

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集 — 6 —

Proceedings of the Conference on Limnological Studies at the Kasumigaura
Water Research Station, NIES. Part 6

相崎 守弘編
Edited by Morihiro Aizaki

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

序

霞ヶ浦臨湖実験施設では、施設を利用した研究の成果を発表するための研究発表会を1985年以来毎年1回開催している。本年も第7回の研究発表会を7月12日に開催したが、発表会では特に今大きな変化を示しつつある霞ヶ浦を改めて見直すため「霞ヶ浦を考える」というテーマで特別シンポジウムを併せて開催した。

発表会には国立環境研究所の研究者の他に、所外から24名にのぼる多数のご参加を得、我々の成果や今後の研究方向に貴重なご意見を頂いた。一方、シンポジウムでは霞ヶ浦に関する研究発表をベースに、なお一層多様な問題を含む霞ヶ浦研究を今後どのように取り組むべきかが討論され、霞ヶ浦を対象とする多機関、多分野にわたる研究会の設立が話し合われた。そしてこのシンポジウムの話し合いをベースにアンケート調査を行った結果、研究会の発足に多くの賛同が得られた。そこで本年12月に「霞ヶ浦研究会」が大学、研究所、自治体関係者などをメンバーとして正式に発足するところとなった。今後の本研究会の活動が大いに期待されるところである。

本報告集は研究発表会とシンポジウムの予稿をもとに、若干の修正を加えた研究報告集に対し、さらに本実験施設で観測している霞ヶ浦の水位と降水量の記録及び実験用水として取水している霞ヶ浦湖水の水質データをつけ加えてまとめたものである。

地域環境研究グループ

統括研究官 内藤 正明

目 次

I. 臨湖実験施設研究発表

1. 東京湾における青潮に関する研究 III 1
田中秀之, 竹下俊二, 相崎守弘, 木幡邦男, 中村泰男, 滝井 進, 田井慎吾
2. 酸性降水物による日本の陸水酸性化の可能性について 7
河合崇欣, 野尻幸宏, 田中 敦
3. 屋外実験池におけるアオコの優占培養について 13
相崎守弘, 青山莞爾
4. 霞ヶ浦湖岸帯における水温変動 23
春日清一
5. 霞ヶ浦湖水中のメタン濃度変動と大気へのフラックス 27
野尻幸宏, 中村岳史, 大槻 晃
6. 霞ヶ浦の溶存メタン酸化分解速度の測定 29
中村岳史, 野尻幸宏, 大槻 晃

II. シンポジウム「霞ヶ浦を考える」

1. 霞ヶ浦を取り巻く環境変化 33
相崎守弘
2. 霞ヶ浦流入河川の負荷量の経年変化 41
海老瀬潜一
3. 霞ヶ浦におけるラン藻現存量と溶存有機炭素濃度との関係 45
大槻 晃, 川崎桂一, 橋本伸哉, 相崎守弘
4. 北浦のソコミジンコについて 47
菊地義昭, 池澤広美
5. 霞ヶ浦の水生動物相変動と鳥 51
春日清一
6. 霞ヶ浦研究の一視点 57
高村義親

III. 資料

1. 霞ヶ浦の水位変動と降水量 65
2. 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果 69
3. 第7回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム 81
4. 第7回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧 82
5. 平成3年度施設利用計画 83

I . 臨湖實驗施設研究発表

東京湾における青潮に関する研究 Ⅲ

—東京湾における水中及び底泥での硫酸塩還元細菌の分布特性—

○田中秀之（株式会社環境研究センター），
相崎守弘，木幡邦男，中村泰男，竹下俊二（地域環境研究グループ），
滝井 進（都立大・理学部），田井慎吾（株式会社環境研究センター）

1. はじめに

東京湾内湾北部では夏期に海面が青白色を呈する青潮と呼ばれる現象がしばしば発生し，時にはアサリの養殖等に被害を及ぼすことから社会問題として深刻に受け止められている。この青潮現象の発生機構について未だ解明されていない部分が多く残されている。演者らは青潮現象について微生物学的視点により，1988年から調査を行っており，現在までに得られた調査結果から青潮現象と硫酸塩還元細菌は密接な関係にあることが判明している。そこで本発表では，硫酸塩還元細菌の分布特性について，特に底泥表層における分布変動と無酸素水塊中における微視的な分布特性について報告する。また，これらの SRB の分布特性と青潮の発生について考察する。

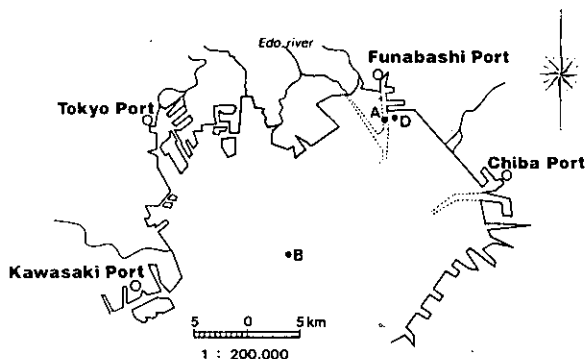


図 1 調査位置

2. 調査位置および方法

2.1 調査位置および調査期間

図 1 に調査位置を示す。船橋沖沿岸域の航路部に Stn. A，そして湾中部に Stn. B の 2地点を設定し，1988年 5月から1991年 2月までの期間において，原則として月に 1度の頻度で底泥表層中の硫酸塩還元細菌数を調査した。また，青潮の発生が最も頻繁に見られる，幕張沖沿岸域の浚せつ窪地に Stn. D を設定し1990年 9月 11日に水中の硫酸塩還元細菌の微視的な分布について調査した。Stn. A, B および D の最大水深は各々，12，17および16mである。図 2 に Stn. A

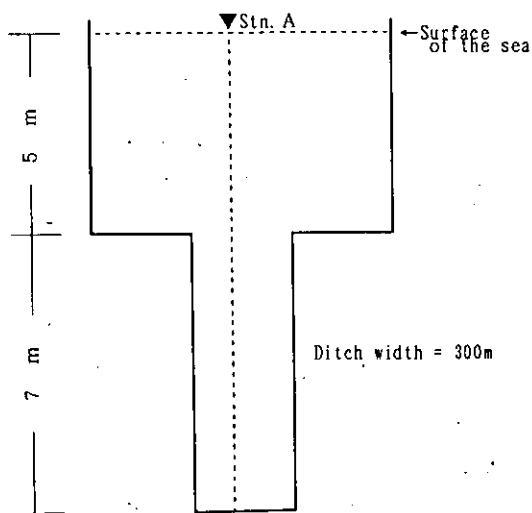


図 2 Stn. A 付近の海底構造の概略

付近の海底地形を示す。Stn. A 付近の海底地形の特徴として、水深 5m のところをさらに 7m も深く掘り下げた海底地形となっており、船橋港から湾心部に幅 300m、長さ 5km 程度の溝状の航路が直線的に伸びている。したがって、Stn. A 付近の水体では、水深 5m を境に上層と下層の水の循環が起り難いと考えられ、下層部は停滞水域となっている。同様に、Stn. D においても浚せつ窪地であるため、下層部は停滞水域となっている。

2.2 試料の採取および細菌計数試料の調製

底泥試料は重力式コーサンプラーにより採取した。得られた底泥試料は実験室に持ち帰り、表層 0~2cm 画分を切り取りし、均一に混合した。分画された底泥試料 5ml を 45ml の滅菌貯蔵海水に懸濁させ、30秒間の超音波処理の後に培地への接種をおこなった。

Stn. D における海水の採取は、20l 容バンドーン型採水器により表層から底泥直上 1m までの 5 水深においておこなった。試水のサイズ分画にはポアサイズが 8, 3, および 1 μ m のヌクレポアフィルターを用いた。ヌクレポアフィルターおよびフィルターホルダーについては使用前にオートクレーブ滅菌をおこなった。

2.3 細菌試験方法

好気性従属栄養細菌 (HTB) は ZoBell 2216E 培地 (ZoBell, 1952) の有機物濃度を 1/2 に減じた平板寒天を用い、表面塗抹法により、暗条件下で 20 $^{\circ}$ C、2 週間培養した後に平板上に出現したコロニーを計数した。SRB は基質に酵母エキスと乳酸を用いる Wakao and Furusaka (1972) の培地に寒天を 3% になるように添加した半流動培地を用い、培地表面を還元剤を添加した寒天でシールして、30 $^{\circ}$ C、1 週間培養した後に硫化鉄の黒変により判定した。

3. 結果

3.1 底泥表層における SRB の分布変動

図3および4に1988年5月~1991年2月までのStn. A 及び B における SRB 数及び HTB 数と底泥直上 1m における水温の時期的な変動を示す。Stn. A は Stn. B よりも底層水が無酸素状態となる頻度が高く、底泥表層に未分解の有機物が多く供給され易い地点であることが演者らの過去の調査から判明している。これらの 2 地点において SRB の分布変動を比較・検討した結果以下のことが明らかになった。① SRB 数は Stn. A 及び B とともに $10^4 \sim 10^6$ MPN/ml の範囲で変動が観察され、ほとんどの時期において Stn. B よりも A のほうが高い菌数であった。② Stn. B では水温の上昇とともに 6~7月に SRB 数のピークが観察され、その後菌数は減少する傾向が観察された。③ Stn. A において SRB 数は 5~7月にかけて、水温の上昇とともに菌数が減少し、その後再び菌数の増加が観察される傾向が観察された。これらの底泥における SRB の分布変動から、SRB 数は水温の上昇する 7月~9月頃にピークが観察され、さらに沿岸域の Stn. A においては、

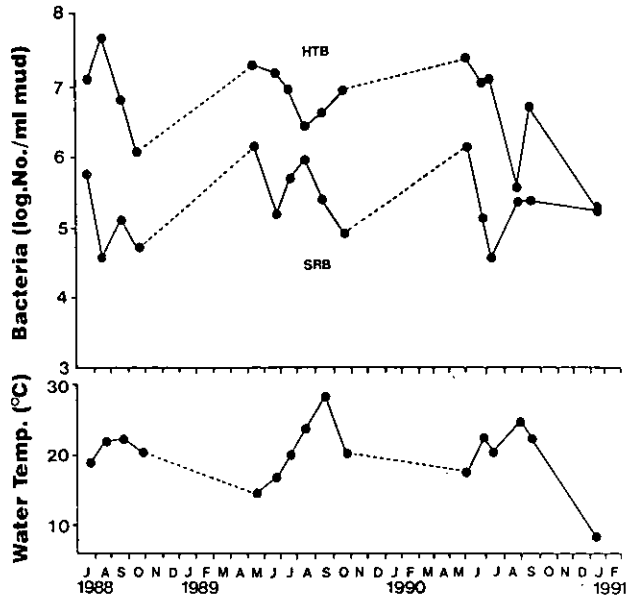


図 3 Stn.A における底泥直上 1m における水温および SRB と HTB 数の時期変動

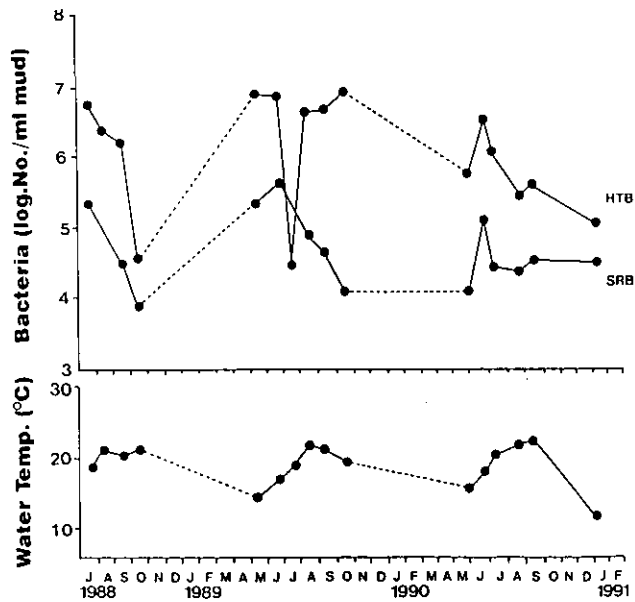


図 4 Stn.B における底泥直上 1m における水温および SRB と HTB 数の時期変動

まだ水温が15°C前後の5月頃においても夏期と同じ程度の高いSRB数が観察されることが明らかとなった。しかしながら、Stn. AにおけるSRB数の変動パターンの理由については明らかでない。今後、底泥の有機物の量および質や微生物フローラの点から解明を試みたい。また、青潮の発生が頻繁に見られるのは6月と9月頃であり、Stn. Aの底泥におけるSRB分布変動と一致していることは、興味深い点である。

3.2 海水中におけるSRBの微視的分布

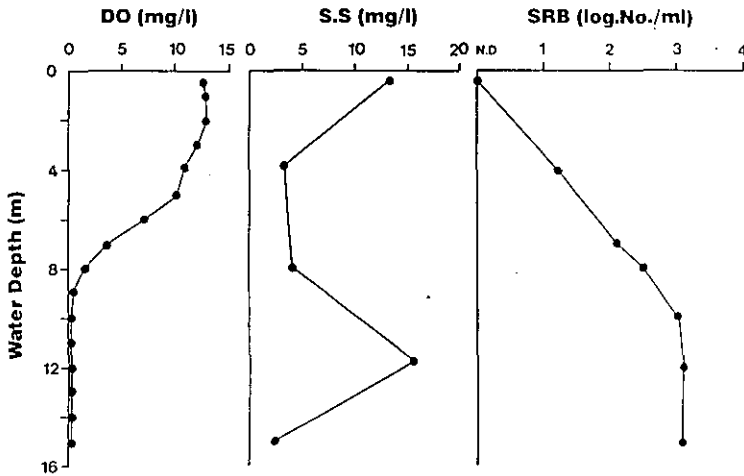


図5 DO, SS濃度およびSRB数の鉛直変化 (Stn. D, 1990年9月11日)

1990年9月11日のStn. DにおけるDO濃度, SS濃度, SRB数の鉛直変化を図5に示す。この地点では水深9m以深では無酸素水塊が形成されており、無酸素水塊中におけるSRBは 10^3 MPN/mlの高いオーダーで観察された。この水塊において特徴的なことは、水深12mにSS濃度の極大値が認められることである。SS濃度はGF/Cフィルター(ポアサイズ:1.2 μ m)により測定したが、水深12mの海水をろ過したフィルターは灰白色を呈していた。図6に水深4, 7, 10, 15mにおけるSRB数のフィルター分画した結果を示す。1 μ m以下の画分に分布するSRBは4, 7, 10mとほぼ全体の菌数の15%程度であったが、8 μ m

