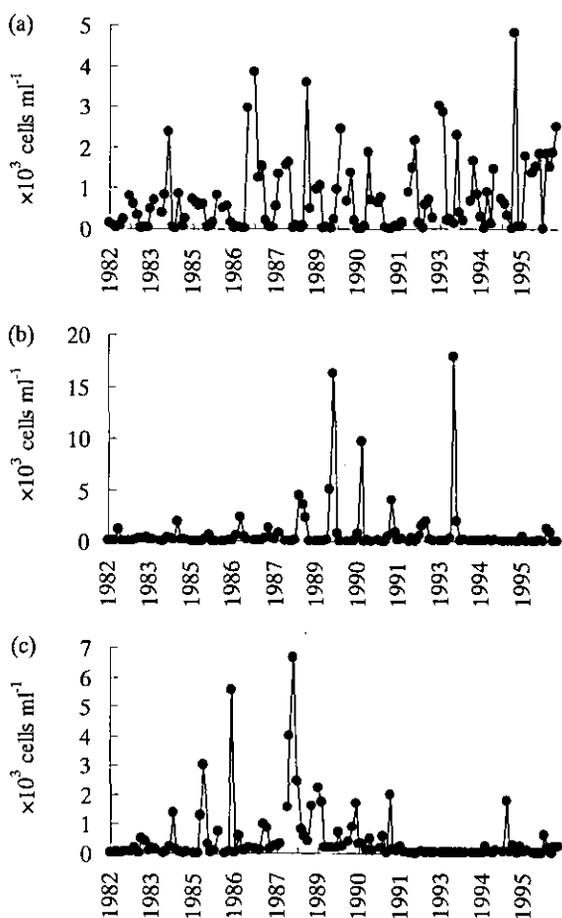


図4.19 珪藻類 (a)、緑藻類 (b) 及び *U. americana* (c) 細胞数の変化

すると考えられる。しかし、夏期には水温が高くなり珪藻類が減少し、クロロフィル a 量が低下し透明度は高くなる。但し、珪藻類細胞数の最大値を記録したのは水温の高い1995年8月で、特筆に値する。

1982～1996年までの緑藻類細胞数の最大値は1993年8月の18,000cells ml⁻¹であった(図4.19b)。緑藻類は夏期に多く出現し、春期と秋期に少ない傾向を示していた(表4.2)。緑藻類細胞数は水温、COD、TP及びクロロフィル a 量と正の相関関係が認められ、透明度とは負の相関関係が認められた(表4.3)。中禅寺湖ではこれまで緑藻類の大量発生はみられないものの、1989年と1993年にかなり多くの緑藻類が発生し年平均透明度も低下していたことから、特に夏期の緑藻類の発生動向には十分な注意が必要である。

中禅寺湖に出現する植物プランクトンのなかで *U. americana* は水道水の異臭味を引き起こすことから、最も注目すべき植物プランクトンである。村上(1991)は中禅寺湖と湯の湖における *U. americana* について水

温が15℃付近において最も増殖し、水温が20℃に達すると急激に減少すると報告している。吉田ら(1983)は琵琶湖における *U. americana* による淡水赤潮は、発生前後においてカラム当たりのクロロフィル a 現存量に大きな違いはみられず、表層付近に集積することによって赤潮状態になると推測している。また、赤潮の発生は風の穏やかな晴天の日が続き表層水温が上昇した水域に発生しやすく、水温が10℃を超えた時点で起こり始め、赤潮最盛期の水温は16～18℃であったと報告している。石田・門田(1983)は *U. americana* の増殖に必要なとされる窒素とリンの最低必要濃度はそれぞれ、0.028mg l⁻¹ (NH₄-NO₃ で1μM)、0.001 mg l⁻¹ (β-グリセロリン酸あるいはオルトリン酸で0.07μM)で、海の赤潮プランクトンである *Chattonella antiqua* などと比較するとかなり低い濃度で増殖すると報告している。矢野ら(1989)は *U. americana* を単藻培養し、それから臭気物質の2,4-heptadienalの幾何異性体の2物質を同定確認している。小山ら(1987)によると、中禅寺湖の *U. americana* は上流の湯の湖から湯川を経て供給され、水温が増殖に最適となる6月下旬から7月中旬にかけて水深10m付近に流入し、活発に増殖すると推測している。このように *U. americana* の増殖条件や臭気成分については徐々に明らかにされてきた。

1982～1996年までの *U. americana* 細胞数の最大値は1988年6月の6,650cells ml⁻¹であった(図4.19c)。*U. americana* は水温が最適となる6月中旬から7月上旬にかけて急激に増殖し、水温が20℃を超える8月に減少していた。しかし、10月は平均水温が15.1℃で *U. americana* にとって増殖適温であるにもかかわらず月平均細胞数が6月と比較すると非常に少なかった。*U. americana* 細胞数は透明度と負の相関関係が認められたが、水温や栄養塩類との相関関係は認められなかった(表4.3)。

4.4. 動物プランクトン

ここでは、栃木県水質年表(1983-1996)に基づいて、湖心における動物プランクトンの季節変化、経年変化及び動物プランクトン個体数と水質項目との関係について述べる。

1992～1996年までの近年5ヶ年の動物プランクトン優占種の季節変化を表4.5に示す。4月は輪虫類の

Polyarthra trigla, *Notholca* sp., *Synchaeta* sp. が優占していた。5月は1993年にカイアシ類のCopepodidが優占していた他は、輪虫類の*P. trigla*, *Synchaeta* sp. が優占し、特に1992年、1995年、1996年は4月と同種の輪虫類が継続して優占していた。6月はカイアシ類の*Acanthodiptomus pacificus*、輪虫類の*P. trigla*、枝角類の*Daphnia longispina* が優占し、カイアシ類が優占種となるのは1993年6月までで、これ以降はカイアシ類が優占種になることはなかった。7月はカイアシ類の*Nauplius*、枝角類の*D. longispina*、*Bosmina longirostris*、輪虫類の*Kellicottia longispina*が優占し年によって種がかなり異なっており、その個体数は18~107inds l⁻¹で、他の月と比較すると個体数は多い。8月は1994年に*D. longispina*が優占していた他は、輪虫類の*Keratella quadrata*, *K. longispina*が優占していた。9月は輪虫類の*K. quadrata*, *P. trigla*, *K. longispina*、枝角類の*D. longispina*が優占し年によって種がかなり異なっていた。10月は1994年に枝角類の*D. longispina*が優占していた他は、輪虫類の*K. quadrata*, *P. trigla*, *Conochilus* sp. が優占していた。11月は1993年に枝角類の*B. longirostris*が優占していた他は、輪虫類の*K. quadrata*, *P. Trigla*, *K. longispina*が優占していた。全体を通じて、春期は*P. trigla*, *Synchaeta* sp., 秋期は*K. quadrata*, *K. longispina*の輪虫類が優占し、夏期は*D. longispina*, *B. longirostris*の枝角類が優占種となる頻度が高い。また、輪虫類の優占種の傾向をみると、1992~1994年までは主に*P. trigla*, *K. quadrata*が優占し、1995年からは*Synchaeta* sp., *K. longispina*に替わってきている。

1983~1996年までの輪虫類個体数の最大値は1984年7月の354inds l⁻¹であった(図4.20a)。輪虫類個体数の季節変化をみると、7月が53inds l⁻¹と最も多く、次いで8月が46inds l⁻¹と多く、一方5月が13inds l⁻¹と最も少なく、次いで4月が18inds l⁻¹と少なかった。これらのことから、輪虫類は夏期に多く、春期に少ない傾向を示していた。輪虫類個体数は水温及びTPと正の相関関係が認められた(表4.3)。

1983~1996年までの枝角類個体数の最大値は1996年7月の174inds l⁻¹であった(図4.20b)。枝角類は7月の平均個体数が4月の100倍以上になっており、夏期

表4.5 動物プランクトン優占種の季節変化(1992~1996)

調査日	優占種名	個体数 inds l ⁻¹
1992/4/27	<i>Polyarthra trigla</i>	7
1992/5/19	<i>Polyarthra trigla</i>	47
1992/6/16	<i>Acanthodiptomus pacificus</i>	10
1992/7/14	<i>Nauplius</i>	32
1992/8/3	<i>Keratella quadrata</i>	36
1992/9/8	<i>Keratella quadrata</i>	34
1992/10/12	<i>Keratella quadrata</i>	7
1992/11/10	<i>Keratella quadrata</i>	10
1993/4/28	<i>Notholca</i> sp.	14
1993/5/20	Copepodid	10
1993/6/17	<i>Acanthodiptomus pacificus</i>	8
1993/7/23	<i>Daphnia longispina</i>	47
1993/8/19	<i>Keratella quadrata</i>	19
1993/9/16	<i>Daphnia longispina</i>	5
1993/10/14	<i>Polyarthra trigla</i>	9
1993/11/18	<i>Bosmina longirostris</i>	26
1994/4/25	<i>Synchaeta</i> sp.	7
1994/5/19	<i>Polyarthra trigla</i>	3
1994/6/14	<i>Polyarthra trigla</i>	76
1994/7/12	<i>Bosmina longirostris</i>	39
1994/8/9	<i>Daphnia longispina</i>	18
1994/9/13	<i>Polyarthra trigla</i>	38
1994/10/6	<i>Daphnia longispina</i>	6
1994/11/8	<i>Polyarthra trigla</i>	102
1995/4/21	<i>Synchaeta</i> sp.	4
1995/5/18	<i>Synchaeta</i> sp.	6
1995/6/15	<i>Polyarthra trigla</i>	15
1995/7/13	<i>Daphnia longispina</i>	18
1995/8/23	<i>Kellicottia longispina</i>	4
1995/9/13	<i>Daphnia longispina</i>	16
1995/10/12	<i>Conochilus</i> sp.	20
1995/11/22	<i>Kellicottia longispina</i>	15
1996/4/15	<i>Synchaeta</i> sp.	21
1996/5/13	<i>Synchaeta</i> sp.	5
1996/6/10	<i>Daphnia longispina</i>	16
1996/7/15	<i>Kellicottia longispina</i>	107
1996/8/21	<i>Kellicottia longispina</i>	21
1996/9/18	<i>Kellicottia longispina</i>	30
1996/10/16	<i>Keratella quadrata</i>	81
1996/11/11	<i>Kellicottia longispina</i>	78

に大量に増殖する傾向があった。枝角類個体数は水温と正の相関関係が認められ、珪藻類とは負の相関関係が認められた(表4.3)。

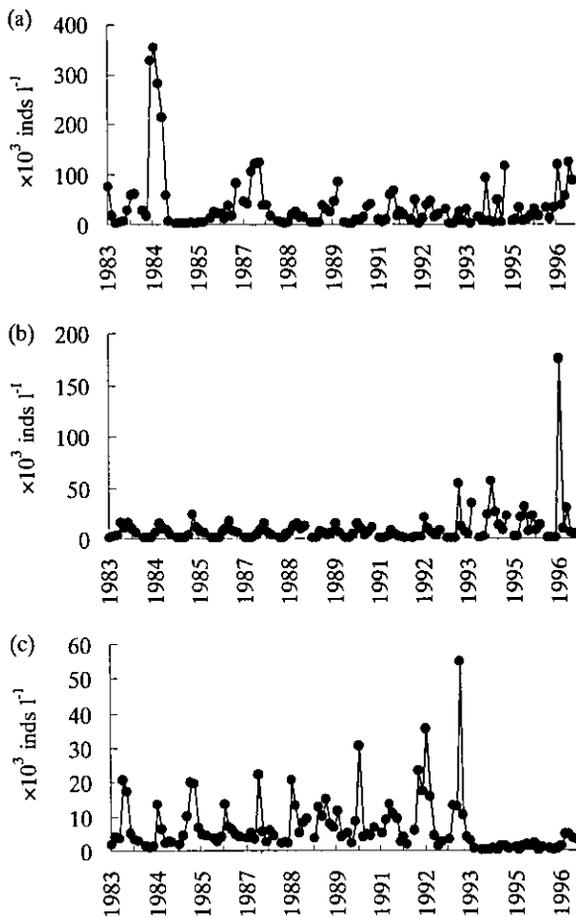


図 4.20 輪虫類 (a)、枝角類 (b) 及びカイアシ類 (c) の個体数の変化

1983～1996年までのカイアシ類個体数の最大値は1993年7月の55inds l⁻¹であった(図4.20c)。カイアシ類は夏期に多く出現し、水温の低い春期と秋期に少ない傾向を示していた。カイアシ類個体数は水温と正の相関関係が認められ、珪藻類とは負の相関関係が認められた(表4.3)。

5. 中禅寺湖の水質保全のための課題

5-1. 下水道未整備地区の排水対策について

中禅寺湖周辺の下水道未整備地区におけるし尿及び雑排水の処理は、観光客入込み数の多い施設については合併浄化槽方式で処理されているものの、単独浄化槽による処理が圧倒的に多く、処理水は地下浸透以外に河川及び湖内に放流されている。また、湖畔には4ヶ所のキャンプ場があるが、この内2ヶ所については雑排水が沈殿槽を通すのみで湖内に放流されており、下

水道未整備地区からの排水の汚濁負荷量は無視できない。この対策として、この地区が下水道処理区域として整備されることが望ましいが、地形的な条件から下水道整備に多額の費用を要することから早急に整備されることは難しい状況にある。そこで、各施設からの汚濁負荷量を正確に調査し、その結果を基に各施設管理者に対し合併浄化槽の設置、単独浄化槽から合併浄化槽への変更及び浄化槽の適正な維持管理を指導、要請することによって、できるだけ汚濁負荷量の軽減を図る必要がある。

5-2. 水産事業について

中禅寺湖ではヒメマスを中心とする、サケ・マス類の養殖事業が古くから行われている。このため、水産庁養殖研究所日光支所において放流魚の適正数や適正魚体についての研究が行われるなど、中禅寺湖の適正な漁場管理のための必要な知見が集積されてきている。しかしながら、ヒメマス以外の魚種については、その漁獲量及び資源量等に関する資料は極めて少なく、中禅寺湖の生態系において高次捕食者としての魚類が果たす役割や養殖事業が湖水にどのような負荷を与えているのかなど不明な点も多い。今後、これらのことが明らかにされ、魚類が他の生物種と適正な現存量のもとに調和を保ちつつ共生できる湖沼環境を保全する必要がある。

5-3. 湯の湖における浚渫事業の影響について

栃木県は、平成元～8年度にかけて富栄養化が進行した湯の湖の浄化対策として54億円の事業費を投じて浚渫事業を行った。中禅寺湖は湯川を通じて湯の湖の影響を受けており、上水道の異臭味の原因となっている *U. americana* も湯の湖から供給されていることが確認されている。したがって、湯の湖の浄化が中禅寺湖の水質改善に大きく寄与するものと期待される。

5-4. 水収支及び物質収支について

中禅寺湖流域の水収支及び物質収支については、1983年に栃木県衛生環境部が調査を行った以降は行われていない。当時と比較すると、観光人口、生活様式及び湖畔周辺の利用形態等が変化してきており、これに伴って、当然水収支及び物質収支も変化していると考えられるので、今後の水質保全対策を進めるうえで必要となる現在の水収支及び物質収支を正確に把握す

る必要がある。

湯川が中禅寺湖に及ぼしている汚濁負荷量は、CODについては全体の61.6%、TN29.7%、TP41.1%と、他の流入河川と比較しても高い比率を占め、湯川は最も大きな汚濁源となっている。したがって、湯川の汚濁負荷量を低減させることは、中禅寺湖の水質保全を図るうえで重要かつ最も効果的な施策であると考えられる。齋藤ら(1993)、郡司ら(1994, 1995)は湯川の自浄係数の算出や濁りの原因となっている懸濁物質を究明し、湯川の水質特性が徐々に明らかになってきたが、降雨後、湯川のTPが急上昇することが報告されており(例えば、相崎ら, 1984; 郡司ら, 1995)、高濃度のリンがどこから由来してくるのかなど不明な点も多い。このことは、中禅寺湖流域の平常時の物質収支とは別に降雨後の物質収支を把握する必要があることを示唆している。また、湯川は湯の湖の浚渫事業の効果を計る指標として、今後継続して観測していく必要がある。

地獄川は、水源のほとんどが湧水であり流れも短いためCOD濃度はゼロに近いが、TN及びTPの年間平均濃度は湯川と比較してかなり高い。地獄川の窒素とリンは水源の湧水に含まれている自然由来が主であるが、中禅寺湖の平均水質TN0.200mg l⁻¹、TP0.0049mg l⁻¹に対し、年間平均水質はTN0.48～0.60mg l⁻¹、TP0.058～0.074mg l⁻¹で特にTPは湖内水質の約13倍と高い。地獄川が中禅寺湖に及ぼしている汚濁負荷量は、TNについては全体の28.5%、TP 43.4%で、特にTPについて大きな汚濁源となっている。地獄川のリンの起源が戦場ヶ原周辺に分布する竜頭の滝火砕流堆積物であることが特定される(小池ら, 1990)など、地獄川の水質特性は徐々に明らかにされてきた。中禅寺湖はリンによって植物プランクトンの増殖が制限されている湖沼であることを考慮すると、地獄川からの負荷を低減することは中禅寺湖の水質保全を図るうえで極めて重要である。栃木県は、「中禅寺湖・湯の湖水質保全対策調査結果報告書」(1984)の中で地獄川からの窒素とリンの負荷の低減対策について言及している。これによると、①地獄川に脱窒素・脱リン処理を施すこと、②地獄川を中禅寺湖下流に導水すること、の2つの方法を検討したが、①については、窒素とリンは除去処理のためには低すぎるとして、②については、魚類の回帰

等に問題があるとしていずれも実現性に乏しく、対策が困難であると述べている。しかし、地獄川からの窒素とリンの負荷低減対策については、今後とも継続して検討していく必要がある。

千手5河川及びその他については、平常時の汚濁負荷量は湯川、地獄川に比べて小さいものの、豪雨後の負荷量がきわだって高くなっているため、降雨量と流量、流量と負荷量との関係を調査、解析することは、中禅寺湖の水質保全のために必要なことである。

流出河川である大尻川については、湖沼調査が委託で行われることとなった1992年以降水質調査は行われていない。湖内水質の変化を知るうえでも、また、湖水がどのような水質で下流に放流され影響を与えているのかを監視するうえでも、重要な観測地点であると判断されるので、水質調査を再開することが望ましい。

5-5. 湖内水質について

OECD(1982)が提唱した湖沼の栄養段階を決めるための基準値に基づいて中禅寺湖の1982～1996年までの富栄養化度の経年変化をみると表5.1に示すとおりであった。1982～1986年までは極貧栄養～貧栄養で推移していたが、1987年からはクロロフィルa量の年間最大値が上昇し季節変動の幅が広がったことなどから、中栄養に相当する項目がみうけられるようになり、概ね極貧栄養～中栄養に評価が富栄養化側に広がった。1991年からは極貧栄養に相当する項目が姿を消し、現在は貧栄養～中栄養に相当する湖沼である。これらの状況は、中禅寺湖が徐々に富栄養化が進行していることを示唆している。

Yoshimi(1987)は、TP、クロロフィルa量及び透明度を指標とした多変数富栄養化指数(MTSI: Multiparameter Trophic State Indices)を求め、湖沼の富栄養化度を判定している。このMTSIによる富栄養化度の判定方法は、多くの研究者(例えば、三上ら, 1990; 北條ら, 1992)に活用されてきている。この方法の特徴は、MTSIが高いほど富栄養化が進行していることを示しており、経年変化や季節変化を数値の増減としてとらえることができることである。MTSIを用いて中禅寺湖の1982～1996年までの富栄養化度の季節変化をみると(図5.1)、MTSIの最大値は1986年6月の2.86、最小値は1987年9月の0.91で、平均値は1.66、標準偏差

表 5.1 OECD の基準による栄養段階の経年変化 (1982 ~ 1996)

年	年平均 TP mg m ⁻³	年平均 Chl.a mg m ⁻³	年間最大 Chl.a mg m ⁻³	年平均 透明度 m	年間最小 透明度 m
1982	6.2	2.12	3.0	8.01	4.4
1983	○ 3.0	2.12	3.0	9.54	○ 7.5
1984	6.0	2.12	3.0	9.02	5.3
1985	○ 3.5	2.00	○ 2.0	9.60	5.3
1986	4.6	2.50	6.0	9.95	3.9
1987	○ 3.6	* 2.62	7.0	10.30	○ 7.0
1988	4.4	2.25	3.0	9.19	○ 7.0
1989	5.9	* 3.50	7.0	8.11	○ 7.0
1990	6.0	* 2.75	6.0	9.49	○ 7.1
1991	5.6	* 2.88	5.0	8.31	5.5
1992	4.5	* 3.25	6.0	7.44	5.0
1993	6.2	* 3.26	* 10.0	7.72	4.8
1994	4.9	* 2.99	5.7	8.22	4.5
1995	4.4	* 2.51	4.6	8.94	5.0
1996	5.2	* 3.70	6.3	7.98	4.5

(中栄養→* ; 貧栄養→マーク無し ; 極貧栄養→○)

は0.376 (n=120)であった。この値を湖沼の栄養段階にあてはめて評価すると、中禅寺湖は貧栄養湖であるといえる。しかしながら MTSI 値は増加の傾向を示しており、OECD (1982) の基準値を用いて富栄養化度を判定した結果と同様、中禅寺湖は徐々に富栄養化が進行していると懸念される。

中禅寺湖における富栄養化の進行を判断するうえで重要な水質項目の変化を要約すると次のとおりである。

①近年5ヶ年の年平均透明度は、いずれも平均透明度 8.94m 以下であり、徐々に透明度が悪化している。

②1978~1985年まではTNの変動の幅は小さかったが、1986年以降は変動の幅が高濃度側に広がってきており、年平均TNは増減を繰り返しながら徐々に増加している。

③近年5ヶ年の表層水のCOD濃度は、いずれも環境

基準値 1mg l⁻¹ を超えている。1982年7月以降はCODが定量下限値 0.5mg l⁻¹ 未満となることはなく、年平均CODは増減を繰り返しながら徐々に増加している。

④1981~1988年まではクロロフィルa量の変動の幅は比較的小さかったが、1989年以降は変動の幅が高濃度側に広がってきており、年平均クロロフィルa量は増減を繰り返しながら徐々に増加している。

⑤年平均珪藻類個体数は増減を繰り返しながら徐々に増加している。

これらの変化は、いずれも中禅寺湖において徐々に富栄養化が進行していることを示唆するものである。今後、これらの変化がどのような要因によって引き起こされているのかを明らかにするため、気象の影響、物質の循環、さらには湯の湖の湖内水質との関係などを解析する必要がある。

5-6. その他

栃木県では、奥日光の寒さが厳しいことから冬期の湖沼調査を実施していないため、中禅寺湖における12~3月までデータがなくこの期間についての解析が行えなかった。冬期の湖沼生態系及び湖内水質は春期、夏期のそれらに反映されることや年平均値を4~11月までの平均値で評価して支障がないかどうかを確認するためにも、可能な範囲で冬期の調査を行う必要がある。

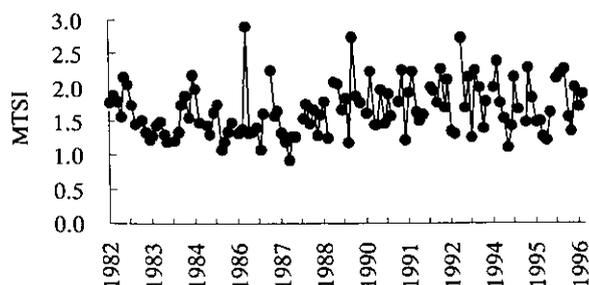


図 5.1 MTSI の変化

今回、1971～1996年までの26年間のデータについて解析を行ったが、このような解析は5年に一度なり定期的に実施し解析結果を速やかに行政施策に反映させることが必要である。

6. 謝辞

本報告書をまとめるにあたり、終始ご指導ご助言をいただいた環境庁国立環境研究所地域環境研究グループ高村典子総合研究官並びに貴重な資料を提供していただいた水産庁養殖研究所日光支所、栃木県生活環境部環境管理課、土木部河川課、下水道課、日光土木事務所、中禅寺湖ダム管理所、下水道管理事務所、農務部水産試験場、日光市生活環境課、観光商工課、市民課、水道課、下水道課、財団法人栃木県環境技術協会、中禅寺湖漁業協同組合及び古河機械金属株式会社日光発電事務所の方々に対し、ここに謹んで感謝の意を表します。また、精度よい測定結果を積み重ねてきた歴代の栃木県公害研究所の水質部研究員(現栃木県保健環境センター水環境部研究員)、財団法人栃木県公害防止協会(現財団法人栃木県環境技術協会)の方々に対し、ここに謹んで感謝の意を表します。

7. 引用文献

相崎守弘・村岡浩爾・平田健正・福島武彦・岩田 敏・海老瀬潜一・大坪国順・大槻 晃(1983):中禅寺湖の栄養塩収支.第17回水質汚濁学会講演要旨集:219-224.
相崎守弘・村岡浩爾・平田健正・福島武彦・岩田 敏・海老瀬潜一・大坪国順・大槻 晃(1984):中禅寺湖における栄養塩収支.国立公害研究所研究報告,69:99-112.
江連陽子・松永 隆・村上敬吾・小山次朗・福田訓眞・池田浩三(1984):中禅寺湖における降雨の影響について.栃木県公害研究所年報,8:56-61.
藤田幸生・大垣秀三(1995):湖沼の富栄養化要因に係る解析調査-湯の湖・中禅寺湖における透明度、COD、窒素、りん及び植物プランクトンとの関係について-。栃木県公害研究所年報,19:30-37.
藤田幸生・中島 孝(1996):湖沼の富栄養化要因に係る解析調査(第2報)-湯の湖・中禅寺湖における植物プランクトンの優占種と窒素、りん、水温との関係について-。栃木県保健環境センター年報,1:172-178.
郡司明夫・福田訓眞・谷田部秀夫・中島 孝・伊東佳久・北條禎恵・大垣秀三(1994):湯川の水質汚濁機構解明調査結果について.栃木県公害研究所年報,18:21-26.
郡司明夫・古谷征男・藤田幸生・福田訓眞・中島 孝・伊東佳久・大垣秀三(1995):湯川の水質汚濁に関する調査結果について.栃木県公害研究所年報,19:38-42.
橋爪健一郎(1975a):国立公園内湖沼の植物プランクトン調査結果(Ⅰ)-関東近縁10湖沼(その1)-。用水と廃水,17(6):54-71.
橋爪健一郎(1975b):国立公園内湖沼の植物プランクトン調査結果(Ⅰ)-関東近縁10湖沼(その2)-。用水と廃水,17(7):51-57.
平田健正・村岡浩爾(1984):中禅寺湖の水温成層と内部

波.国立公害研究所研究報告,69:5-35.
北條禎恵・村上敬吾・中島 孝・伊東佳久・齋藤由実子・湯田定利・小池正純(1992):奥日光湖沼の水質特性について.栃木県公害研究所年報,16:19-23.
石島久男・加賀豊仁・渋谷隆之(1989):中禅寺湖産ヒメマスの再生産関係と持続生産量.中禅寺湖資源調査研究会中間報告書,平成元年9月:37-48.
石田祐三郎・門田 元(1983):琵琶湖のウログレナ赤潮をめぐって.生活衛生,27(5):236-248.
伊藤良治・大森牧子(1990):中禅寺湖と湯の湖の動物プランクトンについて.栃木県公害研究所年報,14:85-95.
環境庁(1993):第4回自然環境保全基礎調査-湖沼調査報告(関東版)-:1-62.
小池正純・岡田安雄・池田浩三・小谷野賢二・平山光衛(1990):地獄川の水質形成について.栃木県公害研究所年報,14:96-103.
国包章一(1985):中禅寺湖及び湯の湖における汚濁負荷収支の経年変化.用水と廃水,27:884-891.
小山次朗・福田訓眞(1984):中禅寺湖における植物プランクトン及び動物プランクトンの季節変化.国立公害研究所研究報告,69:69-76.
小山次朗・世取山守・池田浩三・小林紀男(1986):中禅寺湖におけるアワの発生機構(2)-アワ発生時の水質およびアワ起源の検討-。栃木県公害研究所年報,10:17-23.
小山次朗・福田訓眞・小林紀男(1987):中禅寺湖および湯の湖における *Uroglena americana* の発生状況.陸水雑,48(2):85-90.
小山次朗・渡辺牧子(1989):中禅寺湖の湖水中糖類の起源-アワ発生に関連して-。水質汚濁研究,12:353-357.
三上 一・小林繁樹・田澤良基・高井秀子・奈良忠明(1990):湖沼の富栄養化に関する調査研究(Ⅰ)-AGP試験及び多変数富栄養化指数からみた青森県の湖沼-。全公研会誌,15(3):113-118.
茂木惣治・村上敬吾・松永 隆・福田訓眞・小山次朗・林幹・竹沢正樹(1982):中禅寺湖富栄養化防止に関する調査研究(第一報)-流入水の出水特性について(1)-。栃木県公害研究所年報,6:21-33.
村上敬吾・松永 隆・西田敬一・小山次朗・福田訓眞・江連陽子・池田浩三(1984):中禅寺湖富栄養化防止に関する調査研究(第5報)-地下水(漏水)の流出機構について-。栃木県公害研究所年報,8:25-31.
村上敬吾(1991):中禅寺湖の淡水赤潮.水質汚濁研究,14:276-280.
中村 逸(1968):支笏湖における「ひめます」資源量についての考察.魚と卵,126:21-23.
日光市観光商工課(1959-1996):観光統計書(各年度版).日光市下水道事務所(発行年記載なし):日光市中宮祠下水処理場パンフレット.
OECD(1982):Organization for economic cooperation and development. Eutrophication of Waters. OECD, Paris.
奥本直人・鹿間俊夫・織田三郎・丸山為蔵・佐藤達朗・合摩明・室根昭弘・室井克己・山崎 充・赤坂 毅・神山公行(1989):中禅寺湖産ヒメマス資源管理のための漁業と増養殖に関する考察.中禅寺湖資源調査研究会中間報告書,平成元年9月:49-65.
奥本直人(1989):中禅寺湖資源調査研究会中間報告書,平成元年9月:2-3.
大森牧子・小池正純(1992):湯の湖・中禅寺湖の植物プラン

- クトンについて. 栃木県公害研究所年報, 15 : 17-26.
- Sakamoto, M. (1966) : Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol., 62 : 1-28.
- 斎藤 譲 (1899) : 日光火山燄地質調査報文. 震災豫防調査會報告 : 27.
- 齋藤由実子・松永 隆・谷田部秀夫・中島 孝伊東佳久・北條禎恵・村上敬吾 (1993) : 湯の湖・中禅寺湖の富栄養化防止に関する調査研究. 栃木県公害研究所年報, 17 : 36-47.
- 佐藤芳徳 (1983) : 中禅寺湖における湖水の混合とトリチウム収支. 地理学評論, 56 : 667-678.
- 水産庁養殖研究所 (1983) : 中禅寺湖及び湯の湖の観測結果報告書 (1972-1981年).
- 世取山守・小山次朗・小林紀男 (1986) : 中禅寺湖におけるアワの発生機構 (1) -メタノリシス、ガスクロマトグラフ法によるアワ成分とその起因物質の定性的検討-. 栃木県公害研究所年報, 10 : 11-16.
- 世取山守・小山次朗・池田浩三・小林紀男 (1987) : 中禅寺湖のアワ発生機構 (1) -アワ成分とその起源についての検討-. 水質汚濁研究, 10 : 31-38.
- 田中甲子郎 (1967) : 奥日光における水産事業. 淡水区水産研究所資料 : 17.
- Thomthwaite, J.T., D. Seckinger, E. Sugarbaker, P. Rosenthal, D.A. Vazquez (1984) : Dual immunofluorescent analysis of human peripheral blood lymphocytes. American Society of Biological Chemists 75th Annual Meeting; American Association of Immunologists 68th Annual Meeting, St. Louis, MO (USA).
- 栃木県 (1984) : 中禅寺湖・湯の湖水質保全対策調査結果報告書, 昭和 59 年 7 月.
- 栃木県 (1992a) : 栃木県湖沼水質保全基本指針, 平成 4 年 4 月.
- 栃木県 (1992b) : 中禅寺湖・湯の湖水質保全計画, 平成 4 年 4 月.
- 栃木県衛生環境部 (1983) : 中禅寺湖・湯の湖水質調査報告書, 昭和 58 年 3 月.
- 栃木県衛生環境部 (1986a) : 栃木県湖沼水質管理計画, 昭和 61 年 5 月.
- 栃木県衛生環境部 (1986b) : 中禅寺湖・湯の湖水質保全対策要綱, 昭和 61 年 5 月.
- 栃木県衛生環境部 (1975-1994) : 栃木県水質年表 (各年度版).
- 栃木県衛生環境部医務課 (1983) : 栃木県地形図 (1/25000).
- 栃木県生活環境部 (1995-1996) : 栃木県水質年表 (各年度版).
- 栃木県・日光市 (1995) : 奥日光清流清湖保全協議会設立総会資料, 平成 7 年 7 月 12 日.
- 栃木県土木部河川課 (1996) : 湯の湖のしゅんせつ事業について, 平成 8 年度 : 4-11.
- 栃木県林務観光部 (1974) : とちぎの自然, 昭和 49 年 3 月.
- 椿山学人 (1913) : 本邦主要湖沼冬季の水温鉛直分布及水温標式の決定. 地学雑誌, 25 : 288-294.
- 中禅寺湖漁業協同組合通常総会資料各年度版 (1964-1996) : 1-33.
- 吉原喜好・添田秀男・奥本直人・鹿間俊夫・織田三郎・丸山為蔵・石島久男・加賀豊仁・手塚 清・渋谷隆之・佐藤達朗・合摩 明・室根昭弘・室井克己・赤坂 毅・神山公行・角町正隆・浅井雅久・会田勝行・横地拓男・足立裕・田口誠寿 (1989) : 試験的操業記録からみた中禅寺湖におけるヒメマス資源の動態. 中禅寺湖資源調査研究会中間報告書, 平成元年 9 月 : 4-36.
- 吉村信吉 (1932) : 中禅寺湖最深所における顕著な底成層. 陸水雑, 1 : p98.
- 吉村信吉 (1940) : 日光中禅寺湖の鍾測と形態. 地学雑, 52(612) : 60-67.
- 吉田陽一・三田村緒佐武・田中信彦・門田 元 (1983) : びわ湖の“淡水赤潮”に関する研究 I -植物プランクトンおよび栄養塩類の分布-. 陸水学雑誌, 44 : 21-27.
- 吉田陽一・松本孝・門田 元 (1983) : びわ湖の“淡水赤潮”に関する研究 II -赤潮発生と環境要因との関係-. 陸水学雑誌, 44 : 28-35.
- 渡辺牧子・関口忠男・小山次朗・橋本康夫・福田訓眞 (1987) : 中禅寺湖・湯の湖の動植物プランクトン相に関する解析. 栃木県公害研究所年報, 11 : 21-33.
- 矢野 洋・中原正展・伊藤裕之 (1989) : 淡水赤潮と異臭味. 用水と廃水, 31 (10) : 36-44.
- Yoshimi, H. (1987) : Simultaneous construction of single-parameter and multiparameter trophic state indices. Wat. Res., 21 (12) : 1505-1511.

湯の湖の湖沼環境の現状と保全にむけての問題点

中島 孝・関口 忠男

栃木県保健環境センター (〒 329-1196 栃木県河内町下岡本 2145-13)

Lake environments and some perspective on the conservation of Lake Yunoko

Takashi Nakajima and Tadao Sekiguchi

*Tochigi Prefectural Institute of Public Health and Environmental Science, Shimookamoto 2145-13,
Kawachi 329-1196, Japan*

1. はじめに

湯の湖は栃木県北西部に位置し、三ツ岳の火山活動による噴出物や溶岩によって谷が堰き止められたためにできた湖(栃木県, 1992a)である。日光国立公園内(1934年12月4日指定; 140,623ha)にあり風光明媚な湖として知られ、国際観光都市日光の重要な観光資源の一つとなっている。周囲には、日光連山、戦場ヶ原の湿原、水ナラ、白樺の原生林、湯滝、竜頭の滝等の名所があり、また、北岸に開けた平坦地には奥日光を代表する湯元温泉があることなどから、湯の湖周辺には年間約150万人の観光客が訪れ、ハイキング、キャンプ、登山、スキー、釣り等に親しんでいる。戦場ヶ原東部には、1945年頃から開墾された約18haの畑地があり、夏季にはイチゴ、大根等が栽培されている(栃木県, 1992a)。

湯の湖は温泉街からの温泉水や生活排水が古くから流入していたことから既に汚濁が進行していたが、観光客の増加に伴い観光施設の整備等開発が行われた結果、さらに汚濁が進行し(栃木県, 1984)、湖の景観の悪化や下流に位置する中禅寺湖への影響が懸念されることとなった。そこで、日光市は1966年に湯元下水終末処理場(以下「湯元処理場」という)を整備し、温泉街からの生活排水等の処理を開始した。しかし、その後も湯の湖の富栄養化は徐々に進行し、その湖水が湯川を通じて下流の中禅寺湖に流入していることから、1981年に中禅寺湖の湖水を水源とする日光市の上水道に異臭味(生ぐさ臭)が発生し淡水赤潮状態が確認(相崎ら, 1983; 村上, 1991)されるようになった。また、

1983年秋には中禅寺湖湖面に大量のアワが異常発生して景観を著しく損なうなど、湯の湖の富栄養化は下流の水環境に深刻な影響を及ぼすこととなった(世取山ら, 1986; 世取山ら, 1987; 小山ら, 1986; 小山・渡辺, 1989)。このため、日光市は1987年2月に湯の湖へ放流している湯元処理場にリンを除去するための高度処理施設を設置するとともに、栃木県は、1989年度から1996年度までの工期で、湖底のヘドロの浚渫(栃木県土木部河川課, 1996)を行うなど、湯の湖における水質保全のための対策を進めた。

湯の湖の水質保全を目的とした調査は、1971年の国立公園内湖沼の水質保護に関する調査(環境庁委託調査)が最初で、1972年からは栃木県公共用水域水質測定計画に基づき中禅寺湖とともに毎年調査を実施している。調査開始当初は湖内7地点を5、7、9、11月の年4回で実施していたが、1977年から8、10月を加え年6回に調査が強化された。1982年からは4~11月の年8回にさらに強化され今日に至っている。また、1981年に中禅寺湖を水源とする上水道に異臭味が発生したため、1981年と1982年には、流域の汚濁発生源を含む流入河川の調査を実施した。なお、1992年からは栃木県公共用水域水質測定計画に基づく湖沼調査は財団法人栃木県公害防止管理協会(1996年に財団法人栃木県環境技術協会に名称を変更)に業務委託している。

栃木県が湯の湖の常時監視を開始してから25年が経過するが、これまでに実施してきた湯の湖における水質保全のための調査研究と諸施策の歴史をたどりながら、湯の湖の地域特性と水質変化の変遷をまとめ、湯の湖における湖沼環境の現状と保全にむけての問題点

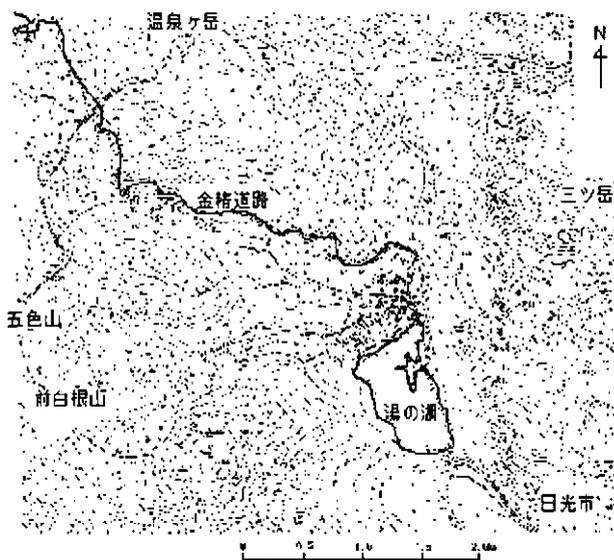


図 2.1 湯の湖の周辺地図

表 2.1 湯の湖の諸元

位置 ¹⁾	北緯 36° 48′ 東経 139° 26′
水面標高 ²⁾	1,478 m
長軸 (東西) ³⁾	900 m
短軸 (南北) ³⁾	500 m
湖岸延長 ¹⁾	3 km
湖面積 ²⁾	0.35 km ²
平均水深 ²⁾	8 m
最大水深 ²⁾	14.5 m
湖容量 ³⁾	2.62 × 10 ⁶ m ³
流域面積 ⁴⁾	18.2 km ²
年間流入量 ²⁾	約 37.9 × 10 ⁶ m ³
滞留時間 ²⁾	25 ~ 30 日
環境基準 ²⁾	A-I, III - 口
利用形態 ²⁾	水産, 農業用水

1) 栃木県 (1979)

2) 栃木県 (1992a)

3) 細見ら (1984)

4) 栃木県 (1984)

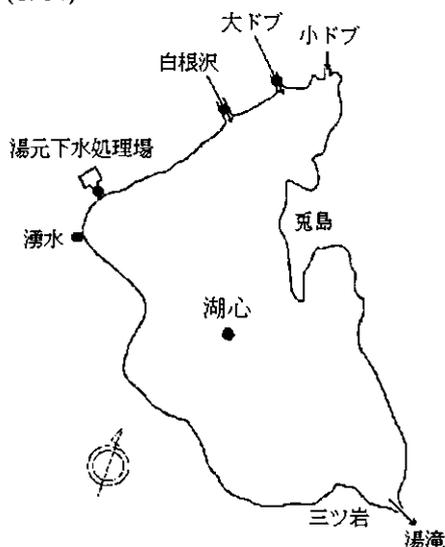


図 2.2 湯の湖の湖地形と調査地点

を考察した。これらの資料が湯の湖とその下流の水環境の水質保全に向けて、今後とるべき施策を検討するための基礎資料となれば幸いである。

2. 湯の湖の概要

2-1. 湖盆形態と諸元

湯の湖は図 2.1 (栃木県衛生環境部医務課, 1983) に示すように日光国立公園内の栃木県北西部に位置する。田中 (1903ab) は、97回の錘測を行い、湖底は浅く 10m の深度となっていること、湖尻 (湯滝) の北西約 100m、岸から 20m の所に 13.5m の最深点があることをつきとめた。吉村 (1933) は、馬の背と呼ばれる三ツ岩付近から張り出した半島状の押し出し部分によって区切られた副湖盆を発見し、副湖盆と本湖盆との鞍部の深度は 6m 位であることを明らかにした。白石ら (1964) は、従来の知見に自らの錘測や音響測深による調査結果を加えて解析し、湖面積は営林署の公示面積 353,343m² が最も信頼し得る数字であること並びに最大水深が 14.5 ~ 15m であることを明らかにした。

湯の湖の諸元は報告者によって多少数値が違っているが、ここでは表 2.1 に示す値を用いた。湯の湖の湖地形と調査地点 (細見ら, 1984; 栃木県, 1979, 1984, 1992a) を図 2.2 に、断面図を図 2.3 に示す。

2-2. 気象

湯の湖湖心から南東に約 10km 離れたところに位置する宇都宮気象台日光測候所 (北緯 36° 44′, 東経 139° 30′, 海拔高度 1292m) における 1992 ~ 1995 年の 4 年間の観測データ (日光測候所気象年報, 1992-1995) を用いて奥日光の気象の概要について述べる。

月平均気温の変化 (図 2.4) は、いずれの年も同じ様に推移し 8 月に 20℃ 前後のピークを観測し、12 ~ 2 月は氷点下となった。ただし、7 ~ 8 月にかけての月平均

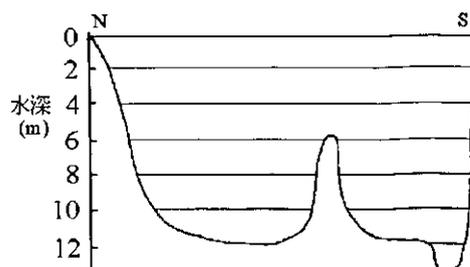


図 2.3 湯の湖の断面図

気温は、1992年17.8℃、1993年16.2℃、1994年19.7℃、1995年19.3℃と、年によってかなり異なっている。

月積算日照時間の変化(図2.5)については、1993年1月は119時間と他の年と比較すると小さな値を示したものの、例年11～4月にかけて153～234時間の値で推移し4月にピークを迎える。5月からは急激に減少しはじめ6月が最も短く53～105時間であった。8月は1992年112.4時間、1993年79.3時間、1994年180.4時間、1995年190.8時間と、年によって倍以上のひらきがあった。

月平均風速変化(図2.6)は、各年とも冬期に3.3～4.8m sec⁻¹と大きく、夏期に1.9～2.3m sec⁻¹と冬期の1/2程度になっている。

最大降水量を記録した月(図2.7)は、1992年10月、1993年7月、1994年9月、1995年6月で年によって異なっており、一様の季節変化を示していない。年間降水量は、1992年1,977mm、1993年2,183mm、1994年2,159mm、1995年1727mmで、7月から12月にかけて降水量の減少傾向を示した1995年は、他の年と比較して250～456mm少なかった。冬期の降水量は少なく変動幅も小さいことから、夏～秋期にかけての降水量が年間降水量の多少に大きく影響している。なお、1994年9月に831mmの降水量を記録しているが、これは177.5mm d⁻¹の豪雨が合ったためである。

2-3. 湖周辺の人口と観光客

湯の湖周辺の定住人口と戸数の推移(図2.8)をみると、1963年までは人口は200人未満で戸数も40戸に満たなかったが、定住人口は1970年に402人、戸数は1979年及び1980年に115戸でピークに達し、その後は定住人口については漸減傾向が、戸数については横ばい傾向が続き、1995年現在人口は211人、戸数は111戸である(日光市市民課から聴取、1997)。

観光客数は1965年10月に奥日光に通ずる第2いろは坂と上信越へ抜ける国道120号線の金精峠が開通したことに伴い急激に増加し、1973年の日光市への年間総観光客数が828万人を数えピークに達した(日光市商工観光課、1959-1996)。その後、観光客数は小さな増減を繰り返しながら漸減傾向を示しているものの、1996年の日光市への年間総観光客数は679万人で、湯の湖畔へは約200～300万人もの観光客が訪れている。1960

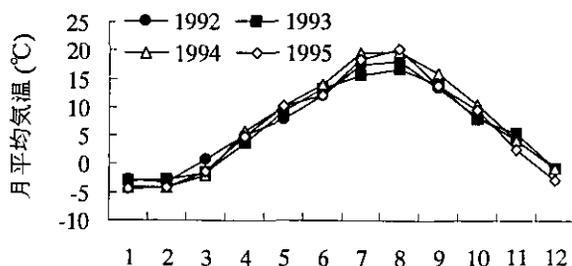


図2.4 1992～1995年における月平均気温

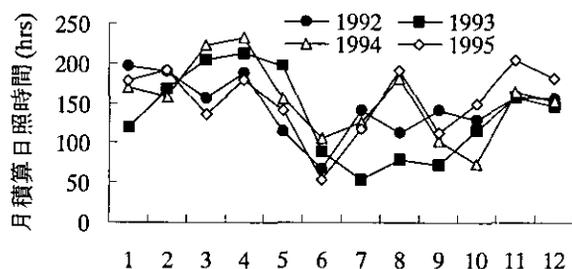


図2.5 1992～1995年における月積算日照時間

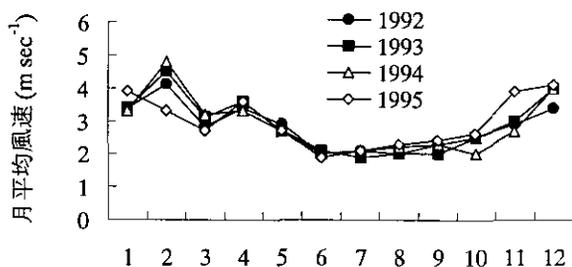


図2.6 1992～1995年における月平均風速

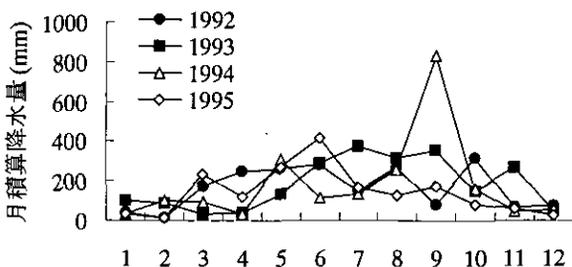


図2.7 1992～1995年における月積算降水量

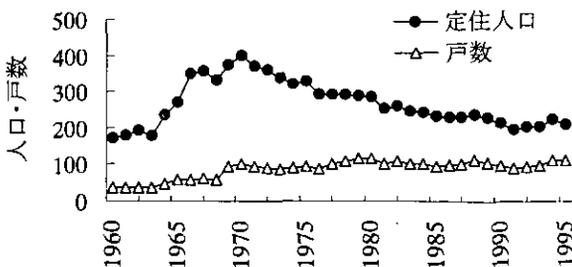


図2.8 湯元地区における定住人口及び戸数の経年変化

～1996年までの湯の湖周辺の宿泊客数の経年変化(図2.9)をみると、1984年に55万人でピークに達し、その

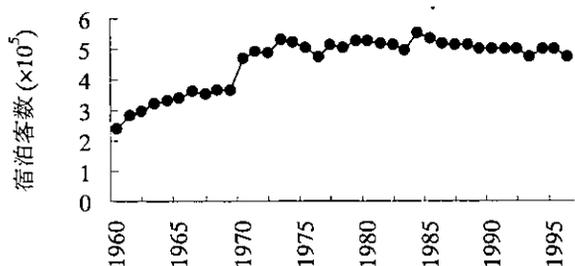


図 2.9 湯元地区における宿泊客数の経年変化

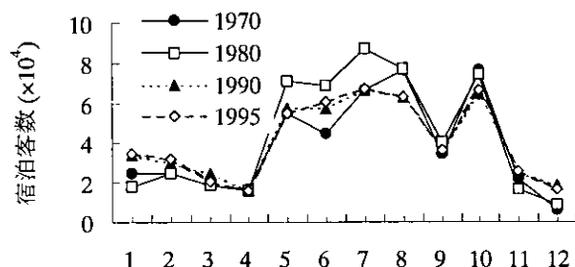


図 2.10 湯元地区における月別宿泊客数

後は 50 万人前後で推移している。1996 年は 48 万人であった。月別宿泊客数 (図 2.10) は、いずれの年も 5、7、8 及び 10 月にピークがみられ、典型的な遊覧地型のパターンを示している。

湯の湖畔には奥日光湯元キャンプ村のキャンプ場があり、1960 年は 19,007 人、1965 年は 18,496 人、1970 年は 17,666 人の入り込み客数を記録している。1970 年以降の入り込み客数は把握されていないが、現在でも営業されており、1997 年の入り込み客数は 14,200 人前後と推定される。キャンプ場のし尿及び雑排水は湯元処理場で処理されており湖内への排水はない。

2-4. 上水道の利用と流域の下水道の状況

1958 年 8 月から湯元簡易水道事業によって湯の湖周辺に給水が開始された。給水当時は計画取水量 $2,300\text{m}^3\text{d}^{-1}$ 、計画給水人口 4,600 人の規模で白根沢から取水していたが、現在は白根沢の支川である五色沢から取水し、急速ろ過後塩素滅菌して給水している。1997 年 3 月現在の実取水量は $839,500\text{m}^3\text{yr}^{-1}$ 、実給水量は $678,132\text{m}^3\text{yr}^{-1}$ である (日光市水道課から聴取、1997)。

湯の湖流域における下水道は、湯元地区を対象とした計画処理区域面積 27.62ha 、計画処理人口 5,400 人、計画処理水量 $1,638\text{m}^3\text{d}^{-1}$ の我が国初のオキシデーションディッチ法で 1966 年 6 月に処理を開始した (日光市水道課、発行年記載なし)。1975 年には、人口及び流

入汚水量の増加に対応するため、計画処理人口 6,840 人、計画処理水量 $3,250\text{m}^3\text{d}^{-1}$ とする施設に改良された。処理区域内は 100% 水洗化されており、1996 年の平均処理水量は $2,983\text{m}^3\text{d}^{-1}$ 、処理水量のピークは 5 月、7 月、8 月の $3,200\text{m}^3\text{d}^{-1}$ で、ほぼ計画に近いものとなっている (日光市下水道課から聴取、1997)。しかし、処理水は管渠で湯の湖に直接放流されていることから、1987 年 2 月にリンの負荷をできるだけ軽減するため、処理水に硫酸バンドや高分子凝集剤を添加してリンを除去する高度処理施設が設置された。

2-5. 水産について

2-5-1. 魚類放流量

中禅寺湖 (中島・関口、1999) で述べたように、湯の湖を含め奥日光の全水域にはかつて魚類は全く棲息していなかった。湯の湖への魚類放流は、1875 年に時の二荒山神社宮司の柿沼広身氏によって始められた (田中、1967)。詳細な記録はないが、その後明治年間に地元温泉業者によってコイ、フナ、ウナギが湯の湖へ放流されたといわれている。ヒメマスは試験的に放流され良好な結果であったことから、その後の増殖の中心魚となっていった。1928 年に湯元温泉街が全焼した際、旅館の池から 100 匹前後のカワマスが湯の湖へ流入し、以来、自然繁殖によって現在の生産量を占めるまでに増殖した。1934 年にはワカサギが放流されたが、ヒメマスが減少したため、ワカサギに替わってニジマスの放流が行われるようになった。1935 年から 3ヶ年継続事業として琵琶湖より小アユの移殖放流が行われたが、越年する稚魚はなかった。

湯の湖では漁業者が認められず、旧帝室林野局の養魚池と解釈され、林野局の職員による放流魚の漁獲と一般希望者による釣りが行われていた。水産庁に所管換え後、1958 年頃から一般入漁者の釣場として解禁され、1963 年から全国内水面漁業協同組合連合会が一般入漁者への釣業務を行っている (田中、1967)。

湯の湖への魚類放流は、水産庁養殖研究所日光支所と全国内水面漁業協同組合連合会によって毎年計画的に放流されている。1979～1995 年までの稚魚放流量数及びニジマス成魚放流量の経年変化を図 2.11 と図 2.12 に示す (全国内水面漁業協同組合連合会、1979-1995)。稚魚はヒメマス、ニジマス、ホンマス、カワマ

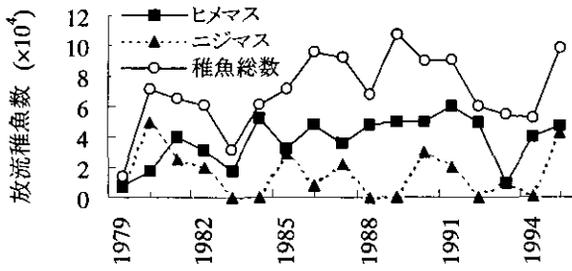


図 2.11 湯の湖における稚魚放流魚数の経年変化

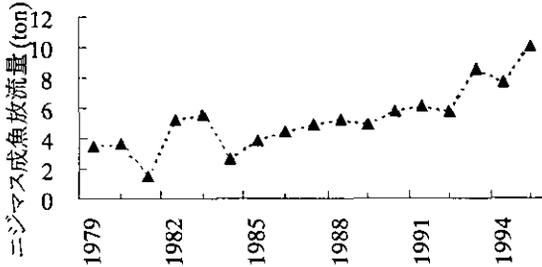


図 2.12 湯の湖におけるニジマス成魚放流量の経年変化

ス、サクラマスのます類が放流されており、放流の中心は、ヒメマスとニジマスである。ヒメマス稚魚は 7,488 (1979 年) ~ 60,000 尾 (1991 年)、ニジマス稚魚は 0 (1983 年他) ~ 50,000 尾 (1980 年) が放流されており、年間平均値はヒメマス稚魚 37,331 尾、ニジマス稚魚 15,571 尾である。稚魚全体の放流魚数の経年変化をみると、増減を繰り返しながら 1989 年に 106,586 尾と最も多く放流され、その後徐々に減少したものの 1995 年には 98,350 尾が放流されている。成魚は、カワマスが 1988 年と 1989 年にニジマスとともに放流された (0.25 ~ 0.44t) ほかは、いずれもニジマス成魚が毎年放流されている。ニジマス成魚の放流量は増減を繰り返しながら年々増加し、1995 年には 10.04t が放流されている。

2-5-2. 漁獲量

湯の湖では、一般入漁者による釣り及び水産庁養殖研究所日光支所で行う刺網と地曳網による漁獲があるが、大部分は一般入漁者の釣りによるものである。全国内水面漁業協同組合連合会が釣業務を行うようになった 1963 ~ 1995 年までの湯の湖における入漁者数の経年変化を図 2.13 に示す。当初 3,000 人程度であった入漁者数は、1970 年以降増加しはじめ 1977 年には 8,000 人を超えるほどとなった。さらに、1985 年からは上昇し 1995 年は 18,725 人の入漁者を記録している。田中・白石 (1970) 及び田中 (1973) は湯の湖の入漁者を調査し、1965 ~ 1972 年までの 8 年間の魚種、年令別の

表 2.2 湯の湖における釣獲尾数

魚種 年令	ヒメマス			ニジマス			カワマス			ピワマス			ワカサギ			フナ				
	0	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	
1965	0	7,980	4,971	72	0	4,836	687	150	0	2,669	664	56	0	0	0	0	0	0	0	0
1966	292	947	2,239	73	655	9,789	15,552	830	40	4,742	1,314	218	2,461	0	0	0	0	0	0	0
1967	0	15,352	1,445	390	0	23,248	679	0	0	3,270	279	0	632	0	0	0	0	0	0	0
1968	0	23,544	2,253	75	0	24,028	393	54	80	7,955	670	446	123	5,329	74	0	0	0	0	0
1969	2,507	8,253	1,492	36	1,369	19,096	4,038	75	127	4,610	1,145	68	135	5,022	19	0	0	0	0	0
1970	3,558	28,147	1,323	199	11,873	34,055	1,287	149	357	4,212	1,216	461	389	5,036	11	0	0	0	0	0
1971	8,888	15,310	2,920	15	4,935	32,056	555	101	98	5,609	1,330	744	20	129,068	53	0	0	0	0	0
1972	3,844	9,281	381	14	3,510	36,481	469	274	418	6,365	2,149	687	17	96,982	5	0	0	0	0	0
平均値	2,386	13,602	2,128	109	2,793	22,949	2,958	204	140	4,929	1,096	335	482	33,282	20	0	0	0	0	0

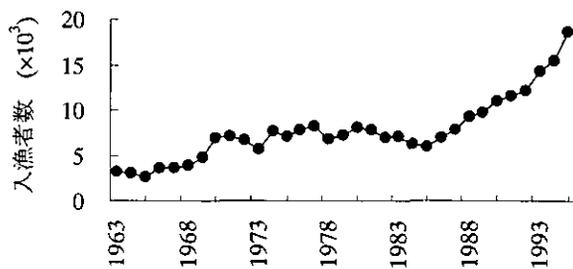


図 2.13 湯の湖における入漁者数の経年変化

年間総釣獲尾数を推定している(表 2.2)。これによると、釣獲魚はます類が大部分を占め、年によってワカサギがかなり釣れる年もある。ます類では、各年とも釣獲の中心は1年魚で、魚種別にみると、ニジマスが最も多く、次いでヒメマス、カワマスの順であった。ヒメマス、ニジマスの釣獲数は前年放流の0年魚、またはその年の1年魚の放流数に比例している。カワマスは天然繁殖のものであるが、年に3,000~9,000尾の釣獲があると考察している。

2-5-3. 現存量

田中・白石(1970)は、湯の湖において刺網による試験漁法によって捕獲された魚類は表 2.3 に示したサケ科4種、キュウリウオ科1種、コイ科3種、ドジョウ科1種、ハゼ科1種の5科10種であったと報告している。田中・白石(1970)は、夜間群をといてばらばらになる淡水魚の性質を利用して、1969年6月22日の夜間にジグザグに船を走らせ、魚群探知機を用いて魚探調査を行い、魚類の総資源尾数を推定している。これによると、湖心部よりも沿岸部に魚の密度が高い傾向がみられ、湯滝から100~200mほど北東側の水深0~4mのところ、10m³あたり4尾の最も密度の高い水体が

表 2.3 湯の湖に生息している魚類

	和名	学名
サケ科	ヒメマス	<i>Oncorhynchus nerka</i>
	ビワマス (アメノウオ)	<i>Oncorhynchus rhodurus</i>
	ニジマス	<i>Salmo gairdneri</i>
	カワマス	<i>Salvelinus fontinalis</i>
キュウリウオ科	ワカサギ	<i>Hypomesus olidus</i>
コイ科	コイ	<i>Cyprinus carpio</i>
	フナ	<i>Carassius carassius</i>
	モツゴ	<i>Pseudorasbora parva</i>
ドジョウ科	ドジョウ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>
ハゼ科	ヨシノボリ	<i>Rhinogobius brunneus</i>

あったと報告している。また、魚類の総資源尾数は約260,000尾で、この数量は、放流尾数や釣獲尾数からみて極端にはずれた数とは思われないと考察している。

2-6. 行政施策等の歴史

湯の湖の環境保全に係る行政施策の歴史をみると、1971年12月の環境庁告示をうけて、1980年12月にA類型の当てはめを行い、1985年4月にTN及びTPに係る環境基準値を、それぞれ0.4mg l⁻¹、0.03mg l⁻¹と定めた。1986年5月には、県内主要8湖沼を対象とした「栃木県湖沼水質管理計画」(栃木県衛生環境部, 1986a)及び「中禅寺湖・湯の湖水質保全対策要綱」(栃木県衛生環境部, 1986b)が策定され、COD、TN、TPの水質目標値が設定された。さらに、1992年4月に「栃木県湖沼水質保全基本指針」(栃木県, 1992a)及び「中禅寺湖・湯の湖水質保全計画」(栃木県, 1992b)が策定され、1995年7月には「奥日光清流清湖保全協議会」(栃木県・日光市, 1995)が設置された。現在、これらの要綱・基本指針等に基づき栃木県と日光市が中心となって、湯の湖における水質環境基準の達成を目的に水質保全対策を推進している。

湯の湖の富栄養化は湯川を通じて中禅寺湖の水質にも影響を及ぼしている。このため、日光市では湯の湖へ放流している湯元処理場にリンの除去を図るための高度処理施設を1987年2月に設置し汚濁防止に努めてきた。さらに栃木県は湖底に堆積しているヘドロからの栄養塩類の溶出削減をしなければ湯の湖の水質改善は見込めないという判断の基に、建設省所管の「国庫補助河川環境整備事業」として平成元~8年度の工期で54億円の事業費を投じ、ヘドロの浚渫事業を行った(栃木県土木部河川課, 1996)。この事業においては湯の

湖のTPを現状の0.03mg l⁻¹から「中禅寺湖・湯の湖水質保全対策要綱」で設定された0.019mg l⁻¹に削減することを目標とし、192,000m³のヘドロを浚渫した。浚渫事業の概要を表 2.4 に、浚渫工事のフローを図 2.14 に示す。平成元年度は調査の期間、平成2~3年度はプラント建設の期間、さらに平成8年度はプラントの撤収作業の期間として年度が割り振られ、実際の浚渫工事は平成4~7年度ま

での4年間、湖の上流部にあたる北側から湖尻に向かって進められた。浚渫工事のフローは、湖底に堆積したヘドロをポンプ式浚渫船で吸い上げ、湖北岸側に設けられた汚水余水処理プラントで濃縮したヘドロ(スラリー)と水に分離した後、スラリーを機械脱水後固化処理を行い水はSSを30mg/l以下にして湯の湖に戻した。固化処理したスラリーは、スキー場ゲレンデの整備用土として利用している。このようなヘドロの除去方法(強制吸引・分離・脱水方式)は全国でも初めての試みであり、関係者の注目を集めている。

3. 水収支と物質収支

湯の湖の水収支は、新井(1970)、堀内ら(1971)、新井・森(1971)、堀内ら(1973)、栃木県衛生環境部(1983)、栃木県(1984)、細見ら(1984)、国包(1985)及び栃木県公害研究所水質部(1991)によって明らかにされてきた。ここでは、栃木県公害研究所水質部(1991)が1988~1990年に行った「中禅寺湖・湯の湖の流出水質調査結果」等の既報をもとに湯の湖の水収支と富栄養化関連項目であるCOD、TN、TPの物質収支について述べる。

なお、小ドブと湖内から湧出している温泉水については水量が非常に少ないことから、ここでは考慮に入れないこととした。調査地点は図2.2に示した。各水質項目の分析方法は中禅寺湖(中島・関口, 2000)と同じである。

表2.4 湯の湖浚渫事業の概要

項目	内容
事業名	河川環境整備(浄化)事業
事業費	5,400,000千円
事業年度	平成元年度: 調査等 平成2~3年度: プラント建設 平成4~7年度: 浚渫工事 平成8年度: 撤収
稼働期間	5~11月
浚渫, 余水処理	6日/週
運転時間	7時間/日
濃縮脱水処理	6日/週
運転時間	22時間/日
処理能力	最大380m ³ /時
浚渫汚泥量	192,000m ³
脱水ケーキ量	73,000m ³ (含水率60%)
固化後処分量	77,400m ³
余水流入水質	pH 6~8 最大SS 35,000mg/l ¹
余水処理水質	pH 6~8 SS 30mg/l ¹
湖水リン濃度	事業前 0.03mg/l ¹ 事業後 0.019mg/l ¹ 環境基準値 0.03mg/l ¹ 以下
湖水窒素濃度	事業前 0.42mg/l ¹ 事業後 0.32mg/l ¹ 環境基準値 0.4mg/l ¹ 以下
湖水COD濃度	事業前 2.3mg/l ¹ 事業後 2.0mg/l ¹ 環境基準値 3mg/l ¹ 以下

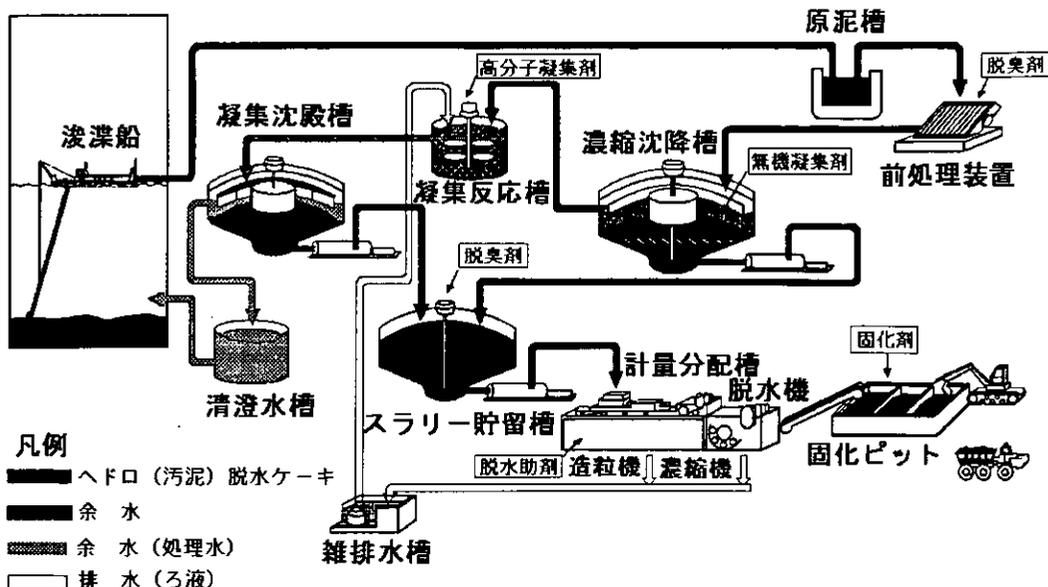


図2.14 浚渫工事のフロー

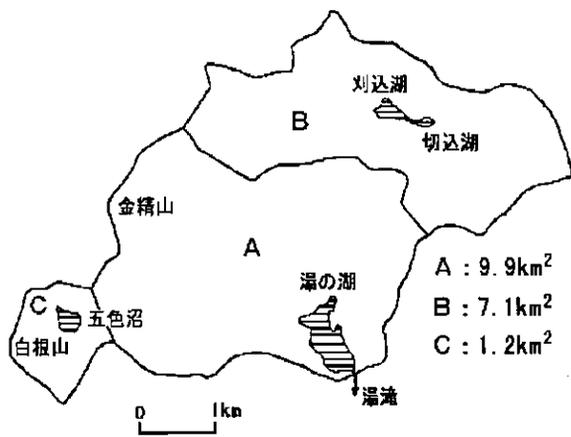


図 3.1 湯の湖流域

表 3.1 湯の湖における流入・流出水量 (1988-1990). データ数は 21.

