

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集 — 9 —

Proceedings of the Conference on Limnological Studies
at the Kasumigaura Water Research Station, NIES. Part 9

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1983年3月に完成し、以来10年が過ぎた。我々の研究所においては、初期に霞ヶ浦プロジェクトを全所的に行ったように、湖沼に関する研究は重要なテーマであった。その結果、多くの学問的な成果を得るとともに、外部からも高く評価されてきた。臨湖実験施設も10周年を迎えるにあたり、ますますの研究の進展を期待するとともに、各研究者が初心にもどり、湖沼研究の新たな飛躍を真剣に考えてほしい。

本報告書は1994年10月21日に行った第10回の発表会の講演要旨をまとめたものである。今回の発表会では17件の一般発表が行われたが、湖沼の水質汚濁の構造解明に加えて、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、千葉県水質保全研究所、滋賀県琵琶湖研究所、長野県衛生公害研究所から3名の研究者をお呼びし、湖沼保全対策研究の現状と課題と題して、パネルディスカッションを行った。関連分野の研究者にとっては示唆される点も多く、今後とも情報交換を行い議論を深めることができれば、湖沼研究のレベル向上に役立つであろう。

発表会には総勢40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、所内の方々に感謝する。

1995年3月

国立環境研究所所長

鈴木 継美

目 次

I. 臨湖実験施設研究発表	
1. pHとDOの連続測定による生産量の推定 (2)	1
松重一夫・福島武彦・Richard S. J. Weisburd・河合宗欣	
2. 屋外実験池における溶存有機物の挙動	5
朴 濟哲・大槻 晃・相崎守弘・福島武彦	
3. The effect of goldfish on the presence of dissolved organic nitrogen (urea and dissolved free amino acids) in eutrophic experimental pond water	9
Rokaya H. Goma・T. Fukushima・M. Aizaki・A. Otsuki・Dong-Soo Kong	
4. grazers構成が異なる実験池でみられたフェオ色素組成の特徴	14
中島 淳・福島武彦・孔 東壽・相崎守弘	
5. BOXを用いた水界生態系に関する研究	18
松永千会・秦 三和子・大久保卓也・細見正明・福島武彦・松重一夫	
6. 生物活性炭パイロットプラント処理における汚濁湖沼水浄化手法の適正操作条件の解析	21
橋本貴行・金 周永・近山憲幸・稲森悠平	
7. 生物活性炭流動床法における水質浄化と自己造粒化の機構解明	25
近山憲幸・金 周永・稲森悠平	
8. 水耕生物ろ過法による土浦港湖水の浄化	28
相崎守弘・中里広幸	
9. 東京湾奥における植物プランクトンの変遷	35
木幡邦男・竹下俊二・中村泰男・田中秀之・佐藤正春	
10. 東京湾における青潮に関する研究VI	
底泥における乳酸, プロピオン酸, 酢酸資化性硫酸還元菌の分布変動	39
田中秀之・相崎守弘・木幡邦男・中村泰男・竹下俊二	
11. シベリア永久凍土地帯の小湖沼のメタン放出について	41
野尻幸弘	
12. Methods of dissolved inorganic carbon measurement for natural waters	44
Richard S. J. Weisburd・M. Ishii・T. Fukushima・A. Otsuki	
13. 藍藻類の種構成に及ぼすN/P比の影響	49
藤本尚志・伊藤豪人・須藤隆一・松重一夫・稲森悠平	
14. 霞ヶ浦における各種ラン藻類の増殖制限物質	52
矢木修身・内山裕夫・富岡典子・桜井昌文・高村義親	
15. 霞ヶ浦での溶存有機物の動態	56
福島武彦・松重一夫・今井章雄・相崎守弘・朴 濟哲	
16. 湖水・河川水中の溶存有機物の化学的分画	61
今井章雄・福島武彦・朴 濟哲	
17. 霞ヶ浦の生態系構造とその管理	65
春日清一	
II. パネルディスカッション	
1. 湖沼保全対策研究の現状と課題	
—陸学的視点からみた窒素・リンの発生源対策—	71
中島 淳	
2. 面源負荷対策と湖内対策	74
川村 實	
3. 成層した湖における溶存酸素の消費過程について	77
高橋幹夫	
III. 資料	
1. 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	86
2. 第10回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者名簿	88
3. 平成6年度施設利用計画	89
4. 施設を利用した研究成果の一覧	90

I . 臨湖実験施設研究発表

pHとDOの連続測定による生産量の推定(2)

松重一夫¹・福島武彦¹・Richard S. J. Weisburd¹・河合宗欣²

(1地域環境研究グループ, 2化学環境部)

1. はじめに

1993年8月3日～9月10日の39日間、多目的実験池を用いてpHおよびDOの連続観測を行った。昨年度このデータを用いて生産量を推定したが、ガス交換量の推定をDOおよびDICの交換速度が等しいと仮定した計算を行ったがDOとDICの交換速度がかなり異なることが分かり、本年の6月にガス交換量の測定実験を同じ実験池を用いて行い、その結果を用いて昨年度のデータの再解析を行い、酸素と炭素の物質収支の計算を行った。

2. 結果および考察

生物による変化を計算するため、生物以外の原因によるDO・DIC変化の計算を行った。まず、水の流入・流出による変化は、本実験池の滞留時間を20日に設定しているため、流入水によるDO・DIC濃度の変化は、流入量×(流入水濃度-実験池水濃度)で計算する。同様に降雨による濃度変化は、降雨量×(雨水中濃度-実験池水濃度)である。次に、ガス交換による変化は、以下の式を用いて計算を行った。詳しくは文献¹⁾を参照。酸素のガス交換係数は、(1)式を用いて計算した。

$$K_L=49.2Rv(Dm_{20}^{O_2})^{0.5}(U_{10})^{1.5} \quad \dots\dots\dots(1)$$

ここで、

K_L : ガス交換係数($cm \cdot h^{-1}$)

Rv : 純水と現地水の動粘性係数の比

$Dm_{20}^{O_2}$: 酸素の分子拡散係数($2.06 \times 10^{-5} cm^2 \cdot s^{-1}$)

U_{10} : 地上10mでの風速($m \cdot s^{-1}$)

炭酸ガスの場合、 CO_2 は水中に溶解するとすぐに HCO_3^- 、 CO_3^{2-} に解離するため下層へのフラックスが増加する。そこで、その増加率EFを風速とpHの関数とし(2)式のよう

$$EF=rz \coth(rz) \quad \dots\dots\dots(2)$$

$$r=((K_{12}[H^+]+K_{13}K_w)/Dm_{20}[H^+])^{0.5} \quad \dots\dots\dots(3)$$

$$Z=0.072 \exp(-0.215U_{10}) \quad \dots\dots\dots(4)$$

ここで、

K_{12} : CO_2 が水と水和して HCO_3^- に解離する時間定数 ($0.037 M^{-1} \cdot s^{-1}$)

K_{13} : CO_2 がOH-と結合して HCO_3^- となる時間定数 ($8500 M^{-1} \cdot s^{-1}$)

Dm_{20} : 炭酸ガスの分子拡散係数($1.64 \times 10^{-5} cm^2 \cdot s^{-1}$)

炭酸ガスのガス交換係数は、(5)式を用いて計算した。

$$K_L=49.2Rv(Dm_{20}^{CO_2})^{0.5}(Dm_{20}/Dm_{20}^{O_2})^{0.5}EF(U_{10})^{1.5} \quad \dots\dots\dots(5)$$

酸素および炭酸ガス交換係数を用いて、各交換フラックスFは、(6)式を用いて計算した。

$$F=K_L(C_{sat}-C_w) \quad \dots\dots\dots(6)$$

ここで、 C_{sat} は大気と平衡な水中濃度(M)で、DOおよびDICは(7)式および(8)式で計算した。また、 C_w は溶存水中濃度であり、 CO_2 の場合ほぼ $[H_2CO_3^*]$ と等しい。

$$C_{sat}(DO)=(14.4-0.394t+0.00812t^2-0.000084t^3)/32 \quad \dots\dots\dots(7)$$

$$C_{sat}(DIC)=(1.19-0.0438t+0.00084t^2-0.00000638t^3)/44 \quad \dots\dots\dots(8)$$

以上の式を用いて、計算した結果をまとめて図1～4に示す。図はPond1とPond2のDOおよびDICの結果で図中 meas.DO および meas.DIC は測定した水中濃度、water ex.は流入・流出水による変化、gas ex.は大気とのガス交換による変化、biol.valは生物由来の変化を表したものである。biol.val.は実験開始時を0として、 $biol.val.=\Delta meas.(Do \text{ or } DIC)-water \text{ ex.}-gas \text{ ex.}$ である。

夜間の20時から4時のデータからその変化を呼吸量とし、その3倍を1日の呼吸量とし、図5、6にPond1およびPond2の実験期間中の呼吸量の変化を示す。生産量は $\Delta biol.val.+呼吸量$ と計算した。

実験期間中の呼吸量および生産量のDOとDICの比PQおよびMQを図7、8に示す。PQは平均で0.91、1.02、期間中は0.45～1.34、0.70～1.58の範囲、MQは

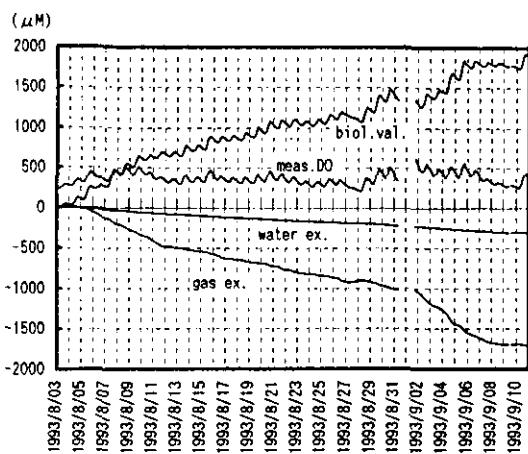


図1 DO濃度と要因別の変化量 (Pond1)

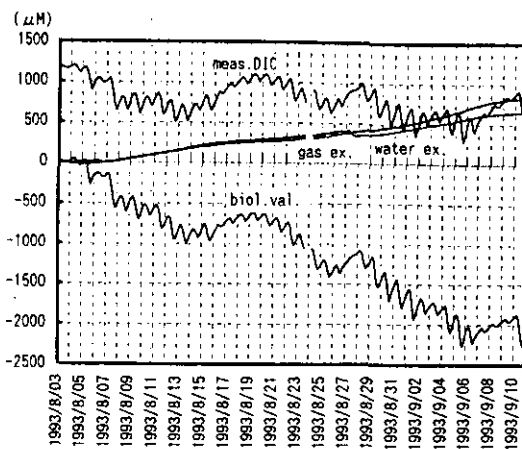


図4 DIC濃度と要因別の変化量 (Pond2)

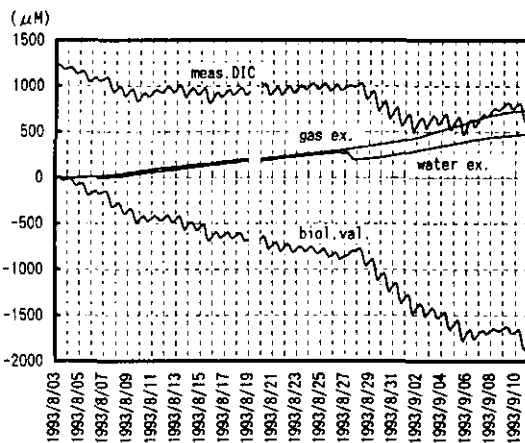


図2 DIC濃度と要因別の変化量 (Pond1)

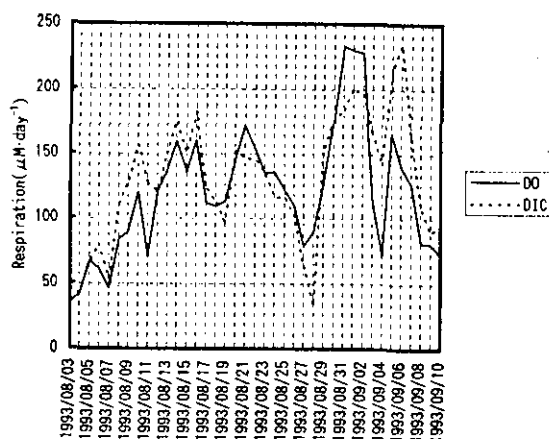


図5 実験期間中の呼吸量 (Pond1)

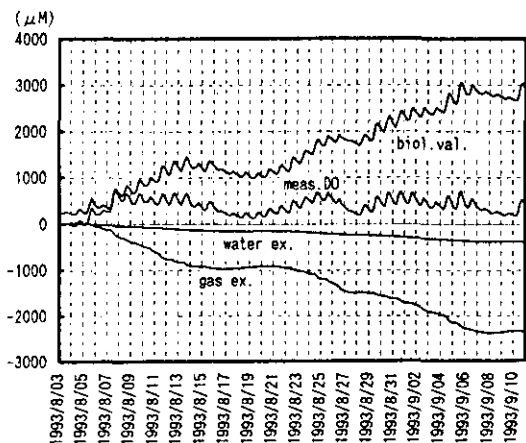


図3 DO濃度と要因別の変化量 (Pond2)

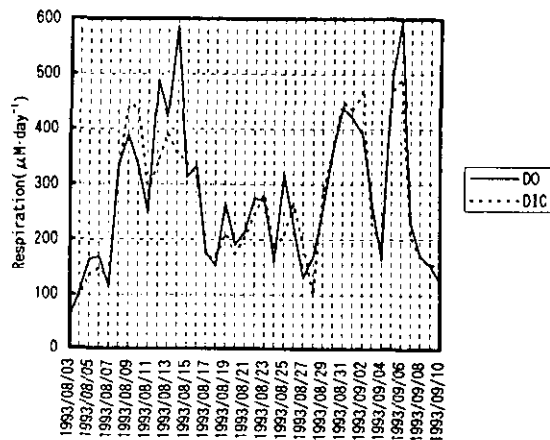


図6 実験期間中の呼吸量 (Pond2)

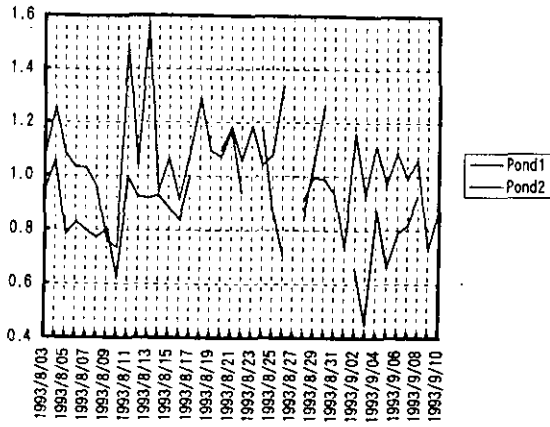


図7 DOとDICによる呼吸量の測定値の比

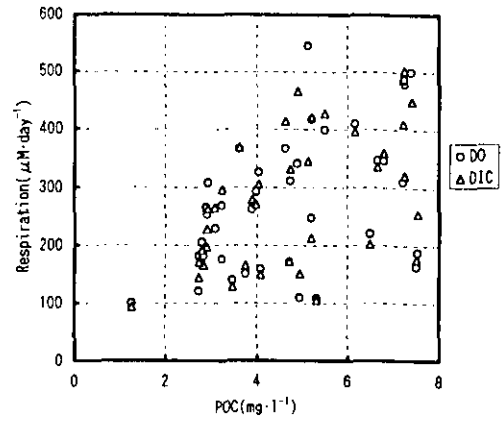


図10 POCと呼吸量の関係 (Pond1)

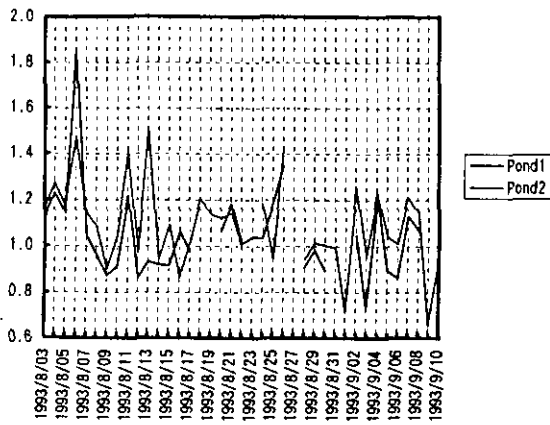


図8 DOとDICによる生産量の測定値の比

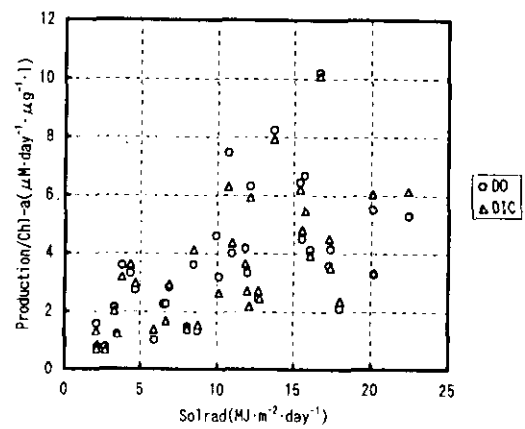


図11 生産量と日射量の関係 (Pond1)

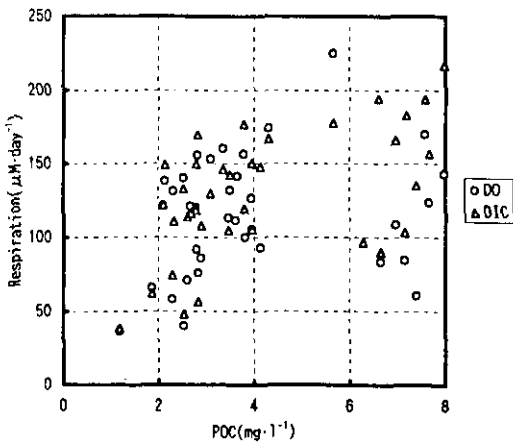


図9 POCと呼吸量の関係 (Pond1)

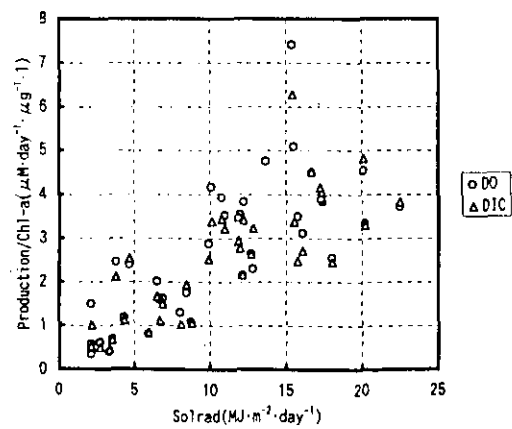


図12 生産量と日射量の関係 (Pond2)

表 1 炭素と酸素の物質収支

mM/m ³ /d										
	Carbon								Oxygen	
	Pond 1				Pond 2				Pond 1	Pond 2
	DIC	DOC	POC	SUM	DIC	DOC	POC	SUM	DO	DO
Water Exchange										
Inflow	60.6	11.1	1.0	72.7	60.6	11.1	1.0	72.7	10.4	10.4
Outflow	-43.9	-13.9	-16.9	-74.7	-39.6	-18.3	-18.9	-76.9	-18.5	-20.0
rain (in)	0.2	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.3	0.9	0.9
rain (out)	-4.2	-1.2	-1.3	-6.6	-3.8	-1.5	-1.2	-6.5	-1.3	-1.4
SUM	12.8	-4.0	-17.1	-8.3	17.3	-8.7	-19.1	-10.5	-8.5	-10.0
Gas Exchange	19.4			19.4	21.5			21.5	-46.0	-60.9
Sedimentation			-14.3	-14.3			-7.1	-7.1		
Photosynthesis	-174.0				-317.7				176.3	345.3
Community Res.	127.4				265.8				-118.1	-270.1
-d/dt	14.3	-1.4	-11.3	1.5	12.9	-5.0	-17.2	-9.4	-3.7	-4.1

平均で1.04, 1.09, 期間中は0.73~1.85, 0.65~1.51の範囲であった。POCと呼吸量の関係を図9, 10に, 生産量(Production/Chl-a)と日射量の関係を図11, 12に示す。

最後に, 酸素および炭素の実験期間中の物質収支を表1に示す。DOおよびDICのデータは連続測定の結果から計算したもので, DOCおよびPOCのデータは流入水および実験池水の分析値, 沈殿瓶からの沈殿量およびPond2については金魚の重量の増加量から計算したものである。DOおよびDICは計算方式からも当然収支

が一致するが, 炭素収支を見た場合でも, ガス交換で水中に取り込まれた炭素が, 沈殿, 流出および池内の増減分とおおむね一致した。

3. おわりに

実験池の結果をもとに, 今後, 実際の湖沼での生産量の推定が行える手法を開発して行く予定である。

参考文献

1)水環境学会誌投稿中

屋外実験池における溶存有機物の挙動

朴 濟哲¹・大槻 晃¹・相崎守弘²・福島武彦³

(1東京水産大学, 2水士圏環境部, 3地域環境研究グループ)

1. はじめに

湖沼における溶存有機物の起源としては、湖内で生成される内来性溶存有機物(Autochthonous DOM)と外来性溶存有機物(Allochthonous DOM)に大きく分類ができる。その内、内来性溶存有機物の起源としては植物プランクトンや水生植物からの排出、動物プランクトンの排泄、湖底の堆積物からの溶出等、外来性溶存有機物は陸上起源の有機物、人為的物質の流入等が考えられている。湖内の溶存有機物を分解性の観点から見ると、難分解性の有機物が多い。しかしながら、難分解性有機物の起源に関してはほとんど陸上起源と考えられているため、それ以外の起源に関する研究は少ない。したがって、水界における難分解性溶存有機物の生産機構、挙動、機能に関しても不明点が多い。ここでは生態系構成が異なる実験池での易分解性溶存有機物と難分解性溶存有機物の挙動について報告する。

2. 方法

2.1 実験方法

国立環境研究所臨湖実験施設にある多目的小型実験池を用いて実験を行った。それぞれの実験池は一辺3mの6角型をしており、深さが1.75m、容量が約36m³、滞留時間及び栄養塩負荷濃度を制御ができる実験池である。実験条件はN/P比が10、実験池1は魚(金魚)を入れない系、実験池2は魚を入れた系を作った。実験は1993年8月3日から同年9月14日まで行い、二日に1回採水して溶存有機物の挙動を調べた。Sampleは予め500°Cで焼いたGF/F filterでろ過後、1Lガラス容器(予め500°Cで焼いたもの)に入れ、温度25°Cの恒温室中暗条件下で100日間分解実験を行った。100日培養後、分解された溶存有機物を易分解性溶存有機物(L-DOC)、残存した溶存有機物を難分解性溶存有機物(R-DOC)とした。溶存有機炭素は高感度触媒を組み込んだ全有機炭素計(島津, TOC-5000)で、懸濁有機炭素(POC)はCHN分析機(柳本, MT-5)で、Chl.a濃度はUNESCO/SCOR法によって測定した。

2.2 難分解性溶存有機物の生産量

実験池における難分解性溶存有機物の生産量は次の式で求めた。

$$V \cdot dCr/dt = V \cdot Prodr + Q(Cir - Cr) \quad (1)$$

ここで Q: 流入水量(m³/day), V: 実験池体積(m³), t: 時間(day), Cr: 実験池内のR-DOC濃度(mgC/l), Prodr: R-DOCの生産量(mgC/l/day), Cir: 流入水のR-DOC濃度(mgC/l)である。

3. 結果及び考察

3.1 湖沼における溶存有機物の分解速度

溶存有機物の内、バクテリアにより分解し易い有機物を易分解性溶存有機物(Labile-DOC)、分解し難い有機物を難分解性溶存有機物(Refractory-DOC)と分類できる。海洋や湖沼でDOM(Dissolved Organic Carbon)の分解速度は幾つか報告されている(表1)。易分解性溶存有機物の中でも分解されやすい有機物の分解速度k1と比較的分解され難い有機物の分解速度k2が分けて測定されている(図1)。海洋における分解速度k1(rate constant of decomposition)は0.01-0.009(1/day)、湖沼では0.007-0.028(1/day)であった。今回の結果から、富栄養湖である霞ヶ浦のL-DOC分解速度k1が他の湖水より極めて低いことがわかった。同じ富栄養湖である中沼よりk1が約1/4の値(Total-DOC濃度は中沼が3.8mgC/l、霞ヶ浦が3.4mgC/l)を示した。中栄養湖の湯の湖(T-DOC 0.7 mgC/l)とk1がほぼ同じ値であった。この結果から霞ヶ浦の溶存有機物の内、易分解性溶存有機物(L-DOC)の割合は10%位で、残りほとんどが難分解性溶存有機物(R-DOC)であることが明らかになった。

実験池での溶存有機物濃度の分解速度は魚がいる、いない条件でかなり違いが見られた。魚がいない系では、動物プランクトンの捕食によって植物プランクトンがほとんどなくなり、藻類由来の溶存有機物生成量も少なかった。しかし、魚がいると動物プランクトンの数が減少し、植物プランクトンの現存量が増えた。この増えた植

表1 溶存有機物の分解速度 (1/day)

Samples	k1	k2	Reference
Derived from Scenedesmus	0.0052	0.0004	Ogura(1972a)
The East China Sea		0.005	Ogura(1972b)
The north-equatorial Pacific	0.033	0.0052	Ogura(1972c)
Tokyo Bay	0.01-0.09	0.001-0.009	Ogura(1975)
Shibakusa-daira mountain bog	0.028	0.0016	Satoh(1987)
Nakanuma, eutrophic lake	0.027		Watanabe(1984)
Lake Kasumigaura, eutrophic lake	0.007	0.003	This work
Edosaki Bay	0.013	0.004	This work
Lake Yuno, oligotrophic lake	0.007	0.001	This work
Experimental Pond 1	0.022	0.004	This work
Experimental Pond 2	0.042	0.005	This work

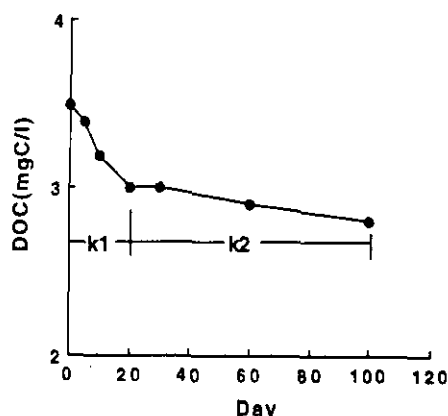


図1 溶存有機物の分解実験結果
(k1, k2; rate constant for decomposition)

物プランクトンからの溶存有機物生成量も増加した。したがって、魚がいる実験池のk1が魚がいない実験池より2倍高かった。

溶存有機物の内、分解速度が遅い部分の分解速度k2は海洋と湖沼、共に0.001-0.005(1/day)程度でありあまり変わりはない。

3.2 実験池におけるDOC濃度の変化

実験池 (Pond) における流入水のPOC (Particulate Organic Carbon)濃度は実験池の約10-15%程度であったので、実験池のDOC濃度はほとんど植物プランクトン起源のDOCと考えられる。したがって、実験池で生産されたL-DOC濃度とR-DOC濃度は植物プランクトン由来と推定された。

P1は魚が入っていないので植物プランクトンPOCはほぼ動物プランクトンの捕食によってL-DOCとR-DOCに変わった(図2, 3)。P1でのL-DOC濃度は動物プランクトン数が増える時高くなり、その時のL-DOC濃度は0.8mgC/l増加した。R-DOC濃度もL-DOC濃度の変化と同様に動物プランクトン数が増える時高くなり、その時の増加量は0.5mgC/lであった。P2(魚がいる系)では動物プランクトンの数が魚の捕食によってP1よりかなり少なかった。このためChl.a濃度が高くなり(図4)、L-DOCとR-DOC濃度の増加も大きくなった(図5)。L-DOC濃度とR-DOC濃度の増加量はP1と比べて約2倍(L-DOC 2.0mgC/l, R-DOC 0.9mgC/l)大きかった。魚がいないP1より魚の影響を受けているP2では藻類起源のDOCが増え、R-DOC生成量(式(1)で計算)も増えることがわかった(図6, 7)。

各実験池でのDOCからL-DOCとR-DOC生成変換効率をDOC濃度減少時のDOC減少量とL-DOC, R-DOC増加量から求めた(図2, 4の↓↑の間)。動物プランクトンの影響を大きく受けたP1ではDOC減少量から推定したL-DOCへの変換効率は21%で、R-DOCへの変換効率は約40%であった。魚がいるP2ではDOC減少量が多かったことから変換効率はL-DOCへ10%、R-DOCへ15%とP1に比べて低かった。魚のいる、いない条件の違いにより変換効率は大きく異なった。L-DOCとR-DOC生成に対する魚の影響としては、DOCからL-DOCとR-DOCへの変換効率は低下させるが、DOC濃度を上昇させることによってL-DOCとR-DOC生成量は高まることが明らかになった。

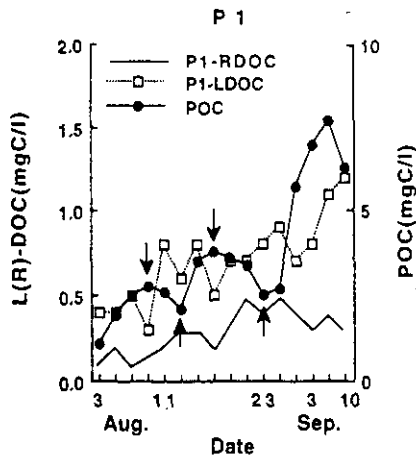


図2 実験池1のL-DOC, R-DOC及びPOC濃度の変化

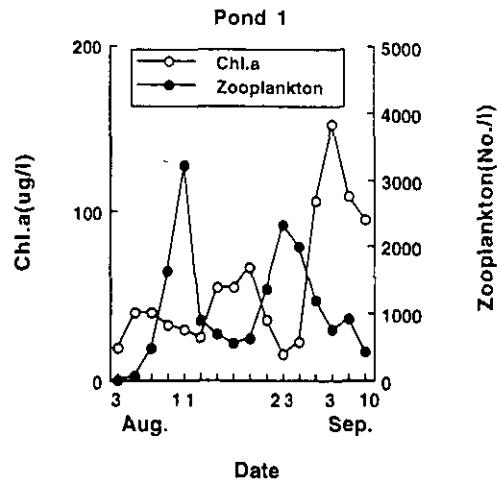


図3 実験池1のChl.a濃度及び動物プランクトン数の変化

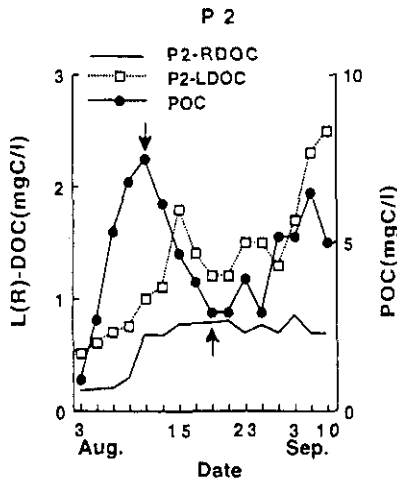


図4 実験池2のL-DOC, R-DOC及びPOC濃度の変化

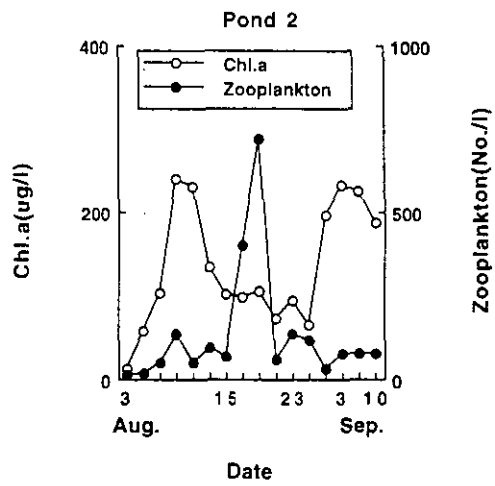


図5 実験池2のChl.a濃度及び動物プランクトン数の変化

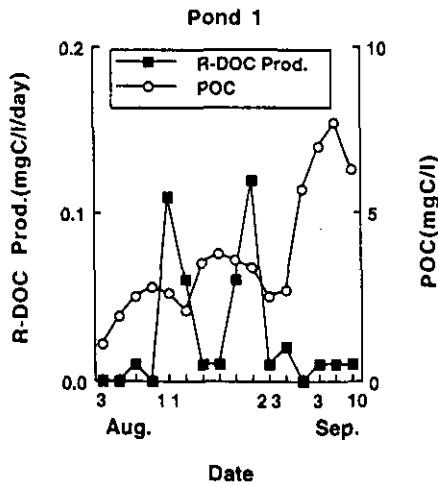


図6 実験池1におけるPOC濃度変化に対するR-DOC生産量

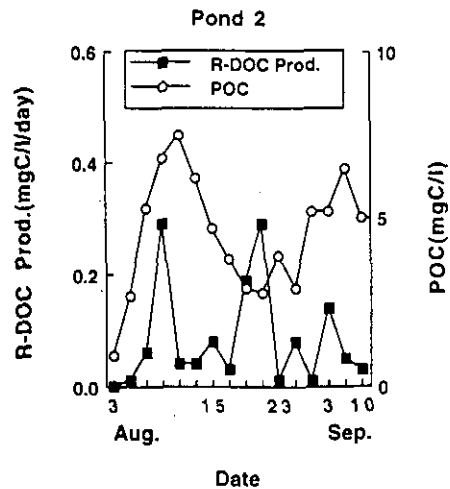


図7 実験池2におけるPOC濃度変化に対するR-DOC生産量

参 考 文 献

- Ogura, N. (1972c): Rate and extent of decomposition of dissolved organic matter in surface water. Mar. Biol. 13:89-93.
- Ogura, N. (1975): Further studies on decomposition of dissolved organic matter in coastal seawater. Mar. Biol. 31:101-111.
- Sato, Y. and Abe, H. (1987): Dissolved organic matter in colored water from mountain bog pools in Japan. II. Biological decomposability. Arch. Hydrobiol. 111:25-35.
- Watanabe, Y. (1984): Transformation and decomposition of photosynthetic products of Lake phytoplankton. Jap. J. Limnol. 45:116-125.

The effect of goldfish on the presence of dissolved organic nitrogen (urea and dissolved free amino acids) in eutrophic experimental pond water.

Rokaya H. Goma¹, T. Fukushima², M. Aizaki², A. Otsuki¹ and Dong Soo Kong³
¹Tokyo University of Fisheries, ²National Institute for Environmental Studies and
³National Institute for Environmental Research in Korea

1. INTRODUCTION

In Lake Kasumigaura dissolved organic nitrogen (DON) represented more than 90 % of dissolved total nitrogen (Otsuki et al., 1993). After heavy blooms of Cyanobacteria during July to November, relatively high DON concentrations (more than 0.5 mg l⁻¹) were observed.

The DON pool contains a large number of compounds, but the exact components are unknown. However, urea and dissolved free amino acids are known to be significant components. Processes related to aquatic animals activity provide an internal source of these compounds. The role of zooplankton excretion in the presence of DON was confirmed in the previous report (Rokaya et al., 1993). For more understanding about the importance of excretory nitrogenous materials by aquatic animals, this experiment was conducted from August to September 1993 for 40 days to study the effect of fish on the presence of DON (urea and dissolved free amino acids) in eutrophic outdoor experimental ponds.

2. EXPERIMENTAL

In pond (2) two thousand goldfish of average 2.86 g wet wt per one fish were released, and pond (1) was kept without fish. Duplicate ponds of 1.75 m in depth, and 40 m³ in volume were used. Renewal rates of water were adjusted to 20 days using lake water excluded large particles. Water samples were filtered through GF/F glass fiber filters and kept deep-frozen (-20°C) before analysis. Urea measurements were made by diacetyl monoxime method using a Technicon Auto-analyzer system (Price & Harrison 1987). Dissolved free amino acids (DFAA) was determined by high performance liquid chromatography. Amino acid analysis followed the method given by Clements and

Hilbish (1991), glycine being used as the standard and DFAA concentrations given as glycine equivalents. For each sample two replicate analyses were carried out for both urea and dissolved free amino acids. Long column bottle samples of both zooplankton and water were taken near center at the same time, the former sample being screened through a 100 µm mesh net and preserved with formalin. Zooplankton biomass was estimated by multiplying the number of individuals by mean individual biomass (dry wt) of each species determined by Kurasawa et al., (1971) and Dumont et al., (1975).

3. RESULTS AND DISCUSSION

There was little variation of the urea concentration in the inflow water; the concentration was almost constant during the period of study with an average value of 0.407±0.058 µmol l⁻¹. However, in pond 1 (without fish) at the first week of the experiment the concentrations were close to inflow water, then suddenly increased giving the first peak of 0.889 µmol l⁻¹ on the ninth and eleventh days of the experiment, declined to lowest value of <0.5 µmol l⁻¹ and again increased gradually reaching to the second peak of maximum 1.864 µmol l⁻¹ on the twentysecond day, falling thereafter (Fig. 1). It is noticeable that urea peaks were observed when zooplankton biomass was high, the first and second peaks were coincided with maximum total zooplankton biomass of 1.563 and 3.037 mg dry wt l⁻¹, respectively (Fig. 2). Zooplankton species composition were in genera *Brachionus*, *Bosmina*, *Cyclops* and *Moina* (Fig.3). Reverse relationship was found between zooplankton and phytoplankton (expressed by chlorophyll a), i.e maximum abundance of total zooplankton had been observed during low algal standing crop due to zooplankton grazing activity (Fig. 4). Clearly, the peaks of urea would have resulted from

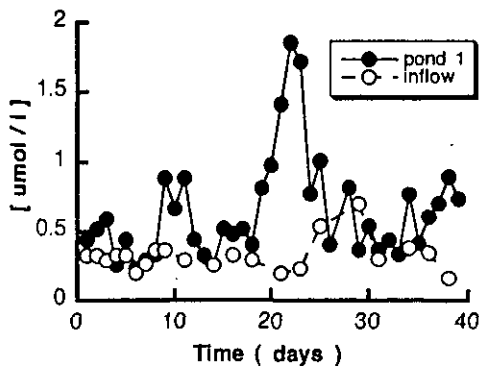


Fig. 1. Urea Concentrations in pond 1 (without fish) and inflow water.

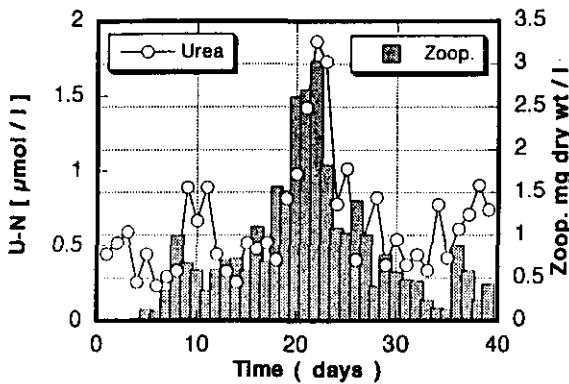


Fig. 2 Zooplankton biomass and urea concentration in pond 1 (without fish).

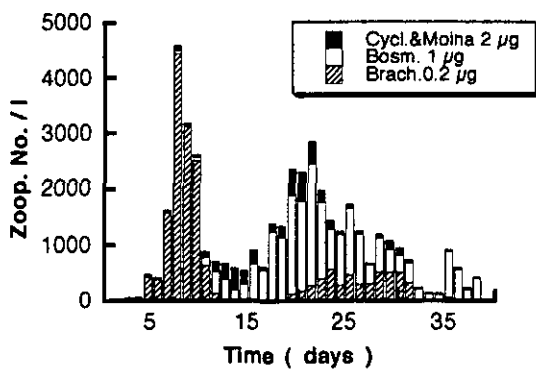


Fig. 3. Zooplankton species composition in pond 1 (without fish).

excretion by herbivorous zooplankton. It is interesting to note that urea concentrations followed a similar pattern of variations with almost exact timing of the peaks showed in the previous study of 1992. Therefore, this result reconfirm the excretion of urea by herbivorous zooplankton as an important source of dissolved organic nitrogen in Lake Kasumigaura.

