

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集 — 8 —

Proceedings of the Conference on Limnological Studies
at the Kasumigaura Water Research Station, NIES. Part 8

福島 武彦 編
Edited by Takehiko Fukushima

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

序

霞ヶ浦臨湖実験施設は1984年3月完成以来、ちょうど10年目を迎えようとしている。この間、ほぼ毎年研究発表会を行い、1993年11月19日に第9回の発表会を開催した。昨年以來、外国人研究者の施設利用が増え、その成果の一部が今回5名より発表された。今後とも、英語による発表、英文の論文も積極的に受け入れたいと考えている。

今回の発表では16件の一般発表が行われたが、湖沼の水質汚濁の機構解明に加えて、地球環境への影響、生態系としての評価、汚濁防止の技術に関する話題もあり、湖沼の抱える問題が多様化していることがうかがわれた。

さらに一般発表に加えて、琵琶湖研究所から2名の研究者をお招きし、特別湖沼セミナーとして、最近の湖沼研究の話題をご紹介頂いた。中島拓男氏には湖沼の水草帯における物質循環、機能、そしてその保全の方向について、熊谷道夫氏には1993年夏、琵琶湖で行われた国際共同観測プロジェクトの概要と一部の成果についてご講演願った。関連分野の研究者にとっては多くの示唆が与えられ、このような情報交換を行い議論を深めることができれば、我々だけでなく湖沼研究全般のレベル向上にも役立つと思われ、今後の協力をお願いする次第であります。

発表会には総勢50名以上の方にご参加頂いた。遠路から参加され討論に加わって頂いた所外、所内の方々、開会のご挨拶をお願いした市川所長、この原稿の執筆や編集に携わった全員に深く感謝申し上げます。

1994年3月

地域環境研究グループ統括研究官

内藤 正明

目 次

I. 臨湖実験施設研究発表	
1. 国内湖沼からのメタン放出量	1
野尻幸宏・中村岳史・大槻 晃	
2. 霞ヶ浦底泥中のメタン濃度の変動	7
中村岳史・野尻幸宏・曾 毅強・大槻 晃	
3. アジサシ (<i>Sterna hirundo</i>) 及びコアジサシ (<i>Sterna albifrons</i>) の 霞ヶ浦への 飛来状況とコアジサシの激減について	9
春日清一	
4. ギンブナとブルーギルの形態と行動の相違に基づくオオクチバスの捕食選択	13
鷺山裕史・春日清一・斉藤隆史	
5. 昭陽湖における養殖場からのリン排出が湖水水質に与える影響	17
朴 斉哲	
6. 水耕栽培を利用した水質浄化に関する研究	23
相崎守弘・中里広幸	
7. 見た目アオコ指標による湖水環境評価	29
北村 光・相崎守弘・福島武彦	
8. 東京湾における青潮に関する研究V	33
田中秀之・相崎守弘・木橋邦男・中村泰男・竹下俊二	
9. 魚の水質変動に及ぼす影響	35
福島武彦・松重一夫・相崎守弘・朴 斉哲・石川慎二・孔 東壽	
10. Effects of aquatic animals on settling and decomposition of particulate materials	39
Dog-Soo Kong・T. Fukushima・T. Aizaki・R. Hussein	
11. pHとDOの連続測定による生産量の推定	47
松重一夫・福島武彦・R. Weisburd・河合崇欣・富田誠二	
12. Metabolic quotients in Lake Kasumigaura water research station experimental ponds	51
Richard S. J. Weisburd・T. Fukushima	
13. Relationship between urea, dissolved free amino acids and zooplankton biomass in outdoor experimental pond	55
Rokaya Hussein・M. Aizaki・T. Otsuki	
14. 湖水中の溶存フミン物質	61
今井章雄・福島武彦	
15. 農薬の霞ヶ浦における挙動とマイクロゾムを用いた生態系影響評価	65
高木博夫・橋本真理子・稲森悠平	
16. 生物活性炭流動床パイロットプラントによる霞ヶ浦湖水の高度処理	69
金 周永・近山憲幸・橋本貴行・高木博夫・稲森悠平	
II. 特別湖沼セミナー	
1. 水草の物質代謝	73
中島拓男	
2. 琵琶湖国際共同観測 (BITEX-93) を終えて	77
熊谷道夫	
III. 資料	
1. 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	83
2. 第9回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者名簿	91
3. 平成5年度施設利用計画	92
4. 施設を利用した研究成果の一覧	93

I . 臨湖実験施設研究発表

国内湖沼からのメタン放出量

野尻幸宏¹・中村岳史²・大槻 晃²

(¹地球環境研究グループ, ²東京水産大学)

1. はじめに

発表者らは、温室効果気体の一つであるメタンの天然水域からの放出量の見積もりを行うことを目的として、栄養度の異なる湖沼について、水中のメタン濃度の測定を継続してきた。これまでに、霞ヶ浦について、湖内の物質循環とメタンの関係について詳細に測定を続け、その生成・消滅過程を解析し、定量的な把握を可能とした。更に、その他の国内湖沼で調査の機会を得たものにつき、その濃度分布と変化の概略を把握した。この濃度実測値を用いて、国内湖沼の環境因子とメタン濃度の関係を明らかにすることで、国内の天然湖沼のメタン放出量の推定を試みた。

2. 観測と測定

1980年以来の国内の湖沼の調査時に、メタン測定用の湖水試料を採取した。摩周湖、田沢湖、十和田湖などの深い貧一中栄養湖を中心として調査があった。さらに、1992年度は、中栄養湖沼である野尻湖の毎月調査の機会を得て、5月以来測定を行った。霞ヶ浦は1990年4月以来、毎月1-2回の調査を継続中である。試料は水銀(II)で固定後冷蔵し、国立環境研究所臨湖実験施設で稼働している水中メタン濃度自動測定装置で定量分析した。

3. 結果と考察

酸化的な湖水中でのメタン生成能は極めて低いので、湖沼でのメタン生成は、生産された有機物の最終分解生産物として、主として嫌気的な底泥中で起こる。ただし、底層水が嫌気化した場合は、水中での生成も有り得る。酸化的な湖水中では、溶存酸素により微生物酸化分解を受けて濃度が低下するので、浅い湖盆で濃度が高いことが想像できる。湖沼表層の混合層では濃度は均一化する。湖底にソースがある時には、湖底付近に高い濃度勾配ができるはずである。また、湖内の浅い湖盆から水平移動して表層に高濃度層ができることもあり得る。酸化的な水中でメタンが生成するかどうかの知見はほとんどない

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

3. 1 深い湖沼でのメタンの鉛直プロファイル

摩周湖、田沢湖、十和田湖、中禅寺湖、屈斜路湖、奥日光切込湖、野尻湖で、溶存メタンの鉛直分布を観測した。秋期の切込湖を除くとこれらの湖沼は底層水が完全に嫌気化することはないが、いずれの湖沼でも水温躍層の直下に極大濃度が見られた。霞ヶ浦のような浅い湖沼では底層まで混合が進み、垂表層極大が観測されることはない。このことは、躍層以浅では大気へのガスの逸脱で濃度が低下することによる。表層でのガスの逸脱は、水温の上昇で加速される。水温躍層では拡散係数が小さく、躍層以深のメタンの放出が抑制される。また、垂表層極大値は、動植物プランクトン現存量極大と伴っているようでもある。極大部および表層のメタンの成因としては、酸化した湖水中でのメタン生成と、湖沼の浅い部分からの水平移動が考えられる。この点は、メタン濃度の水平分布の詳細な調査やメタンの炭素同位体分析などから解明しなくてはならない。

火山性のカルデラ湖である摩周湖、十和田湖、屈斜路湖では、湖への火山性のメタン供給と考えられる濃度分布が確認された。摩周湖では湖底付近での濃度増大が見られた。十和田湖では、200mの深度にブルームの形状をした濃度異常が見られ、火山性のものと考えられた。屈斜路湖では、中深層で一様な高濃度が見られ、火山性の

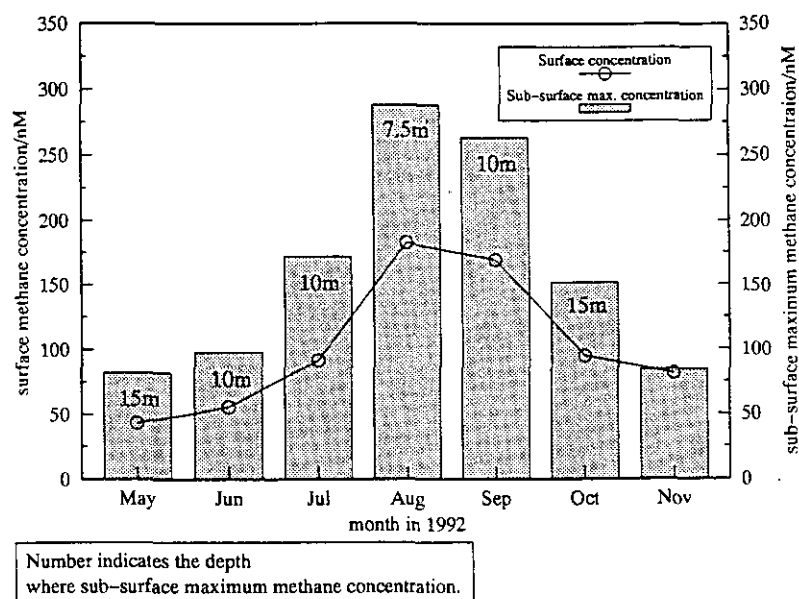


図1 野尻湖における湖水中メタン濃度の変動，表層濃度と亜表層極大濃度

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

3.2 野尻湖でのメタン鉛直分布の季節変化

図1に、野尻湖で1992年5月から11月までに観測されたメタン濃度プロファイルから表面混合層の平均濃度と亜表層極大濃度を求め、その両者の変化を示した。表層メタン濃度は8月に極大を持つ季節変化を示し、9月まではその亜表層極大値と表面湖水濃度の比率がほぼ一定であるという結果となった。夏季の高温期では水面での

ガス交換が活発なので、濃度増加以上にメタン生成・供給量増加があったはずである。湖底近傍では夏季からメタン蓄積が始まった。11月には混合の深さが大きくなって亜表層極大が消失するとともに、底層水は10 μMを越す濃度となった。12月の全層混合時には表層から底層まで約400 nMのほぼ均一な濃度分布となり、底層に蓄積したメタンが放出されることが明らかになった。この時期

の放出量を推定するには、底層から湖水の鉛直混合で表層にもたらされたメタンによって表層水が高濃度となる程度とその継続期間がどのくらいかを測定する必要があることがわかった。1993年9月にメタンの鉛直・水平分布の測定のための詳細なサンプリングを行い、その化学分析とデータの解析が進行中であるとともに、冬季の集中観測を予定している。

3.3 湖沼栄養度とメタン濃度の関係

湖沼栄養度とメタン濃度の関係について図2に示した。表層水のメタン濃度を対数で表現する限りにおいて、栄養度との顕著な関係が見られた。メタン濃度の亜表層極大値も栄養度の反映と考えられたが、表層濃度と比較すると相関関係がやや悪くなる。これは、亜表層極大に湖盆形態などの因子の影響があるためであると考えている。湖水面から大気へのメタンの拡散性フラックス（ガス交換フラックス）は、濃度、水温、風速の関数である。したがって、今までの調査で得られた関係を一般的な栄養度の因子である透明度、リン濃度、クロロフィル量などについての関数で表現することにより、湖沼からのメタン放出量推定ができる。

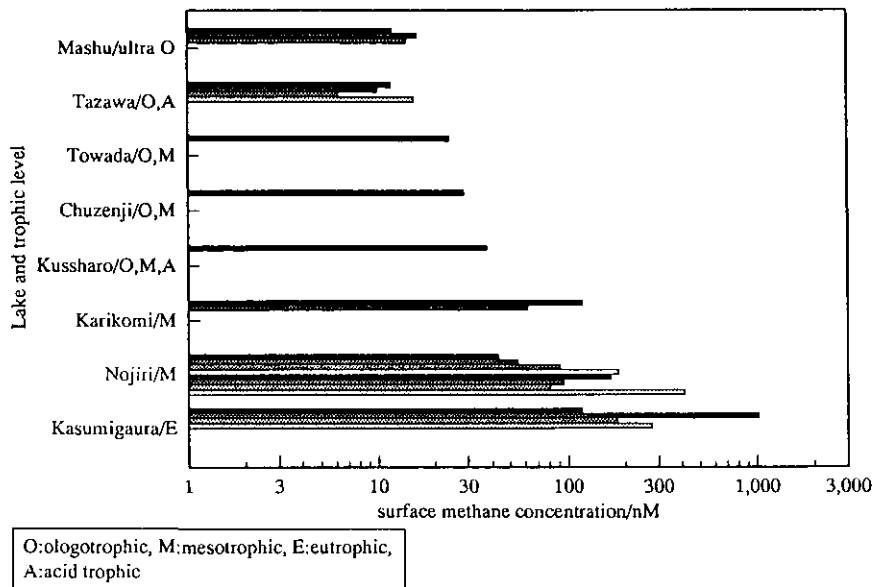


図2 日本の湖沼の表層湖水中メタン濃度

栄養度の指標として、観測を行った湖沼の全リン濃度を用いることとして、水中のメタン濃度との相関を示したのが図3である。霞ヶ浦湖心 (sta. 9) および他の貧一中栄養湖沼の表層メタン濃度とリン濃度の関係を丸で示した。但し、水温によるメタンの濃度差が認められたので、水温15°Cを境に低水温期と高水温期に分けて相関関係を得た。霞ヶ浦以外の湖沼では全リン濃度を、霞ヶ浦では粒子態のリン濃度を用いた。これは、中一貧栄養湖では溶存態のリン濃度が極めて低いために全リンが生産量と強く相関するが、霞ヶ浦では主に夏季に窒素制限状態となることがあり過剰のリンが生じて生産量の指標

とならないことがあるためである。霞ヶ浦については、3-5月を低水温期、8-10月上旬を高水温期として1990-92年のデータを分類した。関係はほぼリン濃度の対数とメタン濃度が直線の関係で表された。一方、さらに浅い湖沼では底泥の物理的な攪乱がより活発になり、底泥から水中へのメタンの移行効率が大きくなることが予想される。この効果は、図3の三角で示した霞ヶ浦の浅い湖盆であるstas. 1, 3のデータに示されている。やはり、3-5月と8-10月のデータを用いたが、時期による差は顕著でなかった。この結果から、浅い富栄養湖沼については、両対数リニアの関係であるとみなした。

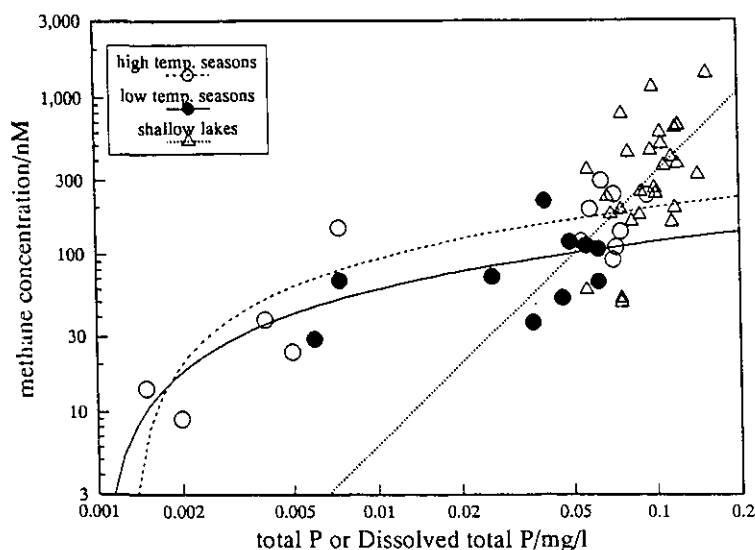


図3 湖沼の栄養度と表層湖水中メタン濃度との関係

表1 国内湖沼のメタン放出量の推定

	栄養度	面積 km ²	全リン 測定値 mg/l	全リン 濃度 注1 mg/l	メタン 測定値 nM	メタン 濃度 注2 nM	メタン フラックス		
							mg/m ² /d	g/m ² /y	kg/y
摩周湖	貧栄養	19.1	0.001-0.002	0.002	12- 16	17	0.10	0.036	680
十和田湖	貧-中栄養	61.5	0.003-0.004	0.005	24	41- 61	0.86	0.315	19000
野尻湖	中栄養	3.9	0.006-0.009	0.01	44- 410	59- 93	0.41	0.150	580
琵琶湖北湖	中栄養	686	0.007-0.017	0.01		59- 93	1.55	0.564	360000
琵琶湖南湖	中-富栄養	45	0.013-0.039	0.02		77-125	2.04	0.744	33000
六道湖	富栄養	80.9	0.031-0.056	0.05		101-166	2.73	0.996	81000
霞ヶ浦	過栄養	171	0.064-0.19	0.1	21-2580	330	6.88	2.511	430000
手賀沼	超過栄養	6.5	0.24 -0.54	0.2		1080	15.45	5.640	37000
国内積算		2438					1.80	0.656	1600000

注1：メタン濃度算出のための関係式に代入した数値

注2：メタン濃度算出のための関係式から得た数値

次に、田中¹⁾により作成された国内湖沼のデータ集を元に、その面積、栄養度、結氷期間などをデータベース化した。栄養度のデータとしては、全リンがデータ化されている最近の環境庁水質保全局による公共用水域水質年鑑²⁾に求めた。湖面からの拡散フラックスの算定にはSebacherによる実験式³⁾を用いた。フラックスは風速と水温に依存するが、各湖沼の現場の風速値を得ることが難しいので、すべての湖沼に同程度の風速を与えた。湖沼の大きさが小さい場合、周囲の地形で囲まれることにより湖面での実効的な風速が小さくなるので、その効果を湖沼の大きさによって調整した。具体的には>50km²、5-50km²、<5km²の3段階の大きさに湖面2cmの平均風速として2, 1.5, 1cm/sを与えた。これは、現在までに実測されている湖沼のガス交換速度⁴⁾に近い速度が得られるように調節した風速である。水温は高水温期について25°Cを与え、低水温期に10°Cを与えた。気象データ⁵⁾より、各湖沼の地域の月毎の水温を推定し、計算に用いた。結果として、代表的な湖沼に対して表1のようなメタンフラックスが推定された。国内の全天然湖沼を加算すると、1.6 Gg CH₄/yの放出量である。この量は、国内の全メタン放出推定量の0.1%程度⁶⁾に過ぎない。その中では、浅い富栄養湖である霞ヶ浦、中海、六道湖、面積の大きな琵琶湖北湖などの寄与が大きいことが推定された。

ただし、推定の問題点をまとめると次のようになる。

1. 湖表面でのガス交換の推定は、実測の交換係数に基づいていないので風速の与え方で大きく推定値が変わる。
2. 結氷期はガス放出が無いものとして算定したが、解氷期には大きな放出が有り得る。
3. 非常に浅い湖沼お

よび沿岸帯では、底泥から気泡の発生があり、直接的に大気に放出され得るがその効果を考慮していない。4. 沿岸帯の水生植物の茎を通してのフラックスを考慮していない。5. 塩分の高い汽水湖では、メタン生成が硫酸イオンの存在で阻害されるが、その効果を考慮していない。など多くの問題点がある。今回の推定値は気泡発生が顕著でない(数メートル以上の水深がある)淡水湖沼からの放出を中心としたものと考えらるべきである。

しかしながら、実測の濃度測定データを取り入れた推定は世界的にも例が少なく、同様な手法を湖沼および湿原などにあてはめ、世界の水域からのメタンフラックス推定を行うことは有用であると考えられる。現在、調査を開始したシベリア地域の湿地のデータなどの解析を行っているところである。

謝 辞

野尻湖でのサンプリングにおいては、生物圏環境部、高村典子、渡辺信氏らの協力を得たので感謝したい。

引用文献

- 1) 田中正明, 日本湖沼誌, pp. 530, 名古屋大学出版会 (1992).
- 2) 環境庁水質保全局, 公共用水域水質年鑑, pp. 713, 富士総合研究所 (1993).
- 3) Sebacher, D. L, R. C. Harriss and K. B. Bartlett, Methane flux across the air-water interface: air velocity effects, Tellus, 35B, 103-109 (1983).

- 4) Peng, T. H. and W. Broecker, Gas exchange rates for three closed-basin lakes, *Limnol. Oceanogr.*, 789-796 (1980).
- 5) 東京天文台, 理科年表, pp. 1046, 丸善 (1992).
- 6) 陽捷行, 大気メタンの発生源と吸収源-わが国の発生源の推定-, 日本地球化学会年会講演要旨集, 76-77 (1993).

霞ヶ浦底泥中のメタン濃度の変動

中村岳史¹・野尻幸宏²・曾 毅強²・大槻 晃¹

(¹東京水産大学, ²地球環境研究グループ)

1. はじめに

近年、メタンを含む温室効果気体による地球温暖化が世界的な問題となって以来、メタンの主要な発生源として考えられている水域(沼地, 湿地, 氾濫源, ツンドラ, 湖沼など)についての研究が意欲的に行われている。しかしながら、霞ヶ浦のように富栄養化湖沼でありながら、水深が浅いため無酸素水層が発達しない湖沼についての研究は極めて少ない。

そこで、水域でのメタンの生物地球化学過程の定量化を目的とし、1990年4月から霞ヶ浦湖水中のメタンの濃度, 酸化分解速度などについての継続的観測を行った(観測は現在も継続中)。得られた結果から、メタンの底泥から水中への放出量, 水中における酸化による消失量, ガス交換による大気への放出量を見積もり, 物質収支の解析を進めている。

また、1992年夏季からメタン生成の場である湖底泥におけるメタンの発生機構と発生したメタンの動態を調べるため、霞ヶ浦の底泥中のメタン濃度分布とメタンの炭素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$)の継続的観測を行っている。今回は、これら霞ヶ浦底泥間隙水中のメタンについて得られた結果について報告する。

2. 方法

2.1 試料

底泥サンプルは、毎月1回(夏季から秋季は毎月2回)、霞ヶ浦の湖心(Sta. 0, 水深6m)および富栄養化の顕著な湾内(Sta. 3, 水深4m)において、重力式コアサンプラー(40mm ϕ)を用いて採取した。アクリル製のコアパイプには、あらかじめ直径1cmの穴を縦に2cm間隔で10ヶ所あけておき、底泥コア採取時にはビニールテープでその穴をふさいでおいた。底泥サンプル採取後、ビニールテープをはがし、先端をカットした2.5mlディスプレイシリンジを使用して、その穴から底泥を一定量抜き取ることによって、底泥表層から2cmごとに底泥を分画した。分画した底泥サンプルは、30mlバイアル瓶に移した。

バイアル瓶には、ヘッドスペース分析の際に、底泥サンプルを攪拌し易いようにあらかじめ5mlの超純水を入れておいた。微生物による分解を抑制するため、 HgCl_2 溶液(0.1mol/l)を0.5ml添加した後、イソブレンゴムセプタムとアルミシールで密封した。 HgCl_2 溶液を添加することによりバイアル瓶中のメタンの酸化分解は、ほぼ完全に抑止することができた。

2.2 分析方法

間隙水中メタン濃度は、底泥サンプルの入ったバイアル瓶のヘッドスペース中のメタン濃度をGC-FIDで測定したのち、ブンセンの吸収係数と底泥の含水率から間隙水中のメタン濃度を見積もった。間隙水中溶存メタンの $\delta^{13}\text{C}$ 値は、同様にヘッドスペース中のメタンについて国立環境研究所に設置されたGC/C/IRMSを用いて測定した。

3. 結果と考察

3.1 底泥間隙水中メタン濃度

図1に霞ヶ浦湖心の底泥中メタン濃度の季節変化を示す。また、図には6mの水深における飽和溶存メタン濃度の理論値も示した。現在までの観測で次のようなことがわかった。

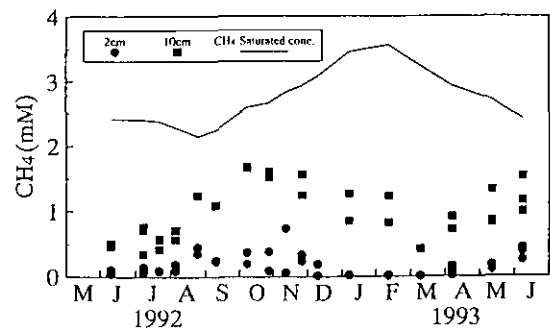


図1 霞ヶ浦湖心における底泥間隙水中の溶存メタン濃度の季節変化

(1) 霞ヶ浦湖心の底泥間隙水中のメタン濃度は0.0014~2.5mMで、湖水中のメタン濃度27~270nMと比較してきわめて高かった。また、単位面積当たりの現存量で比較した場合でも、底泥表層から約10cm深度までのメタンの現存量は、水中の表層から底層までの現存量よりも2オーダーほど高いことがわかった。

(2) 季節変化に関しては、表層、深層とも秋期に最大に、春期に最小になり、飽和溶存メタン濃度の理論値の変化とは一致しなかった。また、季節変化は、表層よりも深層の方が大きかった。

(3) 底泥中におけるメタン濃度の鉛直分布については、測定期間をとおして表層から底層に向かって増加する傾向があった。また、鉛直分布における、深度の増大に対するメタン濃度の増加の割合は、表層で大きく深層で小さい場合と表層で小さく深層で大きい場合があり、このことは、底泥中におけるメタンの発生または酸化による分解の指標になると考えられた。

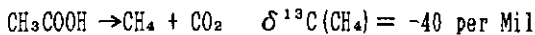
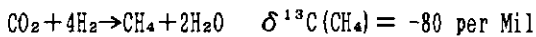
3.2 底泥間隙水中の $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$

霞ヶ浦の底泥間隙水中の $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$ については、現在までに以下のことがわかった。

(1) 間隙水中の $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$ は、 -45.5‰ ~ -107‰ までひろい範囲で変化した。

(2) $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$ の鉛直分布については、表層は軽く($\delta^{13}\text{C}$ 値が低い)、深層になるほど重くなる($\delta^{13}\text{C}$ 値が高い)傾向が測定期間(02年7月~02年11月)をとおして見られた。

一般に湖沼底泥において、メタンは酢酸と二酸化炭素を主な基質として、メタン生成細菌によって生成される。



生成されたメタンの $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$ は、二酸化炭素を基質とした場合、 -80‰ に、酢酸を基質とした場合には、 -40‰ であり、その結果、一般に湖沼底泥で発生するメタンの $\delta^{13}\text{C}$ 値は、 -40‰ ~ -80‰ になることが知られている(Whiticar *et al.*, 1986)。また、底泥表層近くでは、底層水から分子状酸素が供給され、メタンの好氣的酸化が起きると考えられる。そのような場合には、

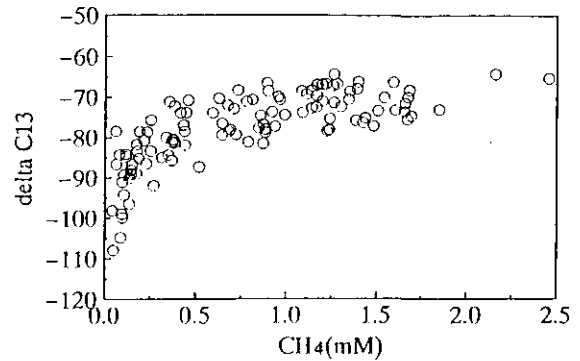


図2 霞ヶ浦湖心における底泥間隙水中の溶存メタン濃度と $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$ の関係(1992年7月~11月)

同位体的に軽いメタンが優先的に酸化されるので、底泥表層の $\delta^{13}\text{C}(\text{CH}_4)$ は深層よりも重くなる可能性が高い。しかしながら、霞ヶ浦では -100‰ 以下のきわめて $\delta^{13}\text{C}$ 値が低いメタンが、しかも底泥表層において観測された。そこで、測定期間中の底泥間隙水中のメタン濃度に対して、 $\delta^{13}\text{C}$ 値をプロットしてみたところ底泥表層におけるメタン濃度の減少と $\delta^{13}\text{C}$ 値の低下に明確な相関が認められた(図2)。底泥表層に存在する $\delta^{13}\text{C}$ 値の低いメタンは、軽い ^{12}C が底泥深層から優先的に表層へ拡散した結果によるものとは考えにくく、底泥表層間隙水中に存在する軽い二酸化炭素から発生したものと推測された。

霞ヶ浦底泥表層に存在する、炭素安定同位対比の極めて小さいメタンの成因については、今後も研究を進めるつもりである。その1つとして、現在、メタン生成の基質である底泥間隙水中の二酸化炭素の炭素安定同位対比を測定する方法を検討中である。

参考文献

- Whiticar, M. J., E. Faber, and M. Schoell (1986): Biogenic methane formation in marine and freshwater environments: CO_2 reduction vs. acetate fermentation—*isotope evidence*, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50, 693–709.

アジサシ (*Sterna hirundo*) 及びコアジサシ (*Sterna albifrons*) の 霞ヶ浦への飛来状況とコアジサシの激減について

春日清一 (地域環境研究グループ)

1. はじめに

霞ヶ浦には春と秋、多数のアジサシ (*Sterna hirundo*) やコアジサシ (*Sterna albifrons*) が飛来し、水面にダイビングし採餌する姿を見ることができる。この両者の霞ヶ浦への飛来状況を1990年7月から1993年10月まで観察したので報告する。

2. 調査方法

1. 湖岸域での個体数調査：霞ヶ浦南岸の茨城県稲敷郡美浦村木原から同美浦村大山までの約9kmの区間の沖合いに設置されている淡水真珠養殖の柵、及びコイ網生簀養殖の柵に止まる鳥類を湖岸堤より20~45倍のフィールドスコープを用い種類別に計数した。各々の養殖柵の分布を図1に示した。この中で地点K, Yにはそれぞれ1基の真珠養殖柵が、また地点Yには2基の、またM, O, Dにはそれぞれ1基のコイ生簀の柵がある。これら施設は湖岸から200~300mの距離にあり、真珠養殖柵ではK, Y共に長さ約300m、またコイ生簀柵はY, M, Oが長さ100~200mである。Dの生簀は長さ30mほどの小型のものである。調査間隔は少なくとも1週に1度とし、重要と思われる季節においては毎日行った。都合により観察できない時は最大16日の間隔が開いた。観察時間は多くは午前6時から10時までの間に行われたが、稀に午後になることもあった。調査回数は1990年は7月16日以後50回、1991年は91回、1992年は87回、また1993年は10月までに61回行った。

2. 船上からのセンサス：1990年5月23日より原則として毎週水曜日、図1に示した霞ヶ浦南岸の地点Dより出港し地点3まで調査船を運航し、この間に鳥の種が視認されるものについて計数した。種の同定が正確でないものは10倍の双眼鏡により確認を行った。地点Dより地点9, 4を通り地点3までの距離はおおよそ14.6kmであり等速で航走し33分を要した。肉眼により鳥の種を視認出来る距離をおおよそ500mと見なし、ここでは1km幅の間の個体数を計数したものとした。天候不順の時は他の日に行うか中止した。調査回数は1990年は5月23日以後28回、

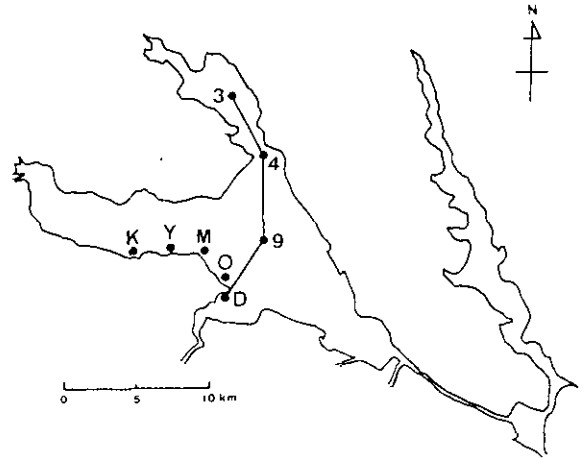


図1 霞ヶ浦のアジサシ及びコアジサシの飛来数調査地点

1991年は51回、1992年は46回、また1993年は10月までに36回の調査を行った。アジサシ及びコアジサシは船上からの調査では全て飛翔しているもののみで水面に浮かぶものや構造物に止まる個体は見られなかった。

3. 結果

アジサシ

1. 湖岸域での個体数調査

飛来の確認された4月下旬から10月までの調査日毎の合計計数個体数を図2に示した。春の北上期に観察される個体数は極めて少なく、1991年には4月30日に2羽、5月6日に15羽、また1992年の春には観察されず、1993年5月6日に11羽が観察されたのみである。6月にはアジサシは全く観察されず、7月も1993年7月30日に34羽観察されているのみである。

秋の南下時の飛来パターンは1990年から1992年までは似ており初認は1990年が8月15日、1991年が8月14日、1992年が8月4日であり、初認後観察個体数は徐々に増加し、8月下旬から9月上旬に最大個体数を示しその後減少している。終認は1990年が10月1日、1991年が10月8日、1992年が9月28日であった。最大個体数は1990年が8月31日に292羽、1991年が8月30日に270羽、また1992年には9月4日に92羽であった。各々の年の秋の

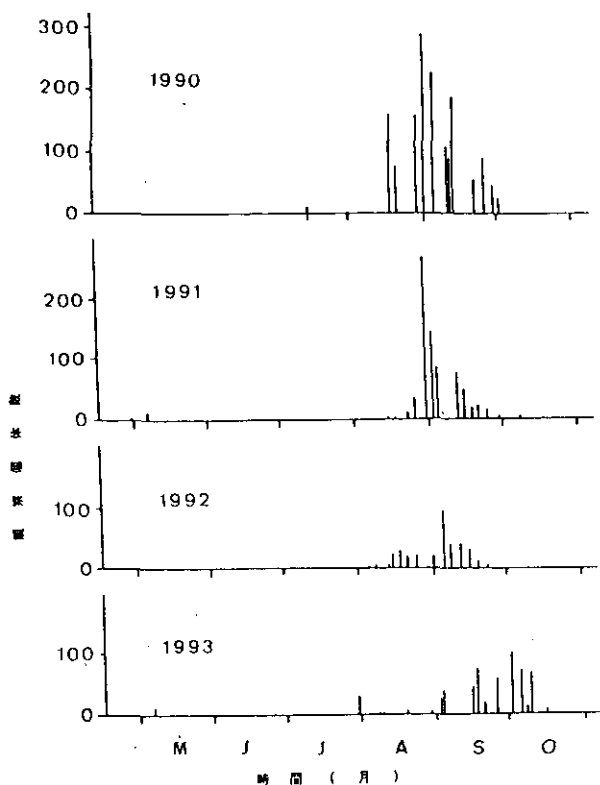


図2 霞ヶ浦南岸域の湖内施設で観察されたアジサシの個体数

初認から終認までの平均個体数は1990年から1992年まで120.4、50.5、25.0羽と減少している。1993年は前3年と飛来パターンは異なり、初認が7月30日と早く、最大個体数の出現するのが、10月1日に105羽と遅れており、終認が10月15日であった。初認から終認までの平均個体数は35.3羽であった。

2. 船上センサス

船上センサスにより観察されたアジサシの計数結果を表1に示した。船上から行われた計数個体数は湖岸域で施設物に止まって観察されるアジサシに比べ著しく少なく、1990年には合計60羽、1991年に36羽1992年は12羽、また1993年には20羽のみであった。このうち北上期の4月から6月までの間には1992年6月13日に2羽、1993年の5月12日と19日にそれぞれ1羽が観察されたのみである。南下期では1992年7月22日に1羽、1993年7月29日に2羽観察されておりその後は8月20日前後に見られるようになり10月初旬まで観察される。1990年には9月28日以後観察されていないが、1回当りの観察個体数の平均は7.3羽であり、その後1992年には4.0羽、1992年には1.5羽、1993年には2.4羽となり減少傾向を示している。

表1 霞ヶ浦の湖上を航走し計数されたアジサシの個体数

1990		1991		1992		1993	
月日	個体数	月日	個体数	月日	個体数	月日	個体数
						0512	1
				0613	2	0519	1
				0722	1	0729	2
0822	4	0821	2	0812	1	0818	4
29	22		2				
0906	9	0903	7	0902	5	0901	1
14	8	19	4	16	3	13	9
19	18	18	6			24	2
		23	3				
		24	4				
		27	5				
		1002	3			1005	1
合計	60		36		12		20

コアジサシ

1. 湖岸域での個体数調査

霞ヶ浦で飛来の確認された4月下旬からコアジサシが見られなくなる9月までの調査日毎の霞ヶ浦南岸の5地点でのコアジサシの合計計測個体数を図3に示した。1990年は7月より観察を開始したが、7月初旬には個体数も少なく下旬にほぼ最大個体数に到達し、8月いっぱい高個体数を示し、8月20日に最大個体数312羽を記録した。9月に入ると急激に個体数を減少し、終認日は9月13日であった。1991年には4月23日に初認されるが個体数は多くなく6月までは観察されないか数個体が認められるだけであった。6月まで観察個体数が少ないのは1992、93年とも同様である。7月に入ると個体数を増加させる傾向があり、7月下旬には最大個体数を示す。最大個体数は1991年には7月29日に458羽、1992、1993年にはそれぞれ7月30日に168羽と138羽であった。飛来個体数の比較には各々の年で観察回数が異なり比較し難いので個体数変動の少ない8月の一観察当りの平均観察個体数を算出した。観察回数及び平均個体数は1990年が9回、222.9羽、1991年が9回、187.0羽、1992年は8回、69.8羽、1993年は5回で17.0羽である。

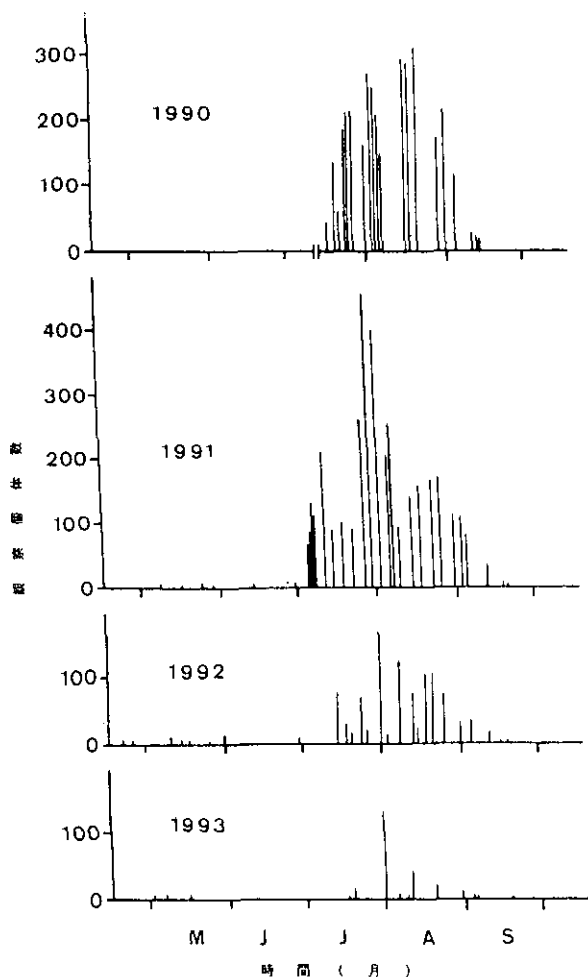


図3 霞ヶ浦南岸域の湖内施設で観察されたコアジサシの個体数

2. 船上センサス

航走船上からのコアジサシの計数結果を表2に示した。その計数された回数と年間計数総個体数は、1990年が13回で81個体、1991年が11回で54個体、1992年は11回で75個体、また1993年には12回で80個体であった。船上からのコアジサシの観察数は少なく明瞭な季節変動や、年毎の大きな変化は確認されない。

4. 考察

アジサシ、及びコアジサシともに渡りをするがアジサシは繁殖地が日本にはなく、サハリンからロシアであるため繁殖期の6、7月には殆ど観察されず繁殖地に北上する時と越冬地に南下する際にのみ観察される。一方コ