	流入水		流出水		
	白根沢	大ドブ	湯元 処理場	湧水	湯滝
平均値	0.103	0.034	0.033	0.959	1.129
標準偏差	0.162	0.012	0.002	0.319	0.315
最大値	0.783	0.059	0.036	1.729	1.884
最小値	0	0.011	0.03	0.325	0.678

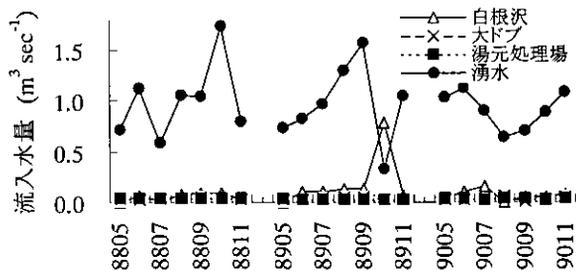


図 3.2 湯の湖における流入水量の季節変化

3-1. 流入水の水量と水質

湯の湖への流入水は、湖北岸に流入する白根沢、温泉街を通過して流入する通称大ドブ及び小ドブ、湯元処理場放流水並びに湖岸、湖底からの湧水がある。新井・森 (1971) は湯の湖流域面積を中禅寺湖流域面積 (132.3km²) の15%に相当する表流水等の直接流入流域 (A)、切込湖・刈込湖流域 (B) 及び五色沼流域 (C) の18.2 km² (図 3.1) であると報告している。1988～1990年の流入水量を表 3.1 に、流入水の水質を表 3.2 に、流入水量の季節変化を図 3.2 に示す。

白根沢は、前白根山と外山との山合いに沢をなして

流下し湖北岸に流入する小河川で、上流では表流水があるものの、その後大部分が伏流してしまうため降雨時を除けば末流での水量は非常に少ない。特に冬期から春先にかけて水涸れ状態になっていることが多い。白根沢の1988～1990年までの平均流量は0.103m³ sec⁻¹で、全流入水量の9.1%であった。1988～1990年の平均水質は、COD0.5～2.1mg l⁻¹、TN0.12～0.51mg l⁻¹、TP0.007～0.019mg l⁻¹で推移していた。CODは1mg l⁻¹を超えて観測されるのは年に1～2回の頻度で通常は1mg l⁻¹以下であった。

大ドブは、温泉ヶ岳と金精山との山合いに流れる金精沢に、湯元温泉の溢流水や流れの途中で自然湧水が加わった小河川である。近年は景観を考慮して一部白根沢から導水され一定の水量が確保されている。大ドブの1988～1990年の平均流量は0.034m³ sec⁻¹で、全流入水量の3.0%であった。1988～1990年の平均水質は、COD2.92mg l⁻¹、TN0.386mg l⁻¹、TP0.070mg l⁻¹であり、CODは6月に、TPは8月に比較的高くなる傾向があった。

小ドブは、温泉街から流入する小さな水路である。大ドブ、小ドブには以前は温泉街や一般民家の生活排水が放流されていたが、湯元処理場の完成とともに生活排水が処理場に導入されるようになったため、現在小ドブの流水はほとんどない。

湯元処理場の1988～1990年の平均放流水量は0.033m³ sec⁻¹で、大ドブと同じ全流入水量の3.0%であった。1988～1990年の平均水質は、COD2.3～5.8mg l⁻¹、TN2.9～7.8mg l⁻¹、TP0.12～0.53mg l⁻¹であった。リンの除去を図るための高度処理施設が設置される以前のTPは、細見ら(1984)によると、1979年は0.45～2.36mg l⁻¹であったと報告されていることから、リンについてはかなりの除去効果がみられ、TPは約1/3ほどに減少している。しかし、流入水の中ではTN及びTPはきわだって高く、湖内流出水である湯滝の水質と比較すると、TNは13.8倍、TPは10.6倍である。TNの規則的な季節変化はみられないが、TPは8月に比較的高くなる傾向がある。

湧水は湖岸及び湖底から湧出しており、流入水の中で最も水量が多い。一部温泉水も湖岸から湧出しているが量的には少ない。湧水は湖岸及び湖底から湧出し

ているため、湧水量を測定することは不可能である。細見ら(1984)は1979～1982年までの日光測候所の気象データ及び自らの実測によって湯の湖の水収支を算出し、湯滝からの流出量 = 流入水量 + 湧水量となると考察している。この式は多くの研究者が採用していることから、ここでも、湧水量 = 湯滝からの流出量 - 流入水量として算出した結果、1988～1990年の平均湧水量は $0.959\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ で、全流入水量の84.9%を占めていた。1988～1990年の平均水質は、CODは定量下限値 0.5mg l^{-1} 未満、TN $0.14 \sim 0.55\text{mg l}^{-1}$ 、TP $0.008 \sim 0.017\text{mg l}^{-1}$ であった。TPは流入水の中で最も低く、季節変化は非常に小さい。

3-2. 流出水の水量と水質

湯の湖からの流出水は、湖南端から高さ110mの湯滝となって戦場ヶ原西端を流下し、さらに竜頭の滝、菖蒲ヶ浜を経て中禅寺湖へ流入している湯川のみである。

1988～1990年の湯滝からの平均流出量は $1.129\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ 、最大値は $1.884\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ 、最小値は $0.678\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ であった(表3.1)。湯滝流出水量と降水量との関係については、1988年と1989年は、降水量の増減に対し、湯滝流出水量が1～2ヶ月遅れて対応しているが、1990年はこの様な傾向はみられなかった(図3.3)。細見ら(1984)は、湯滝流出水量と降水量との関係について、湯滝流出水量は 150mm d^{-1} 以上の降雨に対して鋭敏に対応しているが、それ以下の降雨では明確な対応関係

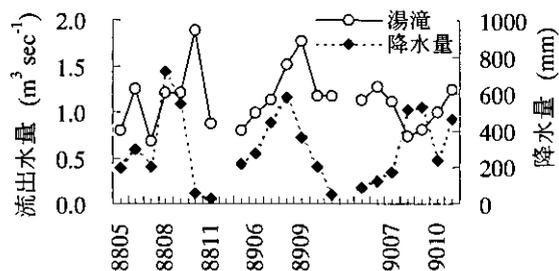


図3.3 湯滝からの流出水量と降水量の季節変化

が認められなかったと報告している。1988～1990年の平均水質は、COD $1.1 \sim 4.5\text{mg l}^{-1}$ 、TN $0.14 \sim 0.57\text{mg l}^{-1}$ 、TP $0.016 \sim 0.058\text{mg l}^{-1}$ であった(表3.2)。流出水のTNは、湧水のTNと1989年と1990年においては同じ様な季節変化を示し、最大値、最小値及び平均値がほぼ等しかったことから、流出水(湖水)のTN濃度は湧水の影響を強く受けているものと考えられる。

3-3. 流入と流出負荷量収支(但し、降雨による負荷を除く)

3-3-1. COD

湯の湖のCOD収支を解析するうえで、流入水量の84.9%を占める湧水のCOD負荷量は極めて重要な要因である。しかし、前述したように、湧水のCODが定量下限値 0.5mg l^{-1} を下回っているために、このままでは湧水のCOD負荷量を算出することができない。そこで、湧水のCODは $0 \sim 0.5\text{mg l}^{-1}$ の範囲にあるものとし、CODが 0mg l^{-1} の場合及び 0.5mg l^{-1} の場合を仮定して、

表3.2 湯の湖における流入・流出水の水質(1988～1990)。データ数は21。

						mg l ⁻¹
		流入水	大ドブ	湯元	湧水	流出水
		白根沢		湯元		湯滝
				処理場		
COD	平均値	0.82	2.92	3.48	<0.5	2.38
	標準偏差	0.41	1.46	0.82	-	0.84
	最大値	2.1	7	5.8	<0.5	4.5
	最小値	0.5	1.6	2.3	<0.5	1.1
TN	平均値	0.246	0.386	5.03	0.352	0.346
	標準偏差	0.099	0.167	1.34	0.085	0.123
	最大値	0.51	0.76	7.8	0.55	0.57
	最小値	0.12	0.18	2.9	0.14	0.14
TP	平均値	0.012	0.07	0.308	0.011	0.029
	標準偏差	0.003	0.027	0.124	0.002	0.012
	最大値	0.019	0.13	0.53	0.017	0.058
	最小値	0.007	0.033	0.12	0.008	0.016

表 3.3 湯の湖における物質収支

		kg d ⁻¹					
		湧水の COD : 0mg l ⁻¹ の場合			湧水の COD : 0.50mg l ⁻¹ の場合		
		1988	1989	1990	1988	1989	1990
流入	白根沢	4	12	6	4	12	6
	大ドブ	7	11	7	7	11	7
	湯元処理場	10	9	11	10	9	11
	湧水	0	0	0	43	41	39
	計	21	32	24	64	73	63
流出	湯滝	256	244	197	256	244	197
	計	256	244	197	256	244	197
湖内貯留分		-235	-212	-173	-192	-171	-134

それぞれの場合の COD 収支について解析した (表 3.3)。

湧水の COD を 0mg l⁻¹ と仮定した場合、1988～1990 年の COD の流入量は 21～32kg d⁻¹、流出量は 197～256kg d⁻¹ で、いずれの年も流出量が圧倒的に多く、この差は湖内での生物生産に起因するものと考えられる。流入量は流出量のわずか 11.0% を占めるのみで、湖内生産による COD の流出量が 89.0% と大部分を占めていた。流入量の内訳をみると、湯元処理場が 39.0% と最も多く、次いで大ドブ 32.5%、白根沢 28.5%、湧水 0% であった。特に 1990 年の湯元処理場の値は 45.8%

(11kg d⁻¹) と高い割合を占めていた。COD の月別収支を図 3.4 に示す。COD の流出量は各月とも流入量を上回り、その変動は概ね流入水及び流出水の水量の変動に対応していた。

湧水の COD を 0.5mg l⁻¹ と仮定した場合、1988～1990 年の COD の流入量は 63～73kg d⁻¹ で、いずれの年も流出量が多く流入量は流出量の 28.7% で、湖内生産による COD の流出量が 71.3% と大部分を占めていた。流入量の内訳をみると、湧水が 61.5% と最も多く、次いで湯元処理場 15.0%、大ドブ 12.5%、白根沢 11.0% であった。COD の月別収支は図 3.4 に示すとおり、COD の流入量及び流出量は概ね水量の変動に対応していた。

3-3-2. TN と TP

1988～1990 年の TN と TP の収支を表 3.4 に示す。この 3 年間に於ける TN の流入量は 46.5～47.1kg d⁻¹、流出量は 33.5～37.2kg d⁻¹ で、湖内貯留量は 9.3～12.9kg d⁻¹ の範囲にあった。流入量を 100% とした場合、流出量が 75.9% で湖内貯留量は 24.1% を占めていた。流入量の内訳をみると、湧水が 62.3% と最も多く、次に多いのが湯元処理場の 30.6% で、この両方で 90% 前後を占め、白根沢と大ドブの流入量はそれぞれ 4.7%、2.4% であった。TN の月別収支を図 3.5 に示す。5～8 月にかけては流入量が流出量を大きく上回っているが、9～11 月にかけては時々流出量が流入量を上回ることがあるなど、流入量と流出量との差が小さくなっていった。

この 3 年間に於ける TP の流入量は 1.7～2.4kg d⁻¹、流出量は 2.7～2.9kg d⁻¹ で、いずれの年も流出量の方がいくぶん多くなっていった。流出量が流入量より多くなっていったことは、底泥からの回帰によるものと考えられ、

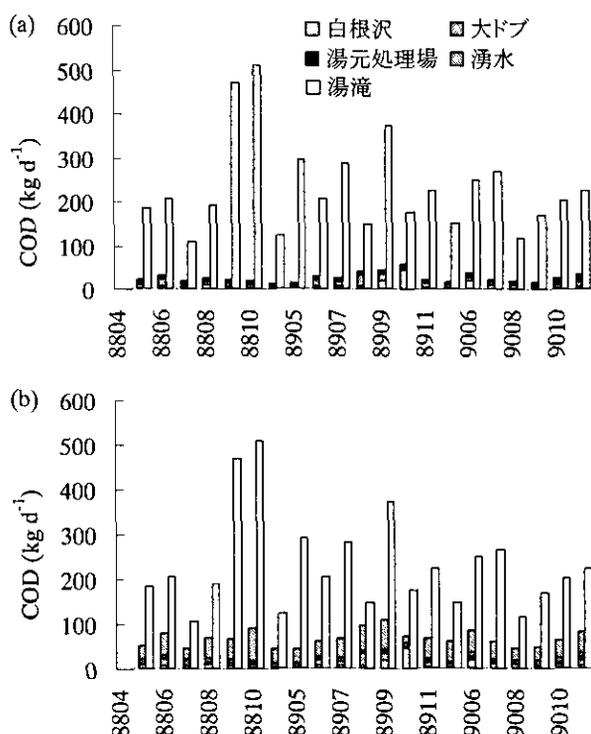


図 3.4 湯の湖における COD の月別収支 (a, 湧水の COD を 0mg l⁻¹ と仮定した場合 ; b, 湧水の COD を 0.5mg l⁻¹)。

表 3.4 湯の湖における物質収支

		kg d ⁻¹					
		TN			TP		
		1988	1989	1990	1988	1989	1990
流入	白根沢	0.8	4.2	1.6	0.1	0.2	0.1
	大ドブ	0.8	1.1	1.5	0.2	0.2	0.2
	湯元処理場	16.5	12.9	13.6	0.6	0.9	1.2
	湧水	28.4	28.9	30.1	0.8	0.8	0.9
	計	46.5	47.1	46.8	1.7	2.1	2.4
流出	湯滝	37.2	35.5	33.9	2.9	2.9	2.7
	計	37.2	35.5	33.9	2.9	2.9	2.7
湖内貯留分		9.3	11.6	12.9	-1.2	-0.8	-0.3

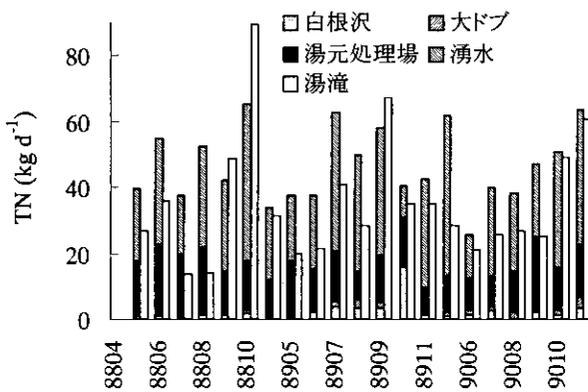


図 3.5 湯の湖における TN の月別収支

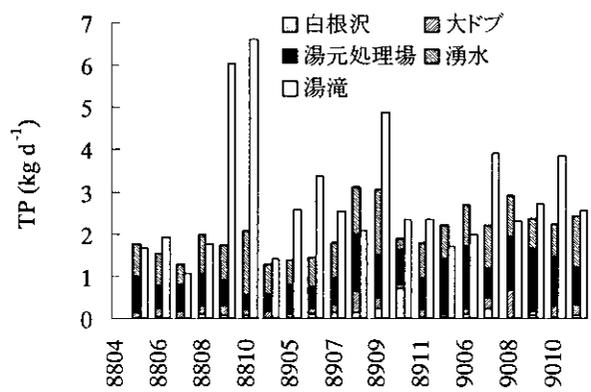


図 3.6 湯の湖における TP の月別収支

その量は0.3~1.2kg d⁻¹であった。流入量の内訳をみると、湯元処理場はリンの除去を図るための高度処理が行われ、水質が改善されたものの、依然として43.5%と最も高い割合を占めていた。次いで湧水が40.3%と湯元処理場とほぼ同じ割合を占め、この両方で83.8%を占めていた。大ドブと白根沢の流入量はそれぞれ9.7%、6.5%と少なかった。1988~1990年のTPの月別収支を図3.6に示す。9月から11月にかけては流出量が流入量を常に上回り、秋期にTPの流出量が流入量を上回っている傾向が認められた。一方流入量が流出量を常に上回っている月もあった。月別のTPの流出量はTNと同様に概ね水量の変動に対応していた。

4. 湖内の水質とプランクトン

本章は、中禅寺湖(中島・関口, 1999)と同様の調査内容、調査方法で行ったものである。

4-1. 水温、pH、DO、透明度

湯の湖の水温については、田中(1903ab)、吉村(1940)、岡田ら(1940)、白石(1964)、水産庁養殖研究所(1983)、細見ら(1984)、栃木県(1984)、栃木県衛生環境部(1975-1994)、栃木県生活環境部(1995-1996)の観測がある。栃木県生活環境部による1995年と1996年の観測データをもとに、水温の鉛直分布の季節変化を図4.1に示す。これによると、1995年は7月上旬から、1996年は6月上旬から水温躍層の形成が始まっていた。この水温躍層は両年とも7~8月の間によく発達し、8月上旬に表層(18~19℃)と底層(11℃)の水温差が最大となり、水深1~4mにかけて躍層が形成されていた。その後、表面冷却により表層水温が低下し、徐々に躍層が崩壊し、10月上旬には解消する傾向がみられた。栃木県水質年表には、12~3月までの冬期の水温の調査データはないが、白石(1964)は、1~2月には結氷し逆列成層をなすが、3~4月には強い風や温泉水、湧水の流入によって解氷し、春期全循環の状態になると報告している。細見ら(1984)は、年によって

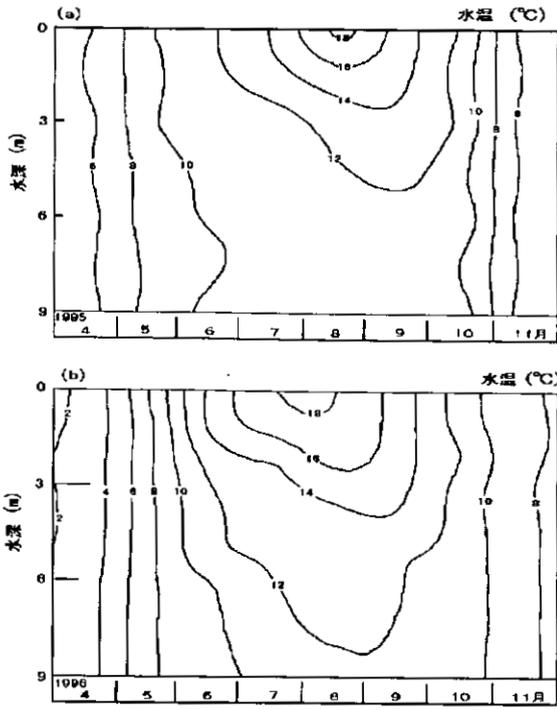


図 4.1 1995 年 (a) と 1996 年 (b) の水温の鉛直分布の季節変化

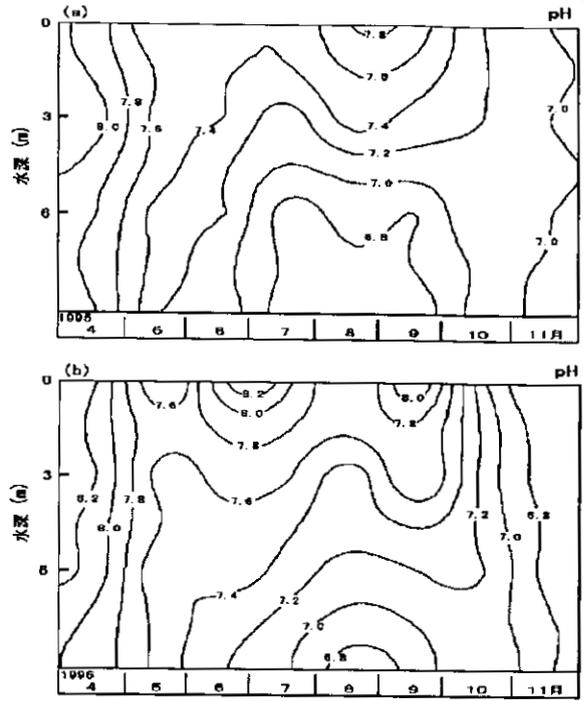


図 4.2 1995 年 (a) と 1996 年 (b) の pH の鉛直分布の季節変化

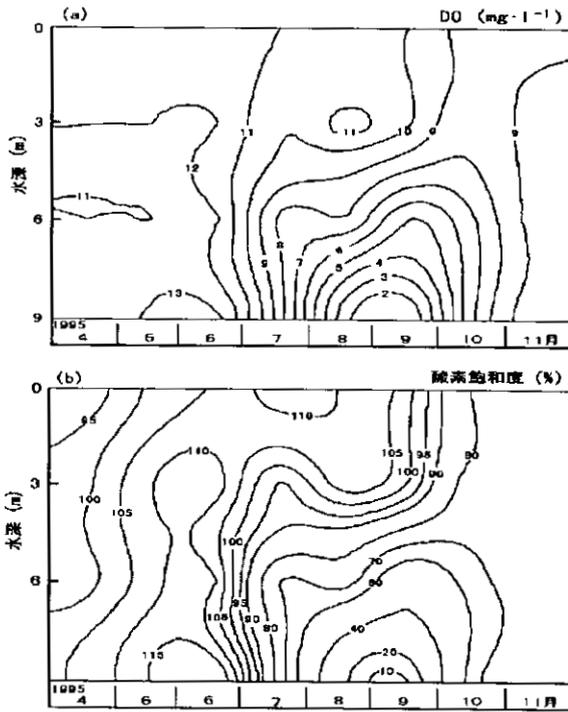


図 4.3 1995 年の DO と酸素飽和度の鉛直分布の季節変化

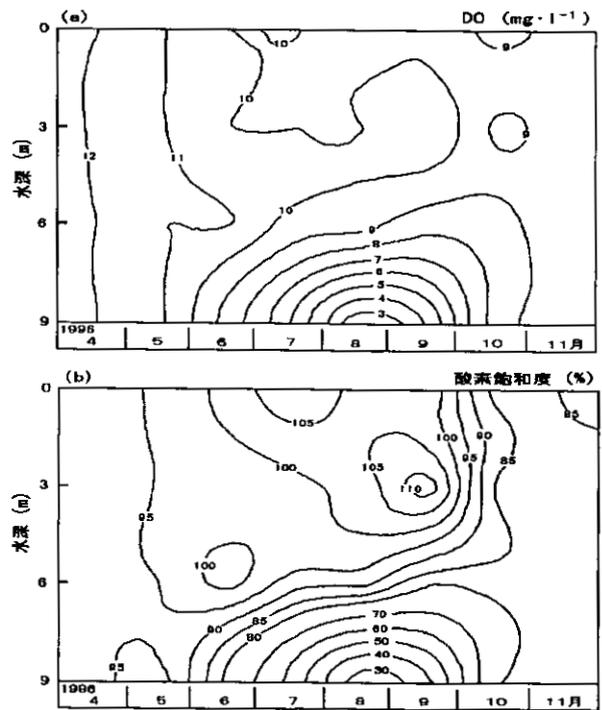


図 4.4 1996 年の DO と酸素飽和度の鉛直分布の季節変化

停滞期の始まる時期や循環期に移る時期が異なること、夏期の水温躍層は 1.5～2.5m と非常に水深の浅い所にあることを報告している。

1995 年と 1996 年における pH の鉛直分布の季節変化を図 4.2 に示す。両年とも 4～5 月の循環期に pH が 8 前後と高い値で鉛直方向に均一になっていた。6 月下

旬～9 月上旬にかけての停滞期では、pH は表層が高く (7.8～8.2) 深水層が低い (6.8) 鉛直分布を示し、1995 年は 8 月下旬～9 月上旬にかけて、1996 年は 6 月下旬と 9 月上旬に鉛直方向の pH 差が最大となっていた。両年とも、秋期循環が始まった 10 月下旬には pH は 7 前後で鉛直方向に均一となった。

1995年と1996年のDOと酸素飽和度の鉛直分布の季節変化をそれぞれ図4.3及び図4.4に示す。両年ともDOは、4月中旬は 11mg l^{-1} 前後、11月上旬は 9mg l^{-1} で鉛直方向にほぼ均一となっていた。夏期の停滞期におけるDOの鉛直分布をみると、1995年は表層～水深3m水までは $10\sim 11\text{mg l}^{-1}$ で100%を超える酸素飽和度のDOが存在していたが、水深3m以深では急激に減少し、水深9m水のDOは 2mg l^{-1} (酸素飽和度は10%)であった。1996年は表層～水深6m水まで 10mg l^{-1} で100%を超える酸素飽和度のDOが存在し、これ以深では急激に減少したが、水深9m層水のDOは 3mg l^{-1} (酸素飽和度は30%)であった。湖底のヘド口の浚渫工事が1995年に終了しており、このことが両年のDOの分布に影響を与えている可能性もある。栃木県水質年表には、水深9m以深の測定データがないが、上野(1934)によると1930年代にはすでに停滞期の底水層(水深11.8m)のDOがゼロであったことが確認されている。

湯の湖における透明度の最大値は1996年8月の5.4m、最小値は1977年8月の0.9m、平均値は2.38mであった(図4.5)。年平均透明度(図4.6)は1974年が最も低く(1.45m)、その後徐々に高くなり1991年が最も高い値(3.19m)となった。1992年から浚渫工事が開始されたためか、1992年以降透明度はやや低下し浚渫工事の最終年の1995年には1.9mまで低下したが、1996年には2.9mまで回復した。透明度は、COD、TP、クロロフィルa、珪藻類個体数及び*Uroglena americana*個体数と負の相関関係が認められ、水温及びカイアシ類とは正の相関関係が認められた(表4.1)。これらのことから、湯の湖においては栄養塩濃度及び植物プランクトン(特に珪藻類及び*U. americana*)が増加すると透明度が低下する関係が認められた。1994年10月に過去3番目に低い透明度(1.1m)が観測されたが、調査日前の2日間に300mmを超える豪雨が合ったことから、豪雨がもたらす濁質の流入と強い風雨によって湖内が攪拌され濁ったことにより透明度が著しく低下したものと考えられる。豪雨後の透明度の低下は、細見ら(1984)によっても確認されており、水深が浅く水容量が小さいために起こる湯の湖の特徴の一つである。

4-2. TP、TN、COD

1982～1996年までのTPの最大値は1987年10月の

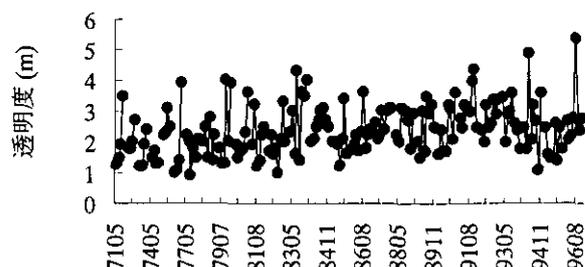


図4.5 透明度の変化

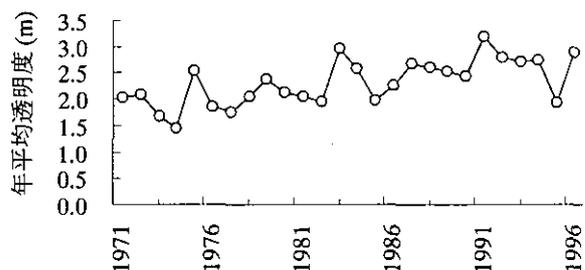


図4.6 年平均透明度の経年変化

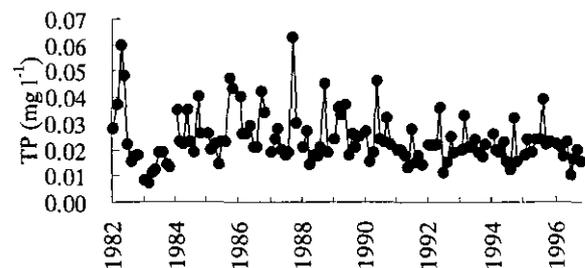


図4.7 TPの変化

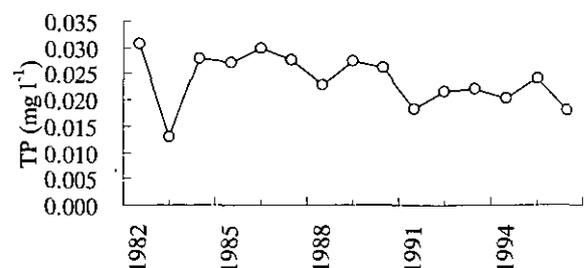


図4.8 年平均TPの経年変化

0.063 mg l^{-1} 、最小値は1983年5月の0.007 mg l^{-1} で、平均値は0.0238 mg l^{-1} であった(図4.7)。年平均TPは湯元処理場にリンを除去するための高度処理施設が設置された1987年以降徐々に減少の傾向を示していた(図4.8)。浚渫工事が開始された1992年以降の5ヶ年における年平均TPは、いずれの年も環境基準値(0.03 mg l^{-1})を下回っており、特に1996年は浚渫事業後のTP目標値0.019 mg l^{-1} を下回っていた。1995年と1996年のTPの鉛直分布は幾分異なっていた(図4.9)。1995年は4～5月にかけて0.020 mg l^{-1} 前後で、10月下旬～11月に

表 4.1 各項目間の相関係数 (1982 ~ 1996)

	水温	透明度	TP	TN	COD	Chl.a	珪藻類	緑藻類	<i>U. americana</i>	輪虫類	枝角類
透明度	0.178 *										
TP	-0.096	-0.380 **									
TN	-0.158	-0.053	0.337 **								
COD	-0.056	-0.529 **	0.507 **	0.052							
Chl.a	-0.379 **	-0.501 **	0.575 **	0.173	0.680 **						
珪藻類	-0.316 **	-0.432 **	0.044	-0.182 *	0.295 **	0.400 **					
緑藻類	0.063	0.078	0.027	0.061	-0.038	-0.075	-0.062				
<i>U. americana</i>	0.066	-0.304 **	0.162	-0.075	0.439 **	0.361 **	0.357 **	0.205 *			
輪虫類	-0.065	-0.143	0.190 *	-0.085	0.172	0.123	0.031	-0.056	0.150		
枝角類	0.484 **	0.162	-0.049	0.086	-0.128	-0.258 **	-0.280 **	-0.021	-0.123	-0.143	
カイアシ類	0.207 *	0.201 *	-0.052	0.092	-0.052	-0.188 *	-0.286 **	-0.080	-0.083	0.075	0.320 **

(n=112 ~ 150, **; P<0.01, *; P<0.05)

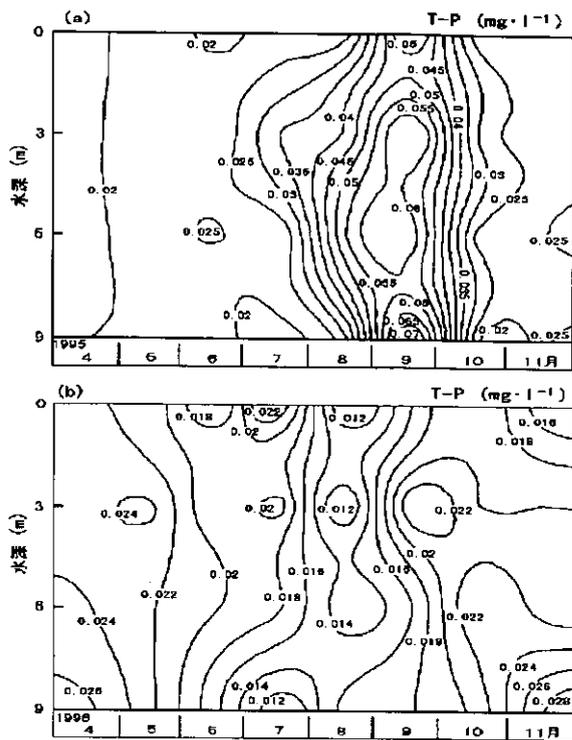


図 4.9 1995 年 (a) と 1996 年 (b) の TP の鉛直分布の季節変化

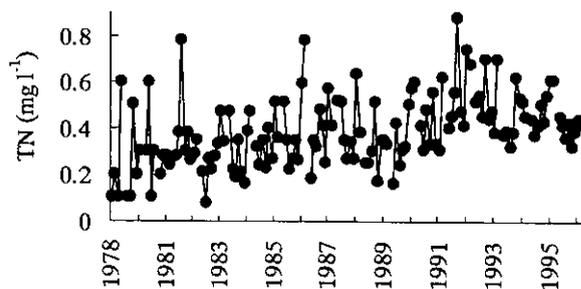


図 4.10 TN の変化

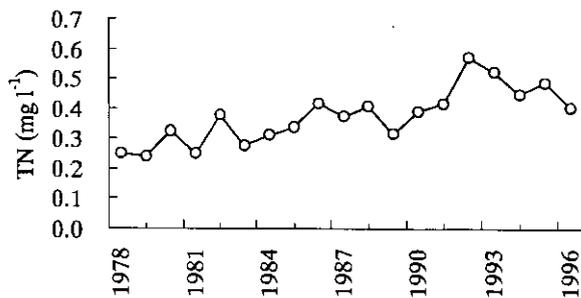


図 4.11 年平均 TN の経年変化

かけて0.025mg l⁻¹前後で鉛直方向でほぼ均一となり、9月には表層から水深9m水まで0.050~0.070mg l⁻¹の緩やかな濃度勾配が生じた。1996年は5月中旬に0.022mg l⁻¹前後で、鉛直方向でほぼ均一となったが、秋期に鉛直方向にTPが均一になることはなく、また夏期において表層から水深9m水までにTPの濃度差は生じなかつ

た。TPと他の水質項目との関係を見ると、TPは透明度と負の相関関係が認められ、COD、TN及びクロロフィルa量と正の相関関係が認められた(表4.1)。

1978～1996年までのTNの最大値は1992年7月の0.88mg l⁻¹、最小値は1983年5月の0.08mg l⁻¹で、平均値は0.386mg l⁻¹であった(図4.10)。年平均TNは増減を繰り返しながら1992年まで増加の傾向にあった(図4.11)が、浚渫開始2年目の1993年以降は減少の傾向が認められ、1996年は0.401mg l⁻¹で環境基準値(0.40mg l⁻¹)と同じ値であった。1995年と1996年におけるTNの鉛直分布の季節変化を図4.12に示す。4～11月を通じた表層から水深9m水までのTNは、1995年は0.40～0.75mg l⁻¹、1996年は0.32～0.54mg l⁻¹の範囲で推移していた。1995年は4～5月にかけて0.40～0.45mg l⁻¹で、10～11月にかけては0.60～0.65mg l⁻¹でTNが鉛直方向でほぼ均一となった。1996年は4～5月にかけて0.40～0.44mg l⁻¹で、TNが鉛直方向でほぼ均一となったが、秋の循環期に鉛直方向でTNが均一になることはなかった。1995年は8月下旬～9月下旬にかけて、1996年は8月上旬～10月上旬にかけて、水温躍層期にTNが表層で低く深層ほど高いという鉛直方向にTNの濃度差が生じていた。このことは、深層では底泥の有機物の分解や脱窒によって窒素が生成されたと考えられる。TNと他の水質項目間との関係を見ると、TNはTPと正の相関関係が認められ、珪藻類個体数と負の相関関係が認められた(表4.1)。

TN/TP重量比の経年変化(図4.13)は浚渫後のTNの上昇、TPの減少のため1991年以降上昇した。

1971～1996年までのCODの最大値は1976年9月と1977年10月の4.9mg l⁻¹、最小値は1972年9月の0.6mg l⁻¹、平均値は2.22mg l⁻¹であった(図4.14)。年平均COD(図4.15)は、1976～1978年にかけて2.87～3.30mg l⁻¹のピークが観測されてからは、増減を繰り返しながら徐々に減少し、1991年以降は2.0mg l⁻¹前後の良好な値で推移し環境基準値3mg l⁻¹を下回っていた。CODと他の水質項目との関係を見ると、CODはTP、クロロフィルa量、珪藻類個体数及び*U. americana*個体数と正の相関関係が認められ、透明度とは負の相関関係が認められた(表4.1)。

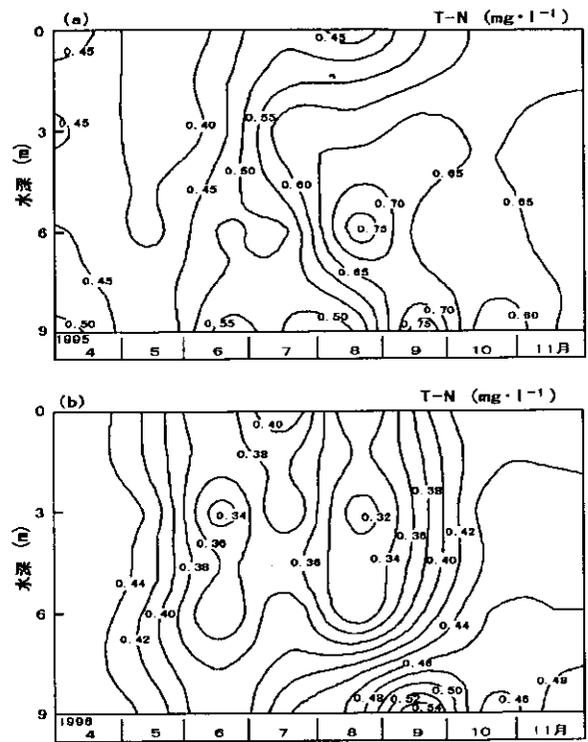


図4.12 1995年(a)と1996年(b)のTNの鉛直分布の季節変化

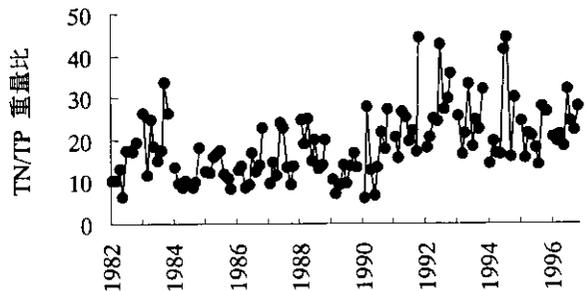


図4.13 TN/TP重量比の変化

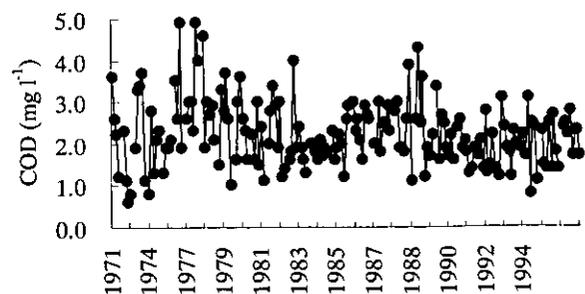


図4.14 COD濃度の変化

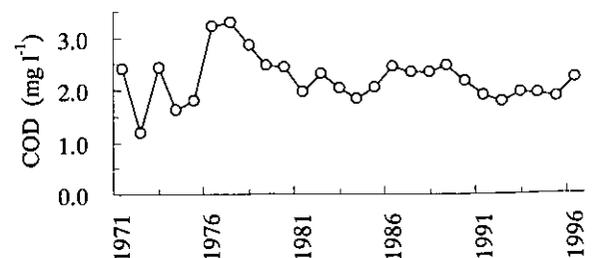


図4.15 年平均COD濃度の経年変化

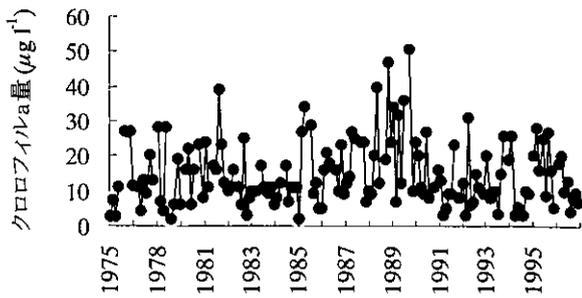


図4.16 クロロフィル a 量の変化

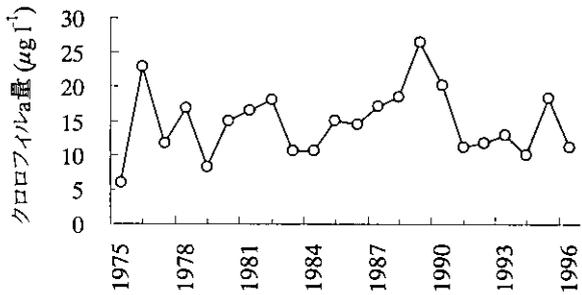


図4.17 年平均クロロフィル a 量の経年変化

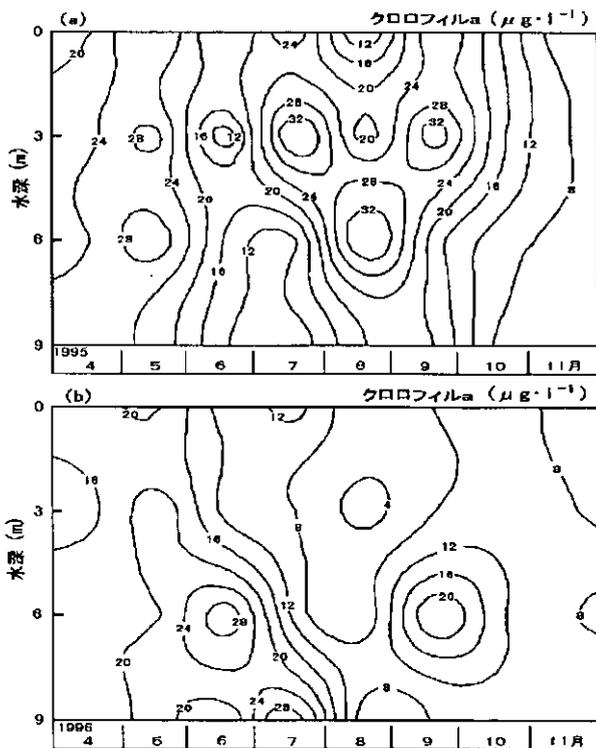


図4.18 1995年(a)と1996年(b)のクロロフィル a 量の鉛直分布の季節変化

4-3. クロロフィル a 量と植物プランクトン

1975～1996年までのクロロフィル a 量の最大値は1990年4月の $51\mu\text{g l}^{-1}$ 、最小値は1979年5月の $<2.0\mu\text{g l}^{-1}$ 、平均値は $14.8\mu\text{g l}^{-1}$ であった(図4.16)。年平均クロロフィル a 量は増減を繰り返しながら徐々に増加し1989年に最大値を記録した(図4.17)。しかし、その後

は減少傾向となり1991年以降は1995年の $18.2\mu\text{g l}^{-1}$ を除き $10\sim 13\mu\text{g l}^{-1}$ の範囲で推移していた。湯の湖ではクロロフィル a 量は春と秋の循環期に多く、夏期の停滞期に少なくなる傾向を示した。1995年と1996年におけるクロロフィル a 量の鉛直分布の季節変化を図4.18に示す。1995年は5月中旬～下旬にかけて $20\sim 24\mu\text{g l}^{-1}$ で、1996年は4月下旬～5月中旬にかけて $20\mu\text{g l}^{-1}$ 前後で鉛直方向ではほぼ均一になり、両年とも10月下旬～11月下旬にかけて $8\mu\text{g l}^{-1}$ 前後ではほぼ均一となっていた。また、水温躍層の形成に伴って鉛直方向にクロロフィル a 量に濃度差がみられ、一定の深さにクロロフィル a 量の多い水塊が存在していた。1995年は、7月に水深3～4m層、8月に水深6～7m層、9月には水深3～4m層にクロロフィル a 量が $32\mu\text{g l}^{-1}$ という水塊が存在し、1996年は6月に水深6～7m層、7月に水深9m層、9月には水深6～7m層にクロロフィル a 量が $20\sim 28\mu\text{g l}^{-1}$ という水塊が存在していた。これらの水塊の水温はいずれも $10\sim 12^\circ\text{C}$ の範囲にあったことから、湯の湖では水温躍層の形成に伴って、水温が $10\sim 12^\circ\text{C}$ の水塊に植物プランクトンが多く増殖していると考えられた。

湯の湖の植物プランクトンについては、古田(1964)、山口・市村(1970, 1972)、右田ら(1970)、青山・倉沢(1970)、門田(1971, 1972ab)、栗田(1971ab, 1972)、手塚(1971, 1972)、右田(1972, 1973)、渡辺(1972)、手塚・渡辺(1972)、水谷・半田(1972)、白石(1972)、白石・金子(1973)、門田ら(1973)、橋爪(1975ab)、細見ら(1984)、小山ら(1987)、渡辺ら(1987)、伊藤・大森(1990)、村上(1991)、大森・小池(1992)、藤田・大垣(1995)及び藤田・中島(1996)など多くの研究者によって調査が行われ、出現種、出現細胞数、優占種の季節変化と経年変化及び植物プランクトン細胞数と水質との関係が徐々に解明されてきた。ここでは、栃木県水質年表(1982-1996)に基づいて、湖心における植物プランクトンの季節変化、経年変化及び植物プランクトン細胞数と水質項目との関係について述べる。

1990～1996年までの近年7年間の植物プランクトン優占種の季節変化を表4.2に示す。4～6月にかけては、1991年5月に黄色鞭毛藻類の *U. americana*、1994年4月にミドリムシ類の *Trachelomonas* sp.、同年6月に藍藻類の一種が優占していたほかは、いずれの年も珪藻

類が優占し、*Synedra acus*と*Fragilaria* sp.の優占頻度が高かった。また、1990年、1993年及び1995年は、4月に優占した種が6月まで引き続き優占しており、春期の優占種の交代は比較的緩やかであった。夏期の停滞期(7~9月)優占種は、珪藻類、黄色鞭毛藻類、緑藻類、渦鞭毛藻類、藍藻類など年によって種類が異なっていた。10~11月にかけては、1992年11月に渦鞭毛藻類の*Glenodinium* sp.、1993年10月に黄色鞭毛藻類の*Dinobryon divergens*、1995年10月に褐色鞭毛藻類の*Cryptomonas* sp.が優占していたほかは、いずれの年も*U. americana*あるいは珪藻類の*Aulacoseira*属が優占していた。ヘドロ浚渫前後における優占種に変化はみられなかった。

1982~1996年までの珪藻類細胞数の最大値は1990年4月の20,400cells ml⁻¹、最小値は1995年10月の7cells ml⁻¹で、平均値は4,130cells ml⁻¹であった(図4.19a)。珪藻類細胞数の季節変化をみると、4月が8,010cells ml⁻¹と最も多く、次いで5月が6,870cells ml⁻¹と多く、一方8月が2,460cells ml⁻¹と最も少なく、次いで7月が2,550cells ml⁻¹と少なかった。このことから、湯の湖では珪藻類は春期に多く出現し、夏期に減少する傾向が認められた。珪藻類細胞数と水質項目との関係をみると、珪藻類細胞数は水温、透明度、枝角類、カイアシ類及びTNと負の相関関係が認められ、COD、クロロフィルa量及び*U. americana*細胞数と正の相関関係が認められた(表4.1)。湯の湖では水温の低い春期に珪藻類が多く出現するため透明度が低下し、その後水温の上昇とともに珪藻類が減少し透明度も徐々に高くなるものと考えられる。

1982~1996年までの緑藻類細胞数の変化(図4.19b)をみると、1991年8月に*Sphaerocystis*属が17,300cells ml⁻¹となった。しかし、ヘドロの浚渫が開始された1992年には再び減少した。

1982~1996年までの*U. americana*細胞数の最大値は1988年9月の36,000cells ml⁻¹、最小値は0cells ml⁻¹、平均値は3,810cells ml⁻¹であった(図4.19c)。*U. americana*細胞数の季節変化をみると、6月が5,960cells ml⁻¹(月平均水温14.4℃)と最も多く、次いで9月が5,720cells ml⁻¹(月平均水温15.1℃)と多かった。村上(1991)は、湯の湖と中禅寺湖における*U. americana*は

表4.2 植物プランクトン優占種の季節変化(1992~1996)

調査日	優占種名	細胞数 cells ml ⁻¹	占優率 %
1990/4/10	<i>Synedra acus</i>	9,430	42.3
1990/5/8	<i>Synedra acus</i>	5,230	37.3
1990/6/5	<i>Synedra acus</i>	7,340	34.5
1990/7/10	<i>Uroglena americana</i>	11,500	82.7
1990/8/8	<i>Fragilaria crotonensis</i>	4,010	61.5
1990/9/4	<i>Fragilaria crotonensis</i>	6,440	79.3
1990/10/3	<i>Uroglena americana</i>	18,800	86.5
1990/11/6	<i>Uroglena americana</i>	1,060	55.5
1991/4/23	<i>Stephanodiscus</i> sp.	1,400	34.8
1991/5/8	<i>Uroglena americana</i>	3,180	64.1
1991/6/4	<i>Synedra</i> sp.	814	32.4
1991/7/9	<i>Fragilaria crotonensis</i>	579	38.8
1991/8/8	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	17,300	92.4
1991/9/25	<i>Uroglena americana</i>	262	49.2
1991/10/8	<i>Uroglena americana</i>	1,950	46.7
1991/11/12	<i>Aulacoseira</i> sp.	12,000	93
1992/4/27	<i>Aulacoseira granulata</i>	157	20.9
1992/5/19	<i>Fragilaria</i> sp.	1,760	64.3
1992/6/16	<i>Asterionella formosa</i>	173	77.2
1992/7/14	<i>Glenodinium</i> sp.	34	48.6
1992/8/3	<i>Fragilaria</i> sp.	72	32.6
1992/9/8	<i>Dinobryon divergens</i>	1,470	62.7
1992/10/12	<i>Aulacoseira granulata</i>	164	38.9
1992/11/10	<i>Glenodinium</i> sp.	274	47.7
1993/4/28	<i>Fragilaria</i> sp.	918	60.4
1993/5/20	<i>Fragilaria</i> sp.	693	53.6
1993/6/17	<i>Fragilaria</i> sp.	13	32.5
1993/7/23	<i>Asterionella formosa</i>	2,540	92
1993/8/19	<i>Fragilaria</i> sp.	165	32.2
1993/9/16	<i>Aulacoseira granulata</i>	1,960	84.1
1993/10/14	<i>Dinobryon divergens</i>	1,210	44.5
1993/11/18	<i>Aulacoseira granulata</i>	6,190	98.4
1994/4/25	<i>Trachelomonas</i> sp.	12,600	48.6
1994/5/19	<i>Aulacoseira</i> sp.	4,060	51.1
1994/6/14	<i>Cyanophyceae</i> sp.	71	27.5
1994/7/12	<i>Cyanophyceae</i> sp.	12,300	95.6
1994/8/9	<i>Asterionella formosa</i>	205	30.5
1994/9/13	<i>Dinobryon divergens</i>	15,900	98.5
1994/10/6	<i>Aulacoseira</i> sp.	141	19.4
1994/11/8	<i>Aulacoseira</i> sp.	382	40.5
1995/4/21	<i>Synedra acus</i>	7,570	75.4
1995/5/18	<i>Synedra acus</i>	11,500	73.7
1995/6/15	<i>Synedra acus</i>	5,290	56.4
1995/7/13	<i>Uroglena americana</i>	600	40.2
1995/8/23	<i>Uroglena americana</i>	4,400	94.4
1995/9/13	<i>Uroglena americana</i>	7,060	76.4
1995/10/12	<i>Cryptomonas</i> sp.	823	88.9
1995/11/22	<i>Uroglena americana</i>	2,460	67.3
1996/4/15	<i>Stephanodiscus</i> sp.	9,610	51.5
1996/5/13	<i>Synedra acus</i>	7,380	44.1
1996/6/10	<i>Synedra acus</i>	1,290	71.6
1996/7/15	<i>Uroglena americana</i>	10,900	92.6
1996/8/21	<i>Uroglena americana</i>	1,970	63.5
1996/9/18	<i>Aulacoseira ambigua</i>	5,510	40.1
1996/10/16	<i>Aulacoseira ambigua</i>	6,420	77.7
1996/11/11	<i>Aulacoseira ambigua</i>	1,850	68.6

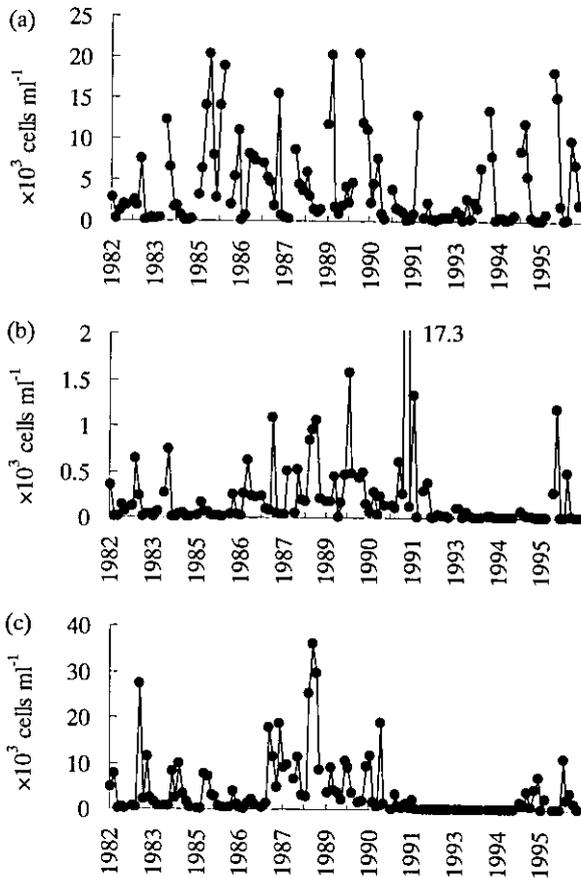


図 4.19 珪藻類 (a)、緑藻類 (b) 及び *U. americana* (c) 細胞数の変化

水温が15℃付近で最も増殖し、水温が20℃に達すると急激に減少すると報告している。事実、湯の湖では平均水温が15℃付近となる6月と9月に *U. americana* が最も増殖していた。*U. americana* 細胞数と水質項目との関係を見ると、*U. americana* 細胞数は透明度と負の相関関係が認められ、COD、クロロフィル *a* 量及び珪藻類細胞数及び緑藻類細胞数と正の相関関係が認められた (表4.1)。このことから、湯の湖では珪藻類と同様に *U. americana* が大量に増殖すると透明度が低下する傾向を示していた。なお、小山ら (1987) は、湯の湖に出現した *U. americana* は湯川を通じて中禅寺湖に流入し、特に6月下旬から7月中旬にかけて水深10m付近に流入して中禅寺湖において活発に増殖すると報告している。

4.4. 動物プランクトン

ここでは、栃木県水質年表 (1983-1996) に基づいて、湖心における動物プランクトンの季節変化、経年変化及び動物プランクトン個体数と水質項目との関係について述べる。

表4.3 動物プランクトン優占種の季節変化 (1992~1996)

調査日	優占種名	個体数 inds l ⁻¹
1990/4/10	<i>Keratella quadrata</i>	108
1990/5/8	<i>Keratella quadrata</i>	62
1990/6/5	<i>Keratella quadrata</i>	77
1990/7/10	<i>Asplanchna priodonta</i>	221
1990/8/8	<i>Keratella quadrata</i>	40
1990/9/4	<i>Bosmina longirostris</i>	13
1990/10/3	<i>Bosmina longirostris</i>	175
1990/11/6	<i>Keratella quadrata</i>	32
1991/4/23	<i>Keratella quadrata</i>	283
1991/5/8	<i>Keratella quadrata</i>	227
1991/6/4	<i>Keratella quadrata</i>	104
1991/7/9	<i>Keratella quadrata</i>	10
1991/8/8	<i>Bosmina longirostris</i>	23
1991/9/25	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	7
1991/10/8	Nauplius	55
1991/11/12	<i>Keratella quadrata</i>	20
1992/4/27	<i>Keratella quadrata</i>	214
1992/5/19	<i>Bosmina longirostris</i>	10
1992/6/16	<i>Bosmina longirostris</i>	210
1992/7/14	<i>Bosmina longirostris</i>	95
1992/8/3	<i>Daphnia longispina</i>	21
1992/9/8	<i>Daphnia longispina</i>	64
1992/10/12	<i>Asplanchna priodonta</i>	76
1992/11/10	<i>Asplanchna priodonta</i>	41
1993/4/28	<i>Keratella quadrata</i>	132
1993/5/20	<i>Keratella quadrata</i>	659
1993/6/17	<i>Bosmina longirostris</i>	309
1993/7/23	<i>Keratella quadrata</i>	510
1993/8/19	<i>Keratella quadrata</i>	175
1993/9/16	Nauplius	22
1993/10/14	Nauplius	30
1993/11/18	<i>Bosmina longirostris</i>	36
1994/4/25	<i>Keratella quadrata</i>	171
1994/5/19	<i>Keratella quadrata</i>	122
1994/6/14	<i>Keratella quadrata</i>	111
1994/7/12	<i>Bosmina longirostris</i>	73
1994/8/9	<i>Daphnia longispina</i>	62
1994/9/13	<i>Daphnia longispina</i>	49
1994/10/6	<i>Polyarthra trigla</i>	12
1994/11/8	<i>Asplanchna priodonta</i>	48
1995/4/21	<i>Keratella quadrata</i>	26
1995/5/18	<i>Keratella quadrata</i>	71
1995/6/15	<i>Keratella quadrata</i>	45
1995/7/13	<i>Bosmina longirostris</i>	120
1995/8/23	<i>Bosmina longirostris</i>	373
1995/9/13	<i>Keratella quadrata</i>	87
1995/10/12	<i>Bosmina longirostris</i>	102
1995/11/22	Nauplius	19
1996/4/15	<i>Keratella quadrata</i>	53
1996/5/13	<i>Keratella quadrata</i>	323
1996/6/10	<i>Bosmina longirostris</i>	90
1996/7/15	<i>Bosmina longirostris</i>	211
1996/8/21	<i>Daphnia longispina</i>	108
1996/9/18	<i>Daphnia longispina</i>	77
1996/10/16	<i>Bosmina longirostris</i>	132
1996/11/11	<i>Bosmina longirostris</i>	100

1990～1996年までの近年7ヶ年の動物プランクトン優占種の季節変化を表4.3に示す。4月は、いずれの年も輪虫類の *Keratella quadrata* が優占しているのが特徴的で、5～6月にかけては *K. quadrata* のほか、枝角類の *Bosmina longirostris* が優占していた。夏期の停滞期(7～9月)に入ると、枝角類の *B. longirostris* と *Daphnia longispina* の優占頻度が高く、このほかに輪虫類の *Asplanchna priodonta*、カイアシ類の *Acanthocyclops vernalis* と Nauplius が優占種となっていた。10～11月にかけては、*B. longirostris*、*K. quadrata*、Nauplius、*A. priodonta*、*Polyarthra trigla* が優占し、年によって優占種が異なっていた。浚渫前の1990年及び1991年と浚渫後の1996年における優占種を比較すると、いずれも年間を通じて *K. quadrata* 及び *B. longirostris* の優占頻度が高く、浚渫前後の優占種に変化はみられなかった。