Concerning dissolved free amino acids (DFAA), in general, concentrations in pond 1 (without fish) showed slight variations ranged from 1.232 to 2.248 $\mu\text{mol l}^{-1}$ with concurrent small differences in concentrations of inflow water (Fig. 5). Relatively high concentrations of DFAA forming two small peaks of maximum 2.232 and 2.085 $\mu\text{mol l}^{-1}$ were observed when zooplankton biomass was high, coincided in occasion with urea peaks. The relative abundance of dissolved free amino acids would be due to a number of processes. These include release by phytoplankton, excretion by zooplankton (Webb and Johannes, 1967; Small et al., 1983) and "sloppy" feeding by zooplankton as defined by Lampert (1978). Williams and Poulet (1986) found that increased in concentration of amino acids corresponded to the zooplankton maximum abundance, assuming that zooplankton feeding releasing the amino acids into the water. Therefore, this relative high concentrations of DFAA were probably caused by zooplankton feeding activity. However, we could not get clear result like urea excretion.

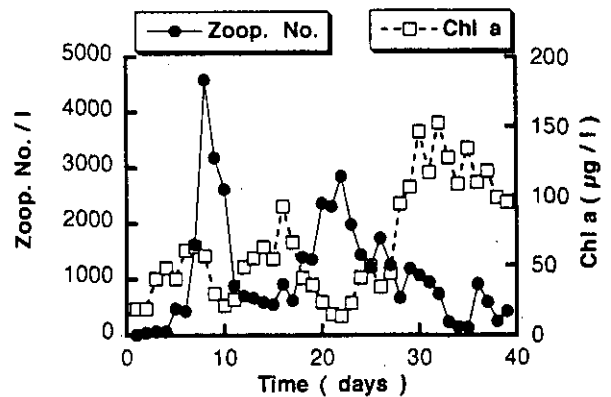


Fig.4. Zooplankton biomass and chlorophyll a in pond 1 (without fish).

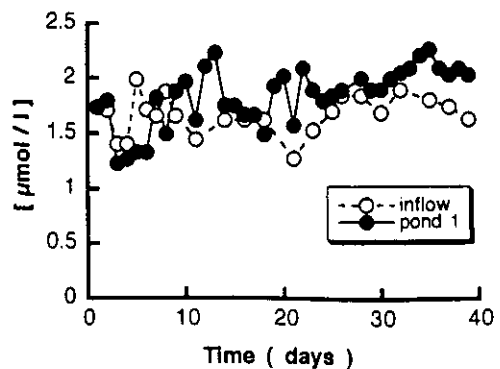


Fig. 5. Concentration of dissolved free amino acids in pond 1 (without fish) and inflow water.

The releasing of goldfish in pond 2 has resulted in a significant increase of urea and amino acids, but trends of variations were similar to those of pond 1 as illustrated in figures 6 and 7. Urea concentrations showed the first peak of $3.48 \mu\text{mol l}^{-1}$, representing about twice the highest peak in pond 1, and two others peaks of low concentrations (1.864 and $2 \mu\text{mol l}^{-1}$). Distinct peak of DFAA with maximum $3.667 \mu\text{mol l}^{-1}$ has been found to coincide with the timing of the first peak of urea. Despite zooplankton biomass was extremely low in this pond, the highest concentrations of urea and amino acids were correlated with maximum abundance of zooplankton. In general, the increasing of dissolved organic nitrogen (urea and amino acids) could be resulted from fish excretion. The estimated specific excretion rate of urea by fish was $8.514 \mu\text{mol. g dry wt}^{-1}. \text{day}^{-1}$ which represents 67% of the total excreted nitrogen. However, zooplankton activities such as excretion and grazing definitely contributed to rise up the concentrations of urea and DFAA shown in first peak. The presence of fish in pond 2 changed zooplankton composition, Cyclops and Moina which have been observed in pond 1 disappeared due to fish predation and other species of small size like *Trichocerca* and other Rotifers became dominant (Fig. 8). Hanazato et al., (1990) explained the increase of Rotifers in the enclosure experiment due to the secondary effect of fish predation which lowered the Cladocerans population and released Rotifers from feeding by fish. The highest urea concentrations observed in this pond would be excreted by small size zooplankton. The specific excretion rate of urea by zooplankton can be estimated:

$$\text{Urea flux} = \text{zooplankton biomass} \times \text{specific excretion rate}$$

$$\text{Specific excretion rate} = \frac{\text{urea flux}}{\text{zooplankton biomass}}$$

Where:

$$\text{Urea flux} = \frac{dc}{dt}$$

(the increase of urea concentration after t days)

The averages of specific excretion rates of urea calculated in this manner during peaks time are shown in table 1. The excretion rate by small zooplankton in pond 2 was quite high, comparing to the rate by larger species in pond 1.

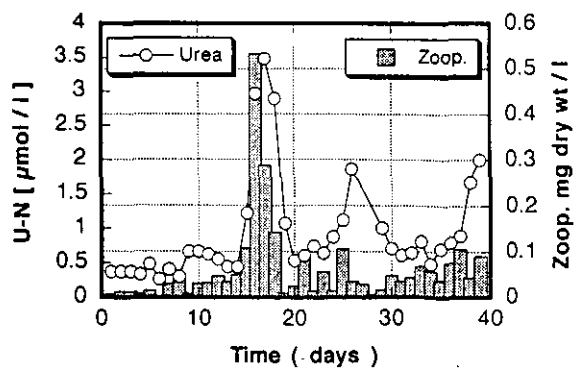


Fig. 6 Zooplankton biomass and urea concentration in pond 2 (with fish).

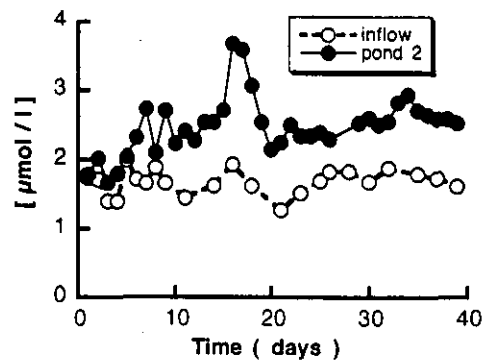


Fig. 7. Concentrations of dissolved free amino acids in pond 2 (with fish) and inflow water.

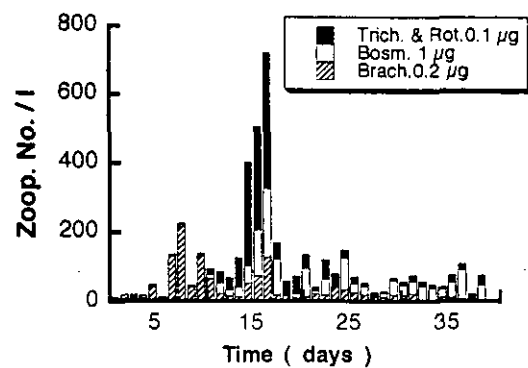


Fig. 8. Zooplankton species composition in pond 2 (with fish).

Higher specific excretion rate of urea ($0.590 \mu\text{mol mg dry wt}^{-1}. \text{day}^{-1}$) was also found in pond 1 during first peak when *Brachionus* (body size $0.2 \mu\text{g}$) was dominant (98 % of the total zooplankton), but in the second peak where larger zooplankton *Bosmina* (body size $1 \mu\text{g}$) was abundant (73 % of total zooplankton), the excretion rate reduced to $0.153 \mu\text{mol. mg dry wt}^{-1}. \text{day}^{-1}$. From this result, it appears that the specific excretion rate of urea nitrogen by small size zooplankton is several times higher than that of larger members. The

Table1 Estimation of specific excretion rate of urea nitrogen by fish and zooplankton

	Fish excretion ($\mu\text{mol/g dry wt/day}$)	Zoop. excretion ($\mu\text{mol/mg dry wt/day}$)
This study		
Pond (1)		0.372
Pond (2)	8.514	4.109
Eppley et al., 1973 (marine water)		0.24 - 4.56

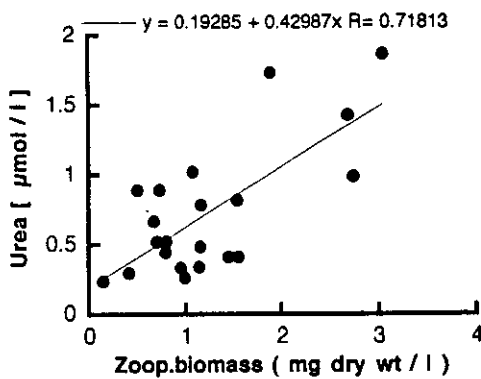


Fig. 9 Relationship between urea and zooplankton biomass in pond 1 (without fish).

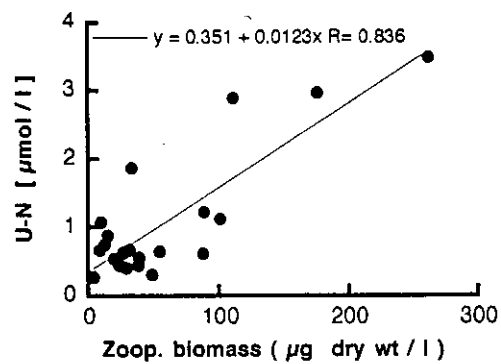


Fig. 10 Relationship between urea and zooplankton biomass in pond 2 (with fish).

range of excretory rates of urea by fresh water zooplankton reported here is consistent with those values obtained by Eppley et al., (1973) for marine zooplankton (Table 1). It was found that the excreted urea represents 17 and 27% of the total nitrogen excreted by zooplankton in pond 1 and 2, respectively. The correlation between urea concentrations and zooplankton biomass was significant ($p < 0.001$) indicating that urea increases with increased zooplankton biomass ($r = 0.7$ and 0.8 for pond 1 & 2, respectively) as shown in figures 9 and 10.

In conclusion, this experiment demonstrated that dissolved organic nitrogen (urea and dissolved free amino acids) in lake water can be provided not only by fish excretion directly, but also indirectly due to activity of small size zooplankton resulted from selectivity feeding of fish. So, changes in zooplankton species composition resulted from fish predation is an important factor in providing dissolved organic nitrogen into the water.

REFERENCES

- Clements, L.J. and T.J. Hilbish (1991): Comparison of fluorescamine and o-phthalaldehyde methods for measuring amino acid exchange in marine organisms. *Limnol. Oceanogr.* 36: 1463-1471.
- Dumont, H.J., I. Van DE Velde and S. Dumont (1975): The dry weight estimate of biomass in selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19: 75-97.
- Eppley, R.W., E.H. Renger, E.L. Venrick and M.M. Mullin (1973): A study of plankton dynamics and nutrient cycling in the central gyre of the North Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* 18(4): 534-551.
- Hanazato, T., T. Iwakuma and H. Hayashi (1990): Impact of whitefish on an enclosure ecosystem in a shallow eutrophic lake:

- selective feeding of fish and predation effects on the zooplankton communities. *Hydrobiol.* 200/201: 129-140.
- Kurasawa, H., H. Yamagishi, M. Furukawa and S. Tamemasa (1971): Seasonal changes of plankton in Lake Suwa (1970) I. A comparison of densities and biomass between the dominant species JIBP-PF Res. Rep. Lake Suwa 3: 41-53 (in Japanese).
- Lampert, W. (1978): Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 23: 831-834.
- Otsuki, A., R.H. Goma, M. Aizaki and Y. Nojiri (1993): Seasonal and spatial variations of dissolved nitrogenous nutrient concentrations in hypertrophic shallow lake, with special reference to dissolved organic nitrogen. *Ver. Internat. Verein Limnol.* 25: 187-192.
- Price, N.M. and P.J. Harrison (1987): Comparison of methods for analysis of dissolved urea in sea water. *Mar. Biol.* 94: 307-317.
- Rokaya, H. Goma, M. Aizaki and A. Otsuki (1993): Relationship between urea, dissolved free amino acids and zooplankton biomass in outdoor experimental pond. Proceeding of the Conference on Limnological Studies at the Kasumigaura Water Research Station, NIES part 8: 55-59 (unpublished report).
- Small, L.F., S.W. Fowler, S.A. Moore and J. La Rosa (1983): Dissolved and fecal pellet carbon and nitrogen release by zooplankton in tropical waters. *Deep-sea Res.* 30: 1199-1220.
- Webb, K. L. and R.E. Johannes (1967): Studies of the release of dissolved free amino acids by marine zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 12: 376-382.
- Williams, R. and S.A., Poulet (1986): Relationship between the zooplankton, phytoplankton, particulate matter and dissolved free amino acids in the Celtic Sea. *Mar. Biol.* 90: 279-284.

grazers構成が異なる実験池でみられたフェオ色素組成の特徴

中島 淳¹・福島武彦²・孔 東壽³・相崎守弘²

(1千葉県水質保全研究所, 2国立環境研究所, 3韓国国立環境研究院)

1. はじめに

湖底泥に堆積した植物色素を測定することは、過去の湖沼環境の考察に有用と考えられる。クロロフィルを前駆物質とすると考えられているフィトールやその他のイソプレノイド化合物と同様に、湖沼底泥に堆積したフェオフィチンやフェオフォルバイドなどのフェオ色素および未分解のクロロフィル等の植物色素を測定することは、過去の湖沼環境とくにその生産力の推定に有用と考えられ、地球化学者たちは過去の生産力の指標として堆積物中の植物色素を測定してきた。しかしながら、色素の沈降を支配する要因は複雑である。底泥に沈降する色素および分解物の沈降フラックスは、生産層での生産量によらず、むしろgrazersの特性によるといわれ (Carpenter *et al.*, 1986), 筆者らも、底泥中のフェオ色素は表水層の生産力の直接の指標とはならず、むしろ植物プランクトンと動物プランクトンの群集構造に依存すると考えている (中島, 1991; 1992a; 1992b)。

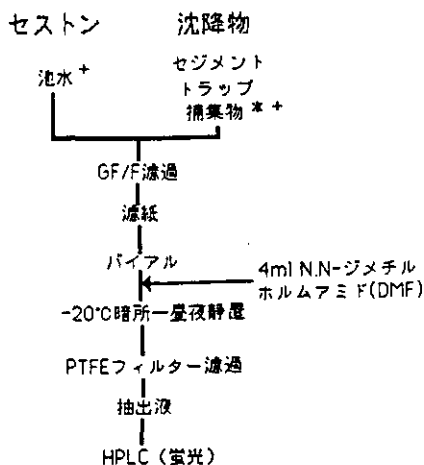
国立環境研究所臨湖実験施設における小型屋外実験池では、1993年の夏期に魚 (金魚; *Carrasius auratus*) の密度を変えた実験が実施された (福島他, 1993)。ここでは、魚密度を変えた各実験池で、植物プランクトンおよび動物プランクトンの群集構造が顕著に異なっていた。そこで、これらの実験池のフェオ色素組成を測定し

その特徴を明らかにすることにより、底泥中の植物色素の評価の一助としようとした。なお、本実験は1994年も継続されており、ここでは1993年の結果を述べ中間報告としたい。

2. 方法

3種の実験池 (NF-P, LF-P, HF-P) はいずれも容積 36.0m³, 水深1.53mで、窒素, 磷がそれぞれ2mg/lおよび0.2mg/l増加するように添加された霞ヶ浦湖水の砂濾過水が、流量1.8m³/dで流入している (滞留時間20日)。NF-Pは金魚なし, LF-Pは金魚密度5.8匹/m³, HF-Pは同58.3匹/m³とされ、1993年8月2日に実験が開始された。

同年8月18日~9月8日に毎週1回採取されたセストンおよび沈降物 (セジメントトラップ捕集物: 捕集期間2日間) について、N,N-ジメチルホルムアミド抽出HPLC蛍光法 (図1: (Suzuki and Ishimaru, 1990; 中島, 1991) によって、Chl a およびpheophytin a を測定した。後者は、標準品のピークとその後のHurley and Armstrong (1990)がメチル誘導体と考えたピーク (ここではVernet and Lorenzen(1987)に従ってそれぞれを pheophytin a1 および pheophytin a2 とした), さらにその後にもピークがみられ (ここではpheophytin a3とした), これらを分別して定量した。



* 捕集期間2日間

+ 1993, 8/18,25, 9/1,8

分離カラム	東ソーODS-80w (4.6mmIDx25cm)
溶剤液	メタノール/アセトン(7:3) 流速 0.8ml/min
検出器	蛍光検出器 (日立F-1050) 励起波長 405nm 蛍光波長 670nm 紫外可視多波長検出器 (日本分光MULTI-340)

図1 セストンおよび沈降物中のChl a およびpheophytin aの測定

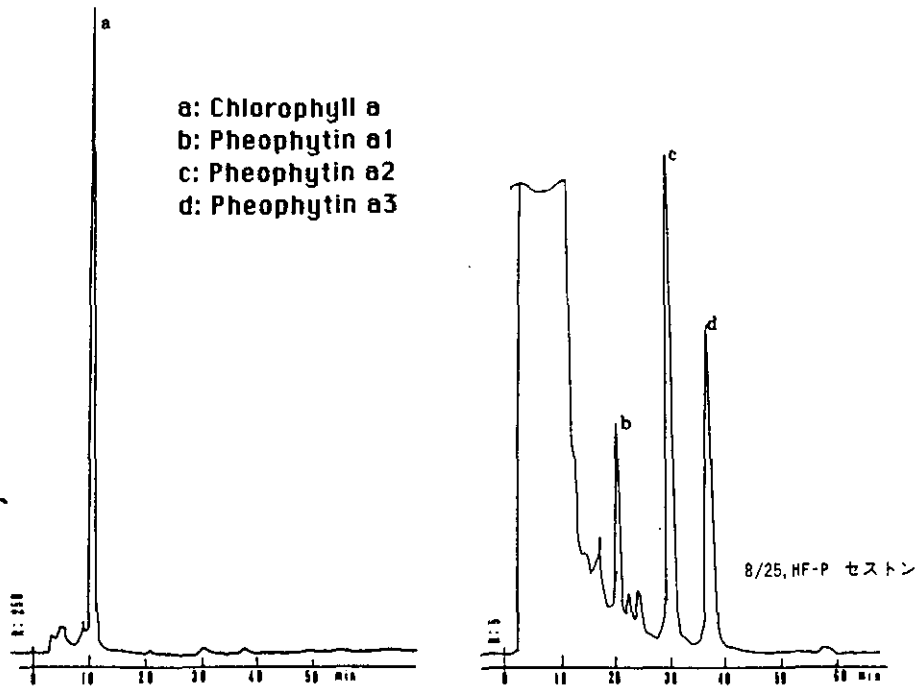


図2 HF-Pのセストンのクロマトグラム例

3. 結果と考察

まず、金魚の密度が高いHF-Pのセストンのクロマトグラムの例を図2に示す。これは、これまでに筆者らが得ていた湖水セストンや底泥のクロマトグラムと比較すると、pheophytin a2のピークが高いことが特徴的であった。

次に、乾重量ベースで示した各色素濃度の4回の測定値の平均値について比較考察する。セストンの各色素濃度の平均値は図3のとおりで、実験池による差異が顕著にみられ、Chl a, pheophytin a1, pheophytin a2において、HF-P > LF-P > NF-Pの順で、魚密度が高いほどこれらの色素濃度が高かった。pheophytin a1, pheophytin a2のChl aに対する比、およびpheophytin a2とpheophytin a1の比も、表1のとおりで、魚密度が高いほど高かった。とくに金魚のいる池でpheophytin a2 > pheophytin a1となる点が特徴的であった。pheophytin a3は他と比べて低濃度であったが、NF-Pでは9月8日に一時的な増加がみられた。その原因は不明である。

1993年の実験では、金魚の多い池ほど動物プランクトン密度が低く、とくにNF-Pで多かったBosminaがLF-P, HF-Pでは少なかった (Kong, et al., 1993)。このように金魚の多い池で動物プランクトン密度が低いことが、

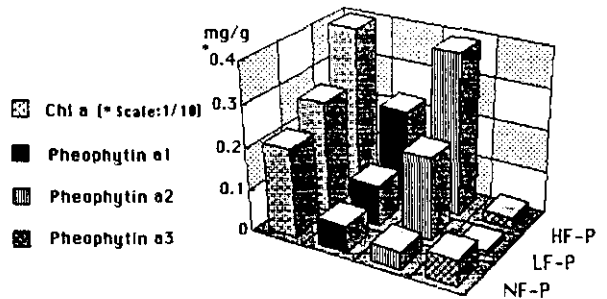


図3 セストンの各色素濃度(乾重量ベース)の平均値

表1 Chl a およびフェオ色素の比(平均値)

		Pheo a1/ Chl a	Pheo a2/ Chl a	Pheo a2/ Pheo a1
セストン	NF-P	0.027	0.019	0.918
	LF-P	0.031	0.061	1.63
	HF-P	0.071	0.119	2.07
沈降物	NF-P	0.088	0.065	0.768
	LF-P	0.185	0.164	1.08
	HF-P	0.203	0.222	1.12

これらの池でChl aが高くなった原因のひとつと考えられている(福島他, 1993)。その結果として、各池にはgrazersの構成に大きな差異が生じ、これがフェオ色素組成に影響を与えたものと思われる。

金魚の多い池でpheophytin a2が高かった理由としては、Chl a またはフェオ色素が金魚の腸管を通過する過程で嫌気的狀態下におかれ、メチル化が生じる割合が増加したものと推測している。

沈降物の各色素濃度の平均値は図4のとおりで、セストンの場合と同様に、Chl a, pheophytin a1, pheophytin a2において、HF-P>LF-P>NF-Pの順であり、またpheophytin a1/Chl a, pheophytin a2/Chl a, pheophytin a2/pheophytin a1の各比も、魚密度が高いほど高かった。ただし、pheophytin a2の上昇の傾向は、セストンの場合よりは小さかった。

沈降物とセストンの各色素濃度を比較するため、図3と図4を合わせて図5とした。沈降物のChl aはセストンと比較して、いずれの実験池でも減少していた。フェオ色素については、NF-Pでは、沈降物<セストンであったが、LF-PおよびHF-Pでは沈降物>セストンで、とくに

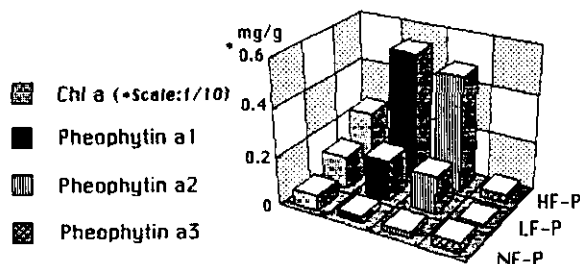


図4 沈降物の各色素濃度(乾重量ベース)の平均値

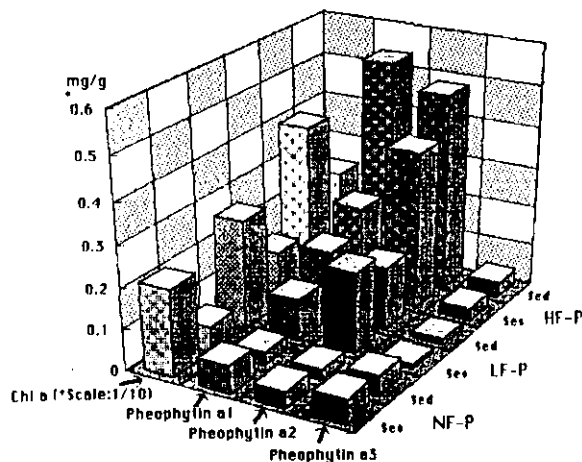


図5 セストンと沈降物の各色素濃度(平均値)の比較

pheophytin a1でその傾向が顕著であった。このことは、金魚のいる池ではフェオ色素とくにpheophytin a1が、沈降しやすい形態で存在していると考えられ、これは金魚の糞塊によるものと考えている。

金魚の有無によるフェオ色素組成の差を考察するために、金魚糞を捕集して色素組成を測定したところ、pheophytin a2>pheophytin a1の傾向が得られた。しかし、測定した試料数が少なかったため、さらに1994年での実験で検討を加える予定である。

4. おわりに

1993年の結果では、金魚の有無および密度の違いにより生じたgrazers構成の差異を有する実験池において、セストンおよび沈降物中のフェオ色素組成の違いを観測できた。ここで得られた特徴点が再現性を有するのか、またその特徴をもたらし理由等につき、さらにデータをとり考察したい。

文献

- Carpenter, S. R., Elser, M. M. and Elser, J. J. (1986): Chlorophyll production, degradation, and sedimentation: Implications for paleolimnology, *Limnol. Oceanogr.*, 31:112-124.
- 福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴濟哲, 石川慎二, 孔東壽(1993): 魚の水質変動に及ぼす影響, 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-8-, 35-37.
- Hurley, J. P. and Armstrong, D. E. (1990): Fluxes and transformation of aquatic pigments in Lake Mendota, Wisconsin, *Limnol. Oceanogr.*, 35: 384-398.
- Kong, D., Fukushima, T., Aizaki, M. and Hussein, R. (1993): Effects of aquatic animals on settling and decomposition of particulate materials, 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-8-, 39-45.
- 中島淳(1991): 湖底泥中のクロロフィル及びフェオフィチンについて, 日本陸水学会第56回大会講演要旨集, 147.
- 中島淳(1992a): 湖底泥中の植物色素—何を指標するか—, 第26回日本水環境学会年會講演集, 328-329.
- 中島淳(1992b): ダム湖底泥中のフェオ色素について, 日本陸水学会第57回大会講演要旨集, 111.
- Suzuki, R. and Ishimaru, T. (1990): An improved

method for determination of phytoplankton
chlorophyll using N,N-dimethylformamide,
Journal of the Oceanography Society of Japan,
46, 190-194.

Vernet, M. and Lorenzen, C. J.(1987) : The relative
abundance of pheophorbide a and pheophytin a
in temperate marine waters, *Limnol. Oceanogr.*
32, 352-358.

BOXを用いた水界生態系に関する研究

松永千会¹・秦 三和子¹・大久保卓也¹・細見正明¹・福島武彦²・松重一夫²

(1東京農工大学, 2地域環境研究グループ)

1. はじめに

湖沼の富栄養化の原因として、湖水中でのリンや窒素等の栄養塩類の増加が指摘され、特にPの流入量を削減するような対策がとられているが、湖沼中の有機物質濃度は近年横ばいで、対策の効果が上がっていない。そこで湖沼生態系を保全し水質を改善する手法として、生物間の相互作用を利用した生態系制御の研究が進められている。

本研究ではモデルによるシミュレーションを行うことによって、水界生態系の構成種3種(植物プランクトン、動物プランクトン、金魚)の相互作用及び水質への影響を把握することを目標とし実験池でBOXを用いた実験を行った。今回は中間報告として、特に動物プランクトン及び金魚の摂食とその植物プランクトン濃度(Chl-a濃度)への影響を報告する。

2. 実験方法

各生物種間の相互作用を明らかにするために以下の4系列を設定した。

- ・BOX1: 植物プランクトンのみ
- ・BOX2: 植物プランクトンと金魚
- ・BOX3: 植物プランクトンと動物プランクトン
- ・BOX4: 植物プランクトンと動物プランクトンと金魚

各系列のBOXは、巾0.5m×奥行0.5m×深さ1m;容積が250lの鉄枠をはめたアクリル製のBOXである。これらのBOXは、上部のみが解放された閉鎖系となっている。これらのBOXを用いて、臨湖実験所の実験池(Pond1(動物プランクトンの多い池)又はPond2(金魚の多い池))で実験を行った。各BOXにはポンプで池水(Pond1又は2)を汲み上げ、プランクトンネット(NXX16)でろ過し動物プランクトンを除いた池水を入れた。ネット上の動物プランクトンはBOX1, 2については元の池へ戻し、BOX3, 4についてはそれぞれのBOXに入れた。またBOX3, 4にはPond1の池水をネットでろ過(約250l)して採集した動物プランクトンを更に加え、BOX2, 4については金魚を2匹入れた。以上のように各BOX間の生物個体数密度の

違いを池よりも大きくし、その影響が顕著に現れるようにした。また植物プランクトンが沈降しないよう流水ポンプでBOX内を攪拌した。採水の際には更にBOXをよく攪拌し完全混合状態で採水した。懸濁物質(SS)濃度のばらつきを防ぐため金魚のいるBOXについては糞を採取しないように採水した。

採水による測定項目は動物プランクトンの個体数、Chl-a(UNESCO SCOR法)、全溶存態リン(DTP)、全溶存態窒素(DTN)(テクニコン オートアナライザー法)、SSとし、DO、pHについてはセンサーを入れ連続測定を行った。動物プランクトンの個体数は採集することによってその現存量が減少することを考慮し、他の水質測定用の採水の回数の半分にした。このBOX実験はPond1では8/26~28の内の47時間、Pond2では9/2~4のうちの42時間の2回行った。

3. 結果及び考察

図1にPond1で行ったBOX実験における動物プランクトンの個体数密度変化を示す。動物プランクトンを除いた系(BOX1, 2)にも、若干プランクトンネットを通過して動物プランクトンが存在していたが、動物プランクトンを添加した系(BOX3, 4)に比べて2オーダー程度の違いが見られたのでBOX1, 2での動物プランクトンの影響はないものと見なした。金魚のいるBOXでは約12時間後に動物プランクトンは明らかに減少していた。これは金魚による動物プランクトンへの摂食の影響が大きいと考えられる。また12時間後には動物プランクトンの種類に関係なく減少が見られ、金魚による動物プランクトンの選択的な摂食は確認できなかった。Pond2でも同様の結果が得られた。

図2にPond1で行ったBOX実験のDTP濃度変化を示す。金魚のいる系ではDTPは明らかに減少する傾向にあった。金魚のいない系ではDTPの減少は金魚のいる系に比べて少なかった。図3にこの時のChl-a濃度変化を示す。金魚のいる系では増加する傾向にあり、日周変化が見られた。金魚のいない系では変化は見られなかった。図4に

Pond2で行ったBOX実験のDTP濃度変化を示す。DTPの初期濃度がPond1よりも低く、各BOX間に明確な違いが現れなかった。図5にこの時のChl-a濃度変化を示す。BOX4の

み増加する傾向にあった。またBOX1, 3は同様の変化を示した。

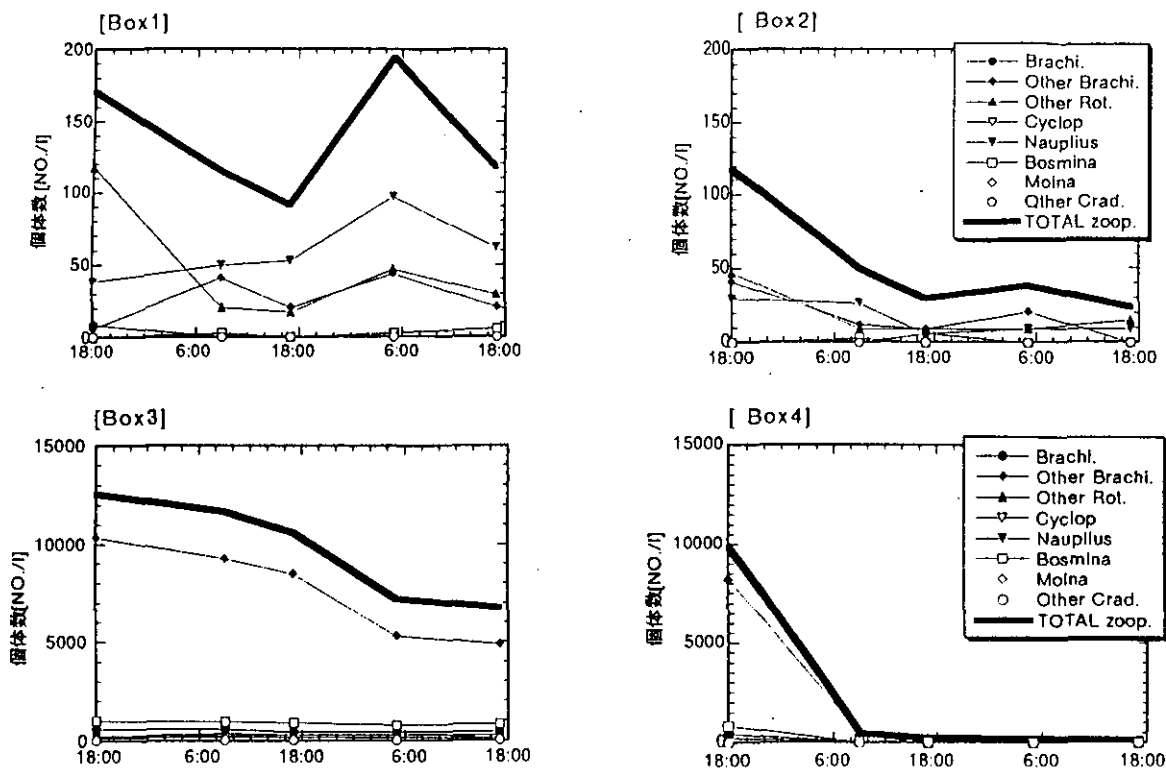


図1 8/26~28[Pond1]の動物プランクトンの個体数変化

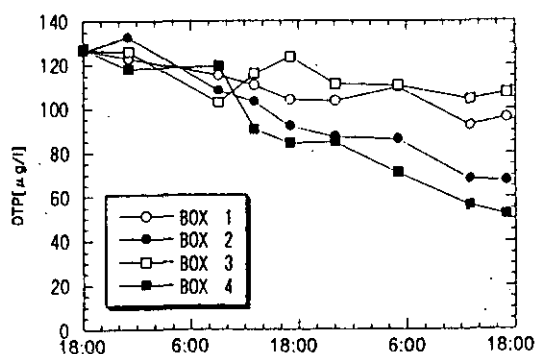


図2 8/26~28[Pond1]の全溶存態リン(DTP)濃度変化

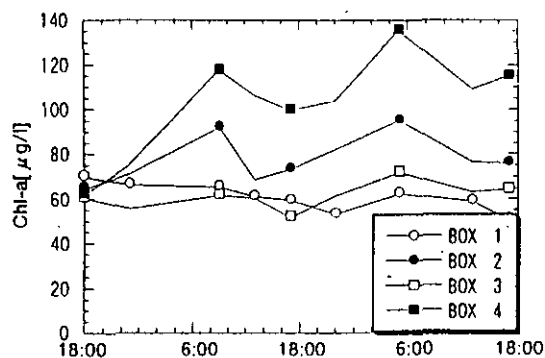


図3 8/26~28[Pond1]のChl-a濃度変化

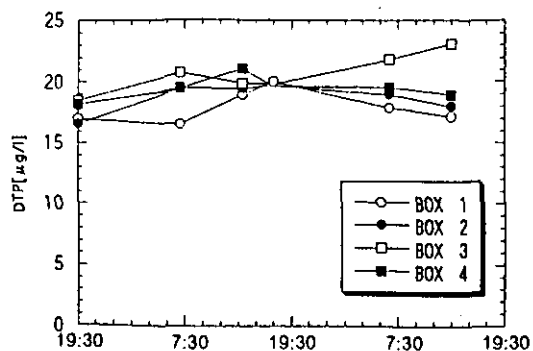


図4 9/2~4[Pond1]の全溶存態リン(DTP)濃度変化

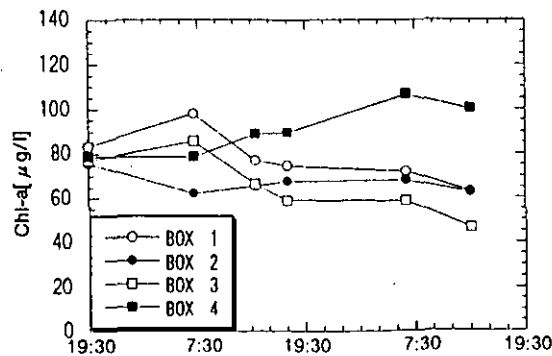


図5 9/2~4[Pond1]のChl-a濃度変化

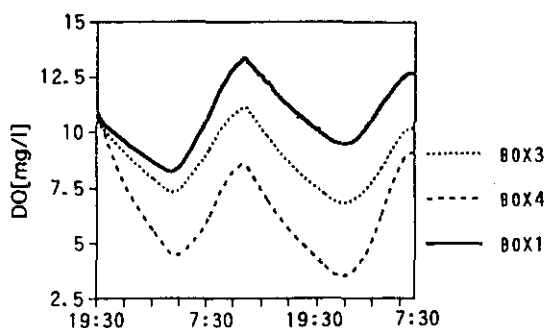


図6 9/2~4[Pond2]のDO変化

図6にPond2で行った実験のDOの経時変化を示す。BOX 3, 4で酸素の消費量が多い傾向にあった。このグラフより、9/3の純生産量を求めた結果を表1に示す。但し、酸素の気相と水相との交換を無視し、夜と昼の呼吸量を一定と仮定し、日中の見かけの生産量に夜間の呼吸量を加えたものを総生産量とした。金魚のいる系ではない系に比べて総生産量が約1.5倍になった。

表1 DOより求めた総生産量

系列	総生産量 [mM O ₂ /day]
BOX1	0.20
BOX3	0.21
BOX4	0.34

4. まとめ

- ・金魚がいる系では植物プランクトン (Chl-a) が増加した。
- ・金魚がいる系では総生産量が増加した。
- ・動物プランクトンによる植物プランクトンの増加への影響は見られなかった。

5. 終わりに

金魚による効果を示されたので、排泄速度、排泄物の分解速度等を実験あるいは文献調査より明らかにすると共に、各BOXの生態系モデルを作成して、金魚の効果を定量的に評価していきたい。

生物活性炭パイロットプラント処理における汚濁湖沼水浄化手法の適正操作条件の解析

橋本貴行¹・金 周永²・近山憲幸³・稲森悠平⁴

(1筑波大学環境科学研究科, 2東北大学工学部,
3日立化成テクノプラント, 4地域環境研究グループ)

1. はじめに

水道水源とされている霞ヶ浦等の富栄養湖沼の汚濁の進行により、浄水処理過程における有機塩素化合物の生成や藻類の発生による異臭味やろ過障害などが問題となってきたことから、高度処理の導入による、より安全な水道水を供給することが必須となってきた。

本研究においては、高度処理法として生物活性炭法に着目し、流動床方式のパイロットスケールのプラントによって長期的かつ効率的な運転を目指した適正な操作条件を明らかにすることを目的として実験的検討を行った。

2. 実験方法

2.1 流動床の装置と方法

直径30cm, 塔長2m, 有効反応容積110lの塩化ビニル製のカラムを3塔用意し、クレハ活性炭を10kgずつ各々のカラムに充填し、HRTを1時間に設定し、処理水を循環させ ($42\text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$) 反応槽内に上向流を起し、活性炭を流動させることにより膨張率を3倍に設定して実験を行った。この時の膨張容積は42lであり充填率にして約30%となった。活性炭の洗浄と余剰の生物膜脱離のため本装置には自動逆洗装置を組み込んだ(図1)。なお、クレハ活性炭はカラムに10kgずつ充填した後、 4m^3 の処理水を用い5回に分けて活性炭の脱気と洗浄を行った後に実験に供した。

2.2 逆洗方法

本実験装置にあらかじめ設置しておいた自動逆洗装置を使用して、逆洗の効果をみるため、逆洗空気供給量、逆洗空気の供給時間、逆洗時における循環水量の3つの面から比較検討した。操作については、流入弁を閉め、循環を止めることで活性炭を沈降させた後、逆洗空気をかけることにより余剰生物膜をはがし、静置した後、循環水によって反応槽中のSS分を洗い流すという方式で逆洗をおこなった(図2)。