表2 霞ヶ浦南岸の湖内施設で観察されたコアジサシの個体数変動

1990		1991		1992		1993	
月日	個体数	月日	個体数	月日	個体数	月日	個体数
		0423	4			0519	5
0613	4			0613	8	0624	4
20	2						
0704	11	0703	6	0701	2	0701	1
13	7	10	6	08	13	07	2
18	2	17	3	15	9	14	7
25	1	24	2	22	8	20	10
		31	4	20	3		
0801	6	0808	7	0805	4	0804	30
08	11	21	10	12	21	12	8
22	7	20	8	10	7	18	4
20	13					25	4
0906	10	0903	2			0901	2
14	3	10	2			13	3
19	4						
合計	81		54		75		80

アジサシは本州以南を繁殖地としており4月に飛来後観察されるが繁殖を終わり南下する7月以降に特に多い。両者の越冬地は東南アジアからオーストラリアにまで達する。

霞ヶ浦で観察されたアジサシおよびコアジサシは1990年以降、両者とも減少しているが特にコアジサシの減少が著しく、8月の霞ヶ浦南岸域で観察される平均個体数は1993年には1990年の7.6%にまで落ち込んでいる。このことは霞ヶ浦に飛来するコアジサシの繁殖地でなんらかの大きな変化が起きていることを示しているものと思われる。コアジサシは河原や海岸の砂地で集団営巣するが、近年日本でのこの様な繁殖適地は激減している。そのため整地直後の裸地などが利用されるようになったが、このような場所は一時的なもので恒久的な営巣場所とはならない。もしコアジサシの減少が営巣地の破壊によっているのであれば日本での営巣地の確保がなされなければならないであろう。

ギンブナとブルーギルの形態と行動の相違に基づく オオクチバスの捕食選択

鷺山裕史¹・春日清一²・齋藤隆史¹ (¹筑波大学, ²地域環境研究グループ)

1. はじめに

近年、東北の一部や北海道を除く日本の湖沼、河川、池などで、北米原産のオオクチバスやブルーギルが放流され、琵琶湖ではオオクチバスがかなり日本の在来魚を捕食している(桑原ら1984, 前畑1987, 1990)。霞ヶ浦では1980年代後半からワカサギとハゼ・エビ類の漁獲減少が著しく、この原因がオオクチバスやブルーギルにあるのではないかといわれている(春日1993)。

オオクチバスは魚食性が強くブルーギルを捕食する関係にあり、オオクチバスとブルーギルは両種の体長分布や生息密度と相関がある(Christopher & Willis 1990)。しかし、琵琶湖ではオオクチバスが捕食している魚類のうち、調査水域でブルーギルが採集される数の割には捕食されていない(前畑1990)との指摘があり、原産地を同じくする両種に何等かの共存機構が形成されていることが考えられる。そこでここではオオクチバスを捕食者とし、被食者としてブルーギルおよび在来種であるギンブナを用いて捕食行動の解析を行ったので報告する。

2. 材料と方法

捕食者として用いたオオクチバス (*Micropterus salmoides*) およびブルーギル (*Lepomis macrochirus*) は霞ヶ浦、またはその郊外の河川や池で稚魚期に採集し、国立環境研究所臨湖実験施設で飼育、保存したものをを用いた。オオクチバスの大きさは全長 9.6~12.4cmのものを、またブルーギルは全長3.5~5.2cmのものを実験で用いた。またギンブナ (*Carassius auratus langsdorfi*) は国立環境研究所が保存する函館産ギンブナを親魚として産卵・飼育した全長3.9~5.0cmものを用いた。このギンブナは雌性発生し遺伝的には均一であることが確認されている。

オオクチバスは実験水槽への順化と光周期の実験条件を同じにするため、少なくとも実験1週間前より水温 $24.5 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$ 、光条件は蛍光灯下連続照射とし、テナガエビを餌として与えた。オオクチバスは48時間前から絶

食させ、空腹条件にしてから捕食実験を開始した。ブルーギル及びギンブナは固形飼料を1日1回与えた。被食者の空腹条件は捕食者に対する反応に違いが見られることが考えられるので、実験日は実験開始約1時間前に餌を与えた。実験3を除く全ての実験は、40×30cm水深20cmの水槽を使用し、実験中カメラ用の照明を用い、水槽中央の水面で照度40,000Luxとした。また、行動を記録するため、水槽の横から8ミリビデオで収録し、これを後から分析した。

【実験1】

オオクチバスのブルーギル及びギンブナに対する捕食選択性を検討する目的で実験をおこなった。オオクチバスのいる水槽に体重0.9~1.5gでほぼ同じ体重のブルーギルとギンブナを1個体ずつ同時に静かに入れ、被食個体投入後、オオクチバスにより最初に捕食される個体とその個体が投入後キャッチされるまでの時間、およびキャッチされてから飲み込まれるまでの捕食処理時間を調べた。

実験間隔は約48時間おきとした。オオクチバスの23°Cにおける半量消化時間が約6時間であることから、実験開始時点では完全に空腹状態となる(田畑1977)。

実験はのべ70回おこなった。ブルーギルとギンブナは実験毎に新しい個体を用いたが、オオクチバスは1個体で10回実験し、計7個体使用した。

【実験2】

実験1でオオクチバスがブルーギルを捕食する際の飲み込み時間が長くなるということが明らかになった。そこで、ブルーギルの背鰭を切断し、キャッチ後飲み込むまでの捕食処理時間を測定し、無処理個体の捕食処理時間と比較した。棘条切断個体を1日おきに1尾ずつオオクチバスの飼育水槽に静かに入れ、キャッチしてから飲み込むまでの一連の処理時間を測定した。実験はオオクチバス5個体を7回および1個体のみ6回おこない、ブルーギル背鰭棘条切断個体41例のデータを記録した。

[実験3]

実験1でブルーギルとギンブナの対捕食者行動に反応の差が見られたので、オオクチバスモデルを使い遊泳速度反応を見た。

実験に使用した水槽は80×13cm水深15cm、水槽の中央に不透明なアクリル板を10cm間隔で2枚置いて仕切り、その中央に被験個体を実験毎に入れた。水槽の一方の端にオオクチバスモデルを置き、仕切を静かに取り除いてオオクチバスモデルを被験個体に見せた。水温24.5±0.5°C、照度は20,000 Luxとし、水槽の真上から8ミリビデオで行動を収録した。

オオクチバスモデルは紙粘土で作り、水性絵具で着色、鉛の重りを付け、ラッカーで防水処理をしたものを用いた。モデルの全長は16cmであり、実験個体を十分捕食できる大きさのものにした。実験はブルーギル31個体、ギンブナ34個体おこない、各個体1個体につき1回のみとし、オオクチバスモデルを被験個体に見せた1分間の水平移動距離と同一個体無処理時1分間の水平移動距離を記録したビデオ画像から測定した。

[実験4]

実験1にてオオクチバスが静止するものに対し、攻撃を加えない傾向が伺われたので次の実験を行った。

餌となる一方のブルーギルを実験直前に頭部から解剖針を刺して脊髄を破壊し、運動機能を奪ったブルーギル個体と、無処理のブルーギル個体を同時に静かにオオクチバスのいる水槽に入れた。被食個体投入後、オオクチバスにより最初にアタックを受ける個体を調べた。ブルーギルおよびオオクチバスは1実験1回のみ使用し、実験は13回おこなった。

3. 結果と考察

[実験1]

全70回の実験で、ブルーギル及びギンブナを同時にオオクチバスのいる水槽に投入したとき、初めに捕食された種はギンブナ50個体、ブルーギル20個体であり、オオクチバスはブルーギルよりギンブナを選択した(図1, $P < 0.001$, χ^2 検定)。オオクチバスの個体別では、ブルーギルあるいはギンブナばかり捕食した個体は7個体中、1個体のみギンブナだけを捕食した。

ブルーギルおよびギンブナ投入後から、オオクチバスが初めてキャッチするまでの時間はギンブナ平均64.2秒、ブルーギル平均47.1秒であったがキャッチまでの時間に

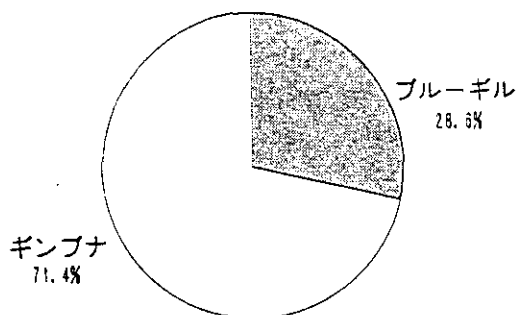


図1 ブルーギルおよびギンブナが同時に投入された時のオオクチバスの捕食選択性

種による差は見られなかった ($N. S.$, Mann-Whitney の U 検定)。また、実験回数を経るに従い、キャッチまでの時間が短くなる傾向は見られなかった。

オオクチバスが被食者個体をキャッチしてから飲み込むまでの捕食処理時間はギンブナが平均64.2秒、ブルーギルが平均102.1秒で、両者に差が見られた(図2, $P < 0.001$, Mann-Whitneyの U 検定)。したがって、ブルーギルはギンブナよりも捕食処理時間が長いことが明らかになった。

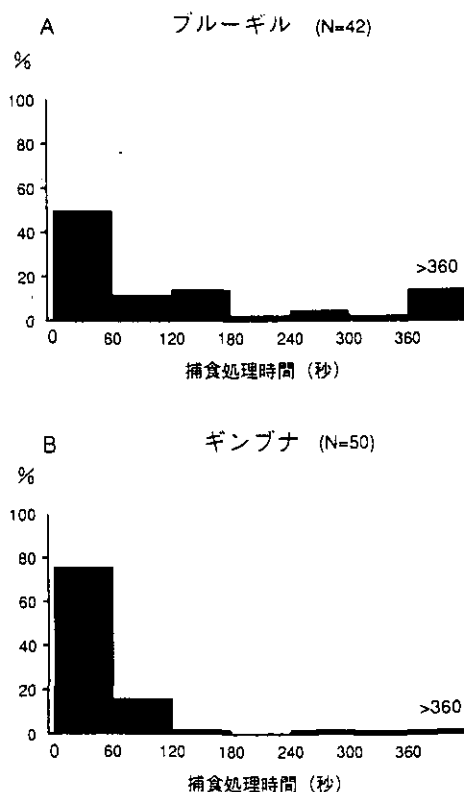


図2 オオクチバスの餌をキャッチしてから飲み込むまでの捕食処理時間の分布

[実験2]

ブルーギル背鰭切断個体と無処理個体のオオクチバスによる捕食処理時間は、背鰭切断個体群では平均91.7秒、無処理のブルーギル個体群では実験1の結果より平均182.1秒であり(図2)、両者の捕食処理時間の長さには差があった(図3, $P < 0.05$, Mann-WhitneyのU検定)。また、実験中ギブナ、ブルーギル共にオオクチバスを発見すると背鰭を立てる行動が観察された。

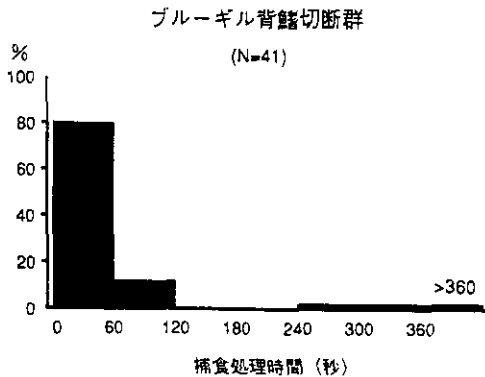


図3 オオクチバスがブルーギル背鰭切断個体を捕食した時の捕食処理時間の分布

背鰭切断個体群の捕食処理時間の分布は実験1でのギブナのそれとほぼ同じ分布である。これは、背鰭にある棘条(刺)がギブナは1条しかないが、ブルーギルには0~10条あり、ブルーギルに対するオオクチバスの捕食処理時間がこの棘条の影響を受けていると考えられる。従って、この結果よりブルーギルの硬い背鰭棘条はオオクチバスの捕食行動を妨害する役割を持っているものと思われる。

[実験3]

オオクチバスモデルを見せた直後から1分間に水平移動した距離は、ギブナでは 65.3 ± 54.6 (A.V. \pm S.D.) cm, ブルーギルでは 24.5 ± 24.7 cmであった。また、オオクチバスモデルのない時には、ギブナが 143.6 ± 141.7 cm, ブルーギルが 84.5 ± 19.4 cmであった(図4)。

ブルーギル、ギブナともにオオクチバスモデルを見せると反応し、移動距離が短くなる($P < 0.001$, $P < 0.05$, 共にMann-WhitneyのU検定)。しかし、ブルーギルは停止する個体が全体の約25%であり、約半分の個体が移動距離20cm以内であった。一方ギブナでは停止する個体は殆ど見られず移動距離20cm以内の個体は約25%

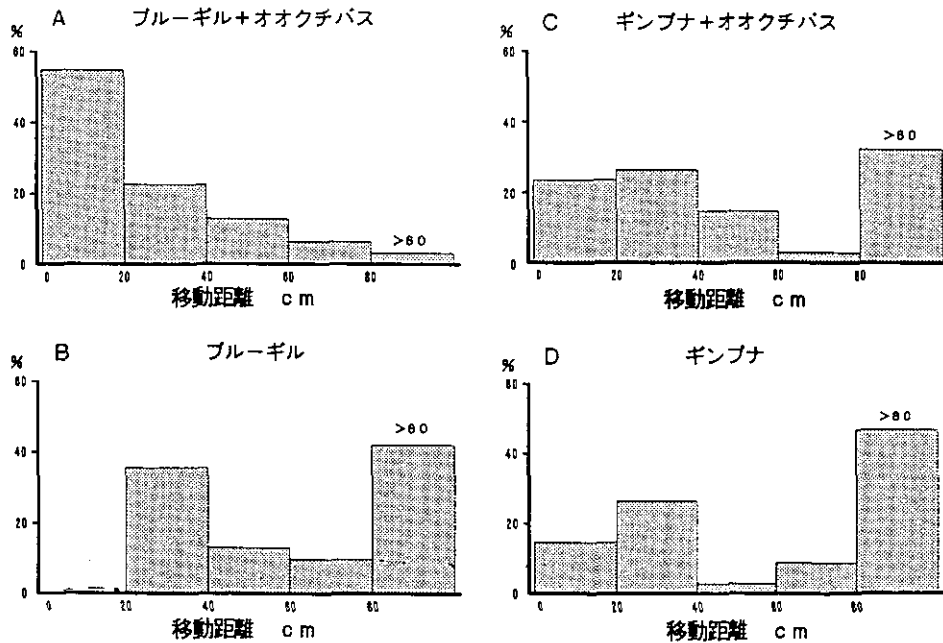


図4 ブルーギル及びギブナのオオクチバスモデルに対する反応
(オオクチバスモデル発見後の1分間の移動距離)

- A. ブルーギルにオオクチバスモデルを見せた場合の移動速度分布 N=31
- B. ブルーギルにオオクチバスモデルを見せない場合の移動速度分布 N=34
- C. ギブナにオオクチバスモデルを見せた場合の移動速度分布 N=31
- D. ギブナにオオクチバスモデルを見せない場合の移動速度分布 N=31

にすぎず、ブルーギルとギンブナでは移動距離の長さに差が見られた ($P < 0.001$, Mann-WhitneyのU検定)。

オオクチバスモデルのないときは、ブルーギル、ギンブナ共に移動距離が大きく、両者の移動距離に差がなかった (N.S., Mann-WhitneyのU検定)。

[実験4]

オオクチバスは、被食個体投入後13例中、全ての無処理個体に最初にアタックをかけた。個体投入後、脊椎破壊個体は静かに沈むかあるいは浮いた状態となった。しかし、無処理のブルーギルは移動したため、オオクチバスは無処理個体を投入直後に選択し、アタックした。投入後からアタックまでの時間は、 8.8 ± 10.6 (A.V. \pm S.D.) 秒であり、11例が7秒以内でアタックをかけ、残りの2例も35秒以内ですべての個体がアタックをかけた。このことはオオクチバスが運動性の奪われた脊椎破壊個体を捕食対象としなかったことを示している。

4. 総合討論

オオクチバスが餌を選択する時、対象となる餌の動きに敏感に反応することが明らかとなり、ブルーギルではオオクチバスを認識したときには停止することが捕食回避に重要であることが示唆された。しかし、ギンブナではオオクチバスを認識しても静止する行動がとれず、攻撃を受け易い。さらにブルーギルの背鰭棘条がオオクチバスの捕食を妨害している可能性がうかがえた。オオクチバスとブルーギルの間における以上のような関係が日本における両者の共存条件の一部を支えているだろう。

引用文献

- Christopher, S. Guy & David W. Willis (1990) : Structural Relationships of Large-mouth Bass and Bluegill Populations in South Dakota Ponds. *North American Journal of Fisheries Management*. 10:338-343.
- 春日清一 (1993) : 霞ヶ浦の豊かな生物たち. 霞ヶ浦研究会第回シンポジウム記録集, 霞ヶ浦再発見—ひとと生き物の共生をめざして—. 霞ヶ浦研究会. 39-55.
- 桑原雅之・松田征也・秋山廣光・前畑政善 (1984) : 琵琶湖におけるオオクチバス, *Micropterus salmoides* に関する総合的研究. I 食性を中心とした予備的研究. 滋賀県立琵琶湖文化館研究紀要. 第3号. 4-10.
- 前畑政善 (1987) : 琵琶湖におけるブラックバスの現状—食性の調査から—. *淡水魚* 終刊号. 44-49.
- 前畑政善 (1990) : 琵琶湖のブラックバス—その後—. *淡水魚保護* 3号. 125-128.
- 田畑和男 (1977) : コンクリート池におけるブラックバスの摂餌生態. *淡水魚* 3号. 29-32.

昭陽湖における養殖場からのリン排出が湖水水質に与える影響

朴 濟哲（東京水産大学）

1. はじめに

昭陽湖は北漢江の上流に位置し、いくつかの支流をもつ樹枝状湖 (dendritic lake) である。昭陽湖は湖水の水平混合が制限される為に湖内の温度、水質および植物プランクトンの分布が部分的に大きく異なる (Kim *et al.*, 1985a; Kim *et al.*, 1985b)。そして本湖沼は年間を通じて水温が4℃以上であり、冬期でも凍らない Warm monomixis の垂直混合型水域である。

韓国の人工湖は歴史が浅く、最近、養殖場等の設置による急激な環境変化が湖水で起きている。多くの現状を明確にシミュレーションするためには養殖場による影響がきわめて重要である。特に流域に汚染源が少ない昭陽湖でリン濃度が増加する原因は、湖内における養殖場 (netcage type fishfarm) の増設によることが知られている (Kim, 1989)。昭陽湖におけるリン負荷量は約45%以上が養殖場から排出されることがわかっている。Vollenweiderの臨界負荷量と比較すると、養殖場が存在しない場合は中栄養水準であるが、養殖場が存在する場合は養殖場によるリン負荷量が増加することから富栄養水準を超えることが報告されている (Kim *et al.*, 1989)。以上から考察すると国内人工湖で水質モデルを開発する時には、重要な汚染源である養殖場由来の負荷量の考慮が必要であることがわかる。

本研究では富栄養化が進行している昭陽湖で、養殖場からのリン排出が湖水富栄養化に与える影響の予測及び評価を行った。そのために実験室でコイ (Israeli Carp) を飼育し、この時排泄した排泄物を分析した。分析結果を用いて養殖場から排出されたリンの負荷量を計算した。それからTwo-Box リン収支モデルを用いて将来の水質を予測し、富栄養化の推移を調べた。

2. 実験方法

昭陽湖のリン濃度をダム前で1984年から1990年まで1-2ヶ月に1回調査した。水深別に5lの容量のPVCバンドン採水器で採水してDO, pH, 水温を測定し、残りはポリエチレン瓶に入れて当日実験室まで移した後、総リンと溶存リン濃度を測定した。また流入負荷量を算定するために流入水の試料を毎月湖水流入部の昭陽湖で採水

した。総リン濃度は Persulfate Digestion Methodで測定し、溶存リン濃度は Ascorbic Acid Method で測定した。残りの分析は Standard Method (APHA, 1985) を用いて行った。

魚類養殖からリン排出量を測定するために実験室内の水槽でコイを飼育しながら排泄したリンの量を調査した。水槽は150l容量のプラスチック容器を使用し、温度調節機や水中ヒーターを設置して水温を20℃で維持した。また、エアポンプで空気を継続供給して溶存酸素を十分に維持した。各水槽には実験初期 50-100gのコイを約1Kg程一定して入れ飼育を始めた。それから体重増加によって過密にしないようにコイ数を減少させた。飼料は一日に体重の1.5%を基準として各水槽に同じ量を投与した。排泄物を分析する時は、試料採取をはじめの数日前から飼料投与量や水交換量の条件を一定にして維持し、排泄物の分析が終わるまで条件を変更しなかった。水槽内の水は均等にして混合した後、一日に100lくらい汲み取って水道水で再び100lを入れる方法で交換した。この時汲み取った試料は混合後排出物の分析試料とした。

試料の総リン濃度を測定するために硫酸と硝酸を添加後 Kjeldahl分解装置で分解し、Ascorbic Acid法で測定した (APHA, 1985)。また、水槽の排水水は Persulfate digestion 法で測定した。

3. 結果及び考察

3.1 流域からのリン負荷量

昭陽湖の流域からのリン発生量を算定するために、流域を構成している4市町村の統計年報 (1975-1988) を利用して、人口、家畜、その他に分類した後、原単位を適用してリン発生量を推算した。リン流入率の算出は、1990年に実測した流入水の総リン濃度と韓国水資源公社による流量データから直線関係式を求めた後 (図1)、1990年を基準にして流入率を算出した。湖水に流入したリン濃度の算出は、1990年に実測して求めた1次の関係式から流量対総リン濃度の関係を誘導した。このような方法で実測した流量データから流入水の総リン濃度を計算した。

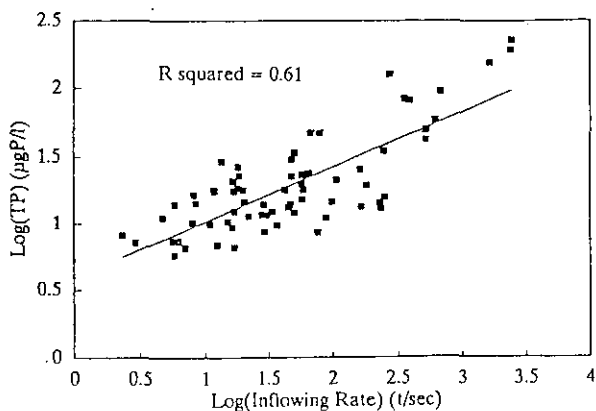


図1 Scatterplot of total phosphorus and inflow rate in Lake Soyang

3.2 魚類飼育によって生じる排泄物のリン形態と原単位負荷量

養殖場からのリン負荷量を算定するために、現在国内の養殖場でコイとマス類の養殖用として使用されている9種類の市販飼料を使用した(表1)。そして投餌した後の魚類の排泄物中の形態別リンの量を測定した。さらに魚類排泄物の排出特性を調査するため魚類排泄物中リン酸塩の排出比率を調査した。

養殖場からのリン負荷量は飼料の成分と投与量が分かれば、魚類の排出特性を調べることによって簡単に求めることができる。しかし現実には飼料投与量が魚類生産量を決定しているため、すなわち魚類生産量が税金の算出根拠となっているので、飼料投与量の公開がはばかられている。故に飼料投与量が分からない場合は、現在の養殖場許可基準が設置面積で決められているので、養殖場からのリン負荷量は設置面積当りの汚染負荷量で推定しなければならない。本研究では養殖場の非公開資料を

表1 Phosphorus content in 9 brands of fishfeeds (% dry weight)

Feed	Kind of Fish	Brand	TP(%)
A	Carp	Samyang I	1.23
B	Carp	Samyang II	1.54
C	Carp	Samyang III	1.96
D	Carp	Korea, V VI	1.81
F	Carp	Korea ①	0.83
G	Carp	Korea ②	1.16
H	Trout	Korea I	2.31
I	Trout	Korea II	1.58
J	Trout	Purina	1.74

検討した結果、深さ2mの漁網を基準として1m²当り年間魚類生産量80kgほどが適正水準と判断した。魚類生産の飼料増殖係数(飼料投与乾重量/魚類生産湿重量)はコイの場合1.4-1.5で、この結果は日本の長野県で測定した1.4とほとんど一致した。本研究では飼料増殖係数1.5で計算すると単位m²当り年間飼料投与量が120kgになる。これを養殖場の原単位負荷量を計算する時に利用した。

リン負荷量は魚類のリン吸収量が分かれば簡単に計算することができる。魚類のリン吸収量(BP)は飼料のリン含量(FP)が高いと増加することが分かった。関係式は次のように示すことができた(図2)。

$$BP(\text{mgP/g wet weight}) = 0.87 \cdot FP(\text{mg/g}) - 5.20 \quad \text{--- (1)}$$

この関係式から飼料の原単位負荷量を計算した。

多くの形態別リン酸塩の排出率は飼料のリン含量によって異なるが、懸濁態リンの排出率は飼料リン含量に関係なくほとんど一定であった(図3)。故にこの平均値を使用し、POP排出量は飼料kg当り5.48gと計算された。魚類排泄物中リンが粒子形態で排出されるならば養殖場の排水の沈殿処理は湖水の富栄養化防止に大きく貢献できるであろう(表2)。飼料投与によるリン負荷量は、投与したリンの量から魚類のリン吸収量を差し引いた値で、つぎのように計算できる。

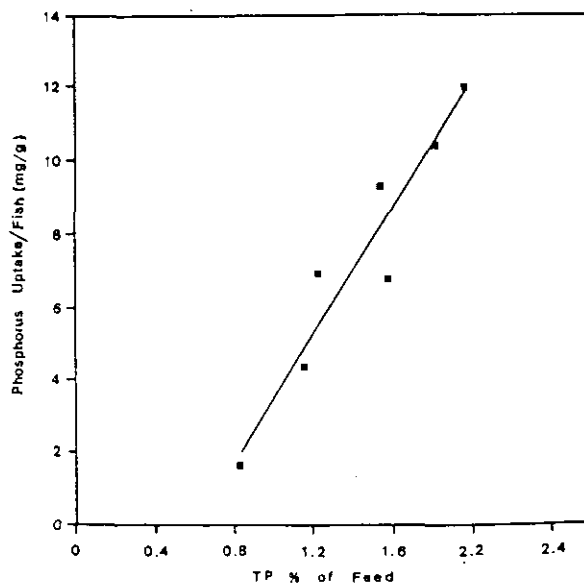


図2 Phosphorus uptake per growth rate of fish with phosphorus content of feed

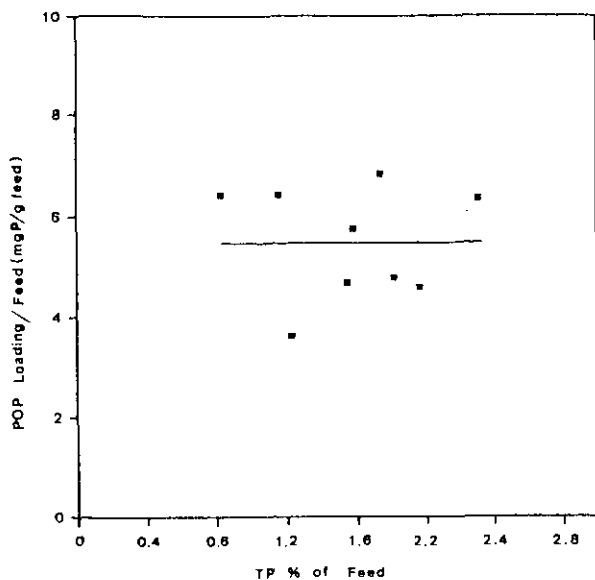


図3 Particulate phosphorus loading with phosphorus content of feed

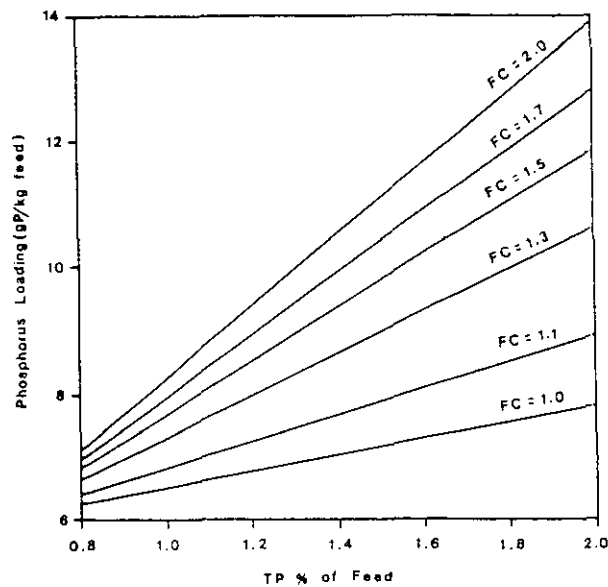


図4 Total phosphorus loading with feed coefficient and phosphorus content of feed

表2 Phosphorus concentration of supernatant above the sediment and removal efficiency by sedimentation for settling time

settling time(hr)	concentration (μgP/l)				sedimentation	
	TP	POP	DTP	DIP	TP (%)	POP (%)
0	2103	1622	481	289	0	0
0.5	637	200	437	283	70	88
1	602	176	426	283	71	89
2	577	122	456	313	73	92
3	561	106	456	312	73	93
6	545	90	456	317	74	94

$$P \text{ Loading (gP/kg feed)} = FP - (BP/FC) \quad \text{--- (2)}$$

ここでFC (Feed coefficient) は飼料増殖係数で、飼料投与量に対する負荷量原単位は飼料中のリン含量と飼料増殖係数によって変わる。(1)式及び(2)式から(3)式が導かれる(図4)。

$$P \text{ Loading} = FP - (0.87 \cdot FP/FC) + (5.20/FC) \quad \text{--- (3)}$$

一般には飼料増殖係数は1.5くらいで、飼料改善、投与方法改善、魚類改善等によって、この係数を小さくするとリン負荷量を減少することが出来る。

昭陽湖において現在湖水に許可されている施設面積は47800m²であるので5736tonの飼料が投与されたことになる。また実験結果から、飼料のリン含量が市販飼料の平均リン含量1.8%とした場合、飼料1kg当り11.05g/kgの総リンが排出される結果となった。この値は日本の原単

位12g/kgと似ている。上の結果から養殖場より昭陽湖に流入した総リン量は年間103tonである。このうち魚類排出物中POPは31ton, DOP+DIPは32tonである(図5)。この時POPは排出後水界内で溶出せずに、全てが堆積層に沈殿すると仮定した。DOPは水界で分解されやすい形態であり、DIPは生物が直接利用出来る形態であることから、DOP+DIP全てが水界へ溶出することを仮定した。また湖底に沈殿したPOPは再溶出する。溶出率には嫌気性状態で0.001/dayとの報告例がある(長野県水産試験場, 1985)。本研究でも昭陽湖が嫌気性状態を維持する期間を考慮し、排出物の堆積物中37.4%を溶出可能なリンとした(全, 1989)、溶出可能なリンから10tonのリンが溶出するとした(溶出率0.001/day)。以上の結果から、養殖場の流入リン負荷量103tonのうち、魚体吸収量が39%、湖水内で生物によって利用できるリンが41%、残り20%が堆積層に蓄積することが分かった。

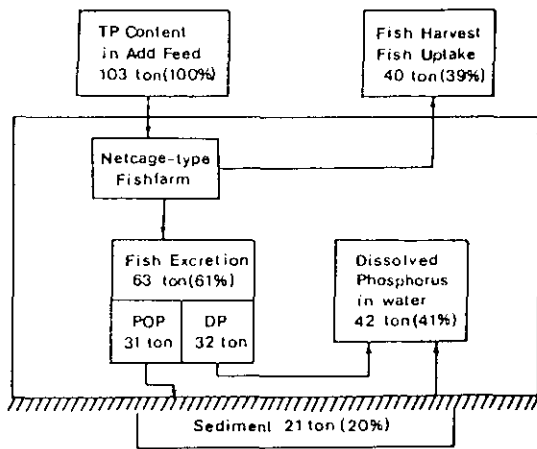


図5 The diagram of phosphorus loading from fishfarm in Lake Soyang

3.3 モデル適用結果

昭陽湖のリン収支モデルは2ボックスとして湖水水界と堆積層で構成し、両者の間でリンが交換可能であるとした(図6)。

$$V \frac{dP_o}{dt} = Q (P_i - P_o) + DP - P_o \cdot SR + SP \cdot R \quad \text{--- (4)}$$

- Q: 流入水量 (m³/yr)
- V: 湖水体積 (m³)
- P_o: 湖水内のリン濃度 (mgP/m³)
- P_i: 流入水のリン濃度 (mgP/m³)
- DP: 養殖場から流入リン 負荷量 (mgP/yr)
- SR: 沈殿率 (1/yr)
- SP: 底泥中の溶出可能なリン (mgP)
- R: 堆積層からのリン溶出率 (1/yr)

したがって、湖水内リン濃度は流域からのリン負荷量と湖水内養殖場からのリン負荷量によって決定される。沈殿率(SR)はDillon & Rigler(1974)式を利用した。昭陽湖のリン滞留係数は、養殖場がある時は0.67, ない時は0.46である。そしてリン沈殿率は2.70(1/yr)であり、以上の結果をリン収支モデルに適用した。溶出率は湖底に沈殿した堆積物中で溶出可能なリンを37.4%と仮定して(全, 1989), この中で直接水界に溶出したリンは0.001(1/day)であるとした(長野県水産試験場, 1985)。

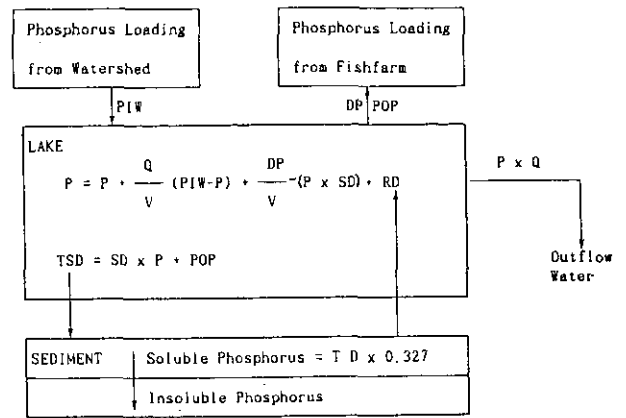


図6 The diagram two-box P model in Lake Soyang

リン収支モデルを用いた予測値と測定値の比較結果は図7に示した。図のように、モデルによる予測値と測定値と結果がよく一致している(Paired T-test Probability 0.49)。1990年以前のリン濃度が不規則に変動する理由は、流入水量が大きい時に流入水中のリン濃度も高くなった結果、湖水のリン濃度が非常に大きくなったためと考えられる。1990年以後の流入水量を予測する場合には過去10年間の流入データの平均値を使用したのて1990年以後のリン濃度は一定な濃度を示している。

図8は流域からのリン負荷量は継続増加、養殖場は現水準を維持、投与飼料のリン含量を1.8%で、堆積物からの溶出を考慮した場合の計算結果である。結果を見るとリン濃度は1990年現在の水準より徐々に増加するのが分かる。これは堆積物からの溶出と流域負荷量増加に起因するものである。

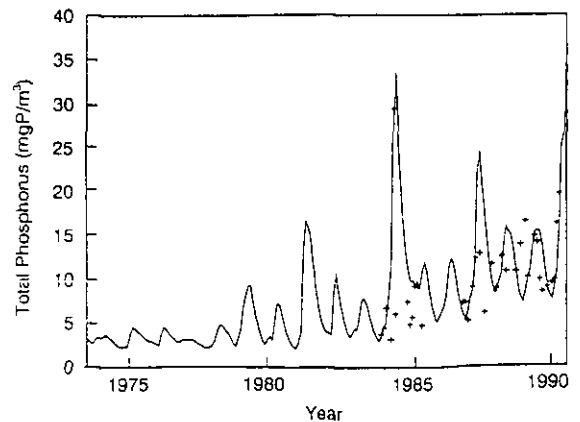


図7 Model calibration results (two-box P model)

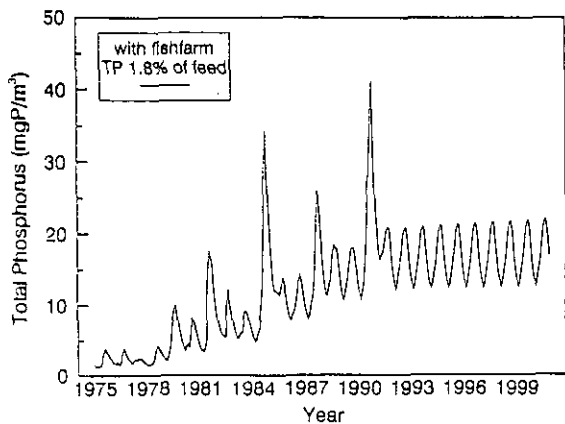


図8 Model simulation result (two-box P model)

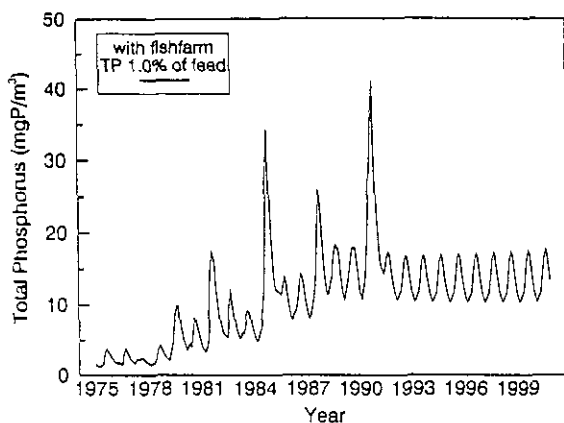


図9 Model simulation result (two-box P model)

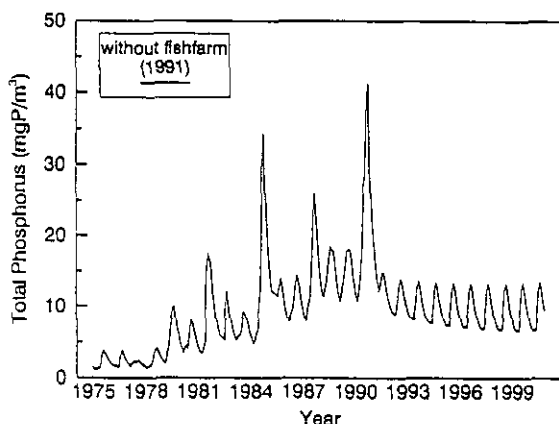


図10 Model simulation result (two-box P model)

図9は図8の条件のうち、飼料のリン含量だけを1.0%と減少させた場合の実行結果である。ふたつの結果を比較して見ると飼料のリン含量が減少すると湖水内リン濃度が明らかに減少することが分かる。したがって投与飼料のリン含量だけでも減少できれば湖水水質は大きく改善する。

図10は流域負荷量は継続増加、堆積物から溶出は現状標準の水準で増加、そして1991年から養殖場の負荷量は

無し、として計算した結果である。養殖場によるリン負荷量がないのですぐリン濃度が減少してくるが徐々に流域負荷量と堆積物からリン溶出が増加し、2000年以後湖水内のリン濃度が増えることがわかる。

リン収支モデル結果から養殖場のリン負荷量を減少すると、短期的には湖水のリン濃度を減少させることができるが、長期的側面では養殖場を無くすと同時に流域負荷量をコントロールしないと湖水のリン濃度を減少させるのが困難であることが示された。

4. 結論

富栄養化が進行している昭陽湖で湖水内のリン濃度の主な発生源である養殖場のリン負荷量を考慮して2ボックスリン収支モデルに適用した。その結果;

1. 養殖場が無い時、湖水中リン濃度が大きく減少することから湖水中リン濃度は養殖場のリン負荷に大きい影響をうけている。
2. 養殖場の面積を現在の水準で維持させる場合でも、流域負荷量と堆積物からのリン溶出が増加して湖水中リン濃度は継続増加する。
3. 養殖場のリンの排出形態は粒子状リンが多いので、粒子状リンの排出を沈殿処理すると堆積物からリン溶出を減少させることができる。
4. 飼料のリン含量を1.8%から1.0%まで減少させるだけでもリン負荷量が大きく減少することがわかる。
5. 養殖場が無くなっても以前に沈殿した堆積物からリン溶出があり、流域負荷量が増加すれば湖水水質の回復は遅くなる。結局、養殖場によるリン負荷量を減少させるばかりではなく、流入水のリン負荷量も同時にコントロールすることが必要である。養殖場からのリン負荷量は年間103tonで、このうち水界内で生物が利用可能な溶存リンが41%を占めていて、20%ぐら이가堆積層に沈殿する。したがって、リンが制限要因である昭陽湖におけるリン負荷量の減少対策を早急に作らないと湖水水質はかなり悪化すると考えられる。

参考文献

- 全 相浩 (1989) : 昭陽湖における堆積物に含有されたリンの存在形態と溶出可能性について. Kor. J. Lim. 22(3) : 262-271.
- 長野県水産実験場諏訪支場 (1985) : 昭和58年度指定調研究報告書.