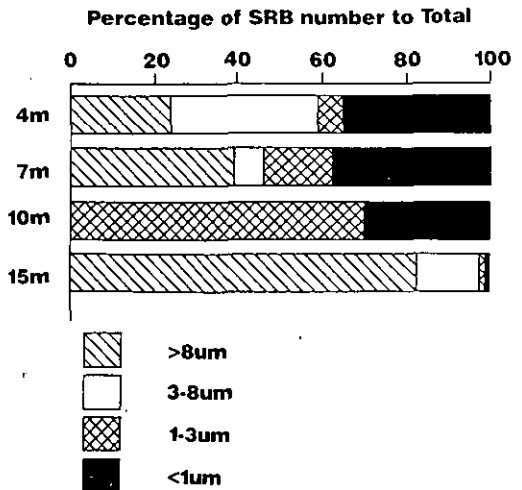


図6 水深別の各分画におけるSRBの割合

以上と 3~8 μ m 画分の SRB 数は 4m で60%, 7m で50%程度であった。これに対して10mでは 8 μ m 以上と 3~8 μ m 画分の SRB 数は 0 %となり, 1~3 μ m 画分が70%を占めた。以上に示した SRB 数のフィルター分画の結果は, 水深 4, 7m のように酸素の存在する場所ではセストン等に付着し, 嫌気環境下ではフリーリビングあるいはそれに近い状態で分布・生息していると考えられた。なお, 水深 15m では, 底泥の影響を受けているものと考えられた。以上の結果から SRB は様々な分布形態であり, その分布形態により物理化学的にも生物学的にも酸素に対する感受性が異なることが容易に推測でき, 青潮水中での SRB の挙動に興味を持たれる。今後, 無酸素水塊が湧昇したときの, すなわち無酸素から微好気, そして好気条件へと変化したときの SRB の挙動について検討することにより, 青潮現象における SRB の存在意義をさらに明らかにすることができると思われる。

謝 辞

本研究を行うにあたり, 千葉県環境部水質保全課の全面的な御協力および御援助を頂いた。ここに記して深謝致します。

文 献

Wakao, N and C. Furusaka (1972) : A New Agar Method for the Quantitative Study of Sulfate-reducing Bacteria in Soil. Soil Sci. Plant Nutr., 18, 39-44.

酸性降下物による日本の陸水酸性化の可能性について

河合崇欣・野尻幸宏（地球環境研究グループ）・田中 敦（化学環境部）

1. はじめに

環境庁の第1次酸性雨調査の結果から、日本でも都市域の周りでは欧米の被害顕在化地域とあまり変わらない程度の酸性降下物の負荷が確認された。図1に環境庁から報告された季節ごとの国内酸性物質負荷量を示す。その後、酸の負荷量は非都市域でもあまり変わらないことも徐々に知られてきて、現在は酸性化が見られていない河川や湖沼の酸性化の可能性（将来予測）に関する関心が高まった。温帯多雨地帯に属し、環太平洋火山帯の一部を構成する日本列島の、酸性降下物による影響の特徴を把握し、将来の酸性化予測を行なうためには、とりあえず次のような課題についての回答が必要であろう。

2. 酸性物質の供給＝影響が予測されれば発生源の推定が必要になる

1) 人為的酸塩基負荷

* 酸性降下物＝硫酸，硝酸

* 硫黄酸化物の削減は国内では技術的限界までやっている？窒素酸化物が今後の対策の課題。
中国の産業発展に伴う負荷量増大の影響も予測する必要。

2) 自然の酸塩基負荷

* 火山性酸性湧水（重曹泉のような塩基性湧水もある）

* 火山性酸性ガス＝亜硫酸ガス，硫化水素，塩化水素

* 硫化水素，ジメチルサルファイド＝土壌，海洋起源

* 腐植栄養水域の有機酸，窒素固定に始まる生物的窒素循環の硝酸

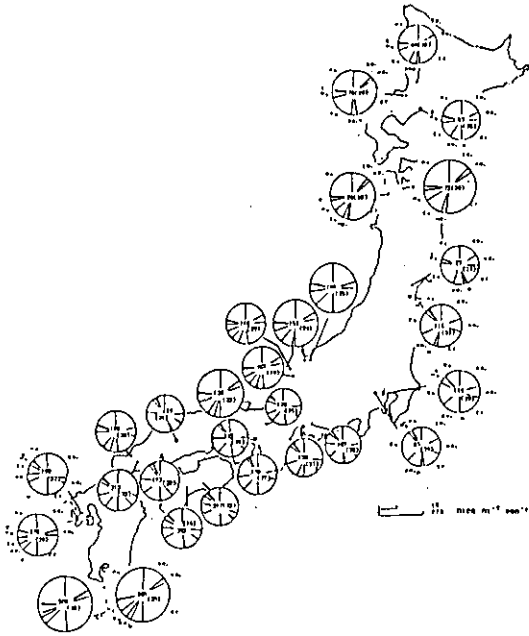
* 塩基：砂塵，黄砂，アンモニア

2. 1 増幅機能＝自然界で起こる濃縮と負荷パターンへの影響

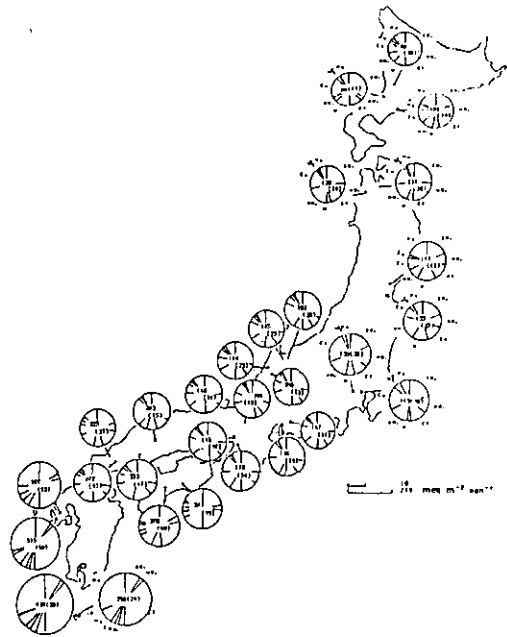
* 融雪期初期の河川・湖沼水 pH 低下（snow melt acidic shock）＝時間的不均一化

* 樹幹流＝空間的不均一化

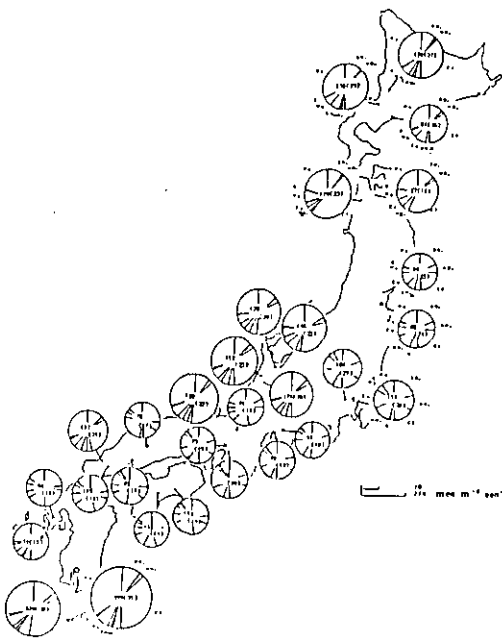
* 霧＝地上部分の高濃度酸による長時間暴露。空間的不均一化の一因。



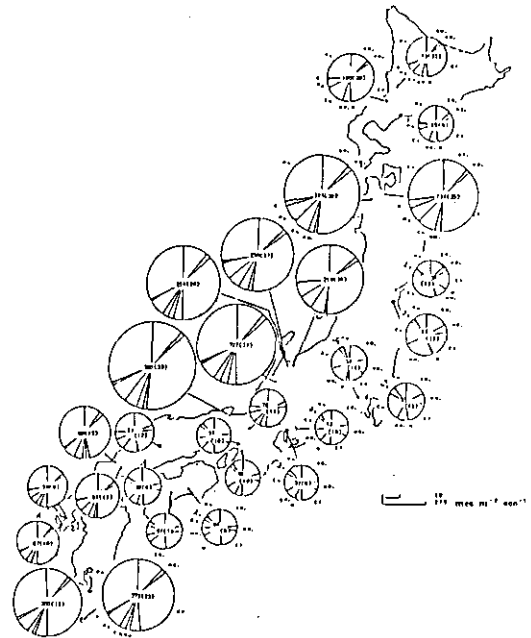
春期の水溶性成分のイオン組成
(昭和61~62年度, 3~5月)



夏期の水溶性成分のイオン組成
(昭和61~62年度, 6~8月)



秋期の水溶性成分のイオン組成
(昭和61~62年度, 9~11月)



冬期の水溶性成分のイオン組成
(昭和61~62年度, 12~2月)

図 1 各季節ごとの国内酸性物質負荷量

2. 2 緩衝作用＝酸性化に対する抵抗力。風化の速度増大

1) 化学的緩衝作用

- * 土壤の緩衝能＝溶解しにくい安定な鉱物が主成分。イオン交換反応として取り扱われることが多い。中和力が回復するためには系外から塩基の供給が必要で、土壤浸透水の水質と挙動が重要。降雨量の多寡も影響
- * 母岩鉱物の風化＝岩石の種類による風化のしやすさや塩基性の違い（反応速度条件1）。
- * 土壤層、地層の厚さと透水性＝流路分配と浸透水の滞留時間。集水域の勾配も重要（反応速度条件2）。

2) 生物的緩衝作用＝活性を維持するためには負荷が安定している必要がある

- * 吸収＝タンパク質を作るために必要。重炭酸イオンで電荷補償
- * 硫酸還元＝硫化鉄（II）と S₈ 硫黄の生成。イオウ酸化細菌による硫酸の生成の原料
- * 脱窒
- * 草木との接触＝吸収，イオン交換？

3. 陸水域の緩衝能に関する日本の特徴

－なぜ酸性化した河川・湖沼が見つからないのか－

1) 土壤酸性影響予察図

- * 年平均降雨量>蒸発量＝多雨地帯：ポドゾル化の進行による酸性土壤が主。

2) 地質

- * 環太平洋地震帯＝複雑な地質構造。局所的だが低緩衝能水域も有り得る。

3) 火山活動による火山灰の堆積＝塩基性が高く浸透性がよい。

4) 地核活動による深層風化の促進＝厚い浸透層と深層地下水の形成

5) 温帯で凍結と融解が繰り返される＝物理風化の促進

6) 急流による土砂の移動，下流域に浸透性のよい厚い堆積層の形成

7) 豊かな植生，急斜面にも土砂の保持＝中和反応時間の確保。

4. 日本の陸水域酸性化の進行状況と将来予測

1) 土壤酸性化影響予察図と地質図に基づく最弱点の検索

2) 融雪期 pH 低下の影響の実態

3) 北アルプス東斜面，犀川上流域 pH の経年的低下

4) 酸性化予測のための基礎調査＝地下浸透水の流路分配と滞留時間

5) 土壤生態影響

I. 日本の最弱点の検索

日本の地質構造は複雑で、第4紀火山噴出物におおわれた地域が広がり、地殻活動にともなう活断層も高い密度で全国的に見られる。河川や湖沼の集水域の緩衝能は、酸性雨として問題になる程度の酸性物質の負荷量がある場合には、土壌および地下浸透層の塩基性鉱物の溶解にともなう化学的中和が重要である。そこで、平均的塩基性が最も低い花崗岩、流紋岩が集水域の主たる母岩鉱物を構成しているような河川を選び、主たる指標項目であるアルカリ度とともに主要溶存イオン（元素）、pH、電導度、水温などを測定し比較検討

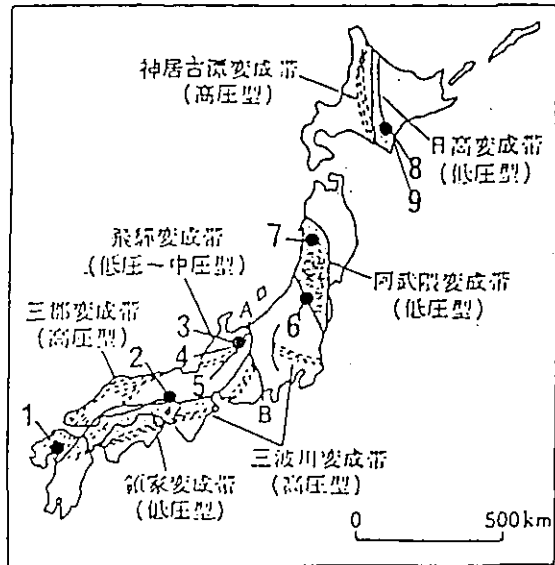


図 2 日本の変成帯と調査河川位置

した。日本では花崗岩、流紋岩は7つに分けられる変性帯に多く分布しているので、これらの地域に集水域を有する河川の調査をおこなった。変性帯の分布および調査地点を図2に示す。また、主な測定結果を表1に示す。北アルプスの山上湖、双六池と鷺羽池では集水域が花崗岩碎屑物の薄い層で覆われている、風化の初期段階にあるので、面積が小さいことと併せて集水域の緩衝能が非常に小さい。しかし、その他の地域では今までに調査した河川のアルカリ度は、0.1 meq/lを切ることは無かった。河川水のアルカリ度が 0.1 meq/lと言うことは、そのままでも平均 pH 4の雨を同体積中和できる緩衝能を有することを示すわけであるが、実際には雨水に含まれていた酸を中和しきった上で、表層土壌からとけ込んだ炭酸ガスの量によって決ってくる値であるので、測定されたアルカリ度の 2~3 倍くらいの酸を含んだ雨なら中和しきることが出来ると期待して良い。年間の降水平均 pH が 3.6 と言うような地域は今のところないので、アルカリ度が 0.1 meq/l 程度以上ある国内の河川では降雨によってすぐに酸性化する心配はないと言える。

II. 融雪期初期の pH 低下の可能性と連続測定

ヨーロッパで酸性降下物による河川の酸性化が知られるものになったのは、融雪初期に雪の中に含まれていた酸や塩類がまとまって出て来る、いわゆる snow melt acidic shock による河川の pH 低下であった。これは、日本の雪でも例外ではないので緩衝能の小さい水域ではこの時期に一時的、局所的に酸性化が起こる可能性を考慮しておく必要がある。そこで、pH、電導度、水温の自動連続測定と高頻度自動採水装置をセットで設置し、春先の融雪期の水質変化を観測した。