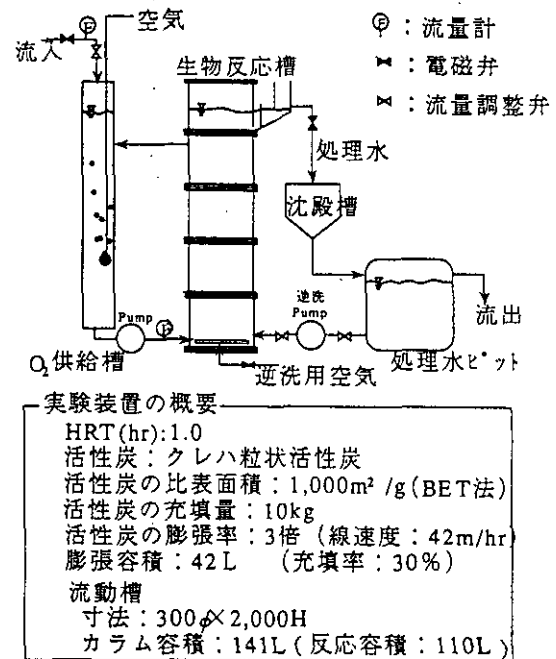


図1 パイロットプラントの生物活性炭流動床処理装置

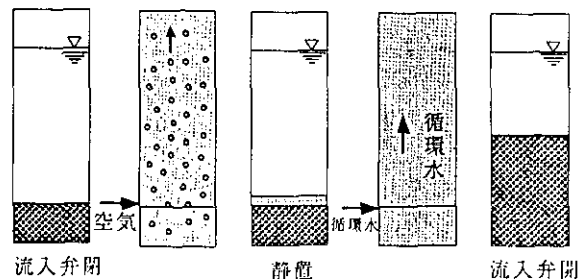


図2 生物活性炭流動床の逆洗操作フロー

逆洗空気供給量に関しては0, 17, 34, 51, 68, 85 $\text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ で各々10分間逆洗空気をかけ生物膜の脱離状況を走査型電子顕微鏡写真により観察し検討した。逆洗空気供給時間に関しては5分, 10分, 20分, 30分の各逆洗空気供給時に活性炭をサンプリングし走査型電子顕微鏡写真で比較検討した。循環水量に関しては、逆洗空気供給量 $68\text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ に設定し、 $51\text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ で逆洗水を加え、洗浄水

をサンプリングしSS濃度の変動を測定した。逆洗周期については3日、1週間、2週間、3週間、1ヶ月間隔で逆洗操作を行い処理水質の変動を見た。

3. 結果および考察

3.1 生物活性炭流動床における処理特性

実験開始後1年間の原水の平均Chl-a濃度は約 $25 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、SSは $15 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、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 $3.5 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、pHは7.5~8.5の間で変動した。除去率については、Chl-a、SS、E-260は除去率がほぼ50%以上であり、TOC、DOC、T-COD、D-CODはほぼ40%以上であった。とくに溶存性物質は懸濁性物質に対して長期的にほぼ10%高い除去率を示したことが特徴的であった。無機性の物質に関し、リンについてはほとんど除去がなされなかったが、窒素、とりわけアンモニア性窒素については硝化反応が起こり、約55%以上の除去率を示した。

3.2 生物活性炭流動床における逆洗の適正操作条件

運転開始後約3ヶ月経過した時点でSS成分が反応槽中に多量に蓄積され、処理水質が悪化し始めるという問題が生じた(図3)。生物活性炭の粒径が生物膜の肥厚化により増大し、それが剥離して処理水質に大きな影響を与えるという現象が見られた。

そこで逆洗を行い余剰生物膜を制御することで、自己造粒化した生物活性炭の効果的な処理能を維持させることができると考え、逆洗空気量、逆洗空気供給時間、逆洗水量の諸条件を変えて実験的検討を行った。逆洗空気

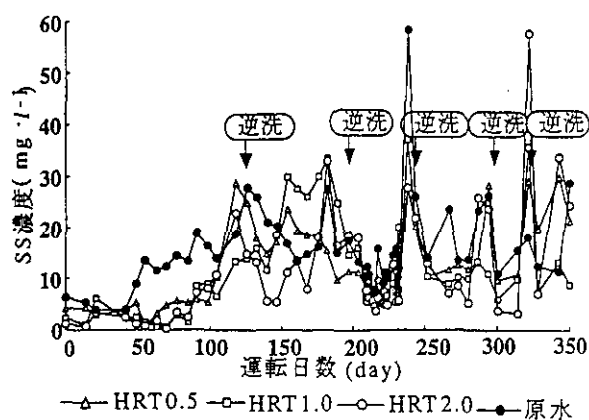


図3 SS濃度の変動

供給量については、 $68 \text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ の設定条件が最も効果的であり、それ以上の供給速度に設定しても $68 \text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ と同様の結果が得られた(図4)。逆洗空気の供給時間については、10分かけ続けた時点で十分な効果が見られ、それ以降は変化が見られなかった(図5)。逆洗水量を $51 \text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ で行ったところ、反応容積の約2倍に相当する量を循環させればその効果が十分に見られることがわかった(図6)。また逆洗周期について、まず懸濁物質の除去に関して検討してみたところ、2週間までの周期で処理を施したものは定常的な除去率を維持することができたが、3週間以上の間隔で処理したものについては、その逆洗の周期が長くなるにつれて除去率の低下をきたし、処理水質の悪化が見られた。また活性炭の吸着にのみ依存すると考えられる難分解性の物質の指標とされるE-260の除去率については、いずれの処理間隔においても除去率に大きな差は見られず、活性炭による定常的な

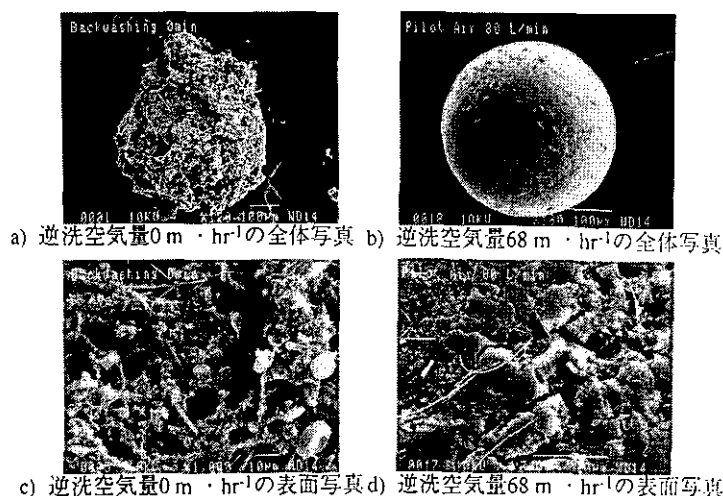


図4 逆洗空気供給量による生物膜の脱離状態

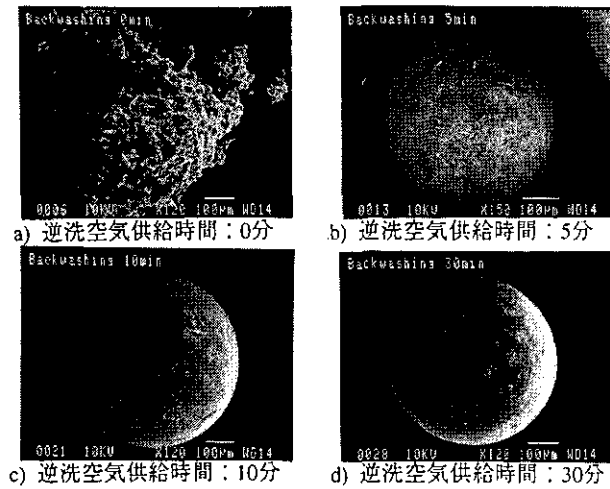


図5 逆洗空気供給時間による生物膜の脱離状態

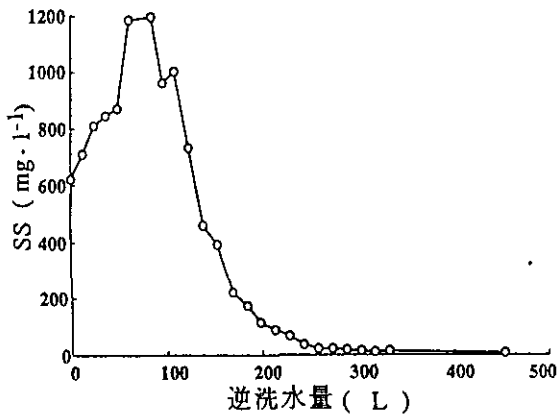


図6 逆洗水量に対するSSの濃度変動

吸着がなされ続けているものと考えられた。更に、溶解性の有機物の除去については、3週間の間隔以上で処理を行った時に除去率が高くなる傾向が見られた。このことは、活性炭上に形成された生物膜が十分に成長し、自己造粒化したと考えられる時点に達したのが3週間程度と考えられ、この時活性炭に物理的に吸着された溶解性の有機物が、生物膜による生分解を受けたためと考えられた(図7)。

以上のことから適正な逆洗操作条件を考えると、逆洗空気量 $68\text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ 、逆洗空気供給時間10分、逆洗水量は反応容積の約2倍に相当する量の循環水を用い、逆洗周期については2週間の間隔を目安に逆洗処理を実施することによって、処理能の低下の改善策として有効な手段

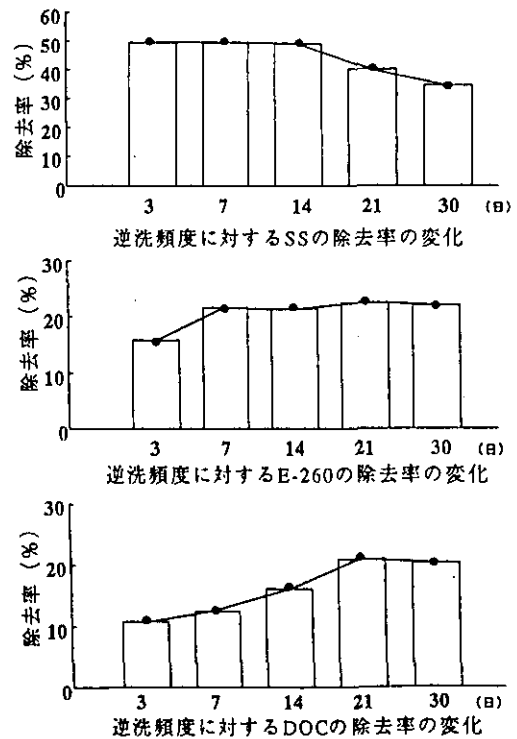


図7 逆洗頻度に対する各測定項目の除去率の変化

であると同時に、安定した処理水質を得続けられることがわかった。また、逆洗効果を十分に維持していくためには、定期的に逆洗処理を繰り返すことにより処理の向上につながっていくことがわかった。このことは、生物活性炭流動床法においては、定期的な逆洗が必要であることを示唆している。

4. まとめ

定期的な逆洗処理を繰り返すことが処理の向上につながり、その際逆洗空気量 $68\text{m} \cdot \text{hr}^{-1}$ 、逆洗空気供給時間10分、逆洗水量は反応容積の約2倍に相当する循環水量で処理し、2週間の周期を目安に実施することが有効的であること、自己造粒の適正膜厚の制御機構については、さらに検討を加える必要のあることがわかった。

参考文献

稲森悠平・金周永・杉浦則夫・須藤隆一（1993）：生物活性炭流動床法における浄化能と生物相用水と廃水，35(8)，12-19.

生物活性炭流動床法における水質浄化と 自己造粒化の機構解明

近山憲幸¹・金 周永²・稲森悠平³

(1日立化成テクノプラント, 2東北大学工学部, 3地域環境研究グループ)

1. はじめに

富栄養化した湖沼等の閉鎖性水域を、上水源として利用しているところでは異臭味等様々な問題が生じてきている。そこで、このような問題に対応するために様々な水処理技術が開発・実用化されるようになってきた。なお、従来の浄水処理施設における処理プロセスは、凝集沈殿、急速ろ過、塩素消毒等であったが、最近ではこれらの処理法で対応できないカビ臭、微量有機化学物質等に対し、生物処理、オゾン処理、活性炭処理等の高度浄水処理技術が導入され、中でもこれらの処理法として活性炭処理法が幅広く利用されるようになってきた^{1, 2)}。この活性炭処理法は処理過程において吸着した有機物を利用して細菌等の増殖が起こり、有機物除去能力が促進されることから、単なる活性炭の物理化学的吸着としてではなく、生物活性炭として有効であることが注目されている。これまでに、湖沼水の処理に用いた生物活性炭流動床の研究において、活性炭を核とした生物膜の形成（自己造粒化）により汚濁物質の除去能が向上するという成果を得てきたが、その自己造粒形成機構は明らかにするにはいたっていない。

本研究では上記の点を鑑み生物活性炭処理法の効率化を図り、高度処理法としての位置づけを明確にするために、活性炭を核として起こる自己造粒の形成機構を明らかにすることを目的として実験的検討を行なった。

2. 実験方法

1) 実験装置：流動床反応器は、図1に示した容積0.9Lのガラス製カラムを用いた。流入水量はタイマー接続の電磁弁、水位センサー、計量シリンダーを用いて設定した。これらの装置は20°Cの恒温室に設置した。

2) 供試活性炭および供試微生物：供試担体としては石炭系のクレハ活性炭を用い粒径を0.74~1.0mmに揃え、ミリポア水で洗浄し105°Cで乾燥後、デシケーター内で放冷したものを用いた。なお、供試微生物として細菌は醗酵研究所、東大応微研から分離された細菌3種類

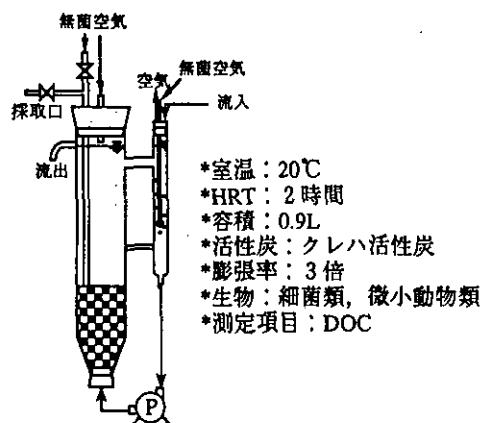


図1 成粒活性炭流動床の処理装置

(*Pseudomonas ovalis*, *Micrococcus luteus*, *Bacillus subtilis*)と構成動物輪虫類 *Philodina erythropthalma* (P), 原生動物纖毛虫類 *Vorticella campanulla* (V), 鞭毛虫類 *Monas guttula* (M) の3種の微小動物を用いて実験を行った。

3) 供試排液：ミリポア水1L中にペプトン 5g, Yeast extract 2.5g, Glucose 1g, K₂HPO₄ 1.5g, KH₂PO₄ 0.2g, NaCl 0.1gを溶解して調整したペプトン培地を設定した濃度になるように希釈して用いた。

4) 実験条件：HRT2.0hr, 膨張率3倍に設定し、活性炭のみ, 3種の細菌のみ, 活性炭+3種の細菌, 活性炭+3種の細菌+P, 活性炭+3種の細菌+V, 活性炭+3種の細菌+M, 活性炭+3種の細菌+P (膨張率2倍) の系を設置してペプトン培地DOC 100mg・l⁻¹を流入させるようにした。また、基質の除去能を処理水のDOC濃度の経日変化で評価した。

3. 結果および考察

3.1 生物層と自己造粒

自己造粒の形成機構を明確にするために汚濁湖沼水の処理に用いている生物活性炭流動床で出現頻度の高かった3種の微小動物を用いて生物膜の増加との関係について検討した。その結果、微小動物の存在する膨張率を3

倍とした全ての系において、膨張した活性炭の上層部において実験開始後約2日で活性炭を核とした自己造粒の形成が見られた（写真1）。

また、微小動物の存在しない細菌のみの系でも実験開始後約10日後に自己造粒の形成が認められた（写真2）。しかし、活性炭の膨張率を2倍とした系では細菌、微小動物が存在するにもかかわらず、自己造粒の形成は見られなかった（写真3）。これより、膜の形成には担体の膨張率の影響が大きく、膨張率をあげ、担体同士の接触が緩やかになることで膜が付着しやすくなるものと考えられた。膨張率が小さいと担体の密度が高くなり、担体同士の接触が激しくなるため、適正な膨張率を維持することが重要であると考えられた。

3. 2 自己造粒の形成機構

膜形成には細菌の代謝産物等が存在することで起こると考えられているが、微小動物の存在は自己造粒形成能の促進に重要な役割を果たすものと考えられた。なお、生物膜の付着した活性炭を電子顕微鏡で撮影すると、細菌の代謝産物と考えられる糸状性の物質が確認された（写真4）。この糸状性の物質が活性炭のまわりに付着することによって、生物膜が形成され、細菌、微小動物にとって安定した生息の場となり、大量に定着することによって除去能が高まるものと考えられた。また、特定の細菌を定着させることができれば、様々な汚濁因子の除去に適應できる可能性があると考えられた。



写真1 流動部上層における自己造粒の形成状態

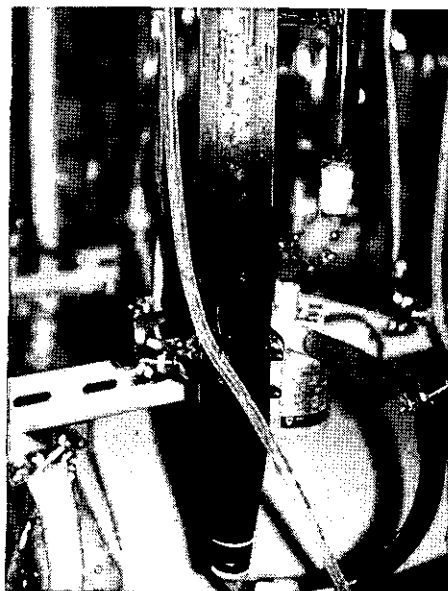


写真2 細菌のみの系における自己造粒の形成状態

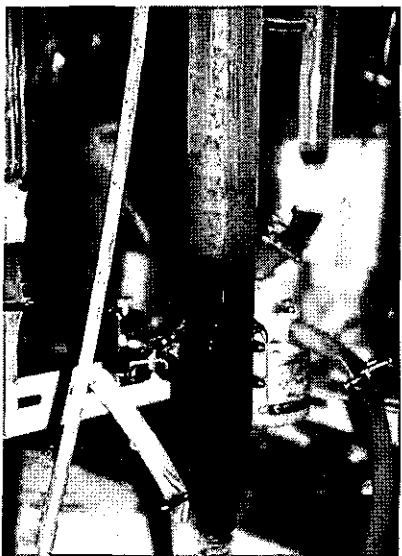


写真3 膨張率2倍における自己造粒の形成されない状態

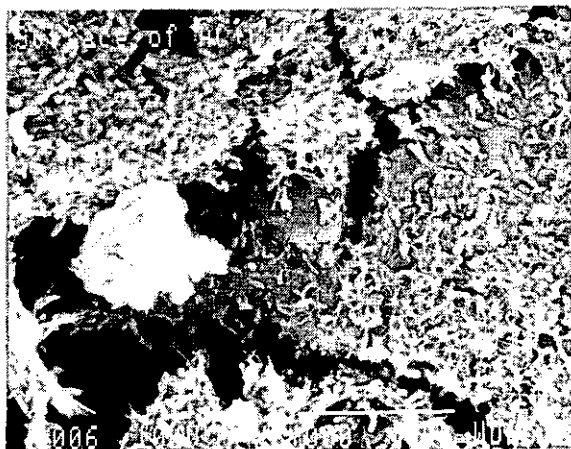


写真4 活性炭表面における細菌とその代謝産物である糸状性物質の付着状態

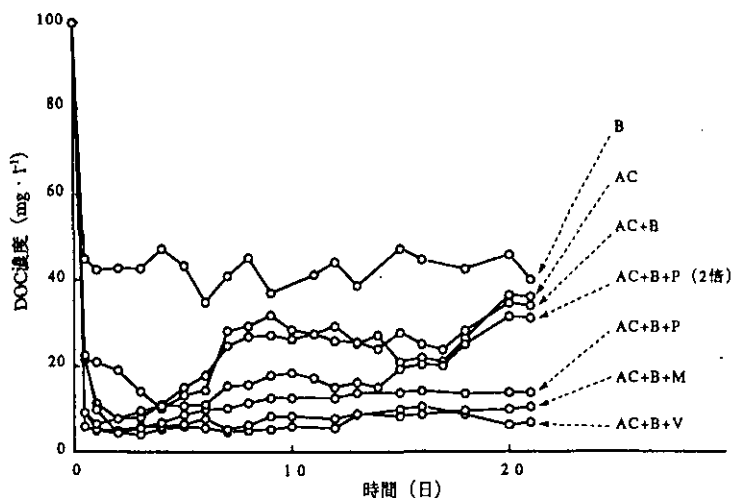


図2 処理水DOC濃度の経日変化

3.3 自己造粒と基質除去能

基質の除去能を処理水のDOC濃度の経日変化で見ると細菌のみの系にくらべ、活性炭を用いた系では吸着の影響が大きく、初期段階で効果的に除去されることが明らかとなった(図2)。また、活性炭が存在するにもかかわらず微小動物の存在しない系、自己造粒の形成しなかった系では時間の経過とともに処理能が悪化するが自己造粒が形成することによって長期間安定して処理が行われることが明らかとなった。これらの事実、活性炭を核として起こる自己造粒の形成は、生物活性炭流動床法の効率化を図るための有効な手段であることを意味している。

4. まとめおよび今後の課題

1) 自己造粒の形成は、細菌の存在すなわち代謝産物が付着することでおこると考えられるが微小動物が共存することによって膜の形成が早まることが明らかとなった。

2) 自己造粒の形成は担体の膨張率と密接な関係があり、活性炭同士の接触が緩やかなほど膜が付着しやすくなるものと考えられた。

3) 基質の除去能は細菌、微小動物の定着した自己造粒が形成することで、長期間安定した処理ができることが明らかとなった。

さらにこれからは、自己造粒の形成におよぼす基質濃度およびSS分、藻類等の制限因子に係わる環境因子に着目した検討が必要である。

参考文献

- 1) 梶野勝司, 吉崎壽貴 (1993) 大阪市における高度浄水処理(生物活性炭)実験, 水道協会雑誌, 62(1), 14-18.
- 2) 谷口 元, 村元修一 (1993) 東京都金町浄水場の高度浄水処理における生物活性炭処理, 水道協会雑誌, 62(1), 10-13.

水耕生物ろ過法による土浦港湖水の浄化

相崎守弘¹・中里広幸²

(1水土壤圏環境部, 2バイオックス中央研究所)

1. はじめに

土浦港は土浦駅にも近く、霞ヶ浦の玄関として重要な水域である。しかしながら、毎年夏期になると多量のアオコが発生し、住民や訪れる人々から嫌がられている現状である。土浦港の湖水浄化は早急に計られる必要があり、これまでもアオコの回収や、港入り口の湖水の港奥部への導入などによる水質改善が計られてきたが、満足できる結果にはなっていない。

これまでの調査研究から、植物を使った浄化施設が安価で比較的高率の良い浄化が行えることが明らかになってきた(相崎, 中里, 1994)。この方法は水耕生物ろ過法と命名された方法で、植物と植物の根圏を利用して浄化する方法である。この方法では水路や水田を利用するが、ビニール等により、地面とは分離された系を作り、そこにただ植物をおいて水を流し、植物を成長させながら水の浄化を図る方法である。原理的には植物の根圏を発達させ、そこで懸濁物をろ過・トラップすると共に、

そこにベントスや巻き貝等を中心とする一種の生態系を構築し、回帰する栄養塩は植物を使ってバイオマスとして回収しようという方法である。そこで、この技術が土浦港の水質浄化に有効かどうかの検討を中心に実験を行った。

2. 実験方法

施設の配置図を図1に示す。実験は土浦港物揚場の一部、1,000m²を借用し行った。入り江の奥にポンプを設置し湖水を汲み上げた。ポンプで汲み上げた原水は原水槽に入り、原水槽から原水路に導き、そこから各植生浄化水路に流し入れた。植生浄化水路は2種類用意した。A型的水路は建築資材であるコファフォームを利用し、内側にビニールシートを敷いて作った。長さは20m、幅0.4m、深さ0.3mの水路で11本設置した。入り江側よりA1~A11とした。湖水はかけ流しで、A6の水路を除いて12リットル/分の流量で流した。A6は16リットル/分の流量を流した。

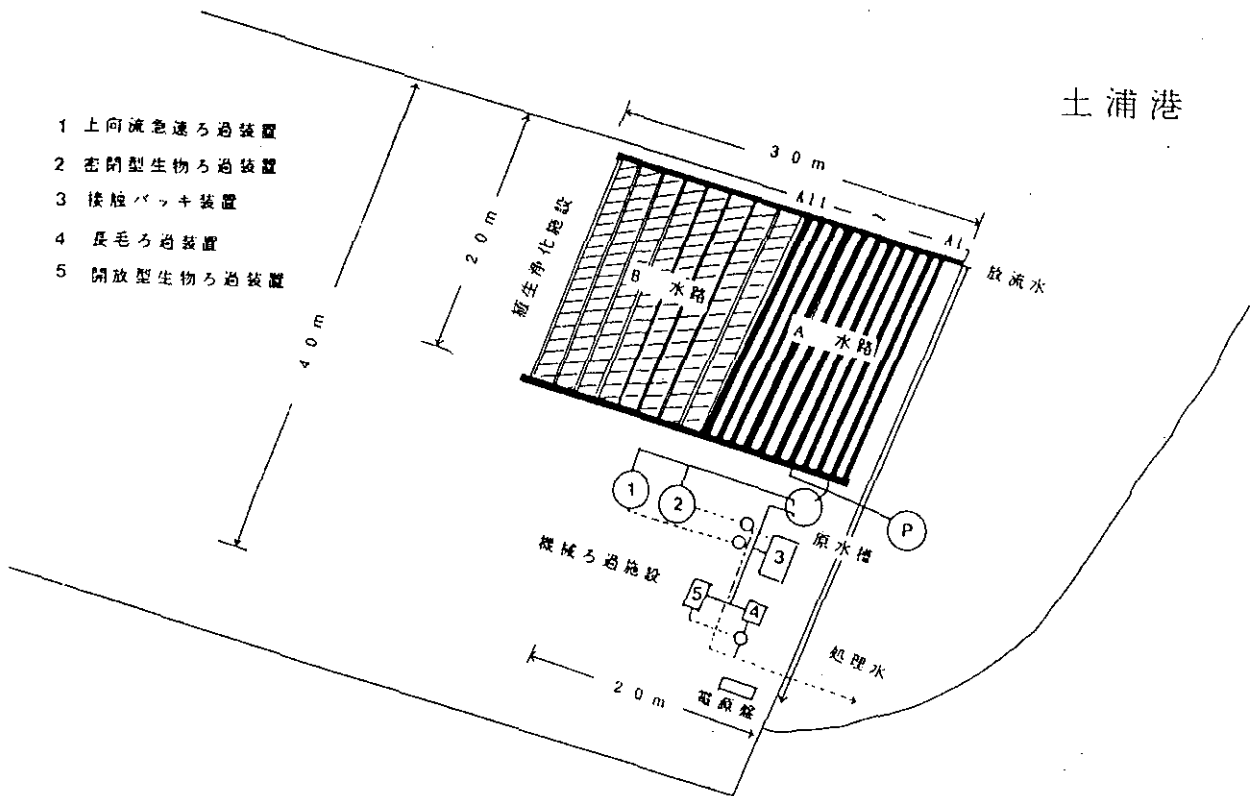


図1 実験施設の配置図

水量負荷としてはA6以外は $2.16\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 、A6では $2.88\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ と見積もられた。B型の水路は長さ20m、幅2.5m、深さ0.3mで、地面に直接ビニールシートを敷き設置した。水路は8本設置し主として適性植物の検索用として用いた。実験水路から出た水は放流用水路から土浦港へ戻した。水質データは主としてA型水路において求めた。A水路での滞留時間は約30分程度と見積もられた。各水路の栽培植物及び条件等は以下の通りである。A1；クレソン、長毛ろ過逆洗水、A2；水生わずれな草、A3；クウシンサイ、A4；クレソン、A5；セリ、A6；クレソン、A7；ミソハギ、A8；カラー、A9；酸化チタンコーティング接触材、A10；ミント、A11；対照（無植栽）。

実験は1994年7月より11月まで行った。10月を除き、採水は毎週1～2回行い、原水槽および水路や実験装置の出口で採水した。採水した試水は現場で水温、pH、透視度等を測定した後、速やかに実験室に持ち帰り、乾燥重量（SS）、クロロフィルa（Chl-a）、栄養塩濃度などを測定した。

3. 結果及び考察

3.1 懸濁態物質の除去

水温は7月始めより8月中旬まで 30°C を越える高い温度で推移した。8月下旬に一時温度の低下が見られたが、9月になると再び上昇した。しかし9月下旬になるとさすがの猛暑も峠を越し、水温は急激に低下した。11月に入ると 15°C 程度の温度まで低下した。原水槽とクウシンサイを植栽してあるA3水路とを比較すると植栽水路の方がわずかながら水温の低下が見られた。

図2に原水槽と各水路の出口におけるクロロフィルa濃度経日変化を、図3に透視度の経日変化を示す。原水は7月始めから8月中旬まではクロロフィルa濃度で $100\sim 300\mu\text{g}/\text{l}$ 程度、SS乾燥重量で $20\sim 40\text{mg}/\text{l}$ 程度の範囲で推移した。透視度としては $20\sim 40\text{cm}$ 程度であった。この期間の処理水はかなり良好な値が得られ、クロロフィルa濃度で $10\sim 100\mu\text{g}/\text{l}$ 程度の値を、SS濃度で $2\sim 17\text{mg}/\text{l}$ 程度の値を変動した。クロロフィルa濃度が $100\mu\text{g}/\text{l}$ 程度の時は上記の低い方の値に近い値が得られた。透視度は1mを越える値が多く観測された。

8月中旬以降では湖水を汲み上げている入り江にアオコが集積し、原水が著しく悪化した。この期間の原水のクロロフィルa濃度は $200\sim 900\mu\text{g}/\text{l}$ と極めて高く、SS濃度も $50\sim 130\text{mg}/\text{l}$ と極めて高かった。この期間でもクウシンサイを植栽した水路ではかなりの量の懸濁物の除去が見られたが、放流水中にも多量のアオコが存在し、放流水としては期待に反したものとなった。9月下旬になるとアオコも減少し、11月にはアオコの姿は全く見えなかった。この期間の原水のクロロフィルa濃度は $60\sim 70\mu\text{g}/\text{l}$ 程度であり、SS乾燥重量も $20\text{mg}/\text{l}$ 程度であった。透視度は $30\sim 40\text{cm}$ 程度を変動した。このような値は霞ヶ浦の平均的な値に近いものである。このような湖水を原水とした場合には各水路とも良好な処理水が得られており、特にこの期間ではミントを植栽したA10の水路の成績が良かった。透視度も各水路とも1mに近い値、もしくは超える値を示した。透視度は経験的にその約2倍程度が透明度に相当しており、得られた結果からは処理水が透明度2m弱の水質まで向上していることを示した。

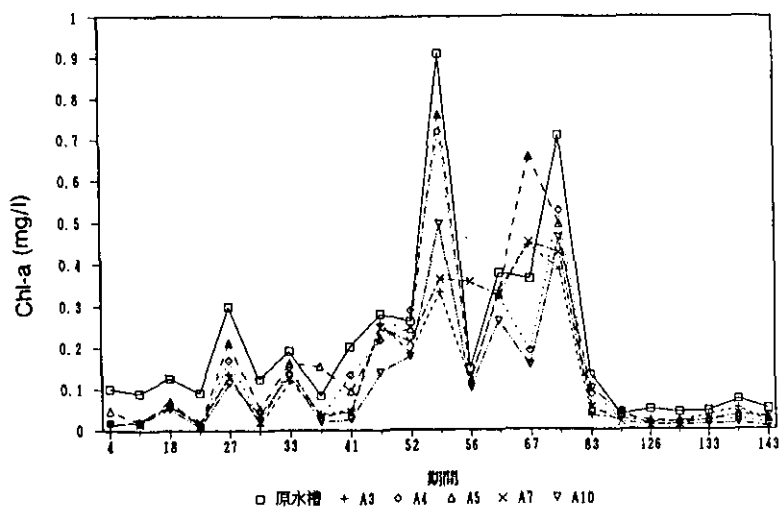


図2 原水槽と各水路出口におけるクロロフィルa濃度の経日変化

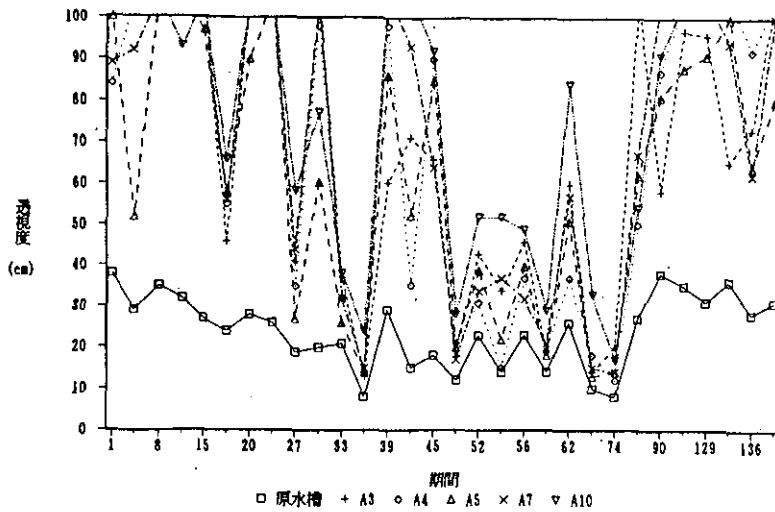


図3 原水槽と各水路出口における透視度の経日変化

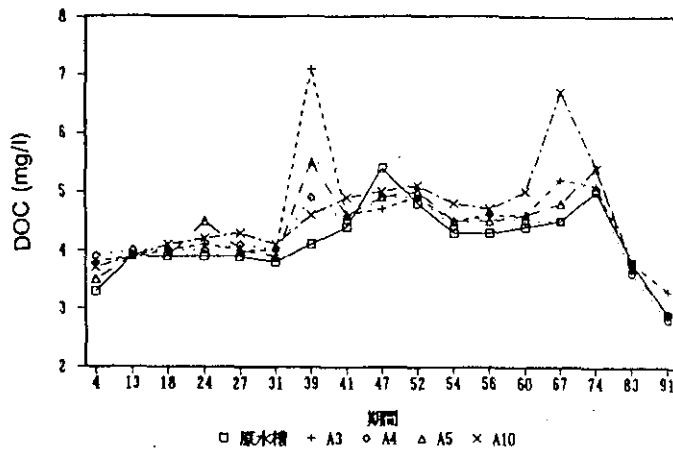


図4 原水槽と各水路出口におけるDOC濃度の経日変化

3.2 有機物の除去

植生浄化による有機物の除去機能を明らかにするために溶存有機炭素 (DOC) 濃度の変化 (図4) および懸濁態有機炭素 (POC) 濃度の変化を調べた。DOC濃度は実験期間を通して、原水より処理水の方が高くなる傾向が見られた。特にA10のミントを植栽した水路で顕著であった。他の植物を植栽した水路では、多少の増加は見られたが濃度的には0.5mg/l以内であり、植生浄化により溶存有機物が高くなるという心配はしなくても良いものと判断された。

POC濃度は原水にアオコがそれほど多量に含まれていなかった実験初期の40日間程度は、原水中の濃度が4~7 mg/l程度の場合が多く処理水中の濃度は植栽した植物に関係なく1 mg/l以下の濃度を示すことが多かった。アオ

コが集積した8月中旬以降は原水中の濃度が時に30mg/lを越える高い値を示すことも見られ、放流水中の濃度も高くなった。この時期では植栽植物による違いも顕著に見られ、ミントを植栽したA10の水路でPOC濃度が最も低くなる傾向が見られた。反対にセリを植栽したA5の水路では他の水路に比べて濃度が高くなる傾向が見られた。

図5にDOCとPOC濃度変化から炭素の除去速度を計算して示した。実験開始時から40日程度までは6~10gC/m²・d程度の除去速度が測定された。アオコが集積した40日~90日にかけては変動が大きく、40gC/m²・dを越える高い値を示す場合から逆にマイナスを示す場合まで見られた。植物としてはクウシンサイ (A3) が最も高い除去速度を示した。ついでミント (A10)、クレソン (A4)、セリ (A5) の順であった。

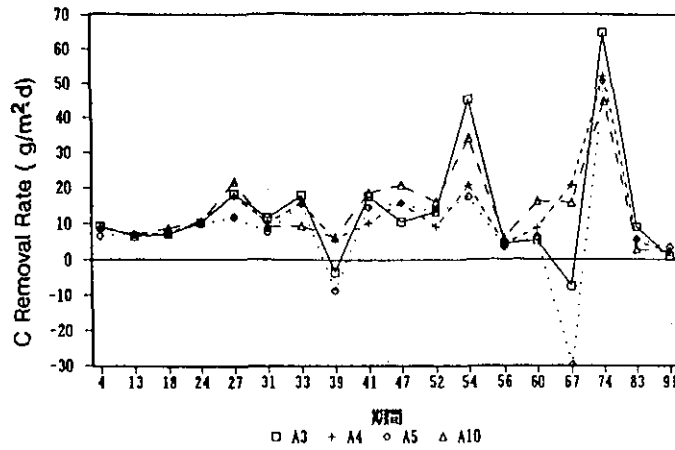


図5 各水路における炭素の除去速度の比較

3.3 窒素の除去

植生浄化による窒素化合物の変化を調べた。図6にアンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、図7に亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、図8に硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) 濃度の変化を示す。アンモニア態窒素は原水中にはほとんど検出されなかった。処理水中にもアオコの集積が起きない前はほとんど検出されなかったが、アオコが集積し始めた30日以降では植栽植物の違いが見られ、ミント (A10) では1.5mg/lを越える溶出が見られた。その他セリ (A5)、クレソン (A4) でも時々高い溶出が見られたが、クウシンサイ (A3) ではほとんど溶出が見られなかった。亜硝酸態窒素は原水中にも40~60 $\mu\text{g/l}$ の濃度で検出される場合が多く見られた。亜硝酸態窒素は植栽植物によりその挙動が大きく異なっており、クレソン (A4)、セリ (A5) では実験開

始直後から60 $\mu\text{g/l}$ を越える高い値が検出され、特にクレソンで高い値が多かった。クウシンサイ (A3) では原水中の濃度より低い値が多く水中から除去されていた。ミント (A10) は原水とあまり変わらない程度の濃度範囲で変化した。硝酸態窒素は実験開始時に原水中に0.4~0.6mg/l程度の濃度で含まれていたが、アオコの集積と共に減少し8月初・中旬はほとんど検出されなかった。8月下旬では降雨の影響で一時的に濃度の上昇が見られたがその後再び減少した。9月下旬にはアオコがほとんど姿を消したが、硝酸態窒素濃度は1mg/lを越える高い濃度で検出された。処理水の硝酸態窒素濃度もクウシンサイを除き原水の濃度と類似した変化を示した。クウシンサイ (A3) では硝酸態窒素は全期間を通じてほとんど検出されず、特に9月下旬の濃度低下は顕著であった。