- APHA, AWWA, WPCF (1985) : Standard methods for the examination of water and wastewater. 15th ed. APHA. N.Y.
- Dillon, P. J. and F. H. Rigler (1974) : A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration. J. Fish. Res. Bd. Ca., Vol. 33 : 1771-1775.
- Kim, B. C., K. S. Cho and T.S. Ahn(1985a) : A Horizontal variation of primary productivity and environmental factor in Lake Soyang. Kor. J. Lim. 18(1):1-10.
- Kim, B. C., K. S. Cho and J. H. Shim (1985b) : Temporal and spatial variation of Chlorophyll a concentration in Lake Soyang. J. Kor. Wat. Poll. Res. Contr. 1(1) : 18-23.
- Kim, B. C., and K. S. Cho (1989) : The hypolimnetic anoxic zone and the metalimnetic oxygen minimum layer in a deep reservoir, Lake Soyang. Kor. J. Lim. 22(3) : 159-166.
- Vollenweider R. A. (1975) : Input-output model. With special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz. Z. Hydro. 37 : 53-84.

水耕栽培を利用した水質浄化に関する研究

水崎守弘¹・中里広幸² (¹水士壌圏環境部, ²バイオックス中央研究所)

1. はじめに

水生植物による水質浄化の研究は、ホテイアオイの利用、ヨシ原の利用など多くの研究が進行しつつあり、今後ますます盛んになるものと推測される。水質浄化の目的で水生植物を利用する考え方としては、次の2通りの効果を期待しているものと考えられる。その1つは、水生植物が生長にともなって栄養塩類を吸収し水中から除去する効果、他の1つは流速を弱めたり、密生する根を通すことによるフィルター効果である。ホテイアオイはどちらかと言えば前者の機能が強く、ヨシ原は後者の機能が強いものと考えられる。フィルター効果のある水生植物は溶存の栄養物質を吸収すると同時に、水中の懸濁物質を沈降させ、そこでの食物連鎖を通して根から栄養物を吸収している機構が考えられる。

本研究では、どちらかと言えば後者の視点から、有用水生植物であるクレソンを用いて、その浄化機能と浄化のメカニズムを検討した。

2. 実験方法

国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外水路実験場内に、2本の小水路を設置して実験を行った。実験に用いた水路は幅50cm、深さ20cm、長さ8.8mの大きさを、トタンを加工して制作したものである。水路には霞ヶ浦の湖水をA水路には6リットル/分、B水路には3リットル/分流した。実験は1991年12月より開始し1993年3月末まで行った。実験開始時に小動物のついていないクレソンを水路に置いて水耕栽培を開始した。採水は毎週1回の頻度で行い、栄養塩やそこに生息する小動物を調べた。またクレソンの生長量を測定した。

3. 結果および考察

採水は毎週1回行ったが、採水時のばらつきを少なくするため各月ごとの平均値を求め、流入水とA水路及びB水路の出口の水質の比較を行った。図1に水温の変化を示す。水温は3月頃より上昇し、8月に25°C程度までになった後9月からは低下し1月には6°C程度になった。流入水と水路の出口を比較すると水路出口で温度が高く

なっており、特に流量の少ないB水路で顕著であった。図2にpHの変化を示す。流入水のpHは6.5から7.5の間を変動しており、実際の霞ヶ浦の湖水のpHとはかなり異なっていた。これは湖水を貯留中に分解等が起こり、pHが低下したものと推測される。流入に比べ水路出口でのpHが高くなっていた。図3に懸濁物質(SS)量、図4に懸濁態有機炭素量、図5に懸濁態有機窒素量の変化を示す。この3つの水質項目はよく似た挙動を示した。4月および5月で流量の多いA水路で流入濃度より流出濃度が高くなる現象が見られたがその他では流入濃度の方が高くなっており、水路上で懸濁物質がトラップされたことを示している。特にクレソンがよく成長した夏期に顕著であった。懸濁物の除去量は流量の少ないB水路で顕著であった。図6にクロロフィル-a量の変化を示す。懸濁物量と同様に夏期に水路上でよくトラップされた。クレソンは8月下旬からチョウチヨの幼虫により食害を受けてほぼ全滅状態になった。11月頃より回復してきたが6月から7月にかけて見られた成長は見られなかった。図7に溶存態有機炭素濃度の変化を示す。溶存態有機炭素濃度はほとんどの場合水路出口での値が入り口の値を上回っており、水路での活発な分解により濃度が上昇することがわかった。しかし増加量はそれほど大きくはなかった。流入水の濃度が6月から7月にかけて急激に上昇しているが、これは測定誤差によるものと推測される。6月以前の値は低すぎるようである。図8に溶存態全窒素濃度、図9に亜硝酸態窒素濃度、図10にアンモニア態窒素濃度、図11に硝酸態窒素濃度、図12に全窒素濃度の変化を示す。各グラフを検討するとアンモニア態窒素濃度は実験開始時から流入水に比べ出口での濃度がかなり低下しており、よく除去されていたが、他の項目に関しては実験開始当初では差が明確でなく、5~6月頃から入り口と出口での差が明確になり、浄化機能が高まった。図13に無機態リン濃度の、図14に溶存態全リン、図15に全リン濃度の変化を示す。植物の生長が良かった6月から8月にかけてよく除去されていた。このように浄化機能が高まった直接の原因は植物の旺盛な成長によるものと思われる。

クレソンの成長速度を求めるためにサンプル植物を決めて、定期的に水路から取り出し、泥を落として生長量を測定することおこなった。しかしこのような操作を繰り返すと、その操作による影響が出て、まわりが成長しているにもかかわらず、重量が減少することがあった。また、サンプル植物の成長は極端に遅かった。このことは、クレソンの生長にとって水中の懸濁物が沈降し生成した泥成分は非常に重要であり、直接水中からの栄養物の供給だけでは十分に成長できないことを示しているものと考えられた。そこで、成長の指標として20cmの水路の壁を越えて伸張した部分を収穫してその重量を測定し、図16に示した。収穫の始まりと浄化力の高まりはよく一致したが、通常クレソンは3月半ばから爆発的に成長するはずであるので、かなり遅い時期にずれ込んだ。

この原因として考えられることは図17に示した小動物組成の変化である。はじめ草食性の赤虫だらけであった系に肉食昆虫が現れ、それを激減させ、替わってサカマキガイが主役となった。餌の変化で肉食動物もいったん減少するが、サカマキガイを好む昆虫やヒルが増え、これらの死がいや糞を餌とするイトミミズが増加して食物連鎖網を通し、栄養塩が再び植物に受け渡されていく機構が読みとれる。

水路では取り除かれる栄養塩が通水量に関係なく一定であれば通水量が少ないほど水はよく浄化されると考えられる。実際に通水量の少ない3リットルの方の水路の方が水質的には改善されている。そこで、クレソンがよく増殖した実験前半について、水の富栄養化で最も重要な全リン濃度について、毎分3リットル通水している水路と6リットル通水している水路で1週間単位でのリンの除去量を比較した。図18に示すごとく、6リットル通水の方が除去量としては多くなっていることがわかった。リンの除去に関しては、処理水の濃度を下げることが目的とするか除去量を多くすることを目的とするかによって通水量を変えた方がよいことがわかった。他の水質項目について両者を比較するとほとんどの項目で大きな差はなかったが若干6リットル通水の方が除去量が多かった。硝酸態窒素に関しては両者で除去量の差はなく、その結果として図6に示したごとく水質的には通水量で差が顕著に生じたことがわかった。

以上の結果から、クレソン等の植物を用いた場合水中から直接溶存栄養塩類を吸収して利用するという機構よりは、懸濁物を一度沈降させ、そこで構成されるマイクロ

な生態系を通して栄養塩が植物に利用されている機構が明らかになった。

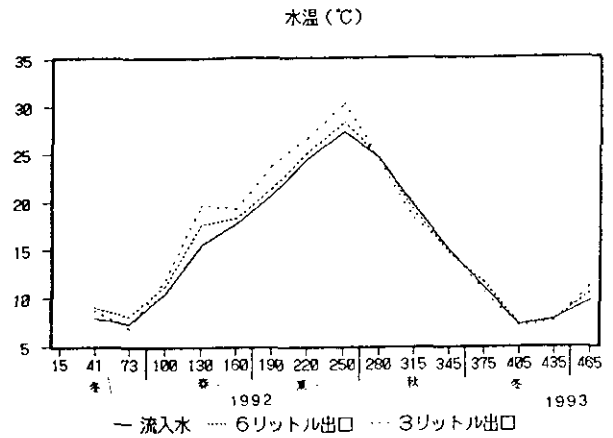


図1 水温の変化

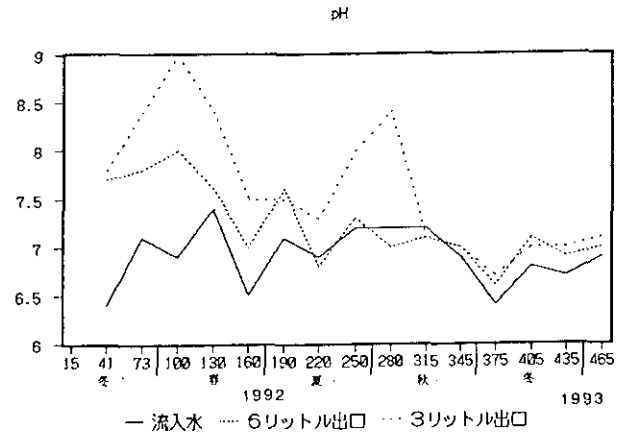


図2 pHの変化

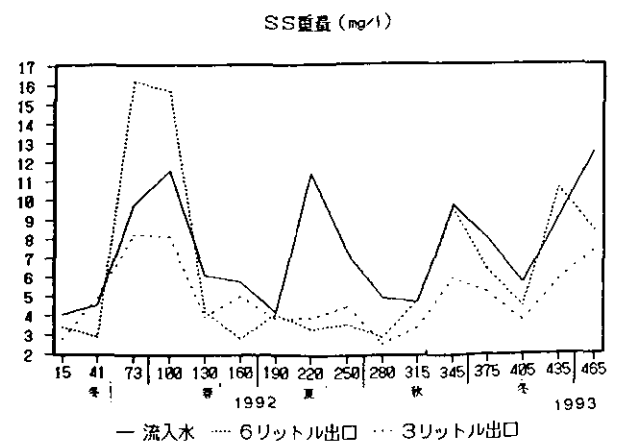


図3 懸濁物 (SS) 濃度の変化

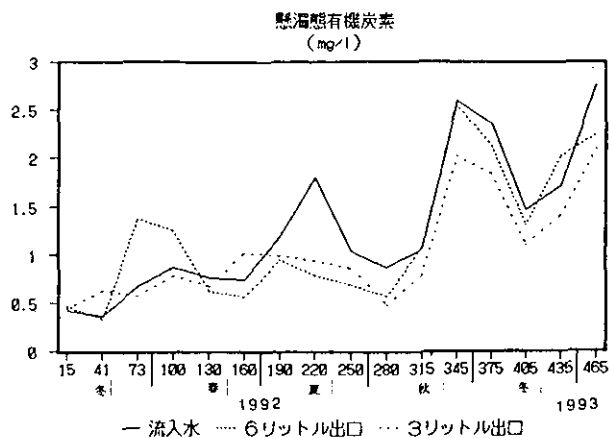


図4 懸濁態有機炭素濃度の変化

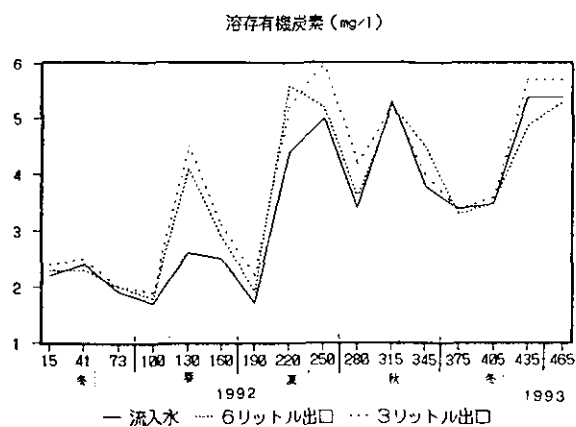


図7 溶存態有機炭素濃度の変化

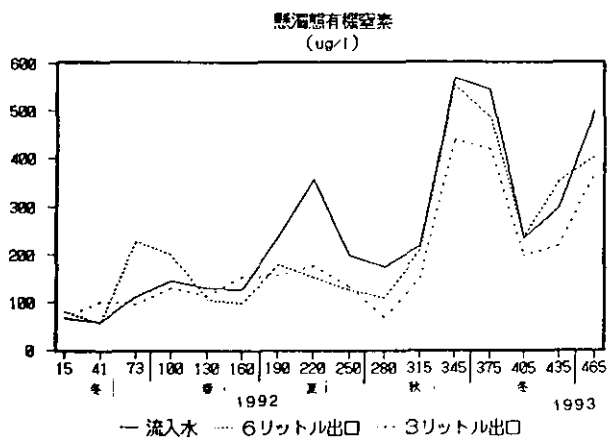


図5 懸濁態有機窒素濃度の変化

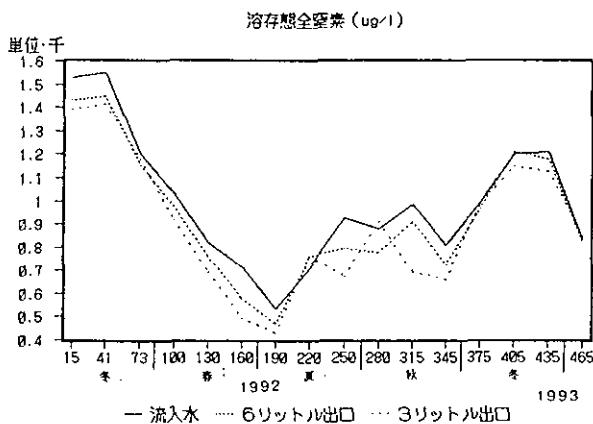


図8 溶存態全窒素 (DTN) 濃度の変化

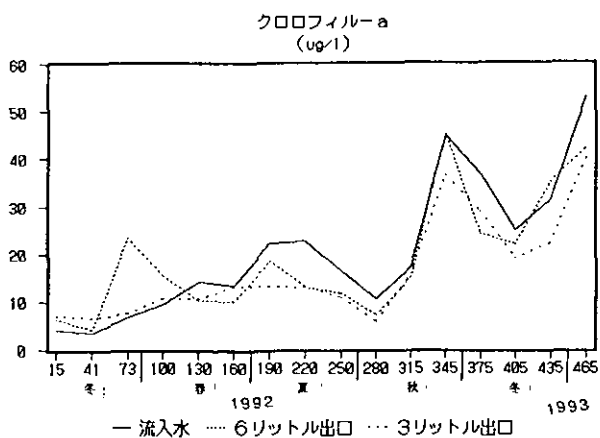


図6 クロロフィル-a (Chl-a) 濃度の変化

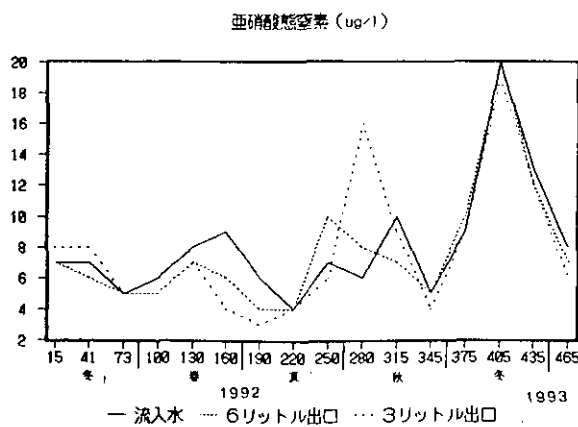


図9 亜硝酸態窒素 (NO₂-N) 濃度の変化

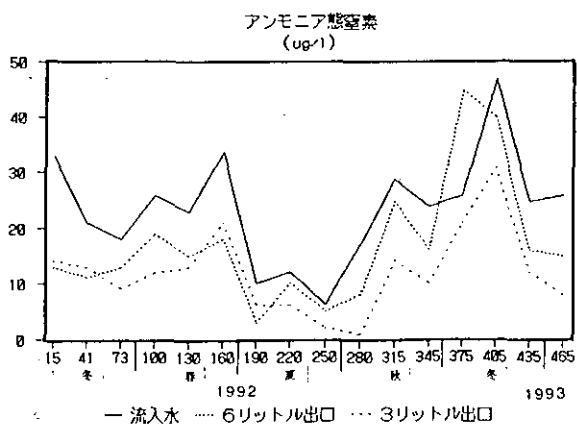


図10 アンモニア態窒素 (NH₄-N) 濃度の変化

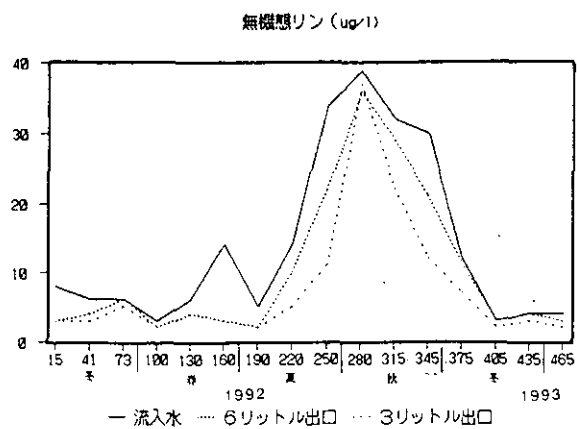


図13 無機態リン (PO₄-P) 濃度の変化

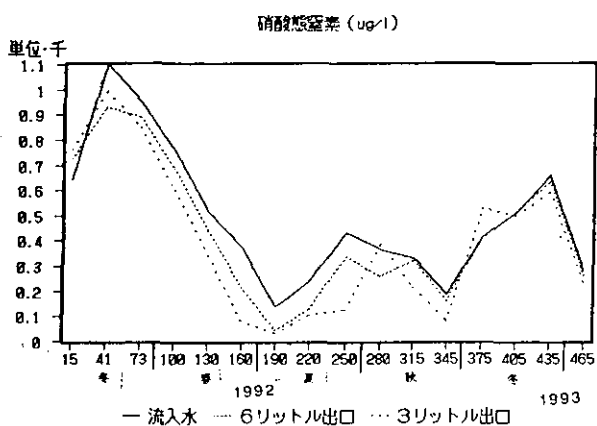


図11 硝酸態窒素 (NO₃-N) 濃度の変化

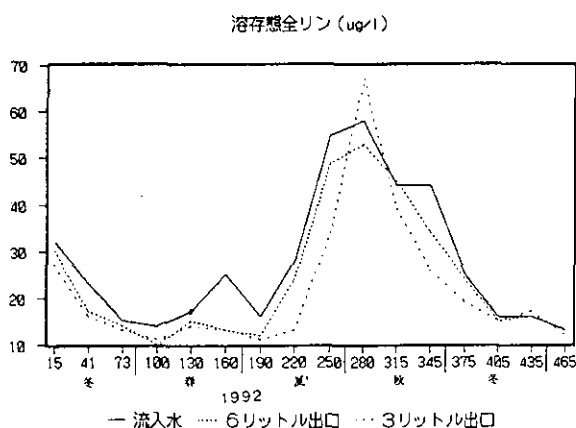


図14 溶存態全リン (DTP) 濃度の変化

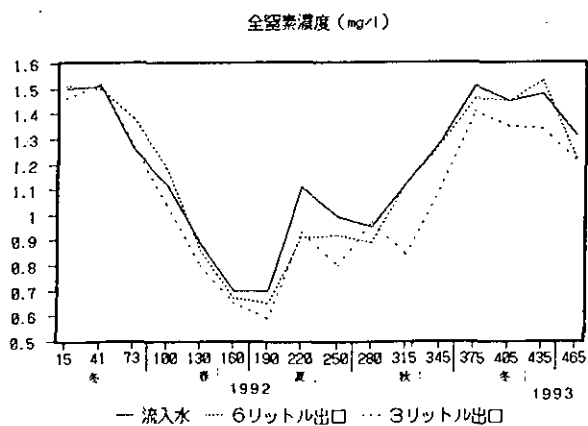


図12 全窒素 (T-N) 濃度の変化

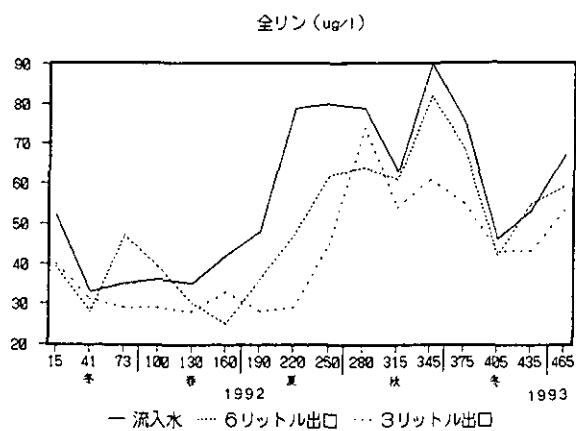


図15 全リン (TP) 濃度の変化

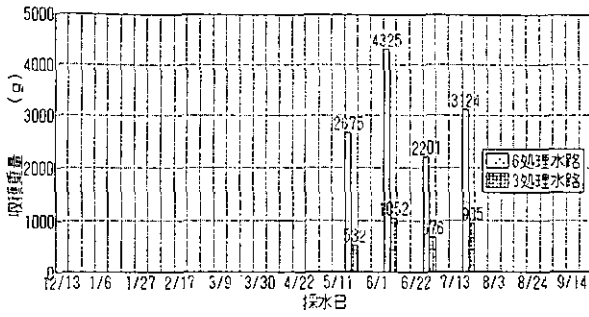


図16 水路の壁を越えて伸張したクレソンの収穫量

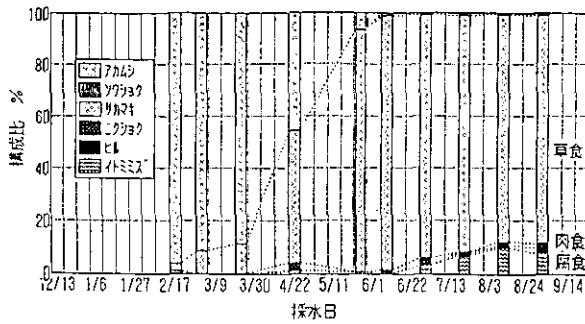


図17 水路に生息した小動物の構成比の変化

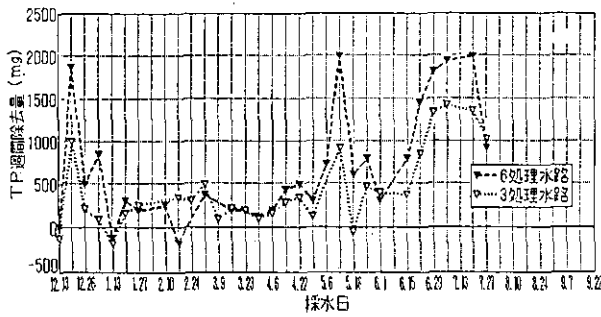


図18 通水量による全リン除去量 (1週間の積算) の比較

見た目アオコ指標による湖水環境評価

北村 光¹・相崎守弘²・福島武彦³

(¹日本大学, ²水圏環境部, ³地域環境研究グループ)

1. はじめに

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

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

本報告では、アオコの発生によって湖沼環境評価はどのように変化するのか明らかにするために、見た目アオコ指標を作成しアンケート調査を行った。その結果、湖沼の評価や望ましい姿などについて明らかにできたのでここに報告する。

2. 方法

見た目アオコ指標を用いてアンケート調査表とともに配布し写真調査を行った。調査は1992年、1993年に茨城県が主催した霞ヶ浦景観評価会、1992年鳥取県、北海道道庁パネル展、岡山県岡山環境保険センター、1993年宮城県仙台市衛生研究所などで行い約1400人から回答を得た。ここで協力を得た各道県の関係者、およびアンケート回答者に対して記して感謝する。

3. 結果

3.1 回答者の特性

回答者の年代、性別、職業、居住環境およびアオコに関する知識について図1に示す。年齢は10代から60代までほぼ一様に分布していた。性別では男性が約60%と女性より多かった。職業は学生が16%で多く、水と関連し

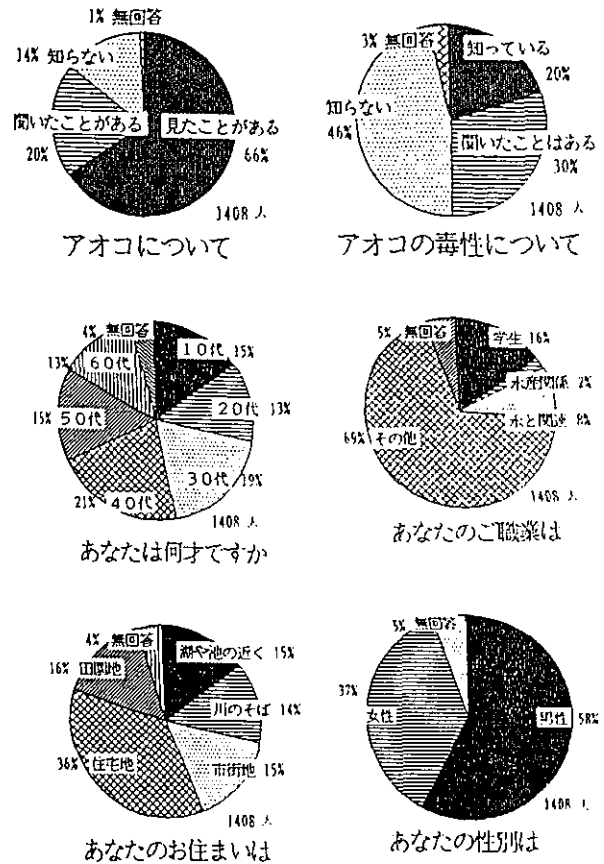


図1 回答者の特性

た職業の方は10%程度と少なかった。居住地は住宅地（団地）の方が36%で湖や川のそばにすんでいる方も30%と多かった。

回答者の湖沼環境に対する関心の深さは、アオコを見たことがある人が66%と多く、アオコの毒性に関しても半数の人が知っている、もしくは聞いたことがあると回答しており、湖や池の汚れについても約90%の人々が関心があると答えていた。これらのことより水環境に関してかなり高い関心と知識を持った方々が本調査の対象になったものと考えられた。

3.2 見た目アオコ指標による調査結果

写真調査による各アオコレベルでの水質評価結果を図2に示す。アオコレベル0は極端にきれいな摩周湖の写真を用いたことから、印象、親水性および水道原水としての評価などが高く、全体の80%以上を占めていた。

アオコレベル1は霞ヶ浦湖心の写真であるが、印象としては80%の人がきれいだと回答していた。親水性の項目ではボート遊び、釣り、湖岸の散歩は70%程度の人々がしたいと回答していたが、水遊びに関しては直接水にふれるためか50%しかしたいと答えた人がいなかった。また水道原水としては約半数の人が不安と答えているが安心と合わせると約70%となり、まだ許される範囲であると思われた。これらのことよりアオコレベル1は全体に高い評価であると思われた。

アオコレベル2はアオコが肉眼でどうにか確認できるレベルであるが、印象としては65%の人が汚いと回答しており、親水性に関しても半数以上の人が悪い評価を与えている。特に水遊びに関しては80%もの人々がしたく

ないと回答しており、このレベルが限界であると推察される。水道原水としても飲みたくない、不安が約60%を占め、こちらもほぼ限界と推察できる。

アオコレベル3はアオコが表面に散らばり、ところどころパッチ状になっているレベルであるが、このレベルになると不快と感じる人が約30%と増加しており、親水性の評価も低くなっている。水道原水としては約80%の人が飲みたくないと回答しており、水道水として利用されることは望ましくないと思われた。

アオコレベル4は膜状にアオコが広がる状況であるが、このレベルになると不快、嫌悪感を感じる人が80%程度となり、水に近づきたいという願望はほとんど無くなるようである。水道原水としては70%の人が飲みたくないと回答しており、11%の人がミネラルウォーターを買うと答えていた。

アオコレベル5になると嫌悪感を感じる人が70%と著しく増え、できるだけ水から遠ざかりたいと考えるようである。ミネラルウォーターを買うと答えた人が20%と増

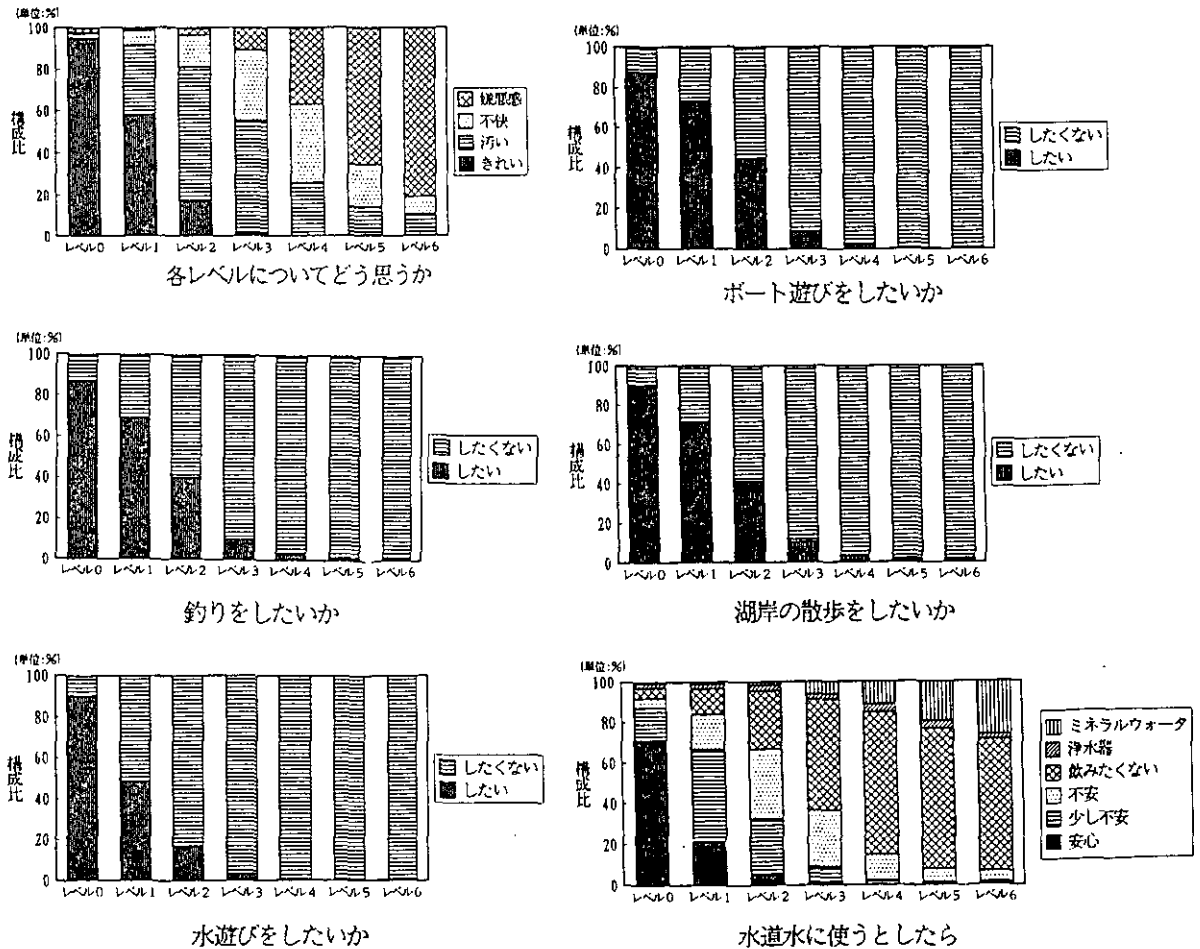


図2 水質評価結果

加している。アオコレベル6は究極のアオコと呼ばれる状態であるが、嫌悪感を感じる人が約80%とほとんどで、水道原水としても飲みたくないが64%、ミネラルウォーターを買うと答えた人がさらに増え26%となっている。興味深いことは浄水器を買うと答えた人の割合がレベル0からほとんど変わっておらず、原水が汚れるに従ってミネラルウォーターを買うと答えた人が増加してくることである。これは、浄水技術に対する信頼性を示すものと考えられ、ある一定の汚濁レベル以上になるとどんなに処理してもその水を飲みたくないということを示すものと考えられた。

4. おわりに

見た目アオコ指標を用いて湖水環境評価を行った。調査結果から湖沼水を水道原水として使うとしたらアオコレベル2の段階より汚濁させることは防がねばならないことと、レベル2の段階が親水性の面でもぎりぎりのレベルというのが分かった。霞ヶ浦に限っていえば霞ヶ浦湖心のアオコレベルは2.1、土浦港では3.4（1992年8月）と評価され、湖心の環境は許容されるぎりぎりのレベル、土浦港は許容限界をはるかに超えているためこの調査結果をもとに今後適切な対策が取られることが望まれる。

東京湾における青潮に関する研究V

青潮発生海域における底層水中の硫酸還元菌数および硫化水素濃度の経日変化

田中秀之¹・相崎守弘²・木幡邦男³・中村泰男³・竹下俊二³

(¹(株)環境研究センター, ²水圏環境部, ³地域環境研究グループ)

1. はじめに

東京湾では、夏期に青潮がしばしば発生する。青潮現象は沿岸漁業に被害を与えることのみではなく、沿岸（閉鎖性）海域における富栄養化の末期的現象としても注目されている。

演者らは1989年から東京湾の青潮現象について微生物学的視点から調査を実施している。とくに、青潮の発生源と考えられている硫化水素やイオウ粒子を多量に含む無酸素水あるいは貧酸素水中でイオウの循環の主役を担っている硫酸還元菌に焦点を絞って研究を進めている。過去の調査から青潮現象と硫酸還元菌の間には、密接かつ重要な関係があることが十分に推測されるが、その詳細を明らかにするまでには至っていない。そこで本年度は青潮発生海域において底層水中の硫酸還元菌数および硫化水素濃度等について、経日的な変動を把握することから青潮現象と硫酸還元菌との因果関係をより明確にすることを試みた。幸いにも調査終了日に青潮が発生し、青潮発生直前の硫酸還元菌数、硫化水素濃度等の経日変化を得ることができた。本発表では、青潮発生直前の底層水中の硫酸還元菌数および硫化水素濃度の分布変動を示し、さらに、これらの変動特性から青潮発生機構に関するいくつかの推察をする。

2. 調査時期および位置

1993年9月13日～16日、9月20日～23日の8日間において毎日1回の調査を実施した。調査位置は、ほぼ湾中央部にあたるSta.B（水深17m）と青潮発生海域に含まれる幕張沖のSta.D（水深22m）の2地点でおこなった。Sta.Dは浚渫窪地であり、周辺海域の水深が10m前後であるのに対して、水深が22mと深く掘り下げられた地底構造をとっており、夏期において、その底層部では無酸素水塊が恒常的に観察される。

3. 調査方法

Sta.BおよびSta.Dにおいて、表層から底泥直上1m

までをバンドーン型採水器により4m間隔で採取した。硫化水素濃度はCline（1969）の方法により測定した。硫酸還元菌はPostgate（1979）培地によりMPN（5本）法により計数した。

Sta.Dの底層水（水深20m）において、硫化水素の生成量の測定をおこなった。バンドーン型採水器により採取した試水を複数のDO瓶に分注し、現場温度で速やかに持ち帰った後に、水浴中（温度25℃）で静置・暗条件下で保持した。そして、経時的にDO瓶中の硫化水素濃度を測定した。

4. 結果および考察

調査期間中のSta.BおよびSta.Dの底層水中は無酸素状態にあった。Sta.Bの底層水（16m）中の硫酸還元菌数は4.9～280MPN/mLの範囲での変動が観察された。Sta.Bでは、いずれの調査日においても硫化水素は、どの水深からも検出されなかった。

図1にSta.Dにおける底層水中の硫酸還元菌数と硫化水素濃度の経日変化を示す。Sta.Dの底層水（水深20m）中での硫酸還元菌数は33～920MPN/mLの範囲での変動が観察され、130～350MPN/mL程度の菌数で分布していた。しかしながら、青潮発生2日前では、硫酸還元菌数は33MPN/mLと激減し、その翌日には急激な増加が観察され、その値は920MPN/mLを示した。一方、硫化水素濃度は水深20mでは1～2mMの範囲での変動が観察され、その変動パターンは硫酸還元菌のそれと比較的よく一致した。また、Sta.Dにおいては水深16mにおける硫化水素濃度は0～0.5mMの範囲での変動が観察され、青潮発生3日前から硫化水素濃度の減少が認められた。これらのSta.Dの底層水中における硫酸還元菌および硫化水素濃度の変動パターンから、青潮発生直前には、それまで強く形成されていた躍層が崩れ、底層に多量に含まれていた硫化水素が還元度の弱い（あるいは酸化的な）海水と混合し、硫化物からイオウへと酸化されることが推測された。ここで、特に興味深いことは、

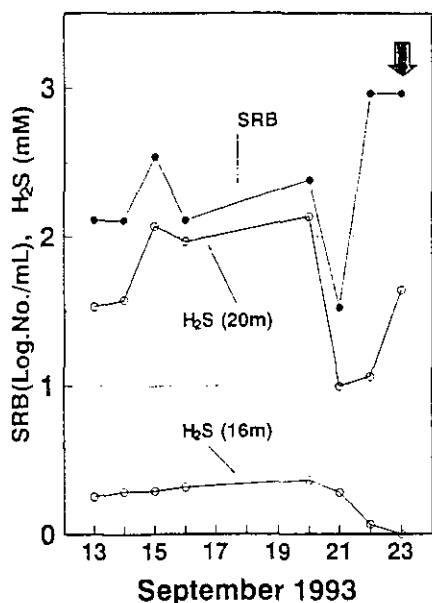


図1 Sta.Dの底層中における硫酸還元菌および硫化水素濃度の経時変化

底層の無酸素水が還元度の弱い（あるいは酸化的な）海水と混合した後、一時的に硫酸還元菌数は激減するが、直ちにその菌数は増加し、しかも高いオーダーで存在することである。

図2にSta.Dの底層水（水深20m）を用いた硫化水素生成量の測定結果を示す。9月16日および9月20日のSta.Dにおける底層水では硫化水素の初期濃度は2.0~2.4mMであったが、約50時間培養しても硫化水素の顕著な生成は認められず、むしろ、その濃度は減少する傾向が認められた。一方、底層水中の硫化水素濃度および硫酸還元菌数が著しく減少した9月21日に採取したSta.Dの底層水における硫化水素の生成量は、初期濃度