表 1 日本における陸水酸性化最弱点地域における河川水質の測定結果

北九州三郡変成帯河川の電導度, pH, アルカリ度					
採取日	採取地点	電導度	水温	pH	アルカリ度
900328	那珂川最上流部細流	26.5	7.3	6.18	128
900328	同下村市境流入	31.5	9.3	7.63	170
900328	同南畑ダム流入部	36.3	10.3	7.49	209
900328	同発電所上碧水楼	40.3	10.8	7.60	218
900328	同南面里	52.2	11.7	7.89	379
900328	室見川権原	30.5	10.0	7.36	159
900328	おかさき川志水橋	45.7	11.7	7.65	265
領家変成帯内河川の電導度, pH, アルカリ度					
採取日	採取地点	電導度	水温	pH	アルカリ度
900326	六甲天王ダム	146	10.2	7.74	1144
900326	同洞川湖出口	48.7	12.0	7.56	161
900326	同布引谷砂防ダム	60.0	8.7	7.76	326
900326	同住吉川雲園下	69.5	10.4	7.80	625
900326	都賀川新大橋下	110.4	10.8	7.96	754
飛騨変成帯河川の電導度, pH, アルカリ度					
採取日	採取地点	電導度	水温	pH	アルカリ度
901103	青木湖左岸	29.7	14.4	7.64	255
901103	木崎湖右岸	34.0	15.0	9.17	147
901104	鹿島川矢沢伏流	17.6	7.7	7.28	225
901104	鹿島川同合流点上	33.7	9.8	7.37	335
901104	梓川島々谷川上	140	9.9	7.45	417
901105	鳥川本沢三又	21.5	7.3	7.32	220
901105	鳥川二沢二号橋	17.9	8.5	7.24	293
900829	北ア双六池	7.1	---	5.81	-68
900904	同	8.5	---	5.90	-49
900906	同	9.9	---	5.85	-35
900909	北ア鷺羽池	5.0	---	5.16	-11
901012	同湖岸	3.3	7.5	5.24	-21
901012	同湖心表層	2.8	6.6	5.15	-14
901012	同湖心中層	9.2	7.5	5.38	-12
田市岩見川水系三内川の電導度, pH, アルカリ度					
採取日	採取地点	電導度	水温	pH	アルカリ度
901016	中芝沢中流左流入				203
901016	中芝沢橋下	33.3	11.4	7.68	273
901016	中芝沢橋下右流入	38.2	11.9	7.77	269
901016	中石沢水位観測所上	39.9	12.4	7.16	265
901016	同上	39.9	12.4	7.16	261
901016	井出無沢橋上	40.7	12.4	7.50	277
901016	井出無沢	39.1	13.3	7.23	243
日高変成帯内河川の電導度, pH, アルカリ度					
採取日	採取地点	電導度	水温	pH	アルカリ度
910305	幌満川				536
910305	茶古川上茶古橋	21.3	4.1	7.34	148
910305	野塚川 R336	21.1	1.2	7.66	183
910305	豊似川 R336	28.6	2.9	7.53	274
910305	礼内川羅筆橋	21.7	0.2	7.82	216
910305	戸馬別川拓成橋	20.1	0.1	7.40	217

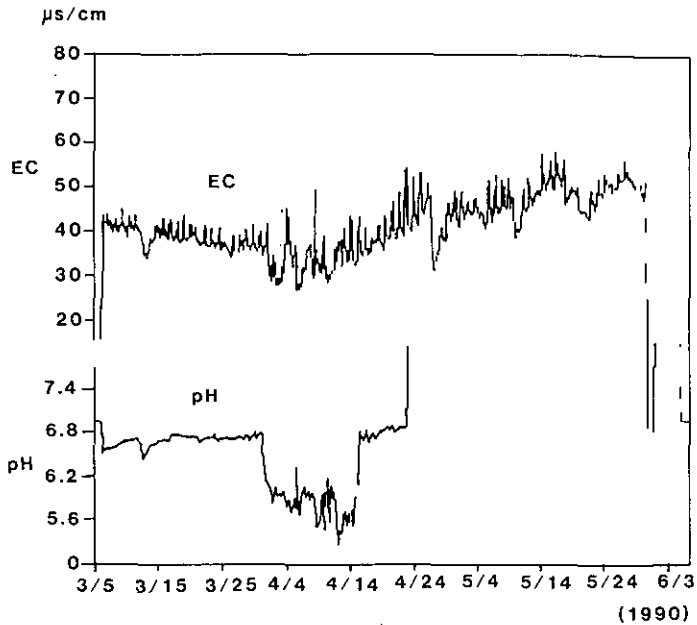


図 3 北海道美唄地区の小河川での融雪期における pH の変動

北海道美唄地区の東明池に流入する細流で1990年に春先の一時期、pH が 5 近くまで落ちると言う観測結果が得られたので、図3に示す。この地域は、表層土壌のすぐ下に粘土の不透水層があることが分かっているので、土壌浸透層の緩衝能が小さいためにこのような結果が現れたものと思われる。しかし、1991年春は顕著な pH 低下は観測されなかった。また、奥日光刈込湖および信州の木崎湖でも同様の観測を試みたが春先の顕著な pH 低下は見られなかった。

既存の観測結果から春先の顕著な pH 低下が起こっているか、大幅なアルカリ度の減少が見られないかを検討するためにデータの収集を試みている。一般に、アルカリ度の長期連続（高頻度）測定のためのデータは入手困難である。また、アルカリ度の低下は酸の中和によるものの外に、雪解け水による希釈の影響が強く出るので考慮が必要である。わずかに入手し得た既存データから、希釈の効果を考慮してもなお酸の中和によると思われるアルカリ度の低下が含まれていることが示された。しかし、アルカリ度はなくならないため顕著な pH 低下は見られなかった。詳しい結果の報告は次回に行う。

Ⅲ. 酸性降下物による河川・湖沼酸性化監視のためのモニタリングの最適化

以上の結果を踏まえて、国内における酸性降下物による河川および湖沼の酸性化を検出し、被害を最小限にとどめるためのモニタリングは、緩衝能の小さい流域で融雪期初期の pH 低下現象に的を絞って行うのが最も効率が良いことが示唆された。しかし、融雪期初期は現場への到達が困難な場合が多いため、雪崩などの危険もあるため、自動連続測定と自動採水を組合せ、リアルタイムでデータ転送ができるシステムが有効である。

屋外実験池におけるアオコの優占培養について

相崎守弘（地域環境研究グループ）・青山莞爾（東邦大学）

1. はじめに

富栄養化した湖沼では、夏期になると毎年のようにアオコが大発生し、それによってさまざまな利水障害が生じている。アオコがどのような条件や機構で優占種になるのかは、いままで多くの研究が行われてきたにもかかわらずまだ不明の点が多い。私たちは、霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外実験池を用いて、屋外でアオコを優占種とさせる実験を行ってきた。1989年までの実験結果から、アオコを優占種とするためには、クエン酸鉄等の鉄の添加が必要なこと、米ぬかの熱水抽出液が有効であること、N, P 濃度をかなり高くする必要があること、少量の EDTA が有効であること等が明らかになった。

本実験では、これらの知見を確認すると共に、再現性を持ってアオコを優占種として屋外で培養できるかどうかを調べた。なお本研究には北村光氏（日本大学）および李建華氏（信州大学）の協力を得た。記して感謝する。

2. 実験方法

実験は国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外実験池 6個を用いて行った。それぞれの池は六角形をしており、容量 40m³、深さ 1.75m の池である。実験は1990年 7月27日から10月末まで行った。実験条件を表1に示す。P 1, P 4およびP 6は同じ実験条件で、P 2はクエン酸鉄を添加せず、P 3は米ぬか抽出液を添加せず、P 5は N, P 濃度を他の半分の条件に設定して実験を行った。条件を同じにした 3つの池はこれまでの実験からミクロキスティスが優占すると

表 1 実験条件

池 No.	滞留時間	P (KH ₂ PO ₄)	N (NH ₄ NO ₃)	米ぬか	クエン酸鉄	EDTA
P 1	20 day	0.46 mg/l	4.60 mg/l	730 g/EP	3 mg/l	0.1 mg/l
P 2	20	0.46	4.60	730	-	0.1
P 3	20	0.46	4.6	-	3	0.1
P 4	20	0.46	4.6	730	3	0.1
P 5	20	0.23	2.3	730	3	0.1
P 6	20	0.46	4.6	730	3	0.1

考えられる条件で行った。添加した N, P, EDTA はペリスターポンプで連続的に供給し、鉄及び米ぬか熱水抽出液は 2日に 1度の頻度で添加した。滞留時間は20日間とし、N (NH_4NO_3)/P (KH_2PO_4) 比は10になるように調整した。各池の排水はサイホン方式で底層水を排水した。実験を始める際に霞ヶ浦土浦港で採取した濃縮アオコ15リットルづつを各池に添加した。

試料の採取は1mの柱状サンプラーを用いて池の中央で週 3回程度の頻度で行った。栄養塩類、クロロフィル-aは従来からの方法で分析した。フィコシアニンは高速液体クロマトグラフを用いて分析した。

3. 結果と考察

水温は各池とも 27~30°Cで変化した。P 6については実験当初に 32°Cと幾分高い値を示した。pH は各池とも 8.2~10.4の間を変化した。P 1, P 3およびP 5ではいったんかなり下がり、変動幅が大きかった。P 6は 9.6~10.4と変動範囲が狭かった。

初期濃度を低く設定したP 5を除き、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は実験開始直後から減少し、8月中旬以降は 0.1 mg/l以下の濃度を維持することが多かった。 $\text{NO}_3\text{-N}$ の挙動は各池で異なっており、P 2, P 3では実験後半でもかなりの濃度で残存していた。T-P は設定濃度よりかなり高い値で変動している池が多かった。とくに、P 1, P 2でかなり高い値であった。P 3の池では設定とほぼ同じ値を示しているところから、米ぬか熱水抽出液中に含まれるリンの影響によるものと考えられる。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は各池とも消費されきれずに残存していた。

図1に各池におけるクロロフィル-aの変動を示す。この図から明らかなように、P 3では40 μ 以上の分画はほとんど見られず、P 2でも 9月以外はあまり多くなかった。P 1, P 4, P 6では 8月中旬及び 9月に40 μ 以上の分画のクロロフィル-a濃度が140 $\mu\text{g/l}$ 以上と高い濃度になった。このうちP 4とP 6の40 μ 以上の分画はミクロキスティスを中心だった。P 1では一時的にミクロキスティスの増殖がみられたがすぐに緑藻に変化した。図2にフィコシアニンの濃度変化を示す。実験開始時に添加したフィコシアニンは一時的に増殖したがすぐに減少し始め、P 4, P 6以外ではその後ほとんど増加してこなかった。P 4では 8月中旬に高い値をしめたが、その後減少した。P 6では 8月中は増減を繰り返していたが、9月にはいり急激に増加しアオコ状態を示した。

表2に植物プランクトンの優占種の変化とミクロキスティス現存量の変化及び全植物プランクトン個体数中に占めるミクロキスティスの割合を示す。実験開始当初各池ともアナバネが優占してきたが、その後 4日ぐらいの間に優占種がめまぐるしく変わり、8月初めには現存量も極めて低くなった。この時期にはツボウムシの急激な増殖がみられており、増殖した藍藻類はツボウムシに食べられたものと推定される。8月初旬はP 1, P 4, P 5, P 6の池でミクロキスティスが優占種となっていたが現存量は低かった。8月中旬からP 4の池ではミクロキスティスが優占し現存量も高くアオコ状態になった。しかし他の池では緑藻が優占しており現存量もそれほど高くな

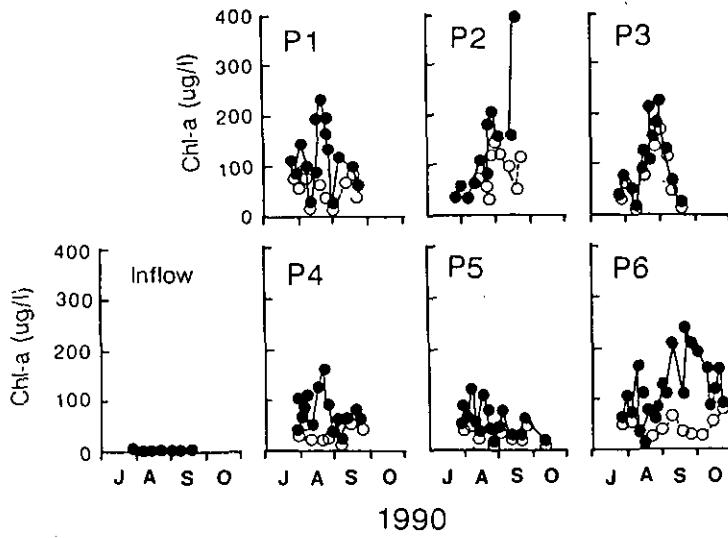


図 1 実験池におけるクロロフィル a 濃度の変化
 ●, 全量; ○, 40 μ 以下の画分

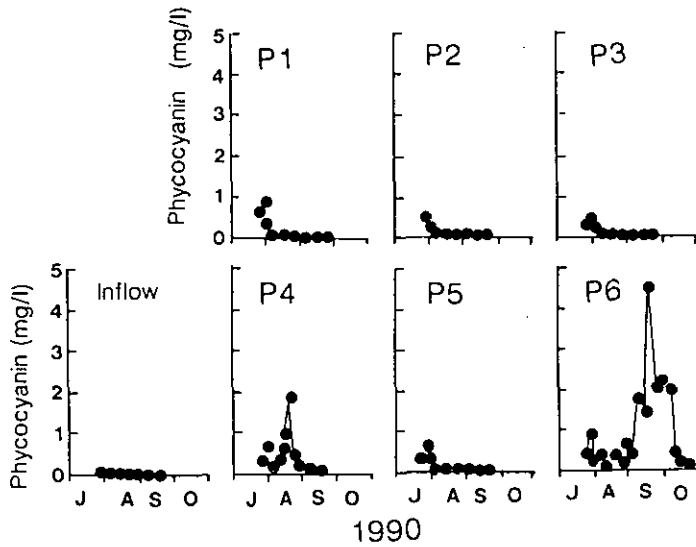


図 2 実験池におけるフィコシアニン濃度の変化

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

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
90 0728	Total No.	1.7x10 ⁵	1.2x10 ⁵	2.2x10 ⁵	4.4x10 ⁵	2.1x10 ⁵	1.2x10 ⁵
	Domi.	Anabae.	Micro.	Anabae.	Anabae.	Anabae.	Anabae.
	%	39.7	39.2	46.8	80.3	49.4	58.0
	Micro. No.	4.6x10 ⁴	4.9x10 ⁴	1.5x10 ⁴	1.4x10 ⁴	4.6x10 ⁴	1.7x10 ⁴
	Micro(%)	27.7	39.2	6.8	3.2	21.9	13.1