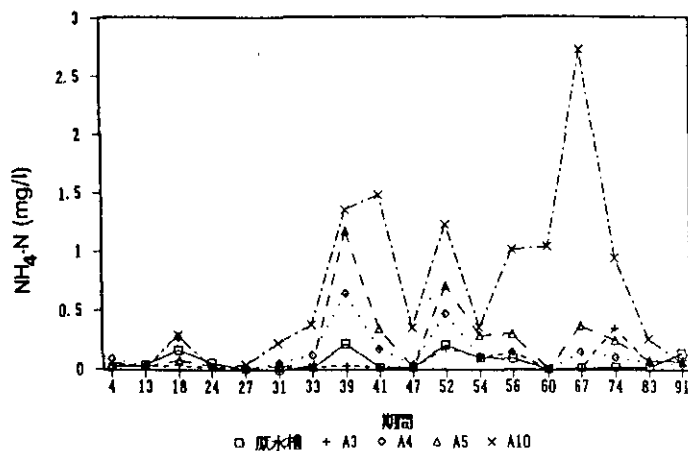


図6 原水槽と各水路出口におけるアンモニア態窒素濃度の経日変化

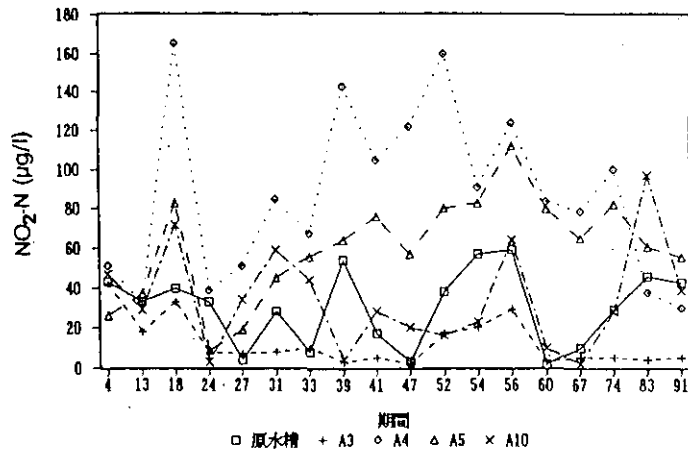


図7 原水槽と各水路出口における亜硝酸態窒素の経日変化

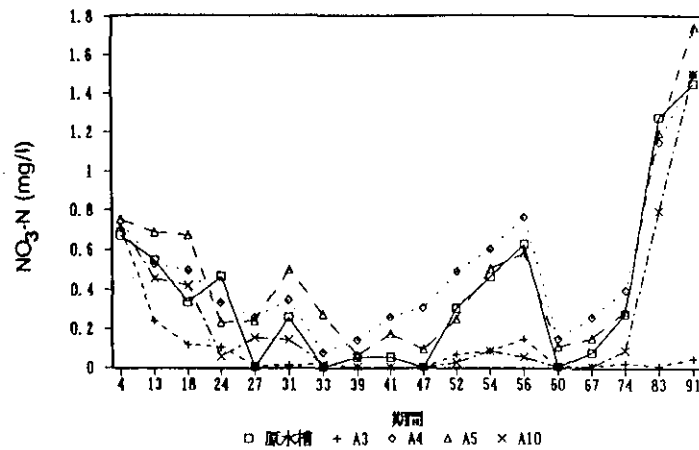


図8 原水槽と各水路出口における硝酸態窒素の経日変化

PON濃度はPOC濃度とほとんど同様な変化を示した。実験開始後40日程度までは原水中の濃度が1~2mg/l程度であったものが処理水では0.1~0.6mg/l程度の濃度まで減少した。アオコ集積時には処理水中の濃度も増加したが、植栽植物によってその濃度は大きく変化した。植物ではミント(A10)、クウシンサイ(A3)が最も濃度が低かった。

図9に溶存態及び懸濁態を合わせた全窒素の除去速度を示す。アオコの集積していなかった30日程度までは約1~3 gN/m²・dの除去速度が見られた。アオコが集積した40日以降は変動が大きく時にマイナスの値を示すことも見られたが、反対に15gN/m²・dという極めて高い除去速度を示す場合も見られた。植栽植物としてはクウシンサイ(A3)が最も除去速度が高かった。セリ(A5)は高いマイナスの除去速度を示すケースが2度ほど見られた。クレソン(A4)とミント(A10)はほぼ同程度の除去速度であった。

3.4 リンの除去

図10に無機態リン(P0₄-P)濃度の経日変化を示す。原水中にはアオコの集積した期間には50µg/l程度の濃度が検出されたが、それ以外の時期にはほとんど検出されなかった。クウシンサイを植栽した水路(A3)では原水を下回る濃度で推移しており、無機態リンの溶出は見られなかった。一方、ミント(A10)、セリ(A5)、クレソン(A4)を植栽した水路ではアオコの集積と共に高濃度のリンが溶出するようになり、特に9月初旬のミントでは0.2mg/lを越える溶出が見られた。図11に植生浄化によるリンの除去速度を示す。リンの除去は炭素や窒素と異なってアオコの集積した時期ではマイナスになるケースがしばしば見られた。特にセリ(A5)、クレソン(A4)が目立った。クウシンサイ(A3)は9月の1回を除きかなり高いリンの除去速度を示した。アオコが集積していない時期での除去速度としてはセリを除き0.1

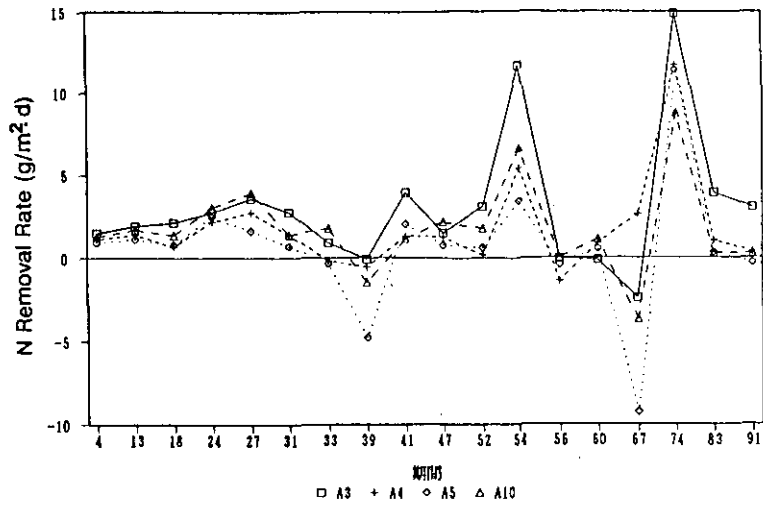


図9 各水路における窒素の除去速度の比較

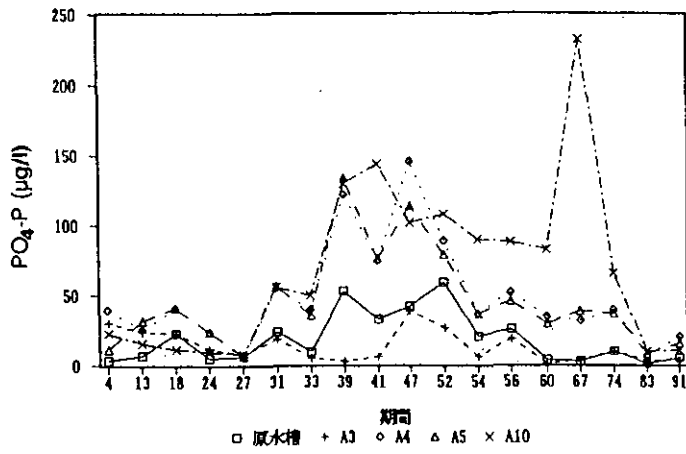


図10 原水槽と各水路出口における無機態リン濃度の経日変化

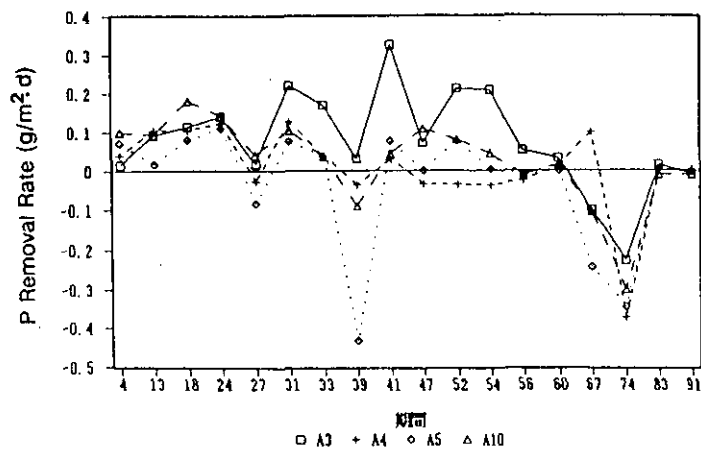


図11 各水路におけるリンの除去速度の比較

gP/m²・d程度の除去速度であった。アオコが集積した時期では、クウシンサイの場合だけ0.2gP/m²・dを越える高い除去速度が計測された。

植生浄化の除去速度としては窒素で1g/m²・d、リンで0.2g/m²・d程度の値が報告されている（尾崎・阿部，1993；相崎，1994）。これらの値に比べて、今回得られた結果は窒素ではかなり高く，リンでは同程度であった。アオコの集積していない時期では，他の植生浄化手法に比べて効率よく浄化されることが明らかになった。アオコが集積した状況ではさらに高い浄化効率が観測されることがある反面，逆に栄養塩が溶出する場合も見られ，負荷が高すぎる場合には注意が必要なことが判明した。また，植栽植物によってはトラップした懸濁物の分解ま

では速い速度で行うが，回帰した栄養塩を吸収しきれずに放出してしまうケースも見られ，それぞれの状況に応じた植物の選択が必要であることが判明した。

引用文献

- 相崎守弘（1994）：植物を使った池の浄化，緑の読本，No.31，11-17.
- 相崎守弘，中里広幸（1994）：水耕栽培を利用した水質浄化に関する研究，霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-8-，国立環境研究所，F-63-'94，23-27.
- 尾崎保夫，阿部 薫（1993）：植物を活用した資源循環型水質浄化技術の課題と展望，一潤いのある農村景観の創出を目指して-，用水と廃水，36，771-783.

東京湾奥における植物プランクトンの変遷

木幡邦男¹・竹下俊二¹・中村泰男¹・田中秀之²・佐藤正春³

(1地域環境研究グループ, 2環境研究センター, 3新日本気象海洋)

[摘要]

東京湾の中でも特に富栄養化の進んだ湾奥北東部において、植物プランクトンの変遷を、検鏡による同定と光合成色素をマーカーにした推定法との2つの方法で、1992年6月から1993年12月の期間調査した。調査期間中、'92年6月、'93年6月、9月に*Heterosigma akashiwo*による赤潮が観測された。これに対応して、ラフィド藻の代表的カロテノイドの一つである violaxanthin が測定された。'93年5月には、渦鞭毛藻の *Gonyaulax verior*, *Ceratium lineatum*, *C. fusus* 等による赤潮が観測された。この時は、渦鞭毛藻の特徴である Peridinin がカロテノイドの大部分を占めた。以上のように、2つの方法で得た結果は互いに良く対応した。

[序]

富栄養化した東京湾では、四季を通して、様々な植物プランクトンが生育し、しばしば、特定種が場を独占し、赤潮を形成する(佐藤, 1987)。とくに、東京湾奥北東部では、年間を通し栄養塩濃度が高く、植物プランクトン存在量が多い。当海域では、夏期には底層水が貧酸素化し、しばしば青潮による漁業被害も報告されている(風呂田, 1987; 相崎, 1990)。また、当海域にある航路や浚渫地の底層水は、海水交換が悪いため貧酸素化が進み易く、青潮発生に関連すると言われている(相崎, 1990)。このように極度に富栄養化が進み、海域生態系が様々な形で影響を受けている当海域で、我々は、水質(水温・塩分・DO等)・栄養塩濃度や植物プランクトン存在量等をモニターしてきた。

東京湾で赤潮を形成する植物プランクトンは、渦鞭毛藻綱、珪藻綱、ラフィド藻綱等に属する物が知られている(佐藤, 1987)。東京湾の水界生態系を理解するうえで、例えば栄養塩濃度との関連などから、これら植物プランクトンの変遷を研究するのは重要な課題と言えるが、時空間的に広範囲に渡り、当海域に出現する種を全て同定するのは困難である。一方、著者らは、夏期の瀬戸内海において、各綱に特有の光合成色素(クロロフィル・カ

ロテノイド)量から、試水中に優占的に存在する植物プランクトンの綱を推定してきた。また、植物プランクトンの変遷を調査するのに、綱レベルの情報でも、生態学的に重要であることを示した(木幡ら, 1988)。

光合成色素の内、クロロフィル a (Chl-a) は全ての植物プランクトンに存在するが、他のクロロフィルは分布が種により異なり、その分布により植物プランクトンは、例えば、Chl-bを持つ緑色植物門、Chl-cを持つ褐色植物門、フィコビルリン系の色素を持つ紅色植物門、藍色植物門等に分類される(Liaaen-Jansen, 1978)。さらに、植物プランクトンはその形態等で綱に細分されるが、綱に特有のカロテノイドを持つものが多い(Liaaen-Jensen, 1978)。植物プランクトン各綱に特有のカロテノイドとして、渦鞭毛藻の peridinin, 珪藻の fucoxanthin, ハプト藻の 19'-hexanoyloxyfucoxanthin, ラフィド藻の fucoxanthin, violaxanthin 等が知られている(Liaaen-Jensen, 1978)。これら色素をマーカーとした植物プランクトン存在量測定の研究が、最近進められている(例えば, Wilhelm *et al.*, 1991)。

本研究では、東京湾奥で年間を通して、植物プランクトンの現存量を調査し、同時に、光合成色素を測定して、上記方法による綱推定の妥当性を検証した。

[材料と方法]

東京湾北東部、茜浜沖船橋航路横(A)、茜浜沖約16 km(B)、船橋航路入り口(C)、茜浜沖浚渫地(D)の4調査地点(図1)を設定し、夏期は毎月、冬季には隔月に、表層から底層まで約4m毎に4から5層で採水し、水質・栄養塩濃度・光合成色素量、バクテリア現存量等を定期的に調査している。ここでは、1992年6月から1993年12月の期間に渡り測定して得た結果の一部について報告する。この期間に、上記水質・生物量の他に、直接検鏡による植物プランクトンの同定・定量を行った。測定には、Stn.Bの表層水と4m層の試水およびStn.Dの表層水の200mlをそのまま研究室に持ち帰った試料(生試料)と、さらに、同試料の1000mlを1%グルタルアルデ

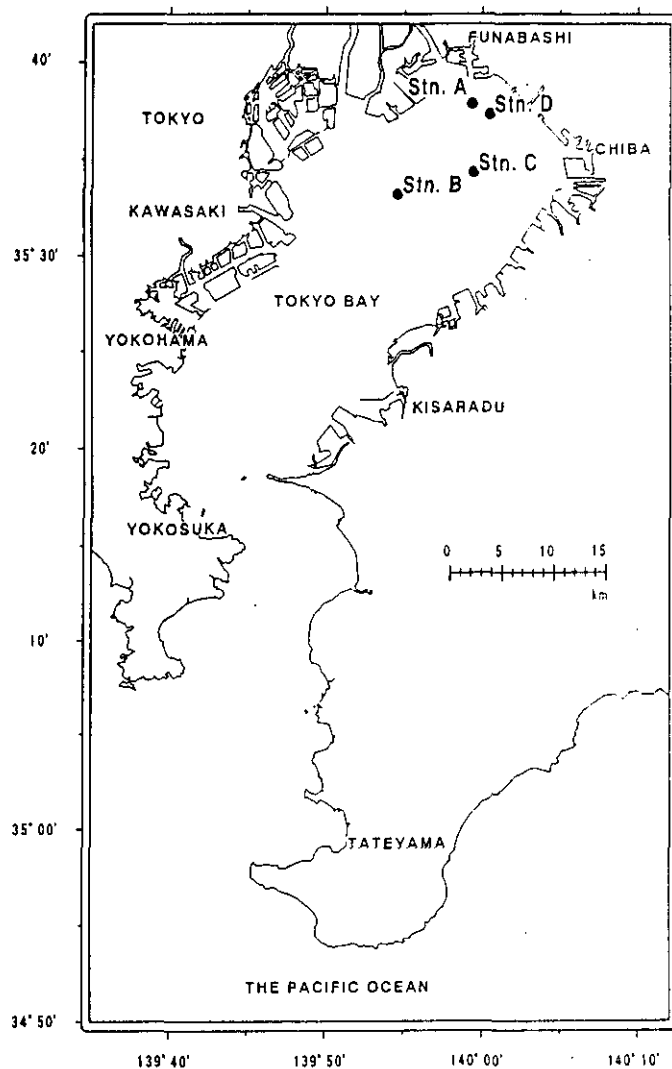


図1 東京湾の調査地点

ヒドにて固定し研究室に持ち帰った試料（固定試料）を使用した。固定試料は、常法に従い静置濃縮後、検鏡した。ラフィド藻の *Heterosigma akashiwo* の様に固定により細胞が破壊される植物プランクトンの計数には生試料を使用し、珪藻等の計数には固定試料を使用した。

光合成色素は、著者らが既に発表した方法 (Kohata *et al.*, 1991) で測定した。試料中の光合成色素量は、試水の200~500mlをWhatman GF/F濾紙上に濾別し、濾紙から90%アセトンにて抽出した。抽出液の400 μ lを高速液体クロマトグラフ装置 (HPLC) に直接注入し、2台のポンプ (島津LC-6A) を用いる高圧グラジエント抽出法 (コントローラー島津SCL-6A) で、各色素を分離した。色素分離には逆相ODSカラム (Whatman, パーティシール-3, 5 μ m, 4.8 \times 250mm) を使用し、色素の検出・同定には紫外・可視分光検出器 (島津SPD-6AV), 及び、フオ

トダイオードアレイ検出器 (島津SPD-M6A) を使用した (Kohata *et al.*, 1991)。

【結果と考察】

当海域における調査期間中に、珪藻56種、渦鞭毛藻34種、緑藻2種、黄色鞭毛藻2種、ラフィド藻1種の存在が確認できた。珪藻の内出現頻度・量共に多かったものは、*Skeletonema costatum*, *Thalassiosira cf. binata*, *Nitzschia pungens*, *Nitzschia cf. multistriata* 等であり、渦鞭毛藻では、*Prorocentrum minimum*, *P. triestinum*, *Ceratium fusus*, *C. Lineatum*, *Gonyaulax verior* 等が多く見いだされた。一方、ラフィド藻では、*Heterosigma akashiwo* だけが確認された。当海域で、'92年6月、'93年6月、9月に *H. akashiwo* による赤潮が (図2c), また、'93年5月には渦鞭毛藻の *G. verior*,

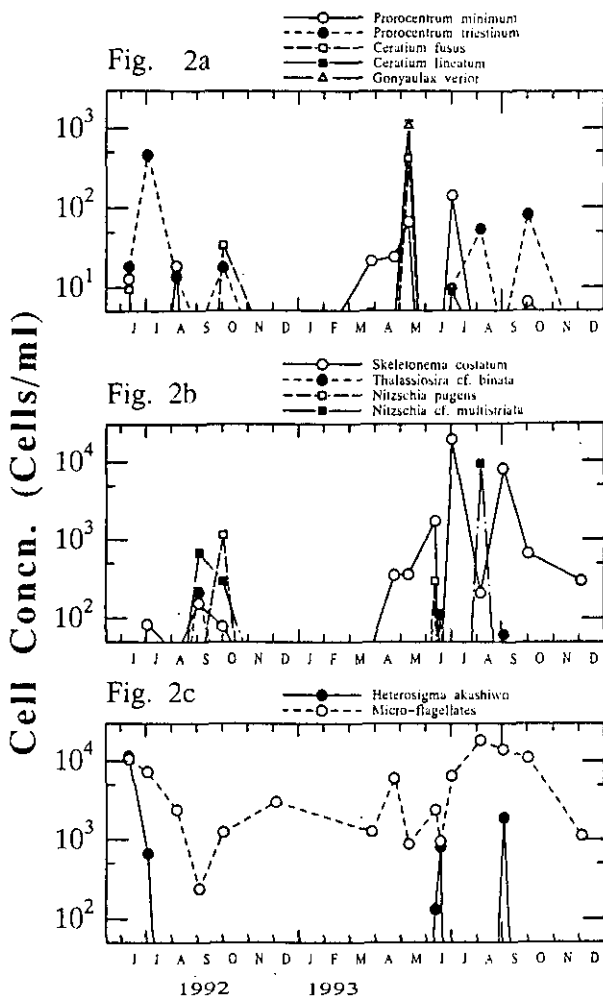


図2 植物プランクトン細胞数の季節変化
(a) 渦鞭毛藻, (b) 珪藻,
(c) ラフィド藻と微細鞭毛藻

C. Lineatum 等による赤潮が (図2 a) 観測された。

植物プランクトン分類に際しマーカーとなる光合成色素のうち、クロロフィルではChls-a, -b, -cが測定された (図3)。特に、Chl-bが当海域に観測されたことから、海域においても、緑色植物門に属す植物プランクトンが確認できる程度に存在することが示された (図3)。さらに、マーカーとなる光合成色素のうちカロテノイドでは、fucoxanthin, peridinin, 19'-hexanoyloxy-fucoxanthin, violaxanthin, alloxanthin, zeaxanthin等が定量的に測定された (図3)。他にも数十種類のカロテノイドが、HPLCクロマトグラム上で検出されたが、本報告では、上記植物プランクトン分類上マーカーとなるカロテノイドについてのみ議論する。

赤潮時以外の当海域では、珪藻が優占種であった (図2 b)。この様な時には、珪藻の個体数の変動とChl-a

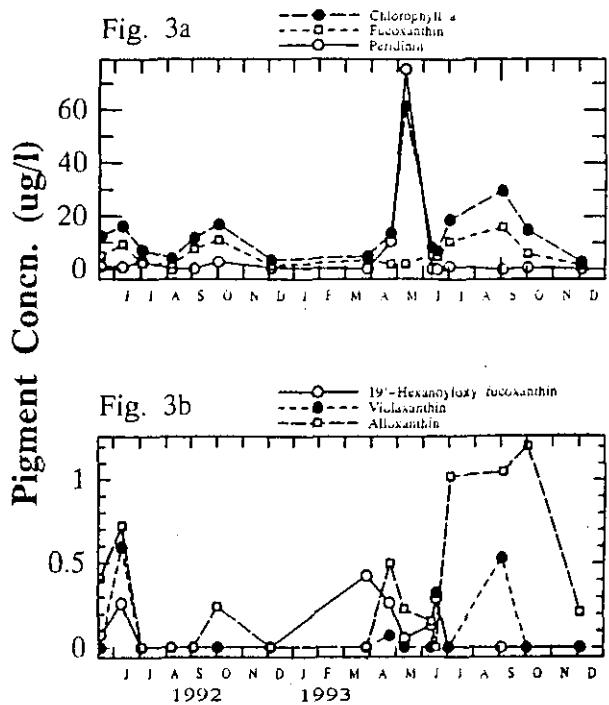


図3 光合成色素量の季節変化

の変動には良い相関関係があり、更に、珪藻の主なカロテノイドである fucoxanthin も同様の変動を示した (図3 a)。

渦鞭毛藻の赤潮時 ('93年5月) には、Chl-a濃度は非常に高い値を示し、更に、渦鞭毛藻に特徴的なカロテノイドである peridinin の濃度も非常に高い値であった (図3 a)。実験系で培養された渦鞭毛藻や、瀬戸内海播磨灘調査で得られた結果に付いて行った解析で、peridinin/Chl-aの重量比は、1~2程度と言われている (木幡ら, 1988)。この比の値を考慮すると、渦鞭毛藻による赤潮時には、当海域のChl-aは殆ど全てが渦鞭毛藻由来であったと言える。

ラフィド藻による赤潮時 ('92年6月, '93年6月, 9月) では、ラフィド藻の主なカロテノイドである fucoxanthin の他に、ラフィド藻の特徴となる violaxanthin が検出された (図3 b)。

また、クリプト藻特有のカロテノイドである alloxanthin が、夏期に多く検出された。クリプト藻は、細胞が小さく、光学顕微鏡だけによる同定が難しい。ここでは、検鏡では同定できなかった微少な鞭毛を持つ植物プランクトンを、一括して、微細鞭毛藻として計数した (図2 c) が、この細胞数の変動と、alloxanthin 量の変動の様子は、類似していた。このことから、一括して計数し

た微細鞭毛藻のかなりの部分が, alloxanthin を持つクリプト藻と考えられる。播磨灘における実験を解析した結果では, alloxanthin/Chl-a の重量比は約2であった(山中, 1988)。この比の値を考慮すると, 当海域の全Chl-a に占めるクリプト藻由来のChl-a の割合は, 夏期の高い値の時には約1割程度となり, クリプト藻の存在量が生物量として無視できない量であることが明らかになった。

【謝 辞】

調査に協力して頂いた千葉県環境部水質保全課, 水質保全研究所, 並びに, 調査船「きよすみ」の乗務員の方々に感謝いたします。

【文 献】

相崎守弘・田中秀之・北村 博 (1990) : 東京湾における無酸素水塊の形成と青潮。用水と排水, 32. 41-45.
風呂田利夫 (1987) : 東京湾における青潮の発生。水質汚濁研究, 10. 470-474.

Kohata, K., Watanabe, M., and Yamanaka, K. (1991) : Highly sensitive analysis of photosynthetic pigments in marine in-situ samples by high-performance liquid chromatography. J. Chromatogr. 558. 131-140.

木幡邦男・渡辺正孝・山中和夫・庵谷 晃・石川裕二 (1988) : 栄養塩添加によるメソコズム内植物プランクトン組成の変動。日本海洋学会秋季大会講演要旨。

Liaaen-Jensen, S. (1978) : Marine carotenoids. In ; Marine Natural Products, Vol.2, edited by P. J. Scheuer, Academic Press. pp.1-73.

佐藤正春 (1987) : 東京湾の赤潮と植物プランクトン。水質汚濁研究, 10. 475-478.

Wilhelm, C., Rudolph, I., Renner, W. (1991) : A quantitative method based on HPLC-aided pigment analysis to monitor structure and dynamics of the phytoplankton assemblage - A study from Lake Meerfelder Maar (Eifel, Germany). Arch. Hydrobiol., 123. 21-35.

山中和夫 (1988) : 東京理科大学工学部工業化学科修士論文

東京湾における青潮に関する研究VI

底泥における乳酸、プロピオン酸、酢酸資化性硫酸還元菌の分布変動

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株式会社 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)

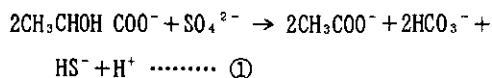
1. はじめに

東京湾北部沿岸域で発生する青潮現象において、水中あるいは底泥において生産される硫化水素は重要な役割を果たしている。この硫化水素は水中および底泥に生息する硫酸還元菌により生成される。1992年での本研究発表会でも底泥における硫酸還元菌の分布変動について発表した(国立環境研究所資料/F-39-'92/NIES参照)。底泥に生息する硫酸還元菌の役割は青潮現象のみならず、沿岸海域における炭素、硫黄の循環において極めて重要である。

硫酸還元反応は、主に乳酸やピルビン酸をCO₂と酢酸に酸化(不完全酸化, ①式参照)するとされていた。しかしながら、Widdel and Pfennig (1977) により酢酸を完全にCO₂に酸化(完全酸化, ②式参照)する硫酸還元菌が報告された後、分離・同定されているほとんどすべての硫酸還元菌について完全酸化型、不完全酸化型の別に基質の利用性について整理された(Widdel 1988)。しかしながら、自然界における硫酸還元菌の基質の利用性についての報告は数少なく(例えば, Laanbroek and Pfennig, 1981; Battersby *et al.*, 1985; Fukui and Takii, 1987), さらに、それらの消長について報告された例はほとんど見ることはできない。

そこで、本発表では、東京湾の底泥中における硫酸還元菌を基質の利用性により分け、その分布変動について調べたので、その結果について報告する。

[Incomplete Lactate Oxidation]



[Complete Acetate Oxidation]



2. 1 調査方法

調査は1993年4月~1994年3月の期間において実施した。調査地点は東京湾北部沿岸の青潮発生海域に位置する航路窪地 (Sta.A) および湾央 (Sta.B) の2地点である。泥の採取は重力式コーサンプラー (コーサ直径: 4.5cm; 長さ: 30cm) により採取した。

2. 2 細菌試験方法

採取した泥試料の表層0~2cmを分取し、ASW (Aged Sea Water) に10v/v%になるように懸濁させ、超音波処理 (40W, 1min) により均一に分散させ、これを細菌試験に供した。乳酸資化性硫酸還元菌 (l-SRB), プロピオン酸資化性硫酸還元菌 (p-SRB) および酢酸資化性硫酸還元菌 (a-SRB) の培養計数は Fukui and Takii (1987) が示した方法に準じた。また、従来通りの Postgate培地 (MPN-5本法) によっても培養計数をおこなった。

3. 結果および考察

図1および図2にSta.AおよびSta.Bにおけるl-SRB, p-SRB, a-SRBの季節変動を示す。l-SRB, p-SRB, a-SRBの計数値はSta.Aでは10⁴~10⁶ CFU/mL, Sta.Bでは10³~10⁵ CFU/mLの範囲で観察され、Postgate培地による計数値とほぼ同じ、あるいは多少低い値で計数された。一方、これらの硫酸還元菌の分布変動はSta.AおよびSta.Bともにl-SRBおよびp-SRBは同様な変動パターンを示した。しかしながら、Sta.AおよびSta.Bともに、a-SRBはl-SRB, p-SRBとは異なった分布変動が観察され、とくにSta.Aではa-SRBはl-SRB, p-SRBと反比例的な分布変動を示した。すなわち、Sta.Aにおけるa-SRB, l-SRBおよびPostgate培地により計数されたSRBの各々の菌数は5月に一時的に顕著な減少が認められ、その後8月に極大値を示す。しかし、a-SRBはこれらの変動とは逆に5月と10月に菌数の

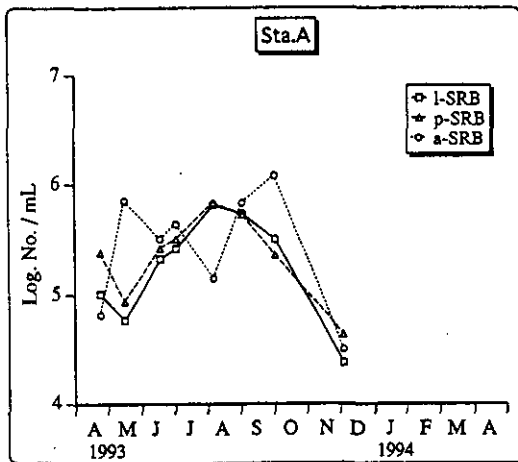


図1 東京湾底泥(0-2cm)におけるl-SRB, p-SRB, a-SRB菌数の季節変動 (Sta.A)

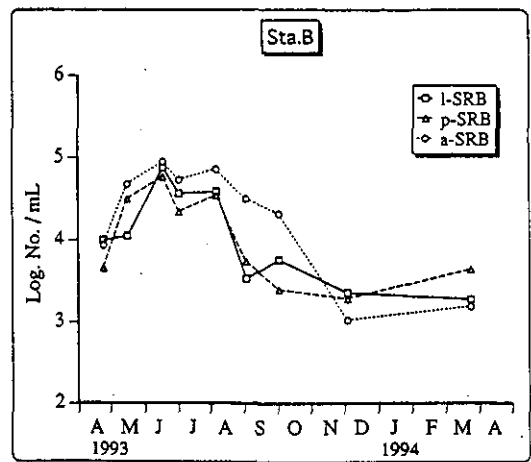


図2 東京湾底泥(0-2cm)におけるl-SRB, p-SRB, a-SRB菌数の季節変動 (Sta.B)

顕著な増加が、8月に著しい減少が観察された。また、Sta.Bにおいては計数されたSRBの各々の菌数は8月から9月にかけて急激に減少するがa-SRBの減少は緩やかであった。なお、a-SRB, l-SRBおよびPostgate培地により培養計数されたSRBの変動パターンは過去に得られたSRBの変動パターンとよく一致していた(国立環境研究所資料/F-39-'92/NIES参照)。

以上のようなa-SRBの特異的な変動パターンは、底泥に蓄積されている有機物の量および質的なものが大きく影響していることが予想される。残念ながら本調査では、底泥中に蓄積された低級脂肪酸などの溶存有機物についてのデータは得られていないために断定的な結論を導き出すことはできない。しかしながら過去に得られた結果から、Postgate培地により計数されたSRB数と底泥中の易分解性有機物量との間には比例的な関係が見いだされている(国立環境研究所資料/F-39-'92/NIES参照)このことから、l-SRB, p-SRB, a-SRBの変動パターンはl-SRBおよびp-SRBの不完全酸化型硫酸還元菌の増殖により底泥中に酢酸が蓄積され、この酢酸を利用して完全酸化型のa-SRBが急激に増殖するメカニズムを示唆するものである。

引用文献

- Battersby, N. S., S. J. Malcolm, C. M. Brown and S. O. Stanley (1985) : Sulphate reduction oxic suboxic North-East Atlantic sediments. *FEMS Microb. Ecol.*, 31: 225-228.
- Fukui, M. and S. Takii (1987) : Distribution of lactate-, propionate-, and acetate-oxidizing sulfate-reducing bacteria aquatic environments. *Jpn. J. Limnol.*, 48: 249-256.
- Laanbroek, H. J. and N. Pfenning (1981) : Oxidation of short-chain acids by sulfate-reducing bacteria in freshwater and in marine sediments. *Arch. Microbiol.*, 128: 330-335.
- Widdel, F and N. Pfenning (1977) : A new anaerobic, sporing, acetate-oxidizing, sulfate-reducing bacterium, *Desulfotomaculum* {emend.} *aceto-oxidans*. *Arch. Microbiol.*, 112: 119-122.
- Widdel, F. (1988) : Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur-reducing bacteria, p.469-585. In Alexander J. B. Zehnder {eds.}, *Biology of anaerobic microorganisms*, Wiley-Interscience, New York.

シベリア永久凍土地帯の小湖沼のメタン放出について

野尻幸宏（地球環境研究グループ）

1. はじめに

重要な温室効果気体であるメタンの自然放出源として、湿地(Wetland)は重要であり、主として熱帯地域と北半球高緯度地域に分布している。東部シベリアには永久凍土地帯が広く分布し、針葉樹林帯(Taiga)の中に数多くの湖沼群からなる湿地が存在する。永久凍土地帯の湖沼は、永久凍土の融解水により灌養されているといわれ、現地ではアラース(alas)と呼ばれる。このような湖沼は一般には浅く湖底まで混合するため、湖水は好氣的である。しかしながら、底泥は嫌氣であって、かなり大きなメタン放出を示す。

本研究では、東部シベリアの中心都市であるヤクーツク市周辺、レナ川左岸にあたる地域のアラースを、1993年の7-8月に調査して、湖水表面とその周辺湿地からのメタン放出量を測定した。さらに、湖底から採取した気体の組成およびそのメタンと二酸化炭素の炭素同位体比を測定した。さらに、同様な調査をヤクーツク市の対岸、レナ川右岸にあたる地域の湖沼群を含めて1994年7月に繰り返し、メタン放出量について、ほぼ再現するデータを得た。

2. メタンの放出量

湖水面からのメタン放出量は、59cm角のアクリルチャンバーを水面に浮かせ、内部の空気中のメタン濃度経時変化から求めた。測定には2-3時間を要した。湖沼周囲草地からの放出量は、30cm角のアルミニウムチャンバー内のメタン濃度経時変化より求めた。1993年の調査による4湖沼の平均として、水面からの放出量は $260\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{day}$ であった。湖水に浸っているあるいは地下水位が20cm以下の湿潤な周辺草地では $200\text{-}800\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{day}$ の放出量が観測された。比較的乾燥した周辺草地からも $48\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{day}$ と無視できない量のメタン放出を認めた。周辺草地を含めた湖沼の形態をモデル化し、平均的なアラースからの夏のメタン放出を算出したところ、水域の大きさが100m以下のような小型のアラースで $310\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{day}$ 、水域の大きさが数100m以上の大型のアラースで $170\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{day}$ と推定され、寒帯湿原のメタン放出量

の従来の報告値と同じかやや大きな値が得られた。

さらに、1994年7月にメタン放出量の測定を繰り返した。表1と表2にその結果をまとめた。表1が湖沼周辺の湿地帯の放出量測定結果である。Lake DJは直径3kmほどの大きな湖沼で周囲にまばらなアシ原がある。この水位7cmの地点では4日間朝夕の測定を繰り返したが、フラックスの変動は小さかった。Lake TLはLake DJと似た形態の湖沼であったが、アシ帯のフラックスはやや小さかった。Lake KYとLake SCは直径数百メートルの湖沼で、密な水草帯が発達している。湿潤な水草帯で大きなフラックスが認められたが、周辺の乾燥地はほぼメタン放出がなかった。Lake OL1と2は直径100ないし200mの湖沼で、周囲にコケ帯が発達している。ここでも湿潤帯から乾燥帯へのフラックスの変化が認められた。Lake RS1と2は直径数10mの池に近い湖沼であり、RS1で大きなフラックス、RS2でやや小さなフラックスが認められた。RS2は1993年に同じ場所を測定した時の1/7程でしかなかった。Lake MGは直径100mほどの湖沼で、周囲に広く水草帯が発達している。前年より著しく水位が高く、普段は乾燥している周辺部にまで浸水していた。ここでは前年より大きなフラックスであった。1994年に観測した全湖沼の湿潤地を平均したフラックスは前年の結果を再現した。乾燥地のフラックスの平均は約1/2となった。

表2は湖水面からのフラックスである。1993年と1994年の結果を併記した。Lake LCは湖岸帯のメタン放出を著しく小さい湖沼であり、その原因が高い硫酸濃度にあるものと推定されている。湖面からの放出量と湖沼の形態との関係は明らかにならなかった。平均してみると2年間のフラックスはほぼ同程度であった。

3. 湖沼底泥に含まれる気体の組成と炭素安定同位体比

これらの湖沼の底泥を攪拌することにより、底泥に保持されている気泡が回収できる。1993年の観測で得た試料につき、気泡のガス組成を、TCD付きガスクロマトグラフで測定し、そのメタンと二酸化炭素の炭素安定同位体比を、GC/C/MS法により測定した。

表1 ヤクーツク周辺アラスの周辺水草帯でのメタン放出量測定, 1994年7月

湖沼	日付 in 1994	水位/cm cm	メタンフラックス mg/m ² /day	場所のタイプ°	乾燥地の平均 mg/m ² /day	湿潤地の平均 mg/m ² /day
Lake DJ	07/20	5	317.1	E	-	434
	07/21	5	273.7	E		
	07/20	7	512.3	E		
	07/21	7	446.2	E		
	07/21	7	400.7	E		
	07/22	7	486.0	E		
	07/22	7	494.4	E		
	07/23	7	541.9	E		
Lake TL	07/23	0	9.7	D	10	150
		11	35.6	E		
		12	104.4	E		
		13	184.1	E		
		15	277.3	E		
Lake KY	07/13	0	0	D	3.9	523
		0	7.8	D		
		6	523.4	B		
Lake SC	07/15	0	0	D	0	339
		5	55.5	C		
		6	418.2	C		
		7	643.1	B		
Lake OL1	07/21	0	887.5	B	109	505
		0	150.0	C		
		0	67.3	D		
		0	121.6	B		
Lake OL2	07/22	0	216.7	B	28	241
		0	183.9	B		
		0	56.8	C		
		0	0	D		
		0	321.9	B		
Lake RS1	07/18	12	374.4	C		501
		14	627.4	C		
Lake RS2	07/28	0	0	D	0.7	108
		0	1.3	D		
		11	72.4	C		
		12	48.6	C		
		12	264.8	C		
		13	45.5	C		
Lake MG	07/26	0	0	D	46	518
		0	92.0	C		
		4	36.6	C		
		17	450.3	C		
		18	1053.0	C		
		29	532.0	C		
乾燥地全体					0-109	108-523
湿潤地全体					108-523	108-523
範囲					0-109	108-523
平均					25	369

場所のタイプ B:水面上に張り出した湖岸水草帯, C:湿潤な湖岸水草帯、密に生えている,
D:乾燥した湖岸水草帯、湿潤帯の外側, E:湖岸のアシ帯、まばらである

表2 ヤクーツク周辺アラスの水面からの
メタンフラックス

	mg/m ² /day		
	日付 1994年	1993年	
Lake DJ	07/21	86	
	07/22	64	
Lake TL	07/22	306	
Lake KY	07/13	596	255
Lake SC	07/15	514	
Lake OL1	07/21	64	
Lake OL2	07/22	89	
Lake RS1	07/18		185,351
Lake RS2	07/28	96	830
Lake MG	07/26		133
Lake LC			3,40

深度の比較的大きな(1m以上)の湖沼の湖心で採取すると、メタン濃度は65-80%であり、残りの大部分が窒素であった。深い湖沼の周辺部と浅い湖沼ではメタン濃度は20-80%の間で大きく変動し、窒素の割合が大きくなった。酸素の濃度は通常3%以下であったが、サンプリングの際に酸化的な湖水中を試料気体が通過するという方法の影響があったかもしれない。二酸化炭素濃度は

2-10%の間で比較的大きく変動したが、湖心部、周辺部、浅い湖沼の間での明確な差異は見出せなかった。

炭素安定同位体比の測定結果によると、気泡のメタンでは平均-61‰-‰で、-53から-71‰-‰のやや大きな範囲の値を示した。一方、二酸化炭素の炭素安定同位体比は、気泡のメタン濃度と強い相関を示し、メタン濃度が高いほど同位体比が重くなる結果となった。関係は直線的であり、メタン濃度が70%以上に達するような気体では-3‰-‰程度の重い二酸化炭素となった。メタン濃度をゼロに外挿した切片は-17から-19‰-‰となり、生物起源有機物よりやや重い同位体比となった。同様な現象は、釧路湿原の気泡試料でも認められているが、切片の同位体比が釧路湿原の場合-25‰-‰と生物起源有機物に極めて近い値となった点が異なる。メタンの炭素安定同位体比からも、これら小湖沼底泥でのメタン生成が、二酸化炭素の水素による還元を主たる経路として起こっていることが推定され、その際の基質の二酸化炭素の利用に伴ってその同位体比が変化したと考えられ、メタン生成のダイナミックスを物語るものと考えられる。

Methods of Dissolved Inorganic Carbon Measurement for Natural Waters

Richard S.J. Weisburd¹, Masao Ishii², Takehiko Fukushima³ and Akira Otsuki¹

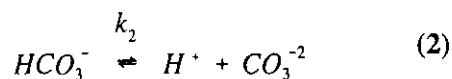
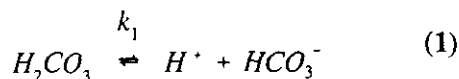
¹Tokyo University of Fisheries, ²Meteorological Research Institute and

³National Institute for Environmental Studies

1. INTRODUCTION

For a variety of reasons, it is often necessary to monitor the concentrations of dissolved inorganic carbon (DIC = the sum of the concentrations of carbonic acid [H_2CO_3], bicarbonate ion [HCO_3^-] and carbonate ion [CO_3^{2-}]) in aquatic ecosystems. For example, the oceans are thought to be a significant sink for anthropogenic CO_2 emissions. However, in part because of the difficulty of making accurate and precise DIC measurements, knowledge of the temporal and spatial variations in the marine inorganic carbon system variables is not adequate to definitively assess the size of the marine CO_2 sink. DIC fluxes are also useful indicators of ecosystem trophic status because the dominant metabolic reactions, photosynthesis and respiration, consume and regenerate DIC.