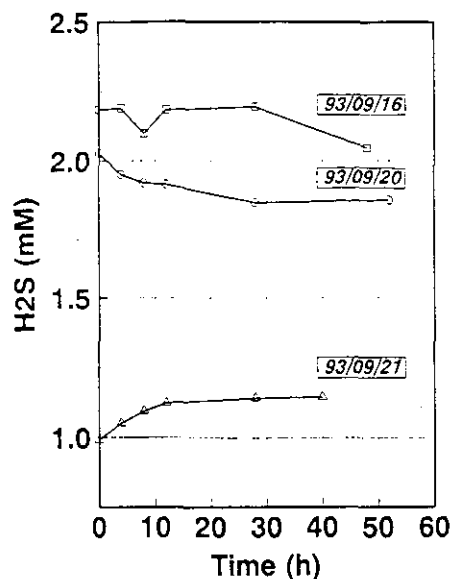


図2 Sta.Dから採取した無酸素底層水の硫化水素生成速度

が約1.0mMであったのに対し、12時間後には1.3mM程度に増加した。ここで得られた硫化水素の生成量と現場におけるそれと比較的よく一致した。

以上のSta.Dにおける硫酸還元菌数および硫化水素濃度の変動と硫化水素の生成量の測定から、発達した無酸素水中では硫化水素の生成はなく、還元度の弱い（あるいは酸化的な）海水と混合することにより硫化水素の生成が見られ、硫酸還元菌の著しい増加が生じることが示された。このことは、底層の無酸素水が湧昇する過程において硫酸還元菌の増殖および硫化水素の生成がおこなわれている可能性を示すものと考えられる。

魚の水質変動に及ぼす影響

福島武彦¹・松重一夫¹・相崎守弘²・朴 濟哲³・石川慎二⁴・孔 東壽⁵

(¹地域環境研究グループ, ²水土壤圏環境部, ³東京水産大学,

⁴千葉工業大学, ⁵韓国国立環境研究院)

1. はじめに

湖沼水質に及ぼす魚の影響については、隔離水界実験 (Arcifa *et al.*, 1986, Langeland *et al.*, 1987, Iwakuma *et al.*, 1990), 全湖レベルでの生態系操作 (Bendorf 1990), 魚種と湖沼水質の長期モニター (春日 1990) 等の研究例があるものの、藻類種、量、栄養塩濃度などの情報に限られている。我々は6つの屋外実験池を使うことから、魚密度を変化させ、その時の1) 生物量と生態系構造、2) 栄養塩、有機物濃度、3) 光合成、呼吸等の代謝速度、沈降フラックス、分解速度、魚の排出速度などの物質循環速度を測定し、生態系構造と水質変動との関係をより解析的にとらえることを目標に実験を行った。ここでは速報として、魚の密度と水質との関係にしばらく結果を報告する。

2. 実験方法

臨湖実験施設にある小型屋外実験池 (6個、一辺3mの正六角形、水深1.55m、容積約36m³) に砂ろ過後の湖水をため、窒素 (NaNO₃) として2mg/l、リン (KH₂PO₄) として0.2mg/l 濃度増加するように添加し、そこへ自然の溜池で大量発生した *Microcystis* sp. を一定濃度加えた (1993, 8, 2)。一日後、それぞれの池で表1のような密度となるよう金魚 (*Goldfish*; *Carrasius auratus*; 雑食性) を入れた。滞留時間は20日として、初期濃度が維持されるよう砂ろ過後の湖水と栄養塩を添加した。

その後、約40日間 (1993, 9, 10 まで) にわたり、栄養塩 (NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N, DTN, PON, PO₄-P, DTP, TP; テクニコンオートアナライザー法), 色素 (クロロフィル; UNESCO SCOR法, フィコシアニン; HPLC法), 有機物 (DOC; 島津TOC-5000, POC; 柳本MT-5, 紫外部 260 nm吸光度), 無機イオン (Si, Na, K, Mg, Ca, Ba, Fe, Cu; ICP by Jarrel-Ash Atomcom Model-975), 乾燥重量 (DW) 等を, Pond 1-3では毎日, Pond 4-6ならびに流入水では週3回測定した。

3. 結果と考察

図1 (1), (2)にはPond 1-6でのクロロフィルa濃度の変化を示す。また、図2 (1), (2)にはPond 1と2でのDOC, POC, NO₃-N, DON (DTN - DIN) の, 図3にはPond 1と2でのNO₂-NとNH₄-Nの変化の様子を示す。表2にはいくつかの項目の測定期間平均値, 最大値, 変動係数, 比率をまとめる。他の結果とあわせてその変化の特徴は以下のようにまとめられる。

(1) 魚の多い池でクロロフィルa濃度が高かった。これは、肉食性 (Arcifa *et al.*, 1986; Langeland *et al.*, 1987) やプランクトンやベントス食の魚を入れた場合 (Andersson *et al.*, 1978) と同じ傾向であった。その原因としては、魚を入れた場合、1) 大型の動物プランクトンが捕食された、2) 栄養塩の循環が早くなり増殖速度が増した、等が推測されている (Langeland *et al.*,

表1 屋外実験池の魚密度

	Initial (1993, 8, 3)		End (1993, 9, 10)	
	mean wet weight	density	mean wet weight	density
	g	gC/m ³	g	gC/m ³
P1 & P4	0	0	0	0
P2	2.86	14.0	2.61	12.8
P3	2.86	1.61	5.53	3.11
P5	2.86	14.0	3.51	14.5
P6	2.86	1.63	7.18	4.16

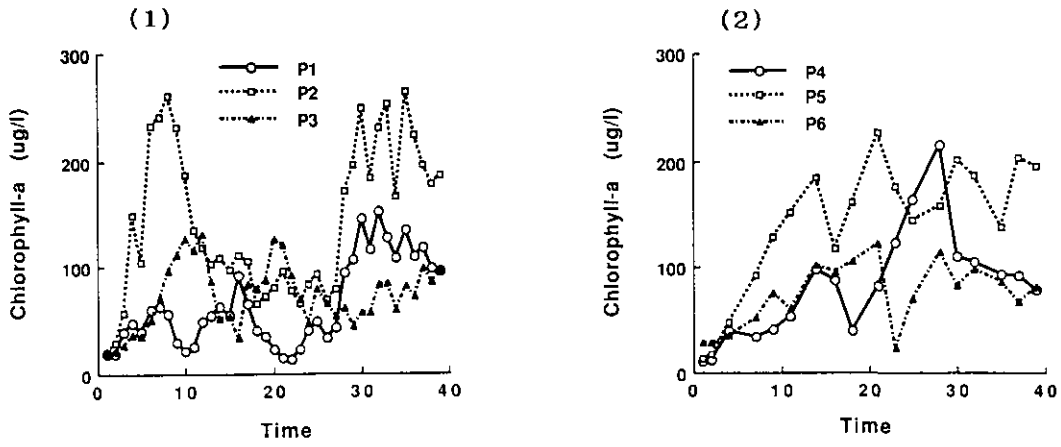


図1 実験池のクロロフィルa濃度の変化 (1) Pond 1, 2, 3, (2) Pond 4, 5, 6

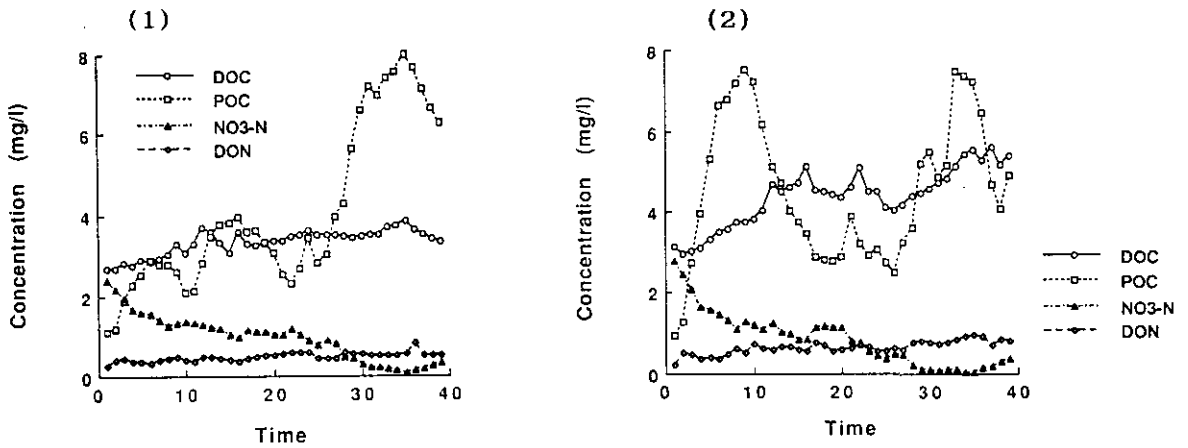


図2 実験池でのDOC, POC, NO₃-N, DONの変化 (1) Pond 1, (2) Pond 2

1987)。今後、動物プランクトンの種と量のデータ、DO、pHの連続観測データから予測される光合成量などと合わせて議論したい。

(2) 魚を入れた池の内、Pond3, 5, 6では*Microcystis* sp.が増殖したが、Pond2では増えず、*Cryptomonas* sp.などが優占した。これは表2のフィコシアニン濃度からも明らかである。実験に先立ちすべての実験池の防水シートを洗浄したが、Pond 2のみ新しいものに変えた。Pond 2, 5 のろ過水を用いた*Microcystis aeruginosa*の室内培養試験から、Pond 2の水では増殖が見られず、溶存成分に何らかの阻害物質が含まれていたものと考えている(北村 私信)。なお、魚を入れなかったPond 1, 4で*Microcystis* sp.は増殖せず、緑藻等が卓越した。これらは過栄養のL. Trummenでの結果と同じであった(Andersson *et al.*, 1978)。

(3) DOC, DONは実験期間中増加したが、その程度は魚が多いほど高かった。その増加は昨年度と同様に、特に

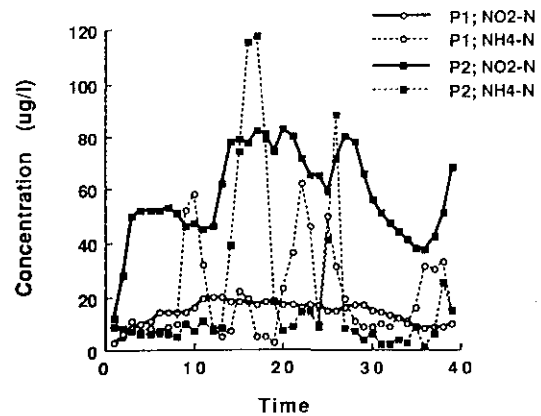


図3 実験池Pond1, 2でのNO₂-NとNH₄-Nの変化

植物プランクトンの減衰時に生じた。

(4) TN, TPはPond 1を除いて魚の多い池ほど高い傾向にあった。どの池でも実験開始後30日以降ではNO₃-N, PO₄-Pも枯渇した状態になった(Pond1, 4のPO₄-Pは若干存在)。

表2 実験期間中の水質変化のまとめ

		P1	P4	P3	P6	P2	P5	Inflow
Average	Chlorophyll-a (ug/l)	65±40	82±52	74±29	74±30	144±72	142±63	2±1
	Phycocyanin (ug/l)	10±17	4±7	70±56	27±27	1±2	326±257	2±2
	DOC (mg/l)	3.3±0.3	3.2±0.4	3.4±0.3	3.8±0.8	4.4±0.7	3.6±0.5	2.7±0.1
	DON (mg/l)	0.48±0.09	0.40±0.08	0.42±0.08	0.47±0.09	0.64±0.17	0.56±0.14	0.30±0.06
	POC (mg/l)	4.1±2.0	4.5±2.5	3.5±1.3	3.2±1.2	4.5±1.8	6.4±3.2	0.3±0.1
	PON (mg/l)	0.65±0.26	0.68±0.33	0.59±0.20	0.55±0.17	0.77±0.28	1.21±0.58	0.04±0.02
	TN (mg/l)	2.12±0.31	1.70±0.43	1.60±0.38	1.87±0.52	2.34±0.51	2.66±0.28	0.91±0.11
	TP (mg/l)	0.19±0.02	0.15±0.04	0.12±0.04	0.13±0.70	0.15±0.05	0.21±0.34	0.05±0.01
	NO ₂ -N (mg/l)	0.014±0.004	0.008±0.004	0.013±0.008	0.016±0.008	0.058±0.017	0.028±0.026	0.003±0.003
Maximum	NH ₄ -N (mg/l)	0.062	0.035	0.096	0.048	0.117	0.087	0.013
Coef. of var.*1	Chlorophyll-a	0.56	0.44	0.29	0.32	0.47	0.19	
Ratio (av. av.)	Chlorophyll-a/DW	4.40	4.59	5.37	5.57	8.34	6.64	
	POC/PON	6.24	6.67	5.89	5.81	5.91	5.31	

*1; calculated for the latter 24 days

(5) NO₂-Nは実験中期に最大を示すと共に魚が多い池で高い傾向を明白に示した。魚の消化管での還元が原因と考えられる。また、NH₄-Nは時々高い値を示したが（主にクロロフィルaの低下時）、そのピーク値も魚が多い池ほど高かった。魚のいない池では動物プランクトンからの排出と考えられるが、魚の大きな池での機構については検討中である。

(6) 魚が多い池ほど一般的にクロロフィルaの変動が少なかった。動物プランクトンの捕食による振動が魚の少ない池ほど大きいためと考えられる。

(7) 魚の多い池ではクロロフィルa/DW比が高く、懸濁物のC/N比が低かった。藻類種の違いが原因と考えられるが、代謝速度の違いも影響しているかも知れない。

4. おわりに

1993年夏期に行った屋外実験池での実験の内、特に水質変動の特性についてのみ解析し、報告した。栄養塩、有機物の動態あるいは藻類種、量に魚の影響は極めて大きいことがわかった。今後、生態系構造、有機物の分画、沈降、分解、魚からの排出フラックス、光合成、呼吸量のデータなどとあわせて、魚密度の影響を総合的に解析したい。

参考文献

- Andersson, G. *et al* (1978) : Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 59, 9-15.
- Arcifa, M. S. *et al* (1986) : Fish-zooplankton interactions and their effects on water quality of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*, 139, 49-58.
- Benndorf, J. (1990) : Conditions for effective biomani-pulations; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia*, 200/201, 187-203.
- Iwakuma T. *et al* (1990) : Impact of whitefish on an enclosure ecosystem in a shallow eutrophic lake : changes in nutrient concentrations, phytoplankton and zoobenthos. *Hydrobiologia*, 200/201, 141-152.
- 春日清一 (1990) : 霞ヶ浦の水質とイサザアミ。霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集4, 39-47.
- Langeland, A. *et al* (1987) : Limnological experiments in a eutrophic lake - Effects of fish on the planktonic and chemical conditions. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 34, 51-65.

Effects of aquatic animals on settling and decomposition of particulate materials

Dog-Soo Kong¹, Takehiko Fukushima², Morihiro Aizaki² and Rokaya Hussein³
(¹National Institute for Environmental Research in Korea, ²National Institute for Environmental Studies, ³Tokyo University of Fisheries)

I. Introduction

The influence of macroanimals to aquatic ecosystems has often been neglected or underestimated because generally they occupy a high trophic level in food chain and their production is much lower than primary production. However in some case, the metabolic materials and non-metabolic materials excreted by macroanimals can change abiotic environmental conditions in overall level. Tatrai(1984) reported ammonium nitrogen excretion by Carp occupied over 15 % of external loading in some lake. Tatrai (1986) reported the release rate of ammonium nitrogen from sediment by the excretion of Chironomidae is much higher than that by only bacterial decomposition. Gardner *et al.*(1983) reported that internal loading by Chironomidae occupies 15 % of total annual loading in Canadian Lake.

Generally the metabolic materials excreted by macroanimals are included directly to inorganic pool of water body, but the decomposition mechanism of non-metabolic excreted materials seems to be uncertain. Heiman & Knight(1986) insisted that invertebrates excrete semicolloidal fecal pellets and the decomposition rate of those matters should be very fast. However quantitative researches have not been so many on the settling and decomposition of fecal pellets of aquatic animals. The reason is caused by the facts that the collecting of fecal pellets is difficult and that the differentiation of metabolic materials from non-metabolic ones is not so simple, then some bioeconomic specialists have sometimes applied the assimilation rate of aquatic animals as 40 % of ingestion rate(Coffman,

Cummins, and Wuycheck, 1971).

However actually the assimilation rate depends on the nutrient content of food, and so the characteristics of metabolic materials and fecal pellets are different according to environmental conditions(Pandian & Marian, 1986). It has been reported that the settling rate of the products produced by primary production is more related to the grazing potential by aquatic animals than the primary productivity.

In our experiment, gold fish(*Carrasius auratus*) was used as the major biotic factor in eutrophic experimental ponds. This paper includes some results and discussion on the grazing potential of the small omnivorous fish and zooplankton, on the settling of particulate materials, and on some influence of macrozoobenthos and zooplankton to the decomposition of settled materials.

II. Materials and methods

Each experimental pond has 36.0 m³ volume and 1.53 m depth. Inflow was the prefiltrated water of Lake Kasumikaura in the middle region of Japan. Inflow rate was 1.8 m³/day, and so retention time was 20 days. Nitrate-nitrogen was subsided as 3.6 g/day in the form of NaNO₃ and ortho-phosphate was subsided as 0.36 g/day in the form of KH₂PO₄.

From August 4 to November 26, the cylindrical sediment traps (glass; height 25 cm; diameter 5.2 cm) were deployed in duplicate to collect the settling material.

The collecting net was designed to collect the fecal pellets. It was composed of the fish chamber(height 30 cm; diameter 32 cm), the settling chamber of cone-type, and the cap.

About 10 gold fishes were exposed for a day or two days and the fecal pellets were collected about every two hour.

Polycarbonate bottles(5 L) were used for the excretion experiment of metabolic materials by gold fish. Filtrate and the raw water of the pond were used as the test water. Ten gold fishes were putted in each bottle and both of bottles were putted in the surface water of the pond. The bottles were capped and aerated, and 300 ml was subsampled every four hour. In the decomposition experiment, the settled materials collected in the diameter 30 cm polyethylene buckets exposed for 7 days were used. Settled

materials were putted to polycarbonate bottles(5 L) which were setted as various conditions and they were incubated for 40 days at 25 °C room.

III. Results & discussions

Biotic components and some significant changes of the water quality in each pond are shown in Table 1.

Dominants and individual standing crops of zooplankton community were different at each pond. Grazing of gold fish to zooplankton seems to show some selectivity for *Bosmina* compared to *Brachionus*.

Table 1. Composition of aquatic animals & water quality as average value from August 3 to September 10.

	NF-P	HF-P	LF-P
Gold fish			
Density (No./m ³)	0	58.3	5.8
Standing crops (gDW/m ³)	0	25.54	5.17
Individual biomass (gDW)	0	0.438	0.892
Zooplankton			
Density (No./L)	1,150	112	442
1st dominant	<i>Bosmina</i>	<i>Brachionus</i>	<i>Brachionus</i>
Occupying (%)	(46.0)	(30.4)	(85.5)
2nd dominant	<i>Brachionus</i>	<i>Bosmina</i>	<i>Nauphilus</i>
Occupying (%)	(41.0)	(29.5)	(5.1)
Macrozoobenthos			
(Majors)	Chironomidae Baetidae <i>Physa acuta</i> <i>Dugesia</i>	Chironomidae <i>Physa acuta</i>	Chironomidae <i>Physa acuta</i>
Chl a/ seston (%)	0.44	0.83	0.54
Water Quality PON/PP	7.03	7.95	7.99
DTN/DTP	14.4	33.4	22.6
TN/TP	11.2	15.6	13.3

Chl a content rate to seston in the HF-P(fish-abundant pond) was much higher than that of NF-P(fish-free pond). That of LF-P(fish-little pond) was interpolated as medium value.

Although we couldn't quantify the amount of detritus at each pond, provably the grazing potential of zooplankton seemed to be larger than that of gold fish. The rapid nutrient recycling by the gold fish appeared

to cause the photosynthetic activity higher. The DTN/DTP ratio was highest in HF-P. The reason seems to be caused by the difference of N/P ratio between feed and the tissue of gold fish. The gold fish appears to excrete ammonium nitrogen selectively compared to dissolved phosphorus. The growth potential of gold fish was estimated at time series using length-weight relationship curve.

The length-weight equation of gold fish at the range from 4.5 cm to 8.7 cm was

$$W = 6.0340 \cdot 10^{-3} \cdot (L)^{3.7665} \quad (p < 0.001)$$

W : individual body weight (gDW)

L : Body length (cm)

The intrinsic increase rate of body weight and the density effect coefficient were calculated by the following equations.

$$dW_t/dt = W_t \{ r - (r/K) \cdot W_t \} ;$$

$$W_t = K / \{ 1 + e^{(C - rt)} \}$$

r : intrinsic increase rate (1/d)

K : Maximum individual weight(gDW)

r/K : density effect (1/gDW/d)

C : Coefficient $\{ \ln((K - W_0)/W_0) \}$

The intrinsic increase rate of the fish in LF-P was higher than that in HF-P(Table 2).

Table 2. The intrinsic increase rate(r) of the individual body weight of gold fish, maximum body weight(W), and density effect (r/K).

Ponds	r (1/d)	K (gDW)	r/K (1/gDW/d)	C
HFP-1	0.0612	0.483	0.127	-0.0397
HFP-2	0.0631	0.628	0.100	0.4462
LFP-1	0.0660	1.100	0.060	1.2340
LFP-2	0.0879	1.256	0.070	1.4130

Maybe it was caused by the differences of food. Because the energy efficiency of fish to zooplankton is higher than that to phytoplankton, it can be considered that the increase rate in HF-P which had low standing crops of zooplankton became low.

The density effect (r/K) in HF-P was about two times compared to that in LF-P. Finally, it can be considered that there are a difference in the energy efficiency by the change of food organisms and a difference in the density effect according to the levels of fish-density.

The phosphorus content rate of gold fish to dry weight was very high(Table 3), then N/P ratio of gold fish was much lower than

PON/PP ratio of water. The content rate was dependent on the body weight.

$$P(\%) = 2.625 \cdot W^{-0.164} \quad (p < 0.001)$$

W : individual body weight(gDW)

Table 3. Material composition(%) of gold fish.

Water content	82.68
POM*	71.94
Ash*	28.06
Carbon*	40.99
Nitrogen*	9.87
Phosphorus*	2.66

* Percentage to dry weight

The excretion rate of metabolic materials was dependent on the test water(Table 4).

Table 4. Weight-specific excretion rate($\mu\text{g/gDW/d}$) of gold fish at each condition.

Items	Closed*		Open **
	Filtrate	Raw	
Seston	20,284	20,736	20,200
Chl a	127.2	171.6	155.6
PO4-P	96.8	0.4	
DOP***	43.6	18.0	
DTP	140.4	18.4	
PP	249.6	290.8	264.4
TP	390.0	309.2	
NH4-N	1,747.2	1,476.4	
NO2-N	3.2	0.8	
NO3-N	29.6	25.6	
Urea-N	99.0	119.2	
DTN	2,308.8	1,942.8	
PON	1,306.4	1,434.8	1,044.8
TN	3,615.2	3,377.6	
POC	6,730.8	7,070.0	6,168.0
DOC	1,190.9	1,296.6	

* 5 L polycarbonate bottles,

** Collecting net of fecal pellets

*** Acid-hydrolyzable phosphorus included.

In raw water, probably the uptake of dissolved phosphorus by algae made the excretion rate underestimated. But the excretion rates of ammonium nitrogen were similar at each test water and the value was

very high compared to that of ortho-phosphate.

Because the N/P ratio of gold fish is low (Table 3), the gold fish seems to uptake the phosphorus selectively. The dissolved excrement which has low N/P ratio seem to change the N/P ratio of the water body, and then it triggers the selective uptake of phytoplankton for phosphorus. As the result, the DTN/DTP ratio in the water of HF-P was very high (Table 1).

The excretion of Urea-N was below 10 % of the ammonium nitrogen excretion. Most of the uptaken carbon appears to be consumed through respiration and the other is excreted as POC in the fecal pellet.

Table 5 shows bioeconomic budget of gold fish to each material. It was calculated on the basis of the content of each material in the tissue of gold fish.

Table 5. Bioeconomic budget(1/d) of gold fish according to each material.

	Seston	C	N	P
Ingestion	*0.0642	*0.0583	0.0428	0.0193
Respiration	*0.0393	*0.0343	-	-
Urine	-	**0.0030	0.0250	0.0053
Growth	0.0046	0.0046	0.0046	0.0046
Faeces	0.0203	0.0164	0.0132	0.0094

* estimated from seston:C:N:P ratio of food

** excreted as DOC

The assimilation rate of carbon to ingestion was 71.9 %, 81.9 % of the assimilated carbon was consumed by respiration, and 11.0 % was used for growth. The assimilation rate of nitrogen was 69.2 %, 84.5 % of assimilated nitrogen was excreted as urine, and 15.5 % was used for growth. The assimilation rate of phosphorus was 51.3 %, 53.5 % of assimilated phosphorus was excreted as urine, and 46.5 % was used for growth. The phosphorus content rate of fecal pellet was high. About 70 % of excreted phosphorus was released as the particulate form. This result was almost similar to the one of Ackefros and Enell(1990).

Weight-specific ingestion rate of Chl.a by gold fish was 930.9 $\mu\text{g/gDW/d}$ and the released rate was 155.6 $\mu\text{g/gDW/d}$ as fecal pellet. Content rate of Chl a to dry weight of particulate material decreased about 50 % in the pellet compared to that in the water (Table 6).

Table 6. Composition of each material in particulate matters of water and changes of the composition by the metabolism of the gold fish (Tissue: tissue of gold fish, F : Faeces, U : Urine).

	Water	Tissue	F	U	F+U
C*	37.25	40.99	33.12	-	39.70
N*	6.58	9.87	6.42	-	8.57
P*	0.80	2.66	1.23	-	1.93
Chla*	1.45	-	0.77	-	0.77
C/N	5.66	4.15	5.16	0.516**	2.33***
N/P	8.23	3.71	5.21	17.50	9.64

* Percentage to dry weight

** DOC/DTN *** (DOC+POC)/TN

The digestion rate of gold fish was low in the fish-abundant pond. As if Kasuga(1982) reported the food selectivity of *Neomysis intermedia*, the aquatic animals occupying a high trophic level seem to have the low digestion rate to phytoplankton.

The excretion of the metabolic and non-metabolic materials by the gold fish showed the conspicuous diurnal change, that is, there was the active period in the daylight and the latent period in the night.

Table 7. Settling rate of fresh settled materials according to each pond(exposed for two or three days)

	Seston ($\text{g/m}^2/\text{d}$)	Phosphorus ($\text{mg/m}^2/\text{d}$)	Chl a ($\text{mg/m}^2/\text{d}$)
NF-P	15.88	112.33	56.67
HF-P	4.12	36.17	22.86
LF-P	8.25	64.94	36.87

The grazing potential of zooplankton seems to be higher than that of the gold fish. And

then the settling rate of particulate materials in NF-P was larger than that in HF-P (Table 7).

Even if the sediment was the fresh one collected after exposed for about 2 or 3 days, the composition value of each material in the sediment is very different from that of water as average value (Table 8).

Table 8. Composition of particulate materials in water and sediment.

	NF-P		HF-P		LF-P	
	Wat.	Sed.	Wat.	Sed.	Wat.	Sed.
C*	25.2	28.4	26.7	21.7	27.0	22.6
N*	4.59	5.13	4.45	3.06	4.78	3.64
P*	0.68	0.82	0.65	0.99	0.57	0.93
C/N	5.48	5.53	6.01	7.10	5.65	6.22
Chla	0.45	0.30	0.90	0.55	0.56	0.48

* Percentage to dry weight

The carbon and nitrogen content rate NF-P didn't show any difference in water and sediment. The C/N ratio of sediment in HF-P was higher than that in NF-P. Probably it is caused by the difference of the grazing and

digesting potential between zooplankton and gold fish. Probably the composition of non-grazed or non-digested material seems to be high in the HF-P. The Chl a content rate to seston in NF-P was much lower in water and sediment than that of HF-P. It seems to be caused by the difference of grazing potential also. The phosphorus content rate of sediment was much higher than that of particulate matter in the water. Particularly the value in HF-P was highest. It seemed to be caused by the accumulation of excreted phosphorus to fecal pellet (Table 4).

As if it were estimated from the C/N ratio of sediment, the decomposition rate of the sediment in HF-P was higher than that in NF-P (Table 9). And the decomposition rates of settled materials collected in 2nd exposed period were lower than those of 1st period. It means that the parts of the degradable materials decreased with time.

Besides raw sediments, in order to understand the grazing effects of aquatic animals to sediment, *Bosmina*, *Chironomus*, and *Physa acuta* were selected. During the

Table 9. Decomposition rates of particulate materials according to exposed period of sediment trap and each condition.

Conditions	1st (Aug. 17-Aug 24)			2nd (Sep. 7-Sep. 14)		
	Seston	Chl a	Particulate-P	Seston	Chl a	Particulate-P
NF-P (A)	-0.0104	-0.0494	-0.0194	-0.0127	-0.0304	-0.0124
NF-P (S)				-0.0097	-0.0279	-0.0172
HF-P (A)	-0.0354	-0.0724	-0.0506	-0.0244	-0.0352	-0.0332
HF-P (S)	-0.0247	-0.0498	-0.0409			
LF-P (A)	-0.0217	-0.0722	-0.0342	-0.0209	-0.0472	-0.0280
Fecal pellet (A)	-0.0151	-0.0482	-0.0534			
NF-P (A, no animal)				-0.0152	-0.0237	-0.0110
NF-P (A, + chiro)				-0.0180	-0.0456	-0.0169
NF-P (A, + Pa)				-0.0198	-0.0534	-0.0313
NF-P (A, + Bos)				-0.0171	-0.0387	-0.0183
HF-P (A, no animal)	-0.0209	-0.0547	-0.0325			
HF-P (A, + chiro)	-0.0325	-0.0764	-0.0416			
HF-P (A, + Pa)	-0.0253	-0.0554	-0.0587			
HF-P (A, + Bos)	-0.0291	-0.0702	-0.0569			

A : aeration, S : static, + chiro : *Chironomus* 30 No./L, + Bos : *Bosmina* 5,000 No./L
+ Pa : *Physa acuta* 40 No./L

decomposition period, the Chl a content rates in chironomid, gastropod, and zooplankton-included bottles decreased more rapidly than that of only the bacterial decomposition bottles because of the grazing potential by the animals.

The decomposition rates estimated by time step-trapping method in-situ were compared with the results of the incubation in Lab. Eight sediment traps were setted at each pond and one trap was collected every week for 2 months. And the sediment sample was collected every week at each interval.

The standing stocks of sediment were very different according to ponds because of the difference in settling and decomposition rate(Fig.1). Apparent settling rate and recycling rate were calculated with the suppositions as follow. i) Apparent settling

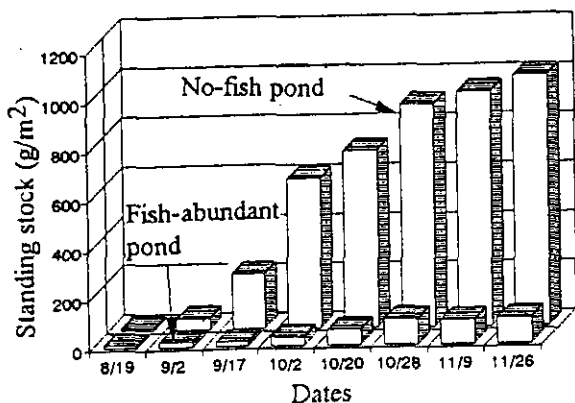


Fig. 1. Standing stocks of seston

IV. Summary

The grazing potential of the small omnivorous fish and zooplankton, the settling of particulate materials, and some influence of macrozoobenthos and zooplankton on the decomposition of settled materials were discussed.

The rapid nutrient recycling by the gold fish seemed to cause the photosynthetic activity higher. Because the N/P ratio of gold fish is low, the gold fish seems to uptake the

rate is constant at interval. ii) Decomposition process follows the first order reaction.

That is, $dS/dt = R - rS$

S : Standing stock of sediment (g/m^2)

R : Apparent settling rate ($g/m^2/d$)

r : decomposition rate ($1/d$)

Therefore,

$S(n) = S(I) + S(n-1)exp[-r(n)t]$

$R(n) = [r(n)S(I)/(1-exp(-r(n)t))]$

$S(n)$: Standing stock of n times

$S(n-1)$: Standing stock of $n-1$ times

$S(I)$: Amount collected at interval between $n-1$ and n times

The decomposition rate of seston in NF-P was a little higher than that of Lab. incubation experiment but the difference was not so large(Fig. 2).

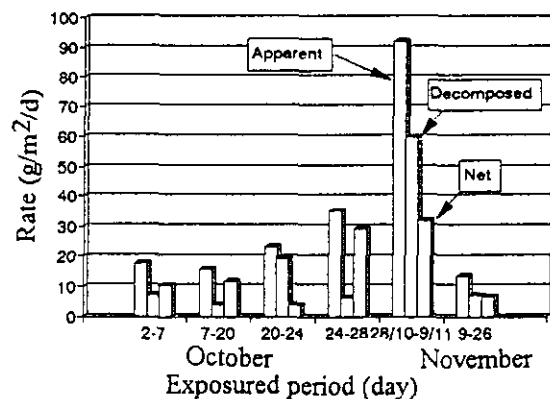


Fig. 2. Seston budget estimated by time step-trap method.

phosphorus selectively. The dissolved excrement which has low N/P ratio seem to change the N/P ratio of the water body, and then it triggers the selective uptake of phytoplankton for phosphorus. As the result, the DTN/DTP ratio in the water of fish-abundant pond(HF-P) was very high.

The metabolic materials of nitrogen was composed of mainly ammonium nitrogen and urea-N. The phosphorus content rate of fecal pellet was high. About 50 % of uptaken phosphorus was excreted as the particulate

form. The content rate of Chla to dry weight was decreased about 50 % in the pellet compared to that in seston of water.

The grazing potential of zooplankton seems to be higher than that of the gold fish. So the settling rate of particulate materials in the no-fish pond(NF-P) was larger than that in HF-P. The carbon and nitrogen content rate in NF-P didn't show any difference in water and sediment. The C/N ratio of sediment in HF-P was higher than that of the NF-P. The Chl a content rate to seston in NF-P was much lower in water and sediment than that in HF-P. The phosphorus content rate of sediment was much higher than that of seston in the water. Particularly the value in HF-P was highest. Probably it was caused by the accumulation of excreted phosphorus to fecal pellet.

The decomposition rate of the sediment in HF-P was higher than that in NF-P. And the decomposition rates of settled materials collected in 2nd exposed period were lower than those of 1st period. That is, it means that the parts of the degradable materials in water decreased with time. During the decomposition period, the Chl a content rate in the chironomid, shell, and zooplankton-included bottles decreased more rapidly than that of only the bacterial decomposition bottles because of the grazing potential.

The decomposition rates estimated by time step-trapping method in-situ were nearly similar to the results of the incubation in the laboratory.

References

Ackefors, H., M. Enell, 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *AMBIO*, 19:28-35.

Coffman W.P., K.W. Cummins, J.C. Wuycheck, 1971. Energy flow in a woodland stream ecosystem. I. Tissue support trophic structure of the autumnal community. *Archiv fur Hydrobiologie*, 68:232-276.

Gardner, W.S., T.F. Nalepa, D.R. Slavens, G.A. Laird, 1983. Patterns and rates of nitrogen release by benthic Chironomidae and Oligochaeta., *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 40:259-266.

Heiman, D.R., A.W. Knight, 1975. The influence of temperature on the bioenergetics of the carnivorous stonefly nymph *Acroneuria California* (Banks) (Plecoptera; Perlidae). *Ecology*, 56:106-116.

Kasuga, S., 1982. Estimation of the seasonal changes in standing crops of fishes, freshwater shrimp and opossum shrimp at Takahama-iri Bay in Lake Kasumigaura. *Res. Rep. Inst. Environ. Stud.*, 22:159-169.

Pandian, T.G., M.P. Marian, 1986. An indirect procedure for the estimation efficiency of aquatic insects. *Freshwater Biology*, 16:93-98.

Tatrai, I., 1984. Contribution of bream, *Abramis brama* L., and chironomids to the nitrogen budget of Lake Balaton. Ph D. thesis. Tiphany-Lodz.

Tatrai, I., V.Istvanovics, 1984. The role of fish in the regulation of nutrient cycling in Lake Balaton, Hungary. *Freshwater Biology*, 16:417-424.