90 0730	Total No.	3.4x10 ⁵	1.4x10 ⁵	1.6x10 ⁵	2.6x10 ⁵	1.7x10 ⁵	1.9x10 ³
	Domi.	Anabae.	Anabae.	Anabae.	Anabae.	Oscila.	Anabae.
	%	41.0	53.0	50.8	50.5	39.8	47.3
	Micro. No.	4.0x10 ⁴	2.2x10 ⁴	1.6x10 ⁴	1.4x10 ⁴	2.4x10 ⁴	2.3x10 ⁴
	Micro(%)	12.0	15.9	10.3	5.2	13.9	12.3

90 0801	Total No.	1.1x10 ⁵	1.7x10 ⁵	4.6x10 ⁴	9.0x10 ⁴	1.6x10 ⁵	1.1x10 ⁵
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.	Oscila.	Oscila.
	%	39.2	42.1	37.1	62.2	63.8	47.7
	Micro. No.	4.2x10 ⁴	7.0x10 ⁴	1.7x10 ⁴	1.5x10 ⁴	3.9x10 ⁴	3.3x10 ⁴
	Micro(%)	39.2	42.1	37.1	16.3	25.1	30.4

90 0803	Total No.	1.2x10 ⁴	5.2x10 ⁴	2.0x10 ⁴	2.6x10 ⁴	7.7x10 ³	1.0x10 ⁴
	Domi.	Crypto.	Oscila.	Botryo.	Oscila.	Micro.	Micro.
	%	50.8	49.7	17.6	27.8	60.5	46.3
	Micro. No.	5.1x10 ³	8.5x10 ³	1.7x10 ³	5.0x10 ³	4.7x10 ³	4.8x10 ³
	Micro(%)	41.5	16.3	8.6	19.3	60.5	46.3

90 0806	Total No.	2.5x10 ⁴	1.2x10 ⁴	3.1x10 ⁵	4.1x10 ⁵	2.2x10 ⁵	4.7x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Coela.	Botryo.	Merismo.	Coela.	Micro.
	%	37.5	51.5	31.6	20.1	20.0	33.8
	Micro. No.	9.3x10 ³	2.6x10 ³	7.1x10 ³	5.7x10 ³	4.0x10 ³	1.6x10 ⁴
	Micro(%)	37.5	21.6	22.6	13.8	18.6	33.8

表 2 つづき

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
	Total No.	1.9x10 ⁴	2.3x10 ⁴	1.2x10 ⁴	3.2x10 ⁴	1.6x10 ⁴	8.3x10 ⁴	8.3x10 ³
90	Domi.	Micro.	Coela.	Kirchne.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.
0808	%	34.9	66.2	26.9	47.2	16.0	27.7	81.9
	Micro. No.	6.8x10 ³	2.4x10 ³	1.3x10 ³	1.5x10 ⁴	2.5x10 ³	2.3x10 ⁴	-
	Micro(%)	34.9	10.3	11.3	47.2	16.0	27.7	-

	Total No.	1.9x10 ⁴	6.1x10 ⁴	2.2x10 ⁴	2.2x10 ⁴	1.5x10 ⁴	9.7x10 ⁴	9.8x10 ²
90	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Micro.	Coela.	Coela.	Oscila.
0810	%	36.3	86.1	66.5	28.5	19.8	34.4	89.9
	Micro. No.	2.3x10 ³	3.6x10 ²	1.4x10 ²	6.4x10 ³	1.6x10 ³	1.6x10 ⁴	2x10
	Micro(%)	12.1	0.6	0.6	28.5	10.8	17.1	0.2

	Total No.	2.8x10 ⁴	6.0x10 ⁴	5.2x10 ⁴	4.8x10 ⁴	3.1x10 ⁴	3.5x10 ⁴	1.1x10 ⁴
90	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Coela.	Oscila.
0813	%	32.6	77.8	56.3	14.3	22.5	54.7	87.2
	Micro. No.	4.3x10 ²	2.8x10 ²	-	6.1x10 ³	6.3x10 ³	1.5x10 ³	-
	Micro(%)	1.6	0.5	-	12.6	20.4	4.3	-

	Total No.	1.2x10 ⁵	1.3x10 ⁵	7.0x10 ⁴	2.0x10 ⁵	9.0x10 ⁴	4.9x10 ⁴	4.0x10 ³
90	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Micro.	Coela.	Micro.	Oscila.
0815	%	33.6	75.6	32.7	62.1	26.1	47.5	87.2
	Micro. No.	5.0x10 ³	8x10	-	1.2x10 ⁵	1.3x10 ⁴	2.3x10 ⁴	-
	Micro(%)	4.4	0.1	-	62.1	14.8	47.5	-

	Total No.	8.9x10 ⁴	1.1x10 ⁵	6.5x10 ⁴	3.1x10 ⁵	5.5x10 ⁴	7.2x10 ⁴	2.0x10 ³
90	Domi.	Coela.	Coela.	Coela.	Micro.	Scened.	Coela.	Oscila.
0817	%	34.2	46.5	53.7	82.0	43.7	61.5	79.4
	Micro. No.	8.0x10 ²	2.2x10 ³	-	2.5x10 ⁵	1.1x10 ³	1.6x10 ⁴	-
	Micro(%)	0.9	2.0	-	82.0	1.9	22.8	-

表 2 つづき

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow	
90	Total No.	9.4x10 ⁴	4.0x10 ⁴	4.6x10 ⁴	3.3x10 ⁵	9.1x10 ⁴	4.7x10 ⁴	1.7x10 ³
0820	Domi.	Pando.	Micro.	Coela.	Micro.	Scened.	Micro.	Oscila.
	%	61.7	40.1	30.7	84.6	44.1	45.9	42.1
	Micro. No.	2.2x10 ²	1.6x10 ⁴	-	2.8x10 ⁵	3.1x10 ²	2.2x10 ⁴	-
	Micro(%)	2.3	40.1	-	84.6	0.3	45.9	-

90	Total No.	7.0x10 ⁴	5.2x10 ⁴	3.8x10 ⁴	5.5x10 ⁴	6.9x10 ⁴	4.1x10 ⁴	1.6x10 ³
0822	Domi.	Pando.	Botryo.	Botryo.	Micro.	Kirch.	Coela.	Oscila.
	%	77.7	87.0	16.0	65.5	78.9	42.9	37.2
	Micro. No.	2.1x10 ²	1.1x10 ³	-	3.6x10 ⁴	-	1.1x10 ⁴	-
	Micro(%)	0.3	2.2	-	65.5	-	27.9	-

90	Total No.	3.0x10 ⁴	4.7x10 ⁴	5.7x10 ⁴	7.2x10 ⁴	2.8x10 ⁴	6.7x10 ⁴	9.5x10 ²
0824	Domi.	Pando.	Coela.	Oocys.	Micro.	Scened.	Micro.	Oscila.
	%	72.0	55.9	14.4	30.9	65.7	43.6	45.3
	Micro. No.	5.4x10 ²	2x10	5.8x10 ³	2.2x10 ⁴	4.1x10 ²	2.9x10 ⁴	-
	Micro(%)	1.8	0.0	10.0	30.9	1.4	43.6	-

90	Total No.	1.6x10 ⁴	5.6x10 ⁴	6.6x10 ⁴	7.2x10 ⁴	2.0x10 ⁴	3.8x10 ⁴	2.0x10 ³
0827	Domi.	Pando.	Coela.	Coela.	Micro.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	60.8	37.7	38.6	42.6	43.6	42.1	50.0
	Micro. No.	4.2x10 ²	3.8x10 ³	-	3.0x10 ⁴	8.8x10 ³	1.6x10 ⁴	2x10
	Micro(%)	2.6	6.8	-	42.6	43.6	42.1	1.0

90	Total No.	9.8x10 ³	5.7x10 ⁴	4.8x10 ⁴	1.2x10 ⁵	1.4x10 ⁴	8.8x10 ⁴	2.7x10 ³
0829	Domi.	Scened.	Oocyst.	Dimorph.	Scened.	Micro.	Micro.	Oscila.
	%	21.7	22.3	44.6	85.4	42.0	24.7	53.1
	Micro. No.	1.8x10 ³	3x10	-	1.3x10 ⁴	5.9x10 ³	2.2x10 ⁴	2x10
	Micro(%)	17.9	0.1	-	11.3	42.0	24.7	0.7

表 2 つづき

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

表 2 つづき

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
						6.2x10 ⁵	
90						Micro.	
0927						99.2	
						6.1x10 ⁵	
						99.2	

						9.2x10 ⁵	
90						Micro.	
1002						99.1	
						9.1x10 ⁵	
						99.1	

						7.0x10 ⁵	
90						Micro.	
1008						98.6	
						6.9x10 ⁵	
						98.6	

						1.2x10 ⁵	
90						Micro.	
1011						98.5	
						1.2x10 ⁵	
						98.5	

						4.5x10 ⁴	
90						Micro.	
1015						80.4	
						3.6x10 ⁴	
						80.4	

表 2 つづき

Date	P1	P2	P3	P4	P5	P6	Inflow
	Total No.					4.5x10 ⁴	
90	Domi.					Micro.	
1018	%					67.5	
	Micro. No.					3.0x10 ⁴	
	Micro(%)					67.5	

	Total No.					2.9x10 ⁴	
90	Domi.					Micro.	
1022	%					65.4	
	Micro. No.					1.9x10 ⁴	
	Micro(%)					65.4	

らなかった。9月になるとP6の池でマイクロキスティスが優占し、現存量も極めて高くなり、アオコ状態となった。この状態は10月中旬まで続いた。P2の池ではバンドリナが一時的に増殖し、極めて高い値となった。

今回の結果から、少なくとも、鉄の添加は必須であること、米ぬかの熱水抽出液に含まれる成分が必要なこと、高濃度の栄養塩の供給が必要であること等が確認された。しかしながら、同一条件に設定したP1, P4, P6の池で、P1でなぜマイクロキスティスがアオコ状態になるまで増殖してこなかったのか、P6だけ9月以後にアオコ状態になったのか解析を要する課題が残されている。

霞ヶ浦湖岸帯における水温変動

春日清一（地域環境研究グループ）

1. はじめに

湖沼の沿岸帯は物理的構造上でも、また生物群集構造も複雑で、湖沼の生態系の多様化にとって重要な働きをもっているにも係わらず、近年治水、利水を名目に著しく単純化が進んでいる。霞ヶ浦も例外でなく、湖を取り巻く湖岸堤の建設は殆ど終了し、その内側の湖岸構造は驚くほど単純化されている。この様な単純化した沿岸帯に再び複雑な構造を持たせるためには新たな構造物の設置を必要とする。しかし霞ヶ浦では生物にとって沿岸帯がどのような役割を持っているかについての十分な研究はなく、どのような構造物を作るべきかは、そこを利用する生物の性質を考慮し、その生物の特徴によって異なってしかるべきであろう。

ところで、霞ヶ浦では近年フナの漁獲量が減少しており、従来のワカサギの捕れる年には少なく、ワカサギの少ない年には漁獲が多くなる傾向を示す法則から外れてきた。これはフナの産卵の際の産卵回遊や排卵に水温差が必要であることから、排卵抑制を受けているのではないかと考えられる（春日清一 1986）。フナの排卵には少なくとも 6°C の水温差を必要とするが、そのような水温差が霞ヶ浦の沿岸帯で形成されるかどうかを知るため、数年間にわたって自記水温計を使って水温を記録したのでその結果を報告する。

2. 調査地点

水温計の設置地点は霞ヶ浦南岸の茨城県稲敷郡美浦村大山地先の沿岸帯で、コンクリート湖岸堤の内側に約 30m のヨシ帯が形成された先端部で、平水位に水深約 30cm の位置である。この地点はなだらかな砂地で、沖に約 30m ほど行き水深約 1m となり、その先はすぐ水深 1.5m ほどになる。十分な遠浅とはいえないが、湖内では比較的遠浅が残された部分である。水温計は RYAN 社製 PEABODY "J" 型を用いた。設置期間は 1986 年 3 月 27 日から 1990 年 9 月 30 日までであるが記録計の故障等により 1987 年 9 月から 3 か月間の欠測がある。

3. 結果

水温記録紙から一日毎に最高、最低水温を読み取りその数値を記録し、この差を水温日較差とした。この日最高水温と日最低水温、及び水温日較差を月毎に集計しそれぞれの平均値を算出した。

月毎の最高水温、最低水温を図 1 に示した。最高水温の出現するのは 8 月が多いが 1987 年には 7 月に記録されている。その値は 1986 年から 1990 年までそれぞれ 30.5, 33.0, 31.1, 31.3, 33.0