The concentration of DIC can be determined either by direct measurement or by calculation from measurements of any two of the other three aqueous carbonate system variables: CO_2 partial pressure (p_{CO_2}), carbonate alkalinity (the sum of the bicarbonate concentration and twice the carbonate concentration) and hydrogen ion activity (as measured by pH). This calculation also requires knowledge of the appropriate dissociation constants, k_1 and k_2 , for the equilibria between carbonic acid and bicarbonate (1) and between bicarbonate and carbonate (2), respectively:



While well known for pure water, the variations of these constants with changes in the ionic

composition of natural waters, particularly fresh waters, are significant.

Carbonate alkalinity cannot be measured directly and is usually calculated by correcting the total alkalinity, measured by titration, for the other proton acceptors in the sample. Similarly, discrete p_{CO_2} measurements require equilibration of the water sample with a headspace gas of known volume and CO_2 mole fraction followed by determination of the CO_2 mole fraction in the equilibrated gas. Continuous p_{CO_2} measurements are similar except that the equilibration occurs in a flow through configuration. pH measurements with electrodes, although operationally straightforward, can be subject to a variety of artifacts caused by dissolved organic acids in the sample, differences between the ionic strength of the sample and the calibration buffers or other factors.

Unfortunately, problems remain in the measurement methods for each of these aqueous carbonate system variables. Here, we show comparisons of direct DIC measurements made with the present instrument of choice for analysis of DIC in natural waters, the CO_2 coulometer (DOE 1994), with a commercial dissolved **organic** carbon analyzer which uses a non-dispersive infrared detector (ND-IR) to quantify inorganic carbon. We also discuss the relative merits of the various available methods for measurement of the aqueous carbonate system variables for cases where the ultimate goal is determination of total [DIC].

2. EXPERIMENTAL

DIC standards Both gravimetric sodium carbonate standards (primary) and natural water standards (secondary) were prepared. The

gravimetric standards were prepared by drying anhydrous sodium carbonate (Asahi Glass Co., primary standard grade, 99.97%) for 50 to 90 minutes at 500 to 700° C, cooling over a strong desiccant and dissolving in fresh pure water (Milli-Q.SP.TOC) in a calibrated volumetric flask under a nitrogen atmosphere (Goyet & Hacker 1992). The temperature of these standards was adjusted to $20 \pm 0.1^\circ\text{C}$ prior to final volume adjustment to 1 dm^3 and then the flasks were capped with greased glass stoppers. During measurements, the standard flasks were flushed with nitrogen gas and maintained at 20°C . These gravimetric standards were used for up to one week following preparation. The natural water standards were prepared in advance by filtering, poisoning (HgCl_2 final concentration $\geq 0.02\%$ v/v of a saturated solution), aging (1 week or longer at $\approx 20^\circ\text{C}$) and then carefully bottling North Pacific sea water and Lake Kasumigaura water. Many sealed bottles of these standards were prepared once for each batch and their [DIC]'s were stable to within a few $\mu\text{mol dm}^{-3}$ over periods of up to six months.

DIC measurements All ND-IR measurements were performed on a Shimadzu TOC-5000 organic carbon analyzer (Shimadzu Corp., Tokyo, Japan) at the National Institute for Environmental Studies' Lake Kasumigaura Water Research Station (Rinko). For both the TOC-5000 and the coulometers, samples and standards were always brought to 20°C by immersion in temperature-controlled water baths prior to analysis. Samples were introduced through a needle-tipped teflon tube into the TOC-5000's automatic sampling syringe. After placing this needle into the sample to be measured, replicate sampling (up to 10 times) is completely automated. After four or five syringe washes, aliquots of 0.15 to 0.5 cm^3 of sample is injected into a sparging chamber containing a phosphoric acid solution (concentration 0.1 to 25%, pH always < 3). The inorganic carbon contained in the sample is stripped by bubbling the acid with high purity carrier gas (20% oxygen, 80% nitrogen). The gas stream is dried and introduced into the ND-IR sample cell and measured against an air reference cell. The output of this ND-IR is linearized and sent to the instrument's display screen and printer.

All coulometric measurements were performed on either of two Model 5011 CO_2 coulometers (UIC Inc., Joliet, IL, USA) at the Meteorological Research Institute in Tsukuba. Each of the two coulometric systems had its own water-jacketed sample introduction system with sampling pipets of $\approx 0.023\text{ dm}^3$ volume. The measurement efficiency of the coulometers was always $> 99\%$. Counting of the coulometer output was halted when the counting rate reached the background rate. This procedure yielded better precision calibrations with both gravimetric carbonate standards and gas cylinder standards than did the background subtraction approach recommended by Dickson and Goyet (DOE 1994).

To verify that the coulometer and ND-IR primary standard calibrations were in agreement, we exchanged between labs two vials each of pre-weighed sodium carbonate powder which had been prepared to yield standard solutions near 1 and 2 mmol dm^{-3} . Both labs dissolved the received carbonate samples in the same way normally used to prepare the primary sodium carbonate standards. These solutions were then analyzed as unknowns.

3. RESULTS

The masses of carbonate carbon in each of the 'unknowns' mentioned in the preceding paragraph were calculated from the measured concentrations of each solution. Although Standard Operating Procedure 2 of the DOE's CO_2 measurement handbook (DOE 1994) states that "it is typically not possible to make up a single solution with an uncertainty of less than $1\text{ }\mu\text{mol kg}^{-1}$ ", the carbonate masses calculated from the measured solution concentrations differed from the masses of carbonate powder previously determined by careful weighing by 24 to $134\text{ }\mu\text{g}$ (n.b. in this case $134\text{ }\mu\text{g}$ is equivalent to $\approx 1.3\text{ }\mu\text{mol dm}^{-3}$; for typical fresh and marine waters, $\mu\text{mol kg}^{-1}$ will differ from $\mu\text{mol dm}^{-3}$ by less than 5%). It is noteworthy that this agreement of determinations for these individual 'unknown' flasks is as good as that reported for calibration regressions using between four to six gravimetric standards (Goyet & Hacker 1992).

In the first coulometer - TOC-5000 intercalibration experiment, the DIC concentrations of the lake and sea water standards agreed (Table 1) to within the $4 \mu\text{mol kg}^{-1}$ target specified by the US Dept. of Energy's CO₂ Analysis Handbook (DOE 1994). TOC-5000 measurements are usually somewhat more variable than those made on the coulometer, however they are easier to repeat.

Table 1. DIC Concentrations ($\mu\text{mol dm}^{-3}$) of natural water standards prepared with Lake Kasumigaura or North Pacific water as measured by both TOC-5000 and coulometer.

standard source	instrument	[DIC], $\mu\text{mol dm}^{-3}$ mean	standard dev.
Lake	TOC-5000	997.1	4.8
Lake	Coulometer	994.2	0.6
Sea	TOC-5000	2028.3	2.2
Sea	Coulometer	2026.5	0.6

The TOC-5000 has three measurement ranges to optimize sensitivity over a broad range of DIC concentrations. We obtained highly linear calibrations with output peak areas below about 44,000. Inclusion of standard peaks $>44,000$ in the calibration regressions increased the standard

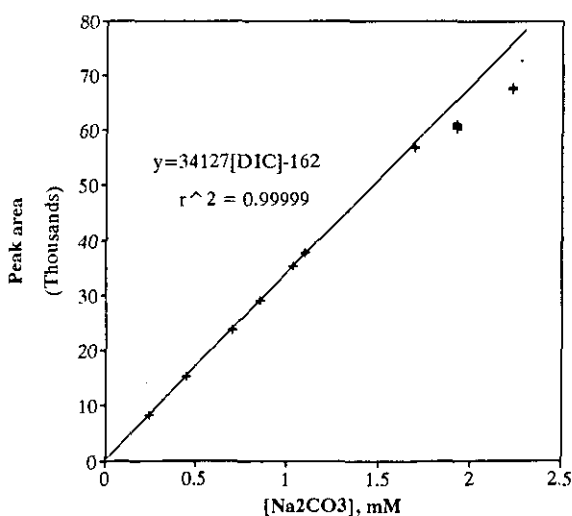


Figure 1 Carbonate standard [DIC] calibration on the TOC-5000; 200 μl injections, range 5. Regression for standards $\leq 1.04 \text{ mmol dm}^{-3}$. Differences between individually plotted replicates (2 to 5/standard) are generally smaller than the symbols.

error of the slope and decreased the regression coefficient (data not shown); response above 44,000 is clearly not linear (Fig. 1). Best results were obtained when the measurement range and injection volume were adjusted so that the output peaks were between about 17,000 to 44,000. Scaling sample peak areas to different ranges or injection volumes results in errors on the order of 0.5 to 2%. Smaller peak areas are reliable but with higher relative standard deviations. The calibration illustrated in Fig. 1 is particularly good but regression coefficients >0.9999 are common. Average residuals for each standard used in the calibrations are usually $\leq \pm 2 \mu\text{mol dm}^{-3}$. The slope of the TOC-5000 calibration line can drift on the order of $1\% \text{ h}^{-1}$ and corrections for this drift are necessary for precise work.

4. DISCUSSION

The choice of which methods to use for DIC measurements depends on the sampling requirements, which instruments are available and the purpose for which the measurements will be used. We have evaluated the relative accuracy and precision of the coulometer and TOC-5000 for direct DIC measurements. The coulometer remains the instrument of choice in situations where absolute accuracy is the priority. However, the TOC-5000 provides results which are almost as accurate and precise (to $2\text{-}3 \mu\text{mol dm}^{-3}$) as those of the coulometer ($0.5\text{-}1 \mu\text{mol dm}^{-3}$). In addition, the TOC-5000 is easier to use, can be used to measure DOC and does not require the hazardous reagents used by the coulometer. In situations where the primary interest is in relative changes in [DIC] over time, the TOC-5000 can produce excellent results. Unfortunately, neither the TOC-5000 nor the coulometer is suitable for automatic, long-term DIC monitoring.

p_{CO_2} measurements can also be made with great precision. In addition to discrete sample analysis, continuous measurements are now being made on ships fitted with pumping systems, equilibrators and ND-IR detectors. Automation would be difficult due to the great sensitivity of equilibrator performance to leaks and small changes in temperature (both air and water) and pressure as well as the need for frequent

calibrations. These characteristics demand a great deal of attention by the system operator.

Even the best alkalinity measurements are less accurate and precise ($6 \mu\text{eq kg}^{-1}$ and $3 \mu\text{eq kg}^{-1}$, for between and within cruise precision, respectively; DOE 1994) than comparable direct DIC measurements. In addition, the results must be corrected for non-carbonate sources of alkalinity before they can be used for calculation of other carbonate system variables. Thus the concentrations of dissolved inorganic nutrients and other potential sources of alkalinity must also be known. One of these other potential alkalinity sources may be weak organic acid anions which seem to take up protons thereby increasing alkalinity (Herczeg and Hesslein 1984).

Of the four carbonate system variables, only pH is suitable for routine automatic monitoring and it has been used in free water productivity studies to follow DIC changes for more than 40 years (Verduin 1951). Most commonly such studies have used periodic manual alkalinity determinations to follow changes in [DIC] over time because carbonate alkalinity is unaffected by gas exchange or the DIC uptake and release associated with organic metabolism. In other words, it is often reasonable to interpolate between alkalinity measurements and then use these interpolated values with the more frequently gathered pH data to calculate [DIC] for each pH measurement.

How well does the [DIC] calculated from pH and titration alkalinity data agree with directly measured data? Unfortunately, there is often an offset between directly measured [DIC] and values calculated from pH and alkalinity data. For example, we automatically monitored pH and regularly titrated alkalinity to follow productivity in the Rinko experimental ponds during the summer of 1993 (Fukushima et al. in press). The slope of a model 1 regression between [DIC] calculated from the pH and alkalinity measurements and [DIC] measured with the TOC-5000 directly was close to unity (Fig. 2). However, the pH-alkalinity derived values were consistently about $24 \mu\text{M}$ higher than those measured directly. There are several factors which may have contributed to this discrepancy. Small changes in the ionic strength and composition of water can significantly affect the

carbonate system dissociation reactions which in turn lead to large discrepancies between the actual [DIC] and [DIC] calculated from pH-alkalinity data. These errors due the effects of ionic strength on the carbonate dissociation reactions can be minimized by determining the concentrations of the major ions in the water and correcting the dissociation constants (k_1 and k_2) for ionic strength. The dissociation constants used to calculate the [DIC] results in Figure 2 from the pH-alkalinity data were corrected for the ionic strength of the water. However, the titration alkalinity data was not corrected for non-carbonate alkalinity other than H^+ and OH^- and this may contribute to the discrepancy in this case. Particularly in soft-water lakes, high concentrations of organic acids can, in addition to their alkalinity contributions mentioned above, alter pH electrode response yielding measured values which are lower than the true pH values (Herczeg and Hesslein 1984) and calculated [DIC] values which are higher than the actual concentration.

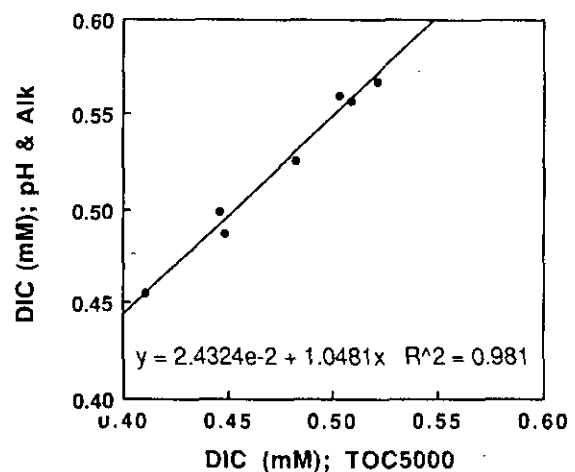


Figure 2 Model 1 regression of [DIC] calculated from pH and alkalinity data versus [DIC] measured directly with the TOC-5000. After Fukushima et al. in press.

Although these potential errors can (and should) be overcome with supplemental measurements and calculations, direct [DIC] measurements (together with pH) might be a better and easier choice than titration alkalinity for calculation of carbonate alkalinity which in turn is used to calibrate the pH-[DIC] relationship. In cases where titration alkalinity data must be used to estimate carbonate alkalinity

and [DIC] from automatically monitored pH data, then the effects of the water's ionic composition on the carbonate dissociation equilibria, the relationship between titration alkalinity and carbonate alkalinity and the effects of organic acids on both pH and titration alkalinity should be carefully considered.

Despite the importance of DIC in ecology and biogeochemistry, high precision measurements remain relatively time-intensive and problematic. Some of these difficulties are common to other dissolved gas measurements. Others are unique to the aqueous carbonate system. Clearly direct DIC measurements are preferable whenever practical. The CO₂ coulometer provides the best [DIC] measurement performance now available. Commercial ND-IR instruments such as the TOC-5000 can also produce good results provided that sufficient care is taken in sample handling and instrument calibration. pH remains the only one of the four carbonate system variables suitable for routine, unattended, automatic monitoring. Although the titration alkalinity measurements traditionally used together with such pH data to follow DIC changes are convenient, correcting for the potential errors discussed above are not. p_{CO_2} can be measured without bias and with good accuracy and precision (but considerable effort). We recommend the use of periodic direct DIC measurements together with automatically collected pH data to estimate carbonate alkalinity. These carbonate alkalinity values can then be interpolated and used together with the pH data for convenient DIC estimates with high temporal resolution.

ACKNOWLEDGEMENTS

RW is grateful to the Japan Society for the Promotion of Science for a postdoctoral fellowship.

REFERENCES

- DOE (1991) *Handbook of methods for the analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water, version 2*, A.G. Dickson & C. Goyet, eds.
- Fukushima, T., Matsusige, K. and Weisburd, R.S.J., 1995 in press, Estimation of the rates of primary production, respiration and gas exchange with continuously measured DO and pH data. Mizu Kankyo Gakkai (in Japanese with English abstract).
- Goyet, Catherine, and Hacker, S. D., 1992, Procedure for calibration of a coulometric system used for total inorganic carbon measurements of seawater. *Mar.Chem.*, 38: 37-51.
- Herczeg, Andrew L., and Hesslein, R. H., 1984, Determination of hydrogen ion concentration in softwater lakes using carbon dioxide equilibria. *Geochim.Cosmochim.Acta*, 48: 837-845.
- Verduin, J., 1951, Photosynthesis in naturally reared aquatic communities. *Plant Physiol.*, 26: 45-49.

藍藻類の種構成に及ぼすN/P比の影響

藤本尚志¹・伊藤豪人¹・須藤隆一¹・松重一夫²・稲森悠平²

(1東北大学, 2地域環境研究グループ)

1. はじめに

閉鎖性水域の環境基準の達成率はわが国においてここ数年間横ばいであり水質改善が進んでいない。これは藻類の増殖, すなわち内部生産にともなう汚濁が原因であり, とくに汚濁湖沼では水の華(アオコ)の発生が毎年のように見られる。富栄養化した湖沼として代表的な霞ヶ浦では *Anabaena* 属, *Microcystis* 属, *Phormidium* 属, *Oscillatoria* 属が出現し季節によってこれらの藍藻類間で種の変遷が見られる。また近年, *Microcystis* 属が減少し, それにかわって *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属等の糸状性藍藻類が増加しているといわれている。これらの藍藻類の異常増殖を抑制するには異常増殖機構を解明し, どのような因子が異常増殖に関わっているのか把握する必要がある。そのためには, これらの藍藻類が共存して出現することから, 藍藻類間での相互作用, 藍藻類間での窒素・リンの摂取競争等の知見を集積し, 共存条件つまり混合培養系における優占化の特性を明らかにする必要がある。これまで *Microcystis* 属, *Phormidium* 属を連続混合培養し, N/P 比が低い条件下で *Microcystis* 属が, 高い条件下で *Phormidium* 属が優占することを明らかにしてきた^{1, 2)}。本研究ではこれらの知見をふまえ, 実湖沼に近い条件下で N/P 比によって *Microcystis* 属と *Phormidium* 属, *Oscillatoria* 属等の糸状性藍藻類の間で優占種の変遷が起こるのかについて実験的検討を行った。

2. 方法

本研究では野外に設置してある大型水槽を用いて実験を行った。本研究の実湖沼に近い条件とは野外に設置してあるため光条件, 水温条件が実湖沼の条件に近いこと, 実湖沼水を使用すること, 室内培養した藻類ではなく実湖沼で発生している藻類を使用することである。

実験には国立環境研究所臨湖実験施設フリースペースに設置してある縦横2m, 深さ0.5m, 水量2tの大型水槽を用いた。実験は *Microcystis* 属, *Phormidium* 属, *Oscillatoria* 属等を除濁湖水に懸濁させ, 除濁湖水と

栄養塩類を混合したものを滞留時間20日で流入させて行った。栄養塩類は窒素として NaNO_3 , リンとして K_2HPO_4 を添加し, 混合したものでリン酸態リン濃度(以下 $\text{PO}_4\text{-P}$) $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 硝酸性窒素濃度(以下 $\text{NO}_3\text{-N}$)を1, 2, 4, 8 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の4段階(N/P比: 5, 10, 20, 40)に設定した。また鉄源としてFe-citrateを除濁湖水との混合後 $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ になるように添加した。流出は水深0.35mのところからオーバーフローによって行った。また, 水槽の底に霞ヶ浦の浚渫ヘドロを厚さ約1cmになるように敷きつめた。このような条件下, 以下の実験を行った。

実験1: 流入水のN/P比を5, 10, 20, 40の4段階に設定し, 各条件につき2連で行った。初期N, P濃度は全ての系において $\text{PO}_4\text{-P}: 0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N}: 1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とした。接種は霞ヶ浦の土浦港で採取した*Microcystis* 属(*Phormidium* 属, *Oscillatoria* 属も含む)を接種後 $5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ になるように行った。

実験2: 流入のN/P比を5, 10, 20, 40の4段階に設定し, 各条件につき遮光した系(遮光率90%)と遮光しない系を設けた。初期N, P濃度は流入の濃度と同じに設定した。実験は, *Phormidium* 属, *Oscillatoria* 属を含む取水塔原水に接種後のSSが合計で $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ になるように霞ヶ浦の土浦港で採取した*Microcystis* 属を接種し開始した。

実験3: 流入のN/P比を5, 10, 20, 40の4段階に設定, 全て遮光して(遮光率50%), 表層ばっ気(水深0.15m)を行う系ならびに表層ばっ気しない系を設けた。初期N, P濃度は流入の濃度と同じに設定した。実験は, *Phormidium* 属, *Oscillatoria* 属を含む取水塔原水に接種後のSSが合計で $12\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ になるように霞ヶ浦の土浦港で採取した*Microcystis* 属を接種し開始した。

なお, 実験1の途中から循環ポンプ($270\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$)を全ての水槽に設置した。

3. 結果および考察

3. 1 実験1における各藻類の消長

実験開始直後から*Microcystis* 属が水面に浮上し, 強光阻害を受け著しく減少した。そこで開始後4日目に

循環ポンプ ($270\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$) を設置したところ再び *Microcystis* 属が増加したが、8日目には各系でミジンコが大量発生し、再び減少し始めた。そして14日目には緑藻類の *Scenedesmus* 属、*Coelastrum* 属が増加し、それ以後は緑藻類が優勢し *Microcystis* 属が再び優勢することはなかった。*Phormidium* 属、*Oscillatoria* 属は初期個体数が少ないことも原因と考えられるが増殖しなかった。実験期間において正午付近の水温は 29°C 以上であった。*Microcystis* 属の減少の要因としてはミジンコによる捕食、窒素、リンの制限下において緑藻類に窒素、リンの摂取競争に負けること、強光阻害を受けること、緑藻類の方が強光に強いこと等が考えられた。

3. 2 実験2における各藻類の消長

実験2では実験1の結果を踏まえ、N/P 比条件はそのままにし、強光阻害を防ぐため遮光率90%の遮光シートで水槽上部を覆った系を設けた。また、ミジンコの発生を抑制するために有機リン系殺虫剤DEPを $0.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ になるように実験開始時に添加した。*Microcystis* 属の初期個体数は約 $4\times 10^5\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ であったが、遮光しない系では強光阻害を受け、2日目以降著しく減少し8日目には約 $10^4\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ にまで減少した。遮光した系では個体数は増加せず2日目以降減少したものの減少の割合は小さく遮光しない系に比べて *Microcystis* 属の藻体は良好に維持され8日目でも約 $10^5\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 維持されていた。*Microcystis* 属は N/P 比が高い条件において良好に維持される傾向であった。各系で8日目において $\text{P}_0\text{-P}$ は $0.04\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上残存しており栄養塩類は制限になっていないこと、実験期間中水温は 26°C 以上であったこと、ミジンコの発生は殺虫剤により抑えられたことから *Microcystis* 属が遮光した系で個体数が増加しなかったのは遮光率90%の遮光シートにより増殖が光制限になったためと考えられた。*Phormidium* 属、*Oscillatoria* 属は2日目以降減少し、増加することはなかった。この実験により、遮光シートにより *Microcystis* 属の強光阻害を防ぐことができること、殺虫剤の添加によりミジンコの発生を抑制できることが明らかとなった。

3. 3 実験3における各藻類の消長

実験3では実験2の結果を踏まえ、N/P 比条件はそのままにし、全ての条件で遮光し *Microcystis* 属、*Phormi-*

dium 属、*Oscillatoria* 属の増殖が光制限にならないように遮光率を50%として実験を行った。また *Oscillatoria* 属は混合度が高い湖沼で発生するという報告³⁾があることから槽内の混合を促進することを目的として循環ポンプに加えて表層ばっ気を行う系と循環ポンプのみの系を設けた。*Microcystis* 属の初期個体数は $4\times 10^4\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ であったが、表層ばっ気を行った系と表層ばっ気を行わない N/P 比10の条件で4日目まで *Microcystis* 属が直線的に増殖し、N/P 比20、表層ばっ気系において個体数が最大 ($10^5\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$) となった。しかし4日目以降個体数が横ばいもしくは減少傾向になった。それ以外の条件では4日目まではほぼ横ばいであったがそれ以降減少傾向であった。ばっ気しない系では減少速度が速く、10日目には $10^4\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 以下となった。ばっ気した系では12日目においてもほぼ初期個体数を維持しておりばっ気が個体数の増加、維持において効果的であることがわかった。4日目まで水温が約 24°C であったが以降急激に水温が低下し約 20°C になったこと、栄養塩類が12日目において $\text{P}_0\text{-P}$ が $0.04\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が $0.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上残存していたことから *Microcystis* 属が増加した後減少した原因としては、水温の低下が考えられる。この実験においても *Phormidium* 属、*Oscillatoria* 属は増加しなかった。

。初期の目的は N/P 比によって *Microcystis* 属、*Phormidium* 属、*Oscillatoria* 属間で種の変遷が起きるかどうかを検討することであったが、水槽内で *Microcystis* 属は最終的に増加させることができたが *Phormidium* 属、*Oscillatoria* 属については全ての実験において増加させることができず所期の目的を達成することはできなかった。しかし、遮光シートによる緑藻類の増殖の抑制、殺虫剤によるミジンコの発生の抑制、ばっ気による *Microcystis* 属の増殖の促進、藻体の維持等の知見はこれから野外実験を行う上で重要な知見になると考えられる。今後はまず、N/P 比以外の *Phormidium* 属、*Oscillatoria* 属等糸状性藍藻類が増殖可能となる環境条件 (装置形状、光条件、混合条件等) を見いだしてから N/P 比の種構成に及ぼす影響について検討する必要があると考えられる。

4. まとめ

①大型水槽を用いた野外実験において糸状性藍藻類が増加せず、N/P比による藍藻類間の種の変遷は見られなか

った。

② *Microcystis* 属は遮光，混合，殺虫剤の添加等により
個体数の維持，増殖の促進が可能となることがわかった。

③ 大型水槽を用いた実験から糸状性藍藻類の増殖には N
/P比，水温以外にも装置形状，光条件，混合条件等の環
境条件が重要であることがわかった。

参 考 文 献

1) 藤本尚志・杉浦則夫・稲森悠平・須藤隆一 (1994)
: *Microcystis* 属を中心とした藍藻類の連続培養系
における優占化の特性，第28回日本水環境学会年会
講演集

2) 藤本尚志・杉浦則夫・稲森悠平・須藤隆一 (1994)
: 連続混合培養法を用いた藍藻類の種およびバイオ
マス量の変遷に及ぼすN/P比，水温の影響，日本水処
理生物学会第31回大会講演集

3) G. H. Harris (1986) : *Phytoplankton ecology*,
Chapman & Hall.

霞ヶ浦における各種ラン藻類の増殖制限物質

矢木修身¹・内山裕夫¹・富岡典子¹・桜井昌文²・高村義親²

(1水士圏環境部, 2茨城大農学部)

1. 目的

日本各地の富栄養化した湖沼では依然として夏から秋にかけ *Microcystis* や *Anabaena* 等による水の華が大発生し、魚のへい死、異臭味の発生、浄水場におけるろ過障害等を引き起こし大きな問題となっている。また水の華を形成する藻類の中には毒性物質を生成するものも多く、水の華の発生を制御することが重要な課題となっている。最近、霞ヶ浦の湖心において *Microcystis* の発生が著しく減少し、代わりに *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anabaena* 等が発生していることから、種の遷移の要因を明らかにすることを目的に、藻類の増殖制限物質について検討を加えた。

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

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

2. 実験方法

2.1 霞ヶ浦の藻類の季節変動

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

2.2 藻類培養試験

1) 供試藻類

霞ヶ浦から分離した *Anabaena spiroides* KS-1, *Microcystis aeruginosa* K-5, *Oscillatoria tenuis*

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

2) 試水

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

3) 添加増殖制限物質

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

4) 培養方法

前処理を行った試水100mlを200mlの三角フラスコに無菌的に分注し、これに増殖制限物質を添加した後、1週間前培養した藻類を0.05mlづつ、単独で接種した。前培養にはM-12培地を用いた。本培養条件は25℃, 2,000lx, 白色蛍光灯連続照射下で静置培養とした。

5) 藻体量の測定

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

3. 結果および考察

3.1 霞ヶ浦における藻類の遷移

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

St.9では、4月から6月は珪藻類が優占種であったが、7月には *Oscillatoria*, *Phormidium* が優占し、*Microcystis* も共存した。8月、9月も同様の傾向を示し、8月から *Anabaena* が出現した。10月には、*Oscillatoria*, *Phormidium*, *Microcystis* が優占した。11月には、*Microcystis* と *Phormidium* が優占し、12月には *Phormidium* が優占種となった。従って、夏期から秋期にかけて *Oscillatoria* と *Phormidium* の優占が続き、11月に *Microcystis* が最大の優占種となったが現存量は少なかった。

3.2 増殖制限物質

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

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

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

/lまで増殖が認められたため、リンと窒素とEDTAが増殖制限物質になっているものと考えられた。

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

10月7日の結果を図2に示した。*P. tenue* は、St.1ではリンとEDTAを同時に添加した場合に27mg/lの増殖が認められたため、リンとEDTAが同時に増殖制限物質になっているものと考えられた。St.9ではリンと窒素とEDTAを同時に添加した場合に15mg/lまで増殖が認められたため、リンと窒素とEDTAが同時に増殖制限物質になっているものと考えられた。

O. tenuis は、St.1では無添加の系で6mg/lまで増加したが、リン添加で増殖促進効果が認められた。St.9では窒素とリンが同時に制限になっていた。

M. aeruginosa は、St.1ではリン、EDTAを同時に添加した場合に、St.9ではリン、窒素、EDTAの同時添加で増殖量が増大した。

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

これまで述べてきた増殖制限物質とは、試水中に各種の物質を単独で添加した際に、無添加の系と比較して藻体量を増加させる物質であり、目安として5mg/l以上の藻体量の増大が認められた場合を増殖制限物質であるとした。また単独で添加しても藻体量に増加が認められない場合は、二成分を同時に添加し、藻体量の増加が認められたとき、この二成分を増殖制限物質であるとした。このような考えのもとに各時期の試水の制限栄養物質を表1にまとめた。4月から10月にかけて、*P. tenue*, *M. aeruginosa*, *A. spiroides* に関するSt.1の増殖制限物質はリンあるいはEDTAであったが、St.9の場合はリン、EDTAに加え窒素が増殖制限物質であった。一方、*O. tenuis* に関しては、この間、リン、窒素あるいは鉄が増殖制限物質であり、EDTAは必ずしも増殖制限物質ではなかった。また、*A. spiroides* は窒素固定能を有するため、窒素が増殖制限物質になることはなかった。

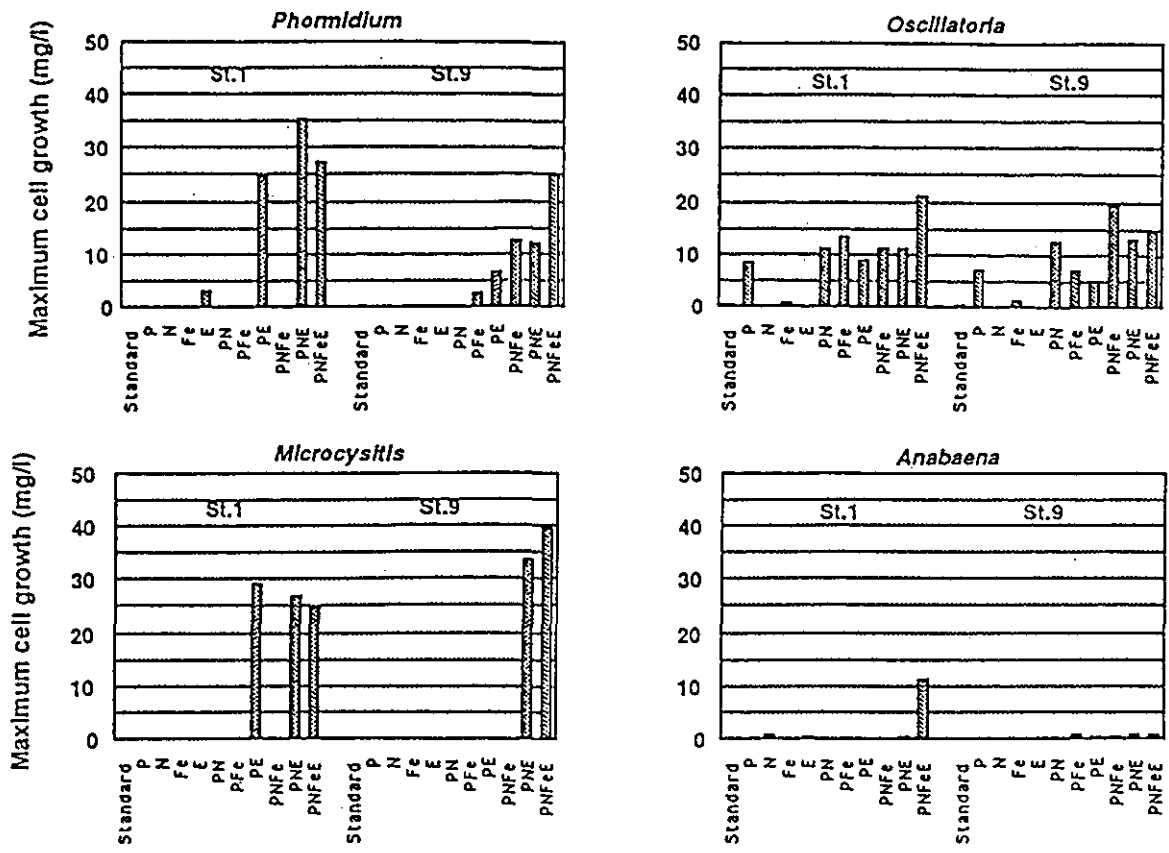


図1 藻類増殖に及ぼす栄養物質の影響 (1992.4.8)

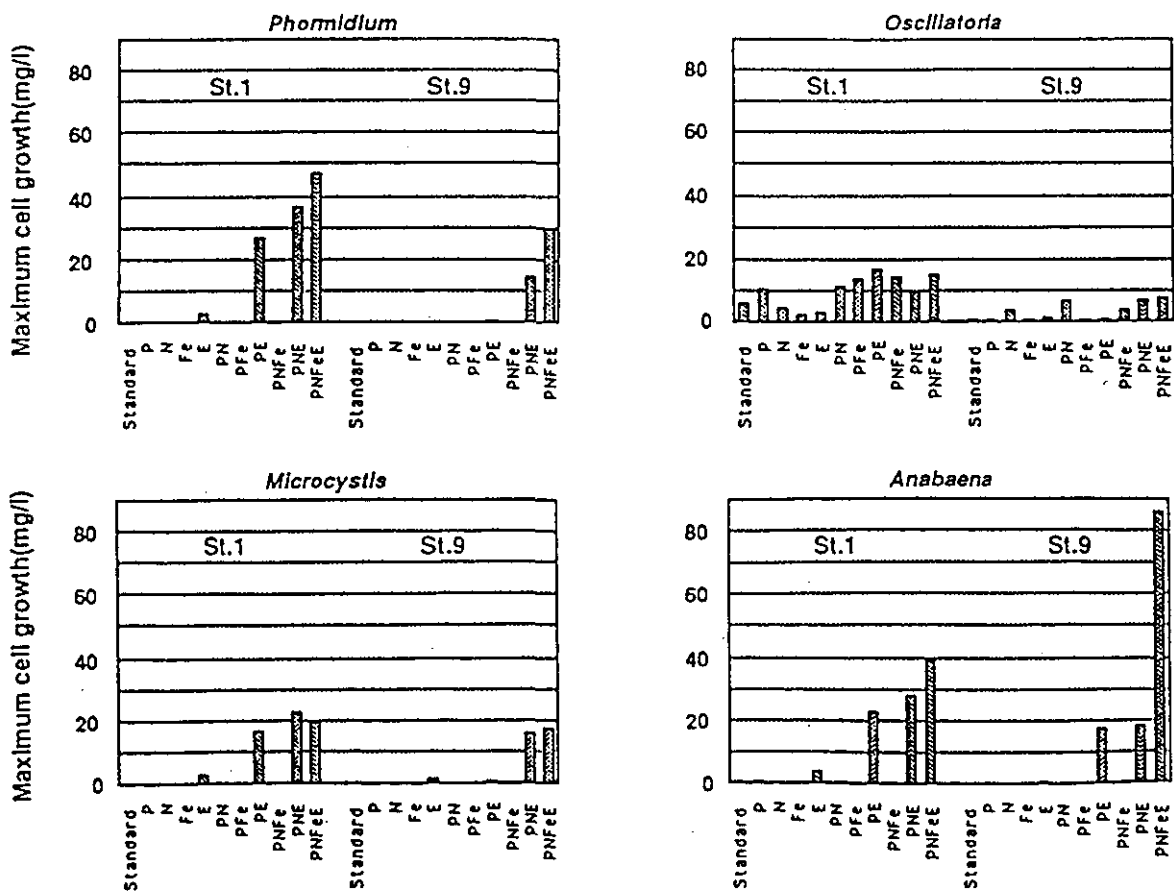


図2 藻類増殖に及ぼす栄養物質の影響 (1992.10.7)

表1 ラン藻類の増殖制限物質

Sampling time	Phormidium		Oscillatoria		Microcystis		Anabaena	
	St. 1	St. 9	St. 1	St. 9	St. 1	St. 9	St. 1	St. 9
1992. 4	P. E	P. E	P	P	P. E	P. N. E	P. N. Fe. E	-
6	E	P. N. E	P	P. N	P. E	P. N. E	-	-
7	P. Fe P. E	P. N. Fe. E	P. Fe	P. N	P. Fe P. E	P. N. E	P. E	P. N. Fe. E
8	E	E	Fe E	P. Fe P. E Fe	E	E	E	E
10	P. E	P. N. E	P	P. N	P. E	P. N. E	P. E	P. E

4. 考察

藻類の優占機構の解明という目的で実験を行った。その結果、6, 7, 8月の試水では、単藻培養系の、無添加系で*O. tenuis*の増殖が認められたが、6, 7月の試水にリン及び窒素を添加することにより増殖の促進が認められた。一方、6, 7, 8月には、*P. tenue*, *M. aeruginosa*, *A. spiroides*は、EDTA及びリンの添加によって増殖が促進された。このことは、*O. tenuis*は他の3種とは異なった増殖特性を有しているものと考えられた。