Tatrai, I., 1986. Rates of ammonium release from sediments by chironomid larvae. *Freshwater Biology*, 16:61-66.

pHとDOの連続測定による生産量の推定

松重一夫¹・福島武彦¹・R. Weisburd¹・河合崇欣²・富田誠二³

(¹地域環境研究グループ, ²化学環境部, ³千葉工業大学)

1. はじめに

湖沼における藻類の生産量は、明瓶暗瓶法を用いて計算を行うが、この方法は短い時間間隔での測定が溶存酸素の測定精度およびその煩雑さから不可能であり、数時間間の間の生産量を求めることしかできない。また、ラジオアイソトープを用いる方法は、安全性の面から湖沼で直接生産量を測定する方法としては使用が困難である。そこで、現場で容易に測定の出来る項目のpHおよび溶存酸素濃度(DO)を連続的に測定することにより生産量の推定を行う方法について検討を行った。

2. 実験方法

湖沼での応用を目指して、本年度は、臨湖実験施設の多目的実験地を用い、pH、DOおよび温度の測定を連続的に行い、pH、水温およびアルカリ度から溶存無機炭素濃度(DIC)を計算し、その変化量およびDOの変化量から各々光合成による生産量の推定を行った。同時に、明瓶・暗瓶法による測定および透明なアクリル製密閉容器(1辺20cmの立方体)を用い、pHおよびDOの連続測定を行い比較した。

2.1 アルカリ度の測定

アルカリ度の測定は週に1回、各実験池および流入水を採水し、試料を25度の恒温水槽内に浸漬し、窒素ガスを試料の表面に吹き付けながら10mMの塩酸を用いて滴定を行った。終点は、pH4.8付近の最大変曲点とした。

2.2 pH、DO、水温の連続測定

pHの測定は、温度補償とアンプを内蔵した投げ込み式複合型ガラス電極(電気化学計器, 6430L型)を用いた。センサーの校正は、週に1回、pH7および9の標準緩衝溶液を用いて行い、各pHにおける電圧を記録し、その電圧値を用いて校正し、pH値の計算を行った。

DOの測定は、温度補償回路付きポーラロ型隔膜式DOセンサー(YSI, M5739)とDOメータ(YSI, Model 58)を用いた。校正はウインクラー法による測定値を用い、採水時間の電圧値を基にDO値の計算を行った。

水温の測定は、熱電対(銅・コンスタンタン)を用いて行った。

pHとDOは、電圧値としてデータロガー(江藤電気, THERMODAC-E)に取り込み、水温は直接データロガーで温度に変換した後、各データはRS232Cでパーソナルコンピュータに接続し、ディスクに集積した。

各項目の測定は5分間隔で行った。池からデータロガーまでの長さが数メートルあり電送中に50Hzの交流ノイズが重畳するためデータロガーの入力部に200 μ Fのコンデンサーを入れ交流ノイズを取り去った。更に不規則なノイズが重畳するため、すべての項目について各々15回の測定を行いその中央値をその測定値とした。

3. 結果および考察

夏期、実験期間中のアルカリ度および降雨量を図1に示す。湖沼のアルカリ度の変化¹⁾は少ないことが知られ

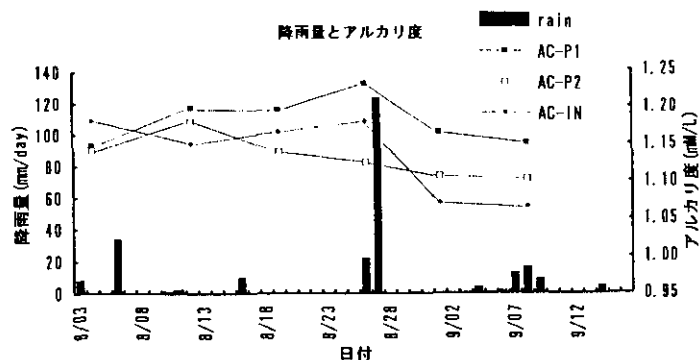


図1 実験期間中の降雨量とアルカリ度の変化

ているが、この図に示すとおり、アルカリ度の値は8月26~27日の140mmを越す多量の降雨によって若干の希釈効果が見受けられるが概ね一定の値を示していることが分かる。実験を行った8月30日および9月14日のアルカリ度は各池の9月1日および9月8日の実測値を平均したPond-1では $1.16 \times 10^{-3} \text{M/L}$ 、Pond-2では $1.10 \times 10^{-3} \text{M/L}$ の値を用いた。

炭酸の解離常数²⁾、アルカリ度、水素イオン濃度および水酸イオン濃度は以下の式で示される。

$$K_1 = \frac{[H^+][HCO_3^-]}{[H_2CO_3]}$$

$$K_2 = \frac{[H^+][CO_3^{2-}]}{[HCO_3^-]}$$

$$\text{Alk} = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+]$$

$$[H^+] = 10^{-\text{pH}}$$

$$[OH^-] = 10^{-(14-\text{pH})}$$

D I Cは、下記の式で示され、

$$\text{DIC} = [H_2CO_3] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]$$

上記の式を用いて展開すると

$$\text{DIC} = (\text{Alk} + [H^+] - [OH^-]) \times \left[\frac{[H^+] \times [H^+] + K_1 \times [H^+] + K_1 \times K_2}{K_1 \times ([H^+] + 2 \times K_2)} \right]$$

ここで、 K_1 および K_2 は、以下の式³⁾を用いて計算した。

$$\text{Log } K_1 = \frac{3407.71}{T} + 0.032786 \times T - 14.712 - 0.19178 \times \text{Cl}^{1/3}$$

$$\text{Log } K_2 = \frac{2902.39}{T} + 0.02379 \times T - 6.471 - 0.4693 \times \text{Cl}^{1/3}$$

T : 水温 (°K)

Cl : 塩素イオン濃度 (%)

上記の式を用いてpHの値から計算した8月30日のD I C濃度の変化を図2に示す。D I C濃度を直接、

(株)島津製TOC-5000のICモードを用いて測定した値と、pHの値から計算した値を比較した結果を図3に示す。図に示す通り非常に高い相関があり ($R=0.97$)、D I C濃度は、pHの測定による計算値と概ね一致することが確認された。また、同日のDOの濃度変化を図4に示す。

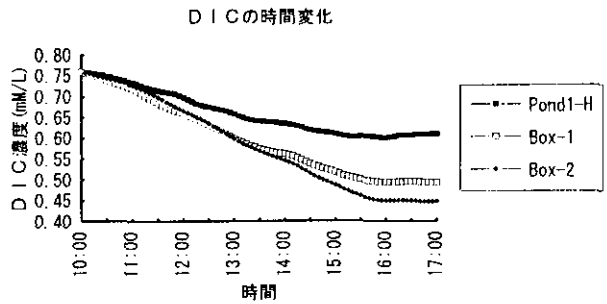


図2 pHから算定したD I C濃度の変化

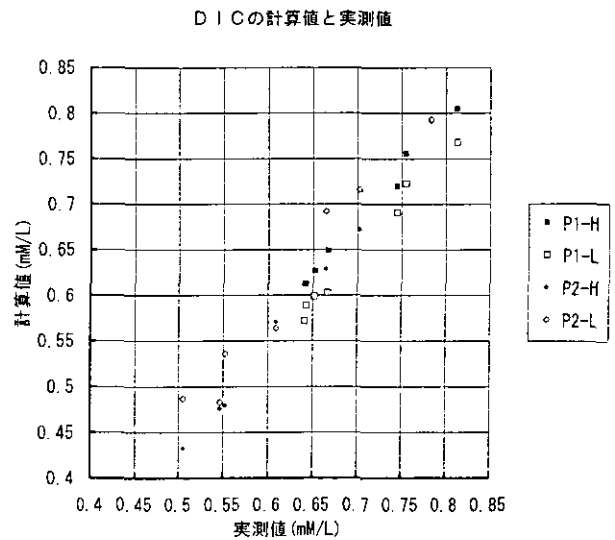


図3 D I C濃度の計算値と測定値

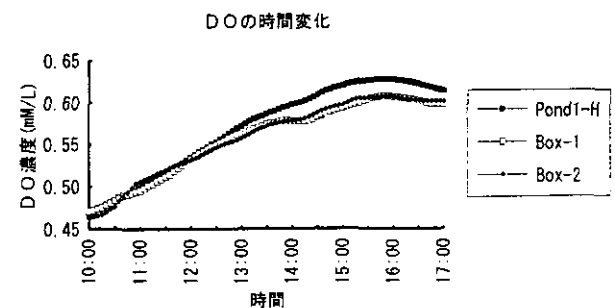


図4 DO濃度の時間変化

pHとDOの連続測定から計算した生産速度

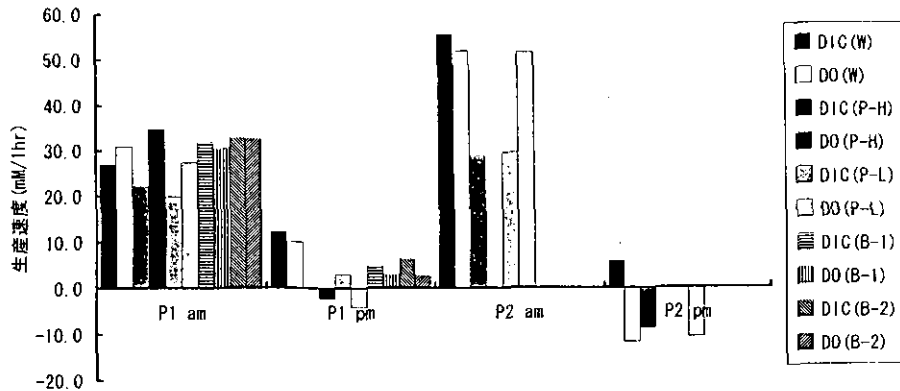


図5 pHとDOの測定から計算した生産速度

DICおよびDOの濃度変化より、明瓶暗瓶法による生産速度との比較を図5に示す。図の中で(W)は明瓶暗瓶法によるフラン瓶内の水のDICおよびDOの測定値から計算した値、(P)は池に設置したpHおよびDOセンサーの値から計算した値、同様に(B)はアクリル製の箱内に設置したpHおよびDOセンサーの値から計算した値である。各池の測定時間は、P1の池の午前は10時から13時30分、午後は14時35分から17時50分、P2の池の午前は10時30分から14時、午後は15時25分から18時10分の間で行った。図に示すとおり、P1の池の午前中の結果は、各々データがかなり近い値を示しているが、池内のセンサーの値は上層のDOの値を除いて低めの傾向であるが、この原因は、実験池の水深が1.5m程度あり、小さなポンプで攪拌を行っているため、光の届く範囲が全層までなく底部の水層の希釈効果の可能性が考えられる。しかし、箱のデータとは非常によく一致していることが分かる。午後の測定値は終了時間が17時50分と遅く、図2、4に示す連続測定の間からDICの最小値およびDOの最大値が15時から16時頃であり測定時間内に変曲点があり測定に適していないことが分かる。P2の池の午前中の結果は、P1と同様の傾向を示しているが、藻類量がP1より多く(クロロフィル量が約2倍)、生産速度も約2倍であった。

4. おわりに

pHおよびDOの連続測定による結果から、生産量の推定が十分に行えることが分かったが、今回のデータを解析する上で、連続測定におけるセンサーの校正および電送ノイズに対する対処を十分に行うことの必要性を痛感した。また、再ハッキ量および呼吸量についての検討を今後行っていく予定である。

参考文献

- 1) 河合崇欣他(1986):霞ヶ浦(西浦)における湖水アルカリ度の変動と底泥の緩衝作用について、国立公害研究所研究報告 第96号(R-96-'86)
- 2) W. Stumm, and J. J. Morgan: Aquatic Chemistry, 2nd Ed., pp.122-124, John Wiley & Sons (1981).
- 3) J. M. Gieskes in The Sea, Vol5, E. D. Goldberg, Ed., Wiley-Interscience, New York, 1974, p.125.

Metabolic Quotients in Lake Kasumigaura Water Research Station Experimental Ponds

Richard S. J. Weisburd¹ and Takehiko Fukushima²

(¹Tokyo University of Fisheries, ²National Institute for Environmental Studies)

1. INTRODUCTION

Anthropogenic impacts on the environment and the resulting global changes have added to the urgency of earth system research. However, biogeochemistry and ecology have long been and continue to be methods-limited disciplines. Measurements of organic matter productivity, a fundamental process in shallow aquatic ecosystems, remain controversial. Free-water budgeting methods of assessing organic productivity have some important advantages over the more commonly used incubation techniques. However, quantifying all of the fluxes into and out of a system, as is necessary for this approach, is often difficult. Previous work has demonstrated that it may be possible to improve the estimation of some of these fluxes by developing budgets for two rather than one component; for example simultaneously evaluating organic production with budgets for both oxygen and carbon dioxide (Weisburd & Kawai 1992). In this case, the stoichiometric ratio of oxygen production to inorganic carbon consumption, the metabolic quotient (MQ), must be known or estimated. This requirement leads to the question: is MQ constant or, if not, are temporal variations in MQ predictable? We have explored these questions with *in situ* incubations of water from experimental ponds at the Lake Kasumigaura Water Research Station (Rinko).

2. EXPERIMENTAL

MQ has been calculated by measuring dissolved oxygen (DO) and dissolved inorganic carbon (DIC) concentrations at the start and end of two to four hour light and dark bottle incubations of water from Rinko's experimental ponds. MQ is expressed as -1 times the ratio of the molar DO:DIC change rates. The 100 ml glass incubation bottles were incubated *in situ* 30 cm below the pond surface. DO concentrations were measured with a microprocessor-controlled Winkler titration on a Hiranuma Comtite-5 titrator. DIC was determined at first with an ion chromatograph and then later with a Shimadzu TOC-5000 dissolved organic carbon analyzer (ND-IR spectroscopic method). Both methods were standardized against gravimetric sodium carbonate standard solutions freshly prepared according to the DOE handbook (DOE, 1991).

3. RESULTS

Our ability to resolve changes in metabolic quotients depend upon the precision of the dissolved gas analyses. Although standard deviations of less than 0.01 mg DO l⁻¹ were achieved for samples pickled in the laboratory, the standard deviation of DO measurements during incubations and pickled at pond side was usually near 0.1 mg l⁻¹. The ion chromatograph standard curve drifted during use and measurement precision was unacceptable. Therefore evaluation of the precision of TOC-5000 DIC measurements was conducted. The instrument is essentially linear over the concentration

range of interest as indicated by r^2 for calibration against gravimetric sodium carbonate standards >0.99999 (Figure 1). Residuals (difference between the concentrations of prepared gravimetric standards from concentrations calculated from a linear regression through the standards) for the DIC measurements on the TOC-5000 are usually about 2 μM DIC or better (Figure 2). In addition to superior precision, replicate sample injections on the TOC-5000 are fully automated and analysis time is more than twice as fast as that on the ion chromatograph. An additional advantage of the TOC-5000 is the fact that analysis of mercury poisoned samples is not a problem, unlike the case with ion chromatographic DIC analysis.

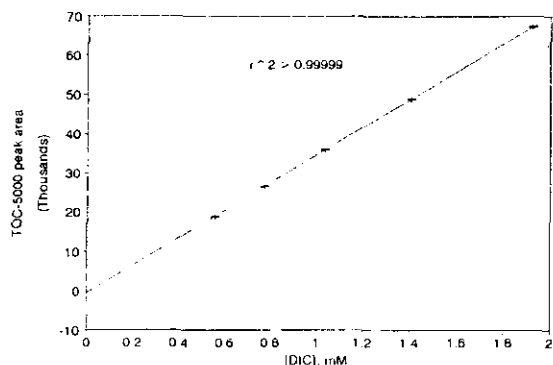


Figure 1 TOC-5000 Na_2CO_3 standard curve. Five replicates for each standard are printed, however the size of the variations between replicates is smaller than the symbol size.

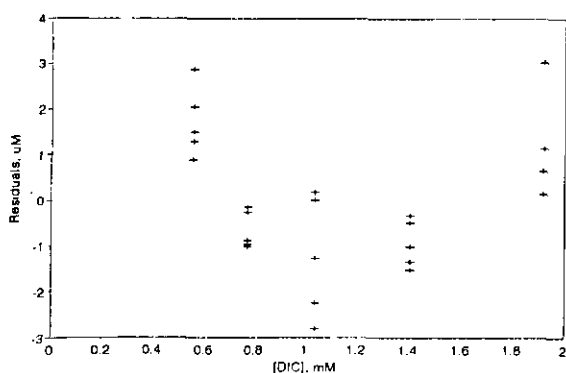


Figure 2 Deviation of calculated standard DIC concentrations (from a model 1 linear regression) from the actual concentrations.

Measured photosynthetic quotients (MQ in light bottles) during several experiments (Table 1) were in or near the theoretically expected range of 1.1 to 1.4 with only two exceptions. The oxygen concentration decreased during the late afternoon incubation on 30 August for an unknown reason leading to a negative MQ value. On 14 September the ion chromatograph performed erratically leading to an implausible MQ estimate of 5.8 for the 13:35 incubation.

Table 1. MQ measurements (\pm relative error in %, see below) in Rinko experimental ponds 1 and 2. PQ is the net photosynthetic quotient (MQ in light bottles). RQ is the net respiratory quotient (MQ in dark bottles).

Date	Pond	Time	PQ	RQ
9 Aug	1	15:00	1.0 \pm 22	1.1 \pm 252
16 Aug	1	10:35	1.4 \pm 14	1.1 \pm 136
	2	12:04	1.3 \pm 53	
30 Aug	1	10:05	1.1 \pm 4	1.9 \pm 9
	1	14:40	0.8 \pm 22	1.0 \pm 10
30 Aug	2	10:35	0.9 \pm 2	1.6 \pm 8
	2	15:30	-2 \pm 25	1.4 \pm 5
14 Sept	1	9:00	1.1 \pm 5	0.7 \pm 46
	1	13:35	5.8 \pm 48	0.1 \pm 68
	1	14:05	0.9 \pm 6	0.9 \pm 13
14 Sept	2	9:26	1.1 \pm 3	0.8 \pm 14

How reliable are the MQ ratios we have calculated and how small of a difference between two calculated MQs can be distinguished by the present methods? Statistical analysis of MQ is not straightforward because MQ is not measured directly, but rather it is the ratio of two rates; each of which is calculated as the rate of change in concentration per unit time:

$$P_{DO} = \frac{[DO_1] - [DO_0]}{\Delta t}$$

where $[DO_1]$ & $[DO_0]$ are means of n_1 & n_0 replicate DO measurements at the end and beginning of an incubation of duration (Δt) 1 hour. The corresponding DIC rate equation has the same form. The standard error of the difference between two means is given by Sokal and Rohlf (1981) as:

$$\epsilon = \sqrt{\frac{(n_1 - 1) s_1^2 + (n_0 - 1) s_0^2}{n_1 + n_0 - 2} \left(\frac{n_1 + n_0}{n_1 n_0} \right)}$$

where ϵ is the standard error of the difference between the means of 2 replicated $[DO]$ measurements and s_1 & s_0 are the standard deviations of the $[DO]$ measurements at the end and beginning of the incubation, respectively. The units for ϵ are μM . However, since these error terms are a result of errors in sampling and analysis of the initial and final dissolved gas concentrations and they are independent of the length of incubations, the error can be divided by incubation duration to convert it to the same units as productivity.

A rough estimate of the relative error in MQ due to analytical variation can be calculated by taking the square root of the sum of the squares of the standard errors for both the DO and DIC rates (equation 2). The MQ relative error calculated as below is dimensionless because both the DO and DIC standard errors are normalized to the DO and DIC productivity rates:

$$MQ \text{ relative error} = \sqrt{\left(\frac{\epsilon_{DO}}{P_{DO}} \right)^2 + \left(\frac{\epsilon_{DIC}}{P_{DIC}} \right)^2}$$

If each DO and DIC determination is done with four and five replicates, respectively, then the MQ precision (relative error) presently achievable is adequate to resolve changes of $\pm 12\%$ when the dissolved gas changes are on the order of $20 \mu mol l^{-1}$ over the course of an incubation (a typical hourly productivity

rate during summer). However, with a net respiration rate of $2 \mu mol l^{-1} h^{-1}$ as is typical in the dark bottle, the relative error of the MQ ratio estimate is on the order of $\pm 120\%$.

4. DISCUSSION

Three distinct sources of error in the experiments described here can be recognized. Water sampled from an experimental pond might differ from typical water from that pond. An implicit assumption of our method is that the water initially dispensed into all bottles for each incubation is identical. However, metabolic changes in the water, for example particle settling and dissolved gas changes due to metabolism or exchange with the atmosphere do occur while the bottles are being filled. We term these types of variation sampling error. All measurements have some associated error with analysis. We term this type of error analytical. The time zero bottles have both sampling and analytical error. The other bottles have an additional source of error due to uneven changes during incubation. For example, we can imagine that a bird might perch at the ponds edge during an incubation and shade one light bottle but not its neighbor. This might lead to a reduced rate of photosynthesis in the shaded bottle and corresponding changes in dissolved carbon and oxygen concentrations. We term this source of variability development error. Another type of development error might arise when some bottles contain more zooplankton than others. The data we have collected until now do not permit us to evaluate the relative importance of these sources of variability. However we will design and execute experiments to quantify development error. Increasing the duration of incubations reduces the relative error in both productivity rate and MQ measurements while decreasing the temporal resolution of the analysis.

Although the TOC-5000 is an improvement over the ion chromatograph for DIC measurements, it does not seem likely that its measurement precision can be improved beyond 1 to 2 μM . However, this level of precision is comparable with that of the coulometric method. The TOC-5000's ease of use and ability to also analyze dissolved organic carbon make it an attractive alternative to coulometry.

The MQ measurements presented here are generally within the expected range. The precision of our measurements is similar in magnitude to the expected variations of 0.3 due to the form of inorganic nitrogen supply (nitrate or ammonia; Williams & Robertson 1991; Laws 1991). A factor of 10 improvement in the currently achieved precision of oxygen determinations in incubation bottles would reduce the errors in our MQ estimates, but dark bottle MQ uncertainties would remain unacceptable. A factor of 5 to 10 improvement in the analytical precision of oxygen titrations seems achievable and necessary in order to definitively address the question of temporal variability in metabolic quotients in lakes like Kasumigaura.

Temporal variability in the stoichiometry between inorganic carbon and oxygen metabolism in nature has not previously been studied definitively because it is quite difficult. Small errors in concentration measurements of DO and DIC become large relative errors in the ratio between the two rates of change. We have made initial MQ measurements, quantified the precision provided by our measurements and identified ways to improve the estimation of MQ for natural waters. This progress will facilitate improved measurements in the near future and ultimately, better understanding of the biogeochemistry of eutrophic lakes.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to Dr. K. Matsushige and Mr. S. Tomita for assistance with the experiments, to Prof. A. Otsuki and to the Japan Society for the Promotion of Science for a fellowship to RW.

REFERENCES

- DOE (1991) *Handbook of methods for the analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water, version 1.0*, edited by A.G. Dickson & C. Goyet.
- Laws, Edward A., 1991, Photosynthetic quotients, new production and net community production in the open ocean. *Deep-Sea Research*, 38: (1) 143-167.
- Sokal, Robert R. & F. James Rohlf, 1981. *Biometry*, Freeman, New York, 859 p.
- Weisburd, R. & T. Kawai, 1992. Variability of metabolic quotients in Lake Kasumigaura plankton. in *Proceedings of the Conference on Limnological Studies at the Kasumigaura Water Research Station, NIES, Part 7. October 26, 1992. Report F-49-'93/NIES: 7-14 (with Japanese summary).*
- Williams, P. J. leB, and Robertson, J. E., 1991, Overall planktonic oxygen and carbon dioxide metabolisms: the problem of reconciling observations and calculations of photosynthetic quotients. *J. Plankton Res.*, 13: (Supplement) s153-s169.

Relationship between urea, dissolved free amino acids and zooplankton biomass in outdoor experimental pond

Rokaya Hussein¹, Morihiko Aizaki² and Akira Otsuki¹
(¹Tokyo University of Fisheries, ²National Institute for Environmental Studies)

1. INTRODUCTION

Urea and dissolved free amino acids (DFAA) represent a significant proportion of dissolved nitrogen in the water, and could provide an important sources of nitrogen for the growth of microalgae. The processes related to zooplankton activities have an effect on the release of urea and DFAA into the water. The "sloppy feeding" ingestion and egestion cause release of DFAA, and zooplankton excretion could be as one of the important source of urea production in the water.

This report presents results of an outdoor experimental pond study on the relationship between zooplankton biomass and the concentration of urea and free amino acids in the period from August, 6 to September, 14 of 1992.

2. MATERIALS AND METHODS

Water samples were taken from an outdoor experimental pond of about 30 m³ in volume at "Rinko". The samples were filtered through GF/F glass fiber filter and kept deep-frozen (-20° C) before analysis. Urea measurements were made using the diacetylene monoxime method of Rahmatullah and Boyde (1980). This method was modified and automated for a Technicon Auto-analyzer by Whitlege et al. (1981), and further modification was made by Price and Harrison (1987). As carried out by Price and Harrison, this method is more accurate and precise than

the urease method. Dissolved free amino acids were analyzed using reverse-phase high performance liquid chromatography (HPLC) method giving by Clements and Hilbish (1991). Here, the amino acids are complexed with the fluorescamine compound and made fluorescent.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Two clearly major peaks were appeared in urea concentration as shown in figure 1. During the first week of the experiment, urea concentration in pond 1 & 2 showed no difference to the concentration of inflow water (< 1 µmol/l). After that the concentration was increased rapidly giving the first peak on the tenth day of the experiment with maximum value of 5.3 and 4.2 µmol/l for pond 1 & 2, respectively. This high concentration of urea did not persist for longer than a few days, and then rapidly decreased to reach the level of inflow water with minimum values of 0.5 and 0.4 µmol/l for pond 1 & 2, respectively. This low concentration of urea was immediately followed by gradual increase in the concentration climbing toward the second peak on the twentieth day of the experiment. As observed in figures 2 and 3, the first peak of urea was correlated with the maximum number of zooplankton (the dominant species were *Brachionus*, *Bosmina* and *Moina*) which follow the minimum concentration of chlorophyll a (Fig. 5). This observation was confirmed in pond 6, when zooplankton peak was shifted to appear at the end of second

week of the experiment, urea concentration was also started to increase in this period reaching to the maximum level by end of the second week (Fig. 4). Therefore, the first peak of urea might have resulted from the excretion of zooplankton grazing on phytoplankton. Bidigare (1983) reported that

copepods grazing on phytoplankton excrete more nitrogen in the form of urea than do carnivorous. This suggests the significant role of herbivorous zooplankton excretion in the appearance of the first peak of urea production in the water.

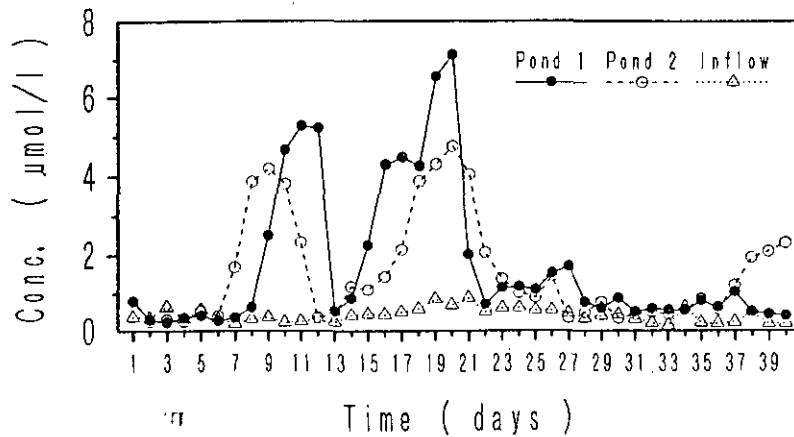


Figure 1 Concentration of Urea-N in ponds No. 1 & 2

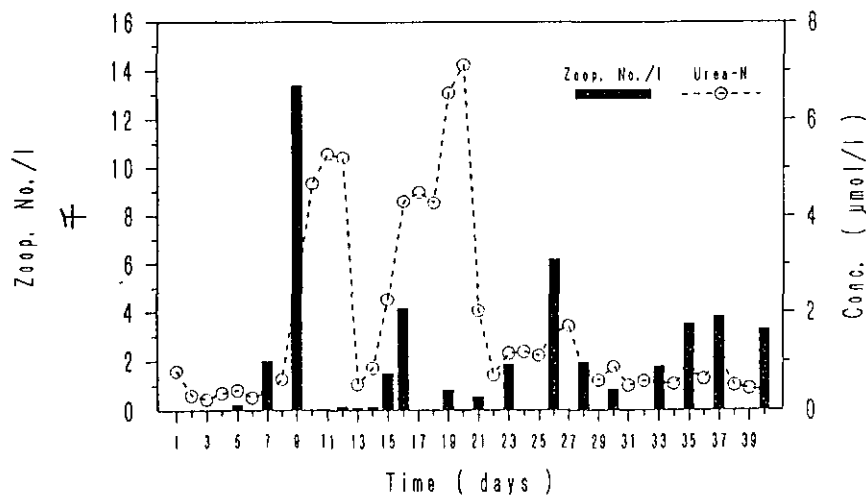


Figure 2 Zooplankton biomass expressed as number of organisms per liter and urea conc. in pond No. 1

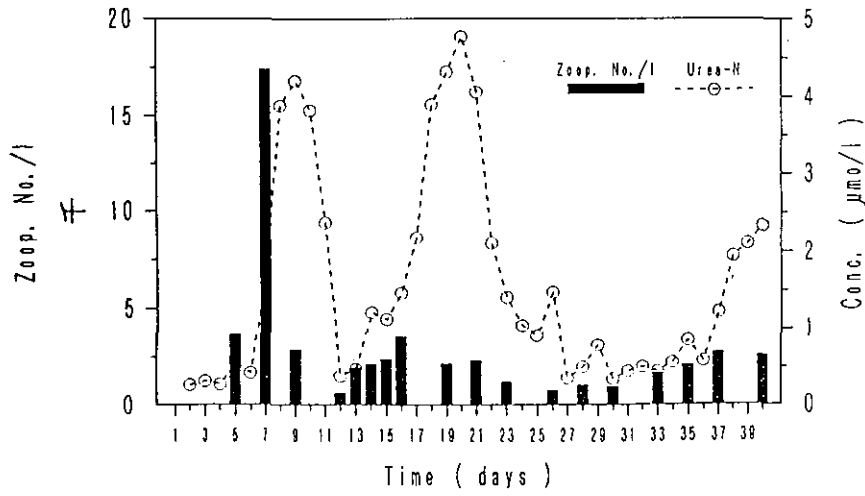


Figure 3 Zooplankton biomass expressed as number of organisms per liter and urea conc. in pond No. 2

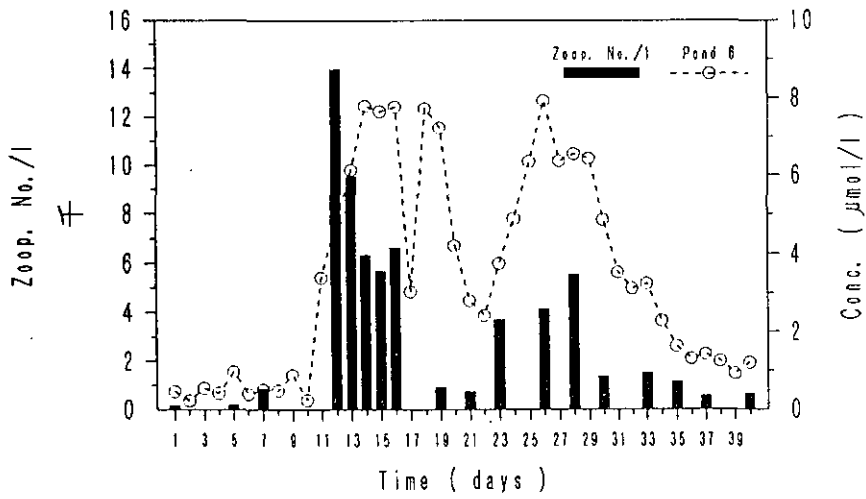


Figure 4 Zooplankton biomass expressed as number of organisms per liter and urea conc. in pond No. 6

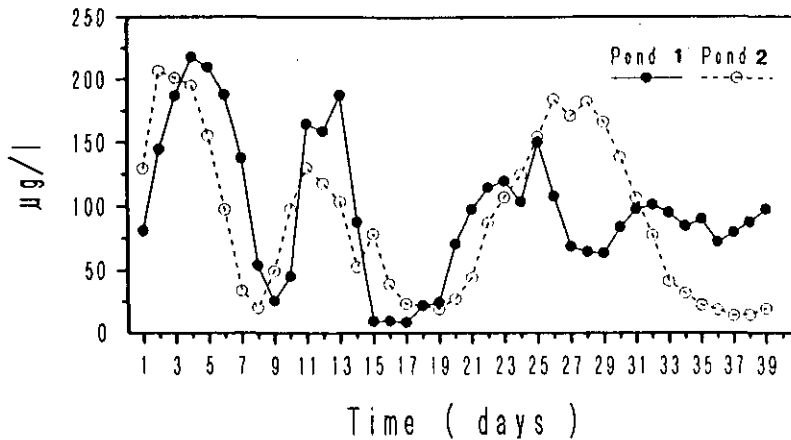


Figure 5 Chlorophyll a concentration ($\mu\text{g/l}$) in ponds No. 1 & 2

Regarding the dissolved free amino acids, the concentration showed a slight variations ranging from 1.5 to 4.6 $\mu\text{mol/l}$ with a small difference to the concentration of inflow water (Fig. 6).

This might indicate that DFAA utilization closely to the DFAA were released, therefore the dissolved amino acids neither accumulated nor disappeared appreciably compared to the changes of urea concentration. By examining the diel variation of DFAA (Fig. 7) it was noted that the peak of DFAA of about 5.5 $\mu\text{mol/l}$ occurred at 18:00 perhaps resulted from the release of DFAA during "sloppy feeding" of grazer zooplankton. During feeding, damaged

algae and release of dissolved organics from zooplankters contribute nutrients to the water, as observed for *Daphnia pulex* (Lampert 1978). This high concentration of DFAA in the evening were rapidly decreased to low concentration of about 3.5 $\mu\text{mol/l}$ by the early morning at 4:00 that might be due to the heterotrophic activity. During the morning and early afternoon the levels of DFAA remain exceedingly low. This may indicate that phytoplankton released a small amount of free amino acids during photosynthesis as explained by Sharp (1977). The magnitude of the night to day drop in DFAA was about 2 $\mu\text{mol/l}$ within < 6 h . This result agree well with that obtained in Baltic Sea by Mopper and Lindroth (1982).

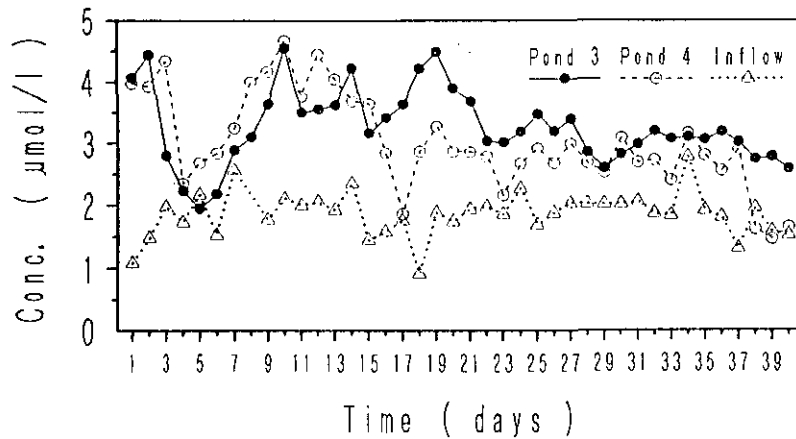


Figure 6 Concentration of dissolved free amino acids in ponds No. 3 & 4

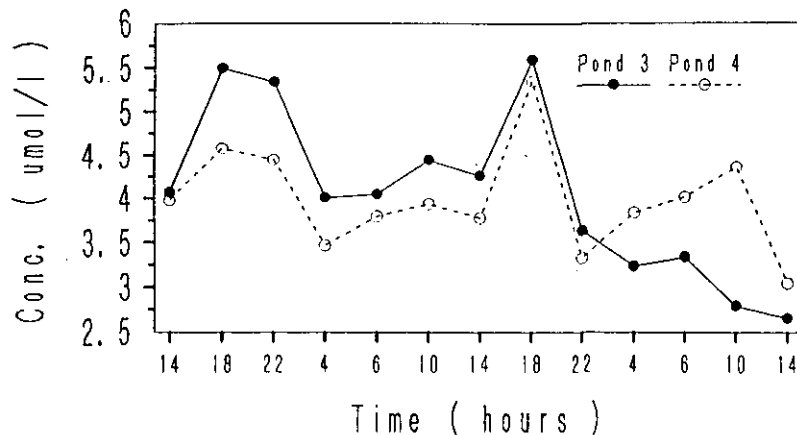


Figure 7 Diurnal variation of dissolved free amino acids from 6 to 8 August 1992 in ponds No. 3 & 4

4. CONCLUSION

The processes related to production of dissolved organic nitrogen in the water were the excretion of urea by zooplankton and the release of dissolved free amino acids during feeding activity of zooplankton.

REFERENCES

- Bidigare, R.R. (1983): Nitrogen excretion by marine zooplankton, p. 385 – 409. In E.J. Carpenter and D.G. Capone {eds.}, Nitrogen in the marine environment. Academic.
- Clements, L.J. and T.J. Hilbish (1991): Comparison of fluorescamine and o-phthaldialdehyde methods for measuring amino acid exchange in marine organisms. *Limnol. Oceanogr.* 36: 1463–1471.
- Lampert, W. (1978): Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 23: 831 – 834.
- Mopper, K. and P. Lindroth (1982): Diel and depth variations in dissolved free amino acids and ammonium in the Baltic Sea determined by shipboard HPLC analysis. *Limnol. Oceanogr.* 27: 336–347.
- Price, N.M. and P.J. Harrison (1987): Comparison of methods for analysis of dissolved urea in seawater. *Mar. Biol.* 94: 307–317.
- Rahmatullah, M. and T.R.C. Boyde (1980): Improvements in the determination of urea using diacetyl monoxime; methods with and without deproteinisation. *Clinica chim. Acta* 107: 3–9.
- Sharp, J.H. (1977): Excretion of organic matter by marine phytoplankton: Do healthy cells do it? *Limnol. Oceanogr.* 22: 381–399.
- Whitledge, T.E., S.C. Malloy, C.J. Patton and C.D. Wirick (1981) Automated nutrient analysis in seawater, 216 pp. Upton, N.Y.: Department of Energy and Environment (Brookhaven National Laboratory Formal Report No. 51398).