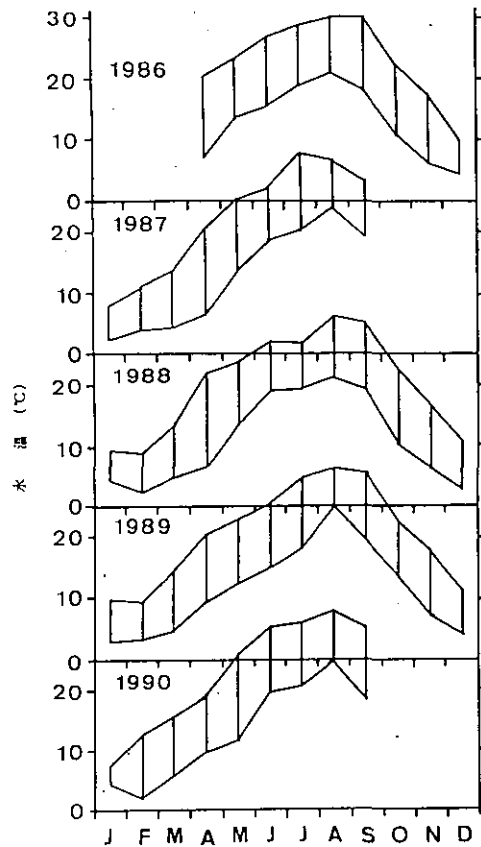


図 1 月別最高および最低水温分布

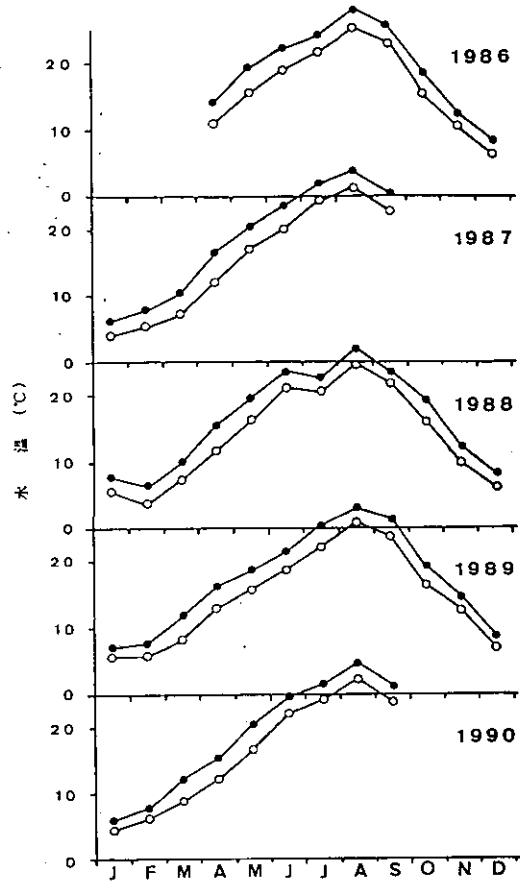


図 2 日最高水温 (●) と日最低水温 (○) の月平均値の変化

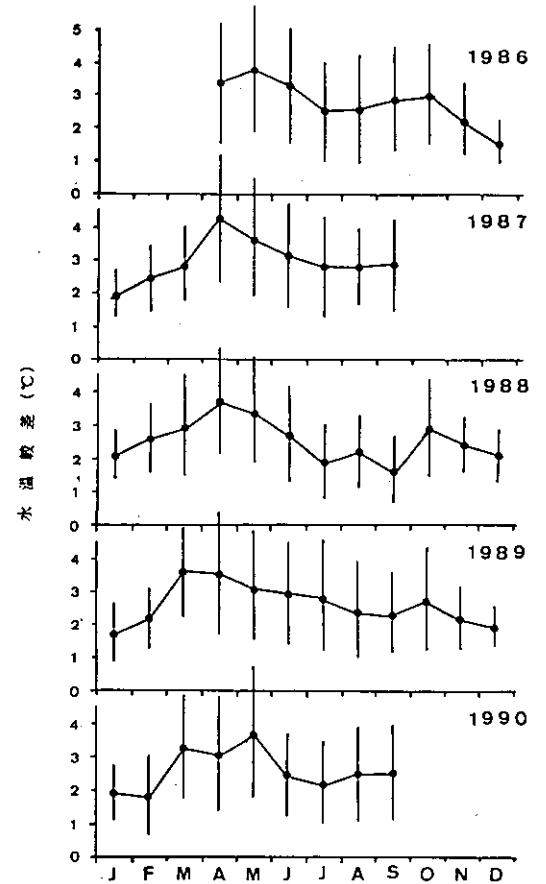


図 3 水温日較差の季節変化 (月別平均値と最大最小値を示す)

°Cであった。最低水温は1月または2月に出現し1987年から1990年まで2.4, 2.2, 3.0, 2.4°Cであった。この期間湖水の結氷は見られていない。

日最高水温の月平均値の年間最高値は常に8月にあり、1986年から1990年までそれぞれ28.16, 29.13, 27.00, 28.32, 29.94°Cであった。また日最低水温の月平均値の年間最低値は1月に見られることが多いが1988年には2月に出現している。その値は1987年から1990年までそれぞれ6.26, 3.86, 5.54, 4.14°Cであった(図2)。

水温日較差は最大値は4月に出現しており1986年から1990年までそれぞれ7.9, 7.7, 6.3, 7.8, 6.9°Cであった。また水温日較差の月平均値は3月から5月に最大になりそれぞれの年毎に1986年には5月に3.78°C, 1987年は4月に4.27°C, 1988年には4月に3.74°C, 1989年には3月に3.55°C, 1990年には5月に3.74°Cである。水温日較差の少ない月は1月または2月であるが1988年には9月に平均水温日較差が1.68°Cとなりこの年の最低値を示している(図3)。

水温上昇期の水温日較差が6°C以上ある日数の割合を見ると1986年から1990年までの5年間に3月が1.9%, 4月が11.3%, 5月が9.3%, 6月が1.3%であった。水温日較差の6°C以上あるのは殆ど4, 5月に集中している。7, 8月には水温日較差の6°C以上ある日は5年間には見られない。水温下降期には水温日較差の6°C以上ある日は9月と10月にそれぞれ1.3%でしかない(表1)。

4. 考察

霞ヶ浦の沿岸帯の水温は1986年3月から1990年9月までに最高33.0°C, 最低2.2°Cで、その差は30.8°Cであった。また水温日較差は水温上昇期の4, 5月に大きく、その最大値は7.9°Cであった。

水温日較差の大きくなる4, 5月は霞ヶ浦ではフナの産卵期に相当しており、フナの排卵に6°C以上の水温較差を必要とする(春日清一 1986)ことから考えると、合理的である。しかし霞ヶ浦では比較的水温較差の生じ易い湖岸域を選んだにも係わらず最大水温日較差が7.9°Cであり、フナの排卵に必要な6°C以上の水温較差の得られる日数は4, 5月でわずか10%程度しかないことはフナの産卵行動にとって極めて不十分であろう。

フナの産卵にとって好適な水温較差を霞ヶ浦で得るためには規模の大きな遠浅の湖岸

表 1 霞ヶ浦沿岸帯での水温日較差 6°C以上の月別日数

MONTH	1986	1987	1988	1989	1990
JAN.					
FEB.					
MAR.			1		2
APR.	2	5	4	4	2
MAY.	4	5	3	3	5
JUN.	1	1			
JUL.					
AUG.					
SEP.	1	1			
OCT.			1	1	
NOV.					
DEC.					

域の形成が必要であろう。また湖岸堤建設前には水田の暖められた水が水路を介して霞ヶ浦に流れ込んでいたものと思われる。この構造が、フナの産卵回遊“乗っ込み”を誘起していたであろう。このような構造物を築堤内に復元されることが望まれる。

引用文献

春日清一（1986）：霞ヶ浦湖岸域の水温変動とフナの産卵回遊及び排卵，国立公害研究所報告，
No.96（R-96-'86），127-139.

霞ヶ浦湖水中のメタン濃度変動と大気へのフラックス

野尻幸宏（地球環境研究グループ）・中村岳史・大槻 晃（東京水産大学）

1. はじめに

メタンは二酸化炭素につぐ温室効果気体で、その発生量の増加率は二酸化炭素を上回っている。その発生源の約半分を水田、湿地などを含む水域がしめる。そのため、水域からのメタンの放出の研究が世界中で勢力的に行われるようになってきた。そのうち、いわゆる陸水湖沼や内湾のメタン発生がしめる割合はそれほど大きくないと考えられている。しかしながら、水域からメタンが大気に放出される過程を明らかにするために、底泥でのメタン生成、底泥から水中への移行、水中での酸化分解過程、大気とのガス交換といった基本的プロセスの理解は、グローバルフラックスの解析にとって重要なものである。

一般に深い湖沼では、成層期には底層が嫌気化してメタン生成が起こることがあるが、表層水の酸化的環境で分解し大きなフラックスとならないと考えられる。一方浅い湖沼は湿地そのもので、底泥で生成したメタンが水中で酸化されることなく水面のガス交換で放出されたり、植物体の茎を通ったり、気泡を生成して直接的に大気へと放出され、大きなフラックスとなる。特に、自然の水域における水中メタン濃度の継続的な観測例はほとんどなく、実態はそれほど明らかになっていない。そこで、1990年4月から霞ヶ浦のメタン濃度を継続観測し、湖沼のメタンの挙動とその収支の解析を行った。

2. 測定

測定には、昨年発表した全自動水中メタン分析装置¹⁾を用いて、月1回の霞ヶ浦全域調査の際に採取した湖水の分析を行った。sta.1 表層, sta.3 表層, 中層, 深層, sta.7, 表層, 深層, sta.9 表層, 中層, 深層, sta.12表層, 深層のサンプリングを行った。試料には、採取直後に塩化第1水銀溶液を添加して微生物活動を抑え、冷蔵して持ち帰った。

図1に月1回の霞ヶ浦全域の調査の際に行った5測点の平均水中メタン濃度を示した。大気中のメタン濃度に対して平衡な濃度が2-4nMであることから、50-250nMの霞ヶ浦湖水中メタンは大きく過飽和である。通常は、鉛直的によく湖水混合して均一である。その季節変動は、単純に

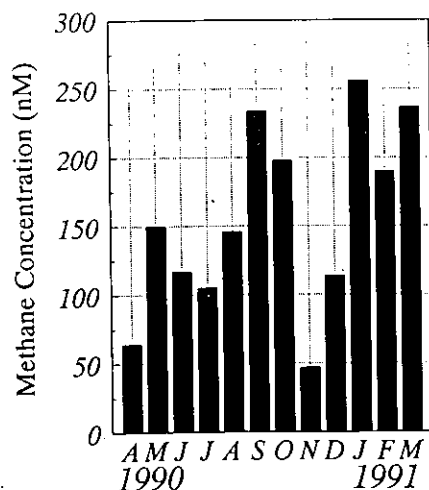


図 1 霞ヶ浦湖水中のメタン平均濃度の変化

水温や生物生産量などと相関づけられるものでなかった。

そこで、濃度変動を生む要因を明らかにするために、水中のメタンの分解速度を求めた。酸化速度が大きい時期には、分解過程は1次反応として表された。メタン酸化速度の季節変動は著しく大きく、やはり水温等との単純な関数ではなかった。

3. データの解析

測定された湖水濃度・風速・水温から、2層モデルを用いて大気への拡散フラックスを求めた。濃度定常の仮定と酸化速度からは水中における分解量を得た。好氣的湖水中でのメタン生成が小さいならば、拡散量と分解量の和が湖底からのフラックスに相当する。酸化速度を測定した月のメタン収支が表1のように求められた。すなわち、酸化活性が大きい時期では底泥からのメタンの相当部分が水中で消滅し、大気への拡散フラックスを小さくしている。酸化活性の低い時期はほぼ全量が大气へ拡散する。夏から秋にかけてはメタン発生量が大きいにもかかわらず、酸化分解の早さとガス交換速度の大きさにより、水中濃度はそれほど高くない。2-3月はメタン生成量が小さいにもかかわらず、酸化分解、ガス交換速度の小ささにより、水中濃度が高まるのがわかる。

今後の霞ヶ浦の観測の継続によって、さらに詳しいメタンの動態が明らかにされるであろう。

表 1 霞ヶ浦の水中メタンの大気への拡散放出量と水中での分解量

	単 位	Aug.90	Sep.90	Dec.90	Feb.91	Mar.91
平均濃度	nM	146	234	114	190	237
現存量	mg/m ²	9.0	14.5	7.1	11.8	14.7
大気拡散量	mg/m ² /day	5.3	7.5	1.0	2.0	3.3
酸化分解量	mg/m ² /day	13.5	20.6	5.2	0.37	0.03
和	mg/m ² /day	18.7	28.1	6.2	2.4	3.4
滞留時間	day	0.48	0.52	1.2	5.0	4.4

参 考 文 献

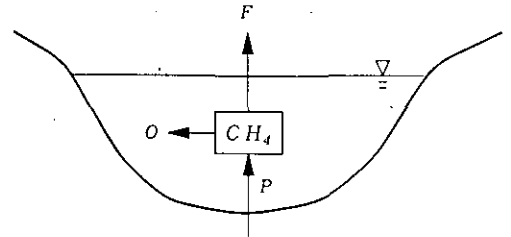
- 1) 野尻幸宏(1991), 溶存メタン分析計の製作と陸水試料への応用, 国立環境研資料, F-30-'91 /NIES, 69-72.

霞ヶ浦の溶存メタン酸化分解速度の測定

中村岳史（東京水産大）・野尻幸宏（地球環境研究グループ）・大槻晃（東京水産大）

1. はじめに

現在までにいくつかの湖沼においてメタン循環を理解するための研究が行われてきた。また近年、温室効果ガスであるメタンの主要な発生源として水田、湿地等が盛んに研究されている。しかし、例えば霞ヶ浦のような、富栄養化しているが水深が浅いために無酸素水層を形成しない湖沼でのメタンについて研究されている例は非常に少ない。現在我々は、1990年4月以来、原則として月1回、霞ヶ浦の水中メタン濃度分布の測定を継続している。そして、1) 測定結果からメタンの溶存量（図1の $[\text{CH}_4]$ ）、2) 溶存量と湖水のインキュベーションで得たメタン酸化速度から水中でのメタン酸化量（図1のO）、3) 大気-湖水間のガス交換について2層モデルを適用してメタンの拡散性フラックス（図1のF）を、推定することを試みた。酸化的な湖水中でのメタン生成が無視できるとすれば、底泥から水中へのメタンフラックス（図1のP）が式、 $P = \Delta C + O + F$ のように見積られる。今回は特にメタン酸化について報告する。



$$P = \Delta C + O + F$$

- P: 底泥から放出されるフラックス
- ΔC : 単位面積当りの溶存量変化
- O: 単位面積当りの酸化量
- F: 大気へ放出されるフラックス

図1 湖沼におけるメタン収支の模式図

2. 方法

湖水のインキュベーション実験は、1990年の8、9、12月および1991年2月以降の毎月、Sta.3または9の試料について行った。採水は10リットルGo-Flo採水器を用いて行った。霞ヶ浦において湖水が強く成層することは年間を通してまれであり、水柱内のメタン濃度やその他の物理・化学的性質は鉛直的にほぼ一様であると考えられる。採水した表層水は約100mlのバイアルビン25本に取り分け、実験室内の恒温水槽内で現場温度、暗条件でインキュベートした。またサンプルの初期濃度を求めるため、別のバイアルビン5本にとったサンプルには塩化第二水銀を加えて溶存メタンを固定した。これらのサンプル中の溶存メタン濃度の経時変化を、水中溶存メタン自動分析計¹⁾で測定してメタン酸化速度を見積った。