1983～1996年までの輪虫類個体数の最大値は1987年5月の1,720inds l⁻¹、最小値は1983年4月ほかの0inds l⁻¹で、平均値は170inds l⁻¹であった(図4.20a)。年平均輪虫類個体数は1987年に最大値420inds l⁻¹を記録した後は増減を繰り返しながら徐々に減少し、1996年は75.3inds l⁻¹と最も少なかった(図4.21a)。輪虫類個体数の季節変化をみると、輪虫類個体数は5月が400inds l⁻¹と最も多く、次いで4月が199inds l⁻¹と多く、一方9月が70inds l⁻¹と少なく、次いで8月が96.8inds l⁻¹と少なかった。このことから、湯の湖では輪虫類は春期、特に5月に大量に出現し、夏期の8月と9月に減少する傾向がみられた。輪虫類個体数と水質項目との関係を見ると、輪虫類個体数はTPと正の相関関係が認められた(表4.1)。

1983～1996年までの枝角類個体数の最大値は1995年5月の375inds l⁻¹、最小値は1983年4月ほかの0inds l⁻¹で、平均値は52.8inds l⁻¹であった(図4.20b)。年平均枝角類個体数は増減を繰り返しながら徐々に増加し、1996年は110inds l⁻¹と最も多かった(図4.21b)。枝角類個体数の季節変化は7月が113inds l⁻¹と最も多く、次いで6月と8月が約90inds l⁻¹と多く、一方4月が1.2inds l⁻¹と最も少なく、次いで11月が22.4inds l⁻¹と少なかった。枝角類個体数は、水温と正の相関関係が認められ、クロロフィルa量及び珪藻類と負の相関関係が認めら

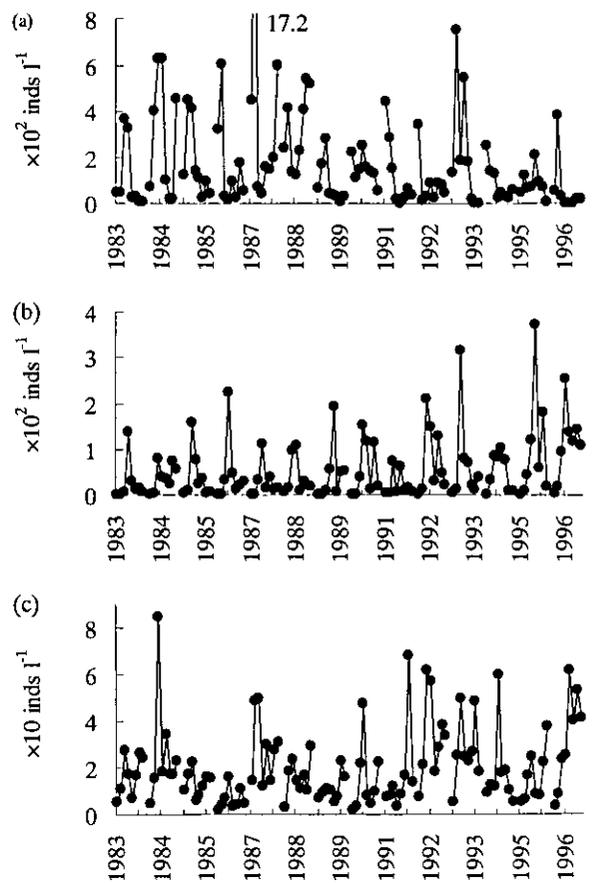


図4.20 輪虫類 (a)、枝角類 (b) 及びカイアシ類 (c) 個体数の変化

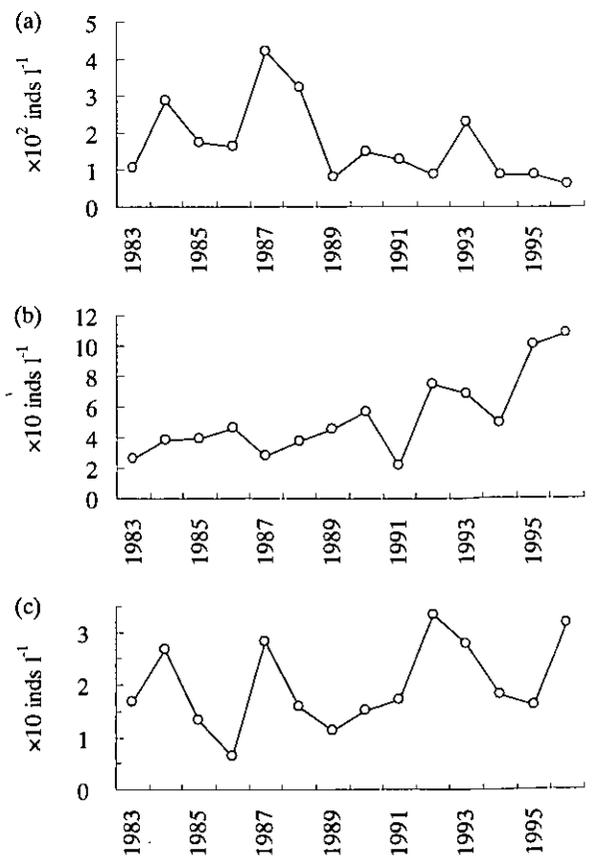


図4.21 輪虫類 (a)、枝角類 (b) 及びカイアシ類 (c) 年平均個体数の経年変化

れた(表4.1)。Hanazato, et al. (1989)は、湯の湖に生息する*D. longispina*は春に少なく夏に増え、秋に減少すること、そしてこの変動が典型的な*Daphnia*の個体群動態と逆のパターンであることを報告している。事実、湯の湖では枝角類は水温の高い夏期、特に7月に大量に増殖し、水温の低い春期と秋期は少ないという傾向がみられた。このことについて花里(1998)は、春と秋はニジマスやヒメマスなどの魚によって捕食されて少なくなるが、夏は昼間湖底付近の貧酸素層に移動して捕食を免れるために増加すると推察している。

1983～1996年までのカイアシ類個体数の最大値は1984年6月の84inds l⁻¹、最小値は1986年4月の1.8inds l⁻¹で、平均値は19.8inds l⁻¹であった(図4.20c)。年平均カイアシ類個体数は増減を繰り返しながら僅かずつ増加し、1996年は32inds l⁻¹であった(図4.21c)。カイアシ類個体数は6月が30.1inds l⁻¹と最も多く、次いで11月が27.3inds l⁻¹と多く、一方4月が6.1inds l⁻¹と最も少なく、次いで5月が14.8inds l⁻¹と少なかった。カイアシ類個体数は枝角類個体数、水温及び透明度と正の相関関係が認められ、珪藻類及びクロロフィルa量と負の相関関係が認められた(表4.1)。

5. 湯の湖の水質保全のための課題

5-1. 水産事業について

湯の湖では、全国内水面漁業協同組合連合会が一般入漁者への釣業務を行っており、このため毎年計画的にヒメマス及びニジマスを中心とした魚類の放流が行われ、その放流量は年々増加の傾向にある。湯の湖は湖容量が小さいため、湯の湖の生態系の中で魚類の占める影響は大きく、また湖内水質への影響も大きいものと考えられることから、今後は魚類が湖内水質へ与える影響を明らかにするための調査研究を実施していく必要がある。

5-2. 水収支及び物質収支について

湯の湖流域の水収支及び物質収支については、1983年に栃木県衛生環境部による調査が行われたがその後は行われておらず、流入流出水の水質調査についても1990年に栃木県公害研究所による調査が行われて以来行われていない。これらの調査以降、湯の湖周辺における観光人口等に大きな変化はみられないものの、湯元処理場におけるリン除去のための高度処理施設の設置やヘドロの浚渫事業の実施など水質浄化のための対策が行われたことから、今後の水質保全対策を進める上で必要となる現在の水収支及び物質収支を正確に把握する必要がある。

表5.1 OECDの基準による栄養段階の経年変化(1982～1996)

年	(過栄養→* ; 富栄養→マーク無し ; 中栄養→○)				
	年平均 TP mg m ⁻³	年平均 Chl.a mg m ⁻³	年間最大 Chl.a mg m ⁻³	年平均 透明度 m	年間最小 透明度 m
1982	30.6	18.0	39.0	1.96	1.0
1983	12.9	10.4	○ 25.0	2.96	1.4
1984	27.9	10.5	○ 17.0	2.58	○ 2.0
1985	27.2	15.0	34.0	1.99	1.2
1986	29.9	14.4	29.0	2.26	○ 1.7
1987	27.6	17.0	27.0	2.69	○ 2.1
1988	22.8	18.2	40.0	2.60	○ 1.8
1989	27.5	* 26.4	47.0	2.54	1.5
1990	26.0	20.0	51.0	2.42	○ 1.6
1991	18.2	11.1	23.0	○ 3.19	○ 2.5
1992	21.5	11.6	31.0	2.80	○ 2.0
1993	22.1	12.7	26.0	2.72	○ 1.8
1994	20.2	9.9	26.0	2.74	1.1
1995	24.1	18.2	28.0	1.92	1.4
1996	18.0	11.2	20.0	2.89	○ 2.1

湯の湖への流入水の中で、白根沢の汚濁負荷量は平常時ではCODについては全体の11.0～28.5%、TNについては4.7%、TPについては6.5%と、他の流入水と比較してその割合は非常に低い。しかし、白根沢は豪雨後に負荷量が急激に増加し降雨の影響を受けやすい河川であることから、白根沢についての降雨量と流量、流量と負荷量との関係を正確に把握する必要がある。

湯元地区の旅館街等の生活排水は湯元処理場で処理され、その処理水は湖内へ直接放流されていることから、湯の湖への人為汚濁の大半は湯元処理場の放流水である。このため、日光市はリンの除去を図るための高度処理施設を設置するなど汚濁負荷量削減のための水質改善に努め、その結果放流水のTPはこれまでの1/3にまで減少している。しかし、湯元処理場の放流水が湯の湖に及ぼしている汚濁負荷量は、CODについては全体の15.0～39.0%、TNについては30.6%、TPについては43.5%で、特にTPは流入水中最も高い割合を占め、依然として大きな汚濁源となっている。栃木県及び日光市ではリンをさらに除去するための処理方法を検討する一方、放流水を湯の湖流域外へ放流することが可能かどうかを検討している。湯の湖は今後リン制限湖沼へと変化していることから、リンを中心とした栄養塩類の軽減対策をより一層推進していく必要がある。

5-3. 湖内水質について

OECD (1982) が提唱した湖沼の栄養段階を決めるための基準値に基づいて、1982～1996年までの富栄養化度の経年変化を表5.1に示す。年平均TPはいずれの年も富栄養であり、年平均クロロフィルa量は1989年に過栄養(26.4mg m⁻³)と評価された以外は富栄養であった。年間最大クロロフィルa量は1983年と1984年に中栄養と評価された以外は富栄養であり、年平均透明度は1991年に中栄養と評価された以外は富栄養であった。年間最小透明度は中栄養と富栄養の評価が概ね同じ割合であった。これらのことから、1982年から現在まで湯の湖の栄養段階は中栄養～富栄養にあると考えられる。

Yoshimi (1987) は、TP、クロロフィルa量及び透明度を指標とした多変数富栄養化指数(MTSI: Multiparameter Trophic State Indices)を求め、湖沼の富栄養化度を判定している。MTSIの最大値は1982年6月の

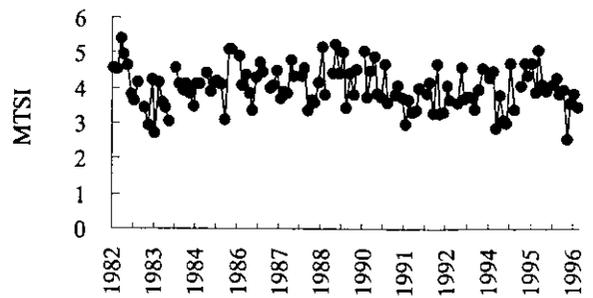


図5.1 MTSIの変化

5.39、最小値は1996年8月の2.53で、平均値は4.02であった(図5.1)。浚渫前と浚渫後でMTSIを比較すると、浚渫前ではMTSIが4.0を上回っている頻度が高かったが、1992年に浚渫が開始されてからは4.0を下回る頻度が高くなったことから、水質改善の兆しがみられた。

浚渫事業に関連する湖内水質の変化は次のとおりである。なお、実際にヘドロの浚渫が行われた期間は1992年から1995年までの4年間である。

①1995年と1996年の夏期の停滞期におけるDOの鉛直分布を比較すると、1996年の方がより深層部まで高かった。

②透明度は浚渫前後でほとんど変化はみられなかった。

③年平均TPの経年変化は、増減を繰り返しながら徐々に減少の傾向を示し、1996年は浚渫事業後のTPの目標値0.019mg l⁻¹を下回っていた。

④年平均TNは、浚渫が開始された1992年から急激に増加し、浚渫期間中は浚渫前よりも高い濃度となったが徐々に減少し、浚渫後の1996年には0.4mg l⁻¹まで減少した。

⑤年平均CODは、浚渫が開始された1992年頃から2.0mg l⁻¹前後で推移していた。

⑥年平均クロロフィルa量は、浚渫が開始されてからは、1995年に若干上昇したものの、それ以外の年においては10～13μg l⁻¹の範囲で推移し減少傾向にあった。

⑦動植物プランクトンの優占種は、浚渫前後でほとんど変化はみられなかった。しかし、年平均*U. americana* 個体数は、浚渫が開始されてからは2～2,570cells ml⁻¹の低い値で推移していた。

⑧年平均MTSIは、浚渫前では4.0を上回る頻度が高かったが、浚渫開始後は1995年を除いて4.0を下回っていた。

浚渫によって湯の湖の水質は徐々に改善傾向を示しているものと推察されるが、浚渫が終了して間もないことから浚渫後のデータに関しては不十分であるので、今後観測データを蓄積して浚渫の効果を評価する必要がある。

5.4. その他

栃木県では、奥日光の寒さが厳しいことから冬期の湖沼調査を実施していないため、湯の湖についての12～3月までの冬期の測定データがなくこの期間についての解析を行えなかった。冬期の湖沼生態系及び湖内水質は春期、夏期のそれらに反映されることや年平均値を4～11月までの平均値で評価しても支障がないかどうかを確認するためにも、可能な範囲で冬期の調査を行う必要がある。

今回、1971～1996年までの26年間のデータについて解析を行ったが、このような解析は5年に一度なり定期的に実施し解析結果を速やかに行政施策に反映させることが必要である。

6. 謝辞

本報告書をまとめるにあたり、終始ご指導ご助言をいただいた環境庁国立環境研究所地域環境研究グループ高村典子総合研究官並びに貴重な資料を提供していただいた水産庁養殖研究所日光支所、栃木県生活環境部環境管理課、土木部河川課、下水道課、日光土木事務所、中禅寺湖ダム管理所、下水道管理事務所、農務部水産試験場、日光市生活環境課、観光商工課、市民課、水道課、下水道課、財団法人栃木県環境技術協会、中禅寺湖漁業協同組合及び古河機械金属株式会社日光発電事務所の方々に対し、ここに謹んで感謝の意を表します。また、精度よい測定結果を積み重ねてきた歴代の栃木県公害研究所の水質部研究員(現栃木県保健環境センター水環境部研究員)、財団法人栃木県公害防止協会(現財団法人栃木県環境技術協会)の方々に対し、ここに謹んで感謝の意を表します。

7. 引用文献

相崎守弘・村岡浩爾・平田健正・福島武彦・岩田 敏・海老瀬潜一・大坪国順・大槻 晃(1983): 中禅寺湖の栄養塩収支. 第17回水質汚濁学会講演要旨集: 219-224.
青山莞爾・倉沢秀夫(1970): 日光湯の湖におけるプランクトンの分布と現存量. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 28-37.
新井 正(1970): 湯の湖の水収支・熱収支について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 56-60.
新井 正・森 和紀(1971): 湯の湖の水収支・熱収支について(第2報). JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 121-

129.

藤田幸生・大垣秀三(1995): 湖沼の富栄養化要因に係る解析調査-湯の湖・中禅寺湖における透明度, COD, 窒素, リン及び植物プランクトンとの関係について-. 栃木県公害研究所年報, 19: 30-37.
藤田幸生・中島 孝(1996): 湖沼の富栄養化要因に係る解析調査(第2報)-湯の湖・中禅寺湖における植物プランクトンの優占種と窒素, リン, 水温との関係について-. 栃木県保健環境センター年報, 1: 172-178.
古田能久(1964): 日光湯ノ湖における水産開発のための基礎研究-第三報 夏季における動・植物プランクトンの分布と現存量-. 淡水研報, 14(1): 55-66.
Hanazato, T., M. Yasuno and M. Hosomi (1989): Significance of a low oxygen layer for a *Daphnia* in Lake Yunoko, Japan. *Hydrobiologia*, 185: 19-27.
花里孝幸(1998): ミジンコ-その生態と湖沼環境問題-. 名古屋大学出版会: 125-133.
橋爪健一郎(1975a): 国立公園内湖沼の植物プランクトン調査結果(I)-関東近縁10湖沼(その1)-. 用水と廃水, 17(6): 54-71.
橋爪健一郎(1975b): 国立公園内湖沼の植物プランクトン調査結果(I)-関東近縁10湖沼(その2)-. 用水と廃水, 17(7): 51-57.
堀内清司・田場 穰・森 和紀(1971): 湯ノ湖の水文学的特性について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 111-120.
堀内清司・田場 穰・森 和紀(1973): 湯ノ湖の水文学的特性について(第2報). JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 68-72.
細見正明・岡田光正・矢木修身・山根敦子・須藤隆一(1984): 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VII)-湯ノ湖における富栄養化とその防止対策. 国立公害研究所研究報告, 56: 5-184.
伊藤良治・大森牧子(1990): 中禅寺湖と湯の湖の動物プランクトンについて. 栃木県公害研究所年報, 14: 85-95.
門田定美(1971): 湯ノ湖産主要甲殻類プランクトンの生態研究I. 枝角類の食性について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 7-12.
門田定美(1972a): 湯ノ湖産主要甲殻類のプランクトンの生態研究II *Simocephalus vetulus* (Olmüller). JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 34-37.
門田定美(1972b): 湯ノ湖産輪虫類, *Asplanchna priodonta* Gosseの食性観察. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 65-68.
門田定美, 沢渡敏子, 露崎 洋(1973): 湯ノ湖産枝角類の耐久卵の分布に関する研究. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 29-36.
栗田秀男(1971a): 動物プランクトンのパッチについて. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 13-20.
栗田秀男(1971b): 湯ノ湖沿岸帯の動物プランクトンについて. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 21-24.
栗田秀男(1972): 湯ノ湖における動物プランクトンのパッチについて(第2報). JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 19-33.
国包章一(1985): 中禅寺湖及び湯の湖における汚濁負荷収支の経年変化. 用水と廃水, 27: 884-891.
小山次朗・世取山守・池田浩三・小林紀男(1986): 中禅寺湖におけるアワの発生機構(2)-アワ発生時の水質およびアワ起源の検討-. 栃木県公害研究所年報, 10

- : 17-23.
- 小山次朗・福田訓眞・小林紀男 (1987): 中禪寺湖および湯の湖における *Uroglena americana* の発生状況. 陸水雑, 48 (2): 85-90.
- 小山次朗・渡辺牧子 (1989): 中禪寺湖の湖水中糖類の起源—アワ発生に関連して—. 水質汚濁研究, 12: 353-357.
- 右田嵯紀子・福島 博・小林艶子 (1970): 日光湯ノ湖の附着藻類相と現存量. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 17-27.
- 右田嵯紀子 (1972): 湯ノ湖で得た水生小動物の消化管内容物について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 7-18.
- 右田嵯紀子 (1973): 湯ノ湖, 湖底の微細藻類の現存量 (予報). JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 1-9.
- 水谷達夫・半谷高久 (1972): 動物プランクトンによる溶存有機物の排泄について (予報). JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 84-92.
- 村上敬吾 (1991): 中禪寺湖の淡水赤潮. 水質汚濁研究, 14: 276-280.
- 中島 孝・関口忠男 (2000): 中禪寺湖の湖沼環境の現状と保全にむけての問題点. 国立環境研究所研究報告, 153(R-153-2000): 150-172.
- 日光測候所気象年報 (1992-1995).
- 日光市下水道課 (発行年記載なし): 日光市湯元下水処理センターパンフレット.
- 日光市観光商工課 (1959-1996): 観光統計書 (各年版).
- OECD (1982): Organization for economic cooperation and development. Eutrophication of Waters. OECD, Paris.
- 岡田光世・長根馨男・間庭隆男 (1940): 日光湯ノ湖表面に於ける気温, 水温, pH の分布. 陸水学雑誌, 10: 84-89.
- 大森牧子・小池正純 (1992): 湯の湖・中禪寺湖の植物プランクトンについて. 栃木県公害研究所年報, 15: 17-26.
- 世取山守・小山次朗・小林紀男 (1986): 中禪寺湖におけるアワの発生機構 (1)—メタノリシス・ガスクロマトグラフ法によるアワ成分とその起因物質の定性的検討—. 栃木県公害研究所年報, 10: 11-16.
- 世取山守・小山次朗・池田浩三・小林紀男 (1987): 中禪寺湖のアワ発生機構 (1)—アワ成分とその起源についての検討—. 水質汚濁研究, 10: 31-38.
- 白石芳一 (1964): 日光湯ノ湖における水産開発のための基礎的研究—第2報 湯ノ湖の水温, 淡水区水産研究所研究報告, 14: 45-53.
- 白石芳一 (1972): 湯ノ湖におけるサケ・マス類3種の餌料配分. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 93-101.
- 白石芳一・島田 武・古田能久 (1964): 日光湯ノ湖における水産開発のための基礎的研究—第一報 湯ノ湖の湖盆形態—. 淡水研報, 14: 37-44.
- 白石芳一・金子正寿 (1973): 日光湯ノ湖の沈水植物帯における動物プランクトンの垂直分布と季節的消長. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 17-28.
- 水産庁養殖研究所 (1983): 中禪寺湖及び湯の湖の観測結果報告書 (1972-1981年): 40.
- 田中阿歌麿 (1903a): 日光湯の湖 (本邦湖沼調査略報の四). 地学雑誌, 169: 2-57.
- 田中阿歌麿 (1903b): 日光湯の湖 (本邦湖沼調査略報の四) 第169巻の続. 地学雑誌, 175: 546-549.
- 田中甲子郎 (1967): 奥日光における水産事業. 淡水区水産研究所資料: 28-32.
- 田中 実・白石芳一 (1970): 湯ノ湖における魚類の現存量推定. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 117-126.
- 田中 実 (1973): 湯ノ湖における漁獲尾数の推定. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 37-41.
- 手塚泰彦 (1971): *Daphnia* による浮遊性細菌の捕食について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 45-50.
- 手塚泰彦 (1972): 細菌・原生動物・動物プランクトンの間の食物連鎖に関する実験的研究. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 38-44.
- 手塚泰彦・渡辺義人 (1972): 湯ノ湖のセストン, 主要動物植物プランクトンおよび細菌の現存量の季節的消長 (1971年の場合). JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 74-83.
- 栃木県 (1979): 第2回自然環境保全基礎調査 (環境庁委託)—湖沼調査報告書—: 21.
- 栃木県 (1984): 中禪寺湖・湯の湖水質保全対策調査結果報告書, 昭和59年7月: 17-82.
- 栃木県 (1992a): 栃木県湖沼水質保全基本指針, 平成4年4月.
- 栃木県 (1992b): 中禪寺湖・湯の湖水質保全計画, 平成4年4月.
- 栃木県土木部河川課 (1996): 湯の湖のしゅんせつ事業について, 平成8年度: 4-11.
- 栃木県公害研究所水質部 (1991): 中禪寺湖・湯の湖の流出入水質調査結果. 栃木県公害研究所年報, 15: 67-74.
- 栃木県・日光市 (1995): 奥日光清流清湖保全協議会設立総会資料, 平成7年7月12日.
- 栃木県衛生環境部 (1983): 中禪寺湖・湯の湖水質調査報告書, 昭和58年3月: 89-122.
- 栃木県衛生環境部 (1986a): 栃木県湖沼水質管理計画, 昭和61年5月.
- 栃木県衛生環境部 (1986b): 中禪寺湖・湯の湖水質保全対策要綱, 昭和61年5月.
- 栃木県衛生環境部 (1975-1994): 栃木県水質年表 (各年度版).
- 栃木県衛生環境部医務課 (1983): 栃木県地形図 (1/25000): 50.
- 栃木県生活環境部 (1995-1996): 栃木県水質年表 (各年度版).
- 上野益三 (1934): 日光火山彙陸水の生物学的研究 (I). 動物学雑誌, 46: 196-213.
- 渡辺義人 (1972): 湯の湖の主に停滞期におけるセストン量及び沈でん量の変動について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 69-73.
- 渡辺牧子・関口忠男・小山次朗・橋本康夫・福田訓眞 (1987): 中禪寺湖・湯の湖の動植物プランクトン相に関する解析. 栃木県公害研究所年報, 11: 21-33.
- 山口征矢・市村俊英 (1970): 湯の湖に於ける低次生産の動態に関する研究 (I) 植物プランクトンの現存量の垂直分布と周年変化について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 1-16.
- 山口征矢・市村俊英 (1972): 1971年夏期の湯の湖の一次生産について. JIBP-PF湯ノ湖研究グループ: 1-6.
- Yoshimi, H. (1987): Simultaneous construction of single-parameter and multiparameter trophic state indices. Wat. Res., 21 (12): 1505-1511.
- 吉村信吉 (1933): 日光湯ノ湖の湖盆形態. 陸水雑, 2: 98-100.
- 吉村信吉 (1940): 日光湯ノ湖の副湖盆の溶解性酸素の湖沼学的意義. 陸水学雑誌, 10: 181-188
- 全国内水面漁業協同組合連合会 (1979-1995): 奥日光湯の湖・湯川釣場事業実施報告書 (各年度版).

霞ヶ浦における水質及びプランクトン群集の季節変動

中川 恵・高村典子・松重一夫

国立環境研究所地域環境研究グループ (〒305-0053 つくば市小野川 16-2)

Seasonal Changes in Nutrients and Plankton Communities in Lake Kasumigaura

Megumi Nakagawa, Noriko Takamura and Kazuo Matsushige

Regional Environmental Division, National Institute for Environmental Studies, Ogawa 16-2,
Tsukuba 305-0053, Japan

1. はじめに

霞ヶ浦の人為的な開発の歴史は大変古い。建設省利根川下流工事事務所(1997b)によると、江戸時代(1590～1654年)に利根川の東遷とそれに付随して新利根川の開削が行われた。その後、明治初期に鱒川干拓地から鹿島灘へ通ずる用水路(現在の掘割川)が建設された。しかし、洪水被害はより深刻となったため、1900年から1930年にかけて利根川本川の付け替えと浚渫及び常陸利根川の建設が行われ、ほぼ現在の形の霞ヶ浦西浦、北浦、利根川、横利根川、鱒川及び外浪逆浦を含む常陸利根川が形成された(建設省霞ヶ浦工事事務所, 1997)。

一方、治水工事で排出された浚渫土は1900～1998年の間に10737.5万 m^3 にのぼる(建設省利根川下流工事事務所, 1997a)。これらの殆どは利根川下流に広がっていた沼や湿地の埋め立てや低地水田のかさ上げ用に利用され(建設省利根川下流工事事務所, 1997b)、1920年台前半までに627haが、また第二次大戦後から1966年までの間に約1900haの大規模干拓が行われた(平井, 1995)。

干拓と同時に、水害から湖岸周辺を保護するために、河道流下能力の増大化を目的として1948～1962年に霞ヶ浦放水路事業が実施され、利根川の浚渫、北利根川の引堤、築堤、浚渫と河幅の拡張、常陸利根川逆流防止水門の築造(1963年竣工)、及び霞ヶ浦の湖岸堤の築造が行われた。

その後、更なる治水と近県への農業、都市用水の供給を目的として1971～1995年に霞ヶ浦開発事業が実施

された。内容は、築堤と既設堤の補強、常陸利根川水門の改造、58流入河川の浚渫と水門築造、利根導水路の建設及び湖水位の変動に対する対策として樋管、樋門、機場、港湾、船溜り、閘門を建設した。

湖の水位は1975年以降Y.P.+0.9～1.3mで比較的安定していたが、1996年以降3月から11月半ばまでY.P.+1.10m、11月半ばから2月までY.P.+1.30mのレベルで調節されている(建設省霞ヶ浦工事事務所, 1997)。常陸利根川水門は1974年1月に起こった利根川の異常濁水に伴う塩害がきっかけとなって完全に閉ざされ、その後は利根川洪水時の常陸利根川への逆流防止、常陸利根川洪水時の放流及び旱魃時の塩害防水のためには操作されるが、霞ヶ浦の水位調節のためには操作は行われていない。

その他の事業では、茨城県南西部への農業、工業、生活用水の供給を目的として霞ヶ浦用水事業(1980～1994年)が実施され、霞ヶ浦～南椎尾調整池～鬼怒川に抜ける約53kmの用水路が建設され、1994年4月より管理、運用が開始されている。また、霞ヶ浦の水質浄化と既得用水の補給、新規都市用水の開発を目的として霞ヶ浦導水事業(1984～2000年)が実施され、霞ヶ浦～利根川を結ぶ利根導水路を1994年竣工し、那珂川～桜川～霞ヶ浦を結ぶ那珂導水路を現在建設中、2001年3月に全水路完成の予定である(建設省霞ヶ浦導水工事事務所, 1999)。

これら4つの事業の進行に伴い、湖岸堤防は霞ヶ浦西浦、北浦、常陸利根川の周辺長252kmのうち、1985年の時点で58%(平井, 1995)、1997年3月で98%(建設省霞ヶ浦工事事務所, 1997)を占めるまでに至った。

人工湖岸の建設に伴って残存する水生植物群落の減少傾向が見られるようになった。霞ヶ浦の湖棚は抽水植物のガマ・ヨシ・マコモ、その沖側に浮葉植物のヒシ・アサザ・ジュンサイ及び沈水植物のクロモ・オオカナダモなどから成り、1972～1982年の10年間の間に抽水植物は42300haから29335haへ、沈水植物は74780haから16216haへと著しく減少し、1988年にはほとんどの水生植物群落が確認されなくなった (Sakurai, 1990)。また、浮葉植物のアサザは1985年、ハスは1986年7月を境に更に減少した (Nohara, 1991) ことが報告されている。

湖では1968年頃から水の華が観察されるようになり (杉浦・飯島, 1978)、1973年には水の華の大量発生によるコイの大量への死が大きな社会問題となった。国立環境研究所では1976年から毎月、水質、動植物プランクトンおよび底生動物のモニタリングを行っている (例えば、Takamura *et al.*, 1998)。この間、水の華を構成する主要な藍藻の種類が *Microcystis aeruginosa* から *Raphidiopsis mediterranea*、*Lyngbya limnetica*、*Oscillatoria agardhii* 及び *Phormidium tenue* を中心とする糸状の藍藻へ大きく変化し (Takamura and Aizaki, 1991)、これと同時に TN/TP 比が増加し (Takamura *et al.*, 1992)、高浜入りでの夏期の一次生産量の制限因子が窒素からリンに変化した (高村, 1998)。また、底生生物の現存量の減少 (岩熊, 私信) などの変化が報告されている。しかし、これらの変化についての要因は必ずしも特定できていない。

1980年代になり蛍光顕微鏡が普及することに伴って、細菌、鞭毛藻、鞭毛虫および繊毛虫などの微生物群集の観察が容易になり、湖水中のプランクトン群集が全て計数可能になった。こうした生物群集の機能は、貧栄養水域で重要であるとされてきた (例えば、Carrick and Fahnenstiel, 1989) が、最近では富栄養湖での役割も評価されつつある (Sanders *et al.*, 1994; Sun *et al.*, 2000; Weisse, 1991)。霞ヶ浦全域調査では、1996年からピコ植物プランクトンと原生動物の密度を新たな調査項目として加え、調査を継続している。本報告は、1996年から1998年までの栄養塩、細菌、ピコ植物プランクトン、原生動物、植物プランクトン種、動物プランクトン種及びイサザアミの密度の季節変動と、おのおのの関係について報告する。

2. 方法

調査は、1996年4月から1999年3月まで毎月1回、Sta.3 (高浜入り, 平均水深4.3m) と Sta.9 (湖心, 平均水深6.3m) の2地点で行った (図1)。水温、DOはDOメーター (Model 58, YSI, 東京)、pHはデジタルpH/ORPメーター (UC-23, セントラル科学, 東京)、水中照度は水中センサー (LI-192SA/B, LI-COR, 東京) とロガー (LI-1000, LI-COR, 東京) を備えた水中光量子計、透明度はセッキ板を用いて測定した。採水とプランクトンの採集は、全長2m内径5cmのカラム採水器を用い、表層から2mまでの水を対象とした。栄養塩類の測定は、GF/Fフィルターで濾過した湖水をオートアナライザー (TRAACS 800, ブラン・ルーベ (株), ドイツ) を用いて測定した。PO₄-Pはモリブデン青法、NO₂-Nはナフチルエチレンジアミン法、NO₃-Nはカドミウムカラムで還元した後NO₂-Nとしてナフチルエチレンジアミン法、及びNH₄-Nはインドフェノール法にて測定した (APHA, 1998)。クロロフィルa濃度は、試料をGF/Fフィルターで濾過し、フィルターを冷暗下にて99.9%メタノールで1昼夜抽出したもの (Otsuki *et al.*, 1994) を良く攪拌したのち遠心 (3000rpm, 10分間) し、その上澄みを分光光度計 (UV2500PC, 島津製作所, 京都) で測定した。

細菌、ピコ植物プランクトン、鞭毛藻及び鞭毛虫の計数用サンプルは、100mlのポリビンに入れ、早急にグルタルアルデヒドで最終濃度が1%になるように固定し、冷蔵保存した。これらの計数は高村ら (1996) に従い、全て2週間以内に行った。

繊毛虫と植物プランクトンは、同様に100mlのポリビンに入れ、早急にルゴール液を数滴滴下して固定し、3ヶ月以内に計数した。繊毛虫は、Utermöhl (1958) のチャンバーに3～10mlの湖水を入れて24時間沈降させ、上水を取り除いた後、対物レンズ40倍を備えた倒立顕微鏡下にて細胞数を計数し、その総数が40細胞以上になるまで計数することによって1ml当たりの細胞数 (cells ml⁻¹) に換算した。

植物プランクトンは、Utermöhl (1958) のチャンバーに1/2～1/5に希釈した湖水を入れて24時間沈降させ、対物レンズ40倍を備えた倒立顕微鏡 (Nikon TMS) 下

にて分類単位ごとにそのユニット数を計数した。その総数が400ユニット以上になるまで計数することによって各分類単位を1ml当たりの体積 ($\mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1}$) に換算した。ユニットは、単細胞性のもは1細胞、*Scenedesmus*等の定数定型群体は基本細胞数をもつ1群体、*Gomphosphaerium*等の定型に近い塊状の群体を形成するものは1群体、*Microcystis*等の不規則な群体を形成するものは30細胞、*Oscillatoria*等

のトリコームを形成するものは長さ $25\mu\text{m}$ の円筒体をそれぞれ基本ユニットとした。各分類単位の体積は、3年間で最も優占した月のサンプルを用いて測定した。植物プランクトン種の形態は球体、垂体、方体もしくは円筒に近似させて (Wetzel and Likens, 1991) 基本となる長さを計測し、細胞ごとの体積を計算した。細胞の長さは、顕微鏡画像 (DMRD, Leica) をカメラ (HQ-130C, Nikon) によりコンピュータ (8500/150, Macintosh) 上に取り込み、Mac Scope を用いて計測した。同定に用いた文献は、藍藻綱は Geitler (1932)、黄緑藻綱は Ettl (1978)、黄色鞭毛藻綱とハプト藻綱は Starmach (1985)、珪藻綱は Krammer and Lange-Bertalot (1991)、渦鞭毛藻綱は Popovsky and Pfister (1990)、クリプト藻綱と緑藻綱ボルボックス目は水野・高橋 (1991)、及びその他の緑藻綱は Komárek and Fott (1983) である。

輪虫類、枝角類および橈脚類は、カラム採水器 1 本分の湖水を目合 $40\mu\text{m}$ のネットで濾して集め、シュガーホルマリン (Haney and Hall, 1973) で固定した。同地点で 2 本のサンプルを採集した。サンプルはサンプル瓶のまま 24 時間沈降させて上澄みを取り除いた後の体積を測り、そのうち 1ml を罫線付き計数盤上にとって動物プランクトン種の個体数を実体顕微鏡 (Olympus SZH)、あるいは倒立顕微鏡下にて計数した。輪虫類は、その総数が 100 個体以上になるまで計数することによって、また、枝角類と橈脚類は、双方の総数が 1サン

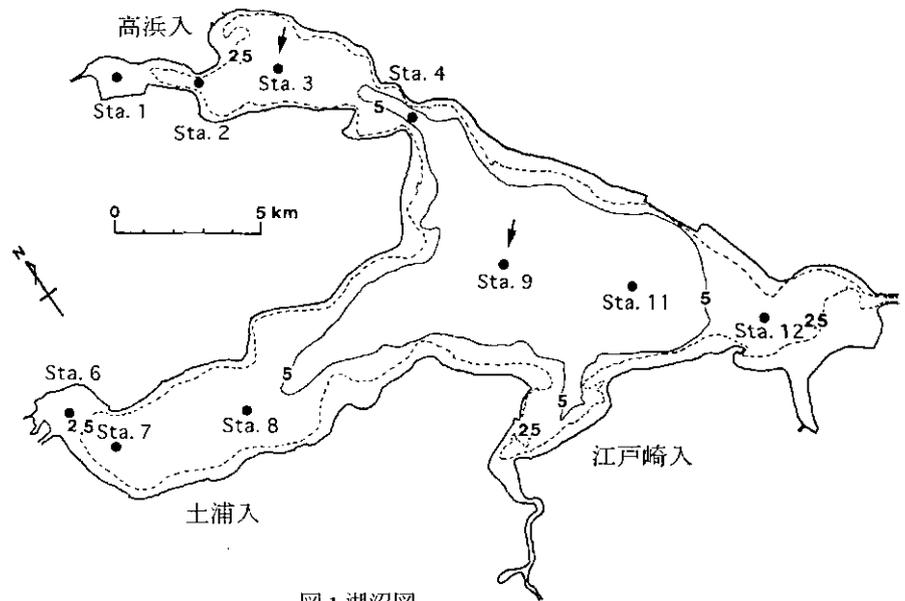


図1 湖沼図

プル当たり 100 個体以上になるまで計数することによって、1l 当たりの個体数 (inds l⁻¹) に換算した。同定には水野・高橋 (1991) を参照した。

イサザアミ (*Neomysis intermedia*) は、直径 40cm 目合 $90\mu\text{m}$ のプランクトンネットを湖底近くまで静かに下ろし、すばやく鉛直引きして採集し、シュガーホルマリン (Haney and Hall, 1973) で固定したサンプルから実体顕微鏡下で拾い出し計数した。同地点で 2 本のサンプルを採集した。

3. 結果

3-1. 環境要因、クロロフィル a 及び栄養塩濃度

水温 (図 2a, 3a) は、両地点ともに $5\sim 28^\circ\text{C}$ の間で変化した。例年、最低水温は 2 月、最高水温は 8 月に観察された。1996 年は 4 月より上昇を始めて 8 月に最高水温となったが、1997 年と 1998 年は両地点とも 6 月が 5 月と変わらない水温となった。

透明度 (図 2b, 3b) は、Sta.3 で 1996 年度 (1996 年 4 月から 1997 年 3 月まで) は $60\sim 80\text{cm}$ (年平均値 65cm)、1997 年度は $55\sim 90\text{cm}$ (63cm)、1998 年度は $50\sim 85\text{cm}$ (65cm) の間で変化した。Sta.9 では何れの年も Sta.3 より高く、1996 年度は $70\sim 100\text{cm}$ (85cm)、1997 年度は $65\sim 100\text{cm}$ (83cm)、1998 年度は $70\sim 105\text{cm}$ (87cm) の間で変化した。Sta.9 の値は常に Sta.3 より高かった。透明度の変化には季節的な規則性は見られなかった。

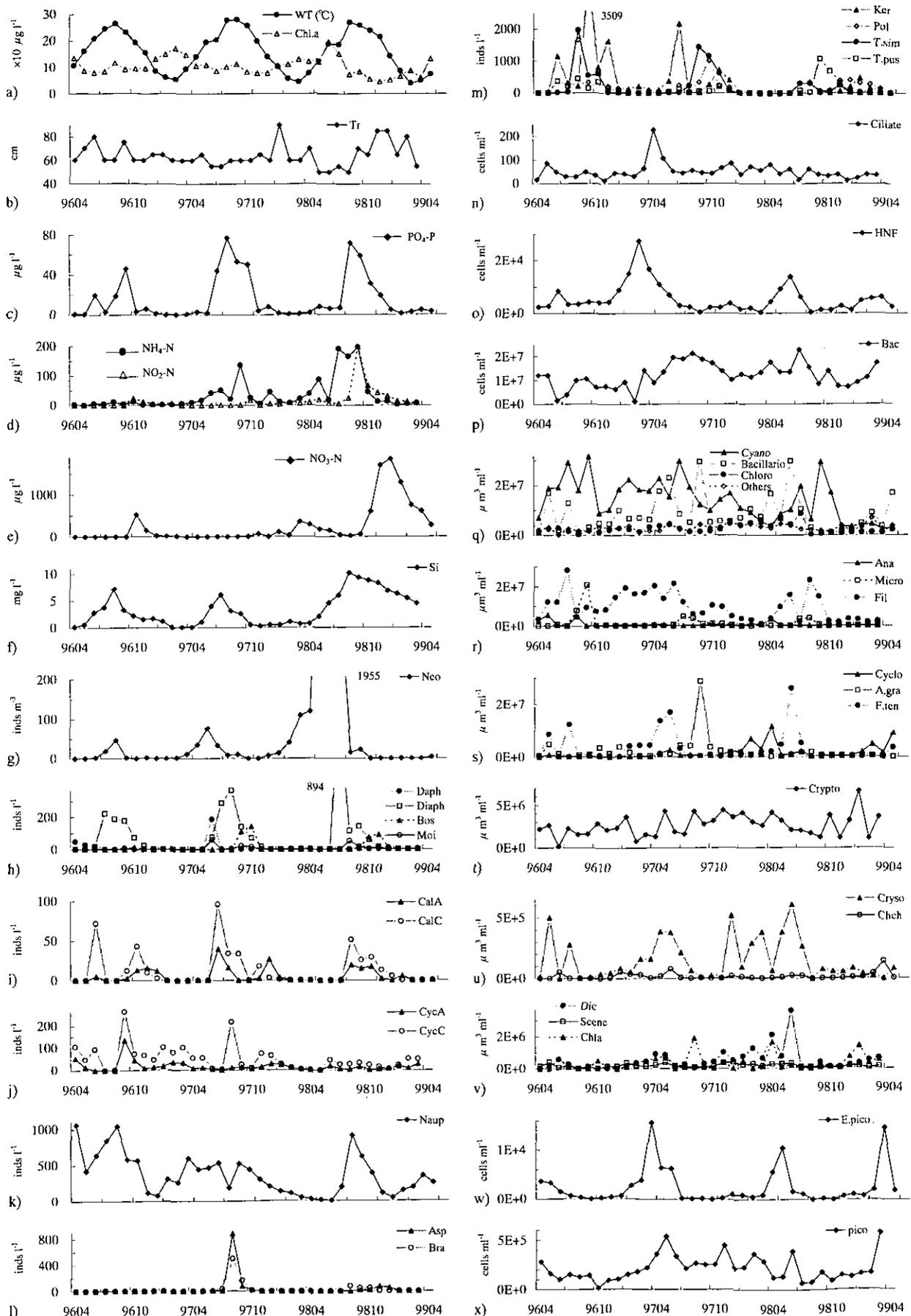


図2 Sta.3における各プランクトン群集の季節変化。r)のFilは*Phormidium tenue*, *Oscillatoria agardhii* 及 *Lyngbya limnetica* を示す。

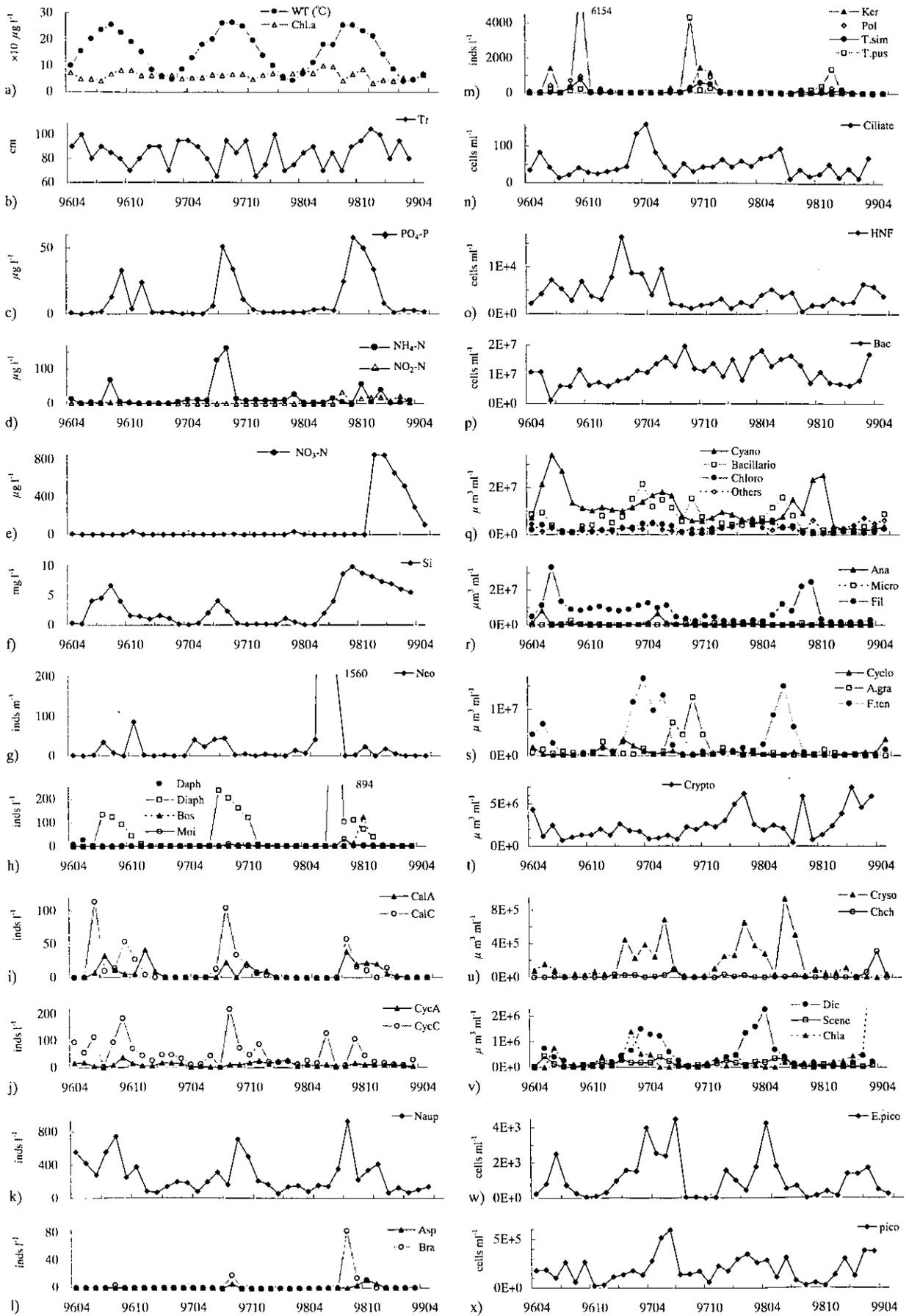


図3 Sta.9における各プランクトン群集の季節変化。r)のFilは*Phormidium tenue*, *Oscillatoria agardhii* 及び *Lyngbya limnetica* を示す。

クロロフィルa濃度(図2a, 3a)は、Sta.3では1996年度は79~168 $\mu\text{g l}^{-1}$ (年平均値114 $\mu\text{g l}^{-1}$)、1997年度は76~129 $\mu\text{g l}^{-1}$ (年平均値100 $\mu\text{g l}^{-1}$)、1998年度は46~195 $\mu\text{g l}^{-1}$ (年平均値93 $\mu\text{g l}^{-1}$)の間で変化し、Sta.9では1996年度は42~83 $\mu\text{g l}^{-1}$ (年平均値62 $\mu\text{g l}^{-1}$)、1997年度は48~83 $\mu\text{g l}^{-1}$ (年平均値64 $\mu\text{g l}^{-1}$)、1998年度は34~100 $\mu\text{g l}^{-1}$ (年平均値63 $\mu\text{g l}^{-1}$)の間で変化した。どの年もSta.9における年平均値はSta.3の2/3程度であった。Sta.3では一年の間の変動幅は大きく、年平均値が年々減少する傾向にあった。一方、Sta.9では一年の間でのクロロフィルa濃度の変動幅が小さく、3年間の年平均値にも大きな違いは見られなかった。調査期間中の最大値は両地点共に1998年5月に認められ、Sta.3で195 $\mu\text{g l}^{-1}$ 、Sta.9で100 $\mu\text{g l}^{-1}$ であった。

$\text{PO}_4\text{-P}$ の濃度(図2c, 3c)は、両地点とも水温の季節変動と同調して変化した。すなわち、春から秋にかけて高濃度となり、冬季には10 $\mu\text{g l}^{-1}$ 以下あるいは検出限界以下になった。Sta.3では、1996年9月(46 $\mu\text{g l}^{-1}$)、1997年7月(77 $\mu\text{g l}^{-1}$)及び1998年7月(72 $\mu\text{g l}^{-1}$)にピークを示した。Sta.9では、1996年9月(33 $\mu\text{g l}^{-1}$)、1997年7月(51 $\mu\text{g l}^{-1}$)及び1998年8月(58 $\mu\text{g l}^{-1}$)にピークを示した。

無機態窒素の濃度の変動パターンは各年大きく異なった。まず $\text{NH}_4\text{-N}$ の濃度(図2d)について、Sta.3では1996年は年間を通して11 $\mu\text{g l}^{-1}$ 以下で推移した。1997年は7、9、12月及び1998年5月に44~135 $\mu\text{g l}^{-1}$ の小ピークを示した後、7~9月(163~195 $\mu\text{g l}^{-1}$)に高濃度になった。Sta.9(図3d)では1996年に8月(68 $\mu\text{g l}^{-1}$)に小ピークを示し、その他の月は5 $\mu\text{g l}^{-1}$ 以下で推移した。1997年7月(125 $\mu\text{g l}^{-1}$)~8月(160 $\mu\text{g l}^{-1}$)に大きなピークが現れたが、その後は16~57 $\mu\text{g l}^{-1}$ の小ピークが1998年3、7、10及び12月と4回あった。 $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度(図2e)は、Sta.3では1996年10月(527 $\mu\text{g l}^{-1}$)に小ピークを示した他は1997年10月まで検出限界以下であった。1997年11月~1998年5月まで110~350 $\mu\text{g l}^{-1}$ の間を変動した後、10~12月に大きなピークを示した(最大値11月、1858 $\mu\text{g l}^{-1}$)。Sta.9(図3e)でも同様で、1998年9月までは濃度が高い時でも34 $\mu\text{g l}^{-1}$ で(1996年10月と1998年2月)その他は検出限界以下であったが、1998年10月(850 $\mu\text{g l}^{-1}$)に急激に高濃度になった。 $\text{NO}_2\text{-N}$ の濃度(図2d)はSta.3では1998年9月

に大きなピークを示した(197 $\mu\text{g l}^{-1}$)。一方、Sta.9では1996~1998年7月まで5 $\mu\text{g l}^{-1}$ 以下で推移し、1998年8月(34 $\mu\text{g l}^{-1}$)に僅かに増加した後は15~21 $\mu\text{g l}^{-1}$ の間で変動した。

珪素Siの濃度(図2f, 3f)は、両地点共に1996年と1997年の両年は比較的規則的に変化した。すなわち、Sta.3では1996年は4月(0.2mg l^{-1})から徐々に濃度が増加を始めて8月(7.2mg l^{-1})に、1997年も4月から増加を始めて7月(6.1mg l^{-1})にピークを示した。しかし、1998年は5月より濃度が上昇し始めて8月により高いピークとなり(10.1mg l^{-1})、その後の濃度の減少は緩慢で1999年3月にまだ4.5mg l^{-1} の濃度が認められた。Sta.9も同様で、1996年8月(6.7mg l^{-1})及び1997年7月(4.1mg l^{-1})にピークを示したが、1998年は6月から濃度が上昇し始め9月にピークとなり(9.9mg l^{-1})、その後の濃度の減少は緩慢に減少し1999年3月にまだ5.5mg l^{-1} の濃度が認められた。

3-2. 甲殻類

イサザアミ(図2g, 3g)は、両地点共に1998年5月に顕著なピークがあった(Sta.3, 1955inds m^{-3} ; Sta.9, 1560inds m^{-3})。

枝角類(図2h, 3h)は、*Diaphanosoma brachyurum* (Dr. Vladimir Korinekによる同定では*D. dubia*)、*Daphnia galeata*、*Bosmina fatalis*、*B. longirostris*、*Moina micrura*及び*Alona* spp.が出現した。そのうち*D. brachyurum*が優占種で、両地点共に毎年7月に急激に高密度となり、12月に消滅した。1996年の極大値はSta.3で220inds l^{-1} 、Sta.9で135inds l^{-1} 、1997年はそれぞれ366inds l^{-1} 、236inds l^{-1} であったが、1998年はイサザアミの消滅直後に両地点とも894inds l^{-1} とそれ以前の約4倍のピークを示した。

*D. galeata*は、Sta.3で1997年6月に184inds l^{-1} で出現した他は、密度の高い時でも47inds l^{-1} 、それ以外の月は全て3inds l^{-1} 以下と低密度であった。Sta.9では1996年5月に27inds l^{-1} で出現した他は3inds l^{-1} 以下であった。

*Bosmina*はこれまで枝角類の優占種として、*B. fatalis*と*B. longirostris*が季節的に交代しながらピーク時で400~1600inds l^{-1} で出現していた(Hanazato, 1991; 花里, 1994; Hanazato and Aizaki, 1991; 花里・安野, 1984;

Hanazato and Yasuno, 1985, 1988; 森下・安野, 1979; 安野ら, 1977, 1981)。しかし、1996年度以降は密度が小さく、Sta.3で1997年10月に142inds l⁻¹、1998年11月91inds l⁻¹、Sta.9で1998年10月に123inds l⁻¹という小さなピークが認められるにとどまった。*Bosmina* 総密度のうち、*B. fatalis* の割合はSta.3で82%、Sta.9で75%であった。

M. micrura は、Sta.3では1996年9月、1997年6、9月、1998年8、11月に低密度(7~57inds l⁻¹)で出現し、Sta.9では1996年9月、1997及び1998年8月と夏季に低密度(2~3inds l⁻¹)で出現した。1997年、Sta.3では*Daphnia*、*Diaphanosoma*、*Moina*、*Bosmina*という順で出現する傾向が見られた。

橈脚類は、Calanoidaでは*Eodiaptomus japonicus*、Cyclopoidaでは夏季に*Mesocyclops leuckarti*と*Thermocyclops taihokuensis*が、冬季に*Cyclops vicinus*が出現した。*E. japonicus* (図2i, 3i)の成熟個体は、Sta.3では初夏と晩秋の年2回(1996年6、11月、1997年6、11月、1998年7、12月)、5~40inds l⁻¹のピークを示した。未成熟個体は成熟個体と同じかまたは前月に43~136inds l⁻¹のピークを示し、初夏により高い密度になった。Sta.9でも成熟個体は1996年7、11月、1997年7、9月、1998年7及び9月に21~40inds l⁻¹のピークを示した。未成熟個体は1996年6月、1997及び1998年7月に57~114inds l⁻¹のピークを示し、Sta.3と同様に初夏により高い密度になった。両地点共に秋には成熟個体の密度が未成熟個体のそれを上回った。

Cyclopoida (図2j, 3j)の成熟個体は、Sta.3では1996年9月(135inds l⁻¹)に大きなピークを示した他は0~53inds l⁻¹の間で変化し、季節的な規則性は見られなかった。未成熟個体は1996年9月(264inds l⁻¹)と1997年8月(217inds l⁻¹)に極大値を示した。Sta.9では成熟個体は0~37inds l⁻¹の間で変化し、Sta.3と同様に季節的な規則性は見られなかった。未成熟個体のピークはSta.3と同様の1996年9月(187inds l⁻¹)と1997年8月(217inds l⁻¹)の他に4回ほど87~217inds l⁻¹のピークがあった。また両地点共に極小値は各年とも7月に示され、初夏に低密度になる傾向を示した。

Nauplius (図2k, 3k) は、Sta.3では1996年4月(1061inds l⁻¹)、8月(1043inds l⁻¹)及び1998年7月

(906inds l⁻¹)にピークを示した。Sta.9では1996年と1997年は8月に(700inds l⁻¹)、1998年は7月(919inds l⁻¹)と夏に極大値を示した。

3-3. 輪虫

輪虫類は春~秋に高い密度を示した。主な出現種は*Keratella cochlearis*、*Polyarthra* spp. (*P. dolichoptera*、*P. vulgaris*及び*P. remata*)、*T. similis*、*T. pusilla*など体長がおおよそ100µmの小型のものであった。それぞれの種の出現パターンには一定の傾向は見られなかった。両地点共に1998年の総輪虫密度は1996~1997年より小さかった。

Sta.3 (図2m)では、*K. cochlearis*は1996年に3回(6月、1153inds l⁻¹; 9月、3509inds l⁻¹; 11月、1627inds l⁻¹)、1997年に2回(6月、2176inds l⁻¹; 10月、723inds l⁻¹)ピークを示したが、1998年には大きな増加は見られなかった。*Polyarthra* spp.は1996年8月(1661inds l⁻¹)及び1997年9月(1015inds l⁻¹)に、*T. similis*は1996年8月(1965inds l⁻¹)及び1997年8~9月(1434~1149inds l⁻¹)と夏に高密度になったが、*K. cochlearis*と同様に1998年には大きな増加は見られなかった。一方、*T. pusilla*は輪虫の中で1998年8月(1080inds l⁻¹)に最大密度になった。

Sta.9 (図3m)では*K. cochlearis*は1996年6月(1409inds l⁻¹)、9月(6154inds l⁻¹)及び1997年9~10月(1446~1144inds l⁻¹)に密度が増加した。特に1996年9月のSta.9における*K. cochlearis*はSta.3の2倍に達した。*Polyarthra* spp.は1996年9月(947inds l⁻¹)及び1997年10月(906inds l⁻¹)に高密度になった。*T. similis*は大きなピークを示さなかった(1996年9月、776inds l⁻¹; 1997年9月、581inds l⁻¹)。しかしSta.9では、*T. pusilla*は1997年8月(4328inds l⁻¹)と1998年10月(1382inds l⁻¹)にSta.3より高密度になった。

一方、大型の輪虫(図2l, 3l)である*Asplanchna* spp. (体長約700~1400µm)と*Brachionus calyciflorus* (体長約300~500µm)はSta.3でのみ1997年8月にそれぞれ887inds l⁻¹、499inds l⁻¹と若干高く出現した。このピークは*D. brachyurum*とCyclopoida未成熟個体のピークと一致した。

3-4. 原生動物と細菌

繊毛虫(図2n, 3n)は、主に長径50µmほどに達する多

膜口綱 *Tintinnidium* sp., 20~30 μm と小型の *Strobilidium* sp., *Strombidium* sp., *Halteria* sp. 及び貧膜口綱 *Cyclidium* sp. が出現した。両地点共に、1997年4月 (Sta.3, 228cells ml⁻¹; Sta.9, 159cells ml⁻¹) の大きなピーク以外には目立ったピークは観察されなかった。

鞭毛虫 (図2o, 3o) は、主に2本鞭毛を持つ長径約7 μm の *Bodo* spp. が優占した。Sta.3では1997年2月 (27.5 $\times 10^3$ cells ml⁻¹) に大ピークを、1998年5月 (13.7 $\times 10^3$ cells ml⁻¹) に小ピークを示した。その他の月は低密度 (4 $\times 10^3$ cells ml⁻¹以下) であった。Sta.9は、1997年1月及び5月に小さなピークが認められた他はSta.3と同様に低密度 (4 $\times 10^3$ cells ml⁻¹以下) で変動した。

細菌 (図2p, 3p) は、Sta.3では1996年は1~14 $\times 10^6$ cells ml⁻¹、1997年は9~21 $\times 10^6$ cells ml⁻¹及び1998年は7~23 $\times 10^6$ cells ml⁻¹、Sta.9では1996年は1~11 $\times 10^6$ cells ml⁻¹、1997年は8~20 $\times 10^6$ cells ml⁻¹及び1998年は6~18 $\times 10^6$ cells ml⁻¹で変動した。両地点とも1996年は若干低い傾向を示したが、1999年になってから密度が増加しつつあることが観察された。

3-5. 植物プランクトン

植物プランクトン (図2q, 3q) は藍藻と珪藻の現存量が高く、緑藻やその他の綱が優占することは無かった。藍藻は冬季にも完全に消滅することはなかった。Sta.3では1997年5月 (23.1 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、8月 (29.6 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、1998年5月 (29.5 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、Sta.9では1997年3月 (21.4 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、8月 (15.3 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、1998年5月 (15.8 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) に珪藻の現存量が藍藻を上回った。

藍藻 (図2r, 3r) では、糸状のトリコームを形成する *Oscillatoria agardhii*、*Phormidium tenue* 及び *Lyngbya limnetica* が優占した。その中でも *O. agardhii* が Sta.3 で約40~80%、Sta.9で60~80%を占めた (図4)。これら3種の現存量はSta.3では1996年7月 (28.1 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) にピークを示した後、12月~翌1997年7月までは12.0~21.3 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹の比較的高い密度の間で変動した。その後は一旦減少した後、1998年6月 (15.6 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)

と8月 (23.0 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) に再びピークを示した。同じくSta.9でも、1996年6月 (33.1 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) にピークを示した後1997年6月まで比較的高い値 (7.8~12.5 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) で変化し、その後1998年8~9月 (21.9~24.7 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) にピークが観察された。*Anabaena* spp. はSta.3で1996年5月 (5.7 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、8月 (4.9 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) 及び1998年4月 (3.6 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) に、Sta.9で1996年5月 (8.0 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) と1997年5月 (6.5 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) に小ピークを示したのみであった。*Microcystis aeruginosa* はSta.3でのみ1996年9月に比較的大きなピーク (20.8 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) を示した。

珪藻 (図2s, 3s) は主に *Fragilaria tenera*、*Aulacoseira granulata* 及び *Cyclotella* spp. が出現した。*F. tenera* はSta.3では1996年7月 (12.3 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、1997年5月 (16.8 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) 及び1998年5月 (25.9 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、Sta.9では1997年3月 (16.6 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)、1997年5月 (12.9 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) 及び1998年5月 (14.9 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹) にピークを示した。両地点共に1998年5月のピークはイサザアミのピークと一致した。*A. granulata* は両地点で1997年8月に大きなピークを示した (Sta.3, 28.6 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹; Sta.9, 12.5 $\times 10^6\mu\text{m}^3$ ml⁻¹)。これはSta.3では大型輪虫の出現と一致した。*Cyclotella* spp. は通年を通して出現した。Sta.3では1998年3月

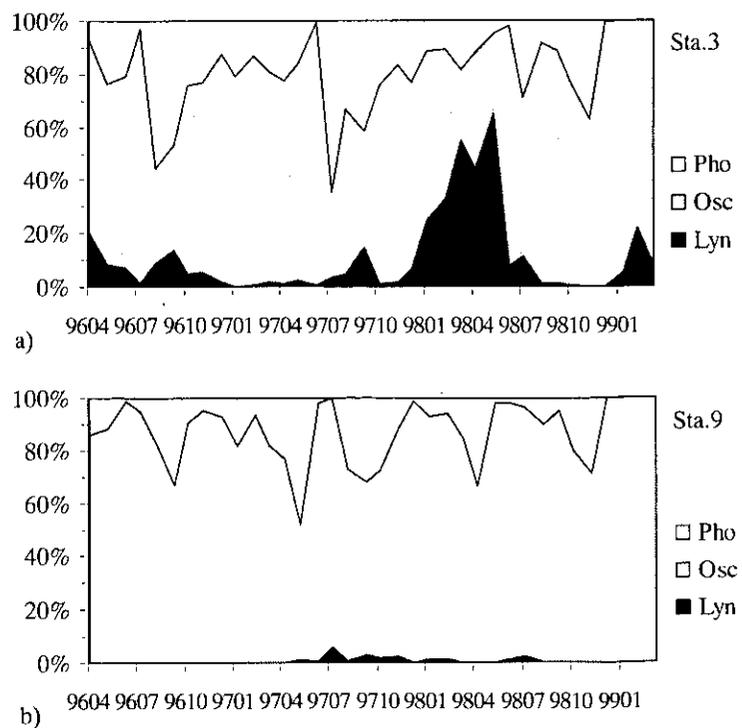


図4 糸状性藍藻3種の現存量割合 (Pho, *Phormidium tenue*; Osc, *Oscillatoria agardhii*; Lyn, *Lyngbya limnetica*).