湖水中の溶存フミン物質

今井章雄¹・福島武彦² (¹水圏環境部, ²地域環境研究グループ)

1. はじめに

陸水中に溶存するフミン物質は極性を持つ、干し草色の疎水性有機酸であり、その起源は土壤腐植土、陸性及び水性植物に因ると言われている。フミン物質は、一般的に、陸水中の溶存有機炭素の15-80%を占める。近年、陸水中の化学的性質に果たす溶存フミン物質の役割が注目を集めている。その理由としては、フミン物質は：

(1) 金属を錯化し溶解させる (Schnitzer and Kahn 1972) ; (2) 農薬、炭化水素等の疎水性の高い有機化合物と結合し溶解させる (Carter and Suffet 1982 ; Landrum *et al.* 1984) ; (3) 浄水処理の塩素処理プロセスにおいて発生するトリハロメタンの前駆物質である (Montgomery 1985) , 等が挙げられる。また、その反応性から、微生物増殖必須金属の利用可能濃度、毒性金属及び化学物質の抑制発現濃度を大きく左右し、また、リンとも結合すると報告されており (Steinberg and Muenster 1985) , フミン物質の陸水生態系における役割も甚大と考えられる。

上記のようなフミン物質の関与する水環境問題に対処するために、陸水中に溶存フミン物質濃度を定量的に把握する必要がある。土壤中に存在するフミン物質量と比較して、陸水中の溶存フミン物質量は極めて小さく、その存在量及び濃度の測定は難しい。現在、非イオン性マクロポラス樹脂 (XAD-8, アクリルエステル) を用いた吸着法が有効な測定方法と言われている (Aiken 1985)。ここでは、XAD-8樹脂吸着法により求めた霞ヶ浦湖水の溶存フミン物質濃度及び季節変動について報告する。

2. 実験方法

【樹脂精製】 XAD-8樹脂を使用する場合、樹脂に由来する有機物のコンタミを最小限にするために樹脂を十分に洗浄精製しなければならない。XAD-8樹脂 (20-50メッシュ, Rohm and Hass) を 0.1 M NaOH 溶液中に24時間浸漬して不純物を抽出し上澄み液を捨てる。この操作を5日間連続して行った。次に、樹脂をメタノール、ジエチルエーテル、アセトニトリル、メタノールの順に、ソックスレー抽出装置を用いて24時間抽出した。精製し

た樹脂はメタノール溶液中に使用するまで入れておく。

メタノールスラリー状の樹脂を液体クロマトカラムに充填し、50 bed volume の脱イオン蒸留水でメタノールを洗い流した。次に、0.1 M NaOHから0.1 M HCl の順序で各々3ベッドボリュームの通水を3回を繰り返して樹脂を調整した。

【フミン物質濃度測定】 湖水としては環境庁国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設の取水塔の表面水を用い、1993年3月から採水を開始した。湖水は採取後、0.45- μm のメンブレンフィルターあるいは0.3- μm のグラスファイバーカートリッジフィルターにより濾過し、HCl でpH 2 に調整した。

溶存フミン物質として、カラム容量ファクター (樹脂に吸着される溶質量/溶存する溶質量) 50 の有機物が50%樹脂に捕捉されるように設定したXAD-8樹脂カラムで吸着され0.1 M NaOH で脱着するものと操作的に定義した。フミン物質のカラム容量ファクターは500-2000の範囲 (pH 2) であり、上記の設定条件において、溶存フミン物質は定量的に吸着分離できる。この定義に従い、濾過湖水 200 mLに対して XAD-8樹脂 3 mLのカラムを使用した。

測定手順を以下に記す：(1) 濾過湖水をXAD-8カラムに30 bed volume/hの流量以下で通水する；(2) 1 bed volumeに相当する液量の0.1 M HCl を通水する；(3) 3 bed volume に相当する容量の0.1 M NaOH を30 bed volume/hの流量以下で通水させフミン物質を溶脱する。湖水中のフミン物質濃度は0.1 M NaOH 溶液中のDOC濃度 \times (200 mL/NaOH 溶出容量 mL) からDOCとして求めた。3, 4, 5, 6月、及び7, 8, 9月の第4週の試料については2回測定した。測定値の差を平均値で除した値は平均値の10%以下であった。

上記の方法で分離したフミン物質溶液をHClでpH 1とし、24時間静置後、沈殿するものをフミン酸、沈殿しないものをフルボ酸とみなした。24時間静置前後のDOC濃度よりフミン酸とフルボ酸の存在比を算出した。良好なフミン酸とフルボ酸の沈殿分離を行うためには500 mg/L以上のフミン物質濃度が必要なため、湖水150-170 Lを

処理シフミン酸、フルボ酸を抽出分離する過程で実験を行った。

3. 実験結果及び考察

霞ヶ浦湖水のDOC 濃度及びXAD-8樹脂吸着法により求められたフミン物質濃度を図1に示す。湖水 DOCは 3.5 - 5.5 mg/L の範囲にあり、既報の値と概ね一致した。フミン物質濃度は0.7-1.2 mg/L の値をとり比較的安定した値を示したが、毎週測定を行った8月から9月にかけてはかなりの変動を呈した。一般的に、溶存フミン物質濃度は春から秋にかけての時期に最も低くかつ安定し、冬から春に顕著に増大する傾向がある (Tipping and Woof 1983)。10月以降、フミン物質濃度の大きな上昇が期待される。

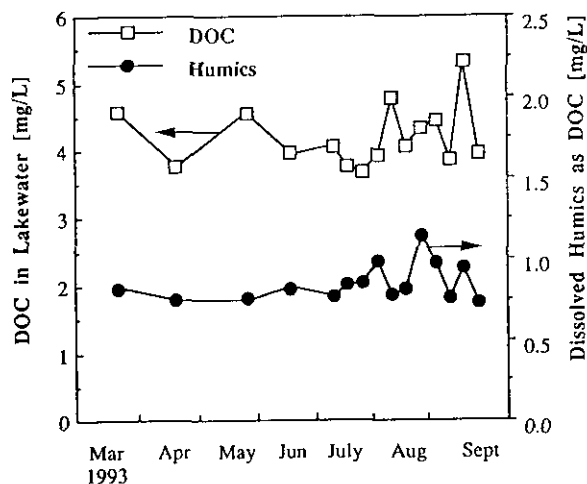


図1 霞ヶ浦湖水のDOC及び溶存フミン物質濃度

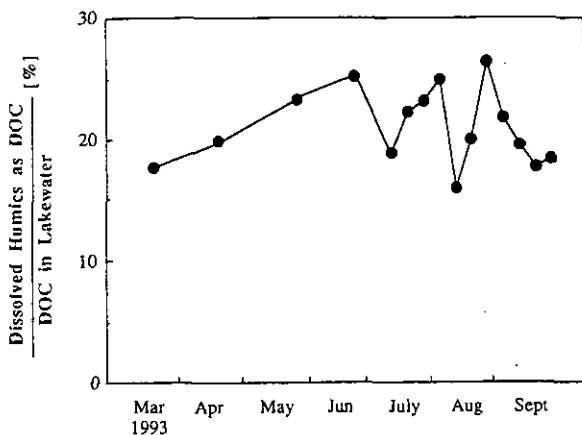


図2 DOC中のフミン物質の割合

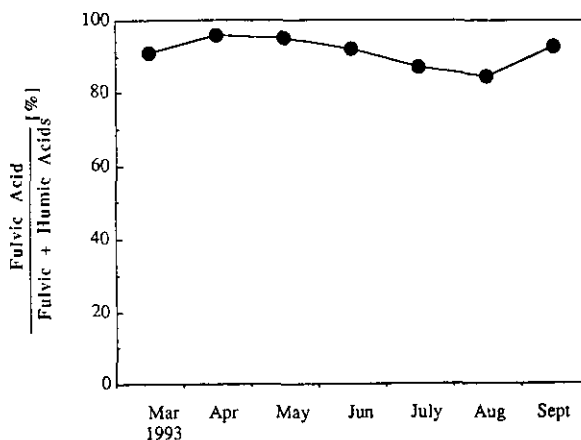


図3 溶存フミン物質中のフルボ酸存在比

図2に、湖水 DOC に占めるフミン物質の割合を表す。フミン物質は16-30%を占めた。フミン物質は、湖沼河川における溶存 DOC の15-50%を占めると報告されているおり、霞ヶ浦湖水は相対的に低いフミン物質濃度であると位置づけられる。pH 2 でXAD-8樹脂に吸着しない、例えば、蛋白質、アミノ酸等の塩基、及び中性塩である多糖類が多く存在するものと考えられる。従って、霞ヶ浦湖水中の有機物のうちかなりの部分は生分解可能であろうと推察される。

フルボ酸のフミン物質中の存在比を図3に表す。図より、明白に、フルボ酸が卓越して存在していることが確認できる。湖水中の溶存フミン物質の約90%は低分子フミン物質であるフルボ酸であった。色度の低い湖沼河川水の溶存フミン物質の90%はフルボ酸より成ると報告されており (Malcolm 1985)、図3の結果と整合する。また、この実験結果は、今後、霞ヶ浦湖水中のフミン物質に関連する研究を行う際には、低分子のフルボ酸に重点を置くべきであると示唆する。

4. まとめ

本研究により得られた結果を以下に記す：

- ◎霞ヶ浦湖水中の溶存フミン物質濃度は1 mg/L (DOC として) 前後であった。
- ◎溶存フミン物質は湖水DOC の16 - 30%を占め、相対的に低い濃度を示した。
- ◎フルボ酸は溶存フミン物質の約90%を占め卓越した。

参考文献

- Aiken, G. R. (1985) : Isolation and Concentration Techniques for Aquatic Humic Substances. In Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization. Aiken, G. R.; McKnight, D. M.; Wershaw, R. L.; MacCarthy, P., Eds., Wiley-Interscience, New York.
- Carter, C. W. and Suffet, I. H. (1982) : Binding of DDT to dissolved humic materials. Environ. Sci. Technol. 16, 735-740.
- Landrum, P. F., Nihart, S. R., Eadie, B. J., and Gardner, W.S. (1984) : Reverse-phase separation method for determining pollutant binding to aldrich humic acid and dissolved organic carbon of natural waters. Environ. Sci. Technol. 18, 187-192.
- Malcolm, R. L. (1985) : Geochemistry of Stream Fulvic and Humic Substances. In Humic Substances in Soil, Sediment, and Water : Geochemistry, Isolation, and Characterization. Aiken, G. R.; McKnight, D. M.; Wershaw, R. L.; MacCarthy, P., Eds., Wiley-Interscience, New York.
- Montgomery, J. M.(1985) : Water Treatment Principles & Design. Wiley-Interscience, New York.
- Steinberg, C. and Muenster, U. (1985) : Geochemistry and Ecological Role of Humic Substances in Lake water. In Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization. Aiken, G. R. ; McKnight, D. M.; Wershaw, R. L. ; MacCarthy, P., Eds., Wiley-Interscience, New York.
- Tipping, E. and Woof, C. (1983) : Seasonal variations in the concentrations of humic substances in a soft-water lake. Limnol. Oceanogr. 28, 168-172.
- Schnizer, M. and Kahn, S. U.(1972) : Humic Substances in the Environment. Marcel Dekker, New York.

農薬の霞ヶ浦における挙動と マイクロコズムを用いた生態系影響評価

高木博夫¹・橋本真理子²・稲森悠平¹（¹地域環境研究グループ，²東邦大学）

1. はじめに

近年農薬等の化学物質が河川や湖沼でしばしば検出されている。これらの化学物質は、微量ながらも水道水源への混入などの問題と共に藻類や微小動物等の生態系に影響を与え、これらの生態系のバランスが崩れることにより水質浄化能力等に影響を与えることも懸念されている。そのため、微量化学物質の挙動を明らかにすると共に、生態系に対する影響評価手法の開発を試みた。生態系に着目した影響評価試験の重要性は、指摘されているにもかかわらず、試験法の確立の困難性等からほとんど行われていない。水圏生態系のモデルシステムとしての標準マイクロコズム用い、農薬が水圏生態系に及ぼす影響を及ぼすかについて検討を行った。

2. 農薬の霞ヶ浦における挙動

2.1 方法

湖水の採水

場所 湖心，高浜入，小野川

期間 4月から9月まで週1回

分析方法

料水500mlをあらかじめコンディショニング操作を行ってある固相に通液し、固相を乾燥させた後、ジク

ロロメタンにより抽出を行いGC/MSを用いて定量分析を行なった。

固相：Excelpak SPE-GLF 500mg（横河アサヒカガミカ）

分析条件

GC/MS：QP1000

カラム：DB-5 0.25mm i. d. ×30m

カラム温度：50°C(2min)-15°C/min-200°C(2min)-20°C/min-250°C

注入口温度：200°C

2.2 結果

農薬の出現の可能性の高い連休明けの5月12日，19日，25日の高浜入りの試料について分析を試みたが、いずれの農薬も検出されなかった。小野川の7月21日の試料からは殺菌剤のIBPが検出された。その時のTICクロマトグラムを図1に、試料と標準物質のマスマスペクトルを図2に示した。

今回分析の都合上、固相に吸着させた状態で冷凍保存をおこない分析直前にジクロロメタン抽出を行っており、図1に見られる大きなピークはそれらの影響と見られる。また、全ての試料について定性、定量分析が終了していないのでそれらを分析する予定である。

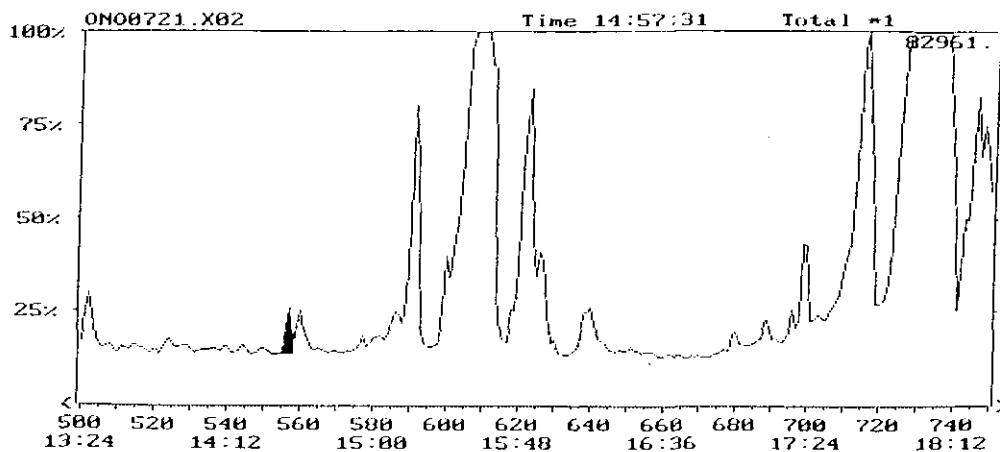


図1 小野川のTICクロマトグラム

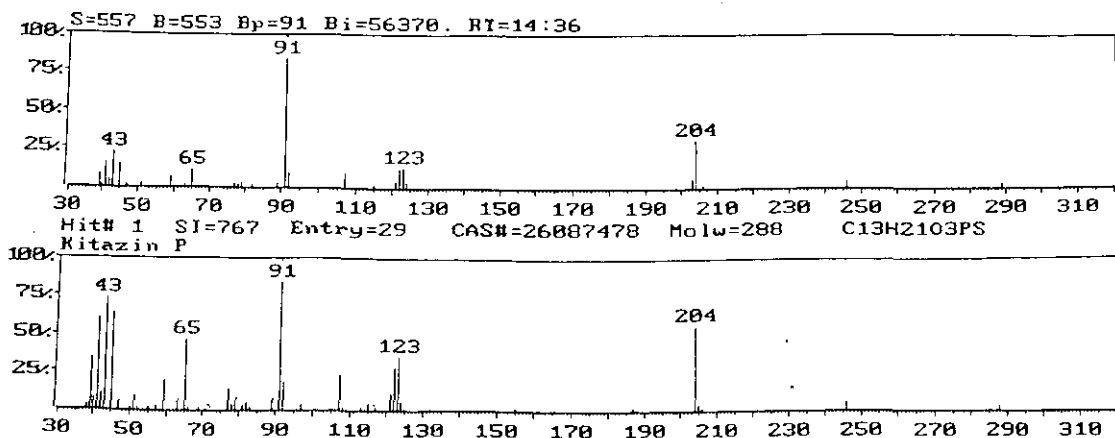


図2 IBPのマススペクトル

3. マイクロコズムを用いた農薬の生態系影響評価

3.1 方法

供試化学物質:

農薬として除草剤のシマジン (CAT), ペンチオカーブを用いた。また, 希釈溶媒にはメタノールを用いた。なお, シマジン添加濃度は0.08, 0.16, 0.32, 0.64, 1.28 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, ペンチオカーブ添加濃度は0.5, 1.0, 2.0, 4.0, 8.0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, メタノール添加濃度は農薬添加系, メタノール添加系とも0.32% (BOD換算で2,500 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) に統一した

供試マイクロコズム:

捕食者としての原生動物繊毛虫類*Cyclidium glaucoma*, 後生動物輪虫類*Philodina erythropthalma*, *Lepadella* sp. 及び後生動物貧毛類*Aeolosoma hemprichi*, 生産者としての緑藻類*Chlorella* sp. 及び糸状藍藻類*Tolypothrix* sp., 分解者としての*Pseudomonas putida*, *Bacillus cereus*, *Acinetobacter* sp. 及び*Coryneform bacteria*からなる標準マイクロコズムを用いた。この系は再現性のある安定した微生物生態系である。

培養法:

無機塩培地にポリペプトンを添加した培地200mlを300 ml容三角フラスコに入れ, 継代培養しているマイクロコズムを種として接種した後, 照度2,800lux (明12hr, 暗12hr), 25°C静置下で培養し, 定常状態となった16日目にシマジン溶液, ペンチオカーブ溶液及びメタノール溶液のみを別々に添加した。個体数の測定は培養開始後0, 2, 4, 7, 14, 16, 18, 20, 23, 27, 31日目に行った。

3.2 結果

- 1) 農薬の溶剤として用いるメタノール濃度を0.32%にした条件下では, 有機溶媒濃度がマイクロコズムの生物群の増殖抑制に影響を及ぼすことのないことが明らかとなった。
- 2) シマジン添加系においては, 0.08 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で生産者である *Tolypothrix* sp. に特異的に影響が見られ, 生態系の根幹をなす生産者に影響を及ぼす可能性のあることが明らかとなった (図3)。

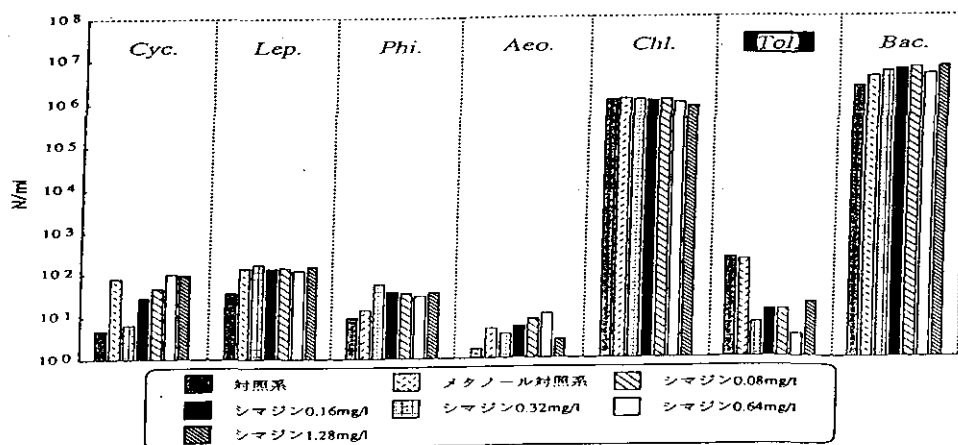


図3 シマジン添加後15日目の構成細菌, 微小動物および藻類の比較

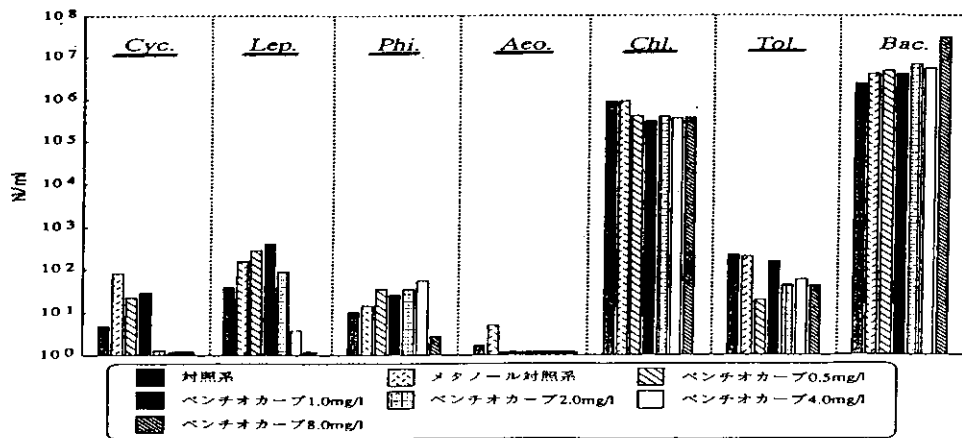


図4 ペンチオカーブ添加後15日目の構成細菌，微小動物および藻類の比較

3) ペンチオカーブ添加系においては、シマジンと同様に低濃度で *Tolypothrix* sp. に大きな影響が見られ、さらに $1.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ において、捕食者である *A. hemprichi* が死滅し、 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ において更に *C. glaucoma* が死滅し、 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ において *Lepadella* sp. にも影響が見られ、 $8.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ において *P. erythrophthalma* も影響が見られたが、分解者である細菌群はほとんど影響を受けなかった (図4)。

4) マイクロコズムを用いた試験により、農薬の種類によって生態系の構成生物に及ぼす影響は異なること、環境基準の値程度では生態系は影響を生じない可能性は高いが、更に蓄積性等を含めた検討を行う必要のあることが示唆された。

生物活性炭流動床パイロットプラントによる 霞ヶ浦湖水の高度処理

金 周永¹・近山憲幸²・橋本貴行³・高木博夫⁴・稲森悠平⁴

(¹東北大学, ²日立化成テクノプラント, ³筑波大学, ⁴地域環境研究グループ)

1. はじめに

湖沼内に生息する多数の原生動物、後生動物、細菌、藻類は、水質の改善に様々な形で関与している。現在湖沼の水質は悪化しているとはいえ、多方面に利用が先行していることから、とくに上水源として利用する場合効率のよい処理方法を見いだすことが望まれている。水質改善の方法の一つとして微生物固定化法としての生物活性炭処理法、接触酸化処理法が注目されている。生物活性炭は通常の活性炭に比べ、対象とする汚濁物質の除去効率が良いこと、難分解性物質の除去に有効であること、長期的安定性が得られること、経済効果が図れること、また接触酸化処理法はアオコ等、懸濁性有機物質の分解除去の点において優れていることが知られている。本研究では、細菌類、鞭毛虫類および繊毛虫類等の原生動物、輪虫類および貧毛類などの微小後生動物が微生物固定化法において藻類、微量化学物質、溶存有機物質などの分解除去にどのような役割を果たしているのか、また低濃度汚濁湖沼水の処理における細菌類の役割および各種汚濁因子に対する活性炭の処理能力を見出すこと、さらに、浄水処理プロセスにおける生物活性炭法の有効な活用法の比較評価を行うことを目的としてパイロットプラントスケールの装置を用いて検討を行った。

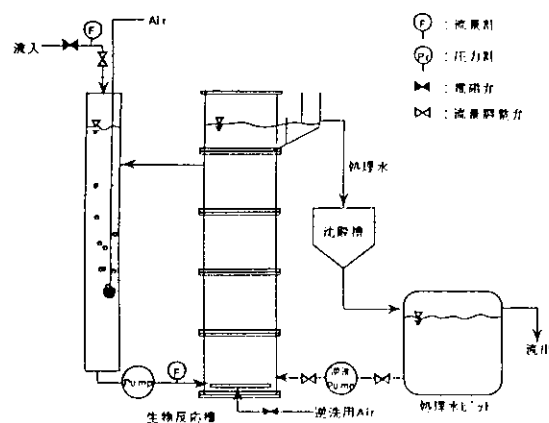
2. 実験方法

(1) 活性炭の洗浄

クレハ活性炭をカラムに10kgずつ充填し、4m³の処理水を用い5回にわけて活性炭の脱気と洗浄を行ったあとに実験を開始した。

(2) 流動床

クレハ活性炭を10kgずつ3つのカラムに各々に充填し、HRTを30分、1時間、2時間にし、各槽とも膨張率を3倍(50l・min⁻¹)に設定して行った。なお、活性炭の洗浄と余剰の生物膜脱離のため自動逆洗装置を組み込んだ(図1)。



実験装置の概要

名称：汚濁湖沼浄化パイロットプラント実験装置
 装置の概略寸法：1,200W×2,700L×2,100H
 HRT(hr):0.5,1.0,2.0
 活性炭：クレハ活性炭
 活性炭の膨張率：3倍(線速度：42m/hr)
 活性炭の比表面積：1,000m²/g
 活性炭の充填量：10kg

流動槽

材質：PVC
 寸法：300φ×2,000H
 反応容積：110L

O₂供給槽

材質：PE
 寸法：φ150×2000H
 容積：35L

図1 パイロットプラントの生物活性炭流動床処理装置

(3) 測定項目

測定項目としてはTOC, DOC, COD, SS, Chl-a, E-260, pH, 濁度, 水温の他に、担体に付着した細菌と反応槽の浮遊性細菌, 微小動物の観察を行った。TOC, DOCは島津 TOC-500 アナライザー, CODは過マンガン酸カリウム法, Chl-a は Beckman Du-7 Spectrometer (ユネスコ法), E-260 は, 島津 UV-150-02 Double-beam Spectrometer, pH, 濁度, 水温は, TOA Electronics Ltd WQC-20Aを用いて測定した。微小動物の観察については各流動床内の活性炭4mlを注射器を用いて遠沈管にとり, 原水のろ過滅菌水6mlを加え1分間振とうし, そのサンプルを光学顕微鏡を用い, 微小動物の種類とその数を測定した。同時に活性炭の表面を光学顕微鏡で観察した後, それぞれ

をSS分1mg当たりの個体数に換算した。細菌は振とうしたそのサンプル1mlを分取し、メンブランフィルターを用い吸引ろ過し、フィルターを0.02%アクリジンオレンジで1時間染色し蛍光顕微鏡を用いて全細菌の数を計数した。なお、細菌数はSS分1mg当たりにおける細胞数で評価した。

3. 結果および考察

(1) 生物活性炭流動床の最適操作条件の選定

実験開始後約4ヶ月間は、原水の平均Chl-a濃度は約 $20\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、SSは $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-CODは $8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、TOCは $4.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、D-CODは $6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、DOCは $4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、pHは7.5~8.5の間で変動していた(図2)。一方、運転開始後約3ヶ月でSSが反応槽中に多量に蓄積され、処理水質が悪化する問題が発生した。しかし、逆洗を行い余剰生物膜を剥離することにより改善可能なことがわかった。なお、この問題を解決するためには、流動床といえども逆洗の必要性があると考えられた。HRT2時間とHRT1時間のChl-a、SS、E-260は除去率が約50%以上で、TOC、DOC、T-COD、D-COD等は約40%以上の除去率を示した。除去率と滞留時間を比較すると、HRT1時間とHRT2時間ではChl-a、TOCの場合ほぼ同じ値を示したが、DOC、E-260、SSでは約10%以下の除去率の差が見られた(図3)。HRT30分と1時間とを比較すると、HRT30分の

方が全体的に約15~20%程度低い値を示した。この結果と経済性等を考慮したところ、HRT1時間が適正であると判断された。

(2) 生物活性炭流動床のHRTと生物相の変動

実験開始後約1週間でHRTの違いにも係わらず自己造粒が起こった。この時、生物活性炭上に出現した微小動物を分類した結果、原生動物では、鞭毛虫類が10種、肉質虫類12種、繊毛虫類17種であり、後生動物では輪虫類6種、貧毛類のAeolosomaと線形動物1種であった。その中でも、出現頻度の高かったものは、鞭毛虫類のMonas属、繊毛虫類のVorticella属、Epistylis属、Stentor属、後生動物として輪虫類のPhilodina属であった(表1)。

HRTによる原生動物の個体数は、HRT30分では約 $420\text{Cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 、HRT1時間では約 $150\text{Cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 、HRT2.0では約 $120\text{Cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ であり、一方、後生動物の個体数はHRT30分では約 $45\text{Cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 、HRT1時間では約 $25\text{Cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 、HRT2時間では約 $20\text{Cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ であり、個体数はHRTの短い系で多く、長い系で少ない傾向が見られた。これは、HRTが短い系では汚濁湖沼水に含まれる藻類等の微小動物にとっての食物源が豊富となり増殖が促進され、かつ自己造粒により微小動物の流出量が防がれ個体数が高く維持できたのに対し、HRTが長い系では流入食物源が少なく増殖量が低下したことを意味するものである(図4、5)。

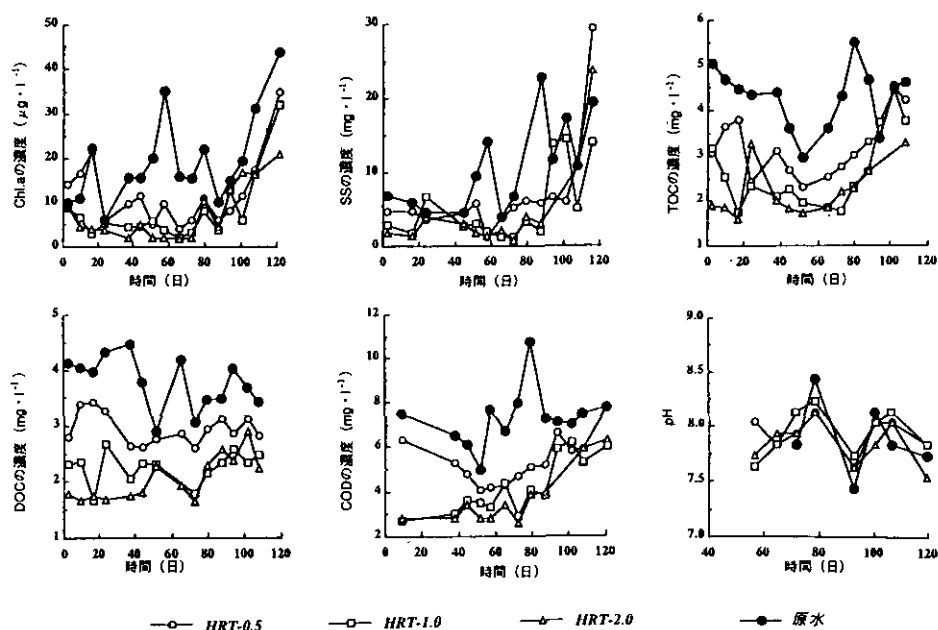


図2 各種水質項目における原水および処理水の変動

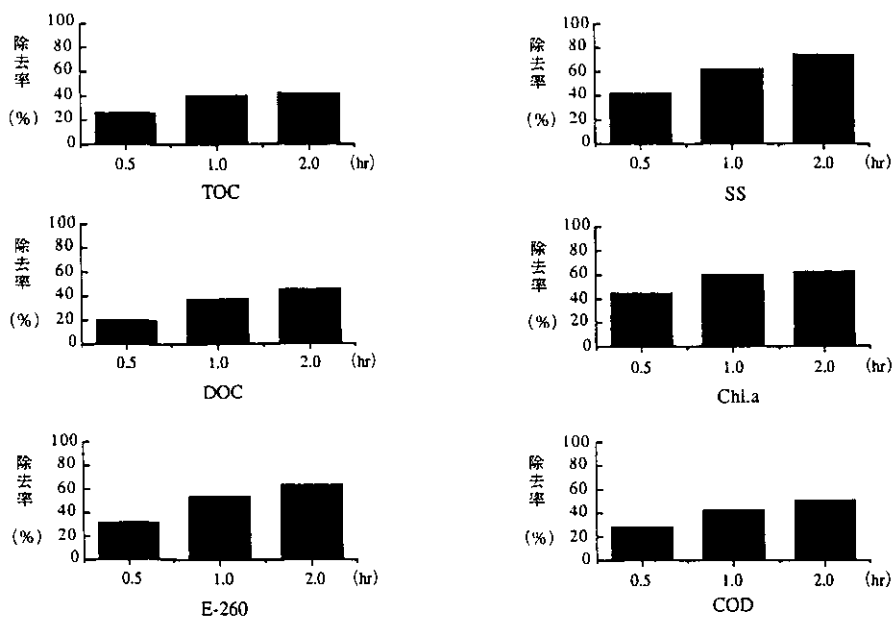


図3 各HRTにおける水質項目の除去率平均値

表1 生物活性炭反応槽内に出現した微小動物類

原生動物(Protozoa)	
鞭毛虫類(Mastigophora)	
<i>Pleuromonas</i>	<i>Euplotes</i>
<i>Petalomonas</i>	<i>Cinetochilum</i>
<i>Monas</i>	<i>Pleuronema</i>
<i>Entosiphon</i>	<i>Lacrymaria</i>
<i>Bodo</i>	<i>Vorticella</i>
<i>Peranema</i>	<i>Epistylis</i>
<i>Codosiga</i>	<i>Campanella</i>
<i>Anisonema</i>	<i>Trachelophyllum</i>
<i>Cryptomonas</i>	<i>Stentor</i>
unknown <i>Fragellata</i>	<i>Carchesium</i>
	<i>Placus</i>
	<i>Pyxicola</i>
肉質虫類(Sarcodina)	
<i>Amoeba</i>	
<i>Actinophrys</i>	
<i>Striamoeba</i>	
<i>Cochliopodium</i>	
<i>Mayorella</i>	
<i>Trochilia</i>	
<i>Euglypha</i>	
<i>Ditlugia</i>	
<i>Pyxicda</i>	
<i>Centropyxis</i>	
<i>Pyxicda</i>	
<i>Arcella</i>	
繊毛虫類(Ciliate)	
<i>Litonotus</i>	
<i>Cyclidium</i>	
<i>Chilodonella</i>	
<i>Aspidisca</i>	
<i>Trochilia</i>	
後生動物(Metazoa)	
輪虫類(Rotifera)	
<i>Colurella</i>	
<i>Lecane</i>	
<i>Monostyla</i>	
<i>Philodina</i>	
<i>Cephalodella</i>	
<i>Euclanis</i>	
貧毛類(Oligochaeta)	
<i>Aeolosoma</i>	
線形動物	
<i>Nematoda</i> (線虫類)	

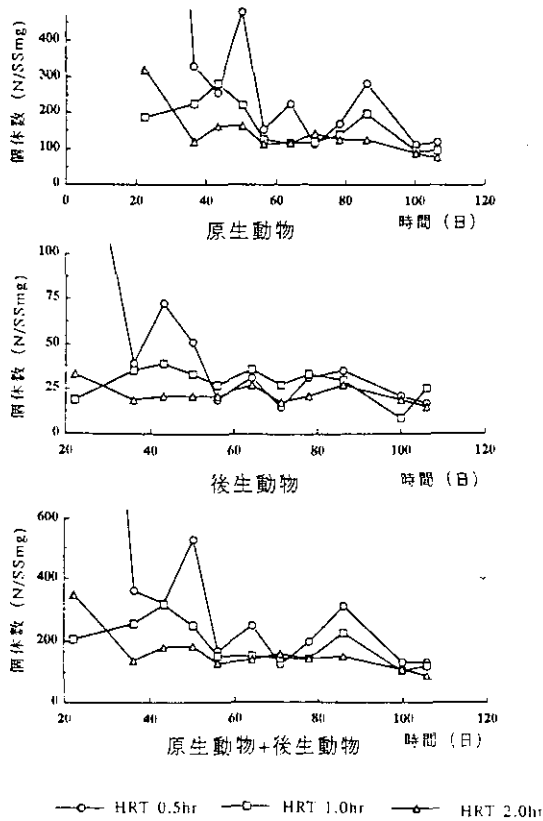


図4 各HRTにおける微小動物の変動

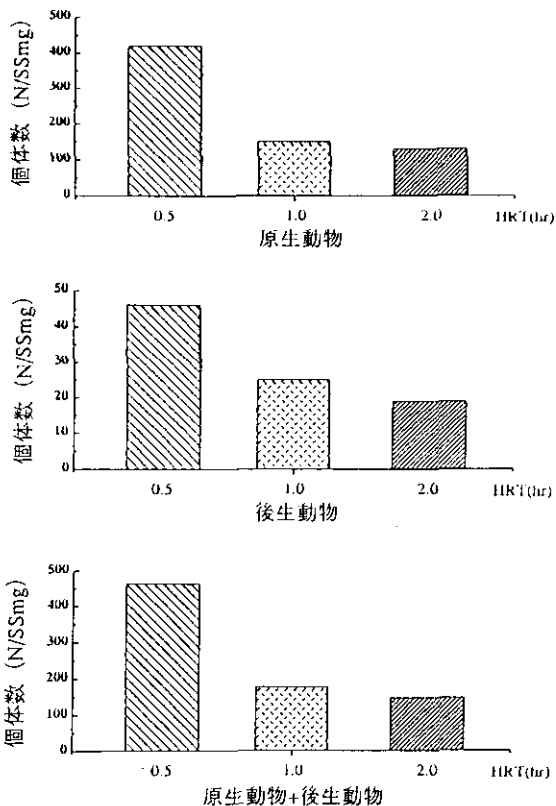


図5 各HRTにおける微小動物の平均出現個体数

一方、付着性、凝集性細菌はHRTに係わらず、全体的に約 $10^7 \sim 10^8 \text{ Cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ であった(図6, 7)。この

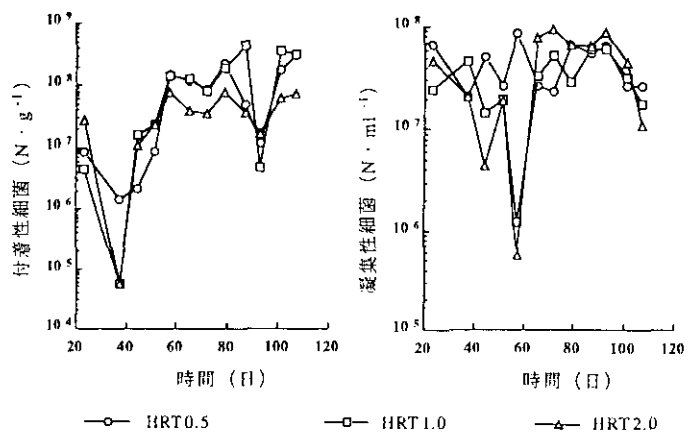


図6 各HRTにおける付着・凝集性細菌の変動

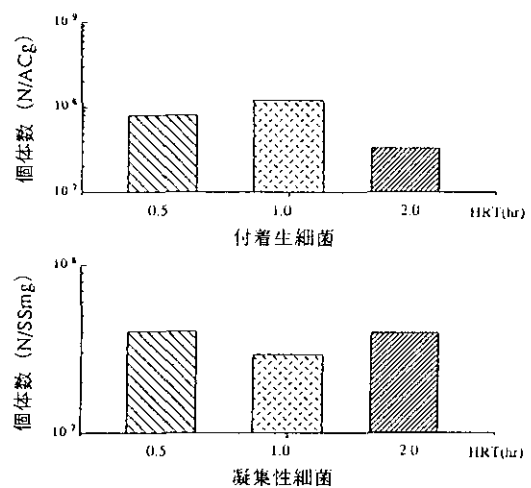


図7 各HRTにおける微小動物の付着性・凝集性細菌の平均出現個体数

ことから考えられることは、通常の生物活性炭流動床は生物膜の形成が遅く、膜の厚さも薄いため、微生物の付着・増殖が起これにくい、自己造粒が起これば微生物の生息の場が形成され微生物の安定した定着・分解が効果的に機能可能になるものと考えられた。

4. まとめ

- (1) パイロットスケール生物活性炭流動床法で汚濁湖沼水を処理する上で水理学的滞留時間は1時間が効率的であった。
- (2) 生物活性炭流動床法では実験開始後約1週間でHRTの違いにも係わらず自己造粒が起こった。
- (3) 微小動物の個体数は高まること、更に自己造粒の形成により微小動物の個体密度を高く維持できることがわかった。

II. 特別湖沼セミナー

水草の物質代謝

中島拓男（滋賀県琵琶湖研究所）

1. はじめに

水草はいうまでもなく湖沼の生態系で重要な生物である。水草帯はさまざまな機能を有している。その中で、多種多様な生物の生息場所としての機能が最も大切であると考え、社会的には水草帯がもつ浄化機能に対する期待が大きいのも事実である。

水草帯の浄化に関する研究が多く行われてきているが、水草の中でも沈水植物帯の浄化の研究は比較的少ない。琵琶湖では、水草帯のかなりの面積を沈水植物帯が占めており、その2/3程が外来種であるコカナダモの群落から成り立っている。このような理由から、コカナダモを中心とした沈水植物に関する分解過程および、浄化機能を考える上での問題点を考察する。

2. 琵琶湖における沈水植物の分布

1986-87年に行われた調査では23種の沈水植物が見いだされている。この数はそれまでに報告されている出現種数より10種程少ない（浜端，1991）。

北米原産のコカナダモは1960年代にはすでに琵琶湖で大増殖している。その後オオカナダモにとってかわられた時期もあったが、ここ数年以上は再びコカナダモが優占している状況が続いている。コカナダモは在来種と異なり、夏以降に下部が切れ、流れ藻となって岸に大量に漂着する。そのため、景観の悪化、腐敗臭、また船舶の航行障害といった問題を引き起こしている。滋賀県では毎年、多額の費用を投じてコカナダモの刈り取り除去を行っている。

コカナダモは水深3m以深の湖岸に大群落を形成している場合が多い（浜端，1991）。3mより浅い所にはクロモ、センニンモといった在来種が占めている。

3. コカナダモの成長と生体成分

琵琶湖の8地点からコカナダモを採集してC、N、Pを測定した結果、炭素は370-390mg/gとサンプル間でほとんど差がなかったがNとPは2倍ほどの差があった。表1に、他の湖で得られている測定値との比較を示した。C含量ではそれほど差がないが、NとPに

表1 コカナダモのCNP含量

	C(mg/g)	N(mg/g)	P(mg/g)	C/N	C/P	N/P	文献
琵琶湖	376	27.0	2.60	16.8	420	24.0	
諏訪湖	380	34.9	3.70	13.0	272	20.0	1)
諏訪湖	395	45.2	3.06	10.2	333	32.7	2)
霞ヶ浦	347	35.0	5.40	11.3	166	14.7	3)

1) 八木(1967), 2) 桜井・渡辺(1973), 3) 桜井他(1973)

については諏訪湖と霞ヶ浦のコカナダモに多く含まれている傾向があるようである。

Cu、Znについても諏訪湖より琵琶湖のコカナダモの含量は著しく低い。これらは、コカナダモの生体成分は成育環境に影響されていることを示唆している。

炭水化物の組成ではグルコースが最も多く次にガラクトースが多く、その他の糖類は少ない。アミノ酸ではグリシンとグルタミン酸が最も多く含まれている。

コカナダモの成長に伴う生体成分の変化として特徴的な点は、Cについては葉で僅かな増加が見られるものの茎と根ではほとんど不変であること、根のP含量はほとんど変わらないが、根のN含量、茎や葉のN、P含量はかなり変化することである。炭水化物組成は最も顕著な変化を示す。すなわち、成長初期では根、茎、葉各部の最も多い成分はガラクトースであるが、成長後期には葉および茎のグルコース含量が著しく増加し、特に茎では70%を占めるようになる。根ではこのような変化はなくガラクトースのほうが多く含まれる。

4. コカナダモの分解過程

コカナダモの分解速度に水温および照度が大きな影響を及ぼす。暗条件では、30°Cで分解させた場合30日ほどで80%が分解したのに対し、20°Cでは約70日を要した。10°Cでは著しく分解速度が低下し、90日でも60

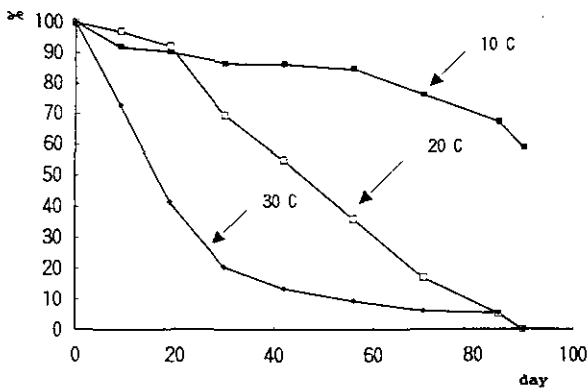


図1 コカナダモの重量変化(暗条件)

％が残存している(図1)。各温度とも分解した水草の窒素成分の約50％が水中に回帰し、30および20℃では硝酸態、10℃ではアンモニア態で存在する。これに対しリンの回帰量は10℃より20と30℃で多い。このため、分解過程で回帰してきた栄養塩のN/P比は10、20、30℃でそれぞれ57、24、28であった。

明条件では分解速度が遅くなり、1600ルクスの光を12時間当たった条件では逆に重量の一時増加が見られた。水温が低い場合、さらに分解速度の低下が見られた。これらの結果から、琵琶湖において水温が低下する秋以降のコカナダモの分解はかなり遅いことが予想される。

1989年の9月から11月まで、琵琶湖北部にある大浦湾に漂着したコカナダモの水質に及ぼす影響を調べた。この漂着コカナダモは1.5mの厚みをもって岸から30m以上に及んでいたが、11月の終わりにはほとんど表層には見られず湖底に沈んでいた。開水面とくらべ、NO₃-N、NH₄-Nが高い場合が見られたが、常に高い値は示していなかった。溶存の炭水化物は水草の中で最も高濃度であった。組成比を見るとグルコースの割合はそれほど高くなく、すでにバクテリアに分解された後の有機物組成(Ochiai and Hanya, 1980)に近かった。

先にふれたように、コカナダモに含まれる炭水化物のうち多くはグルコースである。コカナダモを実験室で分解させて溶存有機物中の炭水化物組成を調べると分解の過程によらずグルコースの割合はそれほど高くなく、バクテリアによってグルコースは速やかに利用されることがわかる(表2~4)。

表2 水草分解過程における構成成分(炭水化物)の変化(葉部分)

	0 day	8 day	16 day
POC (mg/g)	413	381	351
PCHO-C(mg/g)	47.3	47.7	36.0
	%		
RHAMNOSE	4.3	6.3	8.4
FUCOSE	0.9	1.6	1.9
RIBOSE	0.0	0.0	0.0
ARABINOSE	6.9	11.2	15.7
XYLOSE	5.1	8.8	12.0
MANNOSE	3.4	4.8	6.0
GALACTOSE	13.9	15.7	20.7
GLUCOSE	65.5	51.5	35.3

表3 水草分解過程における構成成分(炭水化物)の変化(茎部分)

	0 day	8 day	16 day	23 day	39 day
POC (mg/g)	397	379	384	418	414
PCHO-C(mg/g)	130	164	125	65.1	27.1
	%				
RHAMNOSE	1.5	1.2	2.2	3.9	6.7
FUCOSE	0.2	0.2	0.4	0.8	3.1
RIBOSE	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ARABINOSE	1.3	1.2	2.6	4.7	16.3
XYLOSE	1.5	1.2	2.7	2.9	5.8
MANNOSE	1.5	1.0	1.9	4.4	16.0
GALACTOSE	3.1	2.4	5.3	6.7	20.0
GLUCOSE	90.9	92.8	84.9	76.7	32.1

表4 水草分解過程における溶存有機物の変化

	0 day	8 day	16 day	23 day	39 day
DOC (mg/g)	4.65	5.72	-	7.03	6.50
DCHO-C(μg/l)	53.5	64.2	93.3	139.7	120.2
	%				
RHAMNOSE	17.5	19.1	16.8	19.5	19.2
FUCOSE	17.4	16.7	14.0	13.3	11.8
RIBOSE	1.1	2.0	2.5	2.4	2.1
ARABINOSE	9.2	11.8	12.2	13.4	12.5
XYLOSE	11.2	8.4	11.0	8.0	9.7
MANNOSE	11.7	10.8	12.4	10.1	14.5
GALACTOSE	12.6	13.8	13.7	10.4	9.1
GLUCOSE	19.2	17.4	17.4	22.8	21.1

5. 浄化の機構を明らかにするためには?