3. 結果と考察

図2～5に代表的な実験結果を示す。図2は高い酸化速度が得られた1990年12月12日の Sta.3 表層水の結果である。水中溶存メタンは指数関数的に減少した。縦軸をメタン濃度の対数として表すと図3のようになり、0-50 時間までの減少過程が直線的で、メタン酸化が1次反応で近似されると考えられた。図4は1990年 2月 6日の Sta.3 表層水の結果である。12月の結果と異なり、ほぼ直線的な減少を示した。この月の場合、メタンの酸化速度が小さいために、その反応は0次反応としても近似できた。一方、図中の白丸は、採取時に水銀を注入した試料中濃度の経時変化であり、微生物分解が抑制されて試料中の溶存メタンがよく保存されることがわかった。図5は1991年 3月13日の Sta.3 表層水の結果であり、初期濃度が12月及び 2月とそれほど変わらなかったにもかかわらず、溶存メタンの酸化はほとんど認められなかった。

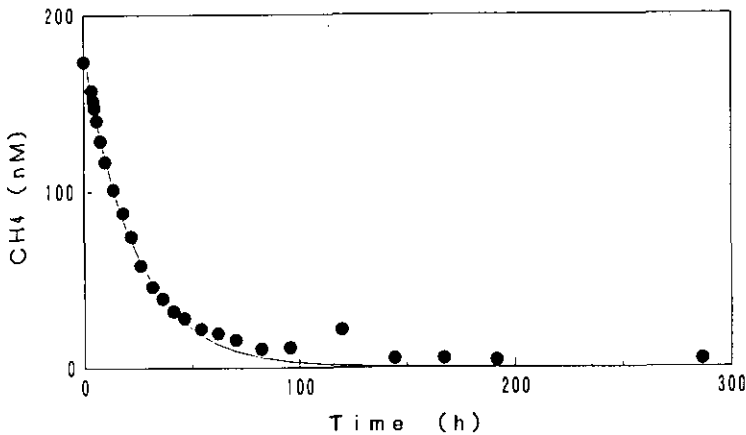


図 2 1990年12月12日の Sta.3 表層水についてのメタン酸化分解実験結果

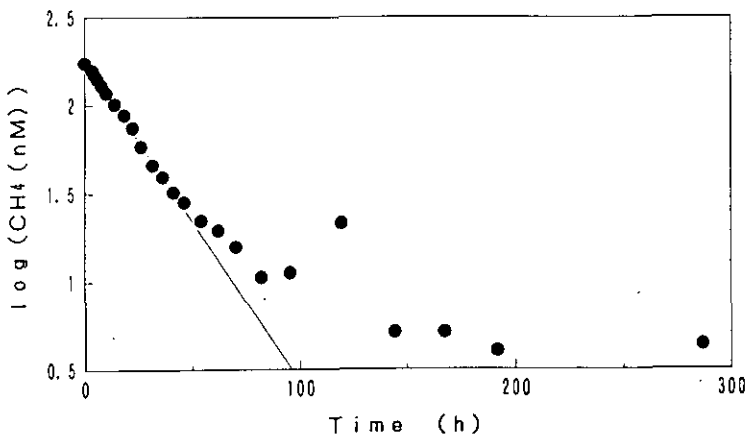


図 3 図2の縦軸にメタン濃度の対数をとったグラフ

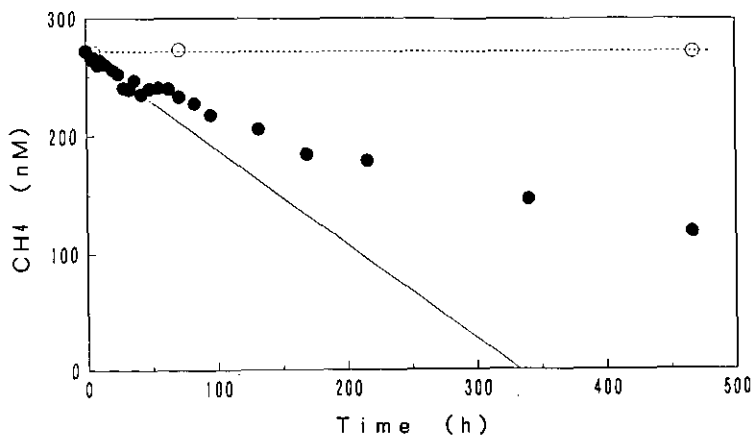


図 4 1991年 2月 6日の Sta. 3 表層水についてのメタン酸化分解実験結果

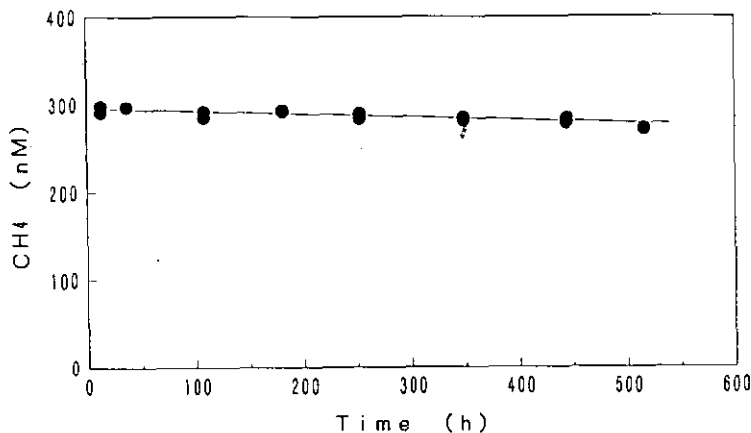


図 5 1991年 3月13日の Sta.3 表層水についてのメタン酸化分解実験結果

表1に、今までのメタン酸化分解実験の結果を、1次反応速度および初期濃度に近い濃度範囲での0次反応速度として示した。この表から、メタン酸化活性が、単純に水温ないしメタン濃度に依存しないことが推察された。また、Michaelis-Mentenの酵素反応の考え方に結果を当てはめると、メタン酸化活性が高いときには、メタン酸化細菌にとっての基質であるメタン濃度が十分でなく、基質制限が原因で1次反応的な挙動をとったものと推定された。それに対し、メタン酸化速度の小さい時期では、メタン濃度が十分で飽和濃度に達して0次反応的になったものと推定された。

湖沼におけるメタン収支を定量化するためには、湖水中のメタン酸化速度の変化と環境要因の関係性を明らかにすることが重要であり、霞ヶ浦におけるその観測を今後継続する計画である。

表 1 霞ヶ浦表層水中のメタン酸化速度測定結果

採水地点	年月日	現場水温 (°C)	初期濃度 CH ₄ (nM)	メタン酸化速度定数		半減時間 (h)
				(nM/h)	(%/h)	
Sta.3	90/08/09	25.0	781.4	54	0.086	8
	12/12	10.6	173.5	5.5	0.042	17
	91/02/06	5.2	272.3	0.81	0.0018	385
	03/13	8.3	295.7	0.034	0.00012	5827
	04/10	15.5	42.3	0.023	0.00061	1136
	05/08	18.1	122.2	0.064	0.00041	1691
	06/12	27.5	110.0	0.10	0.00063	1100
Sta.9	90/08/09	25.0	208.1	8.4	0.086	8
	09/18	26.0	129.5	6.3	0.082	8

引用文献

- 1) 野尻幸宏, 国立公害研究所資料; F-30-'90/NIES, 69-72 (1991).

Ⅱ. シンポジウム「霞ヶ浦を考える」

霞ヶ浦を取り巻く環境変化

相崎守弘（地域環境研究グループ）

1. はじめに

霞ヶ浦は利根川河口に位置する海跡湖で、表面積は 220 Km²と日本第二の面積を持ち浅く富栄養化した湖である。古来より周辺に住む人々とのかかわり合いが深く、周辺には多くの遺跡が残されている。霞ヶ浦の環境は人間活動によって変えられた部分が多く、その水質保全を図る上でも過去の人間活動の影響を整理しておく必要がある。本報告では明治以降の霞ヶ浦を取り巻く環境の変化を明らかにし、水及び水面利用と水質変化の関係を明らかにしようとしたものである。

2. 霞ヶ浦を取り巻く環境の変化

明治以降の霞ヶ浦を取り巻く環境変化を年譜として表1に示す。これは「霞ヶ浦の系譜」（玉造町史編さん委員会、1990）より一部を抜粋し、一部の資料を追加して製作したものである。明治以降の霞ヶ浦の変化を振り返ると大きく 3つの時期に分けられる。すなわち、終戦を境とした昭和20年前後までに時期と、常陸川水門が完成した昭和38年以降の時期とに区分される。

いわゆる戦前は、漁業が盛んであり、漁法や流通に対して様々な改良が行われた時代である。当時の正確な漁獲統計は残っていないが、加瀬林（1959）各漁協の資料等によってまとめた結果では、大正時代に約 8,000トンの漁獲高が推定されている。特に、ワカサギ、シラウオ等の値段の高い漁種の漁獲が多い。また、陸上交通がまだ整備されていなかったことから、水運が盛んで東京までの定期航路もあり、沿岸の都市は水運によって大いに栄えた時期である。大正 8年の「開墾助成法」の制定は霞ヶ浦の地形変化に大きな影響を与えた。多くの入江の部分は干拓により埋め立てられ、農耕地に変化した。これらの入江の部分は魚の産卵場所でもあるところから漁業にとつての影響も大きかった。

戦後から常陸川水門完成までの時期は、戦前と同様に漁業と干拓が盛んに行われた時期である。昭和23年から開始された常陸川及び北利根川の浚せつ工事は、水害防止を目的として行われたものであるが、浚せつにより海水の遡上が容易になり常陸川周辺で塩害が頻発した。湖水中の塩分濃度も上昇し、大和シジミ、マハゼなど汽水生の魚介類の漁獲が多くなった。この時期には陸上交通の発達により水運は衰えた。常陸川水門は塩害防止と洪水調節のために昭和34年に着工され38年に完成した。

常陸川水門の完成と前後して、この水門を単に塩害防止として使うだけでなく利水のために使う構想が茨城県から出された。すなわち、霞ヶ浦を淡水化し一種のダムとして使用する計画である。その背後には、鹿島臨海工場地帯の開発、筑波学園都市の開発など流域の大規模開発がある。

このような観点から、霞ヶ浦は水資源確保の場としての役割を負わせられるようになり、当初予定されていた高浜入りの干拓事業は昭和55年に廃止が決定され、霞ヶ浦の干拓事業は終止符が打たれた。また、昭和59年には開発事業にともなう漁業保証がすべて妥結し、最近では漁獲量も減少してきており、漁業の存続も危ぶまれる状況になってきた。

一方水質の面では、流域の事業所の増加にともない水質汚濁が進行した。昭和20年代後半では北浦流域のでんぶん工場からの排水による汚染が大きな問題となった。30年代後半から40年代にかけて、流域に大きな工場のある山王川、清明川等の汚濁化が著しかった。これらの汚濁は昭和49年の茨城県の公害防止条例による排水の上乗せ基準の設定によりかなりの改善がみられた。湖沼水質で特筆すべきは昭和48年のアオコの大発生であろう。この年のアオコの発生量はすさまじく、酸欠によって約 1,500 トンの養殖鯉が死滅した。この年以降霞ヶ浦の汚濁化はさらに進行し、昭和57年には霞ヶ浦全域の年間平均 COD 濃度が $9.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と最悪の状態となった。これらの状況に鑑み茨城県では昭和57年に霞ヶ浦富栄養化防止条例を制定し、流域からの窒素とリンの削減を始めた。最近では、条例による効果と、開発事業による効果が合わさって、霞ヶ浦の生態系の構造が大きく変化し始めてきており、水質予測も難しい状況になってきている。

引用文献

玉造町史編さん委員会（1990）：霞ヶ浦の系譜，玉造町教育委員会。

加瀬林成夫（1959）：霞ヶ浦北浦における水産の現況，茨城県。

表 1 霞ヶ浦の年譜

明治初旬(1872-4)	奥村謙造らにより佃煮の技術導入。
8年(1875)	利根川の低水工事始まる。
10年(1877)	折本良平、白魚の帆曳き網漁法考案。
13年(1880)	大徳網魚法考案。
21年(1888)	土浦より銚子を経て東京へ定期船就航。
23年(1890)	各地区に水利組合が結成された。
26年(1893)	土浦と佐原の間に定期船就航。
29年(1896)	鉄道が開通し土浦と高浜に駅が設置された。 土浦が大洪水となった。 河川法が改正され利根川の高水改良工事が開始された。
31年(1898)	大洪水があった。
35年(1902)	外輪船通運丸が就航。 湖内での砂利採取が開始された。
43年(1910)	大洪水があった。 霞ヶ浦・北浦の漁業基本調査が開始された。
大正 8年(1919)	「開墾助成法」が制定され霞ヶ浦流域及び湖面の干拓が実施されるようになった。
10年(1921)	石岡の八木干拓事業開始。 霞ヶ浦航空隊の開設。
11年(1922)	小高・関川の両干拓始まる。 県営江戸崎入り埋め立て工事開始。 潮来町で干拓工事着工。
12年(1923)	アオコの大量発生。
14年(1924)	石岡市三村の干拓事業着工。
昭和 3年(1928)	鱒川干拓工事開始・関川干拓工事完成。
4年(1929)	甘田入りの干拓工事開始。 東村・桜川村で干拓工事着工。
6年(1931)	「さつき丸・あやめ丸」就航。
7年(1932)	野田奈川の干拓工事開始。 外輪船に変わってスクリー船就航。
8年(1933)	仲ノ州干拓開始。 底層帆曳き漁法一般化。
9年(1934)	土浦の川口川が暗きよ化された。 アオコの大量発生。 土浦市港町の干拓工事開始。
10年(1935)	土浦市、潮来町、桜川村、東村等における干拓工事完了。 利根川の大洪水。
13年(1938)	大洪水があった。
14年(1939)	江戸崎入りの干拓開始。
15年(1940)	高浜入り湾奥部で醸造工場による水質汚濁発生。