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

EDTAの増殖促進効果は、キレート作用による鉄の可溶化による鉄の取り込みの促進、あるいは、重金属の毒性

を低下させることが知られている。鉄の利用効率の増大と仮定すると、鉄添加がEDTA添加と同様の効果を示す必要があるが、鉄の添加効果は、*O. tenuis*のみに認められたが他の藻類では認められなかったことから、鉄の取り込みを促進しているものではないと考えられる。またラン藻類は、重金属や化学物質に対し、他の藻類より耐性が低いため、EDTAが増殖促進効果を示すものと考えられる。

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

霞ヶ浦での溶存有機物の動態

福島武彦¹・松重一夫¹・今井章雄²・相崎守弘²・朴 濟哲³
(1地域環境研究グループ, 2水圏環境部, 3東京水産大学)

1. はじめに

湖沼水中には多種多様な有機物が存在し、人間活動の影響を受けるとともに、biogeochemicalな循環を行っている。この内懸濁態有機物に対しては、その起源が外来性であるのか、湖内の生物活動により生み出されたものなのか、各種の分画手法によって大まかには分けられている(福島他, 1986)。これに対して溶存態有機物については多様な解析がなされているものの(Salonon *et al.* (eds), 1992), その起源をはじめ、内容、性状、動態、機能に関して不明な点が多く残されている(福島・木幡・今井編, 1993)。

ここでは、霞ヶ浦の溶存態有機物について化学的、生物化学的な分析を行った結果をもとに、その起源、生物分解性、指標としての意味について議論したので報告する。

2. 方法

1992年10月から1994年9月の2年間、霞ヶ浦6地点(図1)で2mのカラム採水器を用いて採水を行った。サンプルはガラス容器につめ、低温状態にして持ち帰り後、GF/F (Whatman社) フィルターでろ過し、そのろ液を再びガラス容器につめ、約3°Cで保管した。DOCの分析は塩酸添加によりpHを2以下としたサンプルに窒素ガスを通

気後、高感度触媒を組み込んだShimadzu TOC-5000で測定した。操作上、揮発性有機物の大部分が揮散しているので、以下のDOCは非揮発性有機炭素を表している。1サンプルについて3回以上測定し、測定値の変動計数は大部分のサンプルで1%以下であった。また、UV吸光度は260 nmの波長で1 cmのセルを用いて Beckman DU-7 により、蛍光強度はピークが見られる Excitation 260 nm, Emission 450 nmでShimadzu RF-540によって測定した。

次にサンプルの生分解性試験は以下のように行った。まず、ろ過水約 100 mlをガラス瓶につめ、砂ろ過後の霞ヶ浦湖水を 0.5 ml 植種し、20°C、暗所に置いた。約 10, 20, 30, 40, 60, 80, 100日にその一部を引き抜き、DOC の変化を調べた。既往の報告と同様に(Geller, 1983), 大部分のサンプルでは 60日以降に変化が少なかった。ここでは 100日後のDOCを難分解性 DOC (R-DOC) とした。また、DOCからR-DOCを差し引いたものを易分解性DOC (L-DOC) とした。なお、細菌のDOCへの影響はかなり小さいので(0.1-0.2 mgC l⁻¹程度; 朴未発表データ), ここでは無視した。

この外、溶存態サンプルの蛋白質(Lowry-Folin 法; 小山他, 1972), 炭水化物(アンスロン法; 小山他, 1972), リグニン-タンニン様物質(tungustophosphoric & molybdophosphoric acids法; APHA, 1985), COD (過マンガン酸による酸性法; 日本分析化学会北海道支部編, 1971)を測定した。また、各種の固相抽出剤を詰めた市販のミニカートリッジにろ液を通水し、それに捕捉される有機物のDOC, UV吸光度, 蛍光強度を測定し、それらのカートリッジへの捕捉率を算定した。固相抽出剤としてはミリポア社製 Sep-Pak Plus PS-2 (ポリスチレン樹脂, 平均径50 μm, 内部表面積665m² g⁻¹, カートリッジ当りの充填量265mg) とtC18 (C18を化学結合したシリカゲル, それぞれ46 μm, 276m² g⁻¹, 400mg)を用いた。サンプル処理の基本手順は福島他(1994)を参照されたい。

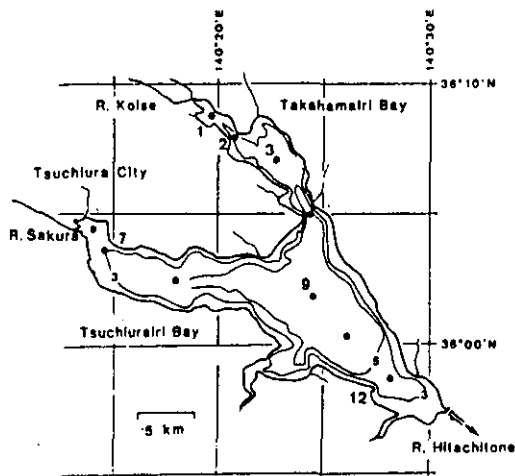


図1 調査地点図

3. 結果と考察

(1)DOC, R-DOC, L-DOC等の地点および季節変化

得られた主要な結果は以下の通りである(表1, 2)。

1) DOC, R-DOCは流下に伴い増加している。流入河川水質の影響(現在調査中)とは考えにくいことから、湖内で難分解性の有機物が生産され、流下方向に蓄積されているのではないかと推測される。生物の生産、分解、捕食過程で難分解性有機物が生産されるのは屋外実験池でも確認されているが(朴他, 1994)、その主たる生産場所が湖水中なのか底質中なのかは調査、検討中である。

2) UV吸光度, 蛍光強度は流下方向には増加しない。

(2)で議論するように有機物の起源によりDOCに対する比

率が異なることが原因していると考えている。また、リグニン-タンニン様物質の地点差が少ないのはそれらの起源が陸域にあり、水中で変化が小さいことが原因であろう。

3) L-DOC, 炭水化物, 蛋白質も地点差が少ない。これらは一次生産と密接な関連が想定されるものであり、POC(懸濁態有機炭素; 海老瀬他, 1993)の地点差が少ないこと等とあわせて考えると、湖内で活発に生産されると同時に消費されているものと考えられる。

4) DOCはPOCと比べ季節変化が小さく、また特徴も明白でない(図2, (1), (2))。L-DOCはPOCの変化に追従しているような部分もあるものの、それほどはっきりと

表1 霞ヶ浦6地点での溶存有機物の特性

St.	DOC mgC/l	UV cm-1	Fluo	Lignin*1 mgC/l	Carb-*1 mgC/l	Protein*1 mgC/l	DOC*1 mgC/l	R-DOC*1 mgC/l	L-DOC*1 mgC/l	R40-DOC*1 mgC/l	POC*1 mgC/l
1	2.76±1.04	0.065±0.029	29.7±12.9	0.21	0.45	0.84	2.55	1.79	0.76	2.01	4.86±2.62
2	3.00±0.83	0.065±0.021	29.1±10.3	0.22	0.40	0.74	2.85	1.97	0.88	2.24	4.78±2.11
3	3.19±0.71	0.065±0.017	28.5±8.2	0.21	0.47	0.70	3.18	2.27	0.91	2.76	4.82±1.72
7	3.05±0.57	0.065±0.015	27.9±6.5	0.22	0.46	0.80	3.07	2.22	0.85	2.46	3.58±1.32
9	3.38±0.38	0.062±0.012	26.8±6.3	0.19	0.44	0.59	3.41	2.61	0.79	2.98	4.37±1.11
12	3.43±0.40	0.064±0.010	27.8±6.4	0.20	0.47	0.69	3.46	2.79	0.68	3.06	4.58±1.07

DOC; dissolved organic carbon, UV; 260 nm, Fluorescence; excitation: 260 nm, emission: 450 nm, relative concentration, Lignin: lignin or tannin-like compounds, Carb-: Carbohydrate, R-DOC: refractory DOC which remained after 100 days-incubation, L-DOC: labile DOC which decreased during 100 days incubation, R40-DOC: DOC which remained after 40 days-incubation, POC; Particulate organic carbon, *1: 1992,10 - 1993,9, others: 1992,10 - 1994,9

表2 霞ヶ浦6地点でのUV吸光度/DOC, 蛍光強度/DOC, およびカートリッジへの捕捉率

St.	Lake water		PS-2 trapped rate (%)				tC18 trapped rate (%)					
	UV/DOC	F/DOC	DOC	UV	Fluo	UV/DOC	F/DOC	DOC	UV	Fluo	UV/DOC	F/DOC
1	0.023	21.4	49.8%	51.6%	55.4%	0.024	23.9	45.3%	43.3%	51.7%	0.022	24.8
2	0.022	19.3	48.9%	53.4%	56.7%	0.024	22.5	45.9%	45.2%	54.1%	0.022	23.2
3	0.021	17.9	49.2%	55.1%	58.3%	0.023	21.1	47.2%	46.4%	55.0%	0.020	21.1
7	0.022	18.5	47.8%	50.3%	57.2%	0.022	22.1	46.3%	43.4%	55.2%	0.020	22.4
9	0.018	15.8	47.9%	56.5%	58.8%	0.021	19.2	48.7%	48.8%	55.6%	0.019	18.3
12	0.019	16.1	48.3%	56.0%	59.7%	0.022	19.8	48.2%	48.7%	57.0%	0.019	19.2

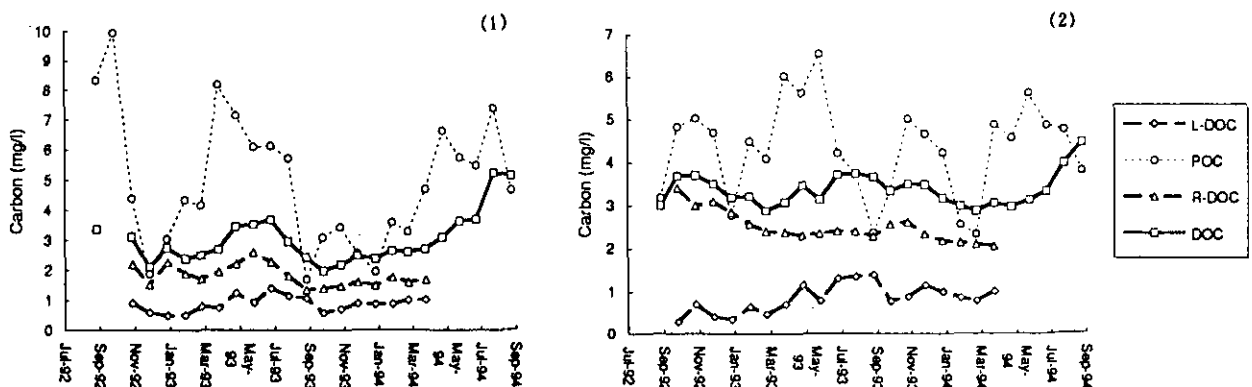


図2 懸濁態有機物(POC), 溶存態有機物(DOC), 易, 難分解性溶存有機物(L, R-DOC)の季節変化
(1) St. 2, (2) St. 9

した変化ではない。R-DOCの季節変化はさらに説明が難しいが、POCの低下期と一致している場合も多い。DOCにはPOCの生産、消費により生み出される部分と河川からの流達部分があり、その季節変化を見えにくくしているものと考えられる。

5) DOC, UV吸光度, 蛍光強度の変動の程度は流下するに従い低下する。これは河川水の流入の影響というよりも、上流で一次生産の季節変動が激しい(表1, POCの変動係数)ことが原因している。すなわち、例えばSt. 1でDOC, UV吸光度の変動係数は38%, 46%であるのに対して、UV/DOCのそれは16%と小さく、有機物の特性としては変化が少ないことを表している。

(2) 水質間の関係

特にDOC, UV吸光度, 蛍光強度との関係を論じる。

1) UV吸光度と蛍光強度には極めて高い相関関係が見られ($r^2=0.8$; r は相関係数), DOCとそれらの r^2 は0.5 - 0.6程度である(図3)。地点的にみると、上流部の方が相関性が一般に高い(DOC vs UV吸光度の各地点での

r^2 ; St. 1: 0.91, St. 2: 0.84, St. 3: 0.58, St. 7: 0.19, St. 9: 0.53, St. 12: 0.55)。しかし、St. 7では r^2 が小さいことから、水域により河川からの流入有機物の特性が異なっている可能性もある。

2) UV/DOC比, 蛍光強度/DOC比は流下方向に減少する。

1)と2)をあわせて考えると、UV吸光度と蛍光強度はほぼ同一の特性を示すものの、DOCとは若干異なっていて、別の意味を有する指標といえる。

3) 図4には臨湖実験施設の屋外実験池におけるDOCとUV吸光度の関係を示す(1993年夏, 39日間の各池および流入水の平均)。DOCの増加は各池での内部生産からもたらされたものであるため、回帰式の傾きはそうした内部生産物質におけるUV/DOC比を表している。その値は $0.012 \text{ (cm}^{-1}/\text{mg l}^{-1})$ 程度であり、霞ヶ浦St. 1, 2等の $0.022\text{-}0.023 \text{ (cm}^{-1}/\text{mg l}^{-1})$ と比べて極めて低い。このことは溶存有機物の起源によってその比が異なることを意味している。同様な報告はZumstein & Buffle (1989)によってもなされており、彼らはこの違いを利用して湖内の溶存有機物の分画を行っている。

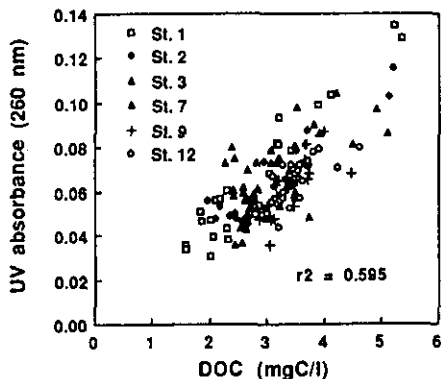


図3(1) 霞ヶ浦でのDOCとUV吸光度との関係

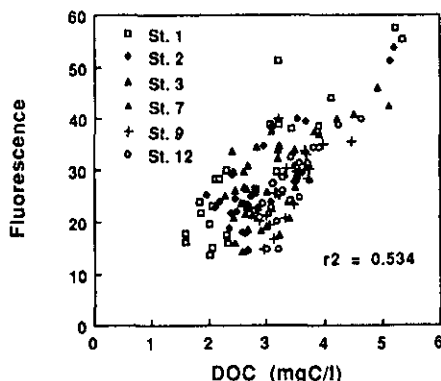


図3(2) 霞ヶ浦でのDOCと蛍光強度との関係

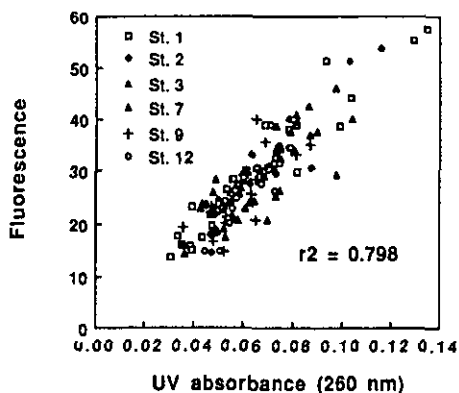


図3(3) 霞ヶ浦でのUV吸光度と蛍光強度との関係

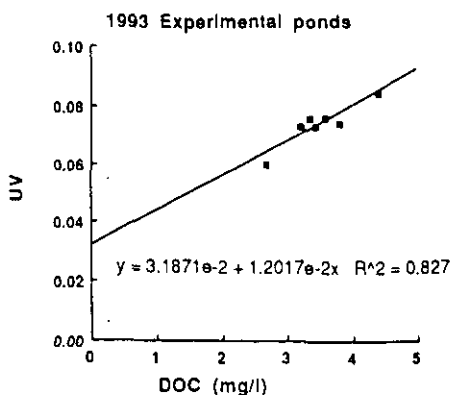


図4 屋外実験池におけるDOCとUV吸光度との関係 (39日間の平均)

表3 分解実験開始時の値に対する終了時の値の比

St.	Ratio of 100 d to initial	
	DOC	UV 260nm
1	0.66	0.84
2	0.68	0.82
3	0.71	0.86
7	0.72	0.86
9	0.75	0.88
12	0.77	0.88

1992,10 - 1994, 4

4) 分解実験終了時のUV吸光度を測定し、分解による減少率を計算したところDOCと比べかなり小さかった(表3)。例えばSt. 1の分解実験終了時のUV/DOC比は $0.029 \text{ (cm}^{-1}/\text{mg l}^{-1}\text{)}$ であった。すなわち、難分解性有機物と易分解性有機物ではUV/DOC比が異なることが予想されるので、UV/DOC比は起源ならびに分解性の2軸で考えなければならない。

(3) カートリッジへの捕捉率, 捕捉量

1) PS-2, tC18とも、捕捉率は蛍光強度, UV吸光度, DOCの順で高いが、それぞれの項目では地点差は極めて少ない。自然水域中のサンプルでは、難分解性有機物比率が高いほど捕捉率が高くなる傾向にあるが(福島他, 1994), 霞ヶ浦ではその比率の変化があまり大きくないことが原因している。

2) 難分解性有機物量とカートリッジに捕捉された有機物量には正の相関があるが(図5), 易分解性有機物量と捕捉量は無相関である($r^2=0.02$)。このため、捕捉量は難分解性有機物を表現する一つの指標と言える。

3) 捕捉率が蛍光強度, UV吸光度でDOCより高いという

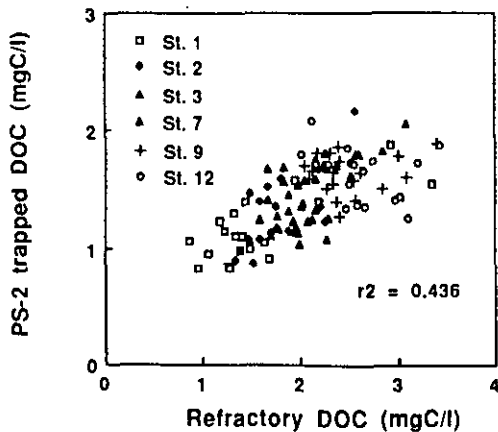


図5 R-DOCとPS-2カートリッジに捕捉された有機物との関係

ことはUV/DOC比等の高い有機物をカートリッジが選択的に濃縮していることを意味する。しかし、すべてを捕捉するわけではない。

(4) 易分解性溶存有機物ならびに溶存有機物とD-CODとの関係

図6(1)にはSt. 1, 2, 3, 9での易分解性溶存有機物とD-COD(海老瀬編, 1993)との関係を示すがまったく相関が見られない。これに対して屋外実験池では高い正の相関関係が見られるものの、明白に切片を有している(図6(2))。すなわち、難分解性有機物もD-CODとして値をもっている。また図7にはSt. 1, 2, 3, 9での溶存有機物とD-CODとの関係を示すが、易分解性溶存有機物と同様に相関が見られない。以上の結果、D-CODが何の指標であるのかはつきりせず、水域の環境管理の立場からはDOCや易、難分解性DOCを用いた方がよいと言える。

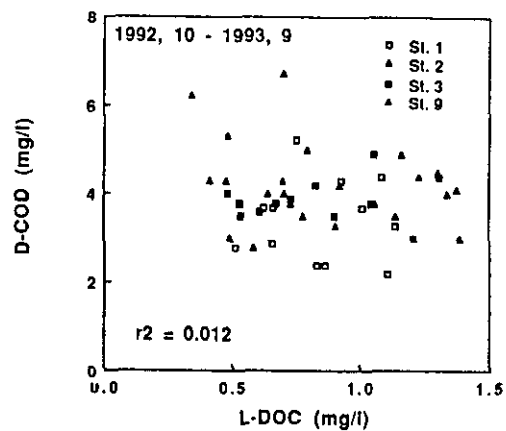


図6(1) 霞ヶ浦におけるL-DOCと溶存態CODとの関係

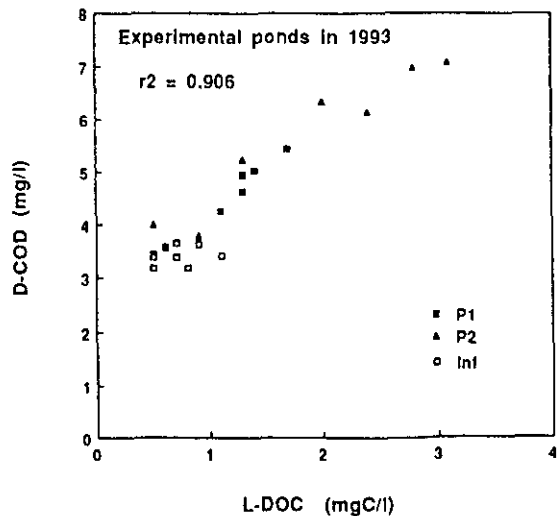


図6(2) 屋外実験池におけるL-DOCと溶存態CODとの関係

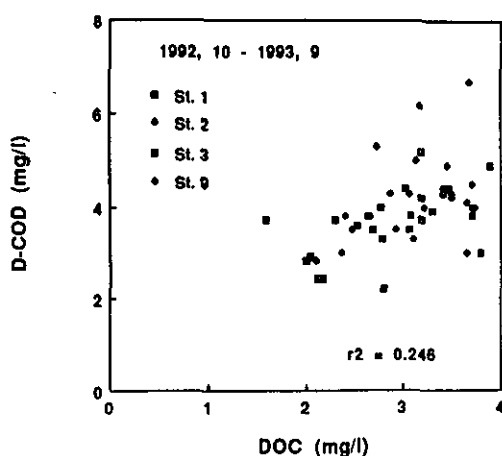


図7 霞ヶ浦におけるDOCと溶存態CODとの関係

(5) 湖内溶存有機物の分画

ここでは以下のような簡単な仮定を置きながら、溶存有機物の分画を試みてみよう。

1) 湖水中の溶存有機物を外来性の難分解性画分 (Ped-R), 易分解性画分 (Ped-L), 内部生産性の難分解性画分 (Aqu-R), 易分解性画分 (Aqu-L) の4画分に分ける。

2) 上流域のSt. 1では内部生産が始まって時間の経過があまりないのでAqu-Rはゼロとする。また, St. 9への流達時間は平均で100日を大きく超えることからPed-Lはゼロとする。

以上に表1の数値を当てはめると, St. 1ではPed-R: 1.79mg/l, Aqu-R: 0mg/l, Ped-L + Aqu-L: 0.76mg/l, St. 9ではPed-R: 1.79mg/l, Aqu-R: 0.82mg/l, Ped-L: 0mg/l, Aqu-L: 0.79mg/l等の結果が得られる。

また, UV/DOC比についても(2)から以下の仮定を置く。

3) Ped-R: $0.029 \text{ (cm}^{-1}\text{/mg l}^{-1}\text{)}$, Aqu-RとAqu-L: $0.012 \text{ (cm}^{-1}\text{/mg l}^{-1}\text{)}$

この数値をもとに, St. 9での湖水のUV/DOC比を先程の各分画量から予測してみると $0.020 \text{ (cm}^{-1}\text{/mg l}^{-1}\text{)}$ となり, 実測値の $0.018 \text{ (cm}^{-1}\text{/mg l}^{-1}\text{)}$ とほぼ一致するので, 以上のような分画手法は有効と考えられる。なお, St. 1でPed-LとAqu-Lを分けるためには両者の間で大きく異なる指標の検出が必要だが, 現在のところそれは得られていない。

4. おわりに

霞ヶ浦での溶存有機物の分析結果をもとに, その分解性, 外来性か内部生産性かという起源の推定を中心に議論を行い, 難分解性有機物量やUV/DOC比が重要な指標となりうることを示した。さらに有機物関連の問題としては, 揮発性有機物の定量, 化学的分画手法との対応関係などさらに検討すべき課題が多い。

参考文献

- APHA (1985) Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 16th edition, Washington D. C.
- 朴济哲他 (1994) 屋外実験池における難分解性溶存有機物の挙動。本報告書
- 海老瀬潜一編 (1994) 霞ヶ浦全域調査資料, 国立環境研究所資料, F-61-'94/NIES.
- 福島武彦他 (1986) 湖沼水質の簡易な予測モデル 2., 水質汚濁研究, 9, 775-785.
- 福島武彦他 (1994) ミニカートリッジカラム法による水中の溶存有機物の捕捉と生分解性, 水環境学会誌, 投稿中
- 福島武彦・木幡邦男・今井章雄編 (1993) 第1回地域ワークショップ—水界の有機物—, 国立環境研究所資料 F-48-'93/NIES.
- Geller, A. (1983) Degradability of dissolved organic lake water compounds in cultures of natural bacterial communities. Archiv für Hydrobiologie, 99, 60-79.
- 小山忠四郎・半田暢彦・杉村行勇 (1972) 湖水・海水の分析, 294pp., 講談社
- 日本分析化学会北海道支部編 (1971) 水の分析, 398pp., 化学同人
- Salonen, K. et al. (eds) (1992) Dissolved organic matter in lacustrine ecosystems: Energy source and system regulator. Hydrobiologia, 229.
- Zumstein, J. and Buffle, J. (1989) Circulation of pedogenic and aquagenic organic matter in an eutrophic lake. Water Research, 23, 229-239.

湖水・河川水中の溶存有機物の化学的分画

今井章雄¹・福島武彦²・朴 濟哲³

(1水圏環境部・2地環境研究グループ, 3東京水産大学)

1. はじめに

地球規模スケールにおいて、溶存有機炭素 (DOC) と溶存無機炭素 (DIC) は陸水中に同じ程度の濃度で存在する (河川水の平均濃度, DOC 約 7 mg C/L, DIC 約 12 mg C/L) (Perdue and Gjessing, 1990)。DIC の場合, その構成物質や性質は良く理解されている。一方, 複雑な有機物の混合物が主要なコンポーネントである DOC については, その生物学的, 化学的, 地質学的役割は十分に理解されていない。一般に, DOC は, あくまでも非選択的なマクロ的指標であり, 溶存する全有機物量を示すに過ぎない。DOC の起源, 動態, 機能についての理解を深めるために, DOC を共通の性質を持つ分画に分け各分画成分の特性を把握する必要がある。

発表者らは, 霞ヶ浦湖水, 霞ヶ浦流入河川水をサンプルとして, 疎水性-親水性, 酸性-塩基性の違いに基づいて DOC 分画を行い, 各分画成分の存在比, 動態, 生分解性について検討している。ここでは, 現在までに得られた結果及び考察について報告する。

2. 実験方法

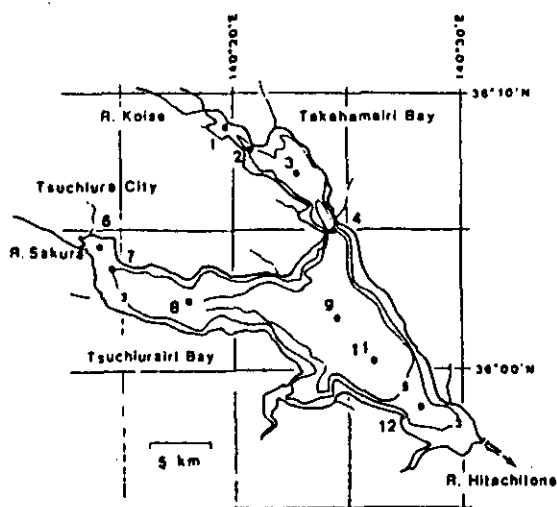


図1 霞ヶ浦サンプリング地点

[サンプル] 霞ヶ浦湖水については, 図1に示す霞ヶ浦 6 地点で1994年 5 月から毎月1回のペースでカラム採水器を用いて採水を行った。河川水については, 霞ヶ浦に流入する 10 河川を対象として1994年 5 月にサンプリングを行った。サンプルはガラスボトルあるいはポリカーボネイトボトルに採取した。0.45 μ m メンブレンフィルターあるいは GF/F グラスファイバーフィルターで濾過後, 濾液 DOC の分画を行った。採水後, 直ちに実験できない場合には, ガラスボトルに入れ保管した (約 3°C)。

河川水については, 100 日間の生分解試験後 (朴他 1994), 残った濾液をサンプルとして DOC 分画手法を適用し, 河川水 DOC の化学的性質が生分解によりどのように変化するか検討した。

[化学的分画手法] 非イオン性マクロポラス樹脂 (Amberlite XAD-8), 陽イオン交換樹脂 (Bio-Rad AG-MP-50), 陰イオン交換樹脂 (Bio-Rad AG-MP-1) を用いて, DOC を疎水性酸 (フミン酸+フルボ酸), 疎水性塩基, 疎水性中性物質, 親水性酸, 親水性塩基, 親水性中性物質の6グループに分画した (図2) (Leenheer and Huffman 1976; Leenheer 1981)。分画手法の手順は: 200 mLの濾液を 3 mL のXAD-8 カラムに通水する; 0.1M HCl を逆方向に通水する (溶出する分画は疎水性塩基, XAD-8 樹脂に捕捉されたままの分画は疎水性物質); XAD-8 カラムを通過した濾液をHCl で pH 2 に調整し, 再びXAD-8 カラムに通水する; 0.1 M NaOH を逆方向に通水する (溶出する分画は疎水性酸, すなわちフミン酸とフルボ酸); XAD-8 カラムを再び通過したサンプルを陽イオン交換樹脂, 陰イオン交換樹脂の順序で連結された二つのカラムに通水する (陽イオン交換樹脂に捕捉されるのは親水性塩基, 陰イオン交換樹脂に捕捉されるのは親水性酸, これら二つの樹脂に捕捉されないのは親水性中性物質)。3 種類の樹脂ともメタノール等の有機溶媒によるソークスレー抽出洗浄, HCl や NaOH 洗浄, 1 Liter 以上の蒸留水洗浄, 200 mL脱イオン蒸留水洗浄を

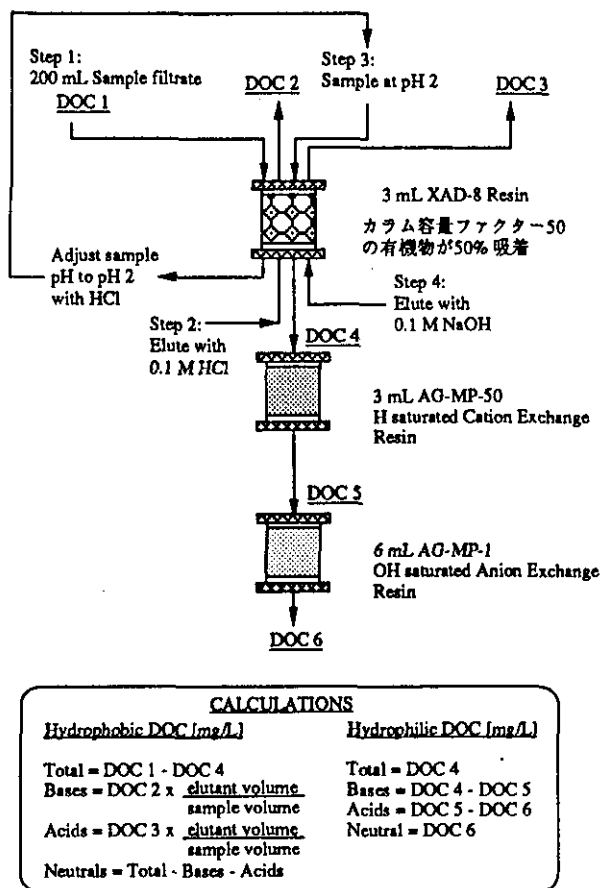


図2 DOC分画手法の概略

表1 霞ヶ浦湖水のDOC分画

分画	St. 1	St. 2	St. 3	St. 7	St. 9	St. 12
	存在比 [%]					
疎水性塩基	1 - 2	1 - 4	1 - 3	1 - 4	1 - 3	1 - 4
疎水性酸	39 - 53	36 - 71	39 - 57	39 - 42	34 - 56	32 - 62
疎水性中性	0	0	0	0	0	0
親水性塩基	0 - 14	0 - 18	0	0 - 1	0 - 5	0 - 3
親水性酸	25 - 45	27 - 44	37 - 57	36 - 53	43 - 55	30 - 49
親水性中性	0 - 6	0 - 1	0 - 13	2 - 3	0 - 8	5 - 13
DOC [mg/L]	3.5 - 4.4	3.5 - 4.4	2.6 - 4.5	3.2 - 4.2	2.9 - 4.4	3.1 - 4.5

〔霞ヶ浦におけるフミン物質の変動〕霞ヶ浦におけるフミン物質濃度の変動パターンは、霞ヶ浦湖心地点と河川流入地点とでは大きく異なっていた(図3)。5月、6月では、河川流入地点でのフミン物質濃度が湖心地点よりも高く、流下方向に沿って減少する傾向を示した。

行い調整した。各分画操作に伴う樹脂からのDOC 溶出による寄与を除くために、脱イオン蒸留水をブランクとして用いた。

DOCの分析は、HCl 添加によりpHを2以下とし、窒素ガス通気後に高感度触媒を組み込んだShimadzu TOC-5000により測定した。

3. 実験結果及び考察

〔霞ヶ浦湖水 DOC 分画〕霞ヶ浦湖水 DOC の構成成分として、疎水性分画、親水性分画ともに有機酸が卓越することが明らかとなった。1994年5月から8月までの霞ヶ浦6地点から採水した湖水DOCの各分画の存在パーセントの範囲を表1に表す。疎水性酸、すなわちフミン物質は全DOCに対して32%–71%を占め、親水性酸は25%–57%を占めた。全DOCの80%以上はフミン物質と親水性酸の二つの分画より成り、有機酸の化学的特性が湖水DOCの特性を反映すると考察された。DOCにおけるフミン物質と親水性有機酸の卓越は、湖沼・河川水に対して同様な手法を用いて行われた研究結果と整合する(Cronan and Aiken 1985; David and Vance 1991)。今後、霞ヶ浦湖水DOCに関して研究を行う場合、フミン物質と親水性酸に焦点を置くべきと示唆された。

しかしながら、7月、8月では、反対に流下方向に沿って顕著に上昇した。河川由来のフミン物質は流下方向に移動するに従い希釈されると考えられる。従って、霞ヶ浦湖内において難分解物質であるフミン物質のかなりの部分が内部生産されると示唆される。

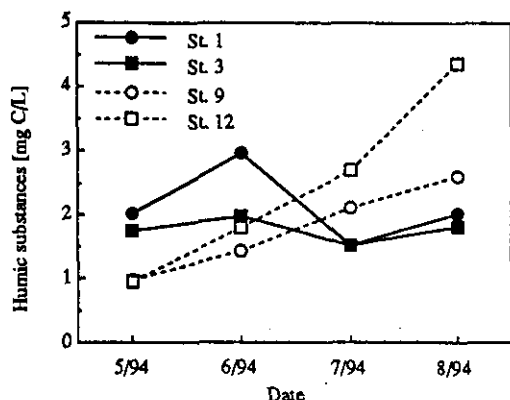


図3 霞ヶ浦におけるフミン物質の変動

表2 霞ヶ浦流入河川水のDOC分画

疎水性塩基	0 - 3%
疎水性酸	43 - 68%
疎水性中性	0%
親水性塩基	2 - 6%
親水性酸	24 - 49%
親水性中性	0 - 6%
DOC	2.9 - 6.4 mg C/L

【霞ヶ浦流入河川のDOC分画】1994, 5月に霞ヶ浦湖水に流入する10河川から採水し、ろ過後、DOC分画を行った(表2)。結果として、河川水のDOC分画成分の分配は、霞ヶ浦湖水の5月の分画データと比較すると、疎水性酸分画(フミン物質)の存在比が高く、親水性酸分画の存在比は低い傾向を示した。

【生分解の河川水由来フミン物質に及ぼす影響】上記の河川水を100日間に渡る生分解に供し、実験前後のサンプルにDOC分画手法を適用した。河川水由来のフミン物質のかなりの部分が生分解可能であることが判明した(図4)。生分解の程度は河川により異なったが、フミン物質濃度が高い河川水のほうが生分解を受けやすい傾向が示された。この結果は、河川水由来のフミン物質が霞ヶ浦において生分解されることを意味し、霞ヶ浦湖内におけるフミン物質の内部生産仮説を支持する。

4. まとめ

【1】霞ヶ浦湖水のDOC成分としては疎水性酸(フミン物質)と親水性酸が全DOCの80%以上を占め卓越した。

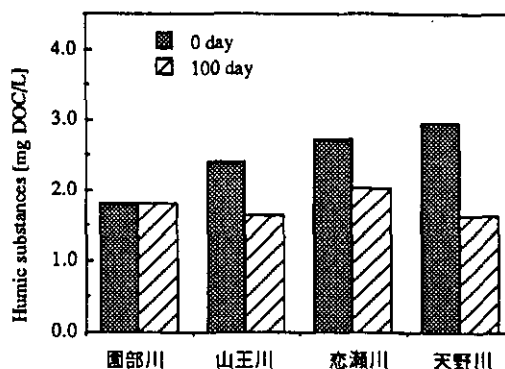


図4 生分解の河川水由来フミン物質に及ぼす影響

【2】河川流入地点と湖心地点ではフミン物質の変動パターンが大きく異なった。春先は流下方向に減少し、春から夏にかけては流下方向に上昇した。

【3】河川水中のフミン物質のかなりの部分は生分解可能であることが明らかとなった。フミン物質濃度が高い河川水がより生分解を受けやすい傾向を示した。

参考文献

- Cronan, C. S. and Aiken, G. R. (1985): Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 49, 1697-1705.
- David, M. B. and Vance, G. F. (1991): Chemical character and origin of organic acids in streams and seepage lakes of central Maine. *Biogeochemistry*, 12, 17-41.
- Leenheer, J. A. and Huffman, Jr., E. W. D. (1976): Classification of organic solutes in water by using macroreticular resins. *Jour. Research U. S. Geol. Survey*, 4, 737-751.
- Leenheer, J. A. (1981): Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environ. Sci. Technol.*, 15, 578-587.
- 朴沼哲(1994): 屋外実験地における難分解性溶存有機物の挙動, 本報告書.
- Perdue, E. M. and Gjessing, E. T. (1990): Introduction. In *Organic Acids in Aquatic*

Ecosystems, ed. E. M. Perdue and E. T.
Gjessing, pp. 1-3. Dahlem Konferenzen.
Chichester, Wiley.