浄化は価値感がいっている言葉である。したがって、湖沼の利用形態の違いによってその定義は異なってくるであろうが、一般的には栄養塩、有機物あるいは有害物質を除去する働きがいわれている。沈水植物帯に限っていると、浄化機能があるのかないのかまだ不明確の状態にある。複雑な相互作用があるうえに開放性が強いことがその原因となっている。浄化の実態を明らかにするうえで以下の点が重要となろう。

1) 水の動き, 交換性

水の動きは生物活性に影響を与え, 沖帯の水との交換を促進する。また, 底泥の攪乱, 輸送を引き起こすために最も重要な要素の一つである。しかし, いままで十分な計測が行われていない。近年の物理計測技術の発展はめざましいものがあり, 今後, 水草帯での水の動きが明らかにされることが期待される。

2) 水草による栄養塩吸収

水草が栄養塩を葉や茎の植物体から吸収するのか, 根から吸収するのか議論されてきた。根が底泥から吸収するのであれば, 水草が分解されることによって結果的に底泥から栄養塩が負荷されることになる。同位体を使った実験では, 窒素では季節によって根からの吸収の寄与率は大きく変化する (Caffery and Kemp, 1992) が, リンは根から吸収される量がほとんどである (Briston and Whitcombe, 1971, Carignan, 1980, Smith and Adamus, 1986)。植物体からの栄養塩の放出は少ない (Barko and Smart, 1981, Smith and Adamus, 1986) といわれるが, 水草が枯れて栄養塩が回帰するので, このことは, 水草はそのポンプアップ効果で水中に栄養塩を負荷する働きをもっていることになる。ただし, 水中根の寄与に関してはまだ不明である。

3) 底泥の物質代謝 (回帰, 脱窒)

どの深さから栄養塩が回帰してくるのか, 水草の根がどの深さの栄養塩を吸収しているのかを知ることは, 水草のポンプアップ効果を評価するうえで必要である。残念ながら底泥からの栄養塩の回帰量と水草の影響に関してはほとんど研究されていない。

脱窒をはじめ底泥の微生物活性を水草が促進することは知られている。CafferyとKemp (1992) によると底泥から消失した窒素の75%が脱窒で, 25%が水草による吸収であった。

4) デトリタス食物連鎖

水草帯はデトリタスフードウェブが発達している。原生動物が存在することにより, デトリタスの分解が促進され (Fenchel and Jorgensen, 1977), また, バイオマスがふえることで溶出する栄養塩も少なくなる。ヨシ帯の浄化に期待する場合, ヨシの刈り取りが盛んに行われているが, デトリタスの貴重な供給源であることも忘れてはならない。

5) 水鳥による摂食

沈水植物を直接餌として利用できる生物は少ない。琵琶湖の場合, 水草を餌とする水鳥が冬に多く飛来する。糞分析から何種類かの水草を摂食していることが確認された。水鳥による有機物, 栄養塩除去量がどの程度あるかは今後の課題である。

参考文献

- Barko, J. W. and R. M. Smart (1981): Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquat. Bot.* 10. 339-352.
- Briston, J. M. and M. Whitcombe (1971): The role of roots in nutrition of aquatic vascular plants. *Amer. J. Bot.* 58 8-13.
- Carignan, R. (1980): Phosphorus sources for aquatic weeds: water of sediments? *Science* 207. 987-989.
- Caffery, J. M. and W. M. Kemp (1992): Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.* 37. 1483-1495.
- Fenchel, T. M. and B. Jorgensen (1977): Detritus food chains of aquatic ecosystems: The role of bacteria. In (M. Alexander, ed.) *Advances in microbiology*. 1, 1-94. Prentice Hall, New York and London.
- 浜端悦治 (1991): 琵琶湖の沈水植物の分布と地域区分. 琵琶湖研究所プロジェクト研究報告書. 35-46.
- Ochiai, M. and T. Hanya (1980): Changes in monosaccharide composition in the course of decomposition of dissolved carbohydrates in lake water. *Arch. Hydrobiol.* 90 257-264.
- 桜井善雄・林一六・渡辺義人・天白精子・大橋通成 (1973): 水生植物, 霞ヶ浦生物調査報告書 (建設省霞ヶ浦工事事務所). 78-148.
- 桜井善雄・渡辺義人 (1973): 諏訪湖の水生植物. JIBP-PF 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究経過報告. 第5号. 1-4.
- Smith, C. S. and Adams, S. (1986): Phosphorus transfer from sediments by *Myriophyllum spicatum*. *Limnol. Oceanogr.* 31 1312-1321.
- 八木 博 (1967): 諏訪湖水生植物の化学成分 (諏訪湖陸水学資料II). 陸水雑. 28 64-67.

琵琶湖国際共同観測 (BITEX-93) を終えて

熊谷道夫 (滋賀県琵琶湖研究所)

1. 背景

1993年8月21日から9月16日まで、わが国最大の湖である琵琶湖において、琵琶湖国際共同観測 (BITEX-93) が開催された。BITEXとは、Biwako Transport EXperiment の略であり、湖内における流動や波動に伴う栄養塩やプランクトンなどの輸送・混合過程を明らかにしようというものである。

この共同観測は、科学技術庁から滋賀県が委託されている生活・地域流動研究「琵琶湖を場とした湖沼環境観測および水質改善技術の高度化に関する研究」の一環として実施されたもので、本研究で開発された新しい機器や技術、海外から持ち込まれた先端的な計測機器などを駆使して、従来、計測することが困難であった物理・化学・生物の境界領域の壁を打ち破ることを目的として実施された。

参加したのは、学生やアシスタントを含めて海外から7カ国12機関37名、国内から27機関140名の、計177名であった。陸水学研究の分野でこのように多くの参加を得て長期間実施した共同観測は、世界ではじめてのことであった。

1990年9月に西オーストラリア大学CWR所長のヨルク・インバーガー教授が来日し、琵琶湖研究所と共同で小規模な観測を行った。ちょうど台風の通過後であったので、琵琶湖では大きな内部波が発生しており、興味深いデータを取得することができた。特に、CWRで開発されたマイクロ・ストラクチャー・プローブを用いて計測した水温の微細構造から、湖面および湖底の境界層付近の混合状態が明らかになり、それまでよくわからなかった境界層研究のあらたな展開が期待された。また、内部波に伴う物質の水平輸送が、植物プランクトンのような微小生物の増殖等に大きな影響を与えているのではないということも推察された。このように、強風や降雨などの急激な気象変動によって引き起こされる湖内の物理的な流動や波動が、水質変動や微小生物の生態系に及ぼす影響を正しく計測し、評価することが、近年、世界的にも強く求められている。

上記のような経緯を踏まえて、CWRと琵琶湖研究所が主催して大規模な共同観測を実施しようという計画が立てられ、具体化に向けての検討が始まったのが琵琶湖国際共同観測の直接的なきっかけである。その後、国内外の研究者への呼びかけを行い、琵琶湖研究所を中心にして準備会議等を実施してきたが、それらの詳細については表1にまとめてある。

表1 準備会議等の記録

1990年	9月	インバーガー教授来日 琵琶湖で共同観測
1991年	6月	熊谷, CWR 訪問
	11月	インバーガー教授来日 日本陸水学会でシンポジウム
1992年	5月	第1回国内準備委員会
	6月	第2回国内準備委員会 第1回国際計画委員会 (大津)
	8月	第1回国際ワークショップ (バルセロナ SIL にて)
	9月	第1回予備観測
	10月	地域流動研究全体会議
1993年	1月	第3回国内準備委員会
	3月	ピンセント教授来日 第1回国内実行委員会
	4月	第2回国内実行委員会
	5月	第2回国際計画委員会 (ホノルル) 第3回国内実行委員会
	6月	第2回予備観測 第4回国内実行委員会
	7月	第5回国内実行委員会
	8月	公開シンポジウム

さて、琵琶湖における湖内研究の課題は、琵琶湖研究所が設立されてからの10年間に於いて、かなり絞り込まれてきているが、大きく分けると、(1)表水層における植物プランクトンの異常増殖、(2)北湖湖底環境の悪化、を挙げることができる。ともに、いくつかの研究機関が継続的な調査研究を実施してきているが、乗り越えることができない壁に突き当たっているのが現状である。このことは、おそらく沿岸海洋においても同様なことが言えるであろう。

琵琶湖国際共同観測では、各参加者からプロポーザルを提出してもらうとともに、1992年6月と1993年5月に国際計画委員会を開催して、物理学と生物地球化学の計測手法の調整を時間をかけて行った。このことは、我々が直面している研究の壁が、物理学と生物地球化学との間の相互理解が十分でなかったことに起因しているとの反省にたつて実施したものである。特に、物理的時空間スケールと生物地球化学的時空間スケールとの突き合わせを行った。すなわち、異なった分野に所属する研究者同士が共同研究を行うための、共通の「ものさし」を用意した。このような議論を時間をかけて行ってきたことが、従来の共同研究とはひと味異なった取り組みを可能にしたのではないかと考えている。

海外からの研究者グループを受け入れるために、国内の研究者グループの組織化と役割分担も行った。そのために、国内実行委員会を組織し、月1回の作業部会を開催した。この作業部会が、実質的には国内における研究者の横つなぎと情報交換の場となった。また、研究テーマの絞り込みと実際の人・物の移動を把握するために、1992年9月と1993年6月に2回の予備観測を行った。

琵琶湖国際共同観測は、科学技術庁と滋賀県がスポンサーとなって実施してきたわけであるが、同時に、一般市民への情報提供の必要性も指摘されていた。そのために、共同観測に先だつて、公開シンポジウムも開催した。

2. 共同観測の概要

2.1 シナリオの作成

西オーストラリア大学CWRは、回転模型実験の結果に基づいて、(A1)台風などの強風が吹けば、北湖に内部ケルビン波が励起され、それに伴い北湖の深層水が南湖に侵入する。(A2)南湖に侵入した水が北湖に逆流するとき、内部変形半径が湾口のスケールの渦が形成され、北湖全域に広がる。という地球力学的なシナリオ

を提示した。

これに関連して生物地球化学的なシナリオを提示したのは、カナダのラバル大学のグループであった。その後、琵琶湖の実態に合うように、名古屋大学のグループによって修正されたシナリオは、以下のとおりである。

(B1)南湖に侵入した北湖深層水は、南湖に栄養塩の供給に行き、結果として藍藻類であるミクロキステスが増殖する。(B2)南湖から北湖に逆流する際、南湖起源の植物プランクトンを北湖に輸送するが、それらは、すぐに死滅して深層水に沈降するか、表水層で分解して再利用されるか、体内の栄養塩を利用して生き残るかのいずれかである。

さらに、京大大学生態学研究センターと琵琶湖研究所は、水平輸送と鉛直混合について次のようなシナリオを考えた。(C1)北湖において、水平シアー流が卓越すれば、植物プランクトンは沈降しにくくなる。(C2)南湖において、鉛直混合は湖底付近の栄養塩や植物プランクトンを上方に輸送するが、物理的な沈降が種間の生存競争に優先し、その後相対的に生き残った種間で生存競争が起こる。また、琵琶湖研究所は(C3)水温躍層より深い場所で砕波した内部波は、湖底泥をまきあげ、湖底ネフロイド層および中間ネフロイド層の形成要因となることを提案した。

以上のようなシナリオに基づいて、共同観測期間中のサンプリングの戦略が設定され、実行された。

2.2 計測プログラム

シナリオの検証を行うために、以下のような計測プログラムが実行された。

(1) シノプティックサンプリング

期間中、ほぼ全日、滋賀大学グループによる横断観測と近畿大学・海洋化学研究所グループによる縦断観測が、CTDなどの自動計測機器等を用いて実施された。これらは短時間に広域的な観測を実施することによって、A1やA2のシナリオに関連した湖水や物質の空間分布を追跡し、北湖水と南湖水の混合状態や植物プランクトンの増殖過程を把握することを目的としていた。

(2) コアサンプリング

これは、2日ごとに、S点(南湖)、B点(琵琶湖大橋)、N点(北湖)において採水し、同じ水を用いて、微小生物および水質分析を行った。また同時に、島根大学のグループは、17点において採水をし、水質

分析を行った。なお、各採水点では、同時に物理的な計測を行った。これらには、琵琶湖研究所、名古屋大学、京都大学、東京都立大学、金沢大学、ラバル大学、カナダ水文研究所、キンネレット湖沼研究所、マレーミューイ淡水研究所、国立ブルックヘイボン研究所のメンバーが参加した。得られた結果は、B1やB2のシナリオの検証に利用される予定である。

(3) イベントサンプリング

西オーストラリア大学 CWR およびバルセロナ大学、琵琶湖研究所、京都大学、愛媛大学、岡山大学、中国工業研究所は、気象変動に伴って湖内で発生するイベントを追跡する観測を実施した。具体的には、内部波の砕波による湖底泥のまきあげ、湖内に発生するジェット流の観測、24時間観測等を行った。このことは、シナリオ C3 に関連している。また、海洋科学技術センターと大阪電気通信大学は、GPS 漂流ブイを用いた湖流のラグランジュ的計測を行った。

(4) エンクロージャー実験

京都大学は、北湖で大型エンクロージャー（ ϕ 10m、深さ 30m）実験を行った。これは、シナリオ C1 の検証を目的としている。これには、電子技術総合研究所、近畿大学などが参加した。また、琵琶湖研究所と京都大学は、南湖において小型エンクロージャー（ ϕ 10m、深さ 15m）実験を行った。これは、シナリオ C2 の検証を目的としている。

(5) 係留観測

カナダ海洋科学研究所、中国南京地理湖沼研究所、京都大学、滋賀大学、大阪電気通信大学、愛媛大学、琵琶湖研究所は、流速計や水温計などの種々の計測機器を係留し、連続観測を行った。

(6) リモートセンシング

カリフォルニア大学、国立環境研究所、滋賀大学、近畿大学、琵琶湖研究所は、協力して航空機、ヘリコプター等を利用したリモートセンシングを実施した。

(7) 河川モニタリング

岡山理科大学、京都大学、海洋化学研究所、琵琶湖研究所は、野洲川などの主要3河川と琵琶湖大橋での流量や水質等の調査を実施した。降雨時には集中的なサンプリングを行った。

2.3 利用した観測施設

共同観測の基地は、名鉄マリーナホテルに設定した。

ここに、ドライラボ、ウエットラボ、顕微鏡室を設け、ほぼ24時間体制でデータおよびサンプル処理を行った。また、ホットラボは、すぐ近くにある東洋紡績総合研究所のものをお借りした。このホテルには、風波の影響を受けにくい桟橋があり、それを専用的に利用した。177名もの人間が出入りができ、競合しないで処理ができたという意味で、琵琶湖においては最適な観測基地が設置できたと考えている。期間中に解析が終了した結果については、可能な限り早くドライラボの廊下に張り出し、次の観測計画を決定する上での材料とした。

観測に利用した船は、全部で10隻であった。それらは、はっけん号（琵琶湖研究所、37トン）、清流（滋賀大学湖沼実習施設、4.9トン）、はず（京都大学生態学研究センター、8.47トン）、にほ（同、4.0トン）、今道楽（借り上げ、16トン）、高島（借り上げ、10トン）、レイクワン（借り上げ、5トン）他、モーターボートが3隻であった。琵琶湖において、これだけの異なった機関の調査船が長期間共同で観測を行ったのは初めてのことであった。

2.4 観測日誌

1993年8月19、20日と琵琶湖研究所においてシンポジウムを開催した後、21、22日の両日には観測基地に移動して、各実験室において準備にとりかかった。また、気象衛星ひまわりの受信装置、3カ所の気象ステーション、25台のサーミスターチェイン、33台の流速計の設置も完了し、本観測へ向けての準備を完了した。

8月23日（晴のち曇一時雨、北北西の風秒速2.8m）カナダ海洋研究所グループが持ち込んできた重量が1トンもあるSEASCANの設置を終え、最初のシノプティックサンプリングがスタートした。ジェニファーが中耳炎のため滋賀医科大学へ行く。夜、グループリーダー会議を開催する。

8月24日（晴、南の風秒速1.7m）第1回のコアサンプリングが始まった。参加者の要望に答えて、レンタサイクルとプール券の無料サービスを実施。好評であった。サリーがぎっくり腰のため滋賀医科大学へ。夜、グループリーダー会議。

8月25日（晴、東南東の風秒速1.7m）京都大学グループが南湖で第1回24時間観測を開始。海外のグループも参加予定であったが、準備不足で中止。代わりに、北湖で内部波の砕波観測を行った。この辺の変更は、前

日のグループリーダー会議で話し合われたが、京都大学グループが準備のため来ていなかったため、十分な連絡ができなかった。コミュニケーション必要性を痛感した。滋賀大学グループが、ホテルレイクビワの屋上から赤外線カメラを用いて湖面水温のモニターを開始。夜、グループリーダー会議。

8月26日（晴後曇、北の風秒速2.1m）南湖24時間観測の終了。第2回コアサンプリングの実施。航空機およびヘリコプターを用いたリモートセンシングの実施。午前中は快晴であったが、午後から雲が出てきて心配したが、とにかくリモセンを済ますことができた一同ほっとした。夜、グループリーダー会議。

8月27日（晴時々曇、北西の風秒速5.3m、最大瞬間風速毎秒14.8m）台風11号が房総半島に上陸し、北上したが影響は少なかった。予定通りシノプティックサンプリングを行った。夜、グループリーダー会議。

8月28日（晴、北西の風秒速4.7m、最大瞬間風速毎秒11.3m）台風の影響が残り風が強かった。第3回コアサンプリング。夜、グループリーダー会議。琵琶湖北湖、南湖ともにリンが欠乏した状態が続いている。リンの供給があれば、いつ植物プランクトンのブルームが発生しても不思議ではない。

8月29日（晴、西北西の風秒速1.3m）移動性高気圧に覆われ晴れが続いている。北湖での24時間観測に備えて夕方、全体会議を開催した。この中で、これまでに得られたデータの紹介を各自が行った。

8月30日（晴、北の風秒速1.8m）第4回コアサンプリング。ピンセントが、北湖でミクロキスティスのブルームを発見した。JAMSTECパイ搜索。ウェットラボでバッテリーの爆発事故があったが、幸いにけが等はなかった。夜、グループリーダー会議。

8月31日（晴のち薄曇、北西の風秒速1.6m）北湖での第1回24時間観測開始。比較的穏やかな幕開けであった。大型エンクロージャーでの実験も始まり、全員気合いが入っている。オリバーとサムはエンクロージャーに横づけした”はず”で徹夜観測を、ピンセントは、”はっけん号”でUVの観測を行った。インバーガーは、微細構造の計測を移動しながら行う。日本のグループは、個別のプログラムに従って計測を行った。”はっけん号”で電源トラブル発生。一部の計測が不能になった。

9月1日（晴時々薄曇、北の風秒速2.0m）朝、北湖N点付近の湖面にアオコを確認。24時間観測に続き、

第5回コアサンプリングを行う。夜、グループリーダー会議。

9月2日（曇一時晴、西北西の風秒速2.4m）南湖での第2回24時間観測実施。マリナーホテルから昼食にそうめんの差し入れ。また、名鉄観光から飲物の差し入れをいただいた。感謝、感謝。夜、グループリーダー会議。

9月3日（曇後一時雨、南東の風秒速1.6m）第6回コアサンプリング。台風13号の影響で天気が崩れはじめる。台風に向けて、SEASCANのデータとバッテリー交換を行った。

9月4日（曇時々雨、南東の風秒速6.0m、最大瞬間風速26.1m）強風のため全ての作業を中止した。インバーガーは、夕方からモーターボートで観測に出かけた。夜、成果出版についての会議を行う。

9月5日（晴、西北西の風秒速4.0m）第7回コアサンプリング。南湖の水温が平均2℃下降した。北湖での内部波の碎波実験を行い、台風による湖底泥のまきあげを確認した。

9月6日（曇、東南東の風秒速1.8m）茂申氏が指げがのため彦根市民へ行く。清流、故障のため修理。

9月7日（雨、北北西の風秒速2.4m）第8回コアサンプリング。SEASCANのデータ・バッテリー交換。

9月8日（雨後曇、北の風秒速2.4m）台風14号の接近で雨が降る。CTDのインターキャリブレーションを実施した。夜、帰国する人々のために一足早いさよならパーティを開催した。

9月9日（雨後曇、西北西の風秒速3.5m、最大瞬間風速16.5m）台風14号通過のため休止。

9月10日（曇一時雨、北西の風秒速1.7m）第9回コアサンプリング。台風の影響で、野洲川の濁水が、北湖水温躍層の上に侵入してきていた。滋賀大学のシノプティックサンプリング最終日。

9月11日（晴時々曇、北西の風秒速2.6m）第2回北湖24時間観測。滋賀大学流速計の回収。

9月12日（曇、北北西の風秒速1.1m）24時間観測終了後、第10回コアサンプリングを実施する。これが最終のサンプリングとなった。

9月13日（曇時々雨、北北西の風秒速1.3m）水中ロボット調査。今道楽号によるシノプティックサンプリングを最後に、すべての計測が終了した。

9月14日（大雨、北西の風秒速2.5m）SEASCAN、

CWR サーミスター撤去。基地撤収。

9月15日(薄曇, 東南東の風秒速1.5m)この日は、全員休日で、海外のメンバーは京都などへ観光に出かけた。

9月16日(快晴, 西北西も風秒速1.4m)上天気恵まれて、基地の最終撤去を行った。また、海外のメンバーもデータやサンプルを持って帰途についた。充実した疲労感を覚えた一日であった。夜、関係者が集まって打ち上げ会を行った。

3. 主な計測機器

琵琶湖国際共同観測の特徴は、国内外の最新の計測機器や手法が用いられたことにある。それらのすべてを紹介するのは困難であるので、いくつかの主だった機器について記述する。

3.1 国外から持ち込まれた計測機器

(1) ポータブル・フラックス・プローブ (FPF)

西オーストラリア大学CWRで開発された機器で、圧力、水温、電気伝導度およびレーザーシステムを用いた2次元流速を計測することができる。このプローブは、湖底までいったん沈み、おもりを切り放して上昇する際にデータを取り込む。サンプリング周波数100Hzで、空間分解能は1mmである。

(2) マイクロ・ストラクチャー・プローブ

同じく、西オーストラリア大学CWRで開発された機器で、圧力、水温、電気伝導センサー以外に、微小物理過程と溶存酸素分布の相互作用を比較するために、応答のはやい酸素センサーをとりつけることもできる。

(3) SEASCAN

カナダ海洋科学研究所が開発した機器で、29~397kHzの6つの上方ソナーと、360度回転する103kHzのサイドスキャンをもっている。これらによって、波による水面の変動と砕波にともなう10~200ミクロンの気泡を計測することができる。

(4) 高速反復フロロメーター (FRR)

ブルックハイボン国立研究所で開発されたこの機械は、200kHzの閃光を用いて、植物プランクトンの蛍光を計測することができる。閃光の強さや時間差を調節することによって、光合成による電子輸送速度などをはかることができる。同時に計測されたPARと関連づければ、植物プランクトンの一次生産を評価することができる。

(5) デシメーターサンプラー

キンネレット湖沼研究所が持ち込んだ10cm刻みで採水する装置で、バクテリアの分析に用いられた。

3.2 国内から持ち込まれた計測機器

(1) PROCSS

地域流動研究で、電子技術総合研究所大阪ライフエレクトロニクス研究センターが開発した、2波長蛍光同時検出方式を適用した光ファイバビグメント蛍光測定装置で、淡水藍藻と珪藻などの門レベルでの識別と、粒径分布を測定することができる。

(2) シアー流速計

これも地域流動研究の関連で、中国工業研究所が開発した、湖底直上のシアー流を計測する流速計で、特に湖底に働く応力を求めることができる。

(3) 画像解析システム

琵琶湖研究所が、地域流動研究の関連で開発したシステムで、植物プランクトンやバクテリアの大きさ・個体数を計測するために用いられた。

(4) ファイン・スケール・プロファイラー

はっけん号に取り付けられたCTDで、自由落下させることによって水温、電気伝導度、pH、溶存酸素、光束透過率、蛍光光度をcmの刻みで計測することができ、結果が船内でリアルタイムで監視できる。

(5) GPS 漂流ブイ

海洋科学技術センターと大阪電気通信大学が持ち込んだ機器で、人工衛星航法装置を内蔵したブイを漂流させて、湖流を計測することができる。

(6) レーザー・プランクトン・カウンター (LPC)

近畿大学と琵琶湖研究所が用いた機器で、レーザーを用いて、植物プランクトンの個体数や粒径を計測することができる。一検体の計測に要する時間は100秒である。

(7) 水中分光放射照度計 (MER-1032)

近畿大学が持ち込んだ機器で、0.145秒(約7Hz)の高速で32の測定チャンネルをスキャンすることができる水中放射照度計である。BITEX期間中は、リモートセンシングのトゥースデータの取得およびアルゴリズム作成のための光学データの取得のために用いられた。

(8) フローティング・エンクロージャー

京都大学と琵琶湖研究所が協力して開発した、直径10m、深さ30mのエンクロージャーは、プランクトンの鉛直移動を計測するために用いられた。

(9) 連続水質分析装置

今道楽号に海洋化学研究所が取り付け、走行式連続水質分析装置で、溶存態のリン、窒素、珪酸等の連続計測を行うことができ、水質の空間分布を知る上で非常に役にたった。

上記以外に、はっけん号に搭載された誤差 1m 以内で位置が特定できるディファレンシャル GPS、水中の流れ構造がわかるブロードバンド ADCP や、各研究機関が持ち込んだ各種 CTD、水中の UV センサーなどが用いられた。また、高精度のサーミスターチェーンやさまざまな流速計が湖中に設置された。

4. 共同観測の意義と今後の課題

琵琶湖国際共同観測は、ほぼ 1 カ月のハードなスケジュールを終えて、無事閉幕した。準備に要した 4 年間も、終わってみれば懐かしい思い出に変わっている。今は、参加者それぞれが、データやサンプルを各自の研究室に持ち帰って処理をしているが、多い人は、数年間分のデータを取得したかに聞いている。

今後の予定は、1994 年 11 月に、シンポジウムを開催し、成果の報告を行い、また、ワークショップで徹底的なデータ交換・検討をしたいと考えている。現段階で把握できているだけでも、実に、多くの研究成果を産みだした共同観測であった。分析を終了した人は、すでに論文を公表しようとしている。

琵琶湖という特定の湖で実施した共同観測であったが、琵琶湖に限定した成果と、湖沼科学としての成果の両方

が想定される。学問の分野から言えば、後者の成果がより多く得られることが、今後の展開に大きな影響を与えることになると思われる。すなわち、海外からの参加者にとっては、湖沼科学への普遍的な貢献が求められているからである。

一方、琵琶湖固有の課題に対する、多くの新しい知見を得ることもできた。このことも、おおいに評価されるべきであろう。環境問題は、研究者だけの理解にとどまっていたは、なんら解決できない。そのためには、一般住民にも理解してもらえるような表現力を研究者が身につける必要がある。単に計るだけではダメなのだということを、今回実感した。特に、日本の研究者は、表現力が乏しいようである。1994 年のシンポジウムでは、この辺を改善できるように新たな方式を取り入れてみたいと考えている。

さて、琵琶湖国際共同観測が、わが国の陸水科学分野での国際的な指導的役割を一段と高めたと考えられているが、それは、むしろ今後の取り組み方に依存しているのではないかと考えている。このことは、海外の研究者と対等に張り合える若手研究者がどの程度育つかにかかっている。20 世紀も終わろうとしている今日、古きよき時代の研究者気質が、21 世紀に生き残りをかける新しい研究者気質に変わろうとしている局面に居合わせて、このような国際共同観測を通して、幾ばくかの貢献ができたことに心から感謝をしている。

III. 資料

臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果

相崎守弘（水圏環境部）

1. はじめに

霞ヶ浦臨湖実験施設は霞ヶ浦の中央に面しており、霞ヶ浦の水質モニター地点として優れている。臨湖実験施設では多目的実験池やフリースペース等で使用する湖水を取水するために、湖岸から 150m 沖合いに取水装置が設けられており、用排水処理施設棟に設置した取水ポンプで1日当たり約 120 トンの湖水を取水している。本施設では実験用湖水の水質をモニターすると共に、霞ヶ浦の水質変動特性を明らかにするために、用排水棟で取水した直後の湖水の水質分析を1987年10月以来出来るだけ高頻度で行っている（相崎, 1990, 1991, 1992, 1993）。以下に、1992年4月から1992年3月までの測定結果について報告する。

2. 実験方法

湖水の採水は岸から 150m 離れた取水塔の水深 0.5m の所からポンプで連続的に行った。測定は毎週 3-4 回の頻度で行った。測定した項目は富栄養化関連の各種栄養塩類、懸濁物の乾燥重量 (SS)・炭素量 (POC)・窒素量 (PON)、クロロフィル *a* 濃度である。分析方法は栄養塩類に関してはオートアナライザー (プランルーベ AA2型) を用いた大槻らの方法 (1984)、POCおよびPON濃度はCHNコーダー (柳本, MT-5型) を用いる方法、クロロフィル *a* 濃度はメタノール抽出後、SCOR/UNESCO法により分析した。

3. 実験結果

測定結果は経月変化と経日変化とに分けて図1~20及び表1に示す。クロロフィル *a* 濃度は年間平均 55.6 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 65.4 $\mu\text{g/l}$ よりかなり低い値であった。月別の最高値は11月の 77.4 $\mu\text{g/l}$ と昨年7月の 124.0 $\mu\text{g/l}$ に比べかなり低かった。しかし、最高値が得られたのが11月とかなり水温が低下した時期であったのが特徴的であった。フィコシアニン濃度も11月に最高値を示しており、糸状藍藻類の *Raphidiopsis* が異常増殖したために生じた現象と考えられる。最低値は7月の30.6 $\mu\text{g/l}$ と昨年1月の平均値 0.6 $\mu\text{g/l}$ に比べると大変高かった、

夏季の7月に最低値が得られた点で、昨年までの状況とは大きく異なった状況を示した。今年度は冬期の動物プランクトンの増加による透明度の上昇は全く起こらなかった。測定値の最高は 5月11日の 170.6 $\mu\text{g/l}$ であったが、この値は前後の値に比べて極端に高く、特異値であった。このほかの日ではクロロフィル *a* 濃度が100 $\mu\text{g/l}$ 以上になることは殆どなく、1年を通して平均的に藻類が存在していた。最低は5月27日の 14.3 $\mu\text{g/l}$ であった。フィコシアニンの年平均値は156 $\mu\text{g/l}$ で、6月から12月にかけて高い値が観測された。特に、*Rhaphidiopsis* が増えた10月から12月に高い値となった。

T-Pの年間平均値は 92 $\mu\text{g/l}$ であり、昨年値 150 $\mu\text{g/l}$ に比べるとかなり低い値となった。月平均値の最高は 11月の 125 $\mu\text{g/l}$ であり、100 $\mu\text{g/l}$ 以上の濃度が8月から12月まで観測された。最低は 4月の 55 $\mu\text{g/l}$ で、冬期にも70 $\mu\text{g/l}$ 以上の高い値が観測された。測定の最高値は 5月11日の 206 $\mu\text{g/l}$ でこの日だけ飛び抜けて高かった。最低値は 4月15日と2月5日の 36 $\mu\text{g/l}$ であった。溶存無機態リンの年間平均値は20 $\mu\text{g/l}$ であった。本年度は1年を通して溶存無機態リンの現存量は低かった。

アンモニア態窒素の年間平均値は34 $\mu\text{g/l}$ と昨年の 226 $\mu\text{g/l}$ よりかなり低い値であった。月平均値の最高は 8月の 87 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 2月の 6 $\mu\text{g/l}$ であった。溶存無機態リンと同様に本年度は1年を通してアンモニア態窒素量は低かった。昨年の場合、その前の年の10月から昨年の10月まで取水塔のすぐ側で民間業者による砂利採取が行われており、その影響が出たものと推測されたが、本年度の結果はそれを裏付けるものとなった。亜硝酸態窒素の年間平均値は 13 $\mu\text{g/l}$ 、月別の最高値は8月の 42 $\mu\text{g/l}$ で昨年11月の 81 $\mu\text{g/l}$ に比べかなり低い値であった。硝酸態窒素の年間平均値は 208 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 394 $\mu\text{g/l}$ という値に比べかなり低い値であった。月別平均値の最高は 2月の 547 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 6月の 27 $\mu\text{g/l}$ であった。12月から翌年の3月にかけて比較的高い値が観測された。DTNの年間平均値は774 $\mu\text{g/l}$ 、月別平均値の最高値は2月の 1110 $\mu\text{g/l}$ であった。PONの年間平均値は 615 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 738 $\mu\text{g/l}$ より幾分低い値であった。

月別平均値の最高は12月の1042 $\mu\text{g/l}$ 、最低は4月の333 $\mu\text{g/l}$ であった。DTNとPONを足したT-N濃度は10月から12月にかけて高い値で推移した。

懸濁態乾燥重量の年間平均値は20.66 mg/lであった。月別平均値の最高は10月の25.23 mg/l、最低は6月の15.65 mg/lであった。懸濁態有機炭素(POC)の年間平均値は3.17mg/l、月別平均値の最高は12月の4.71 mg/l、最低は4月の2.09 mg/lであった。C/N比の年間平均値は5.3で、8月から12月にかけて低かった。

昨年度と比べて、1992年度は栄養塩濃度、藻類等の懸濁物濃度とも低かった。特に夏期では、霞ヶ浦北岸の土浦入や高浜入の湾奥部で多量のミクロキスティスの発生が見られたが、採水地点である湖心の南岸に面した大山ではほとんど発生が認められず、藻類現存量も昨年と比べて著しく低かった。反面、8月から12月にかけて糸状の藍藻類である*Raphidiopsis*の異常増殖が見られ、藻類現存量の最高値が晩秋に測定されるなど例年とは異なった水質変動を示した。また冬期にも藻類現存量の低下は見られず、透明度の上昇も起きなかった。

参考文献

- 相崎守弘(1990)：臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果，霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-4-，109-122.
- 相崎守弘(1991)：臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果，霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-5-，99-108.
- 相崎守弘(1992)：臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果，霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-6-，69-80.
- 相崎守弘(1993)：臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果，霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-7-，65-79.
- 大槻 晃・岩熊敏夫・相崎守弘(1984)：霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向，国立公害研究所研究報告，第51号，1-10.