($11.5 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$) と 1999 年 3 月 ($9.1 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$) に、Sta.9 では 1997 年 1 月 ($3.5 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$) と 1999 年 3 月 ($3.5 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$) に小さいピークを示した。

クリプト藻 (図 2t, 3t) は *Cryptomonas* spp. 及び *Chroomonas* spp. が出現した。Sta.3 は $0.2 \sim 6.7 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$ 、Sta.9 は $0.4 \sim 7.0 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$ で変動し、季節的な規則性は観察されなかった。両地点で 1998 年 10 月から 1999 年 1 月にかけて若干増加傾向が見られた。

黄色鞭毛藻 (図 2u, 3u) は *Ochromonas* spp. 及び *Chromulina ovalis* が出現し、春に極大値になり、夏に密度が低下する傾向が見られた。極大値は両地点で 1998 年 5 月に認められた (Sta.3, $0.6 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$; Sta.9, $0.9 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$)。

ハプト藻 *Chrysochromulina parva* (図 2u, 3u) は秋季と春季に増加する傾向が見られ、1999 年 2 月は両地点で小ピークを示した (Sta.3, $0.1 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$; Sta.9, $0.3 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$)。

緑藻 (図 2v, 3v) は *Chlamydomonas* spp., *Dictyosphaerium lunatus*, *Monoraphidium griffithii*, *Mougeotia* sp. 及び *Scenedesmus quadricauda* を含めた 31 属が出現した。緑藻綱の密度変化では変動幅が小さかった (図 2q, 3q) が、属あるいは種によって季節変化に顕著な違いが見られた。*D. lunatus* は冬より増加を始めて春にピークを示す傾向が見られ、Sta.3 では 1998 年 6 月 ($3.6 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$) に、Sta.9 では 1997 年 3 月 ($1.5 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$) と 1998 年 4 月 ($2.3 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$) にピークを示した。両地点共に緑色鞭毛藻 *Chlamydomonas* spp. の総密度の変動には規則性は見られず、通年 $0 \sim 1.9 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$ の間を変動した。*Scenedesmus* 属も同様で、通年 $0 \sim 0.4 \times 10^6 \mu\text{m}^3 \text{ml}^{-1}$ の間を変動した。

3-6. ピコ植物プランクトン

ピコ植物プランクトンは、真核性ピコプランクトンとピコシアノバクテリアに分けて表した。真核性ピコプランクトン (図 2w, 3w) は、Sta.3 で 1997 年 3 月 ($15.6 \times 10^3 \text{cells ml}^{-1}$)、1998 年 4 月 ($10.3 \times 10^3 \text{cells ml}^{-1}$)、1999 年 2 月 ($14.3 \times 10^3 \text{cells ml}^{-1}$) と冬～春に顕著なピークを示す傾向が見られた。Sta.9 もほぼ同様であったが、Sta.3 ほど明瞭でなくピーク値

も Sta.3 の 1/3 程度であった。

ピコシアノバクテリア (図 2x, 3x) の出現には明瞭な規則性が見られなかった。両地点とも $1 \sim 6 \times 10^5 \text{cells ml}^{-1}$ の間で変動した。Sta.3 では 1997 年 5 月 ($5.4 \times 10^5 \text{cells ml}^{-1}$)、Sta.9 では 6 月 ($5.4 \times 10^5 \text{cells ml}^{-1}$) に比較的大きなピークを示した。

4. 相関関係

4-1. 環境要因間

表 1 に環境要因 (水温、透明度、クロロフィル a 及び栄養塩) の間の相関係数を示した。両地点共に、水温が $\text{PO}_4\text{-P}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ と正の相関を、クロロフィル a が透明度と $\text{NO}_3\text{-N}$ と負の相関を示した。透明度は $\text{NO}_3\text{-N}$ と正の相関を、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は $\text{NH}_4\text{-N}$ と Si と正の相関を、 $\text{NO}_2\text{-N}$ が $\text{NO}_3\text{-N}$ と Si と正の相関を示した。

4-2. 環境要因とプランクトン種

表 2a に Sta.3、表 2b に Sta.9 における環境要因と優占したプランクトン種との相関係数を年毎に分けて示した。幾つかの動物プランクトンの種類では水温、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び Si と正の相関を示したが、反対に幾つかの植物プランクトンの種類ではそれらと負の相関を示す特徴が認められた。但し、藍藻の *M. aeruginosa* (Sta.3, 1996 年)、糸状性藍藻 (Sta.9, 1998 年) 及び珪

表 1 1996～1998 年の環境要因の相関. a) Sta.3, b) Sta.9.

	WT	Chl.a	Tr	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	Si
a)	WT							
	Chl.a							
	Tr		-0.44					
	$\text{PO}_4\text{-P}$	0.74						
	$\text{NH}_4\text{-N}$	0.52		0.64				
	$\text{NO}_2\text{-N}$		-0.38		0.52			
	$\text{NO}_3\text{-N}$		-0.50	0.44			0.47	
	Si	0.41	-0.53		0.47	0.48	0.53	0.56
b)	WT							
	Chl.a							
	Tr		-0.49					
	$\text{PO}_4\text{-P}$	0.65						
	$\text{NH}_4\text{-N}$	0.41		0.46				
	$\text{NO}_2\text{-N}$							
	$\text{NO}_3\text{-N}$		-0.49	0.39			0.60	
	Si				0.56		0.67	0.61

n=36, r=0.05, P<0.329

表 2a Sta.3 における各年の環境要因とプランクトン群集間の相関. a) 1996年, b) 1997年及びc) 1998年.

a)	WT	Chl.a	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Si
Diaph	0.83					0.82
CycA			0.62			
CycC			0.65			
Ker			0.86			
Pol				0.73		0.82
T.sim	0.60			0.72		0.84
T.pus	0.82	-0.58		0.79		0.84
HNF	-0.69	0.77				
Micro			0.93			
Mono	-0.70	0.68				-0.58

b)	WT	Chl.a	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Si
Diaph	0.81		0.87			0.77
Bos		-0.59				
CalC						0.66
Naup	0.71					
Pol				0.84		
T.sim	0.68					
T.pus		-0.75				
Bac	0.83		0.82			0.75
Mou	-0.89	0.60	-0.60			
Dic	-0.74		-0.74			-0.66

c)	WT	Chl.a	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Si
Neo		0.82				-0.65
Diaph			0.82	0.66		
Bos					0.86	
Moi						0.63
CalA	0.72		0.89	0.92		
CalC	0.78		0.95	0.89		
Naup			0.89	0.71		
Asp					0.80	
Bra	0.61					0.71
Pol		-0.70			0.78	
T.sim	0.62					
T.pus	0.61		0.59	0.66		0.67
HNF		0.73				-0.78
Bac					-0.63	
Cyclo	-0.62					
F.ten		0.84				-0.61
Cryso		0.85				-0.71
Mou						-0.59
Dic		0.59				
Chla	-0.65					

n=12, r=0.05, P<0.576

藻の *A. granulata* (Sta.9, 1997年) は、動物プランクトン種と同じような項目と正の相関関係を示した。一方、クロロフィル a とは幾つかの動物プランクトン種は負の、幾つかの植物プランクトン種とピコ植物プランクトンは正の相関を示した。但し、Sta.9 (1996年) の

表 2b Sta.9 における各年の環境要因とプランクトン群集間の相関. a) 1996年, b) 1997年及びc) 1998年.

a)	WT	Chl.a	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Si
Diaph	0.80					0.82
CycA		0.58				
CycC			0.60			
Naup	0.60			0.67		
Ker			0.74			
Pol	0.65		0.77			0.70
T.sim			0.79			
F.ten	-0.61					
Cryso	-0.65					
Chch	-0.69					
Mono	-0.74					-0.59

b)	WT	Chl.a	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Si
Diaph	0.82		0.87	0.78		0.64
CalA	0.59					
CalC	0.64		0.95	0.75		0.89
CycC				0.58		
Naup	0.70					
Asp				0.77		
Bra				0.77		
T.pus				0.76		
A.gra	0.70		0.65	0.75		0.64
Cryso	-0.65					
Crypto	-0.68					
Mou	-0.66					
Dic	-0.64					

c)	WT	Chl.a	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Si
Neo		0.60				-0.58
Bos				0.77		
CalA	0.78		0.73			
Naup	0.67					
Asp				0.61	0.65	
Bra			0.78			
T.pus				0.70		
Ciliate		0.67				-0.63
HNF	-0.77		-0.61			
Bac					-0.62	-0.66
Fil	0.71		0.82			
F.ten		0.71				-0.86
Cryso		0.71				-0.60
Crypto	-0.60					
Mou						-0.69
Dic						-0.71
Mono						-0.69
Epico	-0.60					
pico	-0.74		-0.74			

n=12, r=0.05, P<0.576

Cyclopoida 成熟個体は例外的に正の相関を示した。また、イサザアミと原生動物 (繊毛虫と鞭毛虫) はクロロフィル a と正の相関が見られた。NO₃-N はその濃度が水

中で増加した1998年にのみ幾つかの動物プランクトンの種類で正の、細菌と負の相関を示した。

4-3. プランクトン種間

表3aにSta.3、表3bにSta.9において優占したプランクトン種間での相関係数を年毎に分けて示した。1997年はSta.3で*D. galeata*の、1998年は両地点でイサザアミの出現があった。年毎、地点毎に如何にプランクトン種間の相関関係が異なっているかに着目した。

まず1996年は、Sta.3では*D. brachyurum*が*T. similis*と*T. pusilla*と正、Cyclopoidaが*K. cochlearis*と正の相関を示した。また、*D. brachyurum*、Cyclopoida及び*K. cochlearis*が植物プランクトンのうち藍藻の*M. aeruginosa*と正の相関を示した。*E. japonicus*未成熟個体は*T. pusilla*と正の相関を示した。一方、Sta.9では*D. brachyurum*がNaupliusと正、Cyclopoidaが*K. cochlearis*、*T. similis*及び*Polyarthra* spp.と正の相関を示した。藍藻を除く幾つかの植物プランクトン種間には正の相関があり、これら植物プランクトン種は繊毛虫や鞭毛虫とも正の相関を示した。

1997年はSta.3でのみ*D. galeata*が出現した。Sta.3では*D. galeata*が*M. micrura*、*E. japonicus*及び*K. cochlearis*と正の相関を示した。これに対して、*D. brachyurum*とCyclopoida未成熟個体が輪虫の*Asplanchna* spp.、*B. calyciflorus*、及び植物プランクトンの*A. granulata*や*Chlamydomonas* spp.と正の相関を示した。一方、Sta.9では*Daphnia*は出現しなかったため、*D. brachyurum*が*M. micrura*と*E. japonicus*と正、Cyclopoida未成熟個体がNaupliusと正、*K. cochlearis*が*Polyarthra* spp.と正の相関を示した。*D. brachyurum*、Cyclopoida未成熟個体、Nauplius及び幾つかの輪虫は珪藻の*A. granulata*とも正の相関を示した。両地点共に幾つかの植物プランクトン種間に正の相関が認められ、繊毛虫や鞭毛虫とも正の相関を示した。

1998年は両地点でイサザアミが高密度で出現し、イサザアミが植物プランクトン種の*F. tenera*及び黄色鞭毛藻と比較的高い正の相関を示した。また、*D. brachyurum*が*E. japonicus*とNaupliusと正の相関を示した。*E. japonicus*とNaupliusは鞭毛虫と負の相関を示した。

以上をまとめると、1) 植物プランクトン種の藍藻と

珪藻の*A. granulata*は動物プランクトン種と同様に水温の高い時に、その他の植物プランクトン種や原生動物は水温の低い時に出現する傾向を示した、2) *Daphnia*が高密度で出現した時、*Daphnia*はCalanoidaや小型輪虫の*K. cochlearis*と共存する傾向を示したが、*Daphnia*が出現しない時は*Diaphanosoma*がCalanoidaやNaupliusと共存する傾向を示した、3) イサザアミの出現時に原生動物が増加する傾向にある、などである。

5. 考察

5.1 環境要因、クロロフィル a および栄養塩

水温は、1984年までと1991年、1994～1995年は2～32℃で変化したが、1986～1990年までと1992～1993年は4～28℃と変動幅が小さかった(海老瀬ら、1994; 野尻ら、1997)。1996～1998年は後者であった。尚、両地点における水温は上野を観測地点とした気温と連動しており (Sta.3, $n=33$, $r=0.959$; Sta.9, $n=32$, $r=0.969$) (気象庁、1980-1998)、1986年の冬以来、冬季の最低気温は水温と同様に高めの傾向を示した。

調査期間中の透明度の変動幅と年平均値は1977～1995年と大きな差は認められなかった。透明度は過去に数回、Sta.3で150cm以上、Sta.9で200cmを上回ることもあった。これらの高い透明度は*Daphnia*の出現と一致する傾向があった (Hanazato and Aizaki, 1991; Hanazato and Yasuno, 1988; 海老瀬ら、1994)。しかし、今回は1997年6月にSta.3で*Daphnia*が出現したが、透明度の上昇は認められていない。

クロロフィル a 濃度は1986年までは夏季にSta.3で200 $\mu\text{g l}^{-1}$ 、Sta.9で100 $\mu\text{g l}^{-1}$ を越すことが観察されているが、1987～1998年は以前のような大きなピークは認められていない (海老瀬ら、1994; 野尻ら、1997)。

海老瀬ら (1994)、野尻ら (1997) の報告から、霞ヶ浦では $\text{PO}_4\text{-P}$ の濃度は毎年秋に高くなる傾向を示し、本調査でも同様のその変動パターンを示した。しかし、 $\text{NH}_3\text{-N}$ の濃度はこれまで高濃度になる時期に明確な規則性は示されず、本調査でも同様であった。また、Sta.3で1998年5月のイサザアミのピーク後、Sta.9で1997年8月に最大値を示したが、何れも1995年以前の極大値より小さかった。一方、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度は秋にピーク

を示す傾向が見られ、本調査でも同様の変動パターンを示した。また、調査期間中の最大値も過去のピークと大きな差は認められなかった。NO₂-Nの濃度は1994年までは秋にピークを示す傾向が見られたが、1995年以降は1998年のSta.3で示されたピークを除いて大きなピークを示さなかった。

Siの濃度は夏に増加し、Siを利用する珪藻密度の増加と相反する傾向を示した。但し、*A. granulata*の増加が夏であるため、結果としてこの種の季節変化はSi濃度と同調した。

5-2. 甲殻類

霞ヶ浦Sta.3において、イサザアミの密度が2000inds m⁻³ (図5a)を越えたことが、過去数回(1980~1982年春までは主に春と晩秋の低温期に2回ずつ、1983年と1985年は春に1回ずつ)報告されている(花里, 1994; Hanazato and Aizaki, 1991; Hanazato and Yasuno, 1988; 春日, 1981; 戸田ら, 1982; Toda *et al.*, 1982, 1983)。これらの年におけるイサザアミの単位努力量当たりの年漁獲量(CPUE)(関東農政局茨城統計情報事務所, 1965-1998)は1984年を除いて1500トン人⁻¹日⁻¹を越え、高

い値を示している。1980~1992年までの全域調査でのイサザアミ密度の年間積算値は、その間のCPUE値と正の相関があった(n=12, r=0.732, P<0.01)。そのため、イサザアミの密度は1986年以降ずっと低かったと推測できる。1998年は久々に高密度になったと考えられる。この要因については、近年のブラックバスなど魚食性魚類の増加などの影響とも照らし合わせて、検討していく必要があるのかもしれない。イサザアミが出現した時、同時に*F. tenera*によるクロロフィルa濃度が大きく増加した。これは*F. tenera*が春に増加する特性があることと、動物プランクトンの減少による間接的効果の双方が考えられた。

枝角類の季節変化は、1976~1994年まで花里(1994)、Hanazato and Aizaki (1991)、Hanazato and Yasuno (1988)、安野ら(1977, 1981)が報告している。これらによると、1992年までは*D. brachyurum*と*B. fatalis*が7~9月に優占したが、本調査では*B. fatalis*は1997年にSta.3で、1998年に両地点で低密度で出現しただけで優占はしなかった。1992年までは両種は秋に出現する傾向が見られたが、本調査では出現する時期

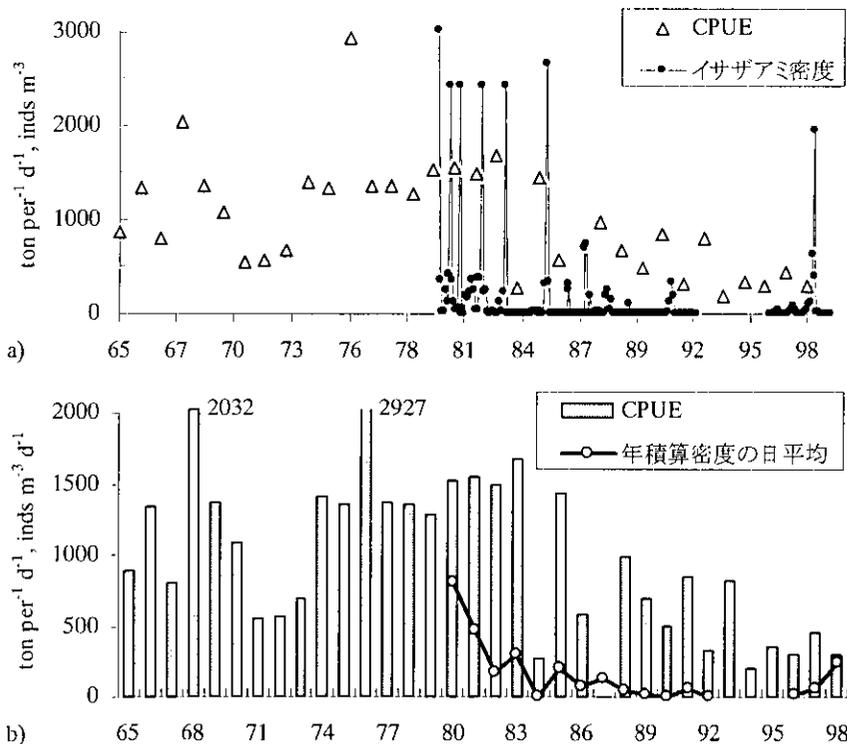


図5 イサザアミの漁獲量と密度. a) Sta.3におけるイサザアミ密度と単位努力量当たりの年漁獲量(CPUE). b) Sta.3におけるイサザアミの年積算密度の日平均値. Sta.3におけるイサザアミ密度と年積算密度はHanazato and Aizaki (1991), Hanazato and Yasuno (1988), 花里(1994)を、CPUEは関東農政局茨城統計情報事務所(1965-1997)を改変した。

が若干早くなり初夏に出現した。*D. brachyurum*の後に*B. fatalis*が出現するパターンはこれまでと変わらなかった。*Daphnia*は過去に1984年5月に*Daphnia ambigua* (Hanazato and Yasuno, 1988)の、1986年12月、1989年1~5月及び12月~1990年1月に*D. galeata*の出現を確認している(Hanazato and Aizaki, 1991; 花里, 1994)。本調査では1996年に両地点で低密度で、1997年にはSta.3で比較的高い密度で出現した。イサザアミも*D. galeata*も晩秋または春に出現したが、両者は一緒には出現しない(Hanazato, 1991)ことは、本調査においても同様であった。

橈脚類のうち Calanoida の構成種は、これまで *E. japonicus* と *Pseudodiaptomus inopinus* が出現しているとの報告がある (花里, 1994; Hanazato and Yasuno, 1988; 森下・安野, 1979; 安野ら, 1977, 1981) が、本調査では *E. japonicus* のみが出現し、出現パターンはこれまでと変わらず初夏から秋に出現した。Cyclopoida の構成種とその出現パターンはこれまでの報告と違いは見られなかった。これまでは通年 Cyclopoida は存在し、完全に消滅することは無かった (Hanazato and Yasuno, 1988) が、1998年5月、イサザアミが高密度に出現した月には Sta.3 で 0 inds l⁻¹ となった。Nauplius はほぼ通年、橈脚類の成熟個体と未成熟個体の総密度の2~3倍高い値で出現したが、やはり1998年5月には Sta.3 で最低密度となった。同じ現象は1981年4月のイサザアミの出現時に観察されている (Hanazato and Yasuno, 1988)。

5-3. 輪虫

輪虫の出現種と密度及び変動パターンは、これまで花里 (1994)、花里・安野 (1984)、Hanazato and Yasuno (1988)、森下・安野 (1979) 及び安野ら (1977) が報告している。これまで通り、今回の調査でも多くの輪虫の出現は夏で、出現時期に違いは見られなかった。しかし、優占種は1984年までは *Asplanchna* や *B. calyciflorus* など大型輪虫であったが、1985年からは小型の *K. cochlearis*、1992年は *Polyarthra*、1997年の Sta.9 と1998年の両地点で *T. pusilla* と変化し、輪虫類には1985年より小型化が観察されている。小型化と同時に、密度の極大値がしばしば2000 inds l⁻¹ を越えるようになった。プランクトンネットのメッシュサイズの変更 (93µm から40µm へ) が1987年5月に行われている (Hanazato and Aizaki, 1991) が、出現種の小型化と密度の増加はサンプリング方法の変更だけによるものではないかもしれない。イサザアミが増加し始めた1997年12月~1998年5月まで輪虫の出現種全てが著しく低密度 (出現した時で5 inds l⁻¹ 以下、その他は0 inds l⁻¹) となったことは、Hanazato and Yasuno (1988) も報告している。イサザアミが高密度になった後の1998年6月に *T. similis* がいち早く密度を回復させ、その後 *T. pusilla* が優占した。

霞ヶ浦の輪虫密度の極大値は、富栄養湖である

Oglethorpe 湖 (Sanders *et al.*, 1989, 1994) や Upton 湖 (Pace *et al.*, 1990) に比べて2~3倍高かった。

5-4. 原生動物と細菌

霞ヶ浦における原生動物の密度の季節変動は、本報告書で初めて示された。霞ヶ浦の絨毛虫の密度 (228~12 cells ml⁻¹) は Beaver and Crisman (1982) (40.2~0.7 cells ml⁻¹)、Christoffersen *et al.* (1990) (18~10 cells ml⁻¹)、Hwang and Heath (1997) (113~1 cells ml⁻¹)、高村ら (1996) (100~63.3 cells ml⁻¹) が報告している過栄養湖の、Šimek *et al.* (1995) (63~20 cells ml⁻¹) が報告している富栄養化しているダム湖の絨毛虫の密度を大きく逸脱するものではなかった。但し、季節変化は他の湖沼と一致しなかった。

霞ヶ浦の鞭毛虫の密度 (27.6~13.8 × 10³ cells ml⁻¹) も、Christoffersen *et al.* (1990) (0.4~0.04 × 10³ cells ml⁻¹)、Hwang and Heath (1997) (8.4~0.8 × 10³ cells ml⁻¹)、Šimek *et al.* (1995) (4.5~2 × 10³ cells ml⁻¹) の報告と大差なかった。

霞ヶ浦の全菌数は1~23 × 10⁶ cells ml⁻¹ で変動した。これまでの相崎・近田 (1979) と相崎・中島 (1981) (<5.4 × 10⁶ cells ml⁻¹) の報告よりも極大値がおよそ4倍高く、全菌数は1980年台までの霞ヶ浦よりも増加傾向にあると考えられる。しかし、Christoffersen *et al.* (1990) (6.8~3.2 × 10⁶ cells ml⁻¹)、Hwang and Heath (1997) (19.6~3.3 × 10⁶ cells ml⁻¹) 及び Šimek *et al.* (1995) (4.5~2.5 × 10⁶ cells ml⁻¹) の報告している全菌数を大きく逸脱するものではなかった。また、幾つかの湖沼では冬に低密度で夏に高密度になると報告されているが、本調査では明確な規則的な季節変動は示されなかった。

5-5. 植物プランクトン

霞ヶ浦の植物プランクトンのこれまでの優占種の変遷は Takamura *et al.* (1987) と Takamura and Aizaki (1991) に詳しい。藍藻では、1968年から1986年まで夏 (6~9月) に *Microcystis aeruginosa* がアオコを形成したが、その後、糸状の藍藻に代わった。つまり、1987年から1989年まで *Oscillatoria* 属と *Raphidiopsis* 属が、1990年から1993年までは *Oscillatoria* 属が優占した。1993年冬より *Phormidium* 属が消滅することがなくなり、1994年からは *Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属と *Lyngbya* 属が通年で優占するようになった (Takamura *et al.*, 1998)。

この傾向は本調査期間も続いた。*M. aeruginosa* は完全に消滅したわけではなく、Sta.3で1996年9月に一時的に優占した。*Anabaena flos-aquae* も1979年と1982年にアオコの一様として*M. aeruginosa*より若干早く出現し、初夏(6~7月)に一時的に優占した(高村ら, 1984)との報告があるが、本調査では*A. flos-aquae*が優占することはなかった。

珪藻は秋から春までの低水温期に優占した(今村・安野, 1981; 高村ら, 1984; Takamura *et al.*, 1987; Takamura and Aizaki, 1991)。*Cyclotella*などの中心目珪藻は冬に、*Fragilaria*などの羽状目珪藻は春に増加する傾向を示し、本調査期間も同様であった。但し、*A. granulata*は夏に優占したが、この出現パターンはこれまでの報告と変わらなかった。

緑藻では、1979年冬に*Closterium aciculare*が優占した(今村・安野, 1981)との報告があるが、本調査では優占することはなかった。1988年頃までは春に*Chlamydomonas*が高密度になったことが報告されている(Takamura and Aizaki, 1991)が、1989年以降は緑藻網の総密度は低く、本調査でも同様であった。しかし種レベルでは、1996年冬より*Dictyosphaerium lunatus*が増加を始め、1998年6月にはピークを示した。

霞ヶ浦の鞭毛藻の構成種は、主に*Chlamydomonas*(緑藻網)、*Pteromonas*(緑藻網)、*Cryptomonas*(クリプト藻網)、*Chroomonas*(クリプト藻網)、*Chrysochromulina*(ハプト藻網)、*Ochromonas*(黄色鞭毛藻網)から構成された。幾つかの湖沼で良く出現する*Dynobryon*(黄色鞭毛藻網)は、霞ヶ浦では非常に稀である。これら鞭毛藻の総密度は、Huron湖(Carrick and Fahnenstiel, 1989)とMichigan湖(Carrick and Fahnenstiel, 1989)では夏に、Ontario湖(Caron *et al.*, 1985; Pick and Caron, 1987; Taylor and Heynen, 1987)では初夏(6~7月)に増加する傾向が見られるが、霞ヶ浦では季節的な規則性は見られなかった。

5-6. ピコ植物プランクトン

霞ヶ浦におけるピコ植物プランクトンの密度の季節変動は、本報告書で初めて示された。霞ヶ浦の真核性ピコプランクトンの最大値はSta.3で 15.6×10^3 cells ml⁻¹、Sta.9で 4.5×10^3 cells ml⁻¹であった。高村ら(1996)は中栄養湖である阿寒湖で1994年8月に最大値 $130 \times$

10^3 cells ml⁻¹を得たと報告していることから、霞ヶ浦の真核性ピコプランクトンの最大値は決して高い値ではない。

ピコシアノバクテリア密度は他の湖沼でこれまで多数報告されている。霞ヶ浦のピコシアノバクテリアの最大密度(5.9×10^5 cells ml⁻¹)は他の過栄養湖と同程度(Šimek *et al.*, 1995)(成層期の上層で $<3.4 \times 10^5$ cells ml⁻¹)か、または一桁程度高い(Hwang and Heath, 1997)(富栄養化した沿岸帯で $<0.42 \times 10^5$ cells ml⁻¹)値であった。これらの湖沼では7~8月に極大値を示したが、霞ヶ浦のピコシアノバクテリア密度変化には明確な規則性は観察されなかった。

5-7. 高密度のイサザアミの影響

1998年5月のイサザアミの影響は、その間の枝角類、橈脚類、Nauplius幼生及び輪虫の出現を押さえたと考えられる。逆にこの間、鞭毛虫が増加し、クロロフィルa濃度(珪藻の*F. tenera*)が増加した。これらの増加は間接的なイサザアミの影響とも考えられる。イサザアミのピークの後、とりわけ*Diaphanosoma*の密度が前年の2~3倍になり、同じ時期にCalanoidaやNaupliusが、それより少し遅れて輪虫が増えた。特に、Sta.3で見られた*Diaphanosoma*のピークと同時に増加したNH₄-N濃度、両地点で見られたその後のNO₃-Nの大きなピークやSi濃度の増加などもイサザアミの出現による間接的な影響の可能性もあり、今後、実験的検討が必要である。

6. 謝辞

本研究は、国立環境研究所地球環境研究センターで行われているGEMS/Water事業の一環として行われた。地球環境研究センターの藤沼康実氏には本研究に参加する機会を与えて頂いた。全域調査は、国立環境研究所全域調査グループの今井章雄氏、稲葉一穂氏、井上隆信氏、野尻幸宏氏、富岡典子氏、上野隆平氏、矢木修身氏、(財)地球人間環境フォーラムの萩原富司氏の協力を得た。

これらの方々には厚く御礼申し上げます。

7. 引用文献

- 相崎守弘・近田俊文(1979): 霞ヶ浦における細菌分布. 国立公害研究所研究報告, 6(R-6-'79): 123-131.
相崎守弘・中島拓男(1981): 細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴. 国立公害研究所研究報告, 22(R22-'81): 63-87.
APHA(1998): Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Eds. APHA, AWWA, WPCF,

- Washington.
- Beaver, J. R. and T. L. Crisman (1982) : The trophic response of ciliated protozoans in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.* 27(2) : 246-253.
- Caron, D. A., F. R. Pick and D. R. S. Lean (1985) : Chroococoid cyanobacteria in Lake Ontario: Vertical and seasonal distributions during 1982. *J. Phycol.*, 21 : 171-175.
- Carrick, H. J. and G. L. Fahnenstiel (1989) : Biomass, size structure, and composition of phototrophic and heterotrophic nanoflagellate communities in Lakes Huron and Michigan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46 : 1922-1928.
- Christoffersen, K., B. Riemann, L. R. Hansen, A. Klynsner and H. B. Sørensen (1990) : Qualitative importance of the microbial loop and plankton community structure in a eutrophic lake during a bloom of Cyanobacteria. *Microb. Ecol.*, 20 : 253-272.
- 海老瀬潜一・相崎守弘・細見正明・小沢秀明・岩熊敏夫・高村典子・河合崇欣・野尻幸宏・福島武彦・花里孝幸・稲葉一穂 (1994) : 霞ヶ浦全域調査資料 平成2年度～平成4年度. (F-61-'94) : 113pp.
- Ettle, H. (1978) : Xanthophyceae. In: 3, *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (eds. H. Ettle, L. Gerloff and H. Heynig), 530pp. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Geitler, L. (1932) : Cyanophyceae. In: *Kryptogamenflora von Deutschland, Österreichs und der Schweiz, Bd. 14* (ed. L. Rabenhorst). 1056pp. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig.
- Hanazato, T. (1991) : Interrelation between *Microcystis* and cladocera in the highly eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 76(1) : 21-36.
- 花里孝幸 (1994) : 2. 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの現存量の変動 (1990～1992年). 霞ヶ浦全域調査資料 平成2年度～平成4年度. F-61-'94 : 91-101.
- Hanazato, T. and M. Aizaki (1991) : Changes in species composition of cladoceran community in Lake Kasumigaura during 1986-1989: Occurrence of *Daphnia galeata* and its effect on algal biomass. *Jpn. J. Limnol.* 52(1) : 45-55.
- 花里孝幸・安野正之 (1984) : 3. 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産 (1981-1982). 国立公害研究所研究報告, 51(R-51-'84) : 57-72.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1985) : Population dynamics and production of cladoceran zooplankton in the highly eutrophic Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, 124 : 13-22.
- Hanazato T. and M. Yasuno (1988) : Impact of predation of *Neomysis intermedia* on a zooplankton community in Lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23 : 2092-2098.
- Haney, J. F. and D. J. Hall (1973) : Sugar-coated *Daphnia*: A preservation technique for Cladocera. *Limnol. Oceanogr.* 18 : 331-333.
- 平井幸弘 (1995) : 湖の環境学. 186pp. 古今書院, 東京.
- Hwang, S.-J. and R. T. Heath (1997) : The distribution of protozoa across a trophic gradient, factors controlling their abundance and importance in the plankton food web. *J. Plankton Res.*, 19(4) : 491-518.
- 関東農政局茨城統計情報事務所 (1965-1998) : 茨城農林水産統計年報. 茨城農林統計協会, 水戸.
- 今村典子・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の季節変化. 国立公害研究所研究報告, 22(R22-'81) : 123-148.
- 春日清一 (1981) : 霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類、イサザアミ、テナガエビの現存量推定と栄養塩回帰への寄与. 国立公害研究所研究報告, 22(R22-'81) : 159-169.
- 建設省利根川下流工事事務所 (1997a) : 建設機械. 21pp. パンフレット.
- 建設省利根川下流工事事務所 (1997b) : 利根川下流探訪ガイド. 83pp. リバーフロント整備センター, 東京.
- 建設省霞ヶ浦工事事務所 (1997) : 霞ヶ浦. 35pp. パンフレット.
- 建設省霞ヶ浦導水工事事務所 (1999) : 平成11年度事業概要. 12pp. パンフレット.
- 気象庁 (1980-1998) : 気象庁月報. 気象庁, 東京.
- Komárek, J. and B. Fott (1983) : Chlorophyceae Ordnung: Chlorococcales. In: *Das Phytoplankton des Süßwassers*, 7 (ed. G. Huber-Pestalozzi), 1044pp. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Krammer, K. and L. Lange-Bertalot (1991) : Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: 2/3, *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (eds. H. Ettle, L. Gerloff, H. Heynig und D. Mollenhauer), 576pp. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- 水野寿彦・高橋永治 (1991) : 日本淡水動物プランクトン検索図説, 東海大学出版会, 東京.
- 森下正彦・安野正之 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの季節消長と水平分布. 国立公害研究所研究報告, 6(R-6-'79) : 155-170.
- Nohara, S. (1991) : A study on annual changes in surface cover of floating-leaved plants in a lake using aerial photography. *Vegetatio*, 97 : 125-136.
- 野尻幸宏・福島武彦・松重一夫・高木博夫・稲葉一穂・矢木修身・高村典子・河合崇欣・相崎守弘・海老瀬潜一・今井章雄・井上隆信・岩熊敏夫・花里孝幸 (1997) : 霞ヶ浦全域調査資料 平成5年度～平成7年度. F-98-'97 : 79pp.
- 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.
- Pace, M. L., G. B. McManus and S. E. G. Findlay (1990) : Planktonic community structure determines the fate of bacterial production in a temperate lake. *Limnol. Oceanogr.*, 35(4) : 795-808.
- Pick, F. R. and D. A. Caron (1987) : Picoplankton and nanoplankton biomass in Lake Ontario: Relative contribution of phototrophic and heterotrophic communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44 : 2164-2172.
- Popovskij, J. and L. A. Pfiester (1990) : Dinophyceae. In: 6, *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (eds. H. Ettle, L. Gerloff, H. Heynig und D. Mollenhauer), 272pp. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Sakurai, Y. (1990) : Decrease in vegetation area, standing biomass and species diversity of aquatic macrophytes in Lake Kasumigaura (Nishiura) in recent years. *Jpn. J. Limnol.*, 51 : 45-48.
- Sanders, R. W., K. G. Porter, S. J. Bennett and A. E. DeBiase

- (1989) : Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers, and cladocerans in a freshwater planktonic community. *Limnol. Oceanogr.*, 34(4) : 673-687.
- Sanders, R.W., D. A. Leeper, C. H. King and K. G. Porter (1994) : Grazing by rotifers and crustacean zooplankton on nanoplanktonic protists. *Hydrobiologia*, 288 : 167-181.
- Šimek, K., J. Bobková, M. Macek and J. Nedoma (1995) : Ciliate grazing on picoplankton in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum: A study at the species and community level. *Limnol. Oceanogr.*, 40(6) : 1077-1090.
- Starmach, K. (1985) : Chrysophyceae und Haptophyceae. In: *1, Süßwasserflora von Mitteleuropa* (eds. H. Ettl, L. Gerloff, H. Heynig und D. molleahauer), 515pp. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- 杉浦則夫・飯島昭夫 (1978) : 霞ヶ浦における植物性プランクトンの経年変動. 用水と排水, 20 : 1233-1241.
- Sun, L., N. Takamura, B. Kim, M. Fukushima, M. Nakagawa and A. Otsuki (2000) : The role of heterotrophic nanoflagellates and ciliate and their different fate in fishless and fish-stocked ecosystems. *Proceedings of International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 27 (in press).
- 高村典子・岩熊敏夫・安野正之 (1984) : 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産 (1981-1983) 及びラン藻類の生産特性. 国立公害研究所研究報告, 51 : 11-56.
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1987) : Primary production in Lake Kasumigaura, 1981-1985. *Jpn. J. Limnol.*, 48 : S13-S38.
- Takamura, N. and M. Aizaki (1991) : Changes in primary production in Lake Kasumigaura (1986-1989) accompanied by transition of dominant species. *Jpn. J. Limnol.*, 52(3) : 173-187.
- 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(2) : 129-148.
- 高村典子・石川 靖・三上英敏・三上 一・藤田幸生・樋口澄男・村瀬秀也・山中 直・南條吉之・猪狩忠光・福島武彦 (1996) : 日本の湖沼34水域の栄養塩レベルと細菌、ピコ植物プランクトン、鞭毛藻(虫)及び繊毛虫の密度の関係. *Jpn. J. Limnol.*, 57(3) : 245-259.
- 高村典子 (1998) : アオコの発生と水質要因等との関係 (霞ヶ浦). *日本水産学会誌*, 64(2) : 305-306.
- Takamura, N., T. Hanazato, T. Iwakuma, Y. Nojiri, A. Otsuki, M. Aizaki and Kasumigaura Research Group of NIES (1998) : Long-term monitoring of nutrients, plankton and benthos in Lake Kasumigaura. In: *Long-term ecological research in the east asia-pacific region: biodiversity and conservation of terrestrial and freshwater ecosystems. CGER-I031-'98* : 155-165.
- Taylor, W. D. and M. L. Heynen (1987) : Seasonal and vertical distribution of ciliophora in Lake Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44 : 2185-2191.
- 戸田任重・高橋正征・市村俊英 (1982) : IV-2 霞ヶ浦におけるイサザアミ (*Neomysis intermedia*) の鉛直・水平分布と生物量の季節変化. 国立公害研究所調査報告, 22(B-22-'82) : 148-156.
- Toda, H., M. Takahashi and S. Ichimura (1982) : Abundance and life history of *Neomysis intermedia* Czerniawsky in Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, 93 : 31-39.
- Toda, H., M. Takahashi and S. Ichimura (1983) : Temperature control on the post-embryonic growth of *Neomysis intermedia* Czerniawsky in a hypereutrophic temperate lake. *J. plankton Res.*, 5(3) : 377-392.
- Utermöhl, H. (1958) : Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9 : 1-38.
- Weisse, T. (1991) : The annual cycle of heterotrophic freshwater nanoflagellates: role of bottom-up versus top-down control. *J. Plankton Res.*, 13(1) : 167-185.
- Wetzel, R. G. and G. E. Likens (1991) : *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York.
- 安野正之・森下正彦・菅谷芳雄 (1977) : 4.2. 霞ヶ浦高浜入における底生生物と動物プランクトン. 国立公害研究所研究報告書, 1 : 94-107.
- 安野正之・森下正彦・花里孝幸 (1981) : 霞ヶ浦高浜入の動物プランクトンの現存量の推移. 国立公害研究所研究報告, 22(R-22-'81) : 149-157.

付表 表中の略号と正式名称

表示名	名称
WT	水温
Chl.a	クロロフィルa
Tr	透明度
Neo	<i>Neomysis intermedia</i>
Daph	<i>Daphnia galeata</i>
Diaph	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
Bos	<i>Bosmina</i> spp.
Moi	<i>Moina micrura</i>
CalA	<i>Eodiaptomus japonicus</i> の成熟個体
CalC	<i>Eodiaptomus japonicus</i> の未成熟個体
CycA	Cyclopoidaの成熟個体
CycC	Cyclopoidaの未成熟個体
Naup	Nauplius
Asp	<i>Asplanchna</i> spp.
Bra	<i>Brachionus calyciflorus</i>
Ker	<i>Keratella cochlearis</i>
Pol	<i>Polyarthra</i> spp.
T.sim	<i>Trichocerca similis</i>
T.pus	<i>Trichocerca pusilla</i>
Ciliate	繊毛虫
HNF	鞭毛虫
Bac	細菌
Ana	<i>Anabaena flos-aquae</i>
Micro	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Fil	<i>Phormidium tenue</i> , <i>Oscillatoria adardhii</i> 及び <i>N. yngbya limnetica</i>
Cyclo	<i>Cyclotella</i> spp.
A.gra	<i>Aulacoseira guranulata</i>
F.ten	<i>Fragilaria tenera</i>
Nit	<i>Nitzschia</i> spp.
Cryso	黄色鞭毛藻
Crypto	クリプト藻
Chch	<i>Chrysochromulina parva</i>
Dic	<i>Dictyosphaerium lunatus</i>
Mou	<i>Mougeotia</i> sp.
Mono	<i>Monoraphidium griffithii</i>
Chla	<i>Chlamydomonas</i> spp.
E.pico	真核性ピコプランクトン
pico	ピコシアノバクテリア

北潟湖における水質と湖沼環境の現状

片谷千恵子・高田敏夫

福井県環境科学センター (〒 910-0825 福井県福井市原目町 39-4)

Changes in the Water Quality and Lake Environmental Conditions in Lake Kitagata

Chieko Kataya and Toshio Takata

Environmental Science Research Center of Fukui Prefecture, Harame-cho 39-4, Fukui 910-0825, Japan

1. はじめに

福井県を代表する湖沼である北潟湖は、漁業や農業のほか、県民の憩いの場としても親しまれており、越前加賀国定公園に位置していることから観光資源としても貴重なものである。しかし、富栄養化が進行し水質汚濁の改善が課題となっており、1975年12月に環境基準の水域類型指定が、また1987年10月には窒素、リンの類型指定も行われ、暫定目標値が設定されている(表1)。福井県では、1973年度より公共用水域常時監視調査を行っており、湖内8地点、流入河川(観音川)1地点について年間6回の調査を実施している。また、5年毎に実施される暫定目標値を見直すための調査(精密調査)時においては、年間10回の調査を実施しており、水質、プランクトン等多数の調査研究を年報に発表している。今回、北潟湖の現状を把握するために、これら蓄積されたデータをまとめた。

2. 北潟湖の概要

北潟湖は福井県の北部に位置し、一部石川県にまたがり日本海に面する面積2.14km²の汽水湖である(図1、表2)。北潟湖は、加越台地が侵食されて出来た谷に

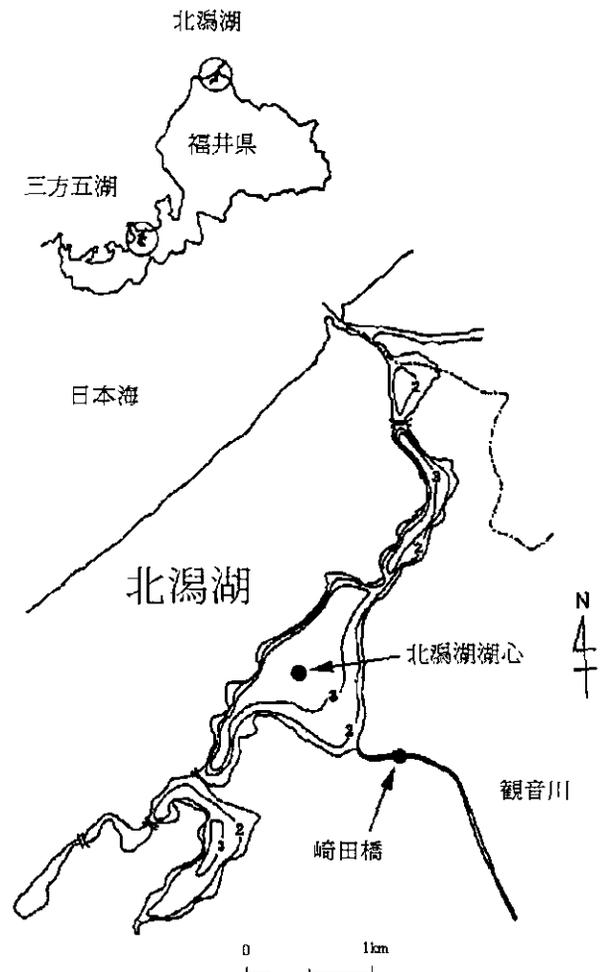


図1 北潟湖の地図と調査地点

表1 環境基準の類型指定状況

類型	単位: mg l ⁻¹				
	COD		TN		TP
北潟湖	(B) 5以下	(IV) 0.6以下	(IV) 0.05以下	0.71	- (北湖)
				0.76	- (中湖)
				1.0	0.056 (南湖)

() は水域類型

海水が浸入したものと考えられ、南西から北東方向の構造谷に沿って細長く伸び、最大幅は約1kmにすぎない。水深も最大3.6mの浅い湖沼で、湖底の地形は平底型である。流入河川は、観音川が最大の河川であり、湖中央部へ流入している。また、湖面と海水面との差が極めて小さいために海水の流入がみられていたが、1867年、湖の末端部に堤防が造られ水門（現在の開田橋）により潮の出入りを調節した結果、淡水化が進み汽水湖となり、沿岸部では新田開発が進んだ。また、堤防建設以後は、コイ、フナ、ウナギ、ワカサギなど淡水魚を対象とする漁業に変わり現在に至っている（福井県地名大辞典，1989）。

湖周囲は穏やかな丘陵地となっていて、クロマツによる海岸林、アカマツ、コナラ等による台地林が広がっている。そのため水辺では夏には鳥類のバン、カイツブリの繁殖をはじめ、アオサギ、コサギ、アマサギ、カルガモ等の生息が見られ、冬にはマガモ、コガモ、ヒドリガモ、オナガガモらカモ類の生息する姿が観察される（北陸電力株式会社地域総合研究所，1997）。

3. 方法

調査は湖中央部に位置する北潟湖湖心で行い、水深0.5mの水を採水した。また、観音川の水質については、崎田橋を調査基準点とした。測定方法は、表3のとおりである。

表3 測定方法

項目	測定方法
pH	JISZ8802によるガラス電極法
COD	S46.12.28 環告第59号規格17による過マンガン酸カリウム法
SS	S46.12.28 環告第59号告示付表8により、1 μ mGFP（ミリポアAP25）にて濾過し、濾紙上の残留分を測定
TN	S46.12.28 環告第59号規格45.4によりペルオキシニ硫化カリウムで分解し、銅・カドミウムカラムで還元後、ナフチルエチレンジアミン吸光光度法で測定
TP	S46.12.28 環告第59号規格46.3によりペルオキシニ硫化カリウムで分解し、モリブデン青吸光光度法で測定
Cl-	モール法
Chl.a	1 μ mGFP（ミリポアAP25）にて濾過し、アセトン抽出し、三色比色法で測定
植物プランクトン	グルタルアルデヒド固定液（1994年度以前は2%ホルマリン液）にて固定後、静置濃縮したものを生物顕微鏡にてプランクトン計数盤を用いて同定、計数
動物プランクトン	NXXX25プランクトンネット（1994年以前はNXX17）を用いて集め、グルタルアルデヒド固定液にて静置濃縮したものを生物顕微鏡にてプランクトン計数盤を用いて同定、計数

表2 北潟湖の諸元

湖の位置 ^{*1}	緯度 36° 16' 経度 136° 14'
海拔高度 ^{*1}	0m
平均水深 ^{*1}	2.1m
最大水深 ^{*1}	3.6m
湖面積 ^{*1}	2.14km ²
変水層の深さ ^{*1}	変水層なし
湖容積 ^{*1}	5,800,000m ³
流域面積 ^{*2}	34.7km ²
周囲長 ^{*1}	19.4km
滞留時間	0.1年
年間回転数	10回 年 ⁻¹
年間流入量 ^{*3}	58,060,000m ³ 年 ⁻¹
集水域人口 ^{*2}	5,568人
利用形態 ^{*1}	水産、観光、農業

*1「日本湖沼誌」（田中，1992）

*2「富栄養化汚濁解析業務報告書」（北潟湖・三方五湖）（福井県環境科学センター，1998）

*3「平成4年度水質汚濁解析業務報告書（北潟湖および三方五湖の水質汚濁解析調査）」（日本気象協会福井支部，1992）

4. 水質

1973年度より1996年度までの24年間の北潟湖湖心（表層）および崎田橋の公共用水域常時監視結果を図2.1～13、図3.1～4および表4、5に示す。年間の調査回数は、1977年度が4回、1973～1976年度が3回、1997年度よりは4、6、8、10、12、2月の6回である。ただし、1985、1991、1996年度の3年間は暫定目標値を見直すため、4～12月および2月の計10回行った。

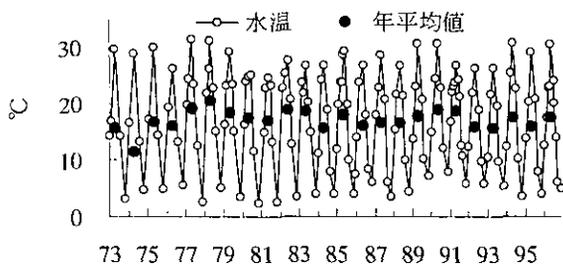


図 2.1 水温

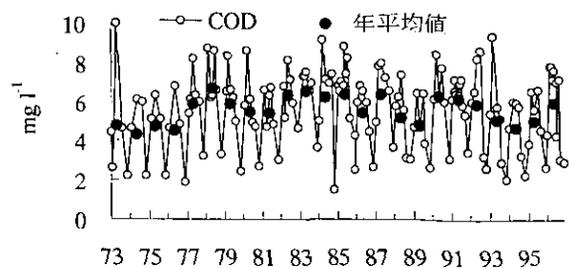


図 2.4 COD

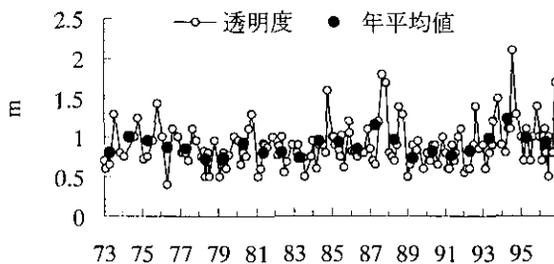


図 2.2 透明度

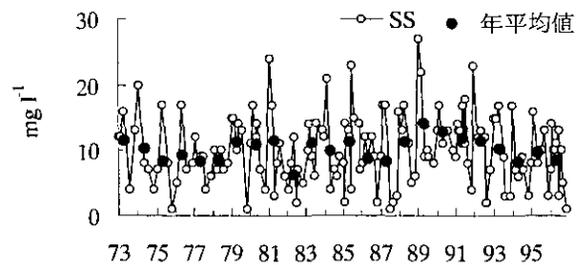


図 2.5 SS

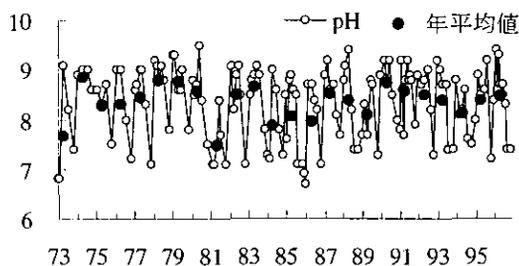


図 2.3 pH

4-1. 北潟湖湖心 (表層)

水温は平均17.5℃、最大31.8℃、最小2.4℃であった。冬季(2月)には5℃前後、夏季(8月)には25～31℃前後であり、年間平均値は16～20℃の間を変動している。水温成層は水深最大3.6mと浅いため認められていない。

透明度は平均0.9m、最大2.1m、最小0.4mであった。冬季には1～1.5m前後、春～秋季には0.5m近くまで下がっているが、この傾向は1973年度より変化はな

表 4 北潟湖の水質

	水温 ℃	透明度 m	pH	DO mg l ⁻¹	COD mg l ⁻¹	SS mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	TN : TP	Cl ⁻ mg l ⁻¹	Chl.a μg l ⁻¹
N	149	148	149	149	149	149	135	136	134	147	137
AVE	17.5	0.9	8.4	10.1	5.6	10	0.83	0.067	16.9	1170	39.2
MAX	31.8	2.1	9.5	13.0	10.0	27	2.10	0.160	190.9	5770	130
MIN	2.4	0.4	6.7	6.3	1.5	<1	0.30	0.011	4.7	7	1.2
SD	8.3	0.3	0.7	1.5	1.9	5.2	0.23	0.032	18.5	1193	26.0

(1973～1996年度)

く、北潟湖における富栄養化は20年以上前から、現在と同じレベルであったと考えられる。

pHは平均8.4、最大9.5、最小6.7であった。冬季には7.5前後であるが、春～秋季には植物プランクトンの活性が高くなり9前後となっている。

CODは、平均5.6mg l⁻¹、最大10mg l⁻¹、最小1.5mg l⁻¹であり、1973年度より横ばい状態となっている。冬季には2～4mg l⁻¹前後であるが、春～秋季には7～9mg l⁻¹前後まで高くなる年が多く、年間平均値はほとんどの年度で、環境基準値(5.0mg l⁻¹)を超えている。1974年の調査によると(前川, 1974)、夏季に増大したCODの約50%は5μm以上のプランクトンであることが確認されており、CODの増加が植物プランクトンの増殖に大きく由来していることがわかる。

SSは平均10mg l⁻¹、最大27mg l⁻¹、最小<1mg l⁻¹であった。冬季に1～5mg l⁻¹であるが、夏季には15mg l⁻¹前後まで上昇する。

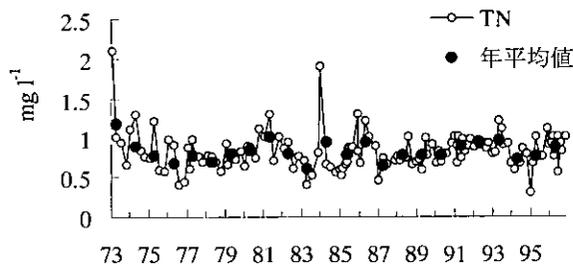


図 2.6 TN

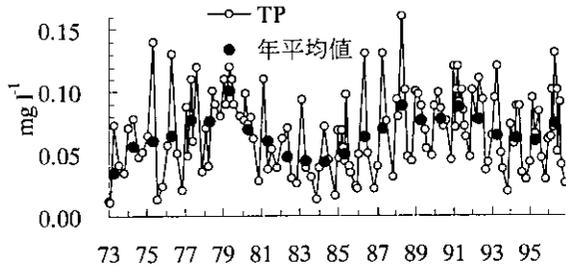


図 2.7 TP

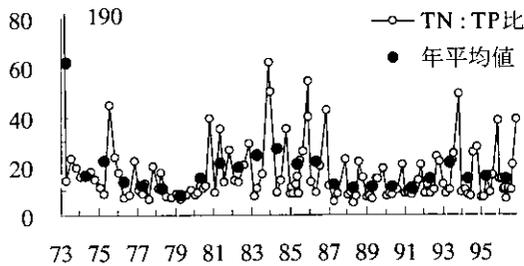


図 2.8 TN : TP

TNは平均 0.83mg l^{-1} 、最大 2.1mg l^{-1} 、最小 0.3mg l^{-1} であり、周期的な季節変化がみられず通常 $0.6\sim 1.2\text{mg l}^{-1}$ の間を変動している。TPは、平均 0.067mg l^{-1} 、最大 0.16mg l^{-1} 、最小 0.011mg l^{-1} であり、冬季 $0.02\sim 0.05\text{mg l}^{-1}$ 、

表 6 北潟湖湖心の月別 TN : TP 比

月	調査回数	TN : TP 比 (平均値)
2	21	27.2
3	3	27.3
4	13	12.9
5	13	11.4
6	13	9.2
7	6	11.2
8	21	10.9
9	6	9.8
10	13	12.9
11	19	16.9
12	4	18.6

(註) TN : TP 比 60 以上のデータ (n=2) を異常値として削除した。

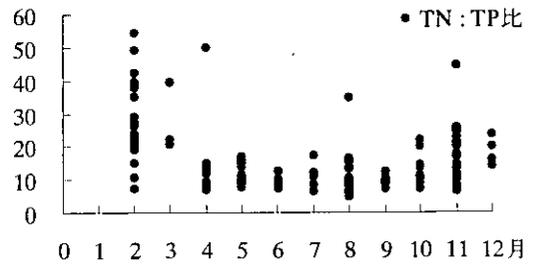


図 2.9 北潟湖湖心の月別 TN : TP 比

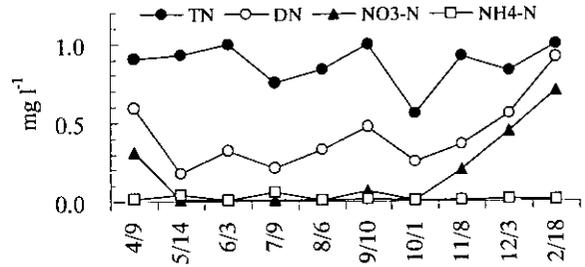


図 2.10 北潟湖湖心の窒素濃度の変化 (1996 年度)

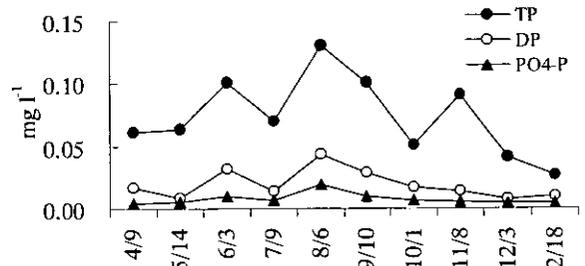


図 2.11 北潟湖湖心のリン濃度の変化 (1996 年度)

0.09mg l^{-1} 以上を上昇する傾向にある。これは、流入河川の負荷の上昇や底質からの溶出が考えられる。いずれにしても TN、TP とも環境基準値の 0.6mg l^{-1} 、 0.05mg l^{-1} を大きく上回っている。

TN : TP 比は平均 16.9、最大 191、最小 4.7 であった。図 2.9 に TN : TP 比の月別の分布状況を、表 6 に月別の平均値を示した。5～9 月には平均値が 9.2～11.4 となり、2～3 月には平均値が 27.2、27.3 となり、夏季には例年 10 前後となるが、冬季には 20 以上となる傾向にある。湖沼の植物プランクトン増殖の制限因子は、TN : TP 比が 25 以上で P の制限を受け、10 以下では N の制限を受けるとされている。一般の湖沼の制限因子は P であるとされているが、湖心の夏季においては、NP 同時制限または、N 制限となる傾向にあるようだ。このことは、1990 年度の AGP による富栄養化調査においても確認されている (石田, 1990)。

1996 年度の N および P の季節変化を図 2.10～11 に示す。溶存態 N は、5～11 月にかけて $0.18\sim 0.47\text{mg l}^{-1}$

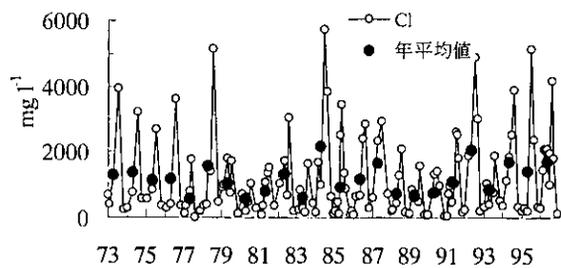


図 2.12 塩素イオン

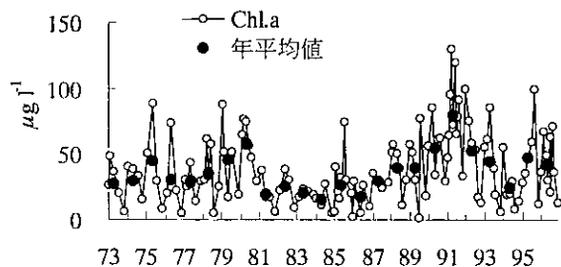


図 2.13 クロロフィル a 濃度

l⁻¹であり、4、12、2月には0.59mg l⁻¹、0.56mg l⁻¹、0.91mg l⁻¹と高くなる傾向にある。同様に硝酸態Nも、5～11月にかけて0.07～0.20mg l⁻¹であり、4、12、2月は0.30mg l⁻¹、0.45mg l⁻¹、0.70mg l⁻¹と高くなる傾向にある。アンモニア態Nは<0.01～0.06mg l⁻¹と変動しているが、季節変化の特徴はない。溶存態Pは、12、2月の冬季に0.007mg l⁻¹、0.009mg l⁻¹と低いのに対し、6、8、9月は0.032mg l⁻¹、0.043mg l⁻¹、0.029mg l⁻¹であり夏季に高くなる傾向にある。オルトリン酸態Pについても、冬季に低く夏季に高くなる傾向にある。

塩素イオンは平均1,170mg l⁻¹、最大5,770mg l⁻¹、最小7.0mg l⁻¹であった。年間平均値は800～2,200mg l⁻¹の間を変動しており、秋季から冬季に4,000mg l⁻¹を超える年も多い。これは、春季から夏季にかけて湖末端部に設けられている水門が閉められているが、秋季には農業用水として湖水を使用しなくなるため水門が開けられるので、海水が湖内へ流入するためである。冬季から春季(2～4月)にかけては500mg l⁻¹以下となり淡水湖に近くなる。なお、秋季から冬季にかけては、海水の流入により *Leptocylindrus* sp.、*Chaetoceros* spp.、*Thalassiosira* sp.等の汽水または海水産プランクトンが出現することが多い。

クロロフィル a濃度は平均39.2µg l⁻¹、最大130µg l⁻¹、最小1.2µg l⁻¹であった。クロロフィル a濃度は変動が大きく、冬季に10µg l⁻¹前後、春から秋季に60～120µg

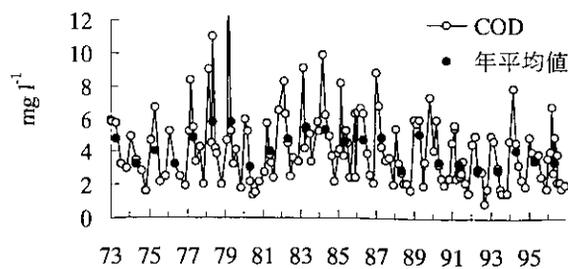


図 3.1 COD

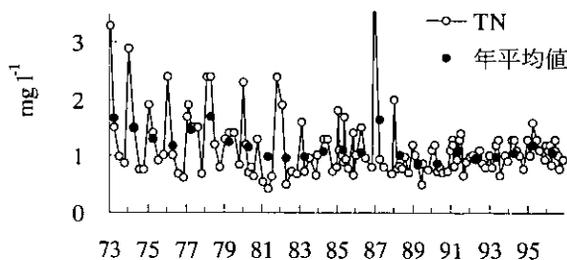


図 3.2 TN

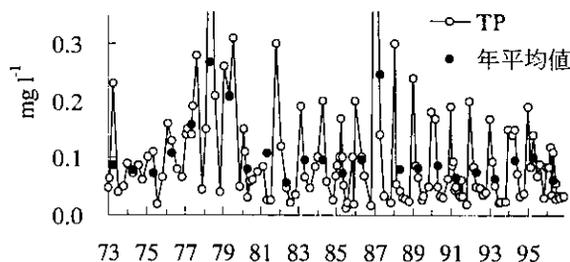


図 3.3 TP

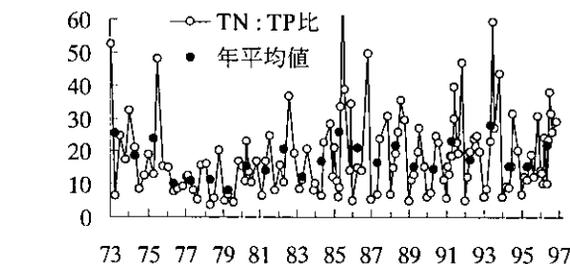


図 3.4 TN : TP 比

l⁻¹前後となる傾向にある。

4-2. 崎田橋

CODは平均4.2mg l⁻¹、最大16mg l⁻¹、最小0.9mg l⁻¹であった。代かき期や雨季に6～10mg l⁻¹前後に上昇し、冬季に2mg l⁻¹前後となる。

TNは平均1.1mg l⁻¹、最大4.2mg l⁻¹、最小0.42mg l⁻¹であり、1988年度までの変動が0.42～4.2mg l⁻¹と非常に大きくなっているが、1989年度以降は0.5～1.6mg l⁻¹であり変動中が小さくなっている。TPは、平均0.099mg l⁻¹、最大0.79mg l⁻¹、最小0.012mg l⁻¹であり、代かき期や雨季に0.2mg l⁻¹以上を記録する年度が多い。

表5 観音川(崎田橋)の水質

	COD mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	TN : TP 比
N	149	132	133	112
AVE	4.2	1.14	0.099	18.3
MAX	16.0	4.20	0.790	78.3
MIN	0.9	0.42	0.012	3.6
SD	2.2	0.55	0.104	12.3

(1973～1996年度)

いずれにしても、湖心のTNおよびTPの平均値0.83mg l⁻¹、0.067mg l⁻¹を大きく上回っており、富栄養化対策として流入河川の水質を改善することが大きな課題となっている。

TN : TP 比は平均 18.3、最大 78.3、最小 3.6 であり、春季に TP 濃度が上昇することにより TN : TP 比が 5～10 と低くなる傾向がみられる。

5. プランクトン

1988年度から9年間の北潟湖湖心における公共用水域常時監視結果(プランクトン優占種)を、表7.1～2に示す。採水の水深は0.5mとした。

表7.1 植物プランクトン優占種調査結果(北潟湖湖心0.5m)

調査年月日	第1優占種	第2優占種	第3優占種
1988/8/1	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Leptocylindrus</i> sp.	<i>Trachelomonas</i> sp.
1988/10/3	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Carteria</i> sp.	<i>Phormidium tenue</i>
1989/7/31	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Phormidium tenue</i>
1989/10/3	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Anabaenopsis raciborskii</i>	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>
1990/8/7	<i>Oscillatoria pseudominima</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Oscillatoria splendida</i>
1990/10/2	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Oscillatoria pseudominima</i>
1991/5/21	<i>Oscillatoria pseudominima</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Scenedesmus</i> spp.
1991/8/6	<i>Leptocylindrus</i> sp.	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Oscillatoria pseudominima</i>
1991/10/8	<i>Oscillatoria pseudominima</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Oscillatoria splendida</i>
1991/12/9	<i>Oscillatoria splendida</i>	<i>Oscillatoria pseudominima</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
1992/8/4	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Oscillatoria pseudominima</i>
1992/10/13	Ciliata	<i>Oscillatoria pseudominima</i>	<i>Oscillatoria splendida</i>
1993/8/4	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.
1993/10/5	<i>Leptocylindrus</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.
1994/8/1	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Chaetoceros subtilis</i>	<i>Chroococcus</i> sp.
1994/10/4	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Phormidium</i> spp.
1995/8/1	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>	<i>Melosira granulata</i>
1995/10/16	<i>Chaetoceros</i> sp.	<i>Chroomonas</i> sp.	<i>Cyclotella atoms</i>
1996/5/14	<i>Phormidium tenue</i>	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Oscillatoria tenuis</i>
1996/8/6	<i>Phormidium tenue</i>	<i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Cyclotella</i> spp.
1996/10/1	<i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Oscillatoria limnetica</i>	<i>Cyclotella</i> spp.
1996/12/3	<i>Thalassiosira</i> spp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Cyclotella</i> spp.