-
- 昭和16年(1941) 戦争の影響により漁業減少。
大洪水があった。
- 20年(1945) 終戦, アメリカ軍土浦に進駐。
- 21年(1946) アオコの大量発生があった。
出島村田伏地先の干拓工事開始。
- 22年(1947) 江戸崎町江戸崎入地先・余郷入地先の干拓工事開始。
- 23年(1948) 常陸川・北利根川の浚せつ工事開始。
- 24年(1949) 各地に漁業協同組合が設立された。
- 25年(1950) ここ頃の霞ヶ浦は湖岸堤がなく, 干拓地以外は無堤であった。
土浦入りで笹びたし漁業者と帆曳き網漁業者の間で紛争が起きた。
- 27年(1952) 塩素濃度が測定され, 8月の測定値は玉造沖 20.1 PPM, 神宮橋で
40.9 PPM であった。
霞ヶ浦より各地にわかさぎの卵が移出された。
- 28年(1953) このころ北浦に23のでんぶん工場から廃液が流入しており湾奥部の
汚染が進行した。
息栖での 8月の塩素濃度が 40 PPM であった。
- 29年(1954) 清明川が醸造工場の廃液によって汚濁化した。
8月に息栖で塩素濃度が 83 PPM であった。
霞ヶ浦の漁獲高を農林省の統計事務所が調査するようになった。
桜川村浮島地先の干拓工事開始。
- 30年(1955) 利根川を中心とした船運が終わった。
常陸川で塩害が起きた。この頃より湖内の塩素濃度が上昇した。
高浜入りが醸造工場廃水によって汚濁化した。
- 31年(1956) 映画「米」の現地ロケが出島村を中心に行われた。
常陸川で塩害があった。
笹びたし対帆曳き網漁の紛争が激化した。
- 32年(1957) 利根川洪水。
常陸川で塩害があった。
利根川特定地域総合開発計画書が閣議決定された。
- 32年(1957) 霞ヶ浦上水道事業が認可された。
- 33年(1958) この頃田伏や浮島では沖合い 1 Km程度まで砂地であった。
大和シジミの漁獲が数字として記録されるようになった。
塩害が起きた。息栖での 3月の塩素濃度が 2694 PPM であった。
この頃潮来, 麻生等から種うなぎが盛んに出荷された。
水質保全法・工場排水法が施行された。
- 34年(1959) 常陸川水門の工事が開始された。
霞ヶ浦が一部を除いて水郷筑波国定公園に指定された。
- 35年(1960) この頃西浦の COD 濃度は 4~5PPM 程度であった。
この頃白魚の漁獲量がピークとなった。
- 36年(1961) 霞ヶ浦水道が給水を開始した(47,000人)。
70種の水生植物が記録された。
水資源開発促進法が施行された。
-

-
- 昭和37年（1962） 北浦流域に34のでんぶん工場があった。
利根川水系の水資源開発計画が閣議で決定された。
潮来町上水道供給開始（15,000人）。
- 38年（1963） 常陸川水門が完成した。
湖内の塩分濃度が上昇し、魚種に変化が起きた。
鯉の網いけす養殖が始められた。
鹿島臨海工業地帯の建設開始
- 39年（1964） イケチョウガイの水揚げが増加した。
地域漁業振興対策事業の指定を受け網いけす鯉養殖業が急速に進んだ。
霞ヶ浦の各地にあった水浴場が姿を消し初めた。
- 40年（1965） 霞ヶ浦が一級河川の指定を受けた。
霞ヶ浦が新国際空港の候補地に上げられたが、調査の結果不相当と判断された。
鯉の小割式養殖業が7件許可された。初年度で大幅な黒字となった。
利根川河口堰の建設工事が開始された。
- 41年（1966） この頃より1972年にかけて常陸川でシジミの大量へい死が起きた。
わかさぎの帆曳き網漁が機械曳き（トロール）に変わった。
土浦市公共下水道工事が開始された。
鹿島工業用水第一期工事が着工された。
霞ヶ浦が建設大臣の管理河川となった。
霞ヶ浦で湖岸堤の工事が開始された。
筑波研究学園都市の建設開始
- 42年（1967） 高浜入り干拓工事の着工が決定された。
公害対策基本法が施行された。
県南広域水道第一次拡張事業終了（175,700人）
- 43年（1968） 帆曳き網漁が北浦の一部を除き姿を消した。
茨城県内水面水産試験場が玉造町に出来た。
鹿島水道用水事業給水開始（50,000人）。
- 44年（1969） 1963年頃からの塩分上昇によってマハゼなどの魚種がこの頃までよく漁獲された。
諏訪湖よりわかさぎの卵が移入された。
鹿島臨海工業用水の送水が開始された（22社、210,000トン）。
- 45年（1970） 水浴場がすべてなくなった。
利根川河口堰が完成した。
利根川水系フルプランが全面改訂された。
環境庁が出来た。
水質環境基準の設定が決まり水質汚濁防止法が施行された。
- 46年（1971） 霞ヶ浦を水源とする上水道のカビ臭がひどくなった。
霞ヶ浦水質保全対策委員会が発足した。
霞ヶ浦開発事業が始まった。
-

-
- 昭和47年（1972） 霞ヶ浦が水質環境基準A類型に指定された。
潮来町が公共下水道に着手した。
高浜入り奥部にオニバスの大群落があった。
鹿島工業用水道第二期事業給水開始（25社，600,000トン）。
土浦の自然を守る会が結成された。
霞ヶ浦総合開発推進本部が設置された。
常陸川でシジミのへい死が起きた。
- 48年（1973） アオコの異常大発生が起きた。
網いけすの養殖鯉が大量へい死した。
常陸川水門の完全閉鎖が決定された。
霞ヶ浦漁業連合会が逆水門の開放を求めて湖上デモを行った。
高浜入り干拓反対同盟が総決起集会を開いた。
霞ヶ浦常南流域下水道工事が着工された。
霞ヶ浦総合開発基本計画が作成された。
霞ヶ浦に流入する24河川が環境基準A類型に指定された。
県南広域水道事業第2次拡張事業給水開始（100,000人）。
鹿島水道事業第1次拡張事業給水開始（60,000人）。
水源地域対策特別措置法が公布された。
- 49年（1974） この頃より稲作転換で湖周辺の水田にハスが栽培されるようになった。
高浜入り干拓工事が着工された。
霞ヶ浦湖北流域下水道の工事が着工された。
高浜入り干拓反対運動が激化した。
外浪逆浦で高濃度の塩素が観測された。
常陸川漁業協同組合と水資源公団の間で永久補償の妥結が出来た。
国立公害研究所が発足した。
公害防止条例により上乘せ排水基準が決められた。
- 50年（1975） 漁業補償が水資源開発公団と漁業連合の間で締結された。
土浦・潮来間の定期航路が廃止された。
建設省霞ヶ浦湖心観測所が完成した。
利根川及び那珂川からの導水事業計画が始まった。
高浜入り干拓事業の凍結方針を知事が表明した。
- 51年（1976） 鹿島臨海工業用水として日量約40万トン給水。
第三次利根川フルプランが発表された。
湖岸堤工事が進み約25%が人工湖岸化された。
霞ヶ浦導水事業実施計画調査が開始された。
水源地域整備計画が決定し告示された。
- 52年（1977） 玉造漁業協同組合が水ガメ化に伴う漁業補償を妥結した。
- 53年（1978） 養殖鯉の大量へい死がおきた。
ワカサギが不漁であった。
小割式養殖業の漁業補償が妥結した。
-

-
- 昭和54年（1979） 霞ヶ浦用水事業が開始された。
霞ヶ浦浄化センターが稼働開始した。
養殖鯉の大量へい死がおきた。
台風により網いけすが破損し大量の養殖鯉が逃げた。
高橋川河口で大量の鯉，鮒のへい死があり中央競馬会美浦トレーニングセンターに抗議が行われた。
- 55年（1980） 高浜入り干拓事業の廃止が決定された。
養殖鯉のへい死がおきた。
ワカサギの漁獲量が減り，これまででない凶漁年になった。
- 56年（1981） 利根川の増水によりその支川である小貝川が逆流水により氾濫した。
北浦の帆曳き網のトロール化の是非が議論された。
霞ヶ浦富栄養化防止条例が成立した。
- 57年（1982） 霞ヶ浦富栄養化防止条例が実施された。
鯉の大量へい死が起きた。
窒素及びリンに係わる環境基準告示。
- 58年（1983） 霞ヶ浦大橋の工事が着工された。
養殖鯉の飼料が，富栄養化防止のため改善飼料に切り替えられた。
県南広域水道事業第3次拡張事業給水開始（118,000人）。
湖沼水質保全特別措置法が公布された。
- 59年（1984） 霞ヶ浦導水事業が開始された。
霞ヶ浦開発関係の漁業補償がすべて妥結した。
霞ヶ浦が湖沼法に基づく指定湖沼に指定された。
- 60年（1985） 北浦でもワカサギ漁がトロール化され，霞ヶ浦から帆曳き網漁がなくなった。
台風により網いけすの鯉が大量に逃げた。
湖沼水質保全特別措置法に基づき指定湖沼になった。
筑波学園都市において万国博覧会が行われた。
- 61年（1986） 全窒素，全リンに係わる環境基準（Ⅲ類型，当面Ⅳ類型達成を目標とする）が霞ヶ浦に設定された。
- 62年（1987） 霞ヶ浦大橋が開通した。
湖沼水質保全特別措置法に基づく水質保全計画が作られた。
霞ヶ浦北浦網いけす養殖業再編整備推進事業が開始された。
北浦で鯉のへい死事故が起きた。
アオコの発生量が例年に比べて大変少なかった。
- 63年（1988） 高浜入りの湖面が水郷筑波国定公園に指定された。
アオコの発生が昨年同様少なかった。
冬期の透明度がこれまででない異常に高い値となった（最高値：5.1m）。
-

霞ヶ浦流入河川の負荷量の経年変化

海老瀬潜一（水土壤環境部）

1. 流入負荷量変化の要因

霞ヶ浦への年間流入汚濁負荷量を変化させる要因は、汚濁負荷発生源構造の経年的変化と水文条件の変化である。年間降水量の経年変化の傾向は、1年間の区切りをどこにするかで少しのズレはあろうが、1976年度以降の特徴として、図1からも明らかのように、1984年度の極端な少雨と1987年度の少雨を除くと、1982年度以降は多雨の年度が多い。一般に、湖沼への流入負荷量は年間降水量が多いほど、従って、年間河川流入水量が多いほど、大きくなる性質を有していることが明らかとなっている。それゆえ、年間降水量が多かった最近の3年間の霞ヶ浦への流入汚濁負荷量が大きかったことが推定できる。

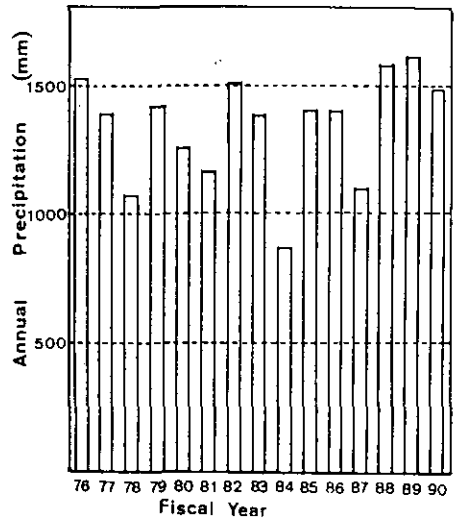


図 1 年間降水量の経年変化(柿岡)

2. 定期調査結果

霞ヶ浦流入河川に対して年間を通した毎週1回定時の調査を過去13年間に河川を選んで5回実施した。同一河川が観測されている1978年6月～1979年5月、1979年6月～1980年5月、1987年6月～1988年5月、および1990年6月～1991年5月の4年間の結果を図2に示す。図2は、市街地河川の山王川と田園地河川の恋瀬川における流量と汚濁負荷量の年間平均値の関係を示している。この図からも、年間流量の増加に伴って年間汚濁負荷量の増大傾向が確認できる。山王川の1980年から1987年への汚濁負荷量減少の原因としては下水道の普及と合成洗剤の無リン化による寄与が大きかったためと考えられる。全般的には、T-N 負荷量が経年的な増加傾向、T-P 負荷量が横バイもしくは減少傾向、T-COD が横バイ傾向にあると見られる。また、市街地河川の山王川に見られるように、Cl 負荷量の増加傾向も最近の特徴の1つである。

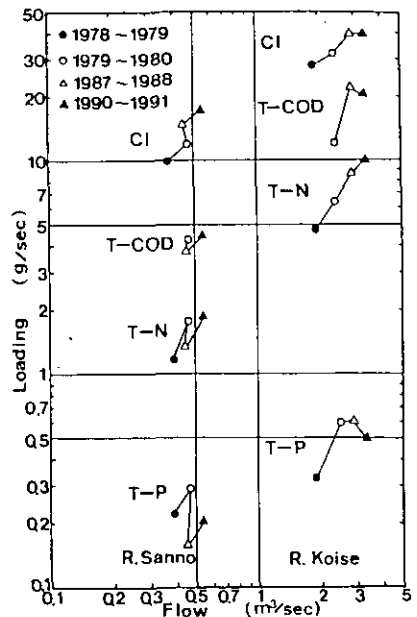


図 2 年間平均流量と年間平均負荷量の関係

3. 汚濁負荷量経年変化の原因

最近の霞ヶ浦集水域における汚濁負荷発生源の構造変化で著しかったものとして、下水道普及に伴う水洗化人口の増加と、流域内人口の増加が挙げられる。しかし、これらは汚濁負荷量への影響としては相反する結果をもたらすものである。図3は霞ヶ浦湖北処理場への流入汚水量（放流量としての表示）の経年変化を示したものである¹⁾。昭和60年度からは順調な増加となっている。逆に、流域内人口も増加しており、人口と世帯数の増加の状況を図4に示す。図には示されていないつくば市では最近5年間に12.5%、土浦市では6.1%の増加となっている²⁾。同様に阿見町でも12.0%と非常に高い人口増加率となっており、これらの人口増加分の生活雑排水処理状況に注目しなければならない。