霞ヶ浦の生態系構造とその管理

春日清一（地域環境研究グループ）

1. はじめに

霞ヶ浦はその多目的利用のためにそれぞれに応じた管理が要求される。それらは水質管理であったり、治水、漁業管理、また景観管理であったりする。これらの管理行為には互いに矛盾するものもあり、調整が計られなくてはならないが、管理行為自体が目的に合わないことが多く見受けられ、時には破壊的行為であったりする。これらの破壊的行為の多くは断片的知識によったり、調査研究の不足によっている。ここで生態系管理としたのは、生物に係わる漁業や水質が互いに密接な関係にあることを明らかにし、湖内の生物管理が極めて重要であることを明らかにすることを目的とする。

霞ヶ浦では近年、この水質と漁業生産に予測不能な不可解な現象が生じており、これら現象の解明に努力を注がなくてはならない。

2. 漁業生産量の減少と帰化魚類の出現

霞ヶ浦における1955年から1993年までの39年間の魚種別漁獲量の変遷を図1に示した。霞ヶ浦では1965年頃より帆曳網からトロール網による機械引が行われるようになり、総漁獲量の著しい増加がみられる。しかし1984年頃から総漁獲量に減少傾向がみられ、1988年頃よりさらに低漁獲傾向が継続している。

魚種別に漁獲量を見ると1965、66年にワカサギの高漁獲を記録した後急激な減少が記録され、その後ワカサギの低迷期が1993年まで続く。1984、85、86年には800トン以上に漁獲量は増加するがその後減少し、400トン内外で低迷している。一方ハゼ・エビ類は1965年以降増加しているが1988年頃より減少傾向にある。ここでワカサギとハゼ・エビ類の漁獲量の関係を見ると、1966年までワカサギの漁獲が変動するにもかかわらず、ハゼ・エビ

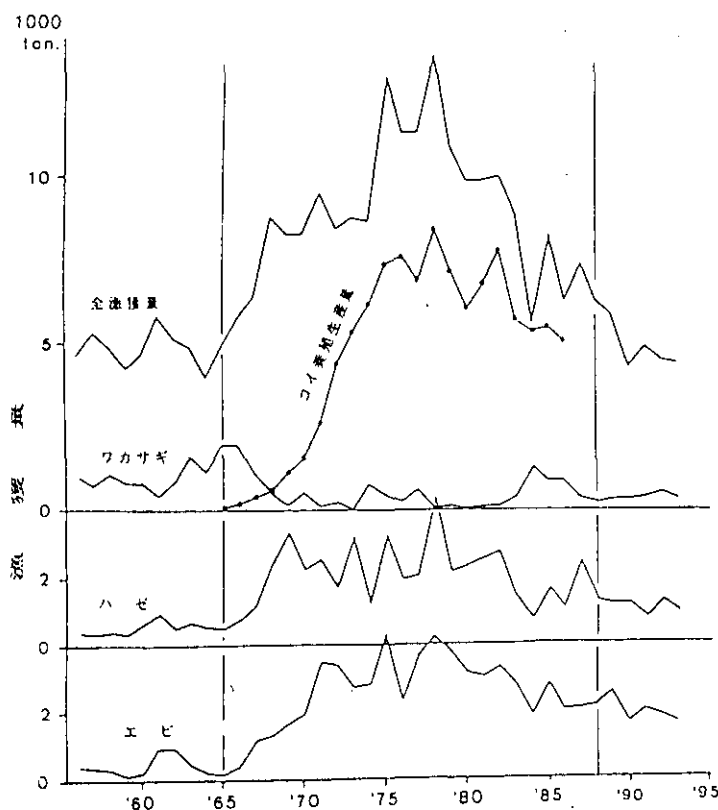


図1 霞ヶ浦の魚種別漁獲量の変遷

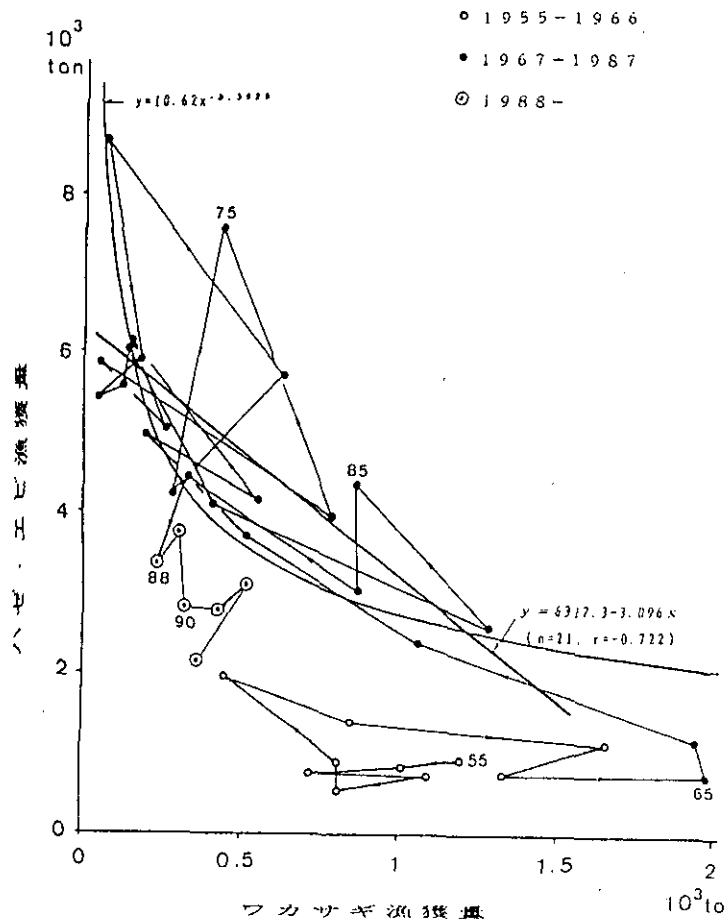


図2 霞ヶ浦のワカサギとハゼ・エビ漁獲量の関係

類には大きな変化は見られない。しかし1965年以降ワカサギが減少すると、ハゼ・エビ類は増加し、その関係はワカサギが1量減るとハゼ・エビ類が3量増加している。この関係は1987年まで続くが、1988年にはこの関係から明らかに離れ、1993年までワカサギ、ハゼ・エビ類共に漁獲低迷状態が続いている(図2)。

ここでワカサギとハゼ・エビ類の関係上に1965年及び1988年に明らかに質的变化が生じている。1965年の変化は霞ヶ浦の漁法の変化で説明される。また1988年からの変化はオオクチバスやブルーギルの増加と良く一致しており、ワカサギ、ハゼ・エビ共に強い捕食を受けているものと考えられる。このオオクチバスやブルーギルによる漁業被害は加工業を含めなくても数億円に上るものと考えられる。

霞ヶ浦ではオオクチバス及びブルーギルはほぼ同時に増加してきたが、近年オオクチバスの増加は頭打ちとなり、ブルーギルは相変わらず増加、或は高密度を維持している模様であるがこれを証明するための十分な資料が存在せず、現在調査中である。

3. ベヘレイの霞ヶ浦への定着とその影響

さて、帰化魚は日本の何処でもオオクチバスが問題とされているが、霞ヶ浦では1993年より南米産のベヘレイの繁殖が確認され、今年(1994年)のワカサギコントロールによる漁獲量は場所によってはワカサギを上回ることさえある。

ベヘレイの成長は著しく早く(図3)成熟は雄で1年目の15cm、雌でも2年目の20cmであり、産卵期は集中する季節は存在するものと思われるが、ほぼ周年にわたり産卵可能個体が観察される(図4、5)。

その食性は体長10cm以下では動物プランクトンであるがその後は強い魚食性となりハゼ・エビ類、シラウオ、ワカサギがみられる。

ベヘレイは霞ヶ浦によく適応できる生態的特徴を備え、生息域もオオクチバス、ブルーギルが湖岸域からそれほど離れることが無いのに対し、湖内全域に分布し、全ての魚種に強い捕食圧を加えている。このことはベヘレイは以後霞ヶ浦の生態系構造に重大な影響を与えるものと思われる。ベヘレイ雌の成熟期間が2年であることから、密度変化は2年周期となるであろう。

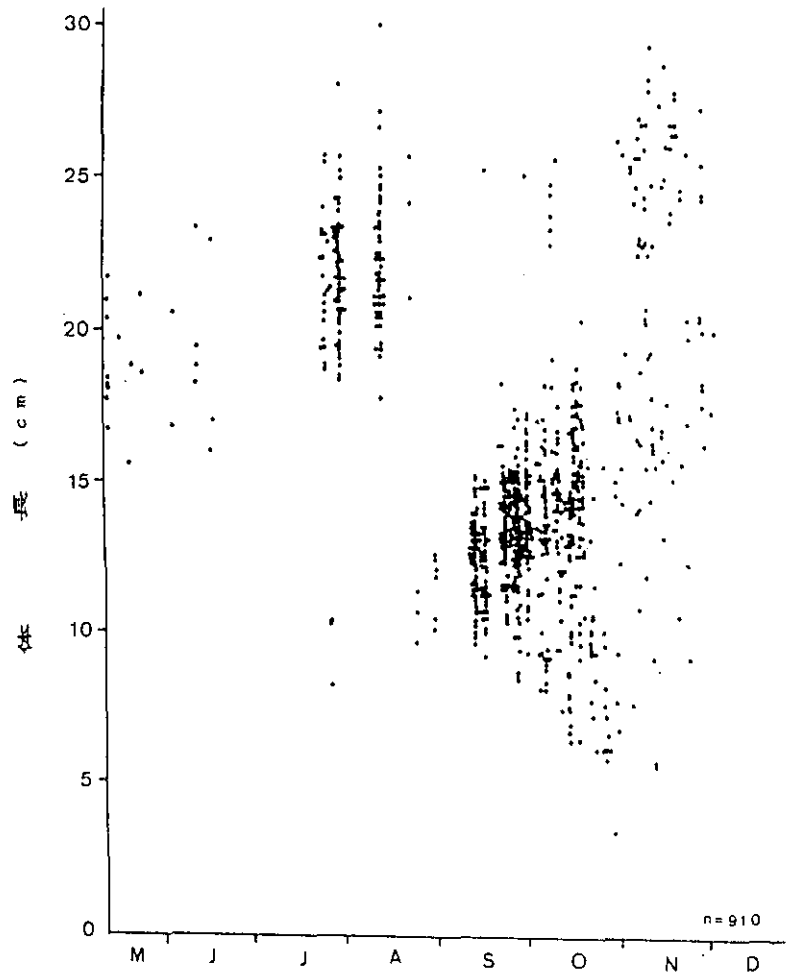


図3 霞ヶ浦におけるベヘレイ (*Basilichtys bonariensis*) 体長分布の季節変化

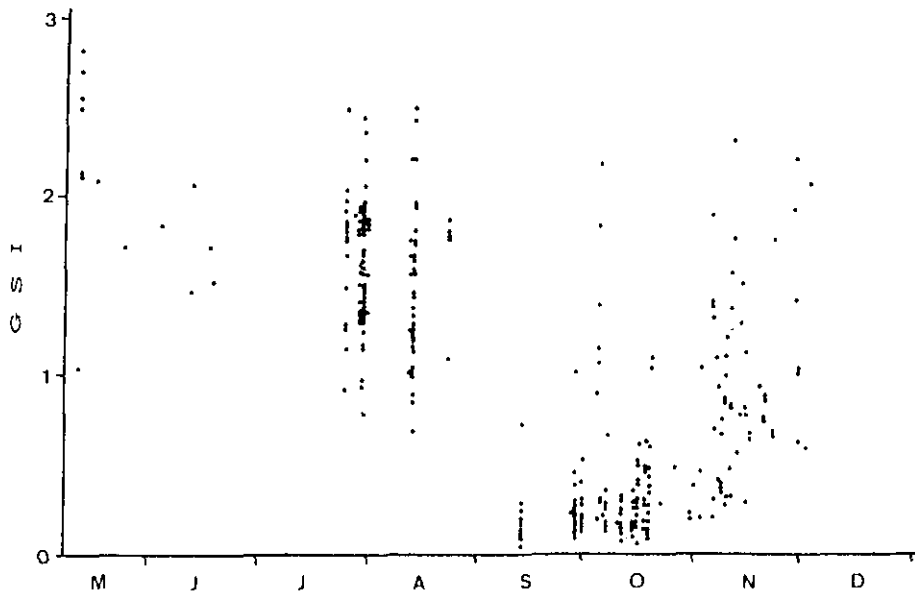


図4 霞ヶ浦におけるベヘレイ雄成熟度 (GSI) の季節変化

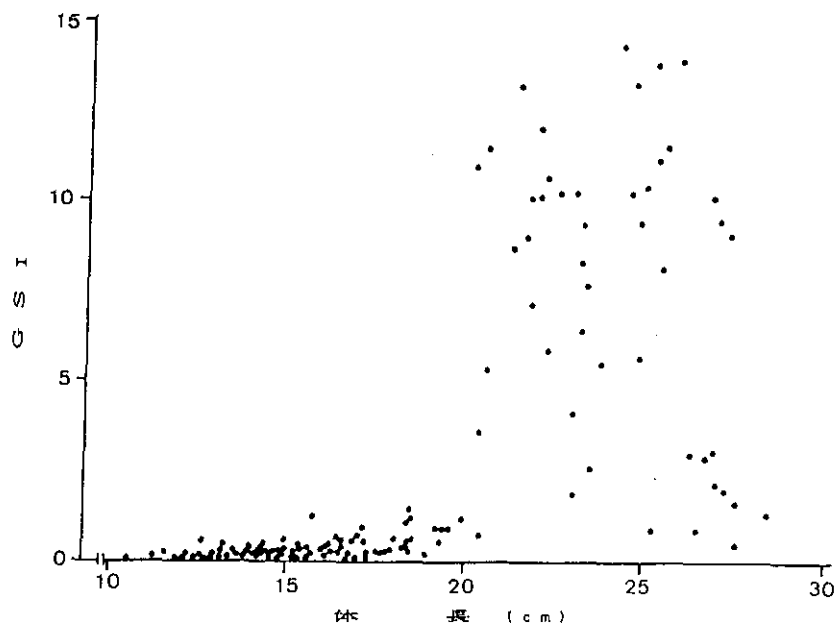


図5 霞ヶ浦で漁獲されたベヘレイ雌の体長に関する成熟度 (GSI) の分布

4. 魚類群集構造の変化による湖内生態系構造及び水質への影響?

上位捕食者である魚類群集構造が霞ヶ浦では今大きく変わり、また変わろうとしている。このことは食物連鎖

を介して動物プランクトン、植物プランクトン、水質までも変えてきている。霞ヶ浦の生態メカニズムの研究は、今益々面白くなっている。

霞ヶ浦の不思議を今数え上げればきりが無い。

II. パネルディスカッション

湖沼保全対策研究の現状と課題

—陸水学的視点からみた窒素・リンの発生源対策—

中島 淳（千葉県水質保全研究所）

1. はじめに

一般に水環境汚染防止のための対策は、自然水界における物質循環の法則を、ヒトの生命活動における水利用システムに意図的に適用する技術であるから、湖沼保全のための対策もまた、陸水学的な諸現象を保全対象とする流域内汚濁発生因子に意図的効果的に適用させる技術であるといえる。湖沼内の対策においても、流域からの流出過程での対策においても、そして流域内の発生源対策においても、そのような事例を容易に思い浮かべることができる。

ここでは、窒素・リンの発生源対策の数例を、陸水学的な現象と結び付けて述べることにする。周知のように窒素・リンの発生源対策は、通常、工程内対策と排水処理対策に大きく分類されるので、そのそれぞれについて考察してみたい。

2. 工程内（プロセス）対策の論理

事業場等の窒素・リン発生源は、原材料の加工を中心とした何らかのプロセスと、そこにインプットする諸因子、およびそこからアウトプットする諸因子によって構成されている。そこで、事業場の工程を湖沼生態系のようなひとつのボックスと考え、インプットアウトプットモデルを適用して工程内対策を考察する。

インプットを原材料系、用水系、その他系（副原料、添加物や使用する薬品類）に3分割しそれぞれの負荷量を I_1 、 I_2 、 I_3 とする。また、アウトプットを製品系、排水系、その他系（大気への排出、固形廃棄物や汚泥の搬出、薬品や廃液の回収等）に3分割しそれぞれの負荷量を O_1 、 O_2 、 O_3 とする。さらにプロセス内部のリサイクル（R）の概念を加えると、図1のようなインプットアウトプットモデルを考えることができる。

アウトプットとインプットは、プロセスにおける負荷量変換マトリックス $P = (P_{ij})$ を用いて

$$O_i = \sum P_{ij} I_j \quad (1)$$

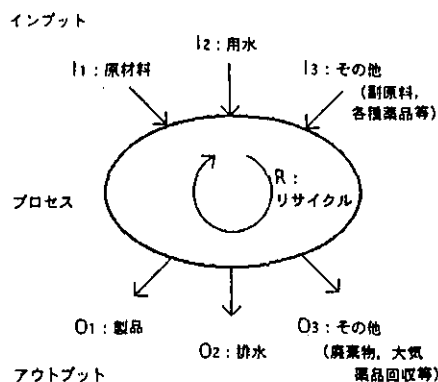


図1 事業場工程のインプットアウトプットモデル

と表現することができる。ここで多くの場合、インプットの総和とアウトプットの総和でマスバランスがとれているとみなせる。

$$\sum I_i = \sum O_i \quad (2)$$

排水対策とは、排水系アウトプット O_2 を減少させることであるが、このためには I_2 を変化させる場合と P_{12} を変化させる場合がある。前者がインプット対策、後者がプロセス対策である。

インプット対策では I_1 または I_3 を減少させることによって O_2 を減少させる（図2、図3）。また、プロセス内リサイクルRを増加させることにより結果的に I_1 、 I_3 の減少を得る場合もある（図4）。

プロセス対策では P_{21} または P_{23} を減少させる。その際に O_1 または O_3 が増加し、前者は製品への歩留りの上昇を、後者は固形廃棄物などの増加を意味する（図5、図6）。

3. 排水の窒素・リン処理対策

排水系アウトプットの後段に処理施設を設置して、水環境系に排出される負荷量を低減させる対策が排水処理対策である（図7）。排水処理後のアウトプットを製品系、排水系、その他系に3分割しそれぞれの負荷量を E_1 、 E_2 、 E_3 としたとき、 E_i と O_i は、排水処理における負荷量変換マトリックス $T = (T_{ij})$ を用いて、(3)式の関係で表現できる。

$$E_i = \sum T_{ij} O_j \quad (3)$$

排水処理によって変化をするのは O_2 だけであるから、 T は(4)式ようになる。

$$T = \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1-r & 0 \\ 0 & rY & 1 \end{bmatrix} \quad (4)$$

ここで、 r は除去率と呼ばれ、 Y は汚泥転換率と呼ばれることがある。(2)式のようなマスバランスはリンの場合には成立するが、有機物や窒素除去では分解したりガス化する場合も多いので通常成立しない。

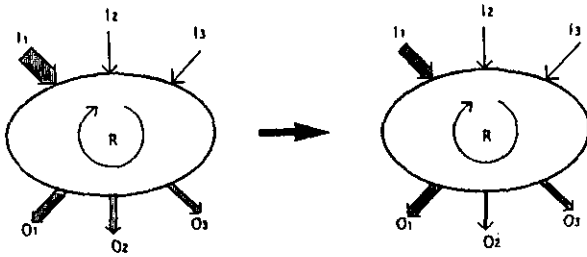


図2 原材料のインプット (I_1) を削減

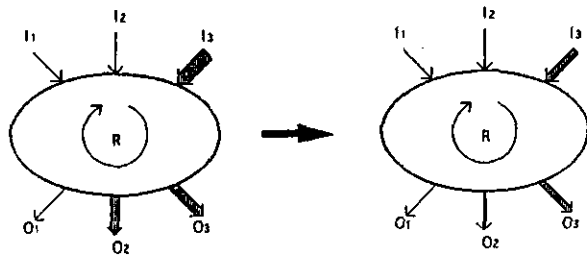


図3 副原料, 各種薬剤等のインプット (I_3) を削減

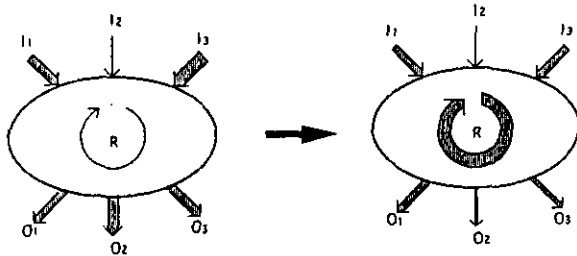


図4 プロセス内リサイクルを増加

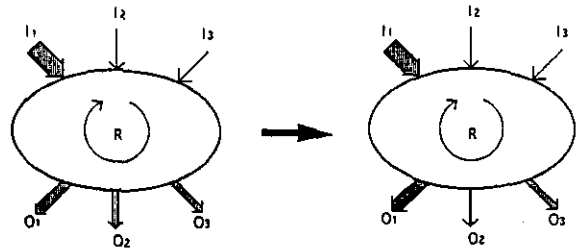


図5 製品への歩留りを増加 (O_1 が増加)

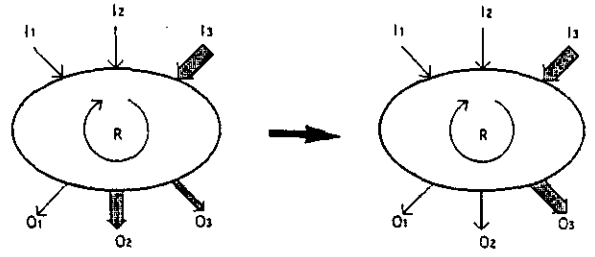


図6 廃棄物等への移行を増加 (O_3 が増加)

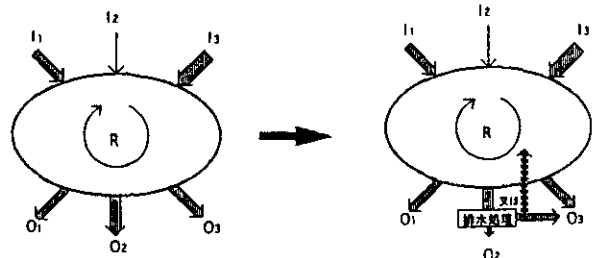


図7 排水処理対策

4. 水環境系での硝化・脱窒と断続ばつ気運転による窒素除去

夏季に成層が起きる湖沼の深水層では、秋季の湖水循環に伴い NO_3-N と DO が底層に供給され濃度が増加し、冬季から次年度の成層開始期まで継続することが知られている。著者がフィールドとしている千葉県内の小さなダム湖においても、図8のように5月~9月に成層が生ずる。その際に深水層においては図9のようにまず DO が減少し、それに遅れて NO_3-N が減少する。 DO および NO_3-N は消失または微量となり、その後再び秋季の湖水循環に伴い NO_3-N と DO が底層に供給される年単位の周期の変動を示す。

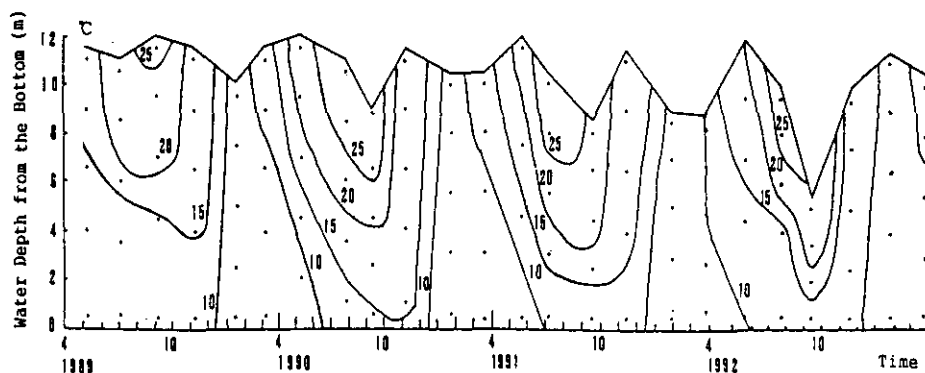


図8 小さなダム湖最深点の水温の変動（夏季の成層を示す）

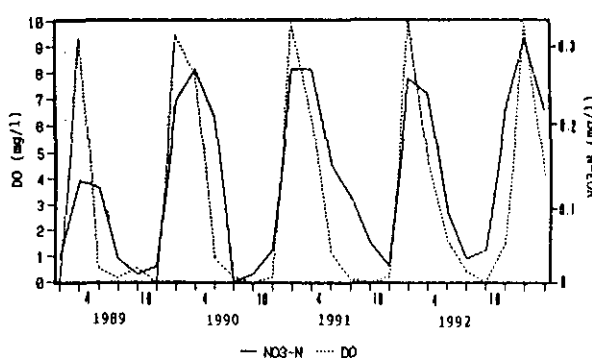


図9 深水層（底泥表面から50cm）のDOとNO₃-Nの変動

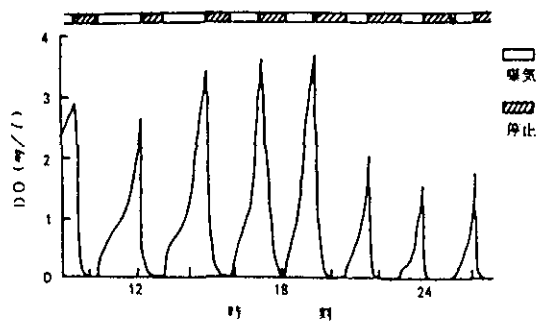


図10 断続ばっ気運転実施施設でのばっ気槽DOの変動

活性汚泥法の施設で断続ばっ気運転（タイマーを用いてばっ気をオンオフすること）を行うと、ばっ気時には硝化が進行し、ばっ気停止時にはDOが消失し脱窒が進行する。ばっ気槽のDOおよびNO₃-Nの変動例は図10のようで、ばっ気のオンオフのサイクルを単位とする周期変動を示す。当初、処理水pHの低下防止を目的とした本運転は、窒素除去対策として意識的に利用され、さらに自動制御機能が適用される方向にある。

図9と図10の類似性から明らかなように、断続ばっ気運転は、例えば湖沼深水層で生起している周期的な硝化・脱窒システムを、排水処理系に適用した事例である。この場合両者の時間スケールの差異は10⁴程度であった。

5. おわりに

窒素・リンの排出を、点・面の発生源から低減させる技術は、それらが土壌、河川、湖沼に排出された後の挙動を、排出前に反応速度を増加させて進行させることにほかならない。速度の増加という時間量の変化は、処理施設規模の縮小という空間量の変化を生みだし、さらにしばしば質的な変化を要求する。たとえば、流量調整機能、適当な保守点検および清掃作業が要求される。今後の窒素・リンの処理においては、ばっ気槽の制御や凝集剤添加量の制御など、計測制御機能の適用が重要となると思われる。

面源負荷対策と湖内対策

川村 實（長野県衛生公害研究所）

1. はじめに

湖沼法の指定湖沼では、「湖沼水質保全計画」を策定し、水質保全対策を総合的かつ計画的に推進することになっている。浄化対策を総合的に行うといっても、種々の対策のうち下水道の整備、合併浄化槽の整備、工場・事業場の排水規制の強化などの点源対策が中心となっているのが現状である。保全計画の中でも効果的具體策の示されていない面源負荷対策と湖内対策に関する研究の現状と課題について述べる。

2. 面源負荷対策

2.1 諏訪湖

諏訪湖は昭和61年11月に湖沼法の指定を受け、昭和62年度から第1期の水質保全計画を、平成4年度から第2

期の水質保全計画を実施している。この間に流入負荷量に占める発生源別の割合は大きく変化し、下水道の整備などにより、生活系、工場・事業場系は小さくなり、面源からの負荷割合が大きくなってきた。面源負荷の内でも特に自然系は昭和61年には37%であったものが第2期計画の終了する平成8年には54%にも達すると見込まれている（図1）。第2期計画の終了時の水質はCOD 4.8mg/l（平均値）と予測されており、環境基準達成のためには第3期以降の計画でさらに浄化対策を進めなければならないが、負荷割合が大きくなった面源負荷についての対策も必要となってくると思われる。現状では総論的にはいくつかの対策手法が論じられてはいるが、実施に移せるような有効な対策（特に自然系対策）もなく、また、これに関する研究やその報告もあまり多くはない。

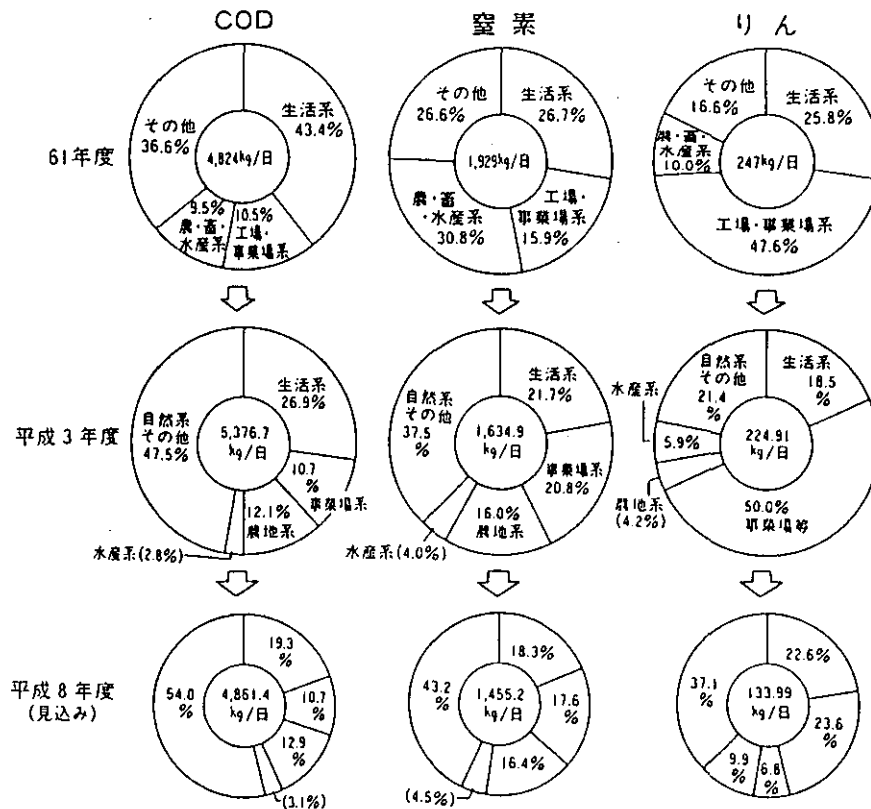


図1 諏訪湖への流入負荷量の変遷

2.2 野尻湖

平成6年10月19日に10番目の湖沼法の指定湖沼となった野尻湖は、自然系の負荷割合が高く(表1)、自然系に関する対策なしでは環境基準の達成は困難であると思われる。

表1 野尻湖への流入負荷量

	COD	T-N	T-P
生活系	24.2 (19.7)	9.8 (20.0)	9.68 (32.2)
農地系	3.7 (3.0)	11.2 (23.2)	1.51 (5.0)
自然系	95.1 (77.3)	27.6 (56.8)	18.88 (62.8)
畜産系	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)	0.00 (0.0)
合計	123.0 (100)	48.6 (100)	30.07 (100)

注) 単位: kg/d, () 内は割合 (%)

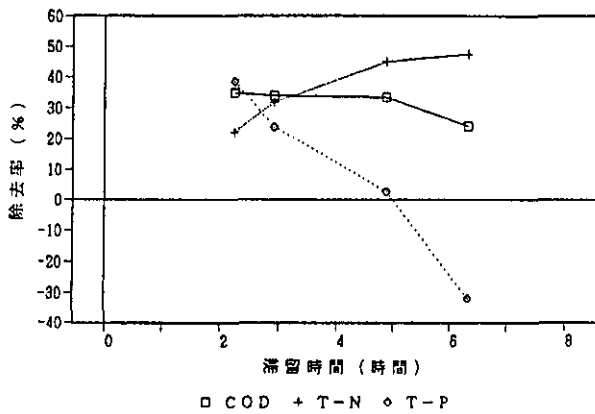


図2 アシ原による浄化能 滞留時間と除去率

演者らは自然系対策の一環として休耕田を利用したアシ原による浄化能について調査を行った。アシ原による水質浄化能についてはすでにいくつかの報告があるが(細見1988)、これらは生活排水などが混入したある程度の汚濁された水についての浄化能に関するもので、自然系だけの水についての浄化能は不明であった。今回の調査ではアシ原への流入水は山林流出水だけに限られたものである。結果はアシ原内での滞留時間により除去率は変化するが、滞留時間2~3時間でCOD、窒素、りん共に30%程度の除去が可能である(図2)。

野尻湖では水質保全計画にアシ原による自然系負荷の除去も組入れるようであるが、これだけではまだ十分とは言えない。

また、野尻湖のようにCODのあまり高くない湖沼では、どんな物質がCOD源となっているのか、さらにその起源はどこにあるのかを明らかにしていくことは水質保全対策を考えるうえでも重要であろう。

3. 湖内対策

湖内対策も種々の方法があげられているが、諏訪湖で実施されている底泥の浚渫と植生湖岸の復活についてふれる。

3.1 浚渫

諏訪湖の浚渫は早くから行われており、昭和44年度から55年度までに湖周縁部で約151万 m^3 の浚渫を行い、56年度からは、全体を30~50cm厚で浚渫している(図3)。しかし現在までに約半分弱の面積を終了したにすぎず、全体を終了するまでにはあと何年かかるかわからない。また、現在では浚渫土の処分に困っている状態である。

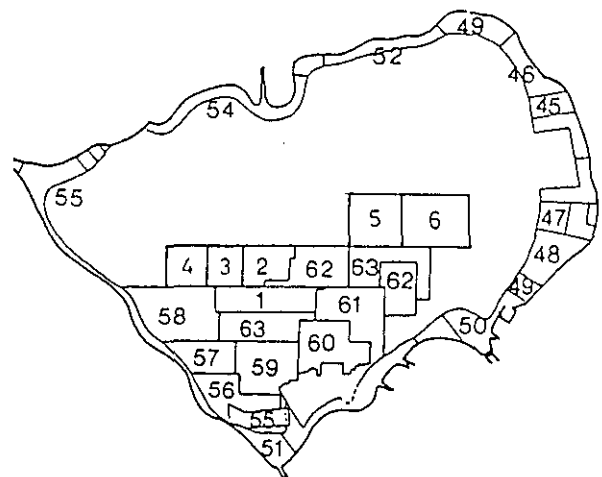


図3 諏訪湖の浚渫実施図 数字は昭和及び平成の年度を示す

最近の堆積物に関する研究では、諏訪湖の堆積速度は平均で10-30mm/年と他の湖沼に比べ非常に速いと報告されている(斎藤1992)。浚渫が底泥からの栄養塩の溶出量を減らすためのものならば、浚渫後5~6年もすると10cmほどの新生堆積物が堆積することになり、浚渫の効果なくなってしまうのではないのだろうか。また、私たちの調査では底泥中のりん量は浚渫地点と未浚渫地点とでは明確な差はみられなかった(図4)。これらの点から浚渫の効果を見直す研究が求められよう。

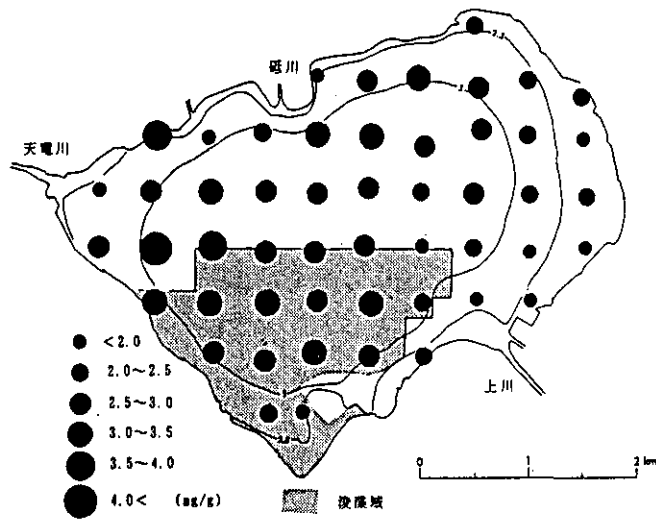


図4 諏訪湖底泥中の全リンの湖内分布 (1991)

3.2 植生湖岸の復活

水草は湖沼の生態系で重要な位置を占めていることは明らかである。水草帯はさまざまな機能を有しているといわれており、その中でも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。水草帯は水質浄化機能をも持つと言われ、その機能に対する期待も大きく、水草帯を作る動きがみられ、諏訪湖でも植生湖岸復活の実験が行われている。

水草帯の浄化能に関する研究は行われているが(中島1994)、植生湖岸の浄化能を定量的に捉らえた報告は見当たらない。水質保全対策として実施した場合に、その効果を定量的に把握し、将来の水質予測に際し、対策による効果を数値として示せるような研究が期待される。

参考文献

- 細見正明ほか(1988)：アシ原の自然浄化能を活用した生活雑排水処理，国立公害研究所研究報告，第119号，7-17.
- 中島拓男(1994)：水草の物質代謝，霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集8，73-75.
- 斎藤文紀ほか(1992)：湖沼汚染底質の浄化手法に関する研究，平成3年度国立機関公害防止等試験研究成果報告書，47.