植物プランクトンの特徴としては、藍藻綱の *Oscillatoria* 属および珪藻綱の *Cyclotella* 属が優占種として出現が多いことである。緑藻綱や鞭毛藻綱は、優占種として出現は希である。動物プランクトンについては、輪虫綱の *Keratella valga*、*Brachionus* 属および甲殻綱の Nauplius、Copepodid の出現が非常に多い。

植物プランクトンについては、1986～1988年にかけて詳細に調査を行っており、藍藻綱の *Oscillatoria splendida*、*Phormidium tenue*、珪藻綱の *Cyclotella meneghiniana* が年間を通じて優占的に出現していることが報告されている(青木, 1986, 1987)。これらの種は淡水プランクトンとして分類されているが、塩分変動のストレスに強い種であるものと思われる。また、これらの種は近年でも優占的に出現している。富栄養湖であるものの汽水域のためか、当時の調査では *Oscillatoria* 属以外のアオコ形成種は出現していない。しかし、1989年10月には *Anabaenopsis raciborskii* が優占種として出現しており、また、近年の調査でも量的には非常に少ないものの *Microcystis* 属、*Anabaena* 属が希に出現している。

汽水産の珪藻綱については、根来・青木(1993)が *Chaetoceros subtilis* Cleve、*Chaetoceros simplex*

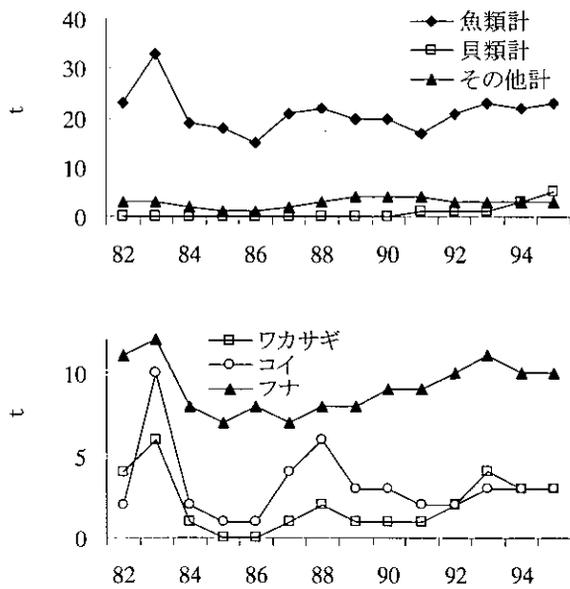


図4 北潟湖漁業の生産量

Ostenfeld の出現を確認している。

6. 北潟湖の魚と漁獲量

北潟湖には、全部で約50種の魚が生息している。北潟湖を便宜的に3水域に分けると、最奥の南湖は淡水域であり、フナ、コイ、ナマズ、タモロコ、モツゴなど純淡水魚が生息する。中湖、北湖は海水と淡水が混

合する汽水域でありシラウオ、マハゼ、アシシロハゼ等の汽水魚がみられる。塩分濃度の高い北湖にはボラ、スズキ、クロダイ、シマイサキ、クサフグ等の海水魚が多い。ボラやスズキの他に数は少ないがカワヤツメ、イトヨ(降海型)、ワカサギ(回遊魚)等は南湖まで侵入してくる。移入魚のカムルチーやブルーギルが繁殖しており、有用魚種への食害が懸念されている(加藤, 1997)。

北潟湖は、昔からフナ、コイ、ウナギ、ワカサギ等の漁業が盛んである。魚種や季節に応じて、地曳網、柴漬け、竹筒、投網等の漁法が用いられる。1982~1995年までの14年間の漁業生産量は図4のとおりであり、生産量は19~36t、平均25tであった。1995年の生産量31tのうち魚類が23tと74%を占めており、魚種別ではフナが半数近くとなっている。この傾向は1982年より大きく変化していない(福井農林統計協会, 1981-1995)。

7. 人間活動と湖沼環境の関係

7.1. 北潟湖の歴史と湖の汚染

北潟湖の古い記録では、1628年「御高嶺塚持帳」に

表 7.2 動物プランクトン優占種調査結果 (北潟湖湖心 0.5m)

調査年月日	第1優占種	第2優占種	第3優占種
1988/8/1	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Nauplius, Copepodid
1988/10/3	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>
1989/7/31	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella valga</i>	Cyclopoida
1989/10/3	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella valga</i>	Cyclopoida
1990/8/7	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid
1990/10/2	Nauplius, Copepodid	<i>Brachionus plicatilis</i>	<i>Keratella valga</i>
1991/5/21	Nauplius, Copepodid	<i>Sinocalanus tenellus</i>	<i>Keratella valga</i>
1991/8/6	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Filinia longiseta</i>
1991/10/8	<i>Brachionus angularis</i>	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid
1991/12/9	Nauplius, Copepodid	<i>Sinocalanus tenellus</i>	Cyclopoida
1992/8/4	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid	Cyclopoida
1992/10/13	Nauplius, Copepodid	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Cyclopoida
1993/8/4	Nauplius, Copepodid	Cyclopoida	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
1993/10/5	<i>Keratella valga</i>	<i>Filinia longiseta</i>	Nauplius, Copepodid
1994/8/1	<i>Brachionus plicatilis</i>	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid
1994/10/4	<i>Brachionus plicatilis</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella valga</i>
1995/8/1	<i>Filinia longiseta</i>	<i>Keratella valga</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
1995/10/16	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Brachionus plicatilis</i>
1996/5/14	Nauplius, Copepodid	<i>Sinocalanus tenellus</i>	<i>Keratella cruciformis</i>
1996/8/6	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Brachionus angularis</i>
1996/10/1	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid
1996/12/3	<i>Keratella cruciformis</i>	Nauplius, Copepodid	

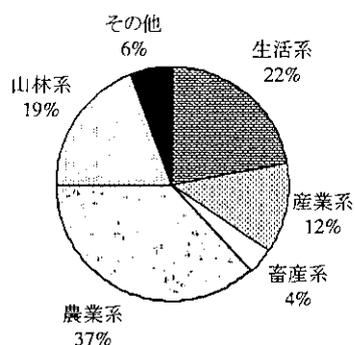


図 5.1 COD 負荷量

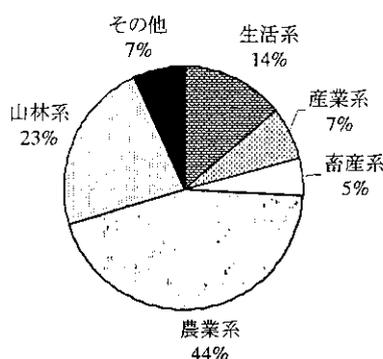


図 5.2 TN 負荷量

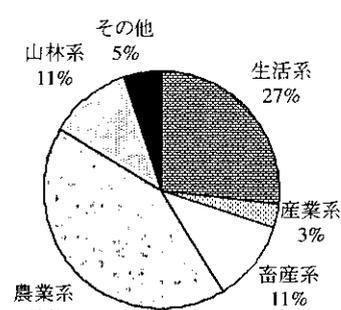


図 5.3 TP 負荷量

より古くはカキを養殖したことが知られている。しかし、冒頭で述べたように1867年の堤防建設以来、水門により潮の出入りを調節した結果、淡水化が進み汽水湖となり、沿岸部では新田開発が進んだ。開田橋の水門は春季から夏季には閉められており、湖水は農業用水として利用されるようになった。また、台地を崩して湖面を埋め立て昭和初期から1949年まで、40haの湖面面積が減少した。1956年より北潟西農家組合の一部農家が湖水を台地に揚水する畑地灌漑を始め、59年から国営事業に引き継がれ62年に完成、100ha余りを水田に転換させた(福井県地名大辞典, 1989)。

湖の汚染は、戦後から農業に使用する農薬や化学肥料、周辺住民の生活排水等が増加し、深刻な問題となっている。1973年度より開始された公共用水域常時監視結果をみると、調査開始当初よりすでに富栄養化は進行しており、その後水質は横ばいに推移している。北潟湖の富栄養化の原因としては、農業排水と生活排水が大きな割合を占めている。

7-2. 富栄養化汚濁解析

福井県が行った背景調査(1996年度)では、北潟湖流域については全流域面積が34.65km²であり、うち山林面積が22.29km²(64.3%)、水田面積が7.42km²(21.4%)、畑地面積が2.41km²(7.0%)であった。山林面積が6割

以上を占め、圧倒的に広がっている。同様に行った負荷量調査では、図5.1~3と表8のとおりである。CODは508.8kg d⁻¹、TNは185.4kg d⁻¹、TPは9.8kg d⁻¹が流入しており、農業系、生活系の負荷がCODではそれぞれ186.9kg d⁻¹(36.7%)、112.2kg d⁻¹(22.0%)、TNでは82.0kg d⁻¹(44.2%)、25.7kg d⁻¹(13.9%)、TPでは4.1kg d⁻¹(41.8%)、2.6 kg d⁻¹(26.5%)と大きな割合を占めていることがわかる。また、山林系の負荷についても大きなものがある。

背景調査から算出される将来発生負荷量をもとに、予測モデルにより、将来の水質を予測したところ、公共下水道等の進捗、側条施肥田植機や緩効性肥料の普及状況を加味しても、2002年度、2009年度における環境基準値および暫定目標値の達成は、COD、TN、TPとも困難な状況である(福井県環境科学センター, 1998)。

7-3. 北潟湖水質保全総合対策

福井県では、1989年度より抜本的な水質改善を図るため、庁内関係18課(所)で構成する「湖沼水質保全総合対策推進会議」(現:環境政策推進会議・湖沼河川部会)を設置し、「北潟湖、三方五湖水質保全総合対策事業」を推進している。

このうち、生活排水等の「発生源対策」として、北

表 8 平成 8 年度負荷量調査結果 (北潟湖)

	kg d ⁻¹						合計
	生活系	産業系	畜産系	農業系	山林系	その他	
COD	112.2	62.5	19.5	186.9	97.8	29.9	508.8
TN	25.7	12.8	9.6	82.0	42.4	12.9	185.4
TP	2.6	0.3	1.1	4.1	1.1	0.5	9.8

「富栄養化汚濁解析業務報告書(北潟湖・三方五湖)」(福井県環境科学センター, 1998)

潟湖流域の下水道整備については認可済みである。農業系排水対策としては、側条施肥田植機の普及促進や、水田肥料の流出防止、施肥の適正化等の啓発を進めている。また、湖を直接浄化する「湖沼内対策」として、1993年度より湖奥部において湖底へドロの浚渫を行っているほか、水中の栄養塩を吸収する浮き礁によるヨシの植栽を行っている（福井県，1997）。

8. 謝辞

本研究では、福井県環境科学センター松崎雅之氏、加藤賢二氏、白崎健一氏、内田利勝氏の協力とご指導を頂いた。これらの方々に、厚く御礼申し上げます。

9. 参考文献

- 青木啓子 (1986) : 北潟湖のプランクトンについて (第1報). 福井県公害センター年報, 16 : 172-181.
- 青木啓子 (1987) : 北潟湖の水質とプランクトンについて (第2報). 福井県公害センター年報, 17 : 115-124.
- 福井県 (1997) : 環境白書 : 51-53.
- 福井県地名大辞典 (1989) : 角川書店, 18 : 405.
- 福井県環境科学センター (1998) : 富栄養化汚濁解析業務報告書 (北潟湖、三方五湖).
- 福井農林統計協会 (1981-1995) : 福井県漁業の動き. 昭和56年～平成7年.
- 北陸電力株式会社地域総合研究所 (1997) : 北陸の湖沼 : 73.
- 石田敏一 (1990) : AGPによる北潟湖の富栄養化調査. 福井県環境センター年報, 20 : 159-165.
- 加藤文男 (1997) : 北潟湖の魚. 北陸の湖沼. 北陸電力株式会社地域総合研究所 : 73.
- 前川勉 (1974) : 北潟湖の水質について (2). 福井県公害センター年報, 4 : 107-114.
- 根来健一郎・青木啓子 (1993) : 三方五湖と北潟湖のプランクトンに関する研究報告 (第1報). 福井県環境センター.
- 日本気象協会福井支部 (1992) : 平成4年度水質汚濁解析業務報告書 (北潟湖及び三方五湖の水質汚濁解析調査).
- 田中正明 (1992) : 日本湖沼誌. 名古屋大学出版会.

水月湖・三方湖における水質と湖沼環境の現状

片谷千恵子・高田敏夫

福井県環境科学センター (〒 910-0825 福井県福井市原目町 39-4)

Changes in the Water Quality and Lake Environmental Conditions in Lake Suigetu and Lake Mikata

Chieko Kataya and Toshio Takata

Environmental Science Research Center of Fukui Prefecture, Harame-cho 39-4, Fukui 910-0825, Japan

1. はじめに

福井県を代表する湖沼である三方五湖は、若狭湾に面する県内最大の湖で、北より順に久々子、日向、水月、菅、三方湖の5つの湖より成り立っている。このうち日向湖を除く4湖は江戸時代に堀削された浦見川で結ばれて、連続する水系となっている。湖は四季折々周辺の山々や集落の影を映し、その水質の違いにより様々な色合いを見せ、若狭湾国定公園の特別地域および国の名勝にも指定されており、観光資源として貴重なものである(北陸電力株式会社地域総合研究所, 1997)。

しかし、日向湖を除く4湖沼は富栄養化が進んでおり、特に三方湖についてはアオコの発生が著しく水質汚濁の改善が緊急の課題となっている。1975年12月に環境基準の水域類型指定が、また1987年10月には窒素・リンの類型指定が行われ、暫定目標値(表1)が設定されている。

福井県では、1973年度より公共用水域常時監視調査を行っており、久々子湖2地点、日向湖2地点、水月湖2地点、菅湖1地点、三方湖2地点、流入河川(鱒川)1地点の計10地点について、年間6回の調査を実施し

ている。また、5年毎に実施される暫定目標値を見直すための調査(精密調査)時においては、年間10回の調査を実施しており、水質、プランクトン等多数の調査研究を年報に発表している。なお、水月湖については、塩分躍層を有する部分循環湖であるため古くより学術的調査が行われている。今回、水月湖、三方湖の現状を把握するため、これら蓄積されたデータをまとめた。

2. 水月湖と三方湖の概要

2-1. 三方五湖の成立と各水道の概要

水月湖、三方湖は福井県の若狭湾に面して位置する湖沼群(三方五湖)のひとつである(図1, 表2)。三方五湖の成立は断層盆地に湛水した淡水湖とされ、久々子湖のみは砂洲による堰き止め湖とされている。現在、各湖は互いに水道やずい道で連絡されており、海水の流出入がある。

日向水道は日向湾と日向湖を結ぶ水道で1630年に開削され、日向湖はこの時より鹹水湖に変遷した(山本, 1953)。この水道は、日向湖を漁船の船溜まりとするため開削されたと考えられている。浦見川は久々子湖と水月湖を結ぶ水道で1662年に開削され、水月湖は久々子湖水の影響を受け汽水湖となった。嵯峨ずい道は

表1 環境基準の類型指定状況

	類型	単位 : mg l ⁻¹			
		COD	TN	TP	暫定目標値 TN TP
久々子湖・水月湖・菅湖	(B) 5 以下	(IV) 0.6 以下	(IV) 0.05 以下	-	-
三方湖	(B) 5 以下	(IV) 0.6 以下	(IV) 0.05 以下	0.61 以下	-

() は水域類型

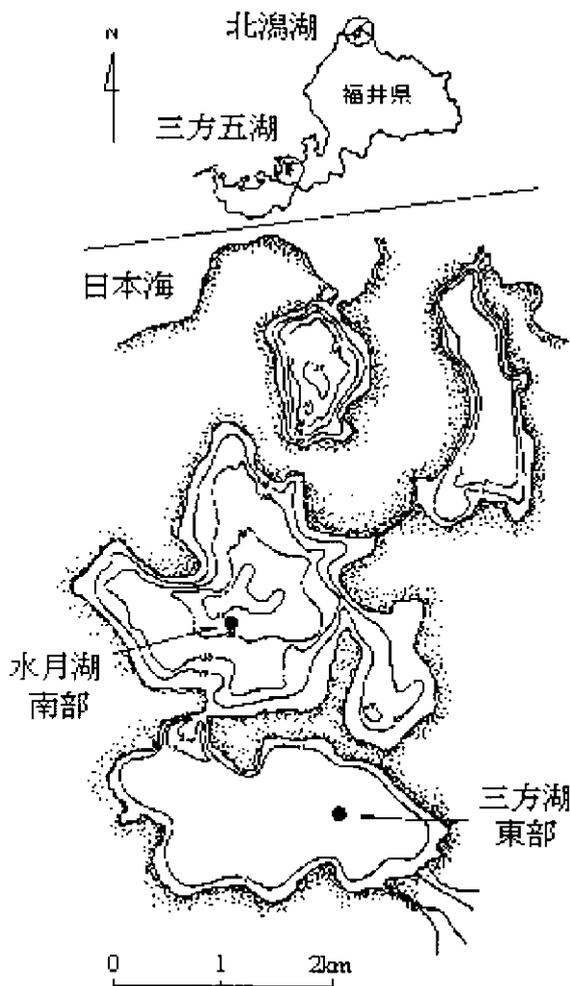


図1 湖沼図

表2 水月湖・三方湖の諸元

	水月湖	三方湖
湖の位置 ^{*1}	緯度 35° 35′ 経度 135° 53′	緯度 35° 34′ 経度 135° 53′
海拔高度 ^{*1}	0m	0m
平均水深 ^{*1}	19.0m	1.3m
最大水深 ^{*1}	33.7m	5.8m
湖面積 ^{*1}	4.20km ²	3.54km ²
変水層の深さ ^{*1}	約7～8m (塩分躍層)	変水層なし
湖容積 ^{*1}	80,000,000m ³	4,800,000m ³
流域面積 ^{*2}	4.2km ²	63.1km ²
周囲長 ^{*1}	10.9km	9.7km
滞留時間	塩分躍層が存在するため推定不能	0.051年
年間回転数	塩分躍層が存在するため推定不能	19.8回 年 ⁻¹
年間流入量 ^{*3}	112,560,000m ³ 年 ⁻¹	94,940,000m ³ 年 ⁻¹
集水域人口 ^{*2}	144人	7,592人
利用形態 ^{*1}	水産、観光	水産、観光

*1 「日本湖沼誌」(田中, 1992)

*2 「富栄養化汚濁解析業務報告書」(北潟湖・三方五湖)(福井県環境科学センター, 1998)

*3 「平成4年度水質汚濁解析業務報告書(北潟湖および三方五湖の水質汚濁解析調査)」(日本気象協会福井支部, 1992)

1801年、日向湖と水月湖の間に洪水の氾濫を防止するために完成された。その後1848年に改修されたが、このずい道は間もなく崩壊したため日向湖水との交流は極めて僅かであった。その後、1933～1935年に日向水道、浦見川、嵯峨ずい道等の拡張浚渫工事が行われた。この工事の完成後は逆潮流を生じ、特に若狭湾の水位が高くなる夏季において嵯峨ずい道からの逆潮流が甚だしく、日向湖より逆流した高鹹水の沈下により硫化水素を含む水月湖の下層水が上昇し、魚類に甚大な被害を与え、水田にも被害を与えた。1936年に嵯峨ずい道に水門が仮設されたが崩壊し、1946年に改修完成され、今日に至っている。

2-2. 湖の周辺環境

三方五湖は、淡水魚、海水魚の宝庫であるとともに、その湖面は様々な冬鳥の越冬地になっている。ガン・カモ類の水鳥は毎年合計数千羽は下らないといわれており、獲物を求めてオオワシやオジロワシが出現する。湖周辺の山々はアカマツ林が主となっているが、梅丈岳にはタブヤスダジイの自然林があり、湖に突き出ている岬(中尾島)にはヤマモモの林が残っている。また湖畔では、方々で福井梅の栽培が行われている。

2-3. 水月湖

水月湖は、三方五湖の中央に位置し五湖中深度、面積ともに最大の汽水湖である。主に久々子湖に通ずる浦見川を経て海水が、三方湖(瀬戸)を経て淡水が流入し、海水と淡水という密度の異なる2水塊の影響を受け、水深8~10mに塩分躍層を有する部分循環湖である。塩分躍層は深は無酸素状態となっており、硫化水素が多量に存在することから、古くから湖沼学者に注目されている。その湖面積は4.2km²、最大水深は33.7m、平均水深は19.0mの湖沼であり、流入河川はない。西部湖岸では福井梅の栽培が盛んである。漁業としてはコイ・フナなどを産するが、湖底から発生する硫化水素のため中層以下は不毛である。

2-4. 三方湖

三方湖は、水月湖の南に位置する面積3.54km²、最大水深5.8m、平均水深は1.3mの湖沼であり、三方五湖中最も浅い淡水湖(純淡水ではない)である。主な流入河川は鱈川で、他に別所川、観音川等の小河川が流入し、湖水は三方湖北端から水月湖へ流出する。三方五湖の中では流域からの栄養塩の負荷が最も大きく、夏季にはアオコの発生が毎年見られる。流域の三方町では稲作等の農業が盛んであり、昭和初期からは梅、梨等の果樹栽培も行われている。漁業としては、コイ、フナなどを産する。

3. 方法

調査基準点は、水月湖では水月湖南部、三方湖は三方湖東部とした。採水は水深0.5mで行った。また、鱈川の水質については上古橋を調査基準点とした。分析法は前章の北潟湖(片谷・高田, 2000)と同じである。

表3 水月湖の水質

	水温 ℃	透明度 m	pH	DO mg l ⁻¹	COD mg l ⁻¹	SS mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	TN : TP	Cl ⁻ mg l ⁻¹	Chl.a μg l ⁻¹
n	142	144	144	144	144	144	117	118	117	136	110
AVE	18.4	2.0	8.4	9.5	4.1	3.5	0.52	0.032	18.3	1610	19.0
MAX	32.6	5.0	9.8	16.0	26.0	54	5.70	0.220	110.0	5380	500
MIN	1.9	0.5	7.2	6.5	1.8	<1	0.10	<0.010	3.8	44.5	0.3
SD	8.2	0.7	0.5	1.8	2.3	5.3	0.54	0.028	11.5	985	52.8

(1973~1996年度)

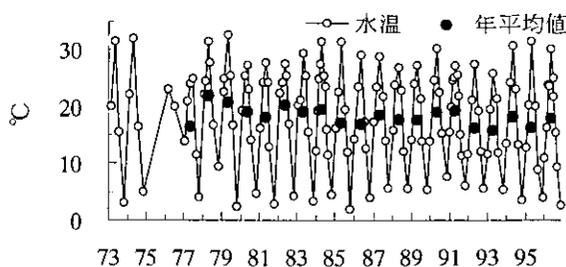


図2.1 水温

4. 水質

4-1. 水月湖

4-1-1. 表層の水質

1973年度より1996年度までの24年間の水月湖南部(表層)の公共用水域常時監視結果を図2.1~13および表3に示す。年間の調査回数は、1973、1974年度が4回、1975、1976年度が2回、1977年度よりは4、6、8、10、12、2月の6回である。ただし、1985、1991、1996年度は、5年毎に実施される暫定目標値の見直しの調査として4~12月および2月の計10回である。

水温は、平均18.4℃、最大32.6℃、最小1.9℃であった。水温は冬季(2月)には5℃前後、夏季(8月)には30℃前後であり、年間平均値は、15~20℃の間を変動している。

透明度は、平均2.0m、最大5.0m、最小0.5mであった。おおよそ1~4m間を変動しており、夏季にアオコにより1m前後まで低下する年が多い。田中(1902)による古い記録では表4にあるとおり、1902年7月に透明度が8m、水色はForel水色級Ⅶ号であった。「趣味の湖沼学」(田中, 1922)においても、10mおよび水色級Ⅶ号であった。水色級については、田中(1992)によると、1986年9月にⅩ号、翌年9月もⅩⅠ号であり緑色がかかる傾向となっており、近年の水色級に近くなって

表4 1902年7月の水月湖・三方湖の概況(田中阿歌麿氏による調査)

	水月湖	三方湖
平均水深 ^{*1}	14.33m	1.33m
最大水深 ^{*1}	43m	4m
測定数 ^{*1}	311	152
湖面積 ^{*2}	5.00km ²	3.64km ²
湖容積 ^{*2}	71,650,000m ³	4,841,200m ³
周囲長 ^{*2}	14.26km	9.86km
水色(フォーレル氏水色級) ^{*3}	VII(VIII) ^{*4}	IX(IX) ^{*4}
透明度(白色板) ^{*3}	8m(10m) ^{*4}	至る所底を見る(2.5m) ^{*4}
水質 ^{*3}	少々鹹	淡水に近し
魚類 ^{*3}	表層は淡水産	淡水産
	深層には海水産	淡水産

*1 田中阿歌麿氏による深淺錘測

*2 菅湖を水月湖の副盆湖とみなしている

*3 田中(1902)から引用

*4 ()内は田中(1922)から引用.但し、調査年月日は不明.

いる。また、菊池(1938)によると1926年12月～1927年11月の1年間、月毎に透明度を測定した結果、8月に藍藻綱繁殖のため0.8mとなっており、その他の月では1.5～4mを記録している。また、その後実施された福井県水産試験場(1956)の夏季の調査結果では、0.9～1.7mが観察されている(1952年8月1.7m、1953年8月1.3m、1956年9月0.9m)。このことから、1900年代当初には低かった汚濁レベルが、1920年代半ば以降にはほぼ現在と近いレベルにまで変化したのではないかと推測される。

pHは、平均8.4、最高9.8、最低7.2であった。冬季に7.5～8.0まで下がり、夏季から秋季にかけてプランクトン活性が高くなるに従い9.0以上となる年度が多い。

CODは、平均4.1mg l⁻¹、最大26mg l⁻¹、最小1.8mg l⁻¹であった。年間平均値は3～6mg l⁻¹の間を変動しているが、最大値の26mg l⁻¹は1993年10月5日のアオコ大発生時に記録したものである。

SSは、平均3.5mg l⁻¹、最大54mg l⁻¹、最小<1mg l⁻¹であった。年平均値が1～6mg l⁻¹の間を変動しているが、CODの最大値と同様に1993年10月5日に54mg l⁻¹を記録している。

TNは平均0.52mg l⁻¹、最大5.7mg l⁻¹、最小0.10mg l⁻¹であり、TPは平均0.032mg l⁻¹、最大0.22mg l⁻¹、最小<0.010mg l⁻¹であった。TN、TPは、1992年度以前はそ

表5 水月湖南部の月別TN:TP比

月	調査回数	TN:TP比 (平均値)
2	20	19.3
3	1	25.3
4	13	19.3
5	9	17.0
6	13	14.7
7	4	16.1
8	18	20.1
9	4	14.5
10	13	16.2
11	16	17.8
12	5	9.5

(註)TN:TP比60以上のデータ(n=1)を異常値として削除した。

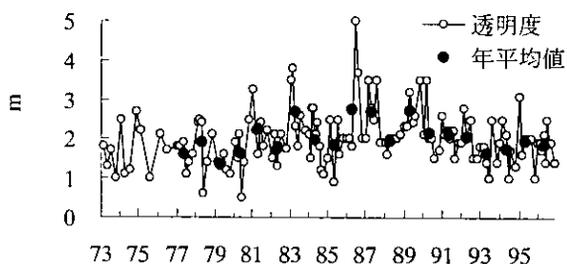


図2.2 透明度

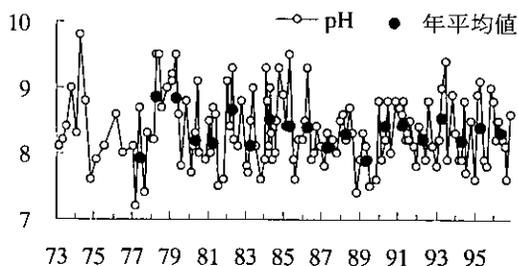


図2.3 pH

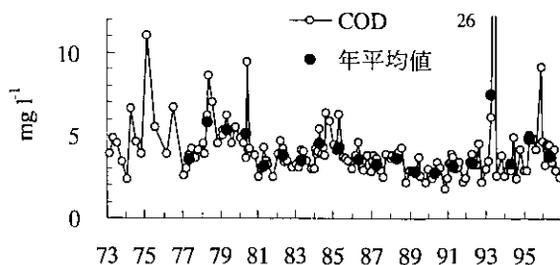


図2.4 COD

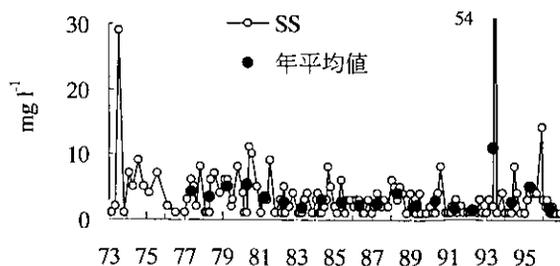


図2.5 SS

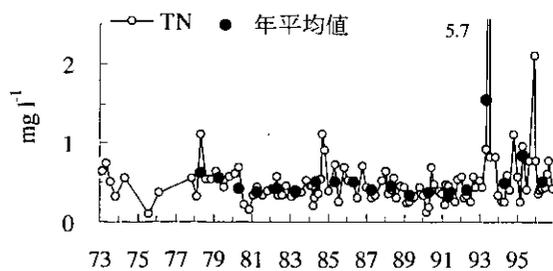


図 2.6 TN

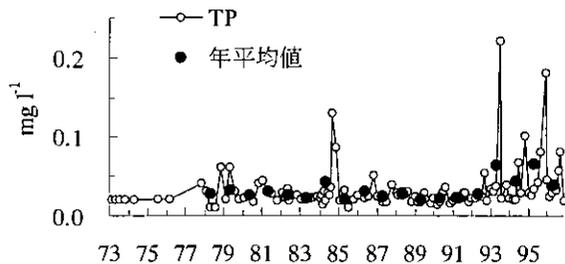


図 2.7 TP

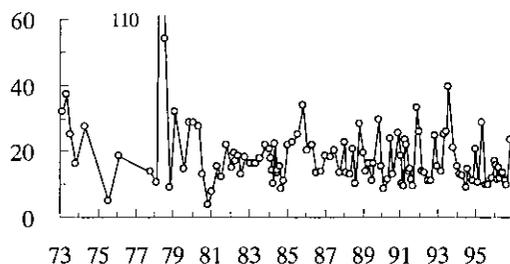


図 2.8 TN : TP 比

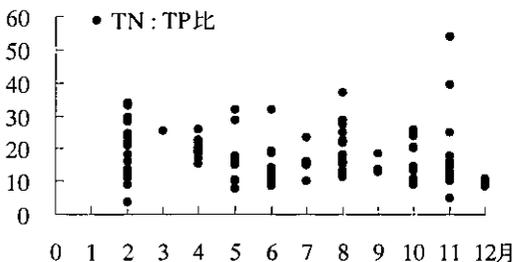


図 2.9 水月湖南部の月別 TN : TP 比

れぞれ $0.3 \sim 0.7 \text{ mg l}^{-1}$ 、 $0.018 \sim 0.04 \text{ mg l}^{-1}$ の間を変動していたが、1993年度以降は1993年10月、1995年2月、1996年2月、1996年12月と高い値を示す月が多くなり、TPにその傾向が強く出ていた。

TN : TP 比は、平均 18.3、最大 110、最小 3.8であった。図 2.9 に TN : TP 比の月別の分布状況を、表 5 に月別の平均値を示した。月別の分布状況をみると季節に関係なく通常 10 ~ 30 の間を変動しており、北潟湖や三方湖のように夏季に低下する傾向はみられない。

1996年度のNおよびPの季節変化を、図 2.10 及び図

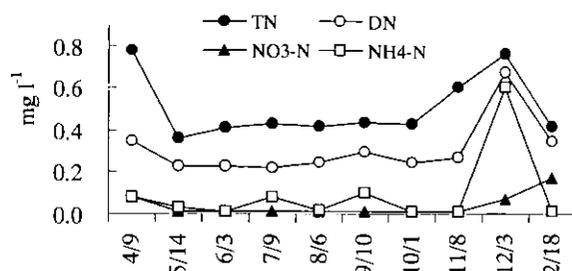


図 2.10 水月湖南部の窒素濃度の変化 (1996年度)

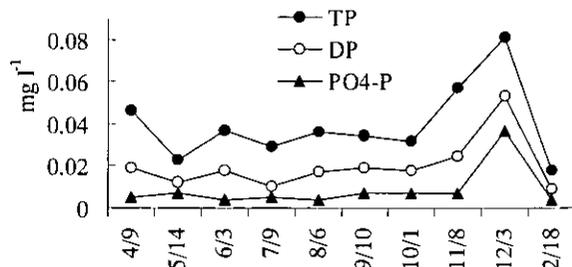


図 2.11 水月湖南部のリン濃度の変化 (1996年度)

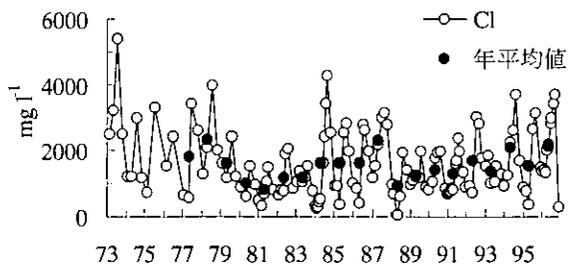


図 2.12 Cl⁻

2.11 に示す。溶存態 N は、12月の 0.68 mg l^{-1} を除けば $0.22 \sim 0.35 \text{ mg l}^{-1}$ の範囲内であった。同様にアンモニア態 N も、12月の 0.61 mg l^{-1} を除けば $<0.01 \sim 0.10 \text{ mg l}^{-1}$ の範囲内であった。なお、12月に比較的高い濃度のアンモニア態 N が観測されたが、同時にオルトリン酸態 P も高いことから嫌気性下層の上昇または攪乱による溶出ではないかと推測される。硝酸態 N は $0.01 \sim 0.08 \text{ mg l}^{-1}$ の範囲内であり、アンモニア態 N と同等かそれ以下の値を示す月が多い。溶存態 P も12月に 0.053 mg l^{-1} と高かった他は $0.009 \sim 0.025 \text{ mg l}^{-1}$ の範囲内であり、オルトリン酸態 P についても同様な動きであった。

塩素イオンは、平均 $1,610 \text{ mg l}^{-1}$ 、最大 $5,380 \text{ mg l}^{-1}$ 、最小 44.5 mg l^{-1} であった。年平均値は $1,000 \sim 2,200 \text{ mg l}^{-1}$ の間を変動しており、秋季から冬季にかけて $3,000 \text{ mg l}^{-1}$ を超える年も多い。

クロロフィル a 濃度は、平均 $19.0 \mu\text{g l}^{-1}$ 、最大 $500 \mu\text{g l}^{-1}$ 、最小 $0.3 \mu\text{g l}^{-1}$ であった。1993年10月に $500 \mu\text{g l}^{-1}$ 、

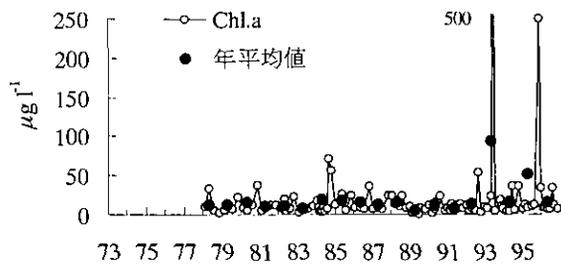


図2.13 クロロフィル a 濃度

1996年2月に $250\mu\text{g l}^{-1}$ を記録しているが、通常は $2\sim 40\mu\text{g l}^{-1}$ の範囲にあり、そのピークは夏から秋季のアオコ発生時と冬季における渦鞭毛藻綱発生時の二つに分けることが出来るようである。

4-1-2. 湖沼学的特徴の変化

三方五湖湖沼群中の水月湖と日向湖は硫化水素が存在し古くから学会に注目され、吉村 (1934)、菊池 (1938) などの多数の研究報告がある。Matsuyama (1971, 1973abc) は、上述の研究報告に基づいて、埋まった水道やずい道の浚渫、拡張工事が行われる以前の1926年から工事後の1967年までの水月湖の湖沼学的特徴の変化を概括している。すなわち、1934年以前、水月湖は日向湖、久々子湖より侵入する塩水および三方湖より流入する淡水により成層が形成されていた。水月湖の総塩素量は $100\sim 230\times 10^3\text{t}$ の範囲にあり、よく発達した温度成層が観察された。1934年に日向湖と水月湖とを結ぶずい道の浚渫拡張工事が行われたことによって多量の海水が浸入し (総塩素量は最大 $790\times 10^3\text{t}$)、温度成層が壊れた。1951年以後のデータでは、再び2成層 (水温、塩分) 状態が定着し (総塩素量 $470\sim 620\times 10^3\text{t}$)、現在に至っている。

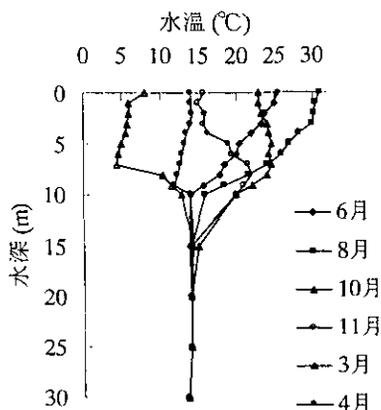


図3.1 水温の鉛直分布

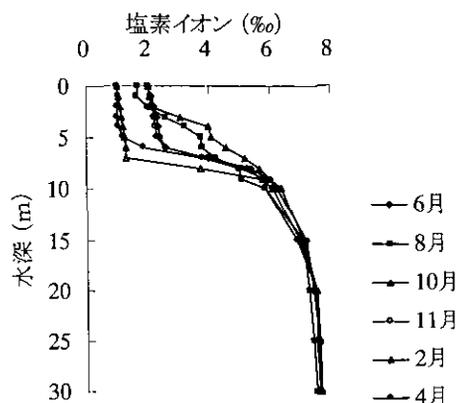


図3.2 塩素イオンの鉛直分布

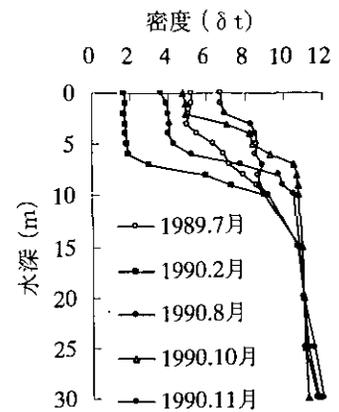


図3.3 密度分布

4-1-3. 垂直分布

水月湖は、浦見川を経て海水が、また、三方湖 (瀬戸) を経て淡水が流入することによる密度差の異なる2水塊の影響を受ける部分循環湖を形成している。垂直的な循環または混合が活発に行われる上層とその不活発な下層との間には、水の流動、水温、水質、生物分布、生産、分解など水中のあらゆる現象にわたって差異が生じている。このため前述の吉村 (1934) などの研究者による独自の研究がある。その後、日本における部分循環水域に関する総合的な研究を行う目的として、1979～1980年の2ヶ年にわたって「部分循環水域の維持と物質代謝」に関する研究 (新井, 1980, 1981) が実施されている。そこで、上述の研究報告と当県が調査研究として実施してきた青木 (1982)、内田 (1989, 1990) の報告を踏まえて、水月湖の水質について概述する。

水月湖における水質は、外海との海水交流によって規定される要素が極めて大きい。図3.1に水温の鉛直分布を示した。表層水の水温は季節的に $5\sim 30^{\circ}\text{C}$ に変動するが、その変動の大きさは水深とともに減少し、約15m以深では終年を通してほぼ一定の温度になっている。

図3.2に塩素イオンの鉛直分布を示した。表層水の塩素イオンは $2,000\text{mg l}^{-1}$ 以下であるが、 $2\sim 6\text{m}$ 以深その濃度は急激に増加し、水深15mで約 $7,000\text{mg l}^{-1}$ に達し、その後深水層まで徐々に増加している。

図3.3に水温と塩素イオンに基づいて作成した密度分布を示した。密度分布は海洋観測指針により求めたものである。作成にあたり、水月湖の水質組成は海水の組成とほとんど同一であり、海水が単純に希釈されたものとして計算している。図から明らかなように、当

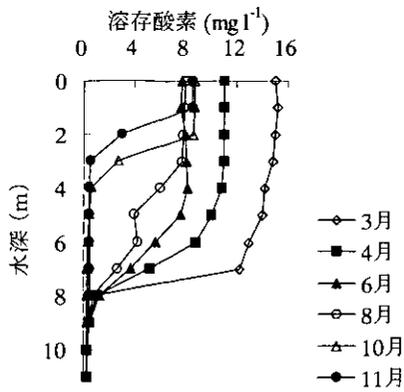


図 3.4 溶存酸素の鉛直分布

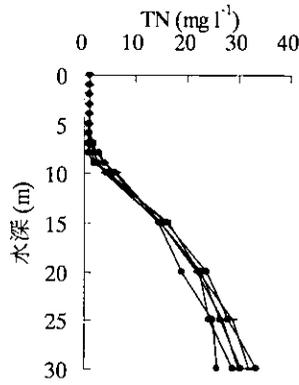


図 3.5 TN の鉛直分布

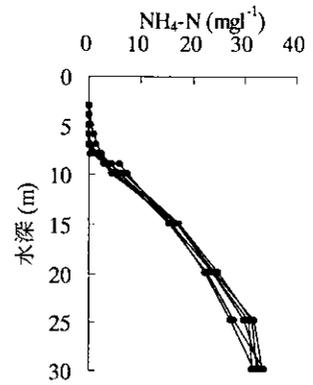


図 3.6 NH₄-N の鉛直分布

湖は非常に安定した部分循環湖であり、表水層との間には顕著な混合のないことを示している。

図 3.4 に溶存酸素の鉛直分布を示した。溶存酸素は通常、水深 4～5m まではほぼ一定の値を示し、その後急激に減少し、水深 8m 付近で無酸素状態となる。

図 3.5 と図 3.6 に TN とアンモニア態 N の鉛直分布を示した。水深 7m までは、TN とアンモニア態 N はほぼ一定な低い値 (TN, 0.20～0.70mg l⁻¹; アンモニア態 N, 0.01～0.70mg l⁻¹) を示すが、嫌気的な状態となる水深 8m 以降徐々にその濃度は増加し、水深 30m では 30～34 mg l⁻¹ に達し、そのほとんどがアンモニア態 N である。また、深水層における季節的变化はほとんど認められなかった。

図 3.7 と図 3.8 に TP とオルトリン酸態 P の鉛直分布を示した。水深 7m までは TP およびオルトリン酸態 P はほぼ一定な低い値 (TP, 0.02～0.03mg l⁻¹; オルトリン酸態 P, 0.001mg l⁻¹ 以下) を示すが、嫌気的な状態となる 8m 以深徐々にその濃度は増加し、水深 30m では 3.5～3.8mg l⁻¹ に達し、そのほとんどがオルトリン酸態 P である。また、深水層における季節的变化はほとんど認められない。

水月湖の 10m 以深の深層中では、海水由来の硫酸イオンが還元され、多量の硫化水素が発生している。図 3.9 には DO、硫酸イオン、硫化水素の鉛直分布を示した。深層水では、細菌の還元により海水に起因する硫酸イオンが約 1/2 消失し、その逆に硫化水素が増加し、ほぼ硫酸イオンの消失量の約 9 割に相当し溶存している。

中井 (1981) は、硫黄化合物の硫黄安定同位体比 (³⁴S/

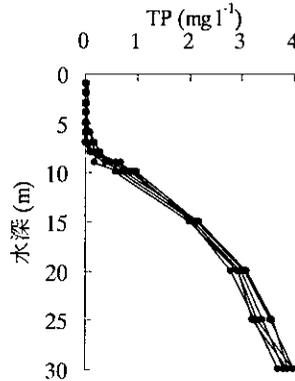


図 3.7 TP の鉛直分布

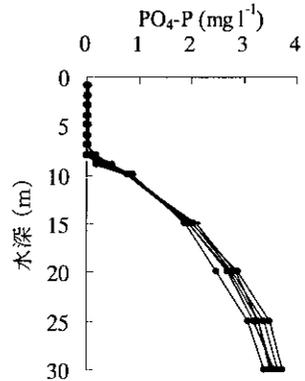
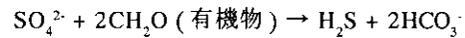


図 3.8 PO₄-P の鉛直分布

³²S) 測定により深層中での硫酸還元物質収支を検討している。次式の還元が伴う。



すなわち、1mol の硫化水素生産には 2mol の炭酸イオンの生産を伴うことになる。実測の結果、硫酸イオンの還元量: $\Sigma \text{CO}_2 = 1:2$ (mol 比) になることを実証している。このように還元された硫酸イオンと深層で有

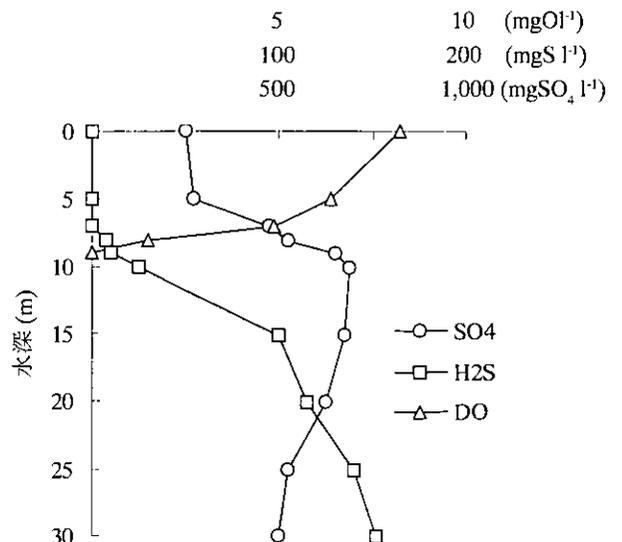


図 3.9 DO、硫酸イオン、硫化水素の鉛直分布

機物 (CH₂O) の分解により生成されたと考えられるアンモニア態N、オルトリン酸態PおよびΣ CO₂-C (全炭素量) の関係を見ると直線的になり、著しい還元状態を呈している深層中での分解は大部分硫酸還元によるものと推定している。また、硫酸イオンの還元により生成した硫化物のうち約40%は湖水中にS²⁻として、約60%はFeSとしてトラップされていることを確認している。

一方、森 (1975) は、半永久的に停滞しているように見える深層水の平均滞留時間の算定を試みた結果、水月湖の場合は25~30mの層の水で2.2~7.6年と推定している。

八木 (1981) は、7~10mの酸化還元境界付近で溶存態Fe²⁺、Mn²⁺と懸濁態Fe³⁺、Mn⁴⁺の共存状態を確認し、DO、硫化水素、DOC (溶存態有機物)、鉄及びマンガン挙動について明らかにしている。図3.10に鉄、図3.11にマンガンの鉛直分布を示した。

神保 (1942) は、1938年8月、1939年10月及び1940年8月に水月湖中央部の各深度から採水し、硫黄細菌の分布と硫化水素の濃度を調べている。硫化水素はそれぞれ7m、4m、5m以深に検出されている。1938年8月には深度6~8m間が赤色を呈しており、その主な原因は一種の無硫黄赤色桿菌の群聚で、その他に *Chromatium minus* 及び *C. minutissimum* が認められている。また、1940年8月には4~8m間が赤色を呈しており、その原因は *C. minus* であった。

部分循環湖の有機物生産の特徴は、酸化還元境界層に出現する硫黄細菌による光合成あるいは化学合成であるといわれている。Matsuyama (1971) の調査によると、夏季には硫黄細菌による光合成が、冬季には化学合成が測定され、いずれも表層における植物プランクトンに匹敵するかそれを凌いでおり、その存在は湖沼の有機物生産を考える上で無視出来ないものとなっている。

4-2. 三方湖

4-2-1. 表層の水質

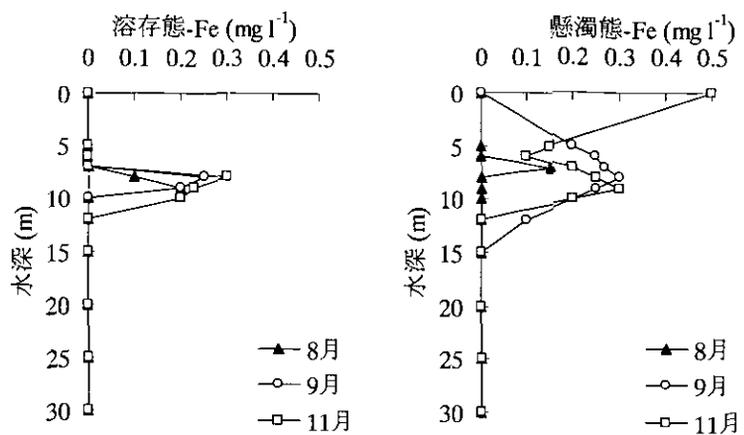


図 3.10 鉄の鉛直分布

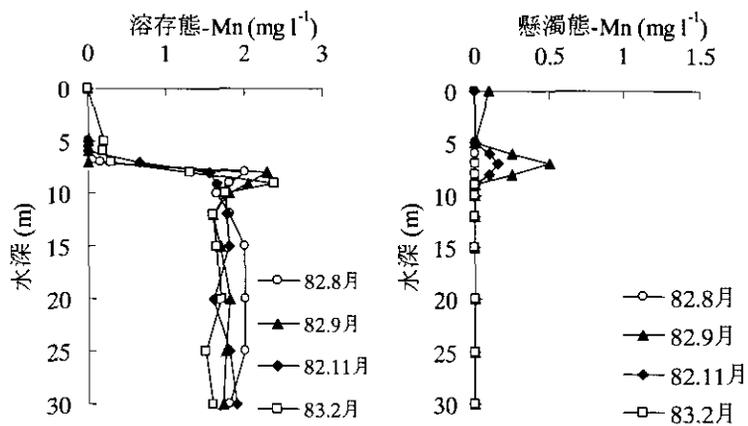


図 3.11 マンガンの鉛直分布

1973年度からの福井県公共用水域常時監視データを図4.1~13及び表6に示す。

水温は、平均18.2℃、最大32.4℃、最小1.1℃であった。冬季(2月)には5℃前後、夏季(8月)には26~32℃前後であり、年間平均値は16~20℃となっている。水温成層は水深が浅いため形成されない。

透明度は、平均0.9m、最大1.9m、最小0.3mであった。1989年までは冬季(12~2月)に1.9mを記録しているが、近年は冬季でも1.4m程度となっている。夏から秋季においては0.4~0.6m程度の透明度を毎年記録している。田中 (1902) による古い記録では、表4にあるとおり1902年7月に透明度が「至るところ底を見る」であり、水色はForel水色級Ⅹ号であった。「趣味の湖沼学」(田中, 1922)においても、2.5mおよび水色級Ⅹ号であった。水色級については、田中 (1992) によると、1986年9月にⅩⅠ号、翌年9月もⅩⅠ号であり、ほぼ現在の水色級(Uie水色級ⅩⅡ号前後)に近づいている。

表6 三方湖の水質

	水温 ℃	透明度 m	pH	DO mg l ⁻¹	COD mg l ⁻¹	SS mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	TN : TP	Cl ⁻ mg l ⁻¹	Chl.a μg l ⁻¹
N	144	144	144	144	144	144	120	119	119	136	116
AVE	18.2	0.9	8.2	9.6	5.9	12	0.74	0.068	14.4	489	32.0
MAX	32.4	1.9	10	13.0	21	50	3.20	0.41	91	2640	200
MIN	1.1	0.3	6.9	5.5	1.4	<1	0.04	<0.010	0.4	9.6	3.5
SD	8.4	0.3	0.7	1.6	3.0	8.0	0.42	0.055	11.8	505	27.6

(1973～1996年度)

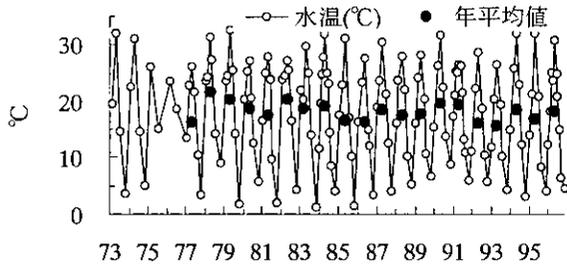


図4.1 水温

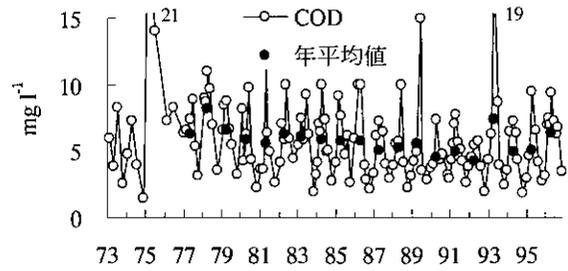


図4.4 COD

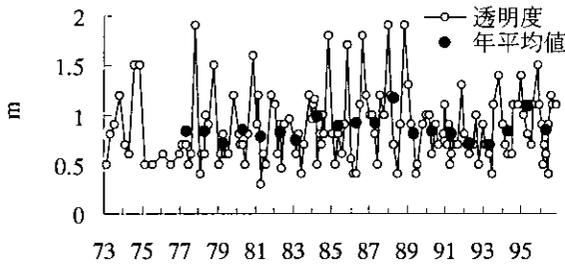


図4.2 透明度

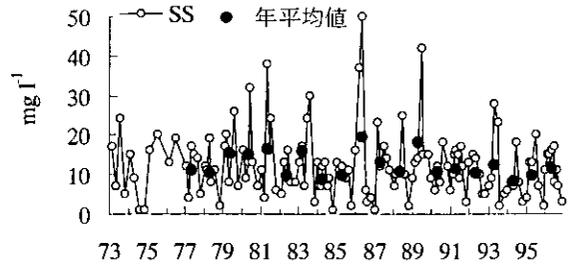


図4.5 SS

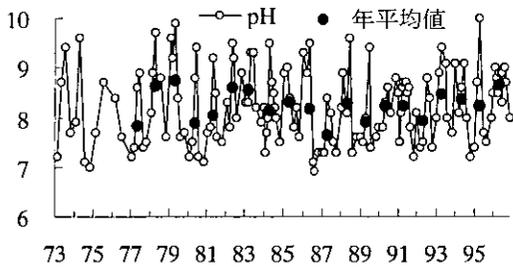


図4.3 pH

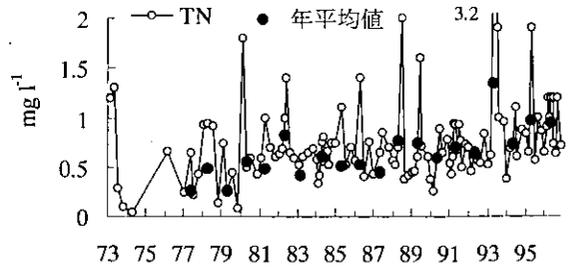


図4.6 TN

pHは、平均8.2、最高10、最低6.9であった。冬季に7.0～7.5まで下がり、夏季から秋季にかけてプランクトン活性が高くなるに従い9.0以上となる。1995年10月は過去最高のpH10を記録しており、前述の水月湖と比べるとその変動は大きい。

CODは、平均5.9mg l⁻¹、最大21mg l⁻¹、最小1.4mg l⁻¹であった。冬季には2～3mg l⁻¹であり、夏季から秋季にかけて10mg l⁻¹前後まで上昇する。1975年6月には21mg l⁻¹、1993年8月には19mg l⁻¹との記録もあり、年平均値は例年環境基準値の5mg l⁻¹を超えている。

SSは平均12mg l⁻¹、最大50mg l⁻¹、最小<1mg l⁻¹であった。年平均値が8～20mg l⁻¹であり年度により差があるが、これは冬季に2～4mg l⁻¹と低いのが、アオコ発生時には20mg l⁻¹を超える年度が多いためである。

TNは平均0.74mg l⁻¹、最大3.2mg l⁻¹、最小0.04mg l⁻¹であり、TPは平均0.068mg l⁻¹、最大0.41mg l⁻¹、最小<0.010mg l⁻¹であった。TNは、冬季が0.6mg l⁻¹前後であるが、夏から秋季にかけてのアオコ発生時には1.0を超えることも多く、1993年8月には3.2mg l⁻¹を記録している。TPもTNと同様な動きをしており、冬季には

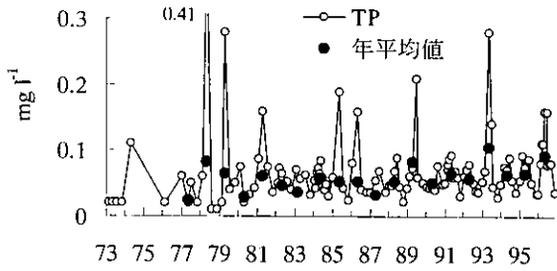


図 4.7 TP

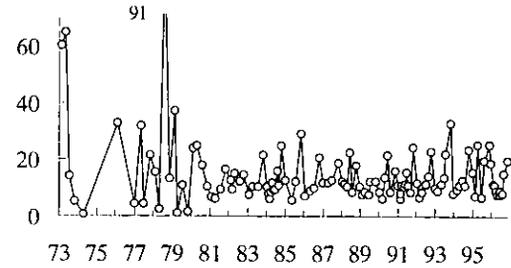


図 4.8 TN : TP 比

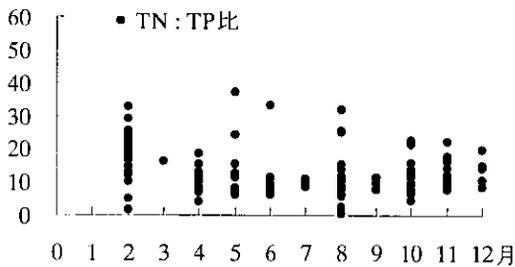


図 4.9 三方湖東部の月別 TN : TP 比

表 7 三方湖東部の月別 TN : TP 比

月	調査回数	TN : TP 比 (平均値)
2	20	18.8
3	1	15.9
4	14	10.8
5	9	14.3
6	12	10.4
7	4	9.2
8	20	11.4
9	3	9.5
10	14	12.0
11	14	12.3
12	5	13.6