表1 霞ヶ浦水質データ月平均値(1992.4~1993.3)

	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	TP ($\mu\text{g/l}$)	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)	Phyco. ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	TN ($\mu\text{g/l}$)
4月	22	32	55	21	12	506	864	41.0	3	19.61	2.09	333	6.3	1197
5月	19	33	91	66	18	205	617	41.9	27	21.48	2.13	365	5.8	981
6月	10	15	67	12	5	27	449	42.1	124	15.65	2.31	423	5.5	872
7月	12	14	82	26	5	69	561	39.6	97	16.20	2.88	563	5.1	1124
8月	33	39	106	87	42	80	794	61.4	176	16.41	2.26	457	5.0	1251
9月	35	40	107	35	6	54	862	52.0	192	19.25	3.01	618	4.9	1280
10月	30	36	120	49	11	63	719	63.2	222	25.28	3.40	717	4.7	1437
11月	25	33	125	57	13	55	722	77.4	546	24.62	4.66	976	4.8	1638
12月	20	35	118	24	13	248	945	63.9	409	21.63	4.71	1042	4.5	1987
1月	12	19	71	13	10	467	1099	53.4	30	16.80	3.00	558	5.4	1656
2月	15	20	77	6	11	547	1119	53.7	6	25.29	3.23	560	5.8	1679
3月	12	19	81	15	8	176	714	77.4	40	25.59	4.41	771	5.7	1484

霞ヶ浦水質データ (1992年4月1日~1993年4月14日)

Date	P04-P (DTP	TP	NH4	NO2	NO3	DTN	Chl-a	Phyco.)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N
				ug/l									
92/04/01										11.35	1.66	256	6.5
92/04/03	23	42	66	35	12	501	892	45.7		23.05	2.43	393	6.2
92/04/06	29	35	52	34	7	851	1221	25.1		23.25	1.53	231	6.6
92/04/10	30	31	49	16	11	448	836	39.3		18.50	2.07	336	6.2
92/04/13	31	36	70	19	13	604	924	60.1		23.55	2.56	415	6.2
92/04/15	19	27	36	13	15	400	735	41.4	3	16.75	2.09	328	6.4
92/04/17	21	36	55	20	12	505	824	57.9	3	26.35	2.76	437	6.3
92/04/20	13	33	65	18	21	581	905	45.3	6	15.40	2.14	362	5.9
92/04/22	9	31	61	12	9	364	698	42.4	8	22.73	2.40	375	6.4
92/04/24	26	30	53	25	11	417	883	36.9	8	19.55	1.90	298	6.4
92/04/27	22	26	55	22	10	356	710	28.2	7	15.20	1.46	234	6.2
92/05/01	13	22	98	136	24	230	671	49.9	9	46.80	3.15	492	6.4
92/05/06	14	19	73	25	18	296	607	32.1	33	21.15	2.03	355	5.7
92/05/08	13	15	59	32	16	394	701	26.7	37	13.10	1.55	268	5.8
92/05/11	24	78	296	77	16	162	603	170.6	74	86.90	7.33	1240	5.9
92/05/13	26	54	85	67	17	197	583	26.1	11	11.55	1.45	258	5.6
92/05/15	16	34	59	33	7	49	397	32.1	63	10.25	1.63	307	5.3
92/05/18	36	43	81	86	31	180	636	35.1	9	12.70	1.70	299	5.7
92/05/20	19	19	55	38	10	94	435	20.8	13	8.80	1.48	251	5.9
92/05/22	26	27	65	95	19	296	799	17.3	4	9.65	1.09	184	5.9
92/05/25	17	27	90	84	22	198	761	35.6	31	21.80	2.30	409	5.6
92/05/27	9	20	40	49	14	159	592	14.3	8	6.55	0.89	136	6.6
92/05/29										8.53	0.99	178	5.6
92/06/01	9	18	53	3	5	31	394	46.1	161	11.25	1.93	355	5.4
92/06/03	8	16	50	5	2	3	416	36.6	131	9.90	2.34	342	6.8
92/06/05	12	15	62	7	9	83	596	29.1	64	10.95	1.76	284	6.2
92/06/08	5	11	52	8	4	7	388	44.0	229	12.35	2.44	443	5.5
92/06/10	10	11	58	2	3	6	390	39.4	207	10.40	2.02	369	5.5
92/06/12	14	15	61	26	12	73	645	31.7	43	11.35	1.44	261	5.5
92/06/15	3	16	56	78	12	74	676	33.8	23	10.15	1.50	283	5.3
92/06/17	11	13	50	2	5	15	410	40.3	158	10.90	2.25	413	5.4
92/06/19	11	18	75	1	4	9	313	40.1	136	11.90	2.20	427	5.1
92/06/22	10	10	74	2	4	6	364	46.0	132	13.65	2.36	478	4.9
92/06/24	14	14	102	21	2	27	458	57.0	50	51.60	3.75	698	5.4
92/06/26	18	18	95	3	2	20	398	51.8	146	21.75	2.99	561	5.3
92/06/29	11	14	89	3	2	1	391	51.7	137	17.30	3.10	579	5.4
92/07/01	9	11	98	28	5	154	521	52.6	95	30.40	3.05	602	5.1
92/07/03	13	13	87	4	7	184	523	32.0	52	18.75	2.70	514	5.3
92/07/06	10	11	73	10	4	140	617	40.5	107	13.95	2.41	513	4.7
92/07/08	6	10	74	2	4	13	466	40.6	84	13.10	2.96	583	5.1
92/07/10	9	10	79	4	2	7	422	44.0	118	16.80	3.45	633	5.5
92/07/13	19	19	120	23	14	89	536	56.8	89	22.30	3.84	809	4.8
92/07/15	19	11	70	35	3	21	380	37.7	126	14.40	2.57	522	4.9
92/07/17	13	13	96	6	2	24	509	49.0	125	19.90	3.57	687	5.2
92/07/20	17	17	89	2	4	153	713		107	21.00	2.91	585	5.0
92/07/22	6	12	73	3	1	1	537	41.5	62	13.30	3.15	562	5.6
92/07/24	12	12	76	4	5	34	542	30.0		11.95	2.92	522	5.6
92/07/27	6	16	87	1	3	29	623	40.0		14.15	3.14	625	5.0
92/07/29	12	17	58	1	3	53	647	25.1		9.20	2.14	392	5.5
92/07/31	17	29	72	237	11	69	814	24.5		7.55	1.56	336	4.6

Date	PO4-P (DTP	TP	NH4	NO2 ug/l	NO3	DTN	Chl-a	Phyco.)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N
92/08/05	35	47	137	213	276	215	953	64.8	306	25.50	3.00	639	4.7
92/08/07	72	73	170	342	27	61	943	44.5	176	22.65	2.68	536	5.0
92/08/10	47	57	154	84	18	86	892	56.4	149	17.85	1.65	305	5.4
92/08/12	25	42	77	98	7	123	955	99.8	143	10.00	1.78	367	4.8
92/08/14	16	15	70	3	65	17		54.3	168	14.20	2.17	463	4.7
92/08/17	20	28	72	1	2	36		42.2	67	10.65	2.11	403	5.2
92/08/19	38	40	132	44	14	83	859	64.3	102	20.75	2.14	390	5.5
92/08/24	19	23	69	16	3	55	591	82.1	116	12.50	2.14	431	5.0
92/08/28	29	31	83	35	2	62	594	53.3	164	15.35	2.28	457	5.0
92/08/31	31	32	91	34	4	64	566	52.5	370	14.60	2.69	579	4.7
92/09/02	22	23	67	14	2	5	593	37.2	151	12.20	1.97	410	4.8
92/09/04	22	35	76	44	3	68	620	39.4	120	12.00	2.35	438	5.4
92/09/07	38	38	117	53	4	85	679	54.2	287	15.15	2.58	573	4.5
92/09/09	59	60	172	50	15	81	953	79.3	299	34.10	4.20	859	4.9
92/09/12	54	60	166	49	10	56	716	89.8	424	44.95	5.39	1100	4.9
92/09/14	46	48	77	40	11	93	706	56.3	210	28.55			
92/09/16	19	28	126	20	3	45	504	41.6	136	11.25	2.21	478	4.6
92/09/18	45	50	121	47	13	86	802	62.5	263	22.20	3.37	713	4.7
92/09/21	25	30	76	41	3	48	555	43.6	152	11.90	2.37	507	4.7
92/09/24	18	24	69	5	4	30	551	32.2	82	10.75	2.43	442	5.5
92/09/25	60	65	171	50	8	19	803	74.8	111	28.80	4.90	1044	4.7
92/09/28	32	36	91	15	4	49	602	34.1	139	11.25	2.53	484	5.2
92/09/29	14	20	66	25	4	33	517	31.1	120	7.20	1.79	369	4.9
92/10/02	14	29	65	3	3	25	528	34.0	108	10.00	1.77	387	4.6
92/10/05	53	62	217	34	6	13	733	88.3	290	40.60	5.24	1105	4.7
92/10/07	25	43	134	21	16	97	895	66.6	110	26.85	3.23	657	4.9
92/10/09	47	49	143	31	19	57	950	76.7	196	34.85	4.38	888	4.9
92/10/12	25	26	81	28	4	16	517	41.7	165	14.50	2.74	569	4.8
92/10/14	17	25	68	18	4	37	543	36.7	130	10.60	2.01	463	4.3
92/10/16	71	72	156	81	17	46	1141	74.9	106	24.90	3.21	662	4.8
92/10/19	12	18	67	68	6	113	615	43.0	96	11.65	2.08	483	4.3
92/10/21	36	36	187	125	11	111	125	90.4	225	66.70	5.85	1237	4.7
92/10/23	61	67	179	100	42	140	1405	83.1	148	33.10	3.58	712	5.0
92/10/26	14	18	92	48	11	116	689	68.5	555	20.95	3.75	826	4.5
92/10/28	12	15	81	31	5	29	654	57.6	398	17.70	3.07	652	4.7
92/10/30	9	12	84	44	5	18	557	60.3	354	16.30	3.28	684	4.8
92/11/04	24	29	171	87	36	86	1155	74.1	60	53.80	5.32	1097	4.9
92/11/06	18	21	107	40	6	8	547	70.6	558	17.45	4.31	899	4.8
92/11/09	21	23	121	52	10	86	666	84.1	598	26.65	4.31	971	4.4
92/11/11	27	27	137	69	10	57	616	95.4	442	24.20	4.83	1147	4.2
92/11/13	21	23	107	40	8	15	579	75.3	721	15.10	3.47	738	4.7
92/11/16	19	20	108	31	7	25	557	72.8	631	17.75	5.08	928	5.5
92/11/18	55	67	146	85	29	102	1127	74.2	156	36.60	4.32	851	5.1
92/11/20	29	31	122	70	8	37	605	91.1	912	25.95	6.14	1265	4.9
92/11/24	17	18	104	47	6	8	721	70.6	865	14.25	4.35	906	4.8
92/11/26	27	58	151	63	21	159	848	68.8	433	24.70	4.55	993	4.6
92/11/30	18	46	105	40	7	17	516	74.9	626	14.35	4.59	947	4.9

Date	PO4-P (DTP	TP	NH4 ug/l	NO2 ug/l	NO3 ug/l	DTN	Chl-a	Phyco.)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON (ug/l)	C/N
92/12/02	25	51	147	8	8	83	678	81.4	853	24.40	6.08	1231	4.9
92/12/04	15	49	148	24	20	231	965	63.9	536	28.80	5.06	1062	4.8
92/12/07	15	47	168	25	29	203	1106	74.7	474	31.00	5.51	1167	4.7
92/12/09	19	54	100	64	11	256	790	67.2	576	15.55	4.13	934	4.4
92/12/11	42	43	152	32	25	441	1569	64.7	241	32.10	8.82	1907	4.6
92/12/14	26	38	139	37	11	339	1033	74.3	426	31.45	4.81	1129	4.3
92/12/16	18	29	89	1	7	262	834	63.3	402	13.20	3.52	850	4.2
92/12/18	19	29	94	1	6	154	727	53.0	414	14.50	3.81	906	4.2
92/12/21	19	20	109	8	6	176	718	63.4	294	23.40	4.30	987	4.4
92/12/25	2	13	82	39	6	330	884	49.6	198	13.35	3.11	728	4.3
92/12/28		17	70				1090	47.1	83	10.20	2.62	565	4.6
93/01/04	23	25	86	23	8	302	1015	52.3	44	18.05	3.19	642	5.0
93/01/06	10	15	65	17	8	311	972	57.7	26	11.45	2.81	540	5.2
93/01/08	3	15	68	7	7	303	912	46.0	27	11.70	2.93	542	5.4
93/01/11	13	14	74	17	9	340	1075	44.6	33	17.65	2.94	571	5.2
93/01/13	4	15	63	15	9	278	1014	40.9	28	10.10	2.38	472	5.0
93/01/18	25	38	86	18	12	408	1155	53.9	30	25.15	3.57	639	5.6
93/01/20	6	11	54	14	13	777	1383	41.6	23	12.15	2.25	419	5.4
93/01/22	7	13	63	4	16	848	1309	45.9	13	13.30	2.60	456	5.7
93/01/25	10	36	75	10	11	607	1153	62.6	33	22.10	3.24	582	5.6
93/01/27	12	14	95	14	10	608	1187	83.0	48	31.15	4.25	751	5.7
93/01/29	14	15	56	2	6	358	910	58.8	24	11.95	2.84	520	5.5
93/02/01	14	15	81	1	10	734	1310	52.7	7	25.30	3.19	554	5.8
93/02/03	9	16	78	9	11	477	1142	56.1	6	26.15	3.69	615	6.0
93/02/05	14	14	36	13	11	585	1221	40.3	1	24.20	2.54	439	5.8
93/02/08	12	15	69	7	13	597	1146	43.9	5	25.95	3.04	528	5.8
93/02/10	18	20	80	3	9	572	1013	45.8	6	17.95	2.91	503	5.8
93/02/12	16	20	74	7	10	569	1108	49.8	5	21.50	3.03	501	6.1
93/02/15	20	25	105	6	12	663	1297	54.1	8	33.25	3.47	616	5.6
93/02/17	17	23	70	1	11	430	970	64.0	5	17.95	3.06	541	5.6
93/02/19	13	25	78	1	9	377	944	66.0	4	22.20	3.36	606	5.5
93/02/26	21	22	102	10	15	465	1034	64.7	10	38.40	4.01	699	5.7
93/03/01	23	18	83	1	9	389	933	67.0	13	28.65	3.69	661	5.6
93/03/03	9	16	102	1	12	333	908	74.3	154	41.55	4.85	840	5.8
93/03/05	12	22	66	1	7	236	784	57.7	11	16.95	3.31	570	5.8
93/03/08	13	23	74	6	8	185	739	64.9	10	21.75	3.54	629	5.6
93/03/10	13	17	98	3	8	409	951	70.9	20	34.95	4.23	760	5.6
93/03/12	12	31	73	1	9	233	742	79.0	22	20.00	3.84	694	5.5
93/03/15	13	27	72	1	9	157	654	78.6	22	18.40	3.94	712	5.5
93/03/17	12	19	70	1	9	54	539	73.3	23	18.75	4.11	737	5.6
93/03/19	12	15	87	44	9	172	693	90.2	16	30.20	5.04	894	5.6
93/03/22	8	14	78	49	4	3	500	88.5	28	22.50	5.08	883	5.8
93/03/26	11	14	78	42	6	119	626	76.1	20	24.65	4.74	799	5.9
93/03/29	5	15	90	16	4	1	552	82.6	46	32.45	5.66	899	6.3
93/03/31	8	11	80	23	8	2	656	102.9	137	21.85	5.24	940	5.6
93/04/02	7	12	89	17	5	78	713	96.3	78	30.40			
93/04/05	16	17	159	37	13	10	630	51.7	27	42.80			
93/04/07	23	10	84	4	4	5	607	93.1	134	27.85			
93/04/09	22	11	87	1	3	1	532	83.6	103	24.40			
93/04/12	22	19	96	12	3	1	583		104	28.65			
93/04/14	15	14	102	69	9	185	912			26.75			

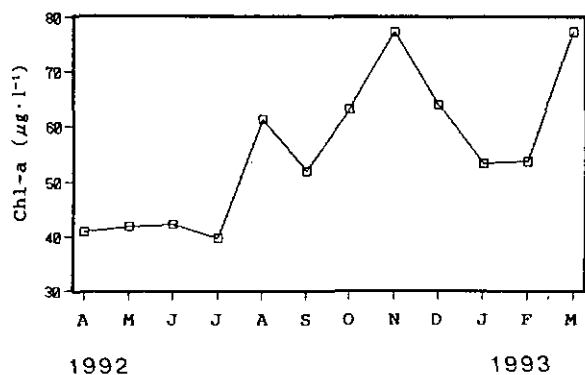


図1 クロロフィルa濃度の経月変化

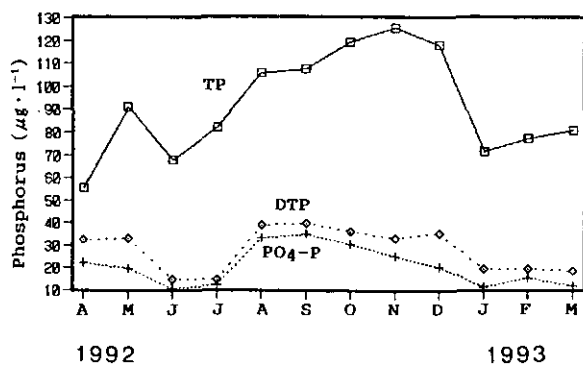


図5 各態リン濃度の経月変化

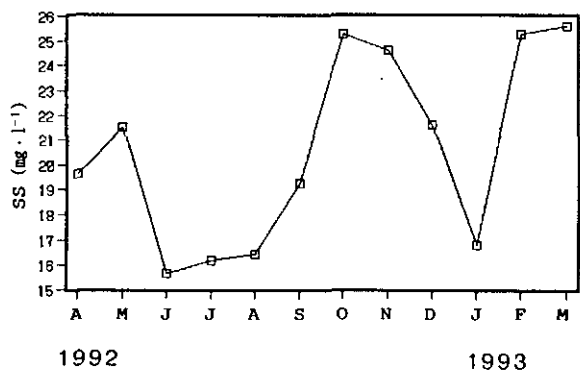


図2 懸濁物乾燥重量の経月変化

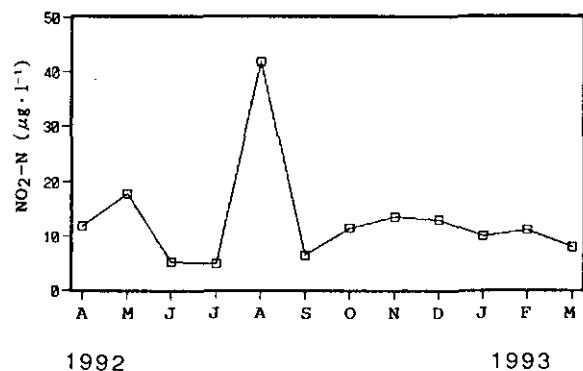


図6 亜硝酸態窒素濃度の経月変化

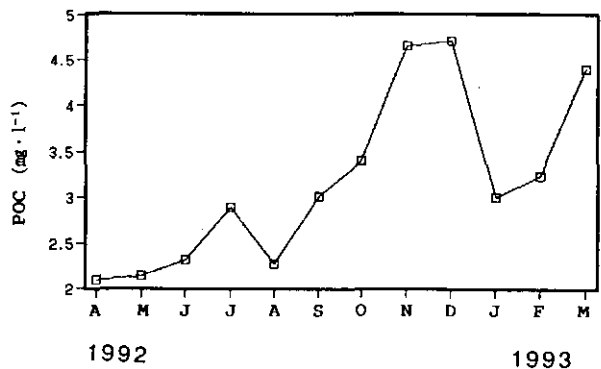


図3 懸濁態炭素濃度の経月変化

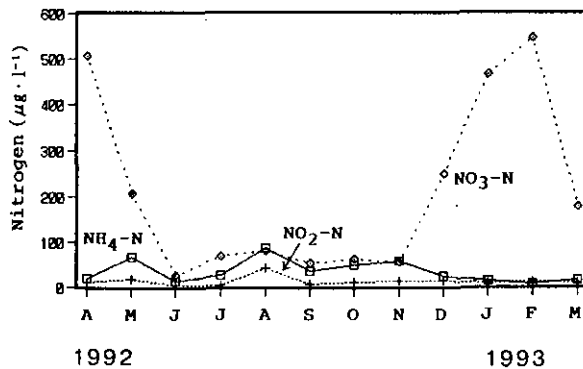


図7 溶存各態窒素濃度の経月変化

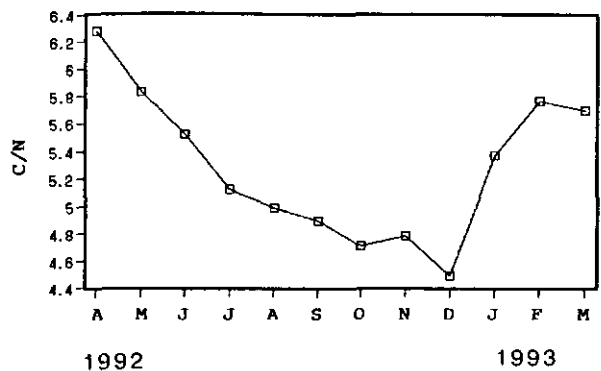


図4 C/N比の経月変化

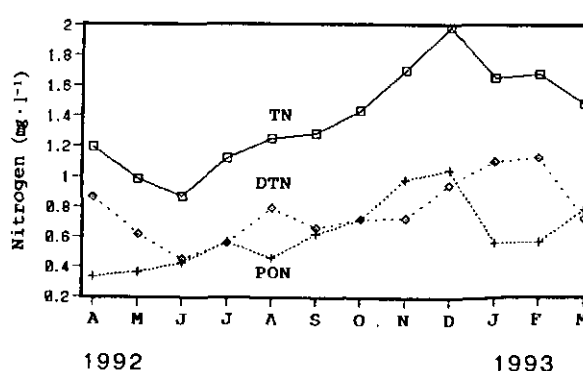


図8 全窒素, 懸濁態窒素および溶存態全窒素濃度の経月変化

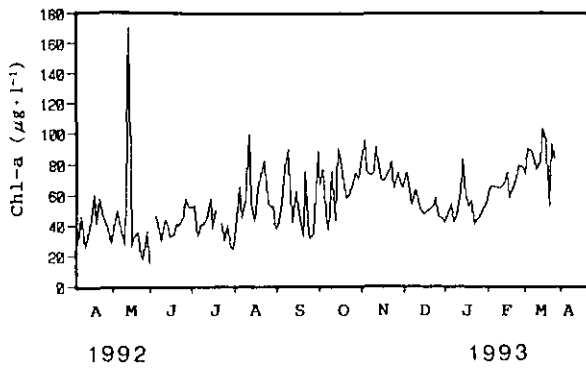


図9 クロロフィルa濃度の経日変化

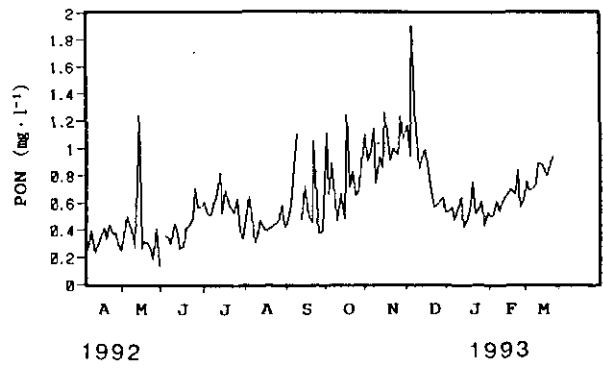


図13 懸濁態窒素濃度の経日変化

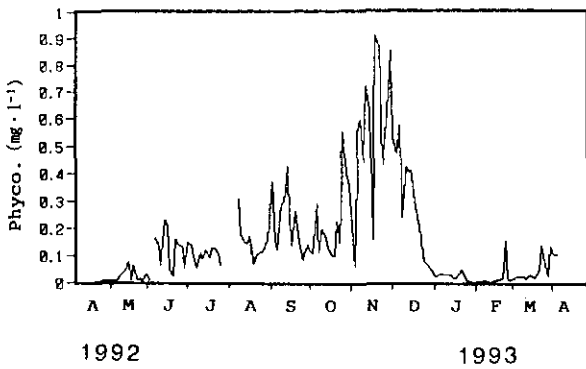


図10 フィコシアニン濃度の経日変化

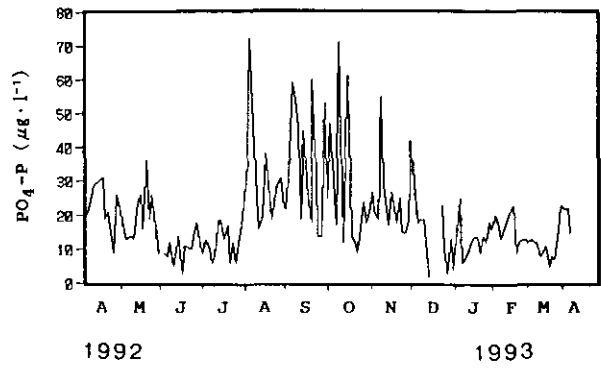


図14 オルトリン酸態リン濃度の経日変化

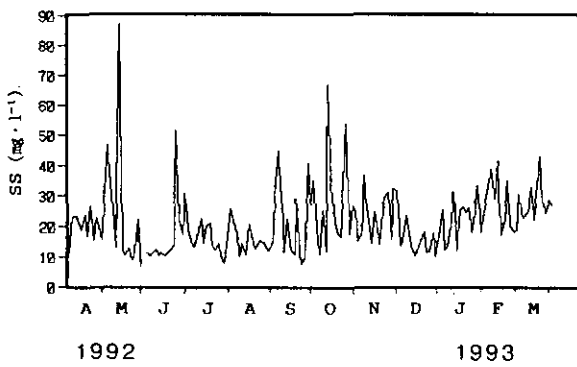


図11 懸濁物乾燥重量の経日変化

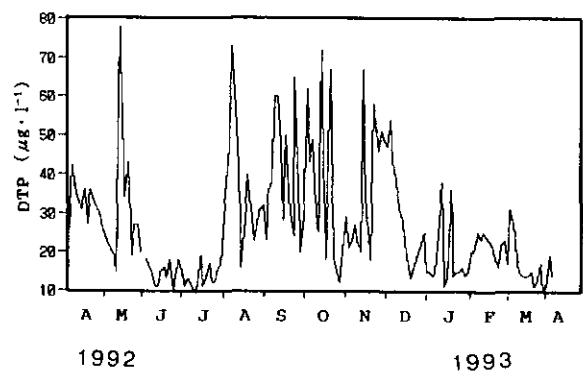


図15 溶存態全リン濃度の経日変化

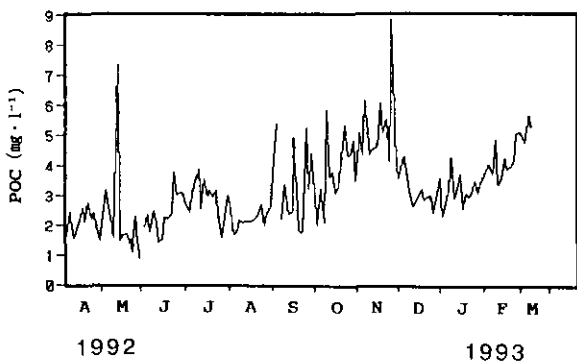


図12 懸濁態炭素濃度の経日変化

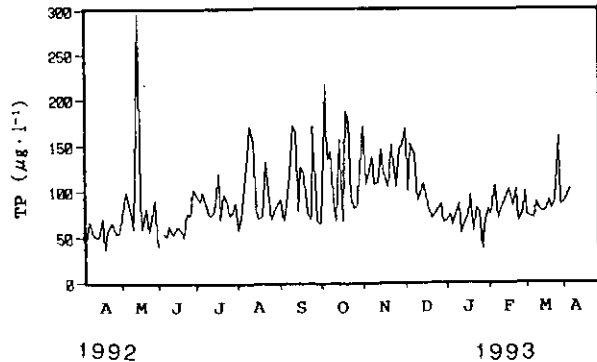


図16 全リン濃度の経日変化

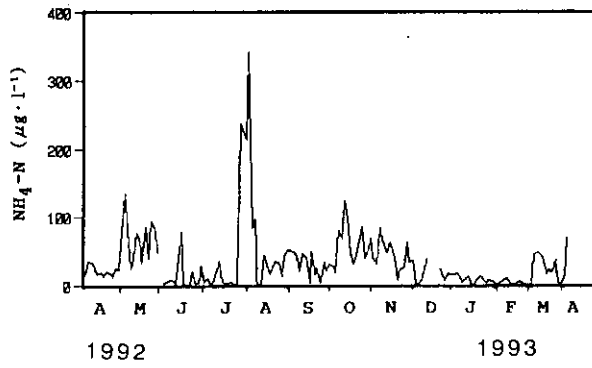


図17 アンモニア態窒素濃度の経日変化

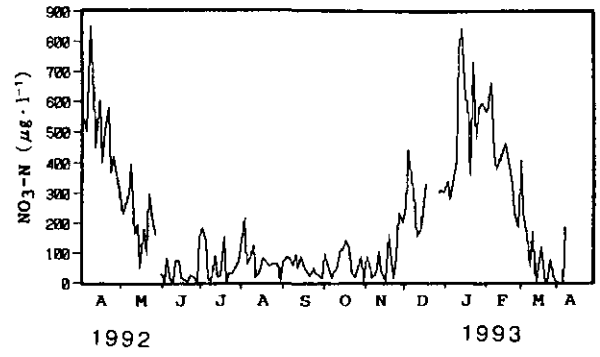


図19 硝酸態窒素濃度の経日変化

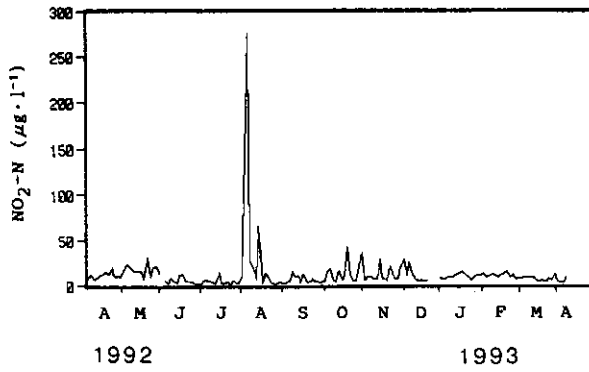


図18 亜硝酸態窒素濃度の経日変化

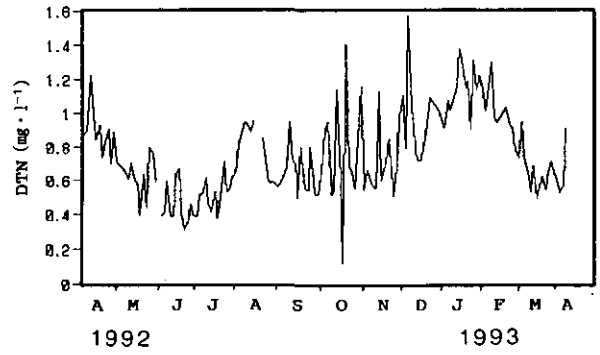


図20 溶存態全窒素濃度の経日変化

国立環境研究所	市川 惇信
// 地球環境研究グループ	野尻 幸宏
// 地域環境研究グループ	竹下 俊二
// //	木幡 邦男
// //	福島 武彦
// //	松重 一夫
// //	高木 博夫
// //	春日 清一
// 社会環境システム部	森 保文
// 土壌圏環境部	相崎 守弘
// //	海老瀬 潜一
// //	今井 章雄
我孫子市環境保全課	国分 幹夫
茨城県霞ヶ浦対策課	久保木 均
茨城県県南地方総合事務所	中川 力夫
//	堀江 一成
//	川又 敏郎
茨城県	浜田 篤信
茨城県内水面水産試験場	岩崎 順
//	外岡 健夫
//	松原 尚人
茨城県公害技術センター	庄司 達夫
//	栗田 初美
//	平柳 典亮
//	稲田 敏之
茨城大学・工学部	古米 弘明
霞ヶ浦情報センター	沼沢 篤
(株)環境研究センター	田中 秀之
韓国国立環境研究院	孔 東壽
//	俞 順珠
滋賀県琵琶湖研究所	中島 拓男
//	熊谷 道夫
建設省霞ヶ浦工事事務所	小川 裕之
//	阿比留裕信
千葉県水質保全研究所	半野 勝正
//	本橋敬之助
//	小倉 久子
千葉工業大学	瀧 和夫
//	石川 慎二
//	富田 誠二
筑波大学	内海 真生
//	鷲山 裕之
//	横田 正雄
東京水産大学	中村 岳史
//	Richard Weisburd
//	朴 濟哲
//	Rokaya Hussein
東北大学・理学部	金 周永
長野県衛生公害研究所	小澤 秀明
日本大学・生産工学部	北村 光
//	加藤 昌彦
三菱重工基盤技術研究所	板山 朋聡
(株)バイオックス	中里 広幸
	後藤 直知

実験施設名	研究テーマ	研究者名	研究期間
多目的実験池			
(大型池)	*動物相を用いた湖沼環境指標化に関する研究(湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
(小型池)	*生態系構造と溶存有機物の挙動に関する研究(湖沼環境指標特研)	相崎, 福島, 松重	92/4~97/3
	*N/P比変動の影響解析(湖沼環境指標特研)	相崎, 福島, 松重	92/4~97/3
	*pH, DOの変動特性からの生態系評価方法に関する研究(湖沼環境指標特研)	福島, 河合, 松重	93/4~95/3
(成層池)	*水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	90/4~永続
	*湖水中の溶存ガスの挙動に関する研究(地域経常)	福島, 松重	93/4~95/3
人工水路	*水耕栽培による水質浄化に関する研究(水質経常)	相崎	90/4~95/3
フリースペース	*霞ヶ浦に侵入した外来性魚類, 特にオオクチバスとブルーギルに関する研究(地域経常)	春日	92/4~97/3
	*実験用水生生物の保存(地域経常)	春日	90/4~長期
用排水棟	*上水処理における生物活性炭の検討(都市特研)	稲森, 高木, 水落	91/4~94/3
	*汚濁湖沼水の微生物活性炭流動床法等の新システム開発と浄化特性の解明に関する研究(地域経常)	稲森, 高木, 水落	92/4~94/3
	*汚濁湖沼水の微生物固定化法による水改善手法に関する研究(地域経常)	高木, 稲森	92/4~94/3
	*湖沼水中に溶解している難分解性有機化合物の挙動に関する研究(地域経常)	高木, 相崎	92/4~94/3
取水棟	*水質連続測定に関する研究(湖沼環境指標特研)	松重, 福島, 河合	90/4~長期
実験管理棟			
(モニター室)	*気象・水質等モニターデータの整理(計測経常)	河合	90/4~長期
(実験室)	*霞ヶ浦のイサザアミ個体群変動要因の実験的解析(湖沼環境指標特研)	春日	90/4~95/3
	*霞ヶ浦の魚類調査(湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
	*環境変動に伴う天然水中の微量成分の挙動に関する研究(地球経常)	野尻	90/4~長期
	*霞ヶ浦からのメタン・亜酸化窒素の放出に関する研究(地球推進費, 温暖化現象)	野尻	90/4~94/3
	*生物資源保護に果たす霞ヶ浦の役割(地域経常)	春日	90/4~長期
	*霞ヶ浦の環境に関する基礎的研究(地域経常, 特別経常)	相崎	92/4~94/3
	*無酸素水塊形成機構に関する研究(閉鎖性海域特研)	竹下, 木幡, 中村	91/4~94/3
	*植物プランクトン, 特にピコプランクトンの種類と光環境の関係について(湖沼環境指標特研)	高村	91/4~95/3
	*硝酸性窒素による地下水汚染に関する研究(地域密着)	平田	91/4~96/3
	*溶存有機物の動態, 分画, 起源に関する研究(湖沼環境指標特研)	今井, 福島, 相崎	93/4~97/3
	*アオコの増殖機構について(湖沼環境指標特研)	相崎	93/4~97/3
	*多孔質粘土鉱物による水質浄化に関する研究(生活地域流動)	相崎	93/4~97/3
	*水分離剤の湖沼生態系への影響に関する研究(生活地域流動)	相崎	93/4~97/3
薬堀池	*霞ヶ浦の貴重動・植物の保存(地域経常)	春日	89/4~永続
	*水質変動のモニター(モニター)	福島	93/4~95/3

誌上発表

発表者	題目	掲載誌	発表年
相崎守弘	水質汚濁のメカニズムと浄化技術	緑の読本	1992
相崎守弘	湖沼水-霞ヶ浦を例にして	季刊 化学総説 -陸水の化学	1992
相崎守弘	生態系制御	水	1993
相崎守弘, 福島武彦	霞ヶ浦流域の社会環境変化と水質変化	文部省科研費「近代化による環境変化の地理情報システム」平成4年度総合報告書(1)	1993
M. Aizaki, K. Kohata, H. Tanaka	Direct measurement of phytoplankton biomass in aquatic fields using the fiber-optic scanning spectrophotometer	陸水学雑誌	1993
A. Imai, N. Iwami, K. Matsushige, Y. Inamori, R. Sudo	Removal of refractory organics and nitrogen from landfill leachate by the microorganism-attached activated carbon fluidized bed process	Water Res.	1993
春日清一	恋瀬川の魚たち	筑波山 (STEP)	1992
春日清一	霞ヶ浦の豊かな生き物たち	霞ヶ浦再発見 (霞ヶ浦研究会)	1993
S. Nohara	A study on annual changes in surface cover of floating-leaved plants in a lake using aerial photography	Vegetatio	1991
S. Nohara	Annual changes of stands of <i>Trapa natans</i> L. in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura, Japan	Jpn. J. Limnol.	1993
福島武彦	生態系・環境に係わるシミュレーション	日本機会学会誌	1993
福島武彦	湖沼; そのマイクロコスモスを守るために	グローバルネット	1993
瀧 和夫, 福島武彦	底質データベースと底質汚染の評価	水環境学会誌	1993
国立環境研究所資料		SR-11-'93/NIES F-42-'92/NIES F-46-'93/NIES F-48-'93/NIES F-49-'93/NIES	1993 1992 1993 1993 1993

口頭発表

発表者	題 目	学会名称等	発表年
林 秀剛, 岩崎一郎, 河合崇欣, 田中 敦, 野尻幸宏	北アルプス高山湖(鷺羽池, 双六池)の水質におよぼす酸性雨の影響	日本陸水学会第57回大会	1992
河合崇欣, 田中 敦, 野尻幸宏	酸性降下物による陸水酸性化監視のためのモニタリングについて	日本陸水学会第57回大会	1992
R. Weisburd, T. Kawai	Net productivity and the wind dependence of gas exchange calculated from O ₂ and CO ₂ mass balances for Lake Kasumigaura mesocosms	日本陸水学会第57回大会	1992
中村岳史, 野尻幸宏, 橋本伸哉, 大槻 晃	東京湾海水中のメタン濃度とその変動	1992年度日本地球化学会年会	1992
野尻幸宏, 中村岳史	霞ヶ浦湖水中のメタン濃度とメタン生成, 放出量について	1992年度日本地球化学会年会	1992
金 周永, 須藤隆一, 稲森悠平, 今井章雄	活性炭への親和性と細菌の種類との関係	日本水環境学会第28回大会	1992
稲森悠平, 高木博夫, 金 周永, 須藤隆一, 近山恵幸, 大内山高広, 杉浦則夫	汚濁湖沼水の微生物固定化法による浄化における処理特性と生物相の関係	日本水処理生物学会第29回大会	1992
金 周永, 須藤隆一, 伏見 聡, 稲森悠平, 杉浦則夫	活性炭およびセラミックスに対する細菌類の親和性と基質除去特性	日本水処理生物学会第29回大会	1992
春日清一	霞ヶ浦の近年における生態系構造の変化	平成4年度日本水産学会春季大会	1992
春日清一	霞ヶ浦の豊かな生き物たち	霞ヶ浦研究会第1回シンポジウム	1992
春日清一	霞ヶ浦におけるオオクチバス及びブルーギルの増加に伴う生態系構造変化	平成4年度日本水産学会秋季大会	1992
瀧井 進, 山路晴美, 田中秀之, 木幡邦男, 中村泰男, 竹下俊二	東京湾奥部底泥における硫酸還元	日本微生物生態学会第8回大会	1992
福島武彦, P. Bossard, J. Bloesch R. Gachter	湖沼深層での懸濁物によるリンの取り込み	土木学会第47回年次学術講演会	1992
福島武彦, 原沢英夫	湖沼流域環境の長期的変化とその水質に及ぼす影響	第29回環境工学研究フォーラム	1992
福島武彦, 小澤秀明, 高木博夫, 相崎守弘	湖水中の溶存有機物の濃縮と分画について	第27回日本水環境学会年会	1993

発表者	題 目	学会名称等	発表年
相崎守弘	霞ヶ浦大山地先における水質モニタリングデータの解析	日本陸水学会第57回大会	1992
相崎守弘, 小澤秀明, 北村 光, 朴 济哲	アオコの日周上下移動にともなう溶存有機物濃度の変化	第8回日本微生物生態学会	1992
北村 光, 相崎守弘	自然環境保全基礎調査資料に基づく全国の湖沼水質と優占プランクトン	第8回日本微生物生態学会	1992
相崎守弘, 北村 光	屋外実験池でのアオコ発生に対するN/P比の影響	日本水環境学会第27回大会	1993
相崎守弘, 福島武彦, 北村 光, 新井孝昭, 北村 博	見た目アオコ指標アンケート結果の解析	日本水環境学会第27回大会	1993
野原精一	ハス (<i>Nelumbo nucifera</i>) の生育に及ぼす水深, 底質, 光環境の影響	第39回日本生態学会大会	1992