成層した湖における溶存酸素の消費過程について

高橋幹夫（滋賀県琵琶湖研究所）

1. はじめに

成層した湖の深水層の溶存酸素濃度は、その湖の栄養状態を反映する指標の1つと考えられている。そのため、深水層の溶存酸素の減少機構・速度と湖の栄養状態との関係は、古くから多くの湖において研究されてきた。琵琶湖においても、中（1973）は、滋賀県水産試験場が行った長期間にわたる定期観測資料を用い、北湖中央部湖底付近の循環期直前の溶存酸素濃度が、琵琶湖の富栄養化の進行にともなって漸次減少していることを示した。その後のデータを追加した結果を図1に示す。琵琶湖では70年代後半以降に赤潮が出現するなど、富栄養化がより進行したと考えられるが、図からわかるように深水層下部の溶存酸素の低下の進行は顕著でない。一方、循環期直前の深水層下部の溶存酸素濃度の減少の割合は、その年の冬-春季の積雪水量によって影響されるという報告もある（Fushimi, 1993）。このように、深水層の溶存酸素の減少は、定性的には湖の栄養状態と関連していると考えられても、その過程は定量的に明らかになっていない。

そこで本報告では、琵琶湖北湖中央部の水深85m以上の観測点における溶存酸素・有機炭素などのデータ（半田ら, 1986）に基づいて、成層した湖の深水層における溶存酸素の消費過程についての問題点の整理を行う。

2. 溶存酸素の鉛直分布

北湖では、水温の上昇によって、春-秋季に極めて安定した水温躍層が15-20m付近に形成・維持される。光の1%深度は通常15m以浅であるので、成層期に溶存酸素濃度を増加させる過程が生じる深度は、表水層に限られる。したがって、変水・深水層の溶存酸素濃度の変化は、水中・湖底での有機物分解による消費過程によって支配されている。循環期末の3月には全層で水温は約6°C、溶存酸素濃度は 12mg l^{-1} 以上で飽和状態にあった（図2）。成層が形成されると、5月の分布にみられるように、変水層では濃度は深度の増加によって緩やかに減少するが、20mから70mにかけての深水層上・中部では一定濃度に保たれていた。70m以深では濃度は、湖底に向かって顕著に減少していた。これは湖底あるいはその直上に形成される高濁度層での有機物分解によって、多量の溶存酸素が消費されるためであろう。有光層での植物プランクトン濃度が著しく高かった9月の鉛直分布をみると、変水層での濃度減少が急激で、15mを中心に極小層が形成されていた。これは、この層で有光層から沈降した有機物の活発な分解が生じることと、この深度が安定した躍層であるため、拡散による溶存酸素の輸送が少ないので、このような極小層が形成されたと考えられる。これ以深の25-70mの深度では、5月と同じように鉛直方向の濃度

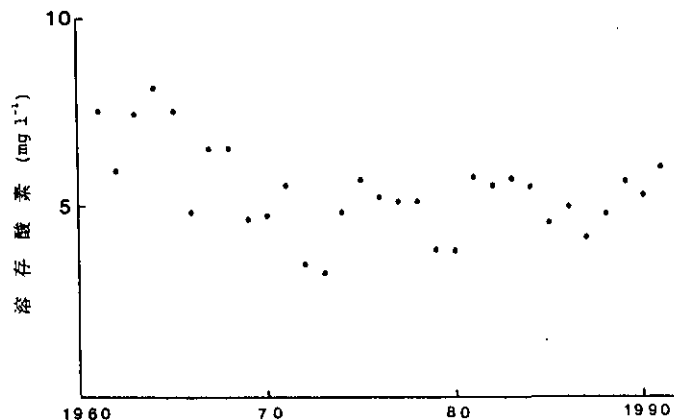


図1 琵琶湖北湖深水層の循環期直前における溶存酸素濃度の経年変化

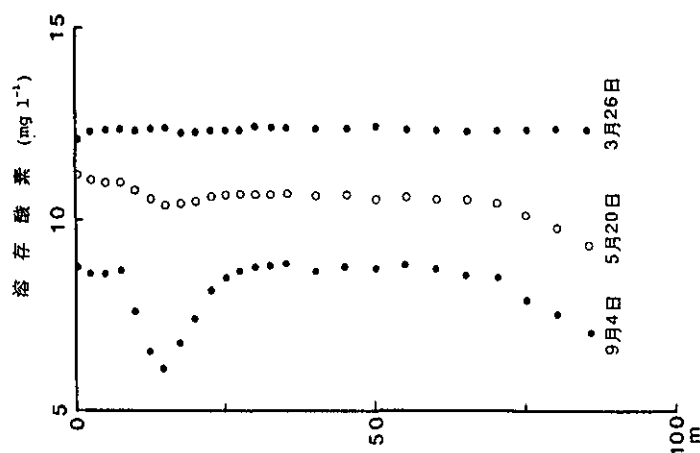


図2 1986年の溶存酸素の鉛直分布の季節変化

勾配は観測されず、溶存酸素濃度はほぼ一定の値に保たれていた。すなわち、この層の溶存酸素濃度は、時間の経過によって循環期の分布から平行移動するような形で減少することが観測された。

このように溶存酸素消費速度は、有光層から連続して有機物が供給されている変水層や、多量の有機物が蓄積している湖底に接する深水層下部など、分解される有機物の明確な起源が存在している層で大きい値を示している。しかし、これらの層の厚さは、有機物の起源から10 m程度に限られている。したがって、水柱全体でみると溶存酸素消費・有機物分解のかなりの部分が、深水層上・中部で生じている。これらの層では、明確な有機物の起源が存在せず、溶存酸素が漸次減少していることになる。そこで、溶存酸素消費の基質となる有機物の分布についてみる。

3. 有機物の鉛直分布

表1に示すように、光合成が生じている有光層においてさえ、溶存態有機炭素 (DOC) が主要な存在形態であった。有光層のDOC濃度は、夏季に増加するが、その変化は大きくない。深水層のDOC濃度変化は時間・空間的にほとんど観測されなかった。したがって、深水層に存在するDOCは、主に生物的に不活性な物質によって構成されていると考えられる。

一方、懸濁態有機炭素 (POC) 濃度は、夏季の有光層でも 1 mg l^{-1} 以上になることは観測されなかった。有光層以深では、深度の増加とともにPOC濃度は急速に減少する。成層期の深水層上・中部でのPOC濃度は $0.06 \sim 0.08 \text{ mg l}^{-1}$ に保たれていた。この層では、循環期以外は、POC濃度もDOCと同様に時間・空間的に大きな変動は観測されなかった。したがって、20-70m層でのこれらの有

表1 溶存態有機炭素 (DOC) ・懸濁態有機炭 (POC) の鉛直分布 単位: mg l^{-1}

	85・7・3		8・7		10・12		86・1・21	
	DOC	POC	DOC	POC	DOC	POC	DOC	POC
0.1 m	1.49	0.64	1.97	0.70	1.50	0.30	1.45	0.16
5	1.54	0.51	1.64	0.69	1.72	0.36	1.44	0.12
10	1.52	0.38	1.88	0.62	1.67	0.36	1.48	0.13
15	1.48	0.32	1.49	0.20	1.73	0.40	1.40	0.13
20	1.41	0.21	1.36	0.10	1.51	0.08	1.38	0.16
25	1.44	0.16	1.17	0.06	1.35	0.08	1.43	0.14
35	1.28	0.07	1.38	0.07	1.27	0.06	1.35	0.14
50	1.27	0.06	1.30	0.05	1.30	0.06	1.50	0.15
60	1.26	0.06	1.46	0.05	1.26	0.06	1.56	0.10
70	1.14	0.06	1.38	0.05	1.26	0.08	1.28	0.10
85	1.35	0.26	1.54	0.45	1.51	0.16	1.27	0.16

表2 1985年5月31日, 11月19日に20-70m水柱に現存する溶存酸素・全炭酸などの量とその間の変化量および20・70mにおける有機炭素の沈降粒子束 (Flux) 単位: $g\ m^{-2}$

	現存量		変化量
	5・31	11・19	5・31~11・19
溶存酸素	532.1	358.9	-173.2
全炭酸	391.3	438.3	+47.0
POC	3.7	4.4	+0.7
DOC	60.8	65.2	+4.4
20m POC Flux			+37.2
70m POC Flux			-40.5

機物の分布の変化からは, この層の溶存酸素消費過程を説明することは出来ない。

4. 深水層上・中部における物質収支

表2に1985年5月から11月にかけての20-70m層における溶存酸素・全炭酸・POC・DOCの現存量とその変化量を示す。溶存酸素量の減少は $173.2g\ m^{-2}$ であった。一方, 全炭酸量の増加は $47.0g\ m^{-2}$ であった。したがって, 有機物の分解過程における炭素と酸素のモル比(呼吸商)は0.72である。この値は, 理想的な植物プランクトンの分解過程の比0.77 (Redfield *et al.*, 1963) とよく一致していた。そして, 分布している有機物のこの期間の変化量は, POCは $+0.7g\ m^{-2}$, DOCは $+4.4g\ m^{-2}$ であった。もちろん, 物質分布に変化が見られなかったからといって, その物質が溶存酸素の消費過程に関与していないことをかならずしも意味しているわけでない。すなわち, 消費に見合う量の供給があれば, 関与していても分布に変化は生じないわけである。

そこで, この層へのPOC・DOCの供給過程について考える。有光層でのDOC濃度の増加もわずかであり, 北湖に流入する河川の多くでDOC濃度は湖水の濃度と同じ程度である。したがって, 全炭酸の増加量に見合うほどのDOCが深水層に供給されたとは考えられない。湖水中には, 物質分布にはあまり影響を与えない沈降速度の大きい粒子が存在することが知られている。セディメントトラップによって有機炭素の沈降粒子束 (Flux) の測定を行った。5月から11月にかけて6回行った測定の平均値は, 20mで $215mg\ m^{-2}\ d^{-1}$ であった。期間全体では $37.2g\ m^{-2}$ の有機炭素がこの層に供給されていたことになる。これはこの層で分解された有機炭素量に相当する値である。しかし, 70mでは $40.5g\ m^{-2}$ の有機炭素が沈降によっ

てこの層から失われていた。したがって, 有機炭素の沈降粒子がこの層での溶存酸素消費過程に利用されていたとは考えにくい。以上のように深水層上・中部では, かなりの量の有機物が分解され, それにともなって溶存酸素が消費されるにもかかわらず, その有機物の起源は明らかにできなかった。

5. おわりに

これまでの検討は, 鉛直方向だけの物質分布変化そして供給過程に基づいて行ったものである。したがって, 深水層上・中部における有機物の分解過程を定量的に説明するためには, 水平方向の物質分布・輸送などを考慮する必要があることを示唆している。例えば, 沿岸帯で生産された有機物や河川によって湖に運ばれた有機物のなかで水温躍層以深に沈降したものが水平方向に輸送されている間に溶存酸素を消費する可能性や, 85mの湖底付近の高濁度層で観測された溶存酸素濃度の低い水塊は, より浅い湖底でも生じており, これが内部波などの物理作用によって深水層に拡がる可能性などについて検討する必要があると考えられる。また, 動物プランクトンや魚による溶存酸素消費過程への寄与を考慮すべきか検討する必要がある。

引用文献

- Fushimi, H. (1993) : Influence of climatic warming on the amount of snow cover and water quality of Lake Biwa, Japan. *Annals of Glaciology*. 18 : 257-260.
- 半田 暢彦, 松永 健司, 濱 健夫, 高橋 幹夫 (1986) : 琵琶湖における有機物代謝に関する研究. 琵琶湖研究所プロジェクト研究報告書。

中 賢治 (1973) : びわ湖深層の全循環期前の溶存酸素
量の永年変化について. 陸水学雑誌, 20 : 41-43.
Redfield, A., Ketchum, B. and Richards, F. (1963)
: The influence of organisms on the composition

of sea-water. In : Hill, M. (ed.) : The sea,
Vol. 2 : 26-77.

滋賀県水産試験場 : 琵琶湖定期観測. 滋賀県水産試験場
報告.

III. 資料

福島武彦・相崎守弘・松重一夫・春日清一（国立環境研究所）

1. 調査方法

従来の臨湖実験施設実験用湖水の水質測定では、取水塔 0.5 m 深から用排水処理施設棟へポンプで湖水を引き込み、その一部を採水し、それをサンプルとしていた（相崎, 1994）。しかし、1992年度末の工事により湖水供給ラインが作られ、従来の採水バルブは除去された。今年度は湖水供給ラインの水と湖水の比較を目的に、本年は以下の3通りの方法で湖水を採取した。すなわち、(1) 湖水供給ラインからの採水（月曜；表中の最後の欄でP）、(2) 船で取水塔に行きそこで採水（水曜；L）、(3) 湖岸からの採水（金曜；B）、である。

2. 分析方法

分析方法、担当者は以下の通りである。

- * クロロフィル a (Chl-a) : メタノール抽出後, SCOR/UNESCO法 (1966) ; 相崎
- * フィコシアニン (Phyco) : Otsuki *et al.* (1994) ; 相崎
- * アンモニア態窒素 (NH₄-N), 亜硝酸態窒素 (NO₂-N), 硝酸態窒素 (NO₃-N), 全溶存態窒素 (DTN), リン酸態リン (PO₄-P), 溶存態リン (DTP), 全リン (TP) : テクニコンTraacs-800を用いて大槻ら (1981), 大槻 (1982) の方法 ; 福島
- * 乾燥重量 (SS) : ワットマンGF/Fフィルター ; 福島
- * 懸濁態有機炭素 (POC)・窒素 (PON) : CHNコーダー (柳本MT-5) ; 福島
- * COD・BOD・溶存態COD (D-COD)・溶存態BOD (D-BOD) : JIS法 ; 松重
- * 溶存態有機炭素 (DOC) : 乾式酸化法 (島津TOC-5000) ; 福島
- * 紫外部吸光度 (UV260) : Beckman DU-7で260 nmの吸光度 ; 福島
- * Cl, Si, Ca : オリンパスKL-500 ; 春日

[参考資料]

相崎守弘 (1994) 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果, 国立環境研究所資料, F-63-'94/NIES, 83-90.

大槻晃・河合崇欣・相崎守弘 (1981) 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態, 国立公害研究所研究報告, 22, 3-21.

大槻晃 (1982) 水質調査測定法, 日本水質汚濁研究協会 (編) 湖沼環境調査指針, 公害対策技術同友会, 121-145.

Otsuki, A. *et al.* (1994) HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake. *Water Air Soil Pollution*, 76, 383-396.

UNESCO (1966) Determination of photosynthetic pigments in seawater. *Monographs on Oceanographic Methodology*, 1, UNESCO Paris, 69pp.

	Chla	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	BOD	D-COD	D-BOD	DOC	UV260	Cl	Si	Ca		
1993	5/12	30	4	265	7	178	361	811	7	17	57	8.6	1.82	0.31					3.45				L	
	5/14	61	35	77	4	44	447	572	4	12	98	23.5	4.00	0.80	7.6	2.8	3.5	1.0	3.29				B	
	5/17	27	17	125	3	13	406	547	7	16	66	8.0	2.41	0.43	5.6	2.5	4.5	0.9	3.34				P	
	5/19	42	23	145	9	135	423	712	3	12	77	15.6	2.54	0.49	6.3	1.8	4.2	1.2	3.26	44.5	1.7	18.0	L	
	5/21	44	22	207	4	80	316	607	2	11	72	16.8	3.17	0.58	6.9	2.0	4.3	1.1	3.27	44.6	0.9	17.1	B	
	5/24	23	10	386	3	64	40	493	1	8	56	9.6	1.69	0.31	6.8	1.6	4.6	0.7	3.97	45.7	1.5	15.4	P	
	5/26	33	42	271	3	54	133	461	1	8	72	17.5	3.86	0.63	7.7	2.6	4.5	0.3	3.25	45.7	1.5	15.9	L	
	5/28	32	43	383	2	20	54	459	2	9	79	19.3	4.04	0.77	7.5	2.6	4.3	0.6	3.40	45.2	1.3	16.0	B	
	5/31	34	13	242	6	60	174	482	2	9	74	14.0	2.67	0.51	7.5	1.7	4.5	0.6	3.47	48.7	1.8	17.2	P	
	6/2	45	10	328	8	51	132	519	0	16	131	34.8	4.68	0.88	8.0	2.9	3.1	1.0	3.18	46.2	1.2	16.9	B	
	6/4	29	6	37	5	37	443	522	0	8	91	21.2	3.67	0.61	7.3	2.4	4.0	0.9	3.47	47.7	1.0	16.3	B	
	6/7	46	9	73	8	59	445	585	2	14	104	21.3	3.77	0.73	7.4	2.8	4.0	0.9	3.48	44.3	0.8	16.6	P	
	6/10	44	12	162	0	2	348	512	0	10	110	22.3	4.11	0.66	8.2	3.1	3.9	0.6	3.27	45.0	0.8	15.3	L	
	6/11	50	10	139	5	39	358	541	0	9	148	31.9	5.01	0.94	8.1	2.8	3.9	0.4	3.32	48.4	0.8	17.5	B	
	6/14	46	13	112	4	42	415	573	7	22	135	32.3	4.31	0.74	8.2	3.7	4.3	0.6	3.69	48.5	1.3	17.7	P	
	6/16	37	3	132	6	58	387	583	16	33	135	31.6	3.74	0.63	7.2	3.4	4.1	0.8	3.54	47.8	0.2	17.6	L	
	6/18	25	3	125	7	73	467	672	9	35	80	9.4	1.59	0.25	5.7	2.1	4.2	0.8	3.51	49.8	0.1	16.9	B	
	6/21	15	5	103	4	49	489	645	16	32	71	8.9	1.46	0.26	5.2	2.3	4.6	1.0	3.54	49.1	0.1	16.5	P	
	6/23	20	19	139	5	64	475	683	8	27	73	9.2	1.54	0.26	5.6	2.6	4.5	1.1	3.64	52.6	0.2	17.0	B	
	6/25	24	25	159	6	72	283	520	9	21	51	9.4	1.60	0.30	5.9	2.1	4.7	0.6	3.58	54.3	0.2	17.1	L	
	6/28	13	3	221	6	48	293	568	2	12	86	6.6	1.10	0.18	5.7	2.9	4.7	0.9	3.56	51.8	0.4	16.6	P	
	6/30	31	20	415	12	110	241	778	19	26	85	14.1	2.19	0.43	6.3	2.0	5.0	2.1	3.55	52.3	0.3	17.7	B	
	7/2	26	21	163	17	63	463	706	10	20	71	10.7	1.65	0.29	5.3	2.6	5.1		3.69	0.0714	51.8	0.4	15.2	B
	7/5	34	20	202	11	64	358	635	1	7	58	13.0	2.12	0.41	5.9	2.6	4.6		3.64	0.0733	52.4	0.5	17.1	P
	7/7	61	53	9	0	1	487	497	1	15	82	19.8	4.16	0.66	7.2	2.5	3.9		3.46	0.0745	50.2	0.8	16.0	L
	7/9	35	28	53	12	82	502	649	5	20	80	17.3	2.17	0.42	5.6	2.5	4.5		3.77	0.0720	51.5	0.6	16.9	B
	7/12	49	61	11	1	32	435	479	1	12	77	19.3	2.89	0.53	6.7	2.0	4.2		3.44	0.0730	51.3	0.9	15.8	P
	7/14	38	67	7	1	5	481	494	1	12	94	14.9	2.80	0.52	7.1	2.3	4.1	0.9	3.59	0.0665	48.2	1.2	17.1	B
	7/16	54	153	38	3	68	466	575	2	12	86	18.8	2.91	0.57	6.6	2.0	4.2	0.7	3.46	0.0710	40.9	0.3	16.4	B
	7/19	27	81	76	8	211	487	782	2	13	92	13.6	2.20	0.46	5.7	2.1	4.3	1.0	3.59	0.0757	45.5	0.6	18.0	P
	7/21	66	252	6	7	32	430	475	3	11	141	24.5	4.34	0.86	7.2	3.0	3.8	0.5	3.40	0.0734	39.0	0.8	16.6	B
	7/23	31	128	66	20	255	542	883	30	70	127	12.4	2.50	0.46	6.0	2.8	4.2	0.7	3.58	0.0736	39.0	0.6	17.3	B
	7/26	29	37	65	31	414	541	1051	27	63	122	15.4	1.74	0.35	5.3	2.8	3.9	0.8	3.43	0.0870	31.3	2.2	15.9	P
	7/28	48	216	4	6	60	366	436	0	18	112	18.5	3.98	0.78	6.8	2.5	3.6	0.5	3.18	0.0663	39.9	2.0	16.5	L
	7/30	44	117	1	6	103	436	546	1	16	80				5.7	1.6	3.8	0.5	5.03	0.0724	44.5	1.5	16.2	B
	8/2	45	135	10	8	139	579	736	5	20	113	18.6	3.33	0.61	6.8	2.9	4.1	1.0	3.89	0.0686	46.2	1.5	16.3	P
	8/4	45	245	11	1	2	411	425	4	14	120	20.5	5.05	0.95	7.0	2.6	3.6	0.7	3.30	0.0679	39.1	1.9	15.2	B
	8/6	61	85	9	1	0	363	373	0	10	102	27.2	4.64	0.83	7.1	2.1	3.6	0.6	3.08	0.0644	45.2	1.7	15.5	B
	8/9	40	40	52	15	460	309	836	27	40	100	13.4	2.27	0.46	5.7	2.8	3.9	1.3	3.50	0.0703	34.8	1.4	16.6	P

	Chla	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	BOD	D-COD	D-BOD	DOC	UV260	Cl	Si	Ca	
8/11	46	130	4	2	76	312	394	1	10	123	18.6	3.93	0.80	6.7	2.0	3.6	1.0	3.50	0.0673	41.0	2.3	16.4	B
8/13	76	120	4	0	44	792	840	1	14	83	33.6	5.74	0.93	7.5	1.9	3.7	0.6	3.45	0.0693	43.8	3.1	14.4	B
8/16	18	10	79	7	425	141	652	11	23	89		2.27	0.43	5.6	2.2	4.3	1.3	3.22	0.0699	43.3	1.9	17.0	P
8/18	87	162	8	1	22	343	374	2	16	80		4.96	0.91	6.9	2.2	2.7	0.5	3.27	0.0670	39.4	2.7	15.6	B
8/20	52	99	5	1	6	346	358	0	34	72		4.69	0.74	7.1	2.2	4.3	0.4	3.28	0.0680	41.5	2.8	13.8	B
8/23	33	84	54	8	194	421	677	7	20	95	15.5	2.49	0.49	5.8	1.5	3.9	0.6	3.13	0.0704	40.2	3.8	17.3	P
8/25	61	139	20	0	0	372	392	1	15	95	17.5	3.95	0.62	7.2	2.8	4.0		3.43	0.0813	43.8	3.7	14.5	L
8/27	48	121	41	4	124	479	648	6	26	100	17.5	3.02	0.66	6.4	1.7	4.3	0.5	3.15	0.0689	40.2	2.2	15.5	B
8/30	38	41	49	11	247	459	766	35	54	102	16.5	2.67	0.44	5.9	2.0	4.3	0.8	3.18	0.0686	35.0	3.5	14.9	P
9/1	56	50	5	3	22	459	489	21	38	146	20.0	3.91	0.81	6.4	2.2	4.4	0.6	3.18	0.0711	41.8	3.7	12.5	L
9/3	54	19	4	1	0	435	440	2	15	99	22.5	4.02	0.82	6.9	2.2	4.4	0.5	3.29	0.0689	41.0	4.1	12.4	B
9/6	20	18	76	17	196	536	825	29	59	82	12.8	1.68	0.32	5.7	1.9	4.7	1.2	4.39	0.0723	42.0	4.1	14.3	P
9/8	42	68	27	6	80	435	548	9	21	99	18.4	3.77	0.78	6.7	2.8	4.0	0.6	3.09	0.0710	38.8	4.6	13.5	B
9/10	46	63	4	3	39	387	433	4	23	101	16.5	4.08	0.79	7.2	4.0	4.0	0.3	3.27	0.0703	45.5	4.6	12.6	B
9/13	20	7	88	27	106	654	875	26	40	85	15.6	2.02	0.34	5.7	2.3	4.6	0.7	3.45	0.0701	44.6	4.5	16.1	P
9/16	27	9	1	3	70	480	554	1	12	67	13.2	2.89	0.54	5.6	1.8	4.3	0.3	3.38	0.0669	40.1	5.1	16.6	B
9/17	41	12	5	4	11	452	472	0	10	59	11.4	3.04	0.54	5.8	2.1	4.2	0.6	3.45	0.0684	40.5	5.1	16.2	B
9/20	23	14	114	32	408	606	1160	20	37	75	9.3	1.34	0.23	5.4	1.2	4.4	0.8	3.12	0.0729	45.4	5.7	16.8	P
9/22	51	64	87	163	184	523	957	4	15	77	17.5	2.88	0.57	6.4	1.8	3.8		3.44	0.0677	37.1	5.5	15.9	L
9/24	53	32	5	157	134	469	765	2	15	76	16.1	3.24	0.57					3.01	0.0664	34.1	5.0	15.7	B
9/27	26	13	42	85	407	594	1128	26	40	79	8.8	1.58	0.31					3.36	0.0701	38.6	4.7	15.8	P
9/29	81	47	8	94	44	453	599	1	12	91	18.5	4.34	0.82	4.8		3.9		3.28	0.0657	37.8	5.2	15.7	L
10/1	77	105	8	43	308	441	800	3	12	94	25.7	4.30	0.89					3.02	0.0689	34.2	6.2	16.6	B
10/4	42	28	82	39	290	573	984	18	30	101	14.2	2.69	0.53					3.14	0.0690	37.2	4.8	15.9	P
10/6	75	71	98	68	68	422	656	2	14	92	22.5	4.70	0.84	6.0		4.0		3.25	0.0647	34.9	4.8	15.4	L
10/8	34	10	119	34	196	775	1124	25	40	104	12.5	1.90	0.33					3.39	0.0639	32.0	5.1	15.5	B
10/12	38	35	96	29	517	518	1160	24	44	96	15.2	2.50	0.39					3.36	0.0721	36.9	5.3	16.0	P
10/13	63	44	8	37	376	408	829	3	16	93	17.8	4.36	0.71	5.0		4.2		3.51	0.0699	35.3	6.0	15.9	L
10/15	72	55	34	14	55	364	467	6	11	86	25.9	4.22	0.79	7.8	2.7	3.8	0.3	3.56	0.0667	37.0	5.2	15.2	B
10/18	58	40	69	15	208	409	701	6	15	114	25.2	3.80	0.81	7.6	3.1	3.6	0.0	3.59	0.0670	36.0	5.1	15.8	P
10/20	73	47	8	24	180	364	576	1	7	87	19.3	4.33	0.82	7.6	3.2	4.1	0.6	3.54	0.0671	38.7	5.6	16.1	L
10/22	67	22	5	6	10	282	303	2	8	98	19.8	4.60	0.86					3.43	0.0703	39.4	5.2	15.7	B
10/25	45	38	35	15	231	358	639	1	7	101	15.9	3.33	0.73	7.2	2.8	4.1	0.4	3.86	0.0679	38.4	5.3	15.9	P
10/27	64	25	4	14	134	448	600	1	9	106	20.2	3.96	0.79	7.8	3.6	3.7	0.5	3.67	0.0694	34.6	5.9	15.6	L
10/29	59	48	2	13	111	370	496	1	5	88	20.2	4.87	0.80	7.5	2.7	3.8	0.5	2.98	0.0664	33.6	5.8	15.5	B
11/1	91	340	37	16	344	540	937	2	7	159	32.0	6.17	1.18	9.7	4.6	3.8	0.7	3.14	0.0640	37.1	5.6	16.3	P
11/2	63	55	1	8	102	376	487	1	3	90	21.4	4.93	0.93	8.6	3.0	3.7	0.4	3.06	0.0637	38.0	6.1	16.1	L
11/5	100	104	47	5	70	299	421	2	6	104	24.9	6.08	1.18					3.10	0.0650	37.4	6.0	16.5	B
11/8	82	112	2	15	320	536	873	3	8	127	21.3	4.20	0.89	6.3	4.3	4.0	0.7	3.35	0.0683	37.3	5.5	16.5	P

	Chla	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	BOD	D-COD	D-BOD	DOC	UV260	Cl	Si	Ca	
11/10	72	20	2	2	4	323	331	1	3	91	17.5	4.57	0.91	5.5	2.1	3.7	0.8	3.02	0.0664	32.2	5.7	15.3	B
11/12	56	68	2	2	4	824	832	0	5	102	23.1	6.13	1.05			4.0	0.6	3.15	0.0839	32.8	5.8	15.4	B
11/15	42	31	14	9	226	431	680	7	19	97	13.7	3.19	0.71	6.3	5.1	3.9	0.5	2.87	0.0640	27.5	5.6	14.2	P
11/17	57	43	0	2	6	350	358	1	2	145	18.3	3.27	0.67	6.8	3.8	3.8	0.6	2.84	0.0986	29.5	6.0	14.9	B
11/19	32	16	2	2	12	329	345	0	3	165	56.0	10.35	1.84	5.9	2.0			2.71	0.0584	26.9	6.2	16.7	B
11/22	35	19	30	11	355	250	646	13	17	103	14.6	2.89	0.65	5.6	3.4	3.8	0.9	2.86	0.0603	25.6	5.9	14.3	P
11/24	60	18	3	11	252	239	505	1	3	102	19.8	4.10	0.81	7.0	3.9	3.6	0.9	2.72	0.0577	26.3	6.4	15.5	B
11/26	56	31	44	13	197	288	542	3	18	80	16.8	3.71	0.76	6.3	2.5	3.4	0.6	2.70	0.0633	24.8	6.6	14.8	B
11/29	46	112	39	8	288	280	615	2	26	76	17.0	4.58	0.90	6.1	2.6	3.8	0.3	2.69	0.0591	26.8	6.3	14.9	P
12/1	53	30	37	11	195	279	522	4	14	72	12.9	3.55	0.72	5.9	2.3	3.8	0.4	2.60	0.0626	24.2	6.5	14.7	B
12/3	46	51	46	11	248	387	692	7	18	93	14.2	3.66	0.75	6.5	2.3	4.0	1.1	3.00	0.0644	25.6	6.5	14.9	B
12/6	35	102	56	6	239	353	654	7	18	98	13.7	3.28	0.77	6.4	2.0	4.1	1.3	3.17	0.0617	25.8	5.7	14.9	P
12/8	26	56	37	7	93	295	432	6	17	81	20.2	3.91	0.75	7.2	2.0	3.8	0.3	2.87	0.0600	30.3	5.8	15.3	B
12/10	42	184	39	8	159	336	542	6	16	108	15.8	3.68	0.77	6.8	2.0	3.5	0.6	2.86	0.0600	26.2	6.0	14.3	B
12/13	56	165	40	4	120	315	479	7	19	93	14.8	3.90	0.88	7.7	2.1	3.6	0.0	3.11	0.0534	28.3	5.8	14.7	P
12/15	38	159	39	11	450	224	724	6	19	82	16.8	3.18	0.62	6.5	2.1	3.4	0.6	2.70	0.0623	24.1	6.9	15.0	L
12/17	36	57	36	7	184	290	517	4	13	85	13.2	4.07	0.82	7.1	2.4	3.8	0.1	2.69	0.0571	25.9	6.2	14.6	B
12/20	22	91	34	9	605	254	902	6	13	83	28.0	3.18	0.55	5.6	1.9	3.1	0.3	2.34	0.0584	26.2	7.2	15.5	P
12/22	26	105	40	10	630	204	884	2	11	79	24.6	3.03	0.51	5.4	1.7	3.1	0.4	2.53	0.0647	24.0	7.3	15.5	B
12/24	35	178	37	7	171	306	521	0	8	91	17.7	4.59	0.91	7.8	2.1	3.7	0.3	3.06	0.0536	31.0	6.3	14.9	B
12/27	10	92	41	11	558	248	858	2	10	71	15.6	3.71	0.70	6.8	1.6	3.6	0.3	2.75	0.0547	31.9	7.2	16.0	P
1994 1/5	11	8	69	7	339	337	752	0	3	38	8.1	1.70	0.30	5.8	2.3	3.5	0.5	2.81	0.0554	27.2	6.8	15.0	B
1/7	30	42	42	7	417	280	746	0	6	62	17.3	3.37	0.51	5.9	1.5	3.1	0.9	2.62	0.0714	26.1	7.0	15.5	B
1/10	10	1	49	5	381	353	788	0	6	41	10.8	1.98	0.32	4.8	1.3	3.5	0.5	2.79	0.0723	27.1	6.8	15.2	P
1/12	7	17	44	7	459	301	811	0	5	64	19.2	3.08	0.46	3.4		3.2	0.9	2.58	0.0724	30.8	6.0	16.0	B
1/14	20	16	42	7	515	240	804	0	8	77	26.7	3.22	0.50	3.9		3.2		2.54	0.0627	26.8	7.0	15.5	B
1/17	27	3	52	5	423	317	797	1	12	83	13.4	2.94	0.50	4.4		3.7		2.71	0.0636	25.8	7.0	15.6	P
1/19	17	1	18	11	471	322	822	1	9	54	15.2	3.20	0.47	3.0		2.7		2.58	0.0594	29.4	7.0	16.5	B
1/21	24	1	8	5	371	311	695	3	8	64	13.0	2.59	0.44	3.4		2.9		2.80	0.0543	29.6	6.9	16.3	B
1/24	31	1	27	4	350	326	707	5	10	66	12.9	3.03	0.49	3.4		2.9		2.83	0.0404	30.9	6.8	15.4	P
1/26	26	18	15	6	474	352	847	1	12	55	11.1	2.72	0.45	3.1		3.1		2.81	0.0566	30.4	7.0	15.6	L
1/28	20	16	11	6	427	304	748	2	10	59	14.6	2.41	0.37	3.3		2.8		2.69	0.0459	30.7	6.9	16.8	B
1/31	7	1	18	4	420	304	746	1	34	36	5.2	0.96	0.16	3.3		3.2		2.76	0.0496	25.7	6.8	15.5	P
2/2	16	11	55	9	529	121	714	3	9	48	12.8	2.18	0.33	3.2		3.0		2.65	0.0450	26.1	6.5	16.5	B
2/4	22	13	29	7	553	267	856	4	7	63	16.0	2.44	0.42	3.8		3.3		2.68	0.0629	30.4	7.1	16.1	B
2/7	21	7	42	7	691	130	870	5	9	50	14.9	1.86	0.30	3.3		3.1		2.98	0.0647	26.5	6.9	16.5	P
2/9	20	6	16	5	487	193	701	3	6	43	11.4	2.03	0.33	2.7		1.9		2.78	0.0607	27.1	6.7	15.7	L
2/14	13	1	66	6	535	230	837	5	9	63	14.3	1.70	0.28	2.9		2.0		2.99	0.0653	33.3	6.6	15.9	P
2/16	15	1	20	4	414	243	681	4	7	44	11.6	1.88	0.32	3.8		3.4		2.68	0.0480	31.6	6.7	16.1	B

	Chla	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	BOD	D-COD	D-BOD	DOC	UV260	Cl	Si	Ca	
2/18	14	1	21	5	400	255	681	5	6	59	16.1	2.31	0.38	2.9		2.1	2.75	0.0393	28.3	6.5	16.4	B	
2/21	19	4	41	4	445	239	729	5	7	56	19.2	2.25	0.38	3.4		2.2	2.75	0.0460	31.3	6.5	15.8	P	
2/23	25	6	70	4	472	196	742	5	8	85	76.4	5.28	0.82	3.4		2.3	2.79	0.0493	33.2	6.4	15.0	B	
2/25	26	8	68	4	488	259	819	2	8	69	27.8	2.63	0.45	3.0		2.0	2.90	0.0399	32.7	6.4	15.3	B	
2/28	26	4	40	4	456	240	740	3	10	87	36.5	2.82	0.46	3.2		1.8	2.68	0.0444	30.5	6.3	15.5	P	
3/2	52	1	13	4	358	346	721	2	15	91	42.4	3.32	0.55	3.4		2.0	2.44	0.0544	31.7	6.2	15.6	B	
3/4	22	1	43	3	468	260	774	4	10	61	21.2	2.17	0.38	2.7		1.8	2.37	0.0483	34.2	6.4	16.1	B	
3/7	17	3	31	4	461	270	766	3	10	69	23.8	2.56	0.47	3.1		1.9	2.47	0.0471	36.1	6.4	16.2	P	
3/9	27	1	21	6	406	290	723	3	12	51	19.5	2.76	0.51	4.1		3.3	2.45	0.0526	30.1	6.2	15.1	L	
3/11	22	1	26	6	420	288	740	2	11	58	16.5	2.17	0.37	4.5		3.2	2.45	0.0581	31.6	6.3	14.6	B	
3/14	18	4	30	6	456	291	783	2	10	61	14.6	2.14	0.36	3.9		3.0	2.42	0.0537	33.2	6.1	15.6	P	
3/16	13	1	21	5	305	264	595	1	10	52	15.7	2.23	0.37	4.8		2.7	2.35	0.0514	35.1	5.6	16.0	L	
3/18	21	2	22	6	346	324	698	0	8	53	19.6	2.84	0.44	5.5		4.1	2.64	0.0544	36.5	5.7	16.6	B	
3/23	19	8	21	8	225	257	511	0	8	67	26.5	3.34	0.54	7.0		4.1	2.45	0.0543	31.3	5.0	14.8	B	
3/25	25	2	21	8	226	286	541	0	8	58	14.9	3.00	0.49	7.3		4.6	2.61	0.0570	27.2	5.1	14.8	B	
3/28	20	1	36	7	242	298	583	1	8	42	15.1	2.42	0.42	6.4		4.6	2.52	0.0597	28.6	5.0	15.2	P	
3/30	13	1	23	7	173	270	473	0	7	83	15.2	2.80	0.48	5.7		4.8	2.48	0.0577	29.5	4.8	16.3	B	
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	

茨城大学	古米 弘明
筑波大学	内海 真生
//	橋本 貴行
東京水産大学	大槻 晃
//	Richard Weisburd
//	朴 濟哲
//	Rokaya Goma
//	野沢 岳史
東京農工大学	松永 千会
//	秦 三和子
東北大学	藤本 尚志
//	伊藤 豪人
滋賀県琵琶湖研究所	高橋 幹夫
千葉県水質保全研究所	中島 淳
長野県衛生公害研究所	川村 実
//	小澤 秀明
茨城県霞ヶ浦流域下水道	皆川忠三郎
利根流域下水道事務所	吉田 真人
霞ヶ浦情報センター	沼沢 篤
土浦の自然を守る会	山根 幸美
(株)環境研究センター	田中 秀之
//	磯田 佳男
(株)環境プラント	岩見 徳雄
(株)日立製作所	澤田 寿
日立化成テクノプラント	近山 憲幸
三菱重工基盤技術研究所	板山 朋聡
三有資源研究所	鷺見 博生
国立環境研究所	鈴木 継美
//	野尻 幸宏
//	地球環境研究グループ
//	竹下 俊二
//	地域環境研究グループ
//	木幡 邦男
//	福島 武彦
//	松重 一夫
//	稲森 悠平
//	西村 修
//	高木 博夫
//	中島 興基
//	春日 清一
//	相崎 守弘
//	水土壤圏環境部
//	矢木 修身
//	海老瀬 潜一
//	今井 章雄

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, D0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
	*藍藻類の種構成に及ぼすN/P比の影響(地域経常)	藤本, 稲森, 松重	94/4~95/3
用排水棟	*生物活性炭流動床パイロットプラントによる高度処理と微小動物による有害藻類の捕食分解(生活地域流動)	高木, 稲森, 西村	94/3~96/3
	*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	92/4~96/3
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	90/4~95/3
	*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	92/4~97/3
	*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	91/4~95/3
	*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
素堀池	*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
S.Hashimoto, H.Y.Sun, T.Nakamura, Y.Nojiri, A.Otsuki	Seasonal variations in dissolved nitrous oxide concentrations in a eutrophic shallow lake without anaerobic layer	Geochem.J.	1993
中村岳史, 野尻幸宏, 大槻 晃, 橋本伸哉	東京湾海水中のメタン濃度とその変動	地球化学	1994
金 周永, 稲森裕平, 杉浦則夫, 高木博夫, 須藤隆一	細菌類の活性炭に対する親和性および生物活性炭による基質の除去特性	水環境学会誌	1993
稲森裕平, 藤本尚志, 須藤隆一	水界生態系に及ぼす影響からみた排水処理における窒素・リン同時除去の必要性	用水と廃水	1993
T.Fukushima, H.Harasawa	Carrying capacity and vulnerability of four Asian lakes: a comparative study	Water Resour. Dev.	1993
福島武彦, 内藤正明	5. 首都圏の水環境の将来はどうか 7. これからの水環境のあり方	首都圏の水 その来を考える(東京大学出版)	1993
福島武彦	都市用水としての水質をどう保証するか	限りある霞ヶ浦(霞ヶ浦研究会)	1994
相崎守弘	湖沼の富栄養化の現状と対策の問題点	環境と公害	1993
A.Otsuki, R.H.Goma, M.Aizaki, Y.Nojiri	Seasonal and spatial variations of dissolved nitrogenous nutrient concentrations hypertrophic shallow lake, with special reference to dissolved organic nitrogen	Verh. Internat. Verein Limnol.	1993
相崎守弘	治水を計った上でのいきものとの共存は可能か	限りある霞ヶ浦-開発と自然の接点を探る-(霞ヶ浦研究会)	1994

口頭発表

発表者	題 目	学会名称等	発表年
野尻幸宏, 中村岳史, 大槻 晃	湖沼のメタン濃度とその決定要因	1993年度日本地球化学会年会	1993
中村岳史, 野尻幸宏, 曾 毅強, 大槻 晃	湖沼底泥のメタンの炭素安定同位体比	1993年度日本地球化学会年会	1993
Y.Nojiri, T.Nakamura, A.Otsuki	Methane emission from Japanese freshwater lakes	Int.Symp.Global cycles of atmos. greenhouse gases	1994
相崎守弘, 高木博夫	画像解析による懸濁粒子のサイズ別個体数の自動計測に関する研究	日本水環境学会第27回年会	1993
稲森裕平, 金 周永, 近山憲幸, 杉浦則夫, 大内山高広, 須藤隆一	汚濁湖沼水の生物活性炭流動床法における微小動物の役割と浄化特性	日本水処理生物学会第30回大会	1993
金 周永, 杉浦則夫, 福武朗子, 稲森裕平, 須藤隆一	微小動物および細菌類の活性炭付着能と基質除去特性	日本水処理生物学会第30回大会	1993
木幡邦男, 竹下俊二, 中村泰男, 田中秀之	青潮発生海域におけるDO・水温・塩分・pHの水平・鉛直分布	1993年度日本海洋学会春季大会	1993
K.Kohata, S.Takeshita, H.Tanaka	Comparison among organic-matter parameters observed in Tokyo bay	2nd Int.Conf. Environ.Manage. Enclosed Coastal Seas(EMECS' 93)	1993
竹下俊二, 木幡邦男, 中村泰男, 相崎守弘, 田中秀之, 滝井 進, 小倉久子, 中川保祐	東京湾奥北東部における水質の季節変動(1)	1993年度日本海洋学会春季大会	1993
田中秀之, 竹下俊二, 木幡邦男, 中村泰男, 相崎守弘, 滝井 進	東京湾における無酸素水湧昇後の微生物分布の変化-室内実験から-	1993年度日本海洋学会春季大会	1993
F.Recknagel, M.Hosomi, T.Fukushima, D.Kong	Simulation study on short- and long-term effects of the control of external and internal phosphorus loads in lakes and reservoirs	Int.Congr.Modeling Simulation	1993
福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴 濟哲, 孔 東壽	魚の湖沼水質変動に及ぼす影響	第28回日本水環境学会年会	1994
相崎守弘	霞ヶ浦及び屋外実験池における亜硝酸態窒素の挙動について	日本陸水学会第58回大会	1993
朴 濟哲, 相崎守弘, 福島武彦, 大槻 晃	屋外実験池における難分解性有機物の挙動について	日本陸水学会第58回大会	1993

発 表 者	題 目	学会名称等	発表年
相崎守弘, 加藤昌彦, 白龍美津夫	水分離剤と多孔質粘土鉱物によるアオコ処理	第28回日水環境学会	1994
相崎守弘	ミジンコを利用した湖沼直接浄化の可能性について	第28回日本水環境学会	1994
相崎守弘, 福島武彦, 北村 光, 大崎広明, 新井孝昭, 北村 博	見ためアオコ指標アンケート結果の解析-II-	第28回日本水環境学会	1994
S.Nohara, T.Tsuchiya, I.Ikusima	Changes in the distribution of floating-leaved and emergent plants and their comparative ecology	15th Int.Bot. Congr.	1993

[平成7年2月21日編集小委員会受理]

[国立環境研究所資料 F-76-'95/NIES]

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会

講演報告集 - 9 -

問い合わせ先 霞ヶ浦臨湖実験施設 福島武彦

平成7年3月31日発行

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16-2

印刷 株式会社 イセブ

住所 茨城県つくば市天久保2-11-20