(註)TN : TP 比 60 以上のデータ (n=3) を異常値として削除した。

0.05mg l⁻¹以下となるが夏季には0.08mg l⁻¹以上となることが多い。1993年8月には0.28mg l⁻¹を、次いで1989年10月には0.21mg l⁻¹を記録している。三方湖のTPは、水月湖と比べて2～3倍の高い値を示しているのが特徴であるが、これは流入河川の負荷および底質からの溶出が考えられる。

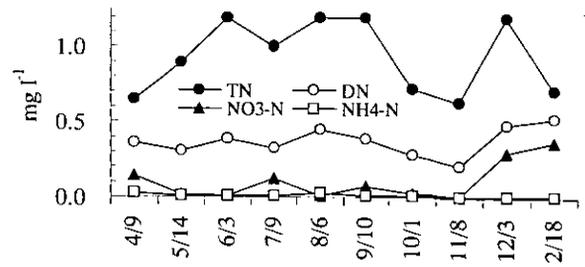


図 4.10 三方湖東部の窒素濃度の変化 (1996 年度)

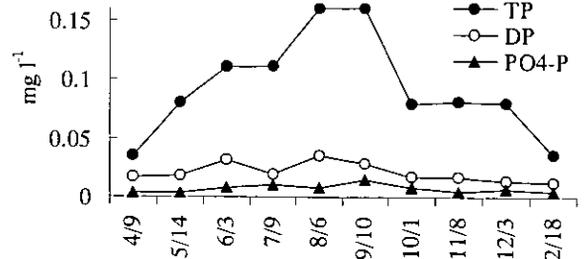


図 4.11 三方湖東部のリン濃度の変化 (1996 年度)

TN : TP 比は平均 14.4 であり、水月湖の 18.0 と比べ低くなっている。図 4.9 に TN : TP 比の月別の分布状況を、表 7 に月別の平均値を示した。4～9 月には平均値が 9.2～14.3 (5 月を除くと 9.2～11.4) となり、2、3、10、11、12 月には平均値が 12.0～18.8、春～夏季にやや低下する傾向にある。

1996 年度の N および P の季節変化を図 4.10 と図 4.11 に示す。溶存態 N は 0.21～0.53mg l⁻¹間を変動しており、硝酸態 N は 4～11 月にかけて 0.01～0.14mg l⁻¹であり、12～2 月の冬季に 0.30mg l⁻¹、0.37mg l⁻¹と高くなる傾向にある。アンモニア態 N は <0.01～0.03mg l⁻¹と変動している。溶存態 P は 12～2 月の冬季に 0.013mg l⁻¹、0.012mg l⁻¹と低いのにに対し、6、8、9 月は 0.032mg l⁻¹、0.035mg l⁻¹、0.028mg l⁻¹であり夏季に高くなる傾向にある。オルトリン酸態 P も冬季に低く夏季に高くなる傾向にある。

塩素イオンは平均 489mg l⁻¹、最大 2,640mg l⁻¹、最小 9.6mg l⁻¹であった。三方五湖の中では最も奥部であるため、年平均値が 500mg l⁻¹以下となる年が多く、淡水湖に分類されている。しかし、1973 年 11 月には 2,640mg l⁻¹、1984 年 12 月には 2,140mg l⁻¹を記録している。

クロロフィル a は、平均 32μg l⁻¹、最大 200μg l⁻¹、最小 3.5μg l⁻¹であり、春先からのアオコの発生とともに増大し夏季から秋季にかけて最高となる。1993 年 8 月には 200μg l⁻¹を記録している。また、冬季において 1996

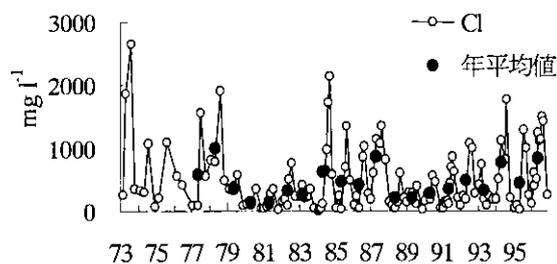


図 4.12 Cl⁻

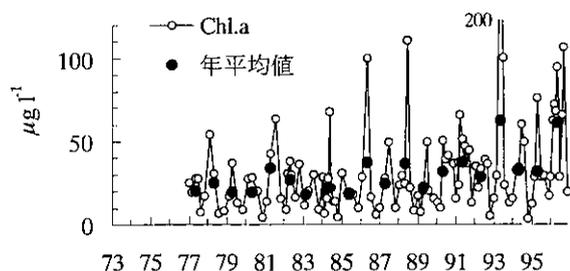


図 4.13 クロロフィル a

年 2 月には $106\mu\text{g l}^{-1}$ を記録しているが、これは渦鞭毛藻網発生によるものであった。

4-2-2. 鱒川 (上古橋) の水質

1973 (昭和 48) 年度からの福井県公共用水域常時監視データを図 5.1 ~ 4 と表 8 に示す。

COD は平均 3.2mg l^{-1} 、最大 12mg l^{-1} 、最小 0.6mg l^{-1} であった。1982 年度頃までは代かき期や雨季に 10mg l^{-1} 前後に上昇する傾向にあったが、それ以降は 6mg l^{-1} 前後の上昇にとどまっている。冬季には例年 $1 \sim 2\text{mg l}^{-1}$ 前後となる。

TN は平均 0.97mg l^{-1} であり、三方湖の平均値 0.74mg l^{-1} を大きく上回っている。また、最大 2.5mg l^{-1} 、最小 0.01mg l^{-1} であった。1982 年度頃までの変動は大きく、1993 年度頃より年平均値が増加傾向にある。TP は平均 0.061mg l^{-1} 、最大 0.28mg l^{-1} 、最小 0.024mg l^{-1} であり、代かき期や雨季に高くなる傾向にあり、年平均値は減少傾向にある。

TN : TP 比は平均 19.2 であり、水月湖の 18.3、三方湖の 14.4 に比べて高くなっており、近年 TN の増加 TP の減少とともに TN : TP 比も上昇の傾向にある。

5. プランクトン

1988 年度からの水月湖南部および三方湖東部における公共用水域常時監視結果 (プランクトン優占種) を、表 9.1 ~ 2 と表 10.1 ~ 2 に示す。採水の水深は両地点と

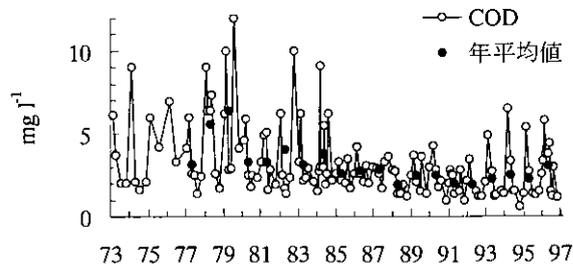


図 5.1 COD

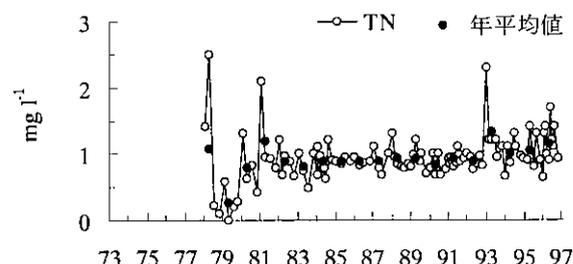


図 5.2 TN

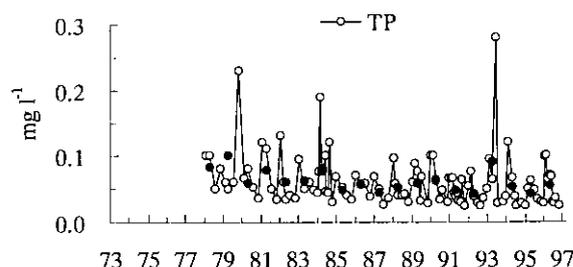


図 5.3 TP

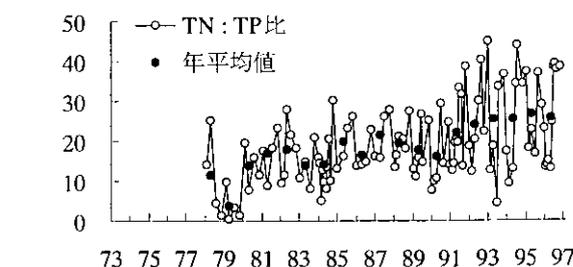


図 5.4 TN : TP 比

表 8 鱒川 (上古橋) の水質

	COD mg l^{-1}	TN mg l^{-1}	TP mg l^{-1}	TN : TP
N	144	109	109	109
AVE	3.2	0.97	0.061	19.2
MAX	12	2.5	0.28	45.1
MIN	0.6	0.010	0.024	0.2
SD	2.1	0.35	0.039	10

(1973 ~ 1996 年度)

表 9.1 植物プランクトン優占種調査結果 (水月湖南部 0.5m)

調査年月日	第1優占種	第2優占種	第3優占種
1988/8/1	<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>
1988/10/3	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Cyclotella striata</i>	<i>Aphanocapsa</i> sp.
1989/7/31	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
1989/10/3	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Lingbya limnetica</i>
1990/8/7	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
1990/10/2	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Chaetoceros subtilis</i>	<i>Lingbya limnetica</i>
1991/5/21	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Skeletonema costatum</i>
1991/8/6	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i>
1991/10/8	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Lingbya limnetica</i>
1991/12/9	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Chaetoceros subtilis</i>	<i>Scenedesmus</i> spp.
1992/8/4	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Anabaena spiroides</i>
1992/10/13	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Peridinium</i> sp.
1993/8/4	<i>Aphanizomenon</i> sp.	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Anabaena</i> spp.
1993/10/5	<i>Anabaena</i> spp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.
1994/8/1	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Scenedesmus</i> sp.	<i>Merismopedia tenuissima</i>
1994/10/4	<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Dichotomococcus carubatus</i>	<i>Chroococcus</i> sp.
1995/8/1	<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Oocystis</i> sp.	<i>Microcystis inserta</i>
1995/10/16	<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Prorocentrum</i> sp.	<i>Schroderia setigera</i>
1996/5/14	<i>Cyclotella atoms</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Sphaerocystis</i> sp.
1996/8/6	<i>Microcystis</i> sp.	<i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>
1996/10/1	<i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Chaetoceros</i> spp.	<i>Cyclotella</i> spp.
1996/12/3	<i>Myxosarcina</i> sp.	<i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp.

表 9.2 動物プランクトン優占種調査結果 (水月湖南部 0.5m)

調査年月日	第1優占種	第2優占種	第3優占種
1988/8/1	<i>Keratella valga</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	Nauplius, Copepodid
1988/10/3	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid
1989/7/31	<i>Keratella valga</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Brachionus angularis</i>
1989/10/3	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Brachionus plicatilis</i>
1990/8/7	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella cochlearis</i>
1990/10/2	<i>Keratella valga</i>	<i>Keratella cochlearis</i>	Nauplius, Copepodid
1991/5/21	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella cruciformis</i>
1991/8/6	<i>Conochiloides</i> sp.	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>
1991/10/8	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid
1991/12/9	<i>Keratella cruciformis</i>	Nauplius, Copepodid	Cyclopoida
1992/8/4	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Bosmina longirostris</i>
1992/10/13	<i>Keratella cruciformis</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Brachionus angularis</i>
1993/8/4	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid	Cyclopoida
1993/10/5	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid
1994/8/1	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid
1994/10/4	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>
1995/8/1	<i>Epiphanes senta</i>	<i>Daphnia longispina</i>	Nauplius, Copepodid
1995/10/16	<i>Keratella valga</i>	<i>Sinocalanus tenellus</i>	Nauplius, Copepodid
1996/5/14	<i>Vorticella</i> sp.	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella cruciformis</i>
1996/8/6	<i>Vorticella</i> sp.	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>
1996/10/1	<i>Keratella cruciformis</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Brachionus angularis</i>
1996/12/3	<i>Keratella cruciformis</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Sinocalanus tenellus</i>

も 0.5m とした。

5-1. 水月湖

5-1-1. 1980年以前のプランクトン調査

“水の華”の古い記録をみると、菊池 (1931) は夏季に表層 2m に多量の藍藻類 (主として *Clathrocystes* sp.) が繁殖し、透明度 1m 未満となり、強度のアルカリ性 (pH=8.6以上) を呈することがあると報告している。また、宮地 (1932) は、「三方湖、水月湖共に夏季に“水

の華” (藍藻類) が驚くばかり繁殖し、大塊をなして浮遊している。水月湖のような深い湖に“水の華”がこのようなに繁殖するのは稀なことであり、これは生物の生活層が上層部に限られているため浅い湖の如くに作用するものらしい」と述べている。

渡辺 (1967) の 1966 年夏季の調査結果によると、*Anabaena catenula* var. *affinis* と *Microcystis aeruginosa* が存在したが優占種でなく、汽水種の *Chaetoceros*

表 10.1 植物プランクトン優占種調査結果 (三方湖東部 0.5m)

調査年月日	第1優占種	第2優占種	第3優占種
1988/8/1	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Scenedesmus</i> spp.	<i>Oocystis</i> sp.
1988/10/3	<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Aphanocapsa</i> sp.
1989/7/31	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Melosira distans</i>	<i>Coelastrum cambricum</i>
1989/10/3	<i>Celatium hirundinella</i>	<i>Melosira distans</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i>
1990/8/7	<i>Lingbya limnetica</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>	<i>Microcystis wesenbergii</i>
1990/10/2	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Aphanocapsa</i> sp.
1991/5/21	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
1991/8/6	<i>Microcystis wesenbergii</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>
1991/10/8	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Leptocylindrus</i> sp.	<i>Chaetoceros subtilis</i>
1991/12/9	<i>Chaetoceros subtilis</i>	<i>Merismopedia punctata</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
1992/8/4	<i>Scenedesmus</i> spp.	<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Melosira distans</i>
1992/10/13	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	<i>Lingbya limnetica</i>
1993/8/4	<i>Anabaena</i> spp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Aphanizomenon</i> sp.
1993/10/5	<i>Anabaena</i> spp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Microcystis</i> spp.
1994/8/1	<i>Crucigeniella crucifela</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>	<i>Coelastrum</i> sp.
1994/10/4	<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Dichotomococcus carubatus</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>
1995/8/1	<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Actinastrum hantzschii</i>
1995/10/16	<i>Cyclotella atoms</i>	<i>Chaetoceros</i> spp.	<i>Anabaena spiroides</i>
1996/5/14	<i>Anabaena spiroides</i>	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Coelosphaerium kutzingianum</i>
1996/8/6	<i>Cyclotella</i> spp.	<i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Anabaena spiroides</i>
1996/10/1	<i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>	<i>Microcystis</i> sp.
1996/12/3	<i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Coelosphaerium kutzingianum</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>

表 10.2 動物プランクトン優占種調査結果 (三方湖東部 0.5m)

調査年月日	第1優占種	第2優占種	第3優占種
1988/8/1	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Keratella valga</i>
1988/10/3	Nauplius, Copepodid	<i>Brachionus valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>
1989/7/31	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid
1989/10/3	<i>Synchaeta stylata</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
1990/8/7	<i>Keratella valga</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Nauplius, Copepodid
1990/10/2	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella cochlearis</i>
1991/5/21	<i>Brachionus angularis</i>	<i>Keratella valga</i>	<i>Sinocalanus tenellus</i>
1991/8/6	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Conochiloides</i> sp.	<i>Keratella valga</i>
1991/10/8	<i>Keratella valga</i>	<i>Brachionus angularis</i>	Nauplius, Copepodid
1991/12/9	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella cruciformis</i>	<i>Brachionus angularis</i>
1992/8/4	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Keratella valga</i>
1992/10/13	<i>Brachionus angularis</i>	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid
1993/8/4	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Filinia longiseta</i>	Nauplius, Copepodid
1993/10/5	<i>Bosmina longirostris</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Filinia longiseta</i>
1994/8/1	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Daphnia</i> sp.
1994/10/4	Nauplius, Copepodid	<i>Keratella valga</i>	<i>Filinia longiseta</i>
1995/8/1	<i>Daphnia</i> sp.	Nauplius, Copepodid	<i>Polyarthra vulgaris</i>
1995/10/16	<i>Keratella valga</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Filinia longiseta</i>
1996/5/14	<i>Vorticella</i> sp.	<i>Sinocalanus tenellus</i>	Nauplius, Copepodid
1996/8/6	<i>Keratella valga</i>	<i>Vorticella</i> sp.	<i>Brachionus angularis</i>
1996/10/1	<i>Brachionus angularis</i>	<i>Keratella cruciformis</i>	Nauplius, Copepodid
1996/12/3	<i>Keratella cruciformis</i>	Nauplius, Copepodid	<i>Filinia longiseta</i>

mulleri、*Cyclotella glomerata*、淡水種の *Melosira granulata* 等の珪藻綱が優占種であったと報告している。また、動物プランクトンの優占種については、汽水種である甲殻綱の *Sinocalanus tenellus* と *Palacyclopsina nana* の2種であり、その他若干の枝角目および輪虫綱が混在している。そのうち、2~3種は昼夜の垂直移動が認められたと報告している。

1980年6月に行われた水野 (1981) のプランクトン組

成と垂直移動調査結果によると、水温、DO及び塩素イオン濃度の躍層が8~10m層にあり、プランクトン群集の大部分は0~10m層に生息し、10m以深にはほとんどいない。植物プランクトンは藍藻の *Anabaena circinalis* および *M. aeruginosa* が優占種 (前年の8月の調査結果では、*Anabaena sphaerica* による“水の華”が発生している) であると報告している。

5-1-2. 公共用水域常時監視結果 (1988～1997年)

植物プランクトンは、年度により優占種に変化があるものの、藍藻綱の出現が多く、次いで珪藻綱となっている。藍藻綱では *Oscillatoria* 属、*Anabaena spiroides*、*Lingbya limnetica*、*Coelosphaerium naegelianum*、珪藻綱では *Cyclotella* 属が主な優占種である。海水の流入により汽水、海水種の *Chaetoceros* 属、*Skeletonema costatum*、*Prorocentrum* 属が出現している。動物プランクトンについては、輪虫綱の *Keratella valga* の出現が圧倒的に多く、次いで甲殻綱の Nauplius、Copepodid の出現が続いている。1996年度には *Keratella* 属や *Microcystis* 属に着生していた繊毛虫門の *Vorticella* sp. が優占していた。

5-2. 三方湖

5-2-1. 公共用水域常時監視結果 (1988～1997年)

植物プランクトンの優占種は、水月湖と同様に藍藻綱の出現が多く次いで珪藻綱となっている。藍藻綱としては、アオコ形成種が多く *Anabaena spiroides*、*Microcystis* 属、*Oscillatoria* 属の出現が多い。珪藻綱も水月湖と同様に *Cyclotella* 属が主な優占種として出現することが多く、海水の流入により *Chaetoceros* 属もみられる。1991年6～9月初旬に起きたアオコ発生についての報告では、6月に *A. spiroides*、*A. schermetievi*、*A. macrospora*、*Euglena* sp. など3属7種が、7～8月には *M. aeruginosa*、*M. wesenbergii* など3属5種が出現している。また、青木 (1987) によると、三方湖では1987年6月国内では初めて発見された藍藻綱の *Romeria elegans* が出現したことを付け加えておく。

動物プランクトンについては、輪虫綱の *Keratella valga*、*Brachionus* 属、*Filinia longiseta*、甲殻綱の Nauplius、Copepodid の出現が多く、その他、*Bosmina* 属、*Daphnia* 属の出現も見られる。1996年度には水月湖と同様に *Keratella* 属や *Microcystis* 属に着生していた繊毛虫門の *Vorticella* sp. が優占していた。

5-2-2. アオコ発生解明調査

1993～1994年度にかけて、湖沼水質保全対策事業のひとつとして、三方湖のアオコ発生の実態と気象、水質等の環境要因とを比較検討した。その結果、アオコ発生と水質の関係は、*Anabaena* 属は *Microcystis* 属と比べて低水温、低塩分で適合性が強く、この条件を満

たした1993年度には、*Anabaena* 属が優占した。1994年度の高水温、高塩分条件下では、*Oscillatoria* 属が *Microcystis* 属、*Anabaena* 属に比べ優位であり、塩分順応性が強かった (福井県環境センター, 1995)。

6. 三方五湖の魚と漁業

三方五湖の魚は約60種みられる。最奥の三方湖は淡水域のために、フナ、コイ、ナマズ、モツゴ、タモロコ等の純淡水魚の生息域である。三方湖とそれに注ぐ鱒川にはハス *Opsariichthys uncirostris* が生息するが、このハスは琵琶湖、淀川水系に限られて住むものであり、地理分布上注目される魚種である。

水月湖、久々子湖は海水が浸入する汽水域であるため、シラウオ、マハゼ、ウロハゼ等の汽水魚や、サッパ、コノシロ、ボラ、スズキ等の海水魚が住み、それらの中には三方湖まで浸入する魚もいる。近年、数は減少したが、ワカサギとイトヨ (降海型) の回遊魚も生息しており、春季には三方湖やその流入河川の鱒川まで遡上してくる。日向湖は海水域であるため、コノシロ、サッパ、サヨリ、ボラ、スズキ等の海水魚が住んでいる (加藤, 1997)。

三方湖群では昔から漁業が盛んで、筒漁 (ウナギ)、四ツ出網漁 (ワカサギ・シラウオ) の他、三方湖の冬の風物詩となっているたたき網漁 (コイ・フナの刺網漁) が現在でも行われている。

三方湖 (水月湖、久々子湖、菅湖を含む) 漁業生産量を図6.1～2に示した。1981～1995年までの15年間の推移をみると、生産量は徐々に減少している。大きく減少した魚としてワカサギがあげられ、1982年に64tであった生産量が1995年度にはわずか1tとなっており、シラウオも1981～1982年に10tであったものが4tと減少している。主な生産魚であるコイ・フナは、約9割が三方湖で生産されるものであるが、両者とも15年の間に80tから35t、71tから39tへと半減した。その他、シジミの生産量も、1982年に45tだったものが1983年には急に14tへと減少し、1990年以降は変動があるもののわずか1tという年が多い (福井農林統計協会, 1981-1995)。

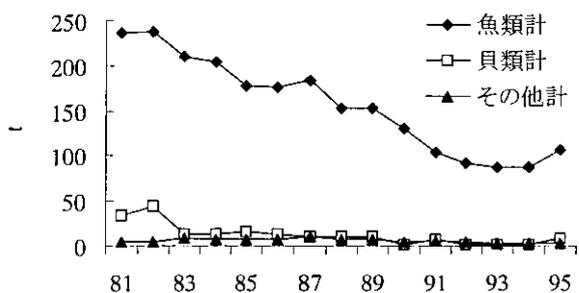


図 6.1 三方湖 (水月、菅、久々湖を含む) 漁業の生産量

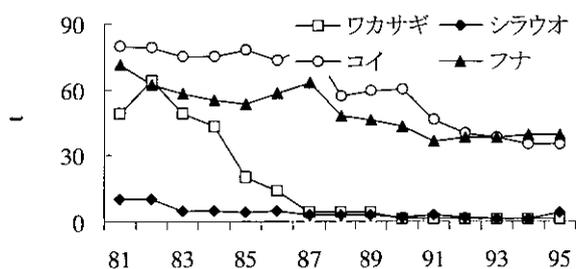


図 6.2 三方湖 (水月、菅、久々湖を含む) 漁業の生産量 - 主な魚種別

7. 三方湖における水草の変化

福井県水産試験場事業報告書によると、三方湖では、1933年度まではヒシ、ヒメビシ、ヤナギモ、ホザキノフサモ、アサザ、ヒロハノエビモ、カワツルモ等の水草が多量に繁茂していた。ヤナギモとヒロハノエビモは、1932～1933年以前までは肥料用として年産1万円内外の収穫を挙げており、ヒシは食用として500円内外の収穫があった。しかし後述するように、水道やずい道の浚渫拡張工事(1933～1935年)で多量の高塩水が流入したことにより、1936年にはヒシ以外の水草が絶滅し、ヒシさえも絶滅の恐れがあるという記録がある(福井県水産試験場, 1937)。その後1956年の記録には、ヒシ、ヤナギモ等が繁茂しているとあり、工事により絶滅したヒシ以外の水草が元に戻ったことが伺える(福井県水産試験場, 1956)。

近年においては、ヒシがわずかにみられる程度であり、三方湖における水草は1956年当時と比べ大きく変化している。

8. 人間活動と湖沼環境の関係

8-1. 湖沼の歴史と人間活動の影響

元来三方五湖は淡水湖で、三方、水月、菅の三湖はもともと水面が連続していたが、久々子、日向湖は独立していた。三湖の水は菅湖より溢れ出て現宇波西川の谷へ流れ、久々子湖に流入していた。1662年の大地震で断層の東側の土地が隆起したため、もともと排水不良であった三湖の水が溢れ、湖岸の村々の水田が冠水し大被害が生じた。そこで、小浜藩は1665年に水月湖、久々子湖間に浦見川を完成させ、湖岸を水害の恐れから開放するとともに、新田24haと2つの集落を生んだ。日向湖は1630年に日本海とつながり、水月湖と日向湖をむすぶ嵯峨ずい道は1801年に流域の洪水の氾濫を防止するために開削された(福井県地名大辞典, 1989)。その後、埋まった水道やずい道の浚渫拡張工事(1933～1935年)が行われたが、高塩濃度の水が日向湖と久々子湖からそれぞれ水月湖に逆流した。水月湖の水質は悪変し、有酸素層が水深の1/10にも満たないという事態となった(川名, 1936)。そのため、水月湖、菅湖の淡水魚が多量に死滅するに及んで、1946年、嵯峨ずい道に再び水門を新設して日向湖からの塩水の侵入を防ぎ、現在に至っている。このように、三方五湖の汽水化・海水化は、人間活動の影響を直接受けたために起こったものである。

8-2. 富栄養化汚濁解析

福井県が行った背景調査(1996年度)では、三方五湖(日向湖を除く)の全流域面積は84.21km²であり、うち山林面積が58.25km²(69.2%)、水田面積が9.81km²(11.6%)、畑地面積が2.72km²(4.7%)であった。山林面積が圧倒的に広く、約7割を占めている。各湖沼毎の流域面積は、三方湖が63.12km²(75.0%)、水月湖が4.12km²(4.9%)、久々子湖が16.29km²(19.3%)、菅湖が1.63km²(1.9%)である。最大の面積を持つ三方湖流域では、山林面積が44.52km²であり、流域面積の7割を占めている。

また、同様に行った負荷量調査の結果を図7.1～3と表11に示す。CODは927.9kg d⁻¹、TNは346.7kg d⁻¹、TPは19.0kg d⁻¹が流入しており、農業系、生活系の負荷がCODではそれぞれ238.0kg d⁻¹(25.6%)、198.2kg d⁻¹(21.4%)、TNでは102.9kg d⁻¹(29.7%)、51.0kg d⁻¹(14.7%)、TPでは5.4kg d⁻¹(28.4%)、5.3kg d⁻¹(27.9%)と大きな割合を占めていることがわかる。しかし、山

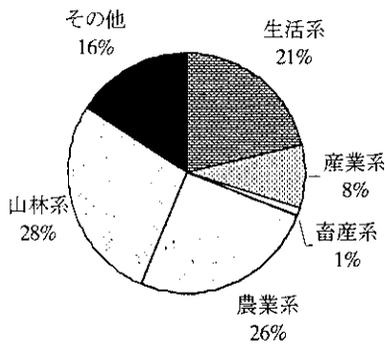


図 7.1 COD 負荷量

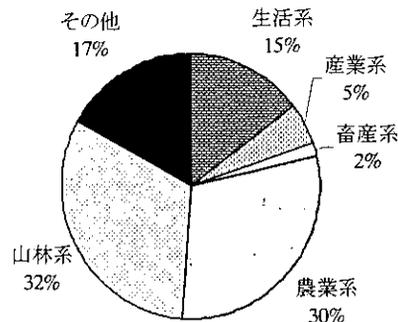


図 7.2 TN 負荷量

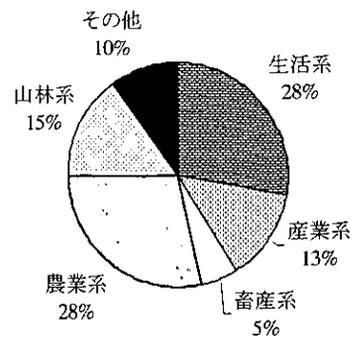


図 7.3 TP 負荷量

表 11 平成 8 年度負荷量調査結果 (三方五湖)

	生活系	産業系	畜産系	農業系	山林系	その他	合計
							kg d ⁻¹
COD	198.2	77.5	10.7	238.0	255.7	147.7	927.9
TN	51.0	17.3	5.8	102.9	110.7	59.1	346.7
TP	5.3	2.5	1.0	5.4	2.9	1.9	19.0

「富栄養化汚濁解析業務報告書 (北潟湖・三方五湖) (福井県環境科学センター, 1998)

林系の負荷もさらに大きく、COD が 255.7kg d⁻¹ (27.6%)、TN が 110.7kg d⁻¹ (31.9%) あり、汚濁原因のトップとなっている。これらの負荷量は、そのほとんどが三方湖に流入する鮎川からのものであり、三方湖が富栄養化する最大の原因となっている。また、流域の梅林からの肥料の一部が三方湖に流入していることも汚濁の一因となっている。

予測モデルにより、背景調査から算出される将来の水質を予測したところ、公共下水道等の進捗、側条施肥田植機や緩効性肥料の普及状況を加味しても、2002 年度、2009 年度における環境基準値および暫定目標値の達成は困難な状況である (福井県環境科学センター, 1998)。

8-3. 三方五湖水質保全総合対策

福井県では、1989 年度より抜本的な水質改善を図るため、庁内関係 18 課 (所) で構成する「湖沼水質保全総合対策推進会議」(現: 環境政策推進会議・湖沼河川部会) を設置し、「北潟湖、三方五湖水質保全総合対策事業」を推進している。

このうち生活排水等の「発生源対策」として、三方五湖流域では、三方町南部地区の農業集落排水処理施設

が 1994 年度から、美浜町公共下水道と三方町東部地区の農業集落排水処理施設が 1995 年度からそれぞれ部分的に供用を始めているほか、三方町特定環境公共下水道や三方町田井地区の農業集落排水処理施設が既に着工している。

農業系排水対策としては、側条施肥田植機の普及促進や水田肥料の流出防止、施肥の適正化等の啓発を進めている。また、湖を直接浄化する「湖沼内対策」として、1993 年度より三方湖において湖底ヘドロの浚渫を行っているほか、水中の栄養塩を吸収する浮き礁によるヨシの植栽を行っている (福井県, 1997)。

9. 謝辞

本研究では、福井県環境科学センター松崎雅之氏、加藤賢二氏、白崎健一氏、内田利勝氏の協力とご指導を頂いた。これらの方々に、厚く御礼申し上げます。

10. 参考文献

- 青木啓子 (1982): 三方五湖の富栄養化に関する研究 (6) - 水月湖、日向湖の鉄、マンガンの挙動. 福井県公害センター年報, 12: 191-195.
- 青木啓子 (1987): 三方湖で発見した新プランクトン *Romeria elegans*. 福井県公害センター年報, 17: 145-

146.
 新井正 (1980) : 部分循環水域の維持機構と物質代謝 (その1), 文部省科学研究費昭和54年度報告書.
 新井正 (1981) : 部分循環水域の維持機構と物質代謝 (その2), 文部省科学研究費昭和55年度報告書.
 福井県 (1997) : 環境白書 : 51-53.
 福井県環境科学センター (1998) : 富栄養化汚濁解析業務報告書 (北潟湖, 三方五湖).
 福井県環境センター (1995) : アオコ発生解明調査報告書 - 三方湖 (福井県).
 福井県水産試験場 (1937) : 三方湖群異常現象調査. 事業報告書, 10 : 3.
 福井県水産試験場 (1956) : 三方諸湖の観測結果と三方湖の鱒筒漁業について, 事業報告書.
 福井県地名大辞典 (1989) : 角川書店, 18 : 1078.
 福井県農林統計協会 (1981-1995) : 福井県漁業の動き, 昭和56年~平成7年.
 北陸電力株式会社地域総合研究所 (1997) : 北陸の湖沼 : 67-68.
 神保忠男 (1942) : 硫黄栄養湖の硫黄細菌 (第1報). 生態学研究, 8(2.3) : 77-86.
 片谷千恵子・高田敏夫 (2000) : 北潟湖における水質と湖沼環境の現状. 国立環境研究所研究報告, 153(R-153-2000) : 191-199.
 加藤文男 (1997) : 三方五湖の魚. 北陸の湖沼, 北陸電力株式会社地域総合研究所 : 67.
 川名武 (1936) : 三方湖群の異常現象に就きて (第一報). 水産研究誌, 31(7) : 395-400.
 菊池健三 (1931) : 水月湖に於ける動物プランクトンの垂直分布に及ぼす溶解酸素の影響 (予報). 陸水学会誌, 1 : 32-37.
 菊池健三 (1938) : 1926~1927年に於ける水月湖の水質の周年変化について. 陸水学雑誌, 8 : 297-313.
 Matsuyama, M. and Y. Saijo (1971) : Studies on Biological Metabolism in a Meromictic Lake Suigetu. Journal of Oceanographical Society of Japan, 27(5) : 197-206.
 Matsuyama, M. (1973) : Changes in the Limnological Features of a Meromictic Lake Suigetu during the Years, 1926-1967. Journal of the Oceanographical Society of Japan, 29(4) : 1-9.
 Matsuyama, M. (1973) : Organic Substances in Sediment and Settling Matter during Spring in a Meromictic Lake Suigetsu. Journal of Oceanographical Society of Japan, 29 : 7-14.
 Matsuyama, M. (1973) : Some Physicochemical Features of a Meromictic Lake Suigetsu. Journal of Oceanographical Society of Japan, 29(2) : 1-6.
 宮地傳三郎 (1932) : 死層を持つ若狭の水月湖. 理学界, 30 : 289-303.
 水野寿彦 (1981) : 部分循環湖のプランクトン組成と垂直移動. 55年度「部分循環水域の維持機構と物質代謝」報告書 : 223-234.
 森 和紀 (1975) : 溶存物質濃度の変動からみた水月湖における湖水の滞留時間. 地理学評論, 48(1) : 63-71.
 中井信之 (1981) : 部分循環湖-水月湖. 新瀨池-の同位体地球科学的研究. 55年度「部分循環水域の維持機構と物質代謝」報告書 : 151-170.
 日本気象協会福井支部 (1992) : 平成4年度水質汚濁解析業務報告書 (北潟湖及び三方五湖の水質汚濁解析調査).
 田中阿歌麿 (1902) : 若狭三方諸湖. 地学雑誌, 14 : 566-567.
 田中阿歌麿 (1922) : 三方湖群の湖沼. 趣味の湖沼学 : 667-700
 田中正明 (1992) : 三方五湖. 日本湖沼誌, 名古屋大学出版会 : 436-447.
 内田利勝 (1989) : 三方五湖の富栄養化に関する研究 (10) -水月湖における2, 3の理化学的特性について-. 福井県公害センター年報, 19 : 155-161
 内田利勝 (1990) : 三方五湖の富栄養化に関する研究 (11) -水月湖における2, 3の理化学的特性について-. 福井県公害センター年報, 20 : 140-147.
 渡辺仁治 (1967) : 水月湖における夏季プランクトン組成と垂直分布. 日本生態学会誌, 17(3) : 100-104.
 八木明彦 (1981) : 部分循環湖の酸化還元境界層における鉄, マンガンの挙動. 55年度「部分循環水域の維持機構と物質代謝」報告書 : 205-222.
 山本巖 (1953) : 異常現象後に於ける三方諸湖. 福井県水産試験場事業報告書, 2(1) : 57-127.
 吉村信吉 (1934) : 日本湖沼の化学成分 IV 硫化水素. 陸水学雑誌, 4(1) : 11-27.

琵琶湖における近年の水質変動とプランクトン相の変遷

山中直

滋賀県立衛生環境センター(〒520-0834 大津市御殿浜 13-45)

Recent Changes in the Water Quality and Phytoplankton Community of Lake Biwa

Sunao Yamanaka

Shiga Prefectural Institute of Public Health and Environmental Science, 13-45 Gotenhama, Otsu, Shiga 520-0834, Japan

1. 琵琶湖の概要

琵琶湖は滋賀県中央部に位置し、湖面積670km²の日本最大の湖である。滋賀県の地形は琵琶湖を中心に盆地になっており、四方は比良、鈴鹿、伊吹などの山系に取り囲まれている。集水域は一部福井県、京都府を含む3,174km²で滋賀県の面積の約3/4にあたる。滋賀県土の土地利用は、51%が林野で耕地は15%を占める。耕地の92%は田として使われている。約460本の河川が流入しているが、そのうち流域面積が2万ha以上の主要な5河川を図1および表1に示した(滋賀県琵琶湖研究所, 1986)。この5河川で全流域面積の46%を占めている。流出する河川は、南端から流出する瀬田川一本だけで、その他人為的に京都へ流している琵琶湖疎水および喜撰山ダムにおける発電用水があり、合わせて年間約50億m³が流出している(園・野村, 1991)。琵琶湖全体の水量が275億tであるため、平均滞留時間は約5.5年である。なお、集水域の降水量は、年間約70億t強である。

琵琶湖は、その狭隘部で北湖、南湖に分けられる。北湖と南湖の面積比は11:1で、平均水深が北湖43m、南湖4mであるため、水量は北湖273億m³、南湖2億m³と大きく異なる。主湖盆である北湖は、北部がより深く、水深90mを越す水域はほとんど北部に位置している。しかし、最深部は安曇川が流入する地点のやや北にあり、その水深は103.58mである。湖水は、北湖から南湖を通過して瀬田川に流れる。容積の小さい南湖周辺は、人口が多く工場等の固定発生源も集中している。

琵琶湖は400万年前に誕生したといわれる古い湖で、貴重な生物生態系を持ち、その存在自体に重要な意味

表1 流入河川

河川番号	河川名	流域面積 (ha)
1	野州川	38,382
2	姉川	36,903
3	安曇川	30,690
4	日野川	21,088
5	愛知川	20,227

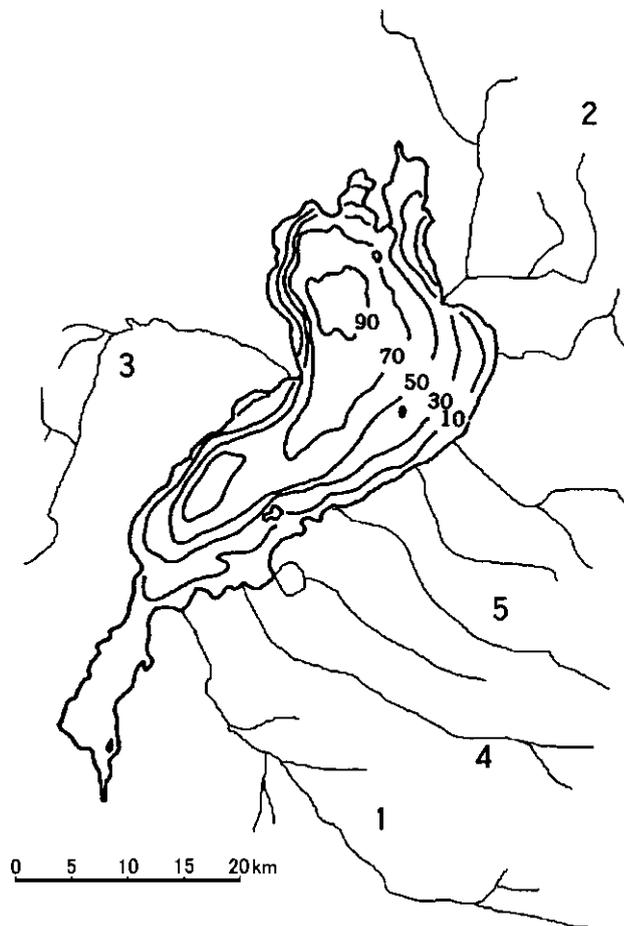


図1 琵琶湖水深及び流入河川

があり、様々な研究の場を提供している。特に、その成り立ちについては詳細な研究がなされている。最初

に湖が形成されたのは、現在の地点より南に約100kmの地点で三重県の上野市あたりといわれている。その後、北に移動しながら消滅、形成を繰り返し、約200万年前に滋賀県南東部に現在の琵琶湖の元となる湖が形成され、50万年前に現在の琵琶湖の位置に移動した。この移動の原動力は、プレートテクトニクス理論におけるフィリピン海プレートの西南日本での沈み込みによるもので、琵琶湖の平均移動速度は 3cm yr^{-1} で北に移動しており、また、 1mm yr^{-1} のスピードで沈降している（「琵琶湖」編集委員会，1983）。それ以前湖であった地域には、湖沼の沈殿物で作られた古琵琶湖層という地層がある。また、この古い歴史を反映して生物相が豊かであり、約60種の魚類と40種の貝類が生息しており、その中にはピワマスやセタシジミのような固有種も見られる。

2. 湖水の利用

琵琶湖は、滋賀県のシンボルとして県民に精神的な誇りをもたらしており、富栄養化に対する先進的な取り組みが県民主体で実施された。また、琵琶湖は淀川水系から供給される近畿1400万人の水道水源であり、農業用水、工業用水および琵琶湖下流域での水力発電（喜撰山ダム、天ヶ瀬ダム）を含め人間生活に大いに寄与している。さらに、琵琶湖およびその周辺域は国立公園に指定されており、観光資源として約80の水泳場における遊泳や湖上観光など、1995年度で年間3,583万人が利用している（滋賀県，1996）。

内水面漁業として、アユをはじめフナやモロコなど

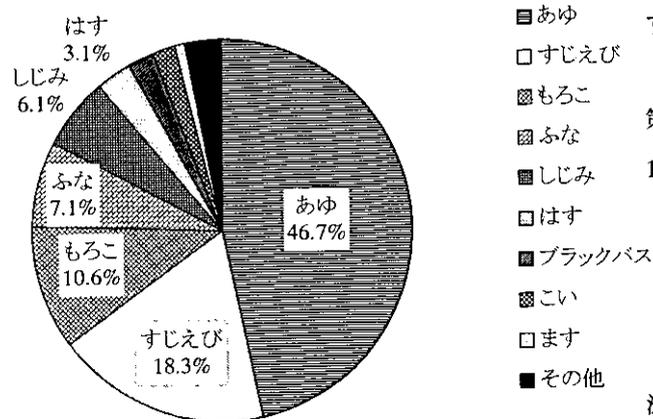


図2 琵琶湖内水面漁獲量（年間約3,600t）の内訳

1990～1995年度には表2のような水揚げがあった。この期間の平均漁獲量の内訳を図2に示した（近畿農政局滋賀統計情報事務所，1996）。最も漁獲量が多いアユは、その多くをアユ苗として全国に出荷している。また、ニゴロブナは琵琶湖特産の鮎寿司の材料に使われている。

3. 琵琶湖における水質対策

1970年の水質汚濁防止法の制定後、1972年に滋賀県は上乘せ条例を制定し、法律より厳しい排水基準を定めた。また、1977年の淡水赤潮発生に象徴される富栄養化への懸念から、国や他の都道府県に先行して1979年に窒素、リンの排水基準の制定やリンを含む合成洗剤の規制など栄養塩削減対策を定めた琵琶湖富栄養化防止条例を制定し、翌1980年から施行した。施行後数年間は、CODや栄養塩の濃度に改善が見られた（滋賀県立衛生環境センター，1997）。

その後、1984年に湖沼水質保全対策措置法が制定され、琵琶湖は1985年に指定湖沼になり、1986年を初年度とする5ヶ年の湖沼水質保全計画を策定した。現在1996年から2000年を計画期間とする第3次湖沼水質保全計画を実施中である。

水質保全対策の柱の一つである下水道は、1980年までは大津市単独の下水道だけであり、普及率は5%を下回っていた。1981年の琵琶湖湖南中部流域下水道の整備以降、急激に普及率は上昇し、現在湖南中部、湖西、彦根長浜、高島の4処理区の流域下水道が供用されており、大津市単独下水道と併せて普及率は1995年度末で43%に達した。しかし、全国平均の57%と比較すると低く、さらなる推進が望まれる。

下水道が供用されない地域に対しては、生活排水対策として合併処理浄化槽の設置を義務づける条例を1996年に施行した。

4. 水質の変動

琵琶湖の水質でもっとも古くからデータがあるのは、滋賀県水産試験場による琵琶湖北湖中央部での透明度の測定である。開始したのは、1922年（大正11年）2

表2 琵琶湖内水面漁獲量 (単位 : kg)

区分	計	ます	あゆ こあゆ	あゆ苗	こい	ふな その他	にごろぶな	うぐい	おいかわ	うなぎ	いさぎ
平成2	4,703,418	32,653	1,116,174	716,239	74,769	249,761	142,725	19,739	34,359	8,548	80,535
3	4,624,923	30,289	1,369,465	613,689	74,355	200,098	104,017	19,832	41,983	10,005	20,669
4	3,864,449	27,224	750,106	694,816	68,745	166,202	78,680	25,691	40,343	9,449	6,648
5	3,615,972	33,503	835,061	736,637	64,808	126,737	49,884	13,527	27,646	9,715	560
6	2,607,730	38,424	538,441	529,234	39,359	95,176	34,454	10,873	14,829	7,174	112
7	2,440,993	33,437	653,086	606,373	37,584	111,488	40,788	9,572	16,881	9,029	421
平均	3,642,914	32,588	877,056	649,498	59,937	158,244	75,091	16,539	29,340	8,987	18,158

区分	もろこ ほんもろこ	その他	はす	その他の魚類 その他	ブラックバス	すじえび	てながえび	その他の水産動物類	しじみ	真珠母貝	その他の貝類
平成2	225,920	146,366	140,017	443,817	83,425	738,558	39,854	27	211,145	76	424,858
3	186,824	184,335	125,916	448,567	118,602	657,249	37,962	30	216,577	2	387,085
4	225,732	178,749	108,064	365,973	153,549	699,532	24,511	39	252,887		223,438
5	231,420	127,947	72,501	245,149	64,108	674,423	14,879	78	234,411		174,074
6	245,709	76,427	57,386	148,607	23,995	536,891	17,937	42	157,819		94,291
7	178,925	70,812	94,776	118,105	18,766	289,959	10,648	28	112,725		88,031
平均	215,755	130,773	99,777	295,036	77,074	599,435	24,299	41	197,594	39	231,963

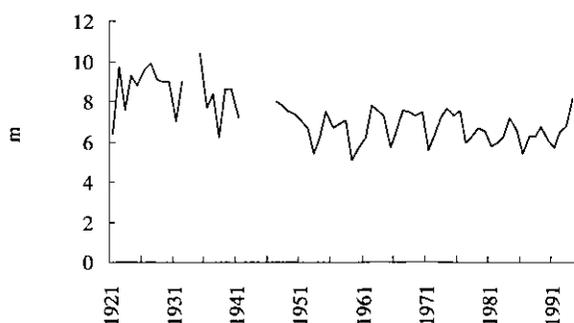


図3 北湖中央部の透明度

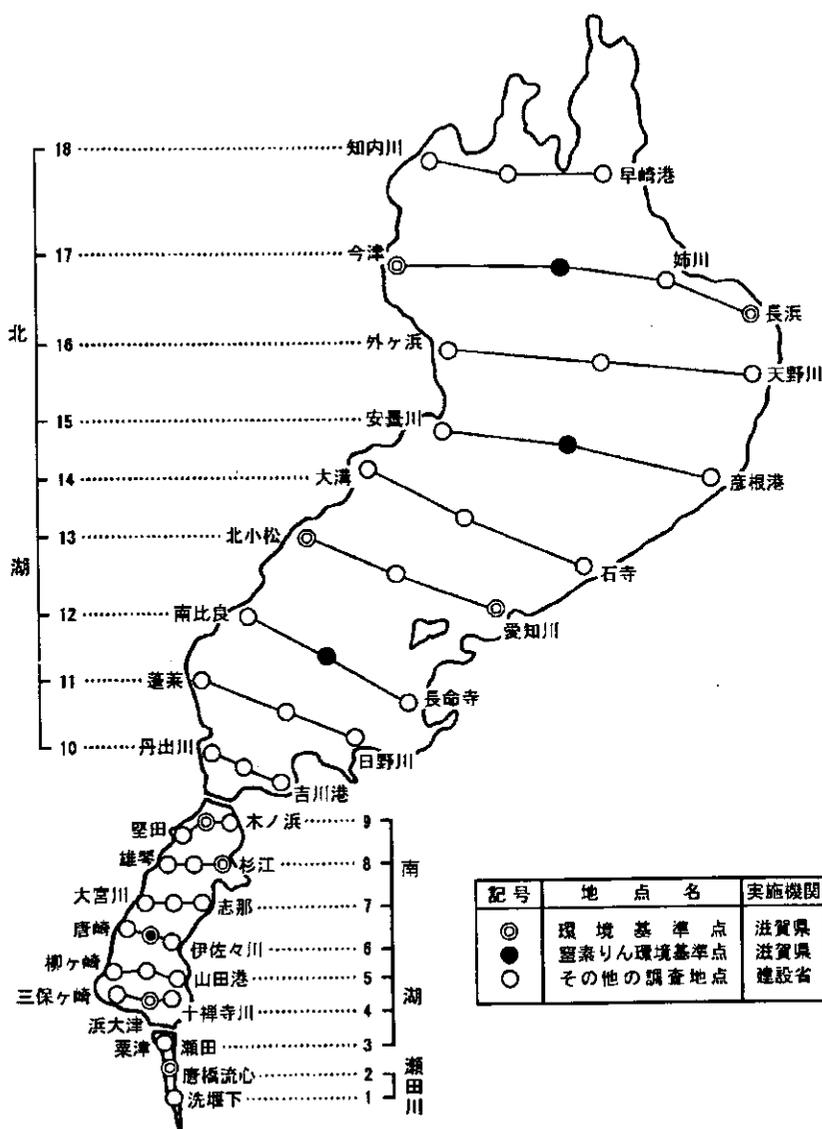


図4 採水地点

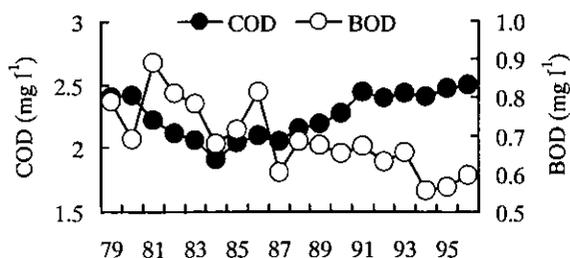


図5 北湖 COD と BOD の経年変動

月から戦争等で数年の欠測はあるものの現在まで実施されている(滋賀県水産試験場, 1922-1996)。北湖中央部の安曇川と彦根の中間地点での透明度を図3に示した。

そのデータからみると、1920年代は平均9m台の透明度があったが1950年代には7mに、そして1970年代中頃から現在まで6m台である。1920年代は、季節に関係なく高い透明度が測定されているのに比べて、現在は春、秋季に低くなる季節変動が見られることから、

富栄養化進行に伴う、植物プランクトン量の増加が透明度低下の原因と考えられる。

琵琶湖の水質に関して最も頻繁にかつ多項目にわたって実施されているのは、建設省琵琶湖工事事務所と滋賀県立衛生環境センターが実施している調査で、図4に示した琵琶湖北湖28地点、琵琶湖南湖19地点、瀬田川2地点の合計49地点において、COD等の生活環境関連項目や重金属、農薬、有機塩素系溶剤など健康項目ならびに栄養塩など約50項目を月1回から年1回測定している。測定は1966年度から実施しているが、現在の測定体制になったのは、1979年度からである。

以下、本調査を基に琵琶湖水質の経年変動を概観する。

湖沼の水質は、有機物の指標であるCOD濃度で評価されることが多い。図5にCOD濃度の経年変動を示したが、黄色鞭毛藻の *Uroglena americana* による淡水赤潮が発生し始めた1978年前後に高い濃度にな

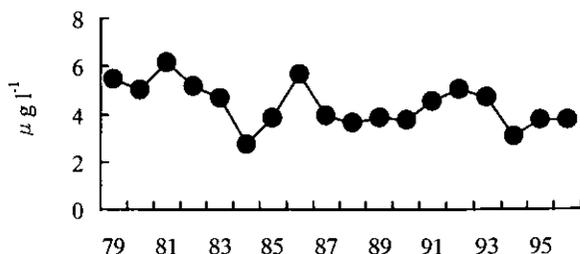


図6 北湖クロロフィルa量の経年変動

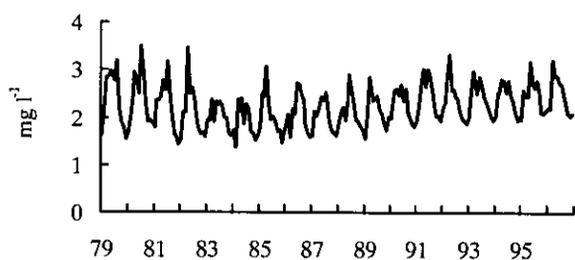


図7 北湖 COD の経月変動

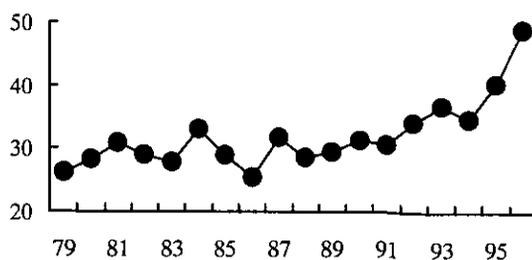


図10 北湖 TN/TP 比の経年変動

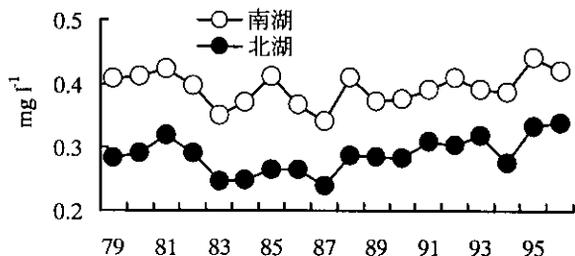


図8 北湖 TN の経年変動

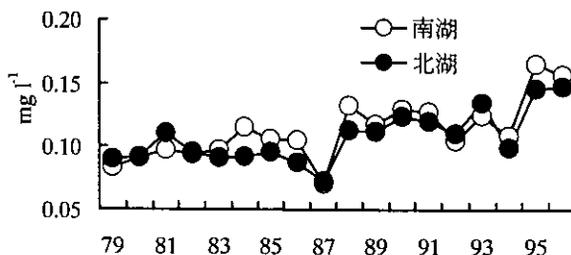


図11 北湖 NO₃-N の経年変動

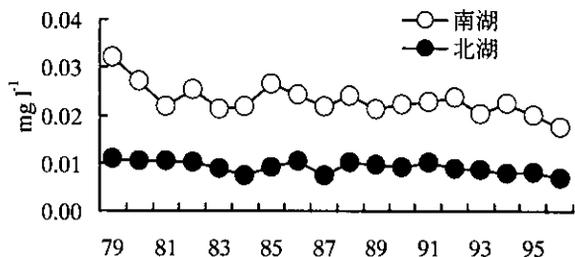


図9 北湖 TP の経年変動

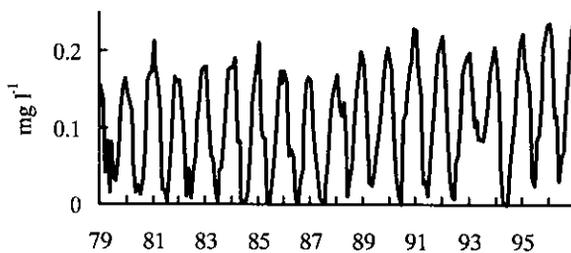


図12 北湖 NO₃-N の経月変動

り、1979年度には 2.4mg l^{-1} まで上昇した。その後、環境に関する県民の関心の高まりや富栄養化防止条例の施行等に伴い、1984年度まで濃度が低下した。しかしながら、1984年度以降1996年度まで濃度が上昇し続け、1995および1996年度の平均濃度は 2.5mg l^{-1} と過去最高の濃度となった。図6に示されているように、植物プランクトンの多寡の指標となるクロロフィルa濃度の変動は、COD濃度の変動とは異なり上昇傾向にはなく、内部生産がCOD濃度上昇の直接の原因とは考えられない。北湖のCODの経月変動を図7に示したが、植物プランクトン量が少なく完全循環している3月のデータを見るとCODの年平均値の変動と同様に上昇しており、この現象は北湖全体で起こっており、溶存態の有機物濃度の上昇が起因していると考えられる。しかしながら、濃度上昇分のCODの発生源については明らかになっていない。なお、図5に示したようにBOD濃度は減少傾向にあり、分解しにくい有機物が蓄積している可能性が高い。

次に栄養塩の濃度変動について概観する。琵琶湖北湖、南湖とも湖沼法的环境基準でⅡ類型に該当しており、全窒素 0.20mg l^{-1} 、全リン 0.010mg l^{-1} という基準値が設定されている。しかし、図8、9のとおり年平均値は、北湖のリン以外は基準を越えている。富栄養化に関するOECDの基準では、貧栄養湖のリン濃度は年平均で 0.010mg l^{-1} 以下、中栄養湖は 0.035mg l^{-1} 以下とされており、この基準に従えば、北湖は貧栄養湖に、南湖は中栄養湖に分類される。さらに、全窒素濃度はCOD同様約10年間上昇傾向にあり、リンが横ばいもしくは減少傾向にあるのとは対照的である。図10の北湖における全窒素：全リンをみると、ここ数年大幅に大きくなっており、1979年度に26であったものが1996年度には49まで約2倍に上昇した。図11に示したように、全窒素濃度の上昇に伴い、琵琶湖の主要な窒素栄養塩である硝酸態窒素濃度も上昇している。特に、図12の経月変動に示されるように、植物プランクトンの生産が少ない北湖の循環期(1~3月)の濃度が上昇し

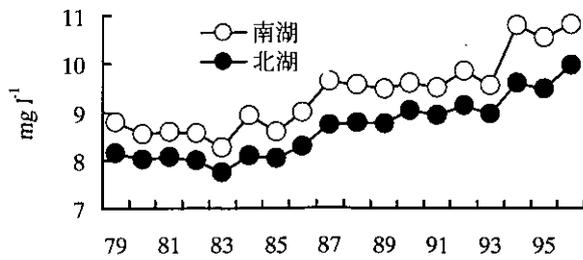


図13 北湖 Cl⁻ の経年変動

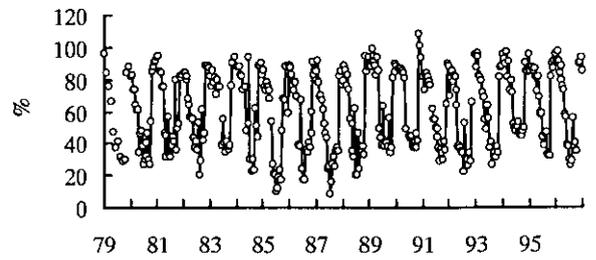


図15 底層における DO の経月変動 (今津沖中央 水深 90m)

ており、全窒素：全リンの上昇の影響によって生産が活発になる春季に植物プランクトンに摂取されない硝酸態窒素が増え、1993、1995、1996年度と夏季に枯渇しない現象が生じている。このように、琵琶湖では窒素過多の状況が進行している。

栄養塩ではないが、塩化物イオン濃度もCODや全窒素濃度同様1984年頃から濃度上昇している(図13)。塩化物イオンは琵琶湖水中で変化しないと考えられる。上昇した原因として、陸域での発生量が増加した、つまり人為的発生源の増大が考えられるが、近年の降水量の減少により、負荷量は一定でも流入水量が減ったため、濃度が増加したということも考えられる(滋賀県, 1982-1997)。塩化物イオンの濃度上昇原因が分かれば、その他の汚濁物質の濃度変動に何らかの示唆を与えられると思われる。

5. 鉛直方向の水質変動

前項では、表層での水質変動を概観したが、本項では琵琶湖北湖水深90mの地点における調査結果をもとに、鉛直方向での水質変動を考察する。本採水地点は、琵琶湖東岸の長浜市と西岸の今津町を結ぶ線上の中央地点で、1979年4月から月2回の調査が行われてきている。採水はバンドーン採水器で、水温および溶存酸素はセンサーを湖水中に下ろして現地で測定した(滋賀県立衛生環境センター, 1996)(データは滋賀県(1982-1997)に記載されている)。

湖沼では、富栄養化の進行に伴い表層で有機物の生産が活発になり、それが沈殿し分解することによって、深層の溶存酸素が減少するといわれている。底層直上水深90mから水深30mの溶存酸素飽和度の変化を、1996年度を例に図14に示したが、成層が生じる4月以

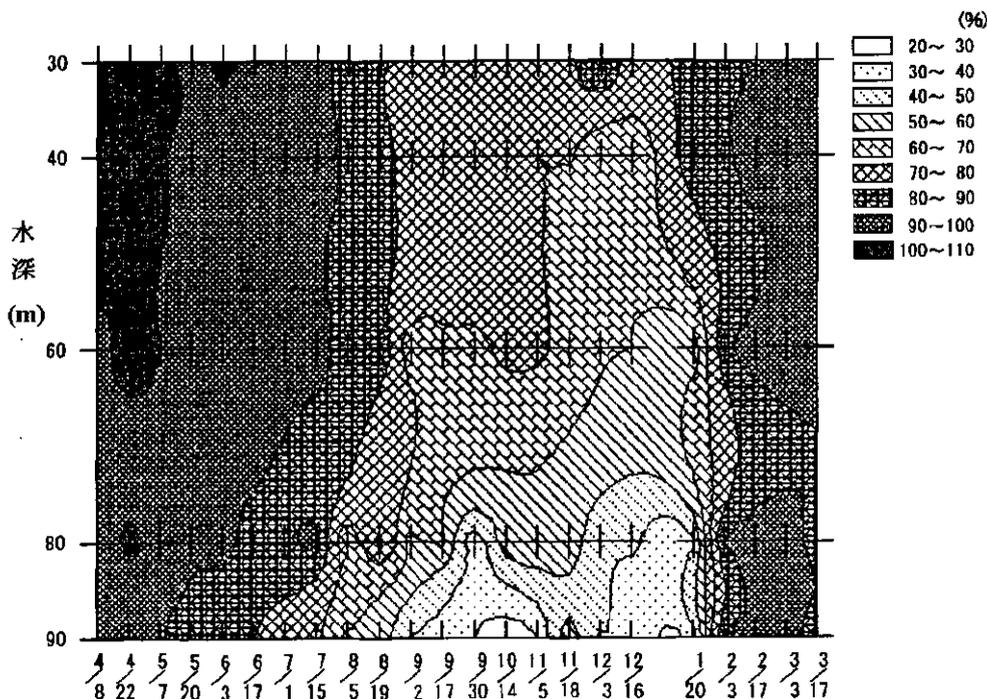


図14 北湖底層溶存酸素飽和度の鉛直分布

降溶存酸素飽和度は低下してゆき、全層循環する1月頃に表層と同じ約90%の飽和度に戻る。また、溶存酸素飽和度の経月変化を図15に示したが、各年とも成層期末期には、40%以下にまで低下する。1985年10月および1987年10月には10%程度とかなり嫌気性の状態になったが、最近ではほぼ30%程度までの低下でとどまっている。

図16に成層期(1994年9月)の栄養塩濃度を示した。底層に沈降した物質が分解することによって、栄養塩等の再溶出が起こるが、底層での濃度上昇が顕著な物質としてはリン酸態リンと溶性珪酸がある。一方、窒素成分では、この図には示していないがアンモニウム態窒素は全水深にわたって濃度は0.01mg l⁻¹程度と低い。また、硝酸態窒素は、成層期に表層では消費され低濃度になり、躍層下では有機態窒素の分解によって濃度が上昇する。この濃度上昇は躍層下全層で同時に起こっており溶存有機態窒素の分解によるものと思われる。底泥からの溶出の影響は、湖水中での分解に伴うものに比べれば小さい。また、アンモニウム態窒素や亜硝酸態窒素は高濃度にならないことから、硝酸への酸化がきわめて速い速度で進行していると考えられる。

溶存酸素がかなり存在する状態からリンの溶出が起こっていることから、好気的な分解によるものと考えられる。嫌気性下でリンの溶出が促進されるが、本調査地点においてはそのような事例は観察されていない。図17にリン酸態リンの水深90mの濃度変動を示したが、成層が始まるとともにリンの溶出がみられる。90m層でのリン酸態リン濃度の最高値は、1986年9月の0.019mg l⁻¹、次いで1985年10月の0.018mg l⁻¹である。この両年とも最低溶存酸素飽和度は10%台であり、底層での有機物の分解が大きく影響していることが示唆される。しかし、その他の年度でも0.010~0.015mg l⁻¹の濃度で溶出が見られる。

6. 渇水時の水質変動

ここ10年間で琵琶湖水質に大きな影響を与えた気象条件としては、琵琶湖の水位が過去最低の基準水位から-123cmまで下がった1994年の夏季の少雨、高温が挙げられる(山中ら, 1995)。琵琶湖の水位と降水量を

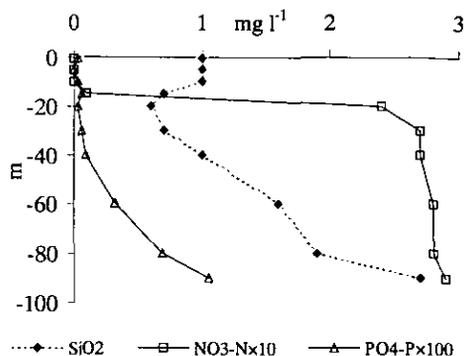


図16 鉛直方向の栄養塩濃度

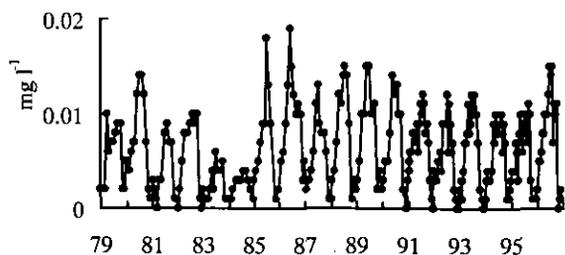


図17 底層におけるPO₄-Pの溶出(今津沖中央 水深90m)

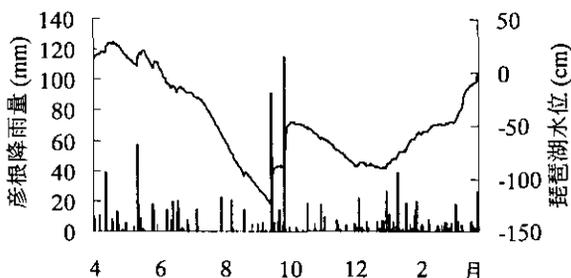


図18 渇水時(1994)の降水量と琵琶湖水位

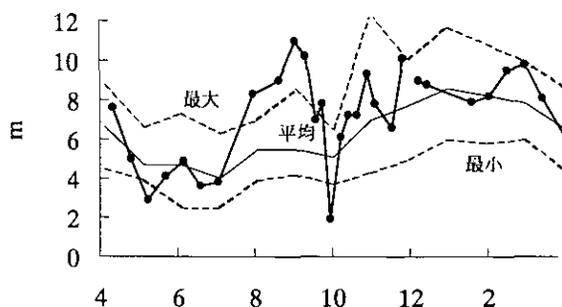


図19 琵琶湖北湖中央部(今津沖中央)での透明度の変動(1994)。平均、最大、最小は過去10年間のもの。

図18に示したが、6月以降大きな降水がなく、9月中旬にかけて水位は低下し続けた。その後、9月中旬の前線による降雨と9月末の台風による降雨で水位は大幅に回復した。

この気象下において、図19に示したように北湖では

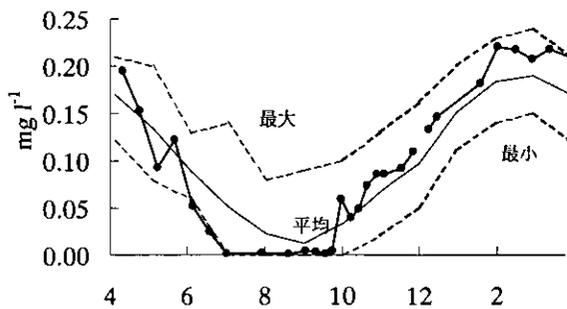


図20 琵琶湖北湖中央部(今津沖中央)でのNO₃-Nの変動(1994). 平均、最大、最小は過去10年間のもの。

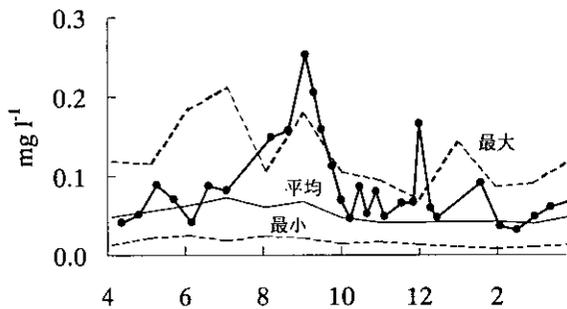


図21 赤野井湾でのTPの変動(1994). 平均、最大、最小は過去10年間のもの。

透明度の大幅な上昇が見られた。これは、栄養塩が河川から流入しないため、図20に示した硝酸態窒素の変動のように、早い時期に植物プランクトンに吸収され枯渇し、また生産されたプランクトンも、安定した水温構造のため沈降しやすく、表層域での栄養塩の回帰も少なくなったために引き起こされた現象である。また、クロロフィルa、全窒素、全リンも夏季の間、かなりの濃度低下が見られた。一方、南湖では湖水の滞留と濃縮によってCOD濃度の上昇が見られ、さらに南湖

の北東に位置する閉鎖性が強い赤野井湾では、高い栄養塩濃度の河川水が、南湖の水と混合することなく滞留し、また図21のリン濃度の変動に示されるように、底泥からのリンの溶出によってきわめて富栄養化し、延べ27日間というかつてない長期間のアオコの発生が観察された。

9月の2回の降雨で水位は回復したが、栄養塩である硝酸態窒素は前線性の降雨時には、ほとんど濃度は上昇しなかったが、台風時には大きな濃度上昇があった。これは、水深10mまで硝酸態窒素が枯渇しており、河川からの流入だけでは濃度は回復せず、台風による物理的な鉛直混合で躍層より下の水が表層までもたらされたためである。この時の水温変動を図22に示した。

7. 植物プランクトン種の変動

このような水質状況下でどのような植物プランクトンが増加したかを、衛生環境センターが1978年から実施しているの月2回の調査から考察した。優占種の変遷を図23に示した(一瀬ら, 1996)。

優占したプランクトン種の特徴から、調査期間を1978~1985年、1986~1990年、1991~1995年の3つに分けた。各期間の特徴を以下に述べる。

7-1. 1978~1985年

この期間は毎年、限られた種類が周期的に出現していた。冬季は琵琶湖の固有種である *Melosira solida* が優占することが多く、春季には淡水赤潮の原因となる *Uroglena americana* が優占種となった。また、夏季、秋

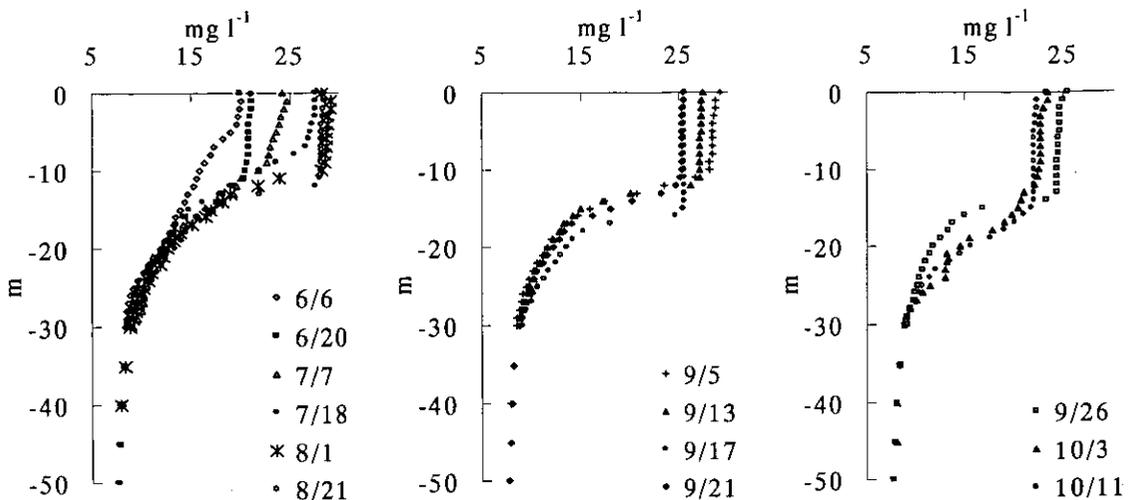


図22 水温の鉛直プロファイル(今津沖中央, 1994)

月年	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
78	MS	MS	FC	AFM	UA	UA	PL	PL	PL	PB	PB	PB
79	CAS	CAS	MS	MS	SCP	MS	UA	UA	CAS	CC	PL	OS
80	SCP	MS	FC	MI	FC	MI	SCP	AFM	AFM	UA	UA	OO
81	FC	FC	MS	MS	MS	MS	FC	MS	UA	UA	UA	PL
82	MS	OS	OS	MS	OS	SCP	AF	SCP	UA	PL	PL	PL
83	MS	AFM	DP	MS	MS	AF	AF	CH	UA	UA	SP	PL
84	MS	MS	MS	MS	MS	FC	AF	UA	UA	PL	PL	PL
85	OS	MS	PL	MS	MS	SCP	SCP	SCP	UA	UA	SCP	CAS
86	SCP	SCP	CP	MS	CP	AF	AF	UA	UA	SCP	SCP	SCP
87	SDO	SCP	SCP	SCP	SCP	SCP	CR	UA	FC	FC	UA	CC
88	SCP	AFM	AFM	UA	UA	SJ						
89	SCP	AFM	UA	UA	AFM	GL						
90	PR	COS	AF	AF	AF	FC	CR	UA	UA	UA	CO	CO
91	SCP	SCP	SCP	COS	AF	AF	AF	SCP	UA	UA	FC	SC
92	FC	AF	AF	AF	AF	FC	UA	UA	UA	CAS	CAS	CAS
93	CAS	CAS	AFM	AFM	PB	FC	CH	UA	UA	UA	CAS	SCP
94	SC	FC	SCP	FC	SC	AF	UA	UA	UA	UA	CAS	DP
95	FC	SC	SC	SC	OO	UA	UA	UA	FC	SCP	UA	PL

- GL *Gomphosphaeria lacustris*
- CD *Chroococcus dispersus*
- CDM *Chroococcus dis. v. minor*
- AC *Aphanothece clathrata*
- BO *Botryosphaerella sp.*
- GL *Chlorocloster sp.*
- UA *Uroglena americana*
- PR *Pseudokephyrion sp.*
- CH *Chromulina sp.*
- CP *Chrysocapsa planctonica*
- CR *Chrysoamoeba radians*
- MS *Melosira solida*
- MI *Melosira italica*
- MG *Melosira granulata*

- SC *Stephanodiscus carconensis*
- SCP *Stephanodiscus car. v. pusilla*
- CY *Cyclotella sp.*
- FC *Fragilaria crotonensis*
- AF *Asterionella formosa*
- PE *Peridinium berolinense*
- CF *Cryptomonas sp.*
- DP *Dictyosphaerium pulchellum*
- DS *Dictyosphaerium subsolitarium*
- DI *Dictyosphaerium sp.*
- SJ *Schroederia judayi*
- DJ *Dactyosphaerium jurisii*
- SP *Sphaerocystis sp.*
- GV *Gloeocystis vesiculosa*

- MT *Monoraphidium tortile*
- MC *Monoraphidium contorta*
- CH *Chlamydomonas sp.*
- AFM *Ankistrodesmus fal. v. mirabile*
- PL *Planktosphaeria sp.*
- PB *Pediastrum biwae*
- CC *Coelastrum cambricum*
- CO *Coenochloris sp.*
- OS *Oocystis submarina*
- OO *Oocystis sp.*
- COE *Coenocystis sp.*
- GL *Gloeocystis sp.*
- COS *Cosmocladium constrictum*
- CAS *Closterium aci. v. subpronum*
- SDO *Staurastrum dor. v. ornatum*

	藍藻網		黄色鞭毛藻網		珪藻網		渦鞭毛藻網		緑藻網
	黄緑色藻網		珪藻網		褐色鞭毛藻網				

図23 琵琶湖の植物プランクトン優占種の変遷 (今津沖中央, 1978-1995年)

季には緑藻の *Planktosphaeria* sp., *Pediastrum biwae* (琵琶湖固有種), *Staurastrum dorsidentiferum* var. *ornatum* や珪藻の *Fragilaria crotonensis* が優占することが多かった。

7-2. 1986～1990年

この期間には、夏季の優占種の出現期間が短くなり、秋季にかけて様々な種が出現するのが特徴である。冬季は、前期間では *Merosira solida* がほとんどの期間優占していたが、1986年2月以降優占種となることはなく、最近ではほとんど観察されない種になっている。この期間優占種となったのは、珪藻の *Stephanodiscus carconensis* var. *pusilla* である。春季は前期間と同じく *U. americana* が優占種であったが、夏、秋季は緑藻を中心に黄色鞭毛藻、黄緑藻、珪藻および藍藻と様々な種が優占した。

7-3. 1991～1995年

1986年以降、優占種の交代が頻繁になったが、1991年以降はさらに優占種の交代が多くなった。冬季には、以前に優占した *M. solida* や *S. carconensis* var. *pusilla* の細胞数が減少した結果、細胞容積は小さいが常に一定数存在する褐色鞭毛藻の *Cryptomonas* sp. が優占種になることが多く、またその他にも珪藻や緑藻の様々な種が優占種になるようになった。春季は、過去と同じく *U. americana* が優占種となったが、夏季には、これまで優占種になることのなかった緑藻の *Gloeocystis* sp. や *Dictyosphaerium* sp., 藍藻の *Gomposphaeria lacustris* や *Aphanothece clathrata* が優占種となった。また、秋季は緑藻、褐色鞭毛藻、藍藻、珪藻、黄緑藻などが早いサイクルで交代した。

8. 水の華の形成

近年の琵琶湖の富栄養化に伴い、植物プランクトンの大量増殖によって湖面の水色が変化する現象である

水の華が見られるようになってきた。琵琶湖での植物プランクトンの大量増殖の記録としては、1960年の緑藻 *Closterium* 属による水道の濾過障害がある。そして、1977年5月27日に初めての淡水赤潮が浜大津港付近で観察された。

琵琶湖における淡水赤潮は、黄色鞭毛藻綱の *Uroglena americana* が湖水1ml中に300群体以上増殖し、湖面の色を褐色に変える現象である。*U. americana* の増殖に適する水温は15～20℃であり、4月後半に南湖から増殖し始め、5月以降北湖へと分布が広がる。この時期は、冬季に優占する珪藻から夏季に優占する緑藻への過渡期であることも *U. americana* にとって有利であると考えられる。また、*U. americana* は走光性を持ち、晴天で風の穏やかな日に湖面に浮上して淡水赤潮を形成する。この淡水赤潮は1986年と1997年を除いて毎年出現している(滋賀県, 1996; 滋賀県立衛生環境センター, 1984-1986; 一瀬・若林, 1993)。

さらに1983年9月21日には、藍藻の *Anabaena* 属および *Microcystis* 属によるアオコが南湖湖岸域で発生した。翌1984年には発生が観察されなかったが、1985年以降1997年まで毎年発生している(滋賀県, 1996)。1993年までは南湖の湖水が滞留しやすい一部水域で発生が観察されたが、前述の赤野井湾で27日間発生した1994年以降は、長浜港を中心に北湖でも観察されるようになった。

1985年の夏季に、南湖でアオコの原因となる *Anabaena* 属および *Microcystis* 属の群体数をモニタリングした。7月から9月にかけて無機態窒素濃度が低いにも関わらず *Anabaena* 属の群体数の増加が観察された。これは *Anabaena* 属が窒素固定能を持つためと考えられた。*Anabaena macrospora* と *Anabaena affinis* の制限栄養塩をAGP試験で調査した結果、リンとキレート鉄が制限していることが推察された(一瀬ら, 1991)。

また、1994年に赤野井湾および長浜港で発生したアオコの藻体を5%酢酸水溶液抽出-液体クロマトグラ

表3 アオコ発生時におけるマイクロキスチンの藻体内濃度

アオコ発生場所	発生年月日	マイクロキスチン (μ g dry100mg ⁻¹)			<i>M. aeruginosa</i> 群体数 ml ⁻¹
		RR	YR	LR	
長浜港	1994/8/23	125	10 未満	77	66000
赤野井湾	1994/9/1	64	10 未満	42	8200

フ法(渡辺ら, 1994)によって、表3のとおりアオコ毒素であるミクロキスチンを検出した。

その他に、1989年7月にはその大きさからピコプランクトンに分類される藍藻の *Synechococcus* による北湖の透明度の低下が観察された(若林ら, 1992; Maeda et al., 1992)。この時には、例年5~6mある透明度が2~3mまで低下したが、通常の光学顕微鏡下で観察されるプランクトンはほとんどおらず、落射蛍光顕微鏡によって1mlあたり100万細胞以上のピコプランクトンが観察された。この現象は1991年まで3年間観察された。透明度の低下は引き起こさないが、毎年6~7月に細胞数の増大が観察される。

琵琶湖で観察されるピコプランクトンには、藍藻で2種(中間的なものを含めて3種)、緑藻で1種観察されているが、北湖では、補助色素としてフィコエリスリンをもつ蛍光顕微鏡下で明るい橙色に見える種類が増殖するが、南湖では、それ以外に補助色素としてフィコシアニンしか持たない蛍光顕微鏡下で暗い赤色に見える種類が増加することがある。

その後の調査(環境庁企画調整局環境研究技術課, 1998)で、ピコプランクトンの増加にはその捕食者である無色従属栄養鞭毛虫が少なく、また栄養塩のリンを取り合う競争相手となる他の植物プランクトンがないことと窒素源である硝酸態窒素が残存していることが必要である。このような条件を作り出すためには、高気温による長期間の水温構造の安定とその後の気温低下による鉛直循環が必要であると考えられた。

緑藻では、1986年12月に *Staurastrum dorsidentiferum* var. *ornatum*、1992年7月には *Closterium aciculare*、1995年8月には *Gloeocystis* sp. による北湖の透明度の低下、ならびにクロロフィル a 濃度の増加があった。

9. 参考文献

「琵琶湖」編集委員会(1983): 琵琶湖その自然と社会. サンプライツ出版, 京都.
一瀬 諭・若林徹哉・山中 直・園 正・内藤幹滋・川部浩市・前畑佳代・田中勝美・野村 潔(1991): 琵琶湖におけるピコプランクトンの異常増殖—1989~1990—(1)ピコプランクトンおよび他のプランクトン相. 滋賀県立衛生環境センター所報, 26: 138-155.
一瀬 諭・若林徹哉(1993): 琵琶湖における「淡水赤潮」の発生状況およびその原因プランクトン *Uroglena americana* の分布について—1990~1993—. 滋賀県立衛生環境センター所報, 28: 118-130.

一瀬 諭・若林徹哉・松岡泰倫・山中 直・藤原直樹・野村 潔(1996): 琵琶湖北湖における植物プランクトン相の変遷(1978~1995). 滋賀県立衛生環境センター所報, 31: 84-100.
環境庁企画調整局環境研究技術課(1998): 平成8年度環境保全研究成果集(現在印刷中).
近畿農政局滋賀統計情報事務所(1996): 平成7年次滋賀県農林水産統計年報.
Maeda, H., A. Kawai and M. M. Tilzer(1992): The water bloom of Cyanobacterial picoplankton in Lake Biwa, Japan. *Hydrobiologia*, 28: 93-103.
滋賀県(1982-1997): 滋賀県環境白書資料編(昭和55~平成9年度版).
滋賀県(1996): 滋賀の環境, 13-16.
滋賀県琵琶湖研究所(1986): 琵琶湖流入河川の土地利用と水収支. 滋賀県地域環境アトラス,
滋賀県立衛生環境センター(1984-86): 琵琶湖における「水の華」に関する調査報告書(昭和59~61年).
滋賀県立衛生環境センター(1996): 平成6年度湖水琵琶湖水质詳細調査報告書.
滋賀県立衛生環境センター(1997): 平成8年度琵琶湖水质調査報告書.
滋賀県水産試験場(1922-1996): 滋賀県水産試験場研究報告(大正11~平成7年度).
園 正・野村 潔(1991): 琵琶湖生態系モデルに関する研究(2)琵琶湖の水収支と水質との関係. 滋賀県立衛生環境センター所報, 26: 44-61.
若林徹哉・一瀬 諭・山中 直・園 正・田中勝美・野村 潔(1992): 琵琶湖におけるピコプランクトンの異常増殖(第2報). 滋賀県立衛生環境センター所報, 27: 70-76.
渡辺真利代・原田健一・藤木博太編(1994): アオコその出現と毒. 東京大学出版, 東京.
山中 直・藤原直樹・佐貫典子・松岡泰倫・若林徹哉・一瀬 諭・田中勝美(1995): 1994年の湖水に伴う琵琶湖水质の変動. 環境システム研究, 23: 376-381.

福岡県内ダム湖の水質及び植物プランクトンの推移 —日向神ダム湖、力丸ダム湖、広川ダム湖—

笹尾敦子

福岡県保健環境研究所 (〒 818-0135 福岡県太宰府市大字向佐野 39)

Water Quality and Phytoplankton of Hyugami, Rikimaru and Hirokawa Reservoirs in Fukuoka Prefecture

Atsuko Sasao

Fukuoka Institute of Health and Environmental Sciences, 39 Mukaizano, Dazaifu, Fukuoka 818-0135, Japan

1. はじめに

福岡県には天然の湖沼がない。県内には一級 4 水系 189 河川、二級 52 水系 145 河川、その他 311 河川がある (福岡県土木部河川開発課, 1994) が、これらの河川の流域面積は小さく、河川長は短く、急勾配である。そのため、生活のための上水道源、農業用水、さらに工業用水などはダム湖に依存しているのが現状であり、ダム湖の水質保全本が急務となっている。

県内には大小 30 あまりのダム湖があるが、これらのダム湖のうち、規模が福岡県内最大である日向神ダム湖、富栄養化が進行している力丸ダム湖及び小規模であるが藻類の異常増殖が観察されている広川ダム湖の 3 ダム湖において、1996 年度春、夏、秋の 3 回水質及び植物プランクトン相の現状を知るために調査を行い、過去の調査データと比較検討した。

2. ダムの概況

日向神ダム (図 1) は矢部川の上流、熊本県及び大分県境に近い八女郡黒木町と矢部村に位置し (標高 310m)、治水及び発電を目的として 1963 年 5 月に完成した重力式コンクリートダムである。本ダム湖の集水面積は 84.3km²、湛水面 1.115km²、総貯水量 2790 万 m³、有効貯水量 2390 万 m³、最大水深 49.0m、平均水深 41.3m、滞留時間は 0.10 年である。また、集水域の土地利用は山林が 94.0%、畑地が 0.8%、水田が 3.8%、その他が 1.4% である。ダム湖上流の人口は約 770 人であ

る。ダムサイトの地質は輝石角閃安山岩からなる。

力丸ダム (図 1) は遠賀川水系八木山川の上流、鞍手郡若宮町と宮田町に位置し (標高 105m)、治水、上水、工業用水を目的として、1965 年 6 月に完成した重力式コンクリートダムである。本ダム湖の集水面積は 34.1km²、湛水面積は 0.79km²、総貯水量 1320 万 m³、有効貯水量 1250 万 m³、最大水深 32.5m、平均水深 28m、滞留時間 0.05 年である。集水域の土地利用は山林が 88.7%、畑地が 0.8%、水田が 5.6%、その他が 4.9% である。ダム湖上流の人口は約 133 人と少ないが、ゴル

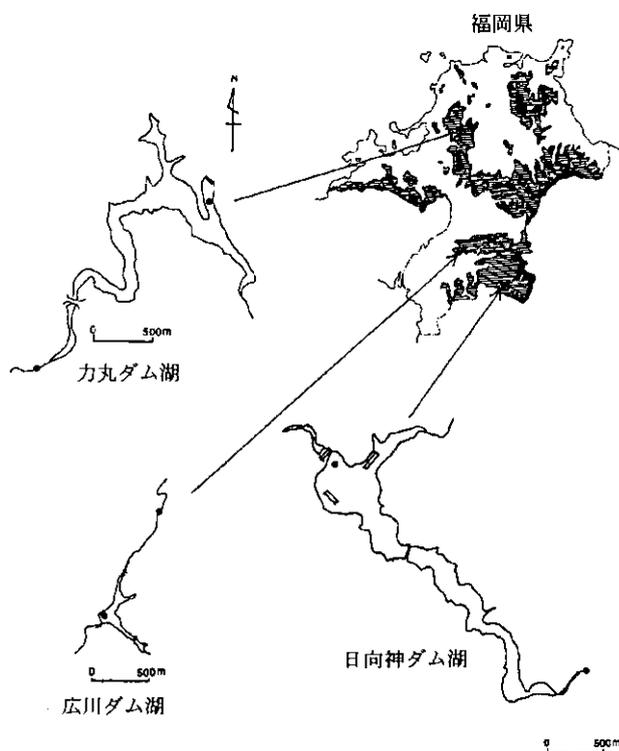


図 1 日向神ダム湖、力丸ダム湖及び広川ダム湖の位置図と調査地点 (●)。

フ場 (1.32%) や採石場があり、また、ダム湖畔にはリ
 クレーションの場として冬季スケート場を開設する。
 これらのことから、ダム湖水の水質の悪化が懸念され
 ている。ダムサイトの地質は凝灰石砂岩頁岩からなる。

広川ダム (図1) は広川の上流、八女郡広川町に位置
 し (標高 110m)、防災及び農業用水を目的として 1971
 年に完成したセンターコアゾーンタイプダムである。
 本ダム湖の集水面積は 9.4km²、湛水面積は 0.12km²、総
 貯水量 99 万 m³、有効貯水量 80.2 万 m³、最大水深 13.0m、
 平均水深 7.9m、滞留時間 0.04 年である。集水域の土地
 利用は山林が 90.0%、畑地が 7.5%、水田が 2.3%、その
 他が 0.2% で、畑地のうち 3.2% は茶畑が占める。ダム
 湖上流の人口は約 370 人である。ダムサイトの地質は
 絹雲母片岩からなる。本ダム湖は小規模であり、降雨
 量の多い時を除き主要流入河川は 1 河川のみである。

なお、日向神ダム湖と力丸ダム湖の漁獲高を表 1 に
 示す。日向神ダム湖の漁獲は各年度ともオイカワ、ア
 ユ、コイが上位を占めたが、異常渇水があった 1994 年
 にはコイに比しウグイが多く、またその年の漁獲高は
 前年の半分の 1175kg に落ちた。しかし 1996 年まで
 には回復し、2706kg となった。力丸ダム湖は日向神ダム
 湖に比べ漁獲高は約 10 分の 1 の 20kg、魚種もコイとフ
 ナの 2 種類と少なかった。なお、日向神ダム湖ではコ
 イの養殖が 1973 年から開始され、現在 7 × 7 × 2m の
 網生け簀が 2 カ所設置 (図 1) されている。3 月頃稚魚
 を放流、給餌し、翌年秋に出荷する。1 つの生け簀で約
 5t の生産が見込まれている。

表 1 日向神ダム湖及び力丸ダム湖における近年の漁獲高 (kg)

	Hyugami Reservoir				Rikimaru Reservoir		
	1993	1994	1995	1996	1994	1995	1996
<i>Plecoglossus altivelis</i>	483	457	633	805			
<i>Cyprinus carpio</i>	349	68	310	375	60	120	100
<i>Carassius carassius</i>	70	52	182	203	200	80	100
<i>Zacco platypus</i>	1156	352	460	937			
<i>Leuciscus (Tribolodon) hakonensis</i>	83	133	148	125			
<i>Anguilla japonica</i>	95	40	120	114			
<i>Hypomesus transpacificus nipponensis</i>	71	33	69	131			
<i>Salmo (Oncorhynchus) masou</i>	3	8	7	4			
<i>Pseudogobio (Pseudogobio) esocinus</i>	7	14	24	10			
others	34	18	11	2			
total	2351	1175	1964	2706	260	200	200

3. 調査方法

1996 年の調査は日向神ダム湖では 6、9、10 月に、力
 丸ダム湖では 5、7、10 月に、広川ダム湖では 6、7、9
 月にダムサイト近くで実施し、湖水を採取し、冷暗状
 態で実験室に持ち帰り、水質の測定及び植物プランク
 トンの種類 (属)、細胞数を計数した。水質分析方法は
 JISK0102 及び上水試験法に準拠した。ただし、TN は
 過硫酸カリウム分解-紫外線吸光度法、TP は過硫酸カ
 リウム-モリブデンブルー法を用いた。植物プランク
 トンの計数は試水 (数が多い場合は原液) を濃縮し、界
 線入りスライドグラスを用い、水野 (1975)、広瀬・山岸
 (1981) に基づき属まで同定した。

ダム流入河川水及びダム湖心表層水の長期間に亘る
 水質の推移は、日向神ダム湖では環境白書 (福岡県、
 1984-1996) を、力丸ダム湖では水質試験年次報告 (北
 九州市水道局、1984-1996) を、広川ダム湖では広川ダ
 ム湖の富栄養化防止対策調査研究報告書 (福岡県保健
 環境研究所、1992-1996) を参照した。日向神ダム湖で
 は 1984 年度から年 4 回、力丸ダム湖では 1984 年度か
 ら月 1 回、広川ダム湖では 1992 年度から月 1 回の調査
 が行われていた。

過去の植物プランクトンの消長は力丸ダム湖では水
 質試験年次報告 (北九州市水道局、1984-1996)、広川ダ
 ム湖では笹尾・松尾 (1993, 1997) を参照した。日向神
 ダム湖はデータがなかった。

表2 日向神ダム湖、カ丸ダム湖及び広川ダム湖の表層水の水質

		W.T.	Trans.	DO	pH	E.C.	COD	TN	TP	Chl.a
		℃	m	mg l ⁻¹		μS cm	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	μg l ⁻¹
Hyugami Reservoir	Jun.	22.9	3.3	7.6	7.92	92.3	2.7	0.72	0.015	6.7
	Sep.	24.5	2.4	7.1	7.62	76.3	2.3	2.15	0.016	11.1
	Oct.	21.4	3.2	6.5	7.45	88	-	1.94	0.007	15.6
Rikimaru Reservoir	May	17	1.5	10.5	9.08	155.7	2.7	1.12	0.01	9.9
	Jul.	25.4	1.4	10.3	9.18	125.9	4.6	1.73	0.04	19.3
	Oct.	22.1	3.5	5.4	7.58	134.3	3	2.11	0.005	4.6
Hirokawa Reservoir	Jun.	24.1	4	9	7.88	128	1.7	2.2	0.011	5
	Jul.	26.3	1	12.1	9.01	122.6	3	4.27	0.048	31.9
	Sep.	25.8	0.2	11	11	167.7	20.2	6.11	0.172	203

表3 日向神ダム湖、カ丸ダム湖及び広川ダム湖の主要な出現植物プランクトンと多様性指数

	cells ml ⁻¹								
	Hyugami Reservoir			Rikimaru Reservoir			Hirokawa Reservoir		
	Jun.	Sep.	Oct.	May	Jul.	Oct.	Jun.	Jul.	Sep.
<i>Microcystis</i>								1680	589000
<i>Anabaena</i>					880				
<i>Synedra</i>			32		96			1130	
<i>Aulacoseira (Melosira)</i>		416	990	736	96			148	
<i>Cyclotella</i>		16	48	990	448			8110	
<i>Achnanthes</i>	16	112		416					
<i>Fragilaria</i>			2130	208	528				
<i>Stephanodiscus</i>	880								
<i>Chlamydomonas</i>	32	64	32	32	2020	16	48		240
<i>Chlorella</i>		48	96		112		60	576	240
<i>Kirchneriella</i>								1870	
<i>Scenedesmus</i>	96	256	64	160					
<i>Oocystis</i>		16	16	48		80	12		
<i>Cosmarium</i>	16		16	32	672	80			
<i>Tetraedron</i>		144	16			112			
<i>Dinobryon</i>	208								
<i>Cryptomonas</i>	16	480	32	64	80	16		408	
Total cells	1406	1824	3808	3616	7190	816	144	15200	589500
D.I.*	1.92	3.04	2.09	3.39	3.30	2.73	1.78	2.42	0.01

*: Shannon-Wiener's diversity index

4. 結果

4-1. 水質

各ダム湖における1996年度の水質調査結果を表2に示す。日向神ダム湖は3回の調査間の変動があまりなく、3つのダムの中では水質は比較的良好であった。ただし、TNの値がTPやクロロフィルaの値に比べて高

かった。カ丸ダム湖では7月に透明度、COD、TP、クロロフィルa共に悪い値を示したが、TNは10月に最大であった。広川ダム湖は9月に植物プランクトンの大発生があり、透明度0.2m、COD20.2mg l⁻¹という異常値が観察された。

4-2. 植物プランクトン

各ダム湖に出現した主な植物プランクトン(属)と多様性指数を表3に示す。

日向神ダム湖では6月は珪藻類の *Stephanodiscus* が優占し、次いで黄色鞭毛藻類の *Dinobryon* が多かった。9月は褐色鞭毛藻類の *Cryptomonas* と珪藻類の *Aulacoseira* が優占した。多様性指数は3.04と他の調査月に比べ高かった。10月は珪藻類の *Fragilaria* が優占し、次いで *Aulacoseira* が多かった。

5月の力丸ダム湖は多様性指数が3.39と高く、最優占属は珪藻類の *Cyclotella* で、次いで *Aulacoseira* が多かった。7月も多様性指数が3.30と高く、緑藻類の *Chlamydomonas* が優占し、次いで藍藻類の *Anabaena*、緑藻類の *Cosmarium* が多かった。10月は植物プランクトンが少なく、最も多いものが緑藻類の *Tetraedron* であった。

広川ダム湖では6月植物プランクトン数は非常に少なく、総数で144cells ml⁻¹であった。7月は珪藻類の *Cyclotella* が優占し、次いで緑藻類の *Kirchneriella*、藍藻類の *Microcystis*、珪藻類の *Synedra* が多かった。9月は藍藻類の *Microcystis* のみになり、湖一面がアオコ状態になった。

4-3. 水質の経年的推移

4-3-1. 日向神ダム湖

1994年度は県内全域異常濁水にみまわれ、ダム湖水の採水が2回不可能であったため、欠測であった。日向神ダム湖流入水(図2)の水温は最高24.6℃から最低

3.5℃を推移した。pHは変動が大きく、1989年冬季(6.3)を除き1990年まで8前後であったが、1992年9月及び12月の8.9、8.3を除くと7前後を推移し、異常濁水後、再度8近くになった。CODは1987年8月、1992年6月、1995年6月には4.0mg l⁻¹以上の高い値を示したが、全般に2.0mg l⁻¹以下であった。さらに流入水のTNは例外的にやや高い値もあるが0.7mg l⁻¹を推移した。ここ数年やや変動が大きくなった。TPは1987年5月に0.062mg l⁻¹、1988年3月には0.044mg l⁻¹の値を示したが、他は0.02mg l⁻¹前後を推移した。

ダムサイト湖心の表層水(図3)の水温は最高30℃から最低5℃を推移した。pHは夏季9から冬季7前後を推移したが、1989年2月は6.5、1990年4月は6.6、1991年9月は6.3と低かった。1992年の秋pHは10.2になり、続く2、3年は夏季高く冬季低いパターンであったが、1996年からは変動が少なかった。CODは約5mg l⁻¹から2mg l⁻¹を推移し、1988、1992年の2回を除き、年々減少の傾向がみられた。TNは1990年4月(2.1mg l⁻¹)を除き1.4から0.5mg l⁻¹、またTPは大半が0.04mg l⁻¹以下で推移し、いずれも1993年より濃度は低かった。クロロフィルa量は1986年5月が最高で51μg l⁻¹、続いて9月は42.5μg l⁻¹で、全期間とも夏季高い傾向はあるものの1994年から減少した。

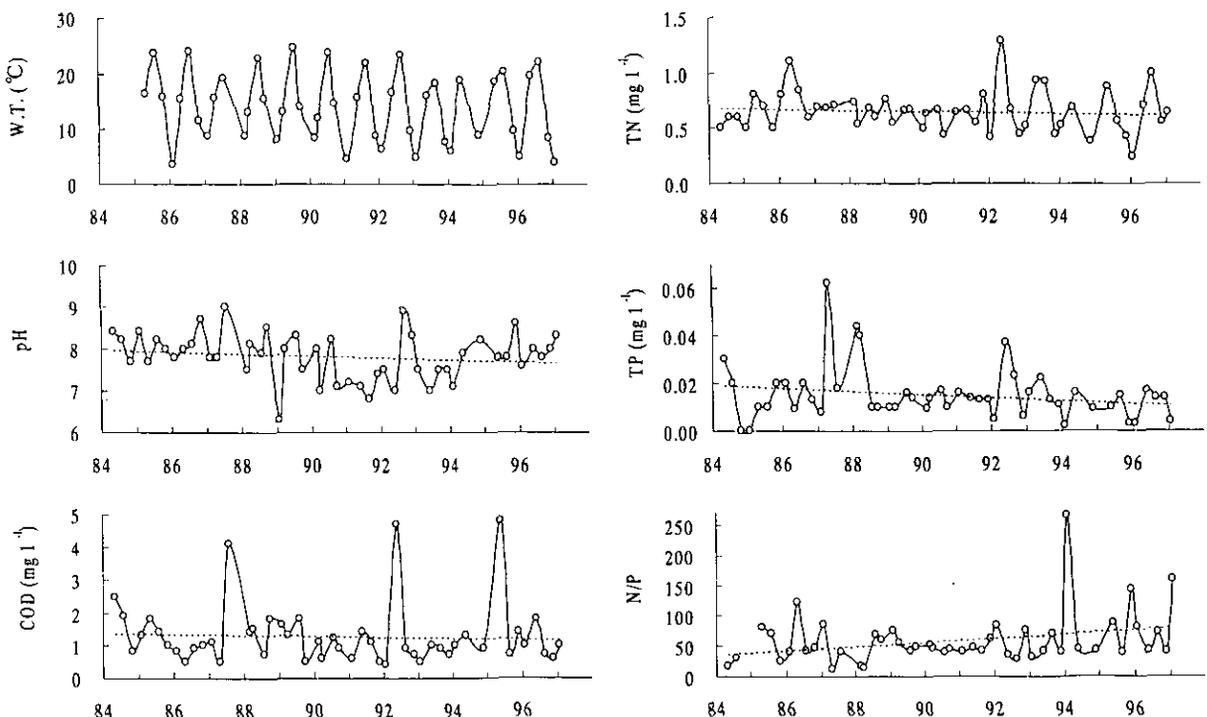


図2 日向神ダム湖への流入河川水における各環境項目の経年変化

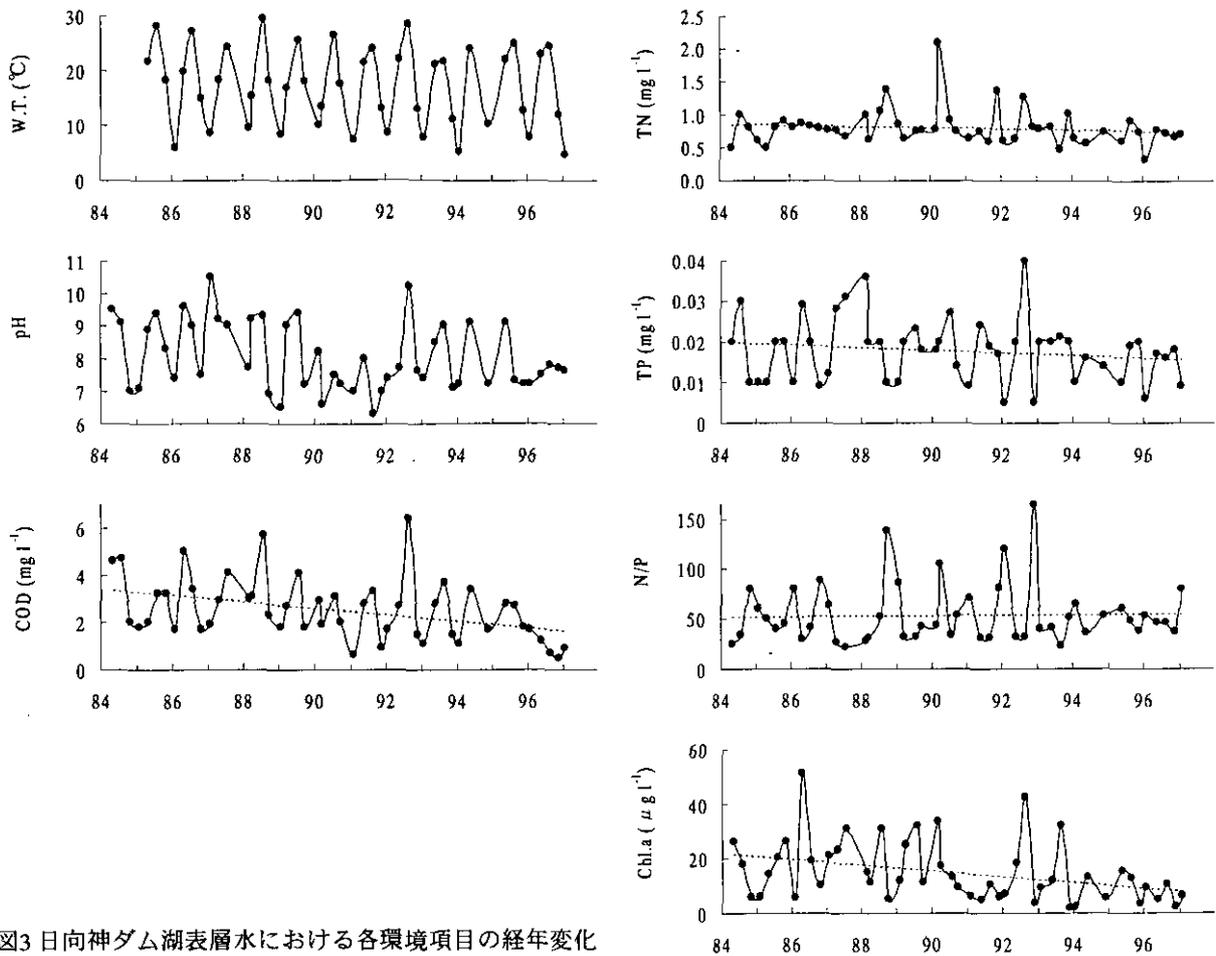


図3 日向神ダム湖表層水における各環境項目の経年変化

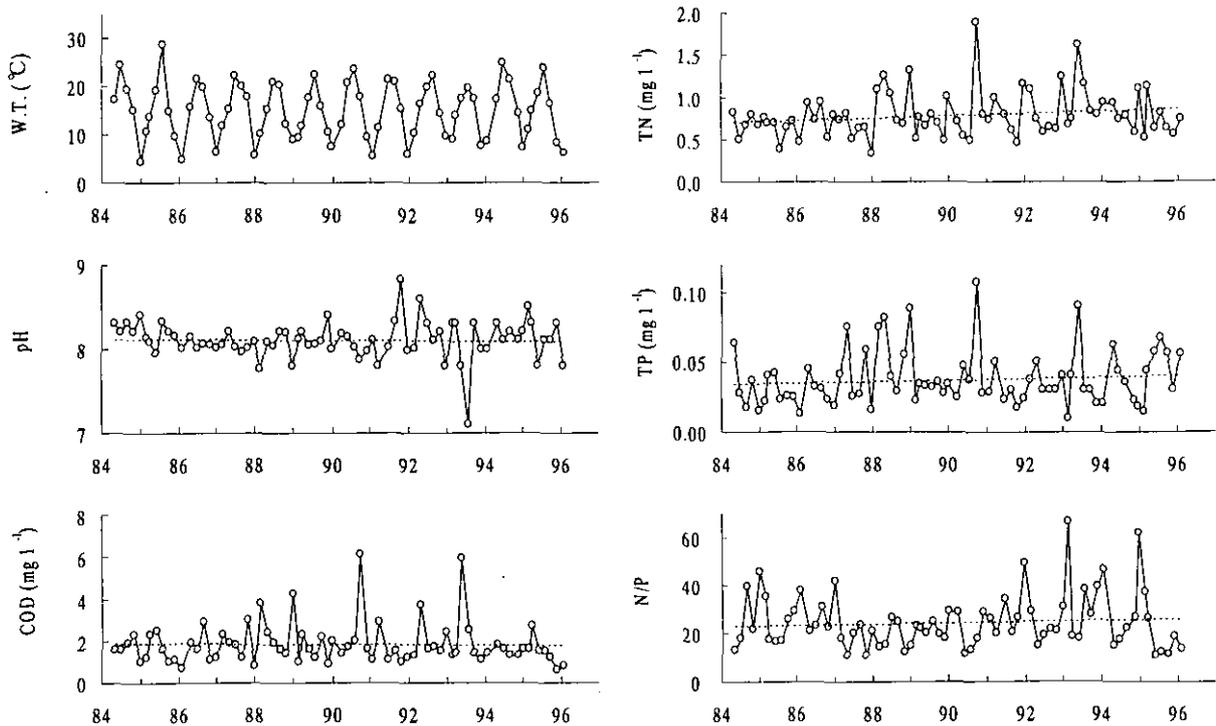


図4 カ丸ダム湖への流入河川水における各環境項目の経年変化

4.3-2. カ丸ダム湖

カ丸ダム湖流入水(図4)の水温は1985年8月(28.6℃)を除き、24℃から4.4℃を推移し、pHは全測定ほぼ

8であった。CODは1990年の10月及び1993年の6月には6mg l⁻¹と高い値を示したが、その他は最高4mg l⁻¹大半は2mg l⁻¹前後で推移した。TNはおよそ1.5mg l⁻¹

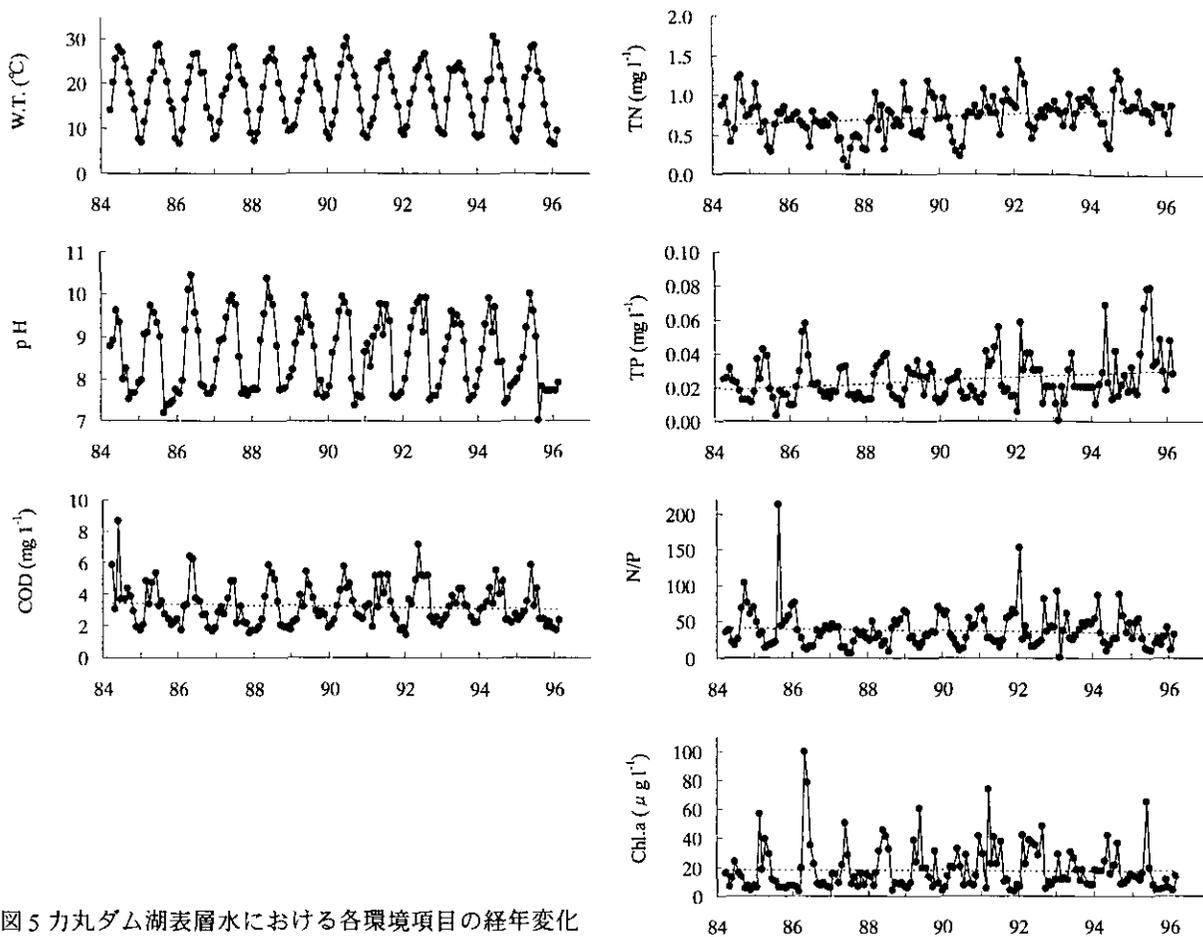


図5 カ丸ダム湖表層水における各環境項目の経年変化

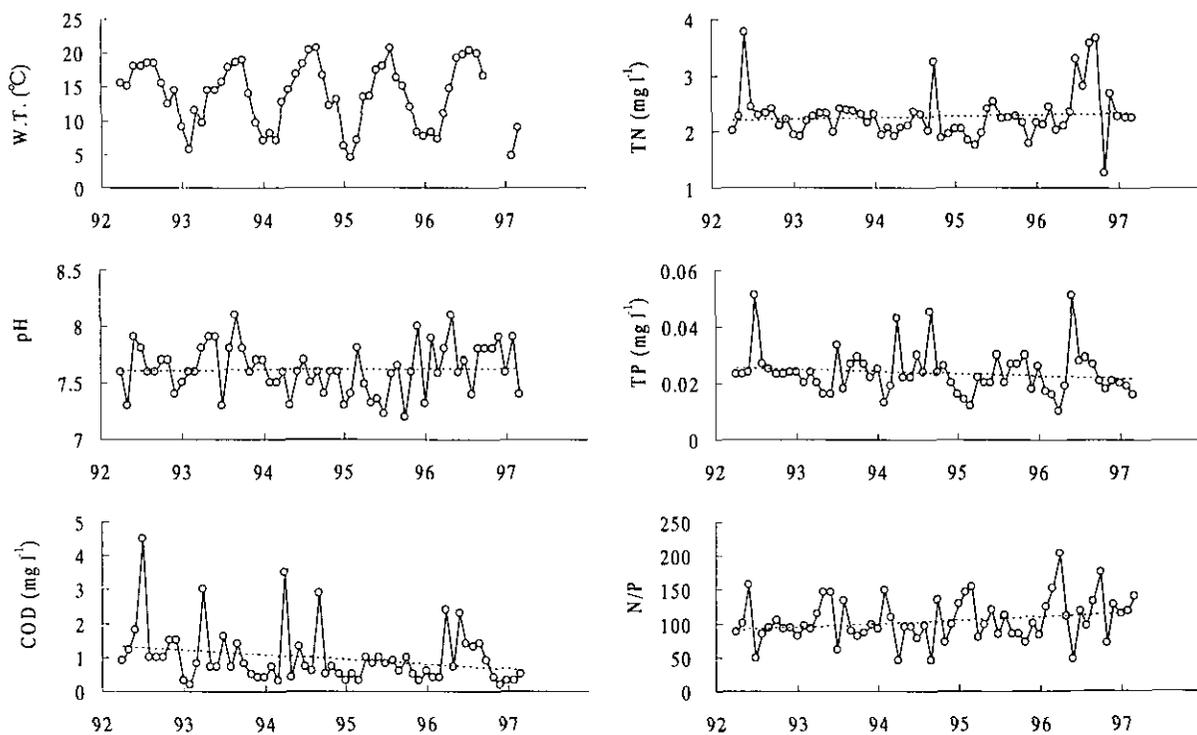


図6 広川ダム湖への流入河川水における各環境項目の経年変化

から 0.5mg l^{-1} を推移したが、緩やかに上昇する傾向が見られた。TPは1990年10月には 0.1mg l^{-1} 以上の値を示したが、 0.4mg l^{-1} 前後を推移した。湖心表層水(図5)

の水温は 30°C から 6.3°C を変動し、pHは夏季高く(最高10.4以上)、冬季低い(最低7.2)パターンを示した。CODも同様のパターンを示し、ほぼ 6mg l^{-1} から 2mg l^{-1}

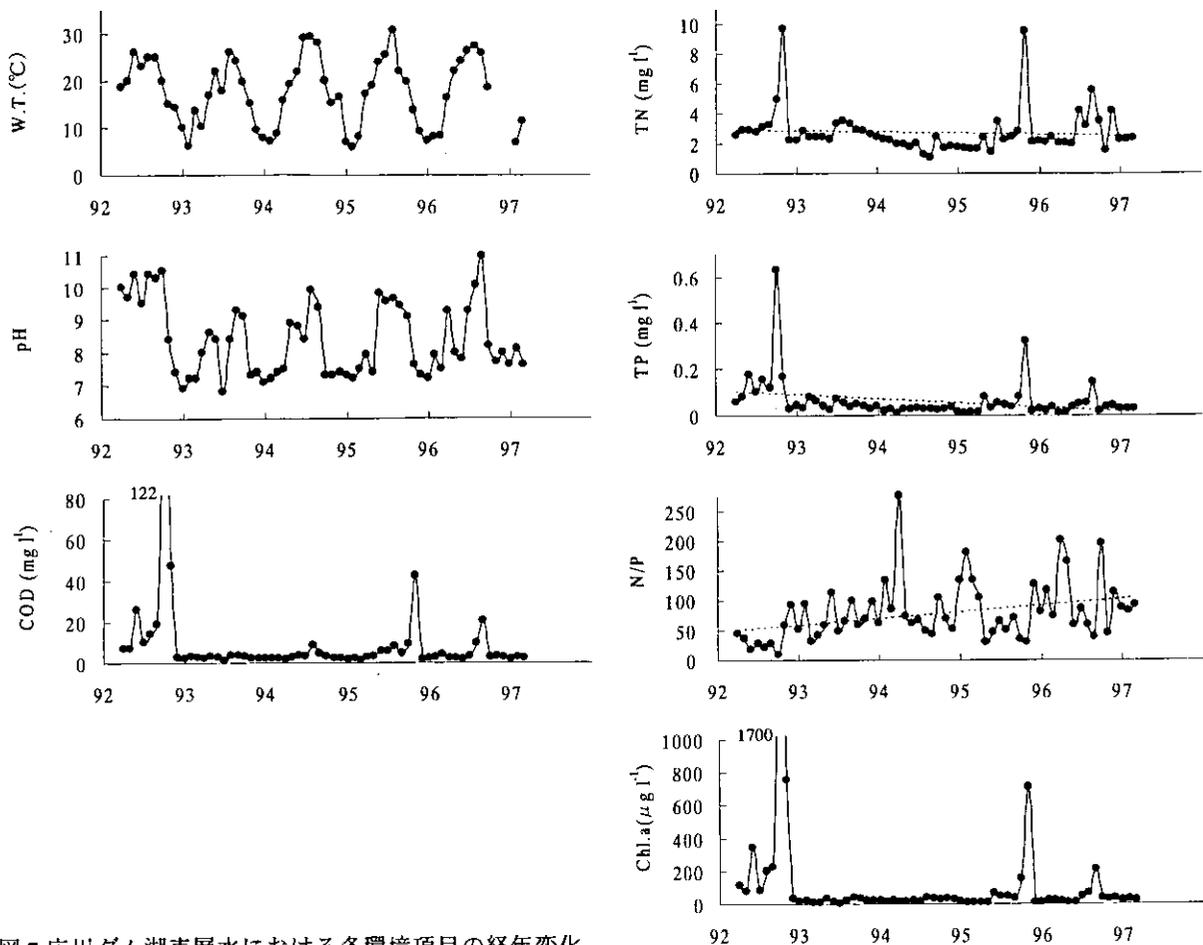


図7 広川ダム湖表層水における各環境項目の経年変化

を変動したが、1984年の夏季には 8.6mg l^{-1} の高い値も見られた。TNは最高 1.4mg l^{-1} から最低 0.2mg l^{-1} の間を変動したが、秋季に減少する傾向が見られた。TPは1993年までは最高 0.058mg l^{-1} で夏季高く、冬季低い傾向の変動をしていたが、以後やや上昇の傾向見られた。クロロフィルa量はCOD同様夏季高く、冬季低い値を示し、 $50\sim 60\mu\text{g l}^{-1}$ から $3.0\mu\text{g l}^{-1}$ の間を推移し、特に1986年の5月には $90\mu\text{g l}^{-1}$ 、6月には $78\mu\text{g l}^{-1}$ 、1991年4月には $73\mu\text{g l}^{-1}$ の高い値を示した。

4-3-3. 広川ダム湖

広川ダム湖流入水(図6)の水温は 5°C から 20°C で変動し、pHは7から8の間を推移した。CODは1992年7月に 4.5mg l^{-1} を最高に、1993年4月に 3mg l^{-1} 、1994年4月に 3.5mg l^{-1} 及び9月に 2.9mg l^{-1} であったが他は約 1mg l^{-1} 前後で推移した。TNは1992年6月に最高 3.8mg l^{-1} で、94年10月 3.24mg l^{-1} 、96年7月、9月、10月はそれぞれ 3.29mg l^{-1} 、 3.57mg l^{-1} 、 3.67mg l^{-1} あったが他は 2mg l^{-1} で推移した。TPは1992年7月、1996年6月に 0.05mg l^{-1} を最高に、 0.01mg l^{-1} の間を推移した。

湖心表層水(図7)の水温は 5°C から 30°C の間を変動し、pHは夏から秋にかけて9以上と高くなる傾向があった。1992年のCODは高く、特に10月には 122mg l^{-1} の異常な値を記録し、その他高い測定値として1992年11月に 47mg l^{-1} 、1995年11月に 42mg l^{-1} 及び1996年9月 20mg l^{-1} があったが他は低かった。TNはCODの高かった1992年11月に 9.6mg l^{-1} 、1995年11月に 9.5mg l^{-1} の値であったが、1996年9月 5.5mg l^{-1} を除くと 1mg l^{-1} ないし 4mg l^{-1} を推移した。TPもTNとほぼ同じパターンを示した。1992年には高く10月には 0.63mg l^{-1} の最高値を記録し、95年11月も 0.32mg l^{-1} と高かったが他は低かった。クロロフィルa量は1992年に高く、特に10月、11月にはそれぞれ $1700\mu\text{g l}^{-1}$ 、 $750\mu\text{g l}^{-1}$ を記録した。さらに、1995年11月も $709\mu\text{g l}^{-1}$ 以上の値が測定された。他は $146\mu\text{g l}^{-1}$ ないし $5\mu\text{g l}^{-1}$ で推移した。

4-4. 植物プランクトン相の推移

4-4-1. カ丸ダム

カ丸ダム湖表層水の植物プランクトン(北九州市水道局, 1984-1996)のグループ別細胞数の変化を図8に

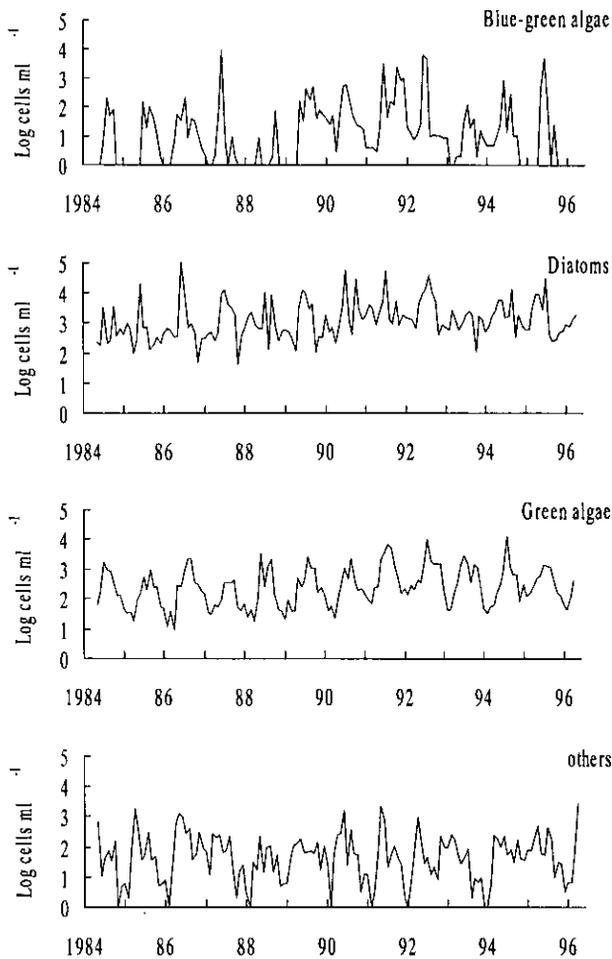


図8 カ丸ダム湖の表層水に出現した主な植物プランクトンのグループ別細胞数の変化

示す。藍藻類は全般に細胞数は少ないが晩春から秋季にかけて増加する傾向が見られた。1987年5月、1991年5月、1992年5、6月、1995年5月に *Oscillatoria* が多く出現したが、調査期間中藍藻類は多くなかった。珪藻類は1986年10月及び1987年10月(細胞数が100以下)を除き全期間を通して最も出現数が多かった。特に1985年5月には *Achnanthes*、6月には *Synedra acus*、86年6月には *Synedra acus*、1990年6月には *Achnanthes*、9月には *Synedra acus*、1991年6月には *Achnanthes*、1992年6～8月、1994年8月及び1995年6月には *Synedra acus* が 10^4 cells ml⁻¹ 以上になり、珪藻による水の華を形成することもあった。緑藻類は春季から夏季にかけて増加、冬季に減少を繰り返しながら、全体的にわずかに増加しつつ全期間出現した。最も多かったのは1992年7月に *Scenedesmus*、1994年7月には *Chlamydomonas* が多かった。その他の綱には黄色鞭毛藻類、褐色鞭毛藻類、ミドリムシ藻類、渦鞭毛藻

類が含まれ、冬季少ない傾向が見られた。1000 cells ml⁻¹ 以上観察されたものは、1985年3月、1986年4月に渦鞭毛藻類 *Peridinium*、1990年5月に褐色鞭毛藻類 *Cryptomonas*、1991年4月に *Peridinium*、1996年3月にミドリムシ藻類 *Trachelomonas* であった。

4-4-2. 広川ダム湖

広川ダム湖表層水の植物プランクトン(笹尾・松尾、1993、1997)は1992年度には、4月は褐色鞭毛藻類の *Cryptomonas* (2620 cells ml⁻¹)が多く、5月は緑藻類の *Scenedesmus* (6280 cells ml⁻¹)が優占した。6月から11月までは藍藻類の *Microcystis* が他の植物プランクトンに比べ異常に多く (10^5 cells ml⁻¹)、アオコの発生が長く続いた。12月には *Microcystis* も少なくなり、黄色鞭毛藻類の *Mallomonas*、ミドリムシ藻類の *Trachelomonas*、1月には *Trachelomonas*、2～3月には珪藻類の *Asterionella* が数は少ないが優占した。また、結果の一部は先に延べたが1996年度は、年間を通すと4月は珪藻類の *Aulacoseira*、5月は数が少ないが緑藻類の *Chlorella* が優占した。6月の総細胞数は少なかった。7月は珪藻類の *Cyclotella* が優占し、8月及び9月は *Microcystis* が異常に増殖し、アオコを形成した。10月には *Microcystis* も減少し、*Cyclotella* が優占した。11～2月は *Aulacoseira* が多く、それぞれ細胞数は15700、13400、7440、7510 cells ml⁻¹ であった。2月は *Aulacoseira* の他に *Asterionella* も多かった。3月は *Asterionella*、次いで *Aulacoseira* が多かった。

5. 考察

5-1. 流入河川水の水質

流入河川水の水質を3ダム湖で比較すると、日向神ダム湖では他の2ダム湖に比べpHの変動が大きく、TN、TPともに低かった。pHの変動が大きい理由の1つに河川水の採水地点が大きい集落の中にあるために生活排水その他が流入し変動するとも考えたが、TN、TPが低いので、この理由は考え難かった。カ丸ダム湖はpHの変動は少なく平均すると8と高く、またCOD、TPもやや高かった。流入河川の上流部に国道が横切り、国道沿いに十数軒の飲食店、旅館、食品加工工場があり、さらに集水域山麓にはゴルフ場、牧場がある。

その他採石場も数カ所あり、降雨時に泥水が流出する。そのため力丸ダム湖には栄養塩類や懸濁物質の流入負荷が大きいことが示唆され、COD、TPが比較的高いことと一致した。広川ダム湖は上限の水温がやや低いことと、TNが高いのが特長であった。従って、TPが日向神ダム湖よりやや高いが差はほとんどなく、他の2ダム湖と比べN:Pが100と高かった。水温が低いのは流入河川が比較的森林に覆われているためであり、TNが高いのは上流の茶畑からの肥料流出が原因であることが分かった(松尾・笹尾, 1993)。

5.2. 日向神ダム湖、力丸ダム湖、広川ダム湖の表層水

調査の開始はいずれのダム湖も建設から約20年経過していた。その後の各ダム湖表層水の水質は、日向神ダム湖ではTN、TP及びクロロフィルa量ともわずかに減少する傾向があった。ただし、1994年度には異常濁水があり、採水不能にまで水位が下がったため、以降の水質分析値は低かったが、ダムサイト近くに2漁場の生け簀による養殖が行われ、その期間定期的な給餌によるダム湖水の汚染が強く懸念される。底泥の粒度組成と栄養塩含量から生け簀直下で富栄養化に及ぼす影響が大きかった(永淵, 1993)。ダム修理に伴って養殖が中止された期間、一時期褐色であった湖面の色はきれいになった(ダム管理事務所職員、私信)。日向神ダム湖のデータは少なく、植物プランクトン調査も今回(1996年)のみしかなく、今後のダム湖の推移には欠かせない資料と思われる。

力丸ダム湖のTN、TPはやや上昇の傾向があった。晩春 *Peridinium* の淡水赤潮が流入河川河口に発生したり、晩春から夏季にかけてクロロフィルa量の上昇があり、湖面一面が褐色になり珪藻類のブルームが認められた(村田・永淵, 1989)。珪藻類が優占する時のN:Pは下がる傾向がある(藤本ら, 1995)が、力丸ダム湖のこの時期のN:Pは低く(図5)、同様の傾向を示した。修正カールソン指標による富栄養化の分類や1981年から1984年までは3m以上であった透明度が、以後低下の傾向があった(永淵ら, 1991)。これらのことから、当ダム湖は富栄養化の状態を呈していることが明らかであった。ことに、集水域の土地利用からも富栄養化への歯止めは難しく、さらに監視が必要である。また、当ダム湖では出現主要藻類では珪藻が多く、ことに針状

珪藻の *Synedra* による濾過閉塞が深刻である。なお、1996年には成層が崩れた10月には底層のDOが下がり、腐敗による硫化水素が発生した(北九州市水道局, 1997)。

広川ダム湖はTNが高く、また、アオコが発生している時にはCOD、TP、クロロフィルa量も極めて高かった。ダム湖が浅く、流入河川のTN濃度が高いためアオコが発生しやすい。TN濃度の高い原因はダム湖上流の集水域が茶畑であり、そこへの施肥量が問題であることがわかった(松尾・笹尾, 1992)が、原因藻類の *Microcystis* によるアオコの発生を防止することは至難であった。ダム湖の規模が小さいため、当面はアオコが発生した時、水量を調節することによりアオコ発生の阻止施策が取られた。1996年7月より水量が増し、9月にはほぼ満水状態近くなり、アオコが一面発生した。その後徐々に水量が落され、10月には水深が5mとなった調査時にはクロロフィルa量も $29.2\mu\text{g/l}$ となり、アオコも消えた(笹尾, 1997)。広川ダム湖は他の2ダム湖に比べ、規模も小さく、用途目的が防災及び農業用水のため軽視されがちであるが、夏季初期から湖面一面にアオコが発生し、魚類のへい死が観察され住民から苦情が出た。将来、リクリエーションの場にする計画もあり、美しい水域環境が望まれている。ここ数年来、農地の多肥量(吉川・橘, 1986)が社会的な問題になり、環境保全型農業への取り組みが推進されはじめ、その一つに施肥量の軽減が揚げられている。今後、肥料を軽減することにより、栄養塩類の河川流出が少なくなり、ダム湖のアオコ発生が抑えられることを期待したい。

6. まとめ

1996年、春、夏、秋に福岡県内の日向神ダム湖、力丸ダム湖、広川ダム湖の表層水の水質と植物プランクトン調査をし、各ダム湖の現状を把握し、さらに、これらのダム湖に関する過去のデータを集め解析し、各ダム湖の推移を考察した。過去のデータは日向神ダム湖及び力丸ダム湖では1984年度から1996年度、広川ダム湖では1992年度から1996年度のものを用いた。

日向神ダム湖は矢部川上流にあり、県内では最大規模(有効貯水量 2390万m^3)のダム湖で、水質は比較的

良好であった。1996年の6月、10月の調査では珪藻類が優占し、9月は褐色鞭毛藻類、珪藻類が多かった。ダム湖内に2カ所養殖漁が行われており、給餌による水質の悪化が懸念された。1994年の異常濁水以後やや栄養塩類は低下した。カ丸ダム湖では1996年7月の水質分析値が他の月に比べ高かった。5月は珪藻類が多く、7月は緑藻類が優占し、10月は植物プランクトンが少なかった。長期的には冬季の淡水赤潮、春季の珪藻類によるブルームが起り、内部生産の増大に伴う富栄養化が進行しつつあることが栄養塩類の緩やかな上昇から窺えた。これらは集水域の土地利用の寄与も大きいと思われた。また、ダムでは針状性の珪藻類によるダム閉塞も問題であった。広川ダム湖は1996年の調査では植物プランクトンの少なかった6月のTN濃度は高かった。7月には珪藻類が優占し、9月には*Microcystis*によるアオコが湖面を占め、水質分析値も異常に高くなった。長期的には豊富な栄養塩を含む流入河川水により他の2ダム湖では見られないような高濃度のTNで過栄養状態となり、夏季から秋季まで*Microcystis*によるアオコが長期間発生した。水量調節によりアオコの発生を当面防止しているが、農業サイドでは畑地への施肥量が今後の課題であった。

7. 引用文献

- 藤本尚志・福島武彦・稲森悠平・須藤隆一 (1995) : 全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係. 水環境学会誌, 18 : 901-908.
- 福岡県 (1984-1996) : 環境白書. 昭和60～平成8年度版.
- 福岡県土木部河川開発課 (1994) : 福岡県の河川開発. 福岡県.
- 福岡県保健環境研究所 (1992-1996) : 広川ダム湖の富栄養化防止対策調査研究報告書. 平成4～8年度.
- 広瀬弘幸・山岸高旺編 (1981) : 日本淡水藻類図鑑. 内田老鶴園.
- 北九州市水道局 (1984-1997) : 水質試験年次報告. Vol. 20-32.
- 松尾宏・笹尾敦子 (1992) : 農地を集水域とする溜池の富栄養化と酸性化現象. 第18回九州衛生公害技術協議会講演要旨集, 41-42.
- 松尾宏・笹尾敦子 (1993) : 急速に富栄養化が進行したダム湖の水質. 福岡県保健環境研究所年報, 20 : 70-75.
- 水野壽彦 (1975) : 日本淡水植物プランクトン図鑑. 保育社.
- 村田敦子・永淵修 (1989) : カ丸ダム湖の富栄養化 (1) - 植物プランクトンの季節消長 -. 全国公害研会誌, 1 : 12-16.
- 永淵修 (1993) : ダム湖における底泥の粒度分布と栄養塩濃度の関係. 日本水環境学会九州支部セミナー講演要旨集 : 27-33.
- 永淵修・笹尾敦子・松尾宏・中村又善・永淵義孝 (1991) : カ丸ダム湖の水質. 福岡県衛生公害センター年報, 18 : 57-62.
- 笹尾敦子・松尾宏 (1993) : 富栄養化が進行したダム湖における植物プランクトンの季節消長. 福岡県保健環境研究所年報, 20 : 76-81.
- 笹尾敦子・松尾宏 (1997) : 小規模ダム湖における植物プランクトンの消長及びアオコ発生の環境変化. 福岡県保健環境研究所年報, 24 : 70-75.
- 吉川重彦・橘尚明 (1986) : 三重県北勢地域における多肥栽培茶園の土壤溶液組成. 日本土壌肥料学会誌, 57 : 509.

鰻池の水質

平江 多績

鹿児島県環境センター (〒 892-0835 鹿児島市城南町 18 番地)

Water quality in Lake Unagi

Tatumu Hirae

Kagoshima Prefectural Institute of Environmental Science, 18 Jonai-cho, Kagishima, Kagishima 892-0835, Japan

1. はじめに

鰻池の調査研究については、吉村 (1932, 1935, 1936ab, 1937ab)、上野 (1936) が中心に行っていた。1930年代前半までは盛んに行われてきたが、1937年から1970年までは詳しい調査研究の記録がない。1918年9月の観測によると、鰻池の透明度は19.0mで当時、国内で8位の記録 (吉村, 1932) が残っており、近年の状況とかなり異なっている。

公共用水域の水質常時監視が1975年に始まってからは、鹿児島県公害衛生研究所 (旧鹿児島県環境センター)、鹿児島県環境センターにおいて鰻池の水質等について報告している (奥園ら, 1979, 1980, 1997; 郡山ら, 1986, 1994) が、水質常時監視が始まって20年以上が経過している今日ではさらにデータの蓄積が進んでおり、今後の水質を予測するためにも長期間にわたる湖沼環境の変化を把握すべき時期がきている。そこで、鰻池の過去20年間における水質変動について報告する。

2. 鰻池の概況

鰻池は、薩摩半島南端、漁港の町山川町にあり、鹿児島市の南方約50kmに位置する。湖面積1.13km²、周囲

4.5km、海拔高度122m、最大水深58mで、約1600年前の開聞岳の噴火によってできた陥没火口湖である (鹿児島県, 1982)。東側湖岸の一角は温泉地帯でそれを囲む形で、現在は56戸、人口118名の集落があり、人々は農業や温泉浴場関連の業を営んでいる。

本湖では以前、ワカサギが多く採捕され漁獲量の大半ををしめていたが、近年では激減し、かわってフナやティラピアなどの魚種が増えてきている。また、鰻池の湖水は山川町の上水道水源として利用されているが、昭和50年前後は春先に淡水赤潮が発生するなど上水道水源の利用に支障をきたす事態であった。

そこで、集水域内で行われていた放牧の排水は湖に入らないように工事を行い、また、鰻地区の生活排水は集合処理をして集水域外へ排出するよう対策がとられた。これらの結果、水質は改善され1983年以降は環

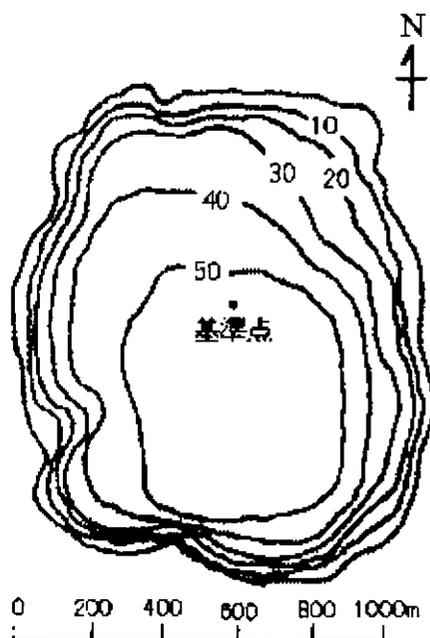


図1 湖沼図

表1 環境基準類型指定状況

	類型	濃度範囲	施行年月日
COD	A	3mg l ⁻¹ 以下	1982/11/1
TN	II	0.03mg l ⁻¹ 以下	1987/6/10
TP	II	0.3mg l ⁻¹ 以下	1987/6/10

*但し、TNに付いては当分の間適用しない

境基準を維持しており淡水赤潮の発生も見られなくなった(大淵・萩原, 1989)。なお、表1に鰻池の環境基準類型指定状況を示す。

図1に湖沼図を示す。鰻池は、直径約1kmのほぼ円形の湖で、その最深部は中央にある。湖岸地域は急崖に囲まれており、湖底は湖心に向かって深く落ち込んでいるが、中央部はなべ底のように平らで広いカルデラ湖の特徴を有している。また、鰻池には流入流出河川はないが、湖の北東部に少量の湧水がみられ湖内に流入している。

3. 鰻池の水質

湖心部に位置する基準点について述べる(鹿児島県, 1976-1995を参照)。なお、調査項目とその方法は先の池田湖と同じである。

3-1. 透明度の経年変化

図2から、透明度は1979年の6月に1.1mまで落ち込んでいるが、その後は1990年までに漸次上昇傾向となり、近年においては3~8m前後で推移している。また、おおむね夏季に低く、冬季に高い傾向で推移している。

3-2. 水温の経年変化及び鉛直分布

図3.1から、表層(0.5m)の水温は10~30℃前後で推移し、過去20年間の平均は19.4℃である。中層(20m)は9~13℃前後で推移し、平均は10.8℃である。深層(50m)は8.6~11.0℃で推移し平均は9.9℃で、1986年までは10℃を越えることはほとんどなかったが、それ以降は10℃以下になることが見られなくなり、深層での上昇傾向が見られる。

図3.2に、平年並みであった1996年の水温の鉛直分布を示した。調査時期別にみると、5月には既に水深25m以浅で成層がみられ、7月には7~20m付近に明瞭な躍層が認められる。また、9月には躍層も一段と進行した状態にあるが、11月は13m以浅において躍層が崩れはじめ、1~3月にかけてはほぼ均一になっており湖水の循環が深層まで及んでいることがうかがえる。

3-3. DOの経年変化及び鉛直分布

図4.1から、表層におけるDOは7~14mg/lで、おおむね3月が高く、7月に低い傾向で推移している。中層はおおむね4~10mg/lで推移し、冬季の循環により1~3月にかけて上昇し、その後夏季の成層期にかけて

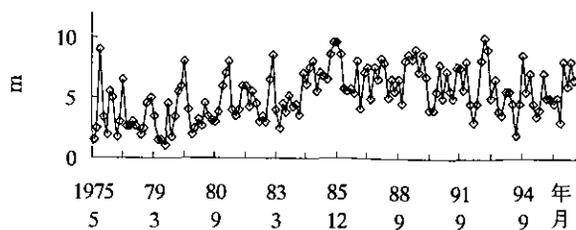


図2 透明度の経年変化

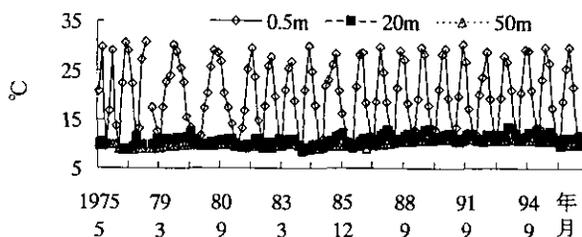


図3.1 水温の経年変化

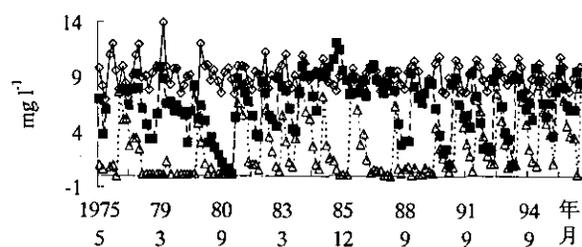


図4.1 DOの経年変化

低下する傾向を示している。しかし、1981年の1月はほぼ無酸素状態になっており他の年と比べて特異的である。この原因として考えられることは、冬場の冷え込みが少なく、中層への湖水循環が3月までずれ込んだのではないかと考えられる。深層については、1978~1980年にかけて年間を通して無酸素状態が続いていたこともあるが、それ以降は11月~翌年1月にかけて低くなるものの3月に上昇するため、湖水の循環が深層まで及んでいることがわかる。

また、図4.2に示した1996年におけるDOの鉛直分布を調査時期別にみると、DOは5~11月の成層期にかけて、10m以深では深層に行くに従い低くなっている。1月になると、表層から20m層まで均一になり20m層までは湖水循環が起こっていることがわかるが、20m以深においては循環が起こっていないためか、40m以深はほぼ無酸素状態になっている。しかし、3月には全層にわたりほぼ均一になっていることから、湖水循環が50m層まで及んでいることがわかる。

3-4. pHの経年変化及び鉛直分布

図5.1から、表層におけるpHは7.1~9.8の範囲で推

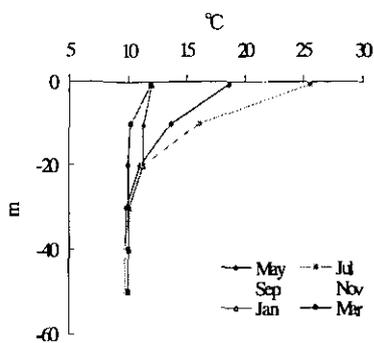


図 3.2 水温の鉛直分布

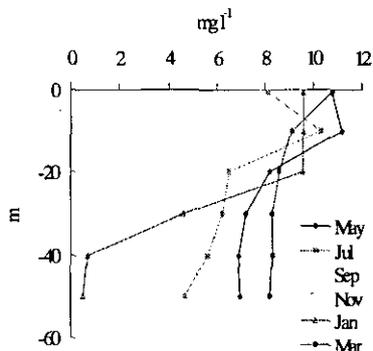


図 4.2 DO の鉛直分布

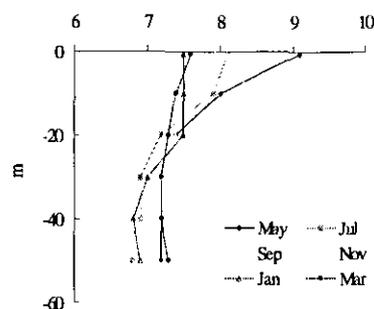


図 5.2 pH の鉛直分布

移しており、5月頃に高くなる傾向がみられる。このことは、透明度やクロロフィル a の経年変化に對この応じていることから、植物プランクトンの増加により光合成が盛んに行われたためと考えられる。中層は6.8~8.2、深層は6.5~7.5の範囲で推移しており、表層に比べて低く変動幅も小さい。

図 5.2 は pH の鉛直分布を示している。5月の表層で 9.1 と高い値を示している。また、pH が 8.0 以上になるのは水深 10m 以浅の有光層であることから、pH の挙動は植物プランクトンに影響されるところが大きいと考えられる。

3-5. COD の経年変化

図 6 から、表層の COD は 1970 年代に 10mg l^{-1} を越える高い値が見られ増加傾向にあったが、その後、放牧の排水や鰻地区の生活排水を集水域外へ排出するよう対策がとられてからは急激に減少し、 $1.8\sim 5.5\text{mg l}^{-1}$ (平均 2.7mg l^{-1}) のほぼ横這い傾向で推移している中層、深層はともに表層ほど大きな変動は見られず、1981 年以降はほぼ横這い状態で推移している。また全層の平均値は、1983 年度以降において環境基準値 (A 類型、 3mg l^{-1}) 以下で推移している。

3-6. TN と TP の経年変化

図 7 から、表層の TN は 1979 年までは 1mg l^{-1} を越える値が見られ増加傾向にあったが、排水対策のため、その後は減少傾向を示し、1981 年以降は $0.1\sim 0.3\text{mg l}^{-1}$ 前後の横這い傾向で推移している。中層においても表層と同じ傾向で推移している。深層は $0.13\sim 1.5\text{mg l}^{-1}$ の範囲で推移しており、表層、中層に比べて高い濃度を示している。特に、1980 年までは 1.0mg l^{-1} を連続的に越える時期があった。この原因としては、湖外からの汚濁負荷や無酸素状態における底質からの窒素の

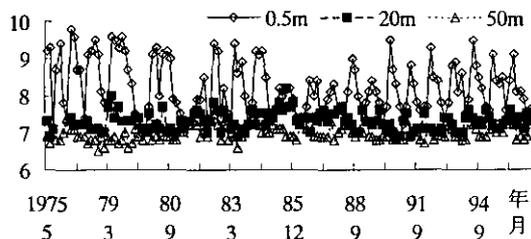


図 5.1 pH の経年変化

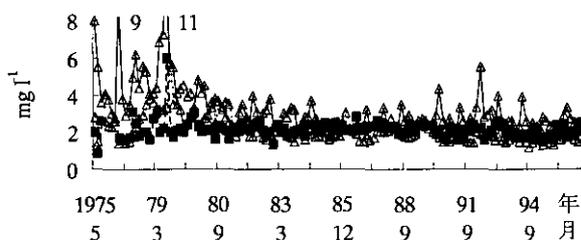


図 6 COD の経年変化

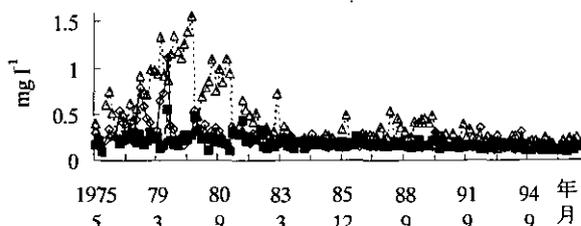


図 7 TN の経年変化

溶出が考えられる (藤山・仁尾, 1997)。また、1981 年以降は深層において無酸素状態が連続的に続くことは見られなくなったものの、DO が低くなる時期は深層の TN が上昇する傾向が見られる。

図 8 から、表層の TP は 1979 年までは 0.05mg l^{-1} を越える値が見られたが、1980 年以降は $0.003\sim 0.03\text{mg l}^{-1}$ 前後の横這い傾向で推移している。中層においても表層と同じ傾向で推移している。深層は $0.003\sim 0.16\text{mg l}^{-1}$ の範囲で推移しており、表層、中層に比べて高い濃度を示している。特に、1980 年までは 0.1mg l^{-1} を連続的に越える時期があった。この原因としては、TN 同様、

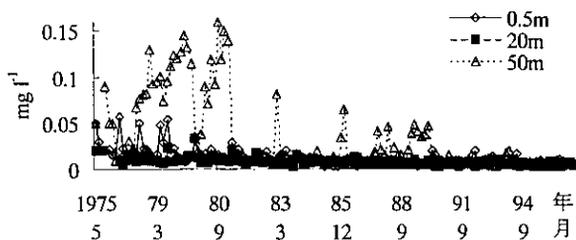


図8 TPの経年変化

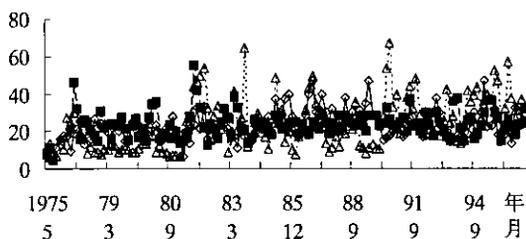


図9 TN/TPの経年変化

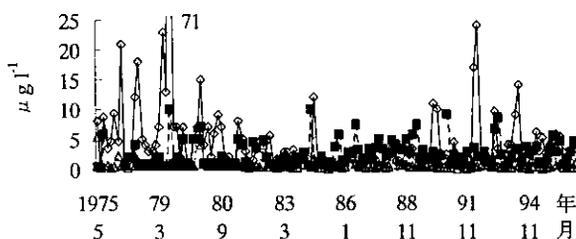


図10 クロロフィルa量の経年変化

底質からのリンの溶出が考えられる (藤山・仁尾, 1997)。また、TPは各層ともTNと同様な経年変化を示している。

図9にTN/TPの経年変化を示した。TN/TPは、各層とも変動幅が大きいが過去20年間の傾向を見るとほぼ横這い傾向で推移している。過去20年間の平均値は表層で22.8、中層は23.0、深層で23.2、全層の平均は23.0であった。また、全層の平均が23.0であった。一般に、TN/TPが20以上の湖沼はリンが植物プランクトンにとって制限因子となると言われていることから、鰻池はリンが植物プランクトンにとって制限因子となっている。

3-7. クロロフィルaの経年変化

図10から、表層のクロロフィルaはおおむね3~5月に高くなる。また、1970年代までは増加傾向にあり10mg l⁻¹を超えることがしばしばあったが、その後は減少傾向に転じ1980年代は低い値で推移している。しかし、1990年に入ってからは年による変動幅が大きいものの、若干の増加傾向が見られる。中層は表層のように顕著な季節変動は見られず、過去20年間の推移を見るとほぼ横這い傾向で推移している。深層はほぼ

1.0mg l⁻¹未満の低い値で推移している。

4. おわりに

鰻池は、1975年前後は淡水赤潮が発生し、水質の悪化が深刻であった。そこで、1979年に鰻地区の生活排水を集水域外へ排出するなどの汚濁負荷削減対策がとられた。その結果、透明度やCOD、TN、TPなどの水質測定結果からもわかるように、鰻池の水質は改善され、環境基準を達成している。

5. 参考文献

藤山英保・仁尾泰己(1997): 鳥取県湖山池における池水と底質間のN、Pのsource-sink関係. 日本水環境学会誌, 20(12): 857-859.

鹿児島県(1982): 湖沼水質管理指針策定調査—鰻池—(昭和56年度環境庁委託業務結果報告書).

鹿児島県(1976-1995): 公共用水域の水質測定結果. 昭和51~平成7年度.

郡山立身・稲本信隆・犬童新六・上野 晃・奥江 碩・山下一巳・入来栄美子・赤塚正明・目原克彦(1986): 鰻池の富栄養化に関する基礎研究. 鹿児島県環境センター所報, 2: 158-170.

郡山立身・稲本信隆・犬童新六・上野 晃・奥江 碩・山下一巳・入来栄美子・赤塚正明・目原克彦(1994): 鰻池の水質. 鹿児島県環境センター所報, 10: 124-128.

大淵脇久治・萩原富司(1989): 流路変更による湖沼の水質回復—鹿児島県鰻池の場合—. 用水と廃水, 31(3): 3-8.

奥園和光・中内孝雄・須納瀬正・郡山宗晏・中尾兼治・萩千果・園生 保(1979): 鰻池・池田湖の水質について(第2報). 鹿児島県公害衛生研究所報, 15: 125-150.

奥園和光・福田大三郎・稲本信隆・須納瀬正・森山令子・中内孝雄・郡山宗晏(1980): 鰻池の水質について. 鹿児島県公害衛生研究所報, 16: 154-164.

奥園和光・萩千果・中尾兼治・中内孝雄・園生 保・郡山宗晏・橋口俊照・橋爪健一郎(1997): 鰻池・池田湖の水質について. 鹿児島県公害衛生研究所報, 13: 149-178.

上野益三(1936): 南九州陸水の冬季調査. 科学, 6(5): 186-187.

吉村信吉(1932): 日本に於ける透明度の大きな湖沼. 陸水学雑誌, 1(2): 47-48.

吉村信吉(1935): 日本の湖水の冬季深層水温(第1報). 海と空, 15(6): 195-208.

吉村信吉(1936a): 南九州陸水の冬季に於ける理科学的状態. 科学, 6(5): 187-188.

吉村信吉(1936b): 南九州陸水の夏季に於ける理科学的状態. 科学, 6(10): 413-414.

吉村信吉(1937a): 南九州火山湖の冬季に於ける循環状態(1)—日本の湖水の冬季深層水温(第2報)—. 海と空, 17(5): 237-254.

吉村信吉(1937b): 南九州火山湖の冬季に於ける循環状態(2)—日本の湖水の冬季深層水温(第2報)—. 海と空, 17(7): 289-301.

池田湖の周辺環境と水質

平江 多績

鹿児島県環境センター (〒 892-0835 鹿児島市城南町 18 番地)

Water quality and lake environmental conditions in Lake Ikeda

Tatumu Hirae

Kagoshima Prefectural Institute of Environmental Science, 18 Jonai-cho, Kagoshima, Kagoshima 892-0835, Japan

1. はじめに

池田湖の調査研究は、吉村信吉らが中心に行っていた1930年頃(吉村, 1932, 1935, 1936ab, 1937ab; 上野, 1936)までさかのぼることができるが、1937~1958年までは空白の時代になっている。1959年と1967年に鹿児島大学水産学部が調査報告(村山, 1959; 村山・税所, 1967)をしているが、数年にわたる連続的な調査は公共用水域の水質常時監視が始まった1975年以降である。鹿児島県環境センターにおいても池田湖の水質について報告(稲本ら, 1986; 奥江ら, 1991ab)しているが、水質常時監視が始まって20年以上が経過している現在ではある程度長期的なデータの解析が可能な時期にきている。また近年においては、深層を中心に顕著な水質の変化も見られており、今後の水質を予測するためにも湖沼環境の変化を把握すべきである。

そこで本報では、池田湖の現状を総合的にとらえるために、池田湖の沿革、周辺の土地利用状況、過去20年間の水質変動、汚濁負荷量の推定、南薩畑地かんがい事業にともなう導水について解析するとともに、植物プランクトンなどの生物調査についての知見をとりまとめたので報告する。

2. 池田湖の概況

池田湖は、約5000年前の火山活動によってできたカルデラ湖の一つで、薩摩半島の南端に位置し、霧島屋久国立公園を形成する優れた景勝地である(鹿児島県, 1984, 1991)。また、湖面積は10.95km²、最大水深は233mで九州最大の湖である。池田湖の水質は、1929年

の調査によると透明度26.8mが観測され、当時としては、国内第4位、世界でも第7位の記録を誇っていたが、昭和30年代以降、周辺地域における社会活動の活発化に伴い水質の汚濁が進み、透明度も5m前後と低下し、昭和57年には淡水赤潮の発生をみるなど、水質の悪化が懸念されている。

本湖の水利用の歴史は古く、明治5年の新川開削が始まるが、現在でも、農業用水、水道水源として重要な位置を占めている。また、池田湖の直接集水域外にある3河川(集川、高取川、馬渡川)の余剰水を池田湖に導水一時貯留し、必要な時に揚水して、畑地にかんがいするという「南薩畑地かんがい事業」(以下「畑かん事業」と言う)が昭和57年度に開始され現在にいたっている。

図1に湖沼地図を、表1に諸元を示す。池田湖は、直径約4kmのやや楕円形の湖で、その最深部は中央から少し北に寄った場所にある。また、最深部から東南へ1kmのところには、中央火口丘があり水面下42mまで

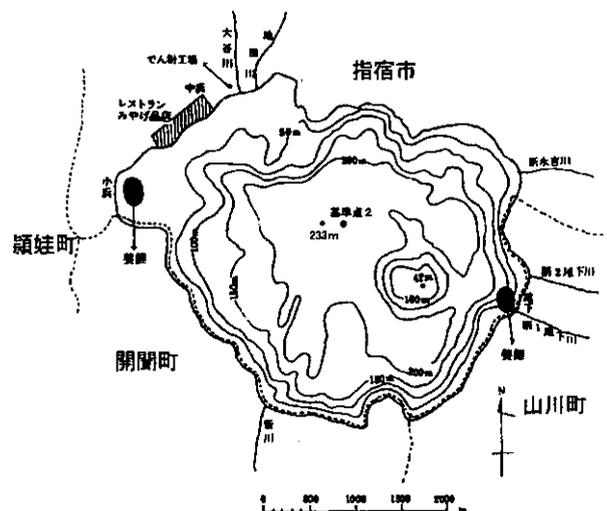


図1 湖沼図

表1 池田湖の諸元

面積	10.95	km ²
周囲	15.1	km
海拔高度	約 66	m
最大水深	233	m
平均水深	135	m
容積	14.7	億 m ³
流域面積	12.34	km ²

(上野, 1936)

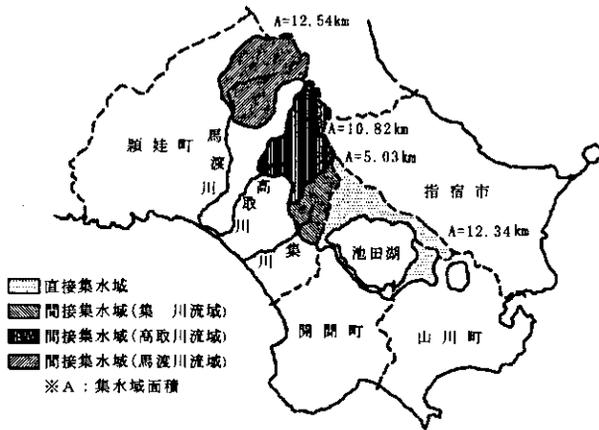


図2 池田湖集水域

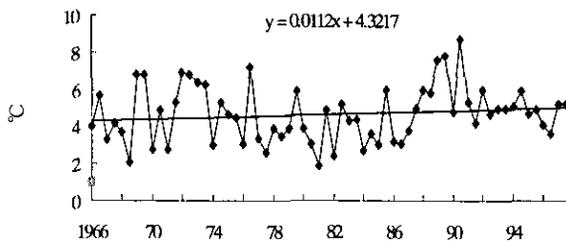


図3 指宿市1～2月における日最低気温の平均値

せり上がっている。湖岸地域は主に北西部で平地となっているほかは急崖に囲まれており、湖底は湖心に向かって深く落ち込み、中央火口丘以外ではなべ底のように平らで広いカルデラ湖の特徴を有している。

池田湖に流入する河川には指宿市の池田川、大谷川、新永吉川、山川町の第1、第2尾下川の5河川があり、いずれも流路延長2km未満の小河川である(鹿児島県, 1984)。また、流出河川は南に流下する新川があるが、池田湖の水位が64.4m以上になった場合のみ流出する。

池田湖集水域は図2のように直接集水域と畑かん事業による間接集水域に分けられる。表2は、上村らの報告(上村ら, 1991)に平成7年度の現況を付け加えた池田湖の直接集水域の土地利用状況である。

生活系として定住人口によるものと観光客のレストハウス利用によるもの、畜産系として牛と豚、水産系として水産養殖、工場系としてでん粉工場、そのほか耕地、山林によるものがある。また間接集水域は、生活系として定住人口、畜産系として牛、豚によるもののほか、耕地、山林がある。

池田湖の湖水循環が1990年以降深層まで及んでいないことは先にも述べたが、このことは冬季の冷え込みが少なく、湖水表面が十分に冷やされないために、鉛直方向への密度流が以前より弱くなったことが大きな原因であると考えられる。

参考までに、図3に指宿気象観測所における冬季(1、2月)の日最低気温の平均値(農林水産省・気象庁, 1966-1975; 鹿児島県・鹿児島地方気象台, 1977-1982; 財団法人日本気象協会鹿児島支部, 1983-1996)を示したところ、1966～1997年にかけての30年間で漸次上

表2 池田湖集水域の土地利用状況

区分		直接集水域			間接集水域		
		S55年度	H1年度	H7年度	S55年度	H1年度	H7年度
人口	定住(人)	1636	1407	1270	1798	1638	1432
	観光(千人 yr ⁻¹)	2875	3047	3383	—	—	—
畜産	牛(頭)	659	555	473	1356	1732	1604
	豚(頭)	289	480	550	658	180	251
耕地面積(ha)		140	96	79	540	544	657
林野面積(ha)		894	803	611	1951	2174	1862
でん粉すり込み量(t yr ⁻¹)		1164	3618	2792	—	—	—
水産養殖生産量(t yr ⁻¹)		379	184	107	—	—	—

昇傾向にあることがわかる。

3. 湖内の水質

3-1. 調査項目と方法

湖心部に位置する基準点2について述べる。調査方法は前章の鰻池(平江, 2000)と同じである。

3-2. 透明度の経年変化

図4に透明度の経年変化を示した。透明度は、1929年の5月に宮地伝三郎が観測した26.8mの記録が残っているが、その後は1970年代までに漸次減少傾向となり5~10m前後で推移している。また、概ね夏季に低く、冬季に高い傾向で推移している。

3-3. 水温の経年変化及び鉛直分布

図5.1から表層(0.5m)の水温は11~30℃前後で推移し、過去20年間の平均は19.9℃である。中層(30m)は11~13℃前後で推移し、平均は11.6℃である。また、深層(200m)では年間をとおしての変動はほとんどみられず10.3℃前後で推移していたが、1996年は10.5℃まで上昇し、近年においては若干の上昇傾向が見られる。

図5.2に平年並みであった1996年度の水温の鉛直分布を示した。調査時期別にみると、4月には既に水深40m以浅で成層がみられ、6月には10~20m付近に明瞭な躍層が認められる。また、8月には躍層も一段と進化した状態にあるが、10月は2m以浅において躍層が崩れはじめ、2月には10m以深でほぼ均一になっている。

3-4. DOの経年変化及び鉛直分布

図6.1から、表層におけるDOは概ね2月、4月が高く、8、10月に低い傾向で推移している。中層は冬季の循環により2月から4月にかけて上昇し、その後12月にかけて低下する傾向を示している。深層については1984年と1986年の2月に7.0mg/lまで上昇しており、深層部まで循環が及んだことがうかがえるが、その後は低下し、1990年から現在に至ってはほぼ無酸素状態になっている。

また、図6.2に平年並みであった1996年度のDOの鉛直分布図を示す。年間を通して深層に行くに従いDOは低下し、循環期である2月においても100m以深にはDOが供給されていないことから湖水の循環が深層に及んでいないことが分かる。吉村らの調査研究によると、池田湖のような深い亜熱帯湖は厳冬におい

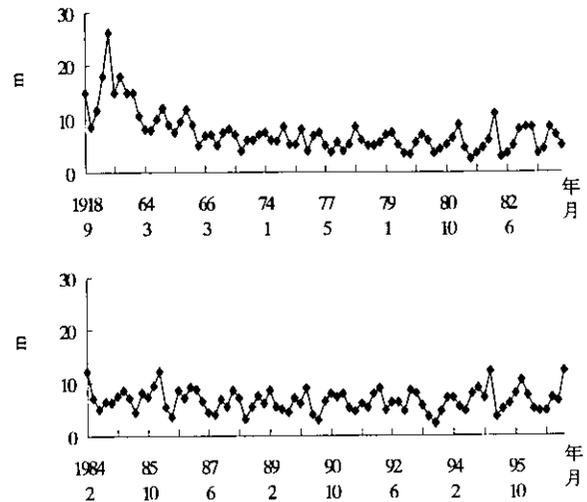


図4 透明度の経年変化

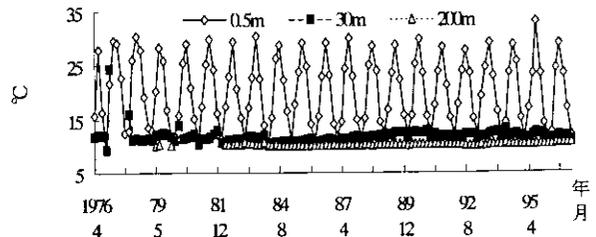


図5.1 水温の経年変化

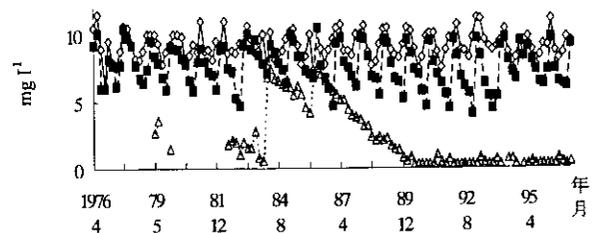


図6.1 DOの経年変化

てさえ循環期が短く、酸素の供給は完全に深層まで及ばないと(吉村, 1937)とあるが、最近10年間においてはこの傾向が続いている。

3-5. pHの経年変化及び鉛直分布

図7.1から、表層におけるpHは7.0~9.5の範囲で推移しており、夏季に高く冬季に低い傾向がみられる。このことは、概ね夏季に低く、冬季に高い傾向で推移している透明度の経年変化と対応している。特に6~8月にかけては9.0を越える高い値がみられ、透明度もこの時期に低くなることから、植物プランクトンの増加により、光合成が盛んに行われることでpHが高くなることが考えられる。

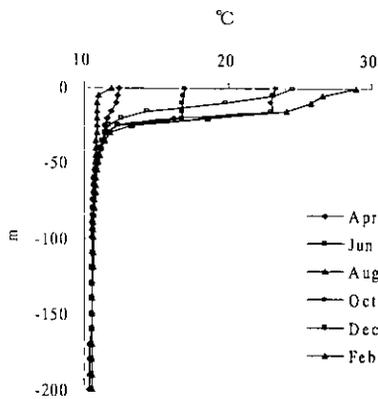


図 5.2 水温の鉛直分布

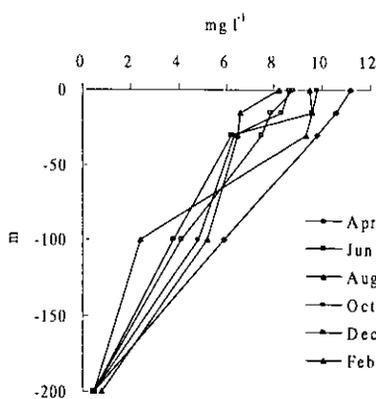


図 6.2 DO の鉛直分布

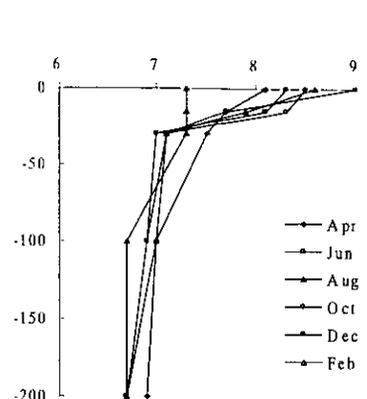


図 7.2 pH の鉛直分布

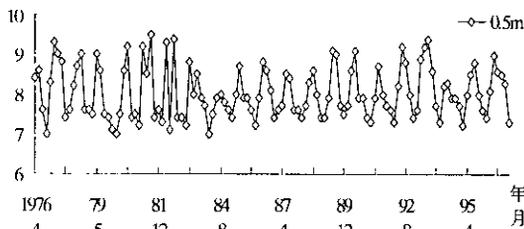


図 7.1 pH の経年変化

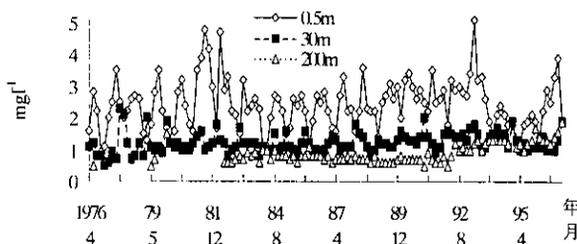


図 8 COD の経年変化

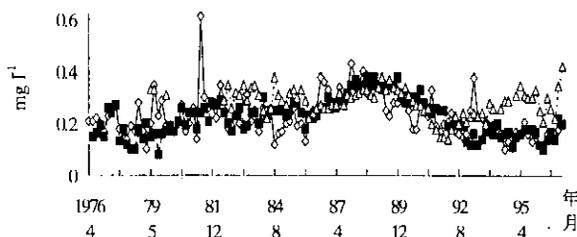


図 9 TN の経年変化

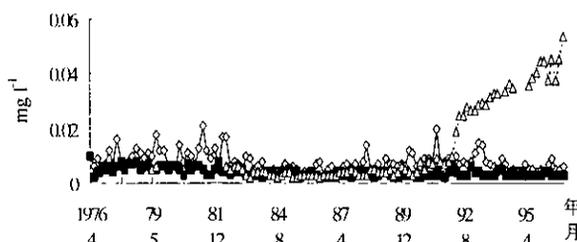


図 10 TP の経年変化

図 7.2 に 1996 年度における pH の鉛直分布を示しているが、6 月の表層で 9.0 と高い値を示していることがわかる。また、pH が 8.0 以上になるのは水深 15m 以浅の有光層であることから、pH の挙動は植物プランクトンに影響されるところが大きいと考えられる。

3-6. COD の経年変化

図 8 から、表層の COD は 4 月頃から上昇しはじめ、8 月にピークをむかえ、そのころを境に下降に転じている。また、年によっては変動幅が大きい年も見られるが、過去 20 年間の傾向を見ると、ほぼ横這いで推移している。中層は 2 月の循環期にピークをむかえ 8 月に下がる傾向が見られ、表層と相反する季節変動が見られ、ほぼ横這い傾向で推移している。深層は顕著な季節変動は見られなく変動幅も表層、中層に比べて小さいが、1992 年度以降は上昇傾向にある。また、全層の平均値は環境基準値 (A 類型 : 3mg l⁻¹) 以下で推移している。

3-7. TN と TP の経年変化

図 9 から、表層及び中層の TN はともに 0.1 ~ 0.6mg l⁻¹ で推移しているが、1986 ~ 1990 年にかけてはその前後の時期と比べて連続的に高い値であった。しかし 1992 年以降は 0.2mg l⁻¹ 前後で推移している。これらのことは 1986 年以降における 3 河川からの導水量の変動 (図 13) に随伴しているように思われる。深層においては概ね 0.2 ~ 0.4mg l⁻¹ の範囲で推移しており、1992 年頃までは表層、中層と同じような挙動を示していたが、1992 年以降は表層、中層が減少傾向にあるのに対し、増加傾向にある。この原因の一つとして、無酸素状態における底質からの窒素溶出が考えられる (藤山・仁尾, 1997)。

図 10 から、表層の TP は 0.02mg l⁻¹ 以下で推移してお

り、4～6月にかけて高く、2月に低くなる。中層は表層に比べ0.005mg l⁻¹前後の低い濃度で推移しており、顕著な季節変動は見られないが、表層同様に横這い傾向で推移している。深層は、1990年までは0.005mg l⁻¹前後の低濃度で推移してきたが、1991年以降に冬季の循環が深層まで及ばなくなって以来、急激な増加傾向を示している。この原因の一つとして、無酸素状態における底質からのリン溶出が考えられる(藤山・仁尾, 1997)。今後も冬季の循環が深層まで及ばない年が続けば、TPの上昇が予想されるが、逆に、冬季の循環が深層まで及んだ場合、高濃度のTPが表層へ供給されることにより、淡水赤潮の発生などの水質悪化が懸念される。

図11にTN/TPの経年変化を示した。過去20年間における表層のTN/TPの平均値は35、中層は67、深層は57、全層の平均は53であった。稲本ら(1986)は池田湖の窒素リン比について述べているが、今回の解析においてもTN/TPが20を超えておりTPが0.02以下で推移していることから、池田湖ではリンが植物プランクトンにとって制限因子となっていることがわかる。また、表層、中層ともに1984～1990年頃は、その前後の時期と比べて高くなっているが、これは、畑かん導水の影響でTNが高い値で推移していたことに起因していると思われる。深層は湖水循環が深層まで及ばなくなった1990年以降、下降の一途をたどり、現在では10以下の横這い傾向で推移している。

3-8. クロロフィルaの経年変化

図12から、表層のクロロフィルaは4～6月の春季、あるいは成層が崩れ始める12月頃に高くなり、年間に2回のピークを示している。また、最近の変動幅を大きくしながら増加傾向にある。中層は2月または4月に高く、8月または10月に低くなる傾向が見られ、表層と異なりピークは年に1回である。深層は0.5μg l⁻¹未満で推移しており顕著な変動は見られない。

4. 池田湖の推定汚濁負荷量

表3は、上村ら(1991)の報告に平成7年度の現況を付け加えた池田湖の水質汚濁に係る汚濁負荷量である。平成元年度及び7年度については発生源別にその動向を把握したもので、平成12年度については将来予測で

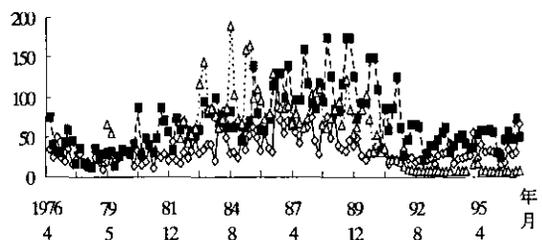


図11 TN/TPの経年変化

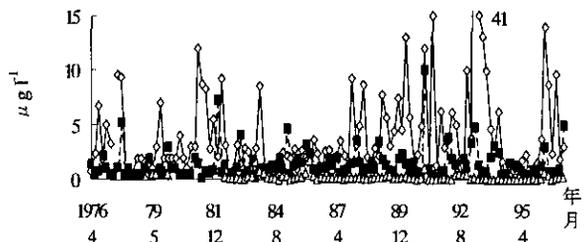


図12 クロロフィルa量の経年変化

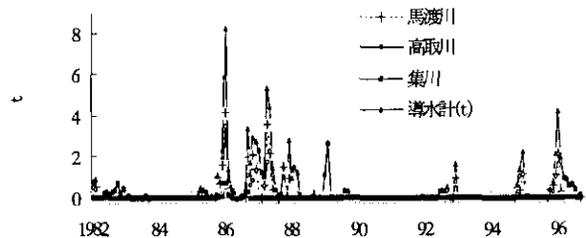


図13 導水量の経年変化

ある。

CODの汚濁負荷量の総量は平成7年度現在において183kg d⁻¹であり、将来(平成12年度)は、水産養殖や畑かん事業が増えたとしても、生活排水、工場排水からの負荷量減少により、ほぼ現状維持で許容範囲内であると予想される。

TNの汚濁負荷量の総量は現状において108kg d⁻¹で、将来、生活排水や工場排水からの負荷量は減少するとしても、畑かん事業による負荷が現状よりも増大することが予想される。このことから、将来、汚濁負荷量の総量は188kg d⁻¹に増加すると考えられ、許容範囲を超過することが予想される。

TPの汚濁負荷量の総量は現状において6.7kg d⁻¹で水産養殖や畑かん事業が増えたとしても、生活排水や工場排水からの負荷量減少により、将来は11.3kg d⁻¹で若干の増加は予想されるが許容範囲内にあると考えられる。

図13に示すように、畑かん事業に伴う池田湖への導水は1982年7月に始まり現在にいたっており、1997年

表3 池田湖の推定汚濁負荷量

区分	COD (kg d ⁻¹)			TN (kg d ⁻¹)			TP (kg d ⁻¹)		
	H1年度	H7年度	H12年度	H1年度	H7年度	H12年度	H1年度	H7年度	H12年度
湖内流入	生活排水	78	80	6	14	15	1	1.2	0.1
	農畜産山林	47	36	48	18	17	19	0.9	1.1
	工場	27	22	0	8	6	0	1.6	0.0
	水産養殖	110	64	110	31	18	31	9.2	5.4
	畑かん導水	5	8	25	89	40	133	0.3	0.2
	降雨(湖面に直接)	85	95	85	31	35	31	0.5	0.5
	小計	352	305	274	191	131	215	13.7	9.4
湖外排出	畑かん取水	-26	-38	-44	-3	-3	-5	-0.1	-0.1
	漏水	-42	-84	-42	-22	-20	-22	-0.3	-2.6
	小計	-68	-122	-86	-25	-23	-27	-0.4	-2.7
総計	284	183	188	166	108	188	13.3	6.7	
許容汚濁負荷量		419			135			18.8	

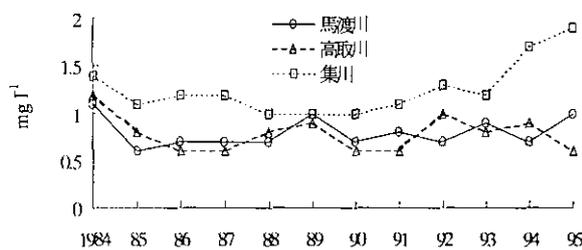


図14 導水3河川のCOD年平均値

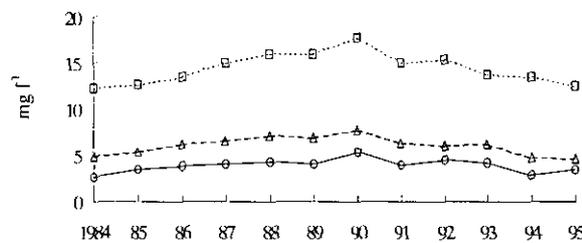


図15 導水3河川のTN年平均値

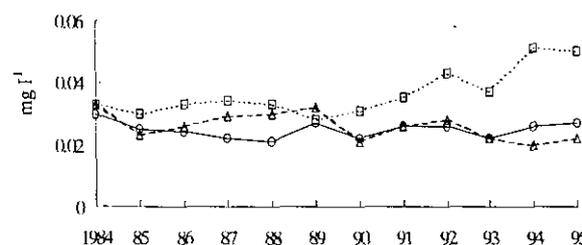


図16 導水3河川のTP年平均値

8月までの15年間にわたり約9010万tの河川水を池田湖へ導水している(鹿児島県, 1982-1997)。導水量が多かった年は1986~1990年で、4年間の合計は5679万tに

のぼる。この時期は池田湖のTNが高くなっていた時期とほぼ重なっており(図9)、河川からの導水は池田湖の水質に少なからず影響を及ぼしていると推察される。畑かん事業においては、池田湖を調整池として利用していることから、河川からの導水はもちろん、灌漑用水の取水も同時に行われている。

CODに関しては、図14のとおり、河川の水質が池田湖の水質より良好であることと、近年においては導水量より取水量のほうが大きいことなどの理由により、流出量が流入量を上回る状況が続いている。しかし、導水に利用される河川のTNは、図15に示すとおり、湖水のTNに対して10倍以上も高いことから、導水を行う限り流入量が流出量を上回る状況が続くと考えられる。

また、導水に利用される河川のTNの濃度は、図16に示すとおり、池田湖表層水のTPに対して約4~5倍以上と高いことから、畑かん事業に係る河川水の導水はTN同様、TPに関しても池田湖への水質に対する影響要因のひとつであると考えられる。

池田湖導水3河川の流域人口は1995年現在1432人で非都市型河川であるにもかかわらずTN、TPが全般的に高いのは域内において、茶が主要作物で、全体の作付け面積の8割を占めているため、その施肥の流出に由来するものと思われる。

5. プランクトンと魚

5-1. 植物プランクトン

5-1-1. 平成元年(1989年)度調査結果(鹿児島県, 1991)

①種類数は年間をとおして変動はあるものの、季節による一定の傾向はみられなかった。

②出現数は珪藻類がもっとも多く、次いで藍藻類、緑藻類及び渦鞭毛藻類の順であった。

③7月、8月には *Melosira varians*、*Fragilaria crotonensis* (珪藻類) 及び *Microcystis aeruginosa* (藍藻類) など中栄養性のものが豊富で湖の透明度が低い主因となっていた。この傾向は11月にも見られ *Fragilaria*、*Melosira*、*Microcystis* のほかに *Staurastrum dejectum* (緑藻類) も多く透明度も低かった。2月になると組成は代わり *Fragilaria*、*Navicula* (珪藻類) 及び *Peridinium* (渦鞭毛藻類) が主要種となり透明度も高くなった。

④鉛直方向においては、表層(5m)が最も多いが、中層(20m)や下層(50m)でもよく出現し、表層から50mまでは植物プランクトンの活動が盛んであることを思わせる。

⑤池田湖の植物プランクトンは昭和39~41年度、昭和54年度などの調査結果と比較して大きな変化は見られなかった。

5-1-2. 平成5年度調査結果(上村ら, 1994)

①植物プランクトンは8月に最も多く出現し、次いで10月であり、他の月は少なかった。

②淡水赤潮の原因ともなる渦鞭毛藻類は4月と6月に出現したが、アオコを形成する藍藻類は出現しなかった。

③季節により出現する種に違いが見られ、4月は渦鞭毛藻類が約52%、珪藻類が39%を占めるが、6月、8月及び10月は緑藻類が、12月、2月は珪藻類が大部分をしめていた。

④優占種は渦鞭毛藻類が *Peridinium willei*、珪藻類が *Asterionella formosa*、*Attheya zachariasi*、*Cyclostephanos dubius* 及び *Synedra* sp.、緑藻類が *Mougeotia* sp.、*Scenedesmus* spp. 及び *Sphaerocystis schroeteri* であった。

⑤池田湖のプランクトン相は過去の調査と比べてかなり変化しており、植物プランクトン群集型からみる

と貧栄養から中栄養の段階の湖沼と考えられる。

5-2. 藻類増殖試験 (AGP 試験)

平成6年度に下園ら(1995)が、池田湖の成層期(6月)と循環期(2月)のAGP試験について報告している。接種植物プランクトンには緑藻類の *Selenastrum capricornutum* と藍藻類の *Microcystis aeruginosa* 及び珪藻類の *Fragilaria crotonensis* を使用しており、各プランクトンの増殖量(細胞数、SS、COD、クロロフィルa)と窒素、リン濃度との関係について以下のことを明らかにしている。

①池田湖の成層期の水質における *Selenastrum capricornutum* と *Microcystis aeruginosa* の増殖能力は低レベルであった。

②成層期の水質は *Selenastrum capricornutum* と *Microcystis aeruginosa* の増殖に対して窒素とリンの両者が制限的に作用している。

③循環期の水質における *Selenastrum capricornutum* と *Fragilaria crotonensis* の増殖結果は、湖沼の環境基準におけるA類型レベルのSS、COD値を示した。

④池田湖のTN、TP濃度が湖沼の環境基準Ⅲ類型レベルになると、水質の悪化は急速に進行するものと考えられる。

5-3. 動物プランクトン(鹿児島県, 1991)

出現数は年間を通して概ね均等である。出現種は、枝角類の *Bosmina longirostris*、輪虫類 *Trichocerca cylindrica*、*Polyarthra trigræ*、原生動物 *Diffugia* sp.、橈脚類 *Nauplius* 幼生などが主要種であった。特に7~8月は *Bosmina*、*Trichocerca* 及び *Polyarthra* が多い。11月には輪虫類、原生動物は減少し、枝角類の *Diaphanosoma brachyurum*、橈脚類 *Mesocyclops leuckarti* 等が優占種となる12月は全体として出現数は少なくなり橈脚類の *Copepodid* 幼生と *Nauplius* 幼生が各点に出現するにすぎない。

池田湖の動物プランクトンは過去の調査(昭和39~41年度、昭和54年度)と比較して、夏季から秋季に輪虫類、枝角類及び橈脚類が増殖し、冬季にはこれらが少なくなる傾向が見られる。

5-4. 魚類

魚類はかならずしも豊富ではなく、棲息魚類にはオウナギの他にアユ、ワカサギ、コイ、ギンブナ、マウ

ナギ、カワムシ、ゴクラクハゼ、スッポン等がある。以前、アユは本湖の年間漁獲量の90%をしめ、昭和49年までには主に九州地方の河川の放流用や養殖種苗用としても出荷されていたが、近年は減少し、フナやゴクラクハゼの魚種が増えてきている。また、放流魚類等にはコイ、アユ、マウナギ、ニジマス、レンギョ、ソウギョ等があったが、現在においては、池田湖へのコイ、アユなどの種苗放流や池田湖での魚類採捕は行われておらず、昭和50年以降、放流用稚アユの出荷もない。

6. 参考文献

- 藤山英保・仁尾泰己(1997): 鳥取県湖山池における池水と底質間のN、Pのsource-sink関係. 日本水環境学会誌, 20(12): 857-859.
- 平江多績(2000): 鰻池の水質. 国立環境研究所研究報告, 153(R-153-2000): 238-241.
- 稲本信隆・奥江 碩・郡山立身・山下一巳・入来栄美子・赤塚正明・上野容利子・奥園和光・目原克彦(1986): 池田湖の富栄養化に関する調査研究—深層水と湖水循環について—. 鹿児島県環境センター所報, 2: 113-126.
- 鹿児島県(1984): 池田湖水質環境管理計画(昭和58年3月).
- 鹿児島県(1991): 第2期池田湖水質環境管理計画(平成3年8月).
- 鹿児島県(1982-1997): 農政部資料(昭和57~平成9年).
- 鹿児島県・鹿児島地方気象台(1977-1982): 鹿児島県農業気象月報(昭和52~58年).
- 村山三郎(1959): 池田湖調査資料(1). 鹿児島大学水産学部紀要, 7: 199-205.
- 村山三郎・税所俊郎(1967): 池田湖のプランクトンについて. 鹿児島大学水産学部紀要, 16: 29-33.
- 農林省・気象庁(1966-1975): 農業気象10年報(昭和41~50年).
- 奥江 碩・稲本信隆・小野原裕子・上原 満・長井一文・須納瀬 正・藪 平一郎・蔦 昭仁・奥園和光(1991a): 池田湖の水質の推移. 鹿児島県環境センター所報, 7: 113-126.
- 奥江 碩・稲本信隆・蔦 昭仁・須納瀬 正・山口秀紀・長井一文・小野原裕子・国生 保(1991b): 鹿児島県の湖沼の水質. 鹿児島県環境センター所報, 8: 57-65.
- 下園清香・竹山栄作・是枝哲郎・上原忠司・柳川民夫(1995): 池田湖の藻類増殖試験について. 鹿児島県環境センター所報, 11: 63-68.
- 上村忠司・脇田安彦・山野一幸・大薄利美(1991): 池田湖周辺地域における汚濁負荷量の現状と将来予測. 鹿児島県環境センター所報, 7: 49-60.
- 上村忠司・下園清香・中内孝雄(1994): 池田湖の植物プランクトンについて. 鹿児島県環境センター所報, 10: 87-91.
- 上野益三(1936): 南九州陸水の冬季調査. 科学, 6(5): 186-187.
- 吉村信吉(1932): 日本に於ける透明度の大きな湖沼. 陸水学雑誌, 1(2): 47-48.
- 吉村信吉(1935): 日本の湖水の冬季深層水温(第1報). 海と空, 15(6): 195-208.
- 吉村信吉(1936a): 南九州陸水の冬季に於ける理科学的状態. 科学, 6(5): 187-188.
- 吉村信吉(1936b): 南九州陸水の夏季に於ける理科学的状態. 科学, 6(10): 413-414.
- 吉村信吉(1937a): 南九州火山湖の冬季に於ける循環状態(1)—日本の湖水の冬季深層水温(第2報)—. 海と空, 17(5): 237-254.
- 吉村信吉(1937b): 南九州火山湖の冬季に於ける循環状態(2)—日本の湖水の冬季深層水温(第2報)—. 海と空, 17(7): 289-301.
- 財団法人日本気象協会鹿児島支部(1984-1996): 気象月報(昭和59~平成8年).

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 153

国立環境研究所研究報告 第 153 号
(R-153-2000)

【平成12年1月20日編集委員会受付】

【平成12年2月23日編集委員会受理】

平成12年3月31日発行

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305-0053 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-50-2343(ダイヤルイン)

印刷 株式会社 イセブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保2-11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-0053 Japan

May 2000

本報告書は再生紙を使用しています。