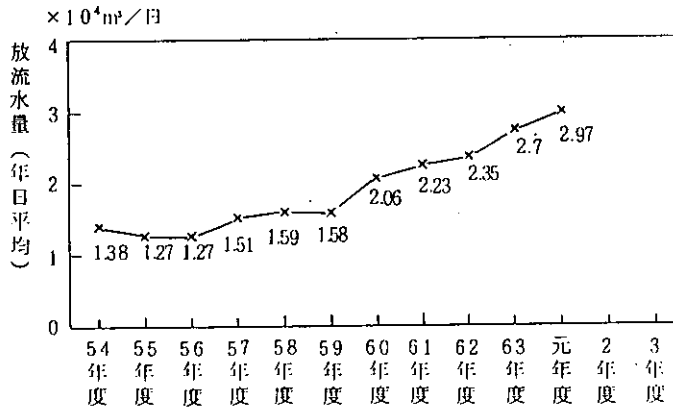


図 3 流入汚水経年変化¹⁾

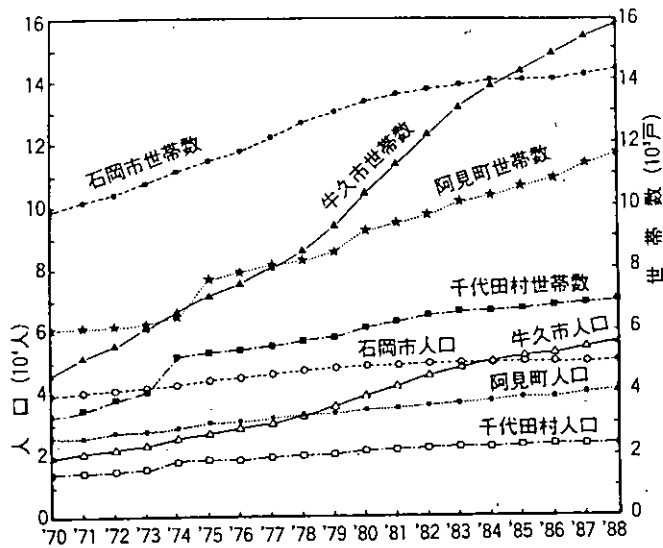


図 4 常磐線沿線市町村の人口と世帯数の経年変化

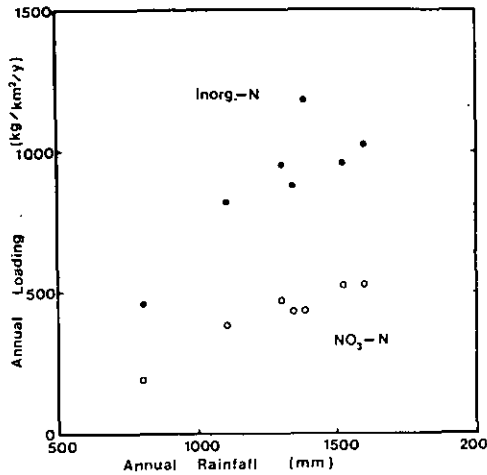


図 5 年間降水量と降水窒素負荷量の関係 (つくば市)

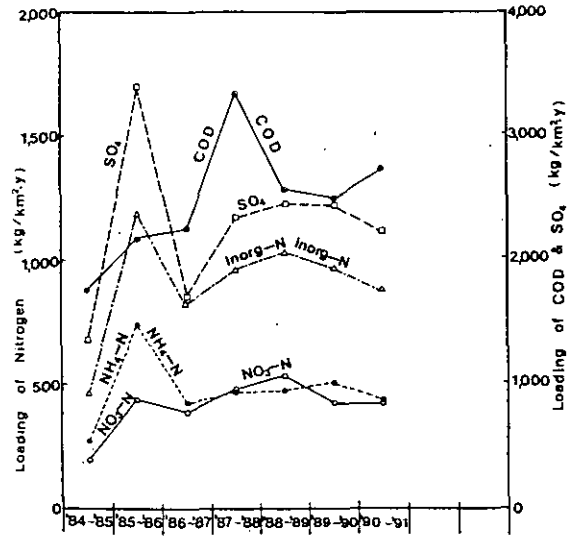


図 6 年間降水負荷量の経年変化 (つくば市)

大気降下物による流域への負荷量の経年変化も原因の 1つとして挙げられる。年間降水量の多い年に降水による全無機態窒素負荷量の増加する性質は図 5 から明らかである。図 6 に示す最近 7 年間の降水負荷量調査の結果から、降水による T-COD 負荷量は若干増加の傾向が見られる。全無機態リンの負荷量は降水より降下塵による負荷のウェイトが大きく、降水のみによるリン酸態リン負荷量は小さくて変動が大きい。

4. 水質各態成分比率の変化

1983 年前後における合成洗剤の無リン化は生活雑排水のリン負荷量の減少をもたらした。これに伴い、T-P 中の PO_4-P のウェイトは減少したが、多降水量の年には河川流量も大きくなり、懸濁態リンが量的に、かつ、T-P 中でのウェイトの両面で大きくなった結果、その減少傾向は目立ったものにはなっていない。窒素では、表 1 に示すように NH_4-N 、 NO_2-N 、Org-N の T-N 中に占めるウェイトの減少、逆に NO_3-N のウェイトの増加傾向が経年的変化として見られる³⁾。この原因は、市街地河川の山王川では、生活雑排水や工場排水の量的・質的变化であり、農耕地河川の恋瀬川では、土壌層からの NO_3-N の形態での窒素成分の溶脱によるものと考えられる。

表 1 各態窒素成分の比率の変化

期間 比率	恋瀬川			山王川		
	1978年6月~ 1979年5月	1979年6月~ 1980年5月	1987年6月~ 1988年5月	1978年6月~ 1979年5月	1979年6月~ 1980年5月	1987年6月~ 1988年5月
$NH_4-N/T-N$	0.16	0.15	0.13	0.31	0.24	0.21
$NO_2-N/T-N$	0.02	0.02	0.01	0.06	0.08	0.05
$NO_3-N/T-N$	0.58	0.61	0.69	0.30	0.33	0.43
Org-N/T-N	0.24	0.22	0.17	0.34	0.35	0.31

引用文献

- 1) 茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所（1991）：霞ヶ浦湖北流域下水道維持管理年報（平成元年度），
p.221.
- 2) 茨城県（1991）：平成 2年度国勢調査速報.
- 3) 海老瀬潜一（1990）：河川からの汚濁負荷流入に対する湖沼の水質応答，公害と対策，
Vol.26, pp.582-588.

霞ヶ浦におけるラン藻現存量と溶存有機炭素濃度との関係

大槻 晃・川崎桂一・橋本伸哉（東京水産大学）相崎守弘（地域環境研究グループ）

1. はじめに

富栄養湖の夏季に異常発生するラン藻のうちある種（例えば、*Microcystis viridis*, *Anabaena flos-aquae*）は強い毒性を示す環状ポリペプチドを細胞内に含有することが報告されて以来、上水源として利用されている湖沼・貯水池では、取水管理上その発生をできるだけ早期に知ることが必要になっている。また、ラン藻の異常発生は水質に悪影響を及ぼすため、動物プランクトンの餌となりにくいラン藻を、餌となり易い植物プランクトン種（珪藻・緑藻等）に遷移させる研究も行われてきた。

陸水学的にも富栄養湖沼における植物プランクトン中に占めるラン藻類の割合の変動を知ることとは、種属間の相互作用や湖水の栄養状態を把握するための指標として興味ある研究対象となっている。

昨年の本大会でラン藻現存量の指標としてのフィコシアニンの蛍光検出 HPLC 法を報告し、併せて夏季のラン藻異常発生期におけるフィコシアニン濃度とクロロフィル-a濃度の関係を示した。今回はラン藻異常発生期における溶存有機炭素濃度（DOC）との関係を検討した。

2. 調査地点と方法

採水は、霞ヶ浦（西浦）10地点、1990年4月から12月の間で月1回の割合で、2mカラム採水器を用いて表面から2m水深までを平均湖水として採取した。懸濁物質は2枚のWhatman GF/Cフィルター上に集め、凍結保存した。ろ液はDOC、栄養塩測定に、またフィルター1枚はフィコシアニン測定に、他の1枚はクロロフィル-a測定に供した。DOCは島津製モデルTOC-500を用いて測定した（相対標準偏差は±10%以内）。

フィコシアニンはpH7.0の10mM磷酸緩衝液で5°Cで一晩静置抽出し、蛍光検出HPLC法で、クロロフィルはメタノールで抽出してマッキニーの式より推定した。

3. 考察と結果

恋瀬川・山王川が流入する高浜入り湾奥部では毎年6月頃からラン藻類の異常増殖が観察され、8月には湾全域に広がる。1990年も同様な異常発生が観察された。その際のクロロフィル-a濃度とフィコシアニン濃度との関係はクロロフィル-a濃度が250 μ /l前後までは直線的な関係を示すことが前年と同様観察された。DOC濃度は全域で冬季ほぼ3~4mg/lで大きな変化はないが、

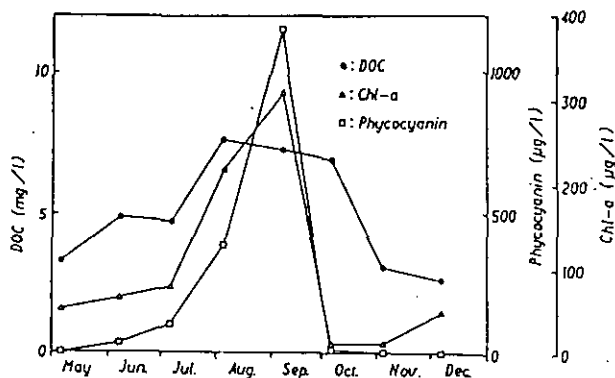


図 1 DOC, Chl-a とフィコシアニン濃度 (St.1, 1990)

クロロフィル-a濃度が増加する7月から10月にかけて3割以上増加する。特に *Microcystis* sp. の異常増殖が顕著な高浜入り湾奥部 (St. 1, 2) ではその濃度が5月の2倍以上にも増加した (図1)。この間のフィコシアニン濃度とDOC濃度との関係は直線的であり、その相関係数は0.835であった。

植物プランクトンが光合成の間で放出する低分子量の有機化合物については、多くの研究がなされているが、本研究で観察されているDOCの増加はこのような低分子量の化合物の寄与によるより、むしろ分子量が1,000以上の高分子化合物による寄与が大きいらしいことが限外ろ過膜 (分子量1,000以下は通過) 濃縮実験により推定された。凍結乾燥で得られたほぼ白色の綿状の有機物の構造・組成解析は今後の研究課題である。

北浦のソコミジンコについて

菊地義昭（茨城大学理学部），池澤広美（北海道大学理学部）

1989年4月から11月にかけて，北浦沿岸部および湖心，鱈川，外浪逆浦で，ソコミジンコの定性的調査を行なった。

1. 採集地点と方法

1989年4月30日，7月31日，10月29日の3回は，北浦沿岸帯23カ所で採取した（図1）。北浦湖心，鱈川，外浪逆浦は，月1～2回の頻度で行なった。方法はヨシやガマなどの生えている沿岸部でプランクトンネット用のミュラーガーゼ（メッシュ No. NXX13）で作った手付きネットを使いヨシやガマの根元の砂泥やデトリタスをこして残さをビニール袋に入れ持ち帰る。それをバットの中に入れ，よく攪拌し，上澄みをミュラーガーゼの小さい篩で再度濾過する。ふるいに残った水をシャーレに入れ，双眼実体顕微鏡下で検鏡し，ソコミジンコをハンドソーテングにより集め，10%ホルマリンで固定する。深部の採集は，同じサイズのミュラーガーゼでつくったスレッジネットを使用した。

同定は，マイクロタングステン針を使い，解剖して標本にして，付属肢の形態をスケッチしてから行なった。永久標本は Hoyer の液で封入した。

2. 結果

pH は Yokogawa Model PH81 を使用したが，沿岸帯は 6.1 から 9.8 の範囲で推移した。水温は，上述のメータで測定した。最高

は 7 月の 30.3°C，最低は 3 月の 13.3°C（沿岸）で湖心では表層で 9°C から 29°C で推移した。湖心の pH も 7.5 から 9.8 の範囲であった。外浪逆浦では pH は 7 から 9 の幅で変化し，水温も 10°C から 28°C の間であった。電気伝導度は，東邦電探の ESP3 型で測定した結果 200 から 300 であり，最高値でも 8 月 30 日の外浪逆浦の 400 を示したにすぎず，淡水とってよいであろう。



図 1 北浦採集地点

採集したものは、つぎの通りで、7科11属12種であった。

Laophontidae 科

Onychocamptus vitiospinulosa

Ameridae 科

Nitocra sp.

Phyllognathopidae 科

Phyllognathopus viguieri

D'Arcythompsoniidae 科

Leptocaris brevicornis

Canthocamptidae 科

Attheyella orientalis

Canthocamptus staphylinus

Elaphoidella grandidieri

Epactophanes richardi

Mesochra sp.1

Mesochra sp.2

Tachidiidae 科

Microarithridion litospinatus

Ectinosomidae 科

Halectinosoma sp.

3. 考察

ヨシのはえた浅い沿岸帯と水深 6m 以上ある深部にいるものとは、種が明らかに異なっていた。つまり、Microarithridion litospinatus や Halectinosoma sp. は、鰐川や外浪逆浦の深部の底泥にいたが、沿岸帯からは見つからなかった。逆に、Onychocamptus vitiospinulosa, Phyllognathopus viguieri, Epactophanes richardi, Elaphoidella grandidieri, Attheyella orientalis などは、沿岸帯の浅いところから見いだされた。

Canthocamptus staphylinus, Phyllognathopus viguieri, Epactophanes richardi は、世界普通種であり、特に Epactophanes richardi, Phyllognathopus viguieri は、落葉堆積物中にも生息し、土壌動物の中に入れられている。

フィンランドの Sarvala (1979) によると、Canthocamptus staphylinus は水温の閾値が12°C のシストをつくる種で、今回の調査でも 6月に北浦湖心の底泥よりシストを見いだしている。この種のシストは北浦以外では諏訪湖からも見つかった（未発表）。この種の出現は冬期に限られるが、それは夏期にはシストを形成し湖底で夏眠しているのが原因と考えられる。他にシス

トをつくるものとして、今回、常陸利根川沿岸のヨシ原より発見された Mesochra sp.2 は 4 月下旬から 5 月にかけて半透明のシストに入った油滴を体内に持ったものを見つけた。この属は汽水域で生息し、菊地 (1972) が溜沼で発見した Mesochra hinumaensis とは、第 1 の形態や付属肢の刺毛数の違いから明らかに異なっていた。恐らく Mesochra hinumaensis も夏期にはシストを形成するものと考えられる。

Elaphoidella grandidieri は、菊地 (1985) が潮来臨湖実験所の自然保護地より報告しているが、夏期に少し水のある temporary pond より見いだされる熱帯性の世界普及種である。肛門蓋が肉質のノレン状を呈している。雄はまだ発見されていない。単為生殖による繁殖を行っている。

外浪逆浦の深部から見いだされた Onychocamptus vitiodpinulosa や Ectinosoma sp. は、普通汽水域に生息している。後者については、Land (1965) によると北米カリフォルニアの太平洋沿岸に同属の種が生息している。以前、北浦に海水が進入していたときの遺存種と考えられる。

引用文献

Kikuchi, Y., (1972) : Psammobiontic Harpacticoid Copepods of Lake Hinuma, II. Annot. zool. Japon., 45: 170-177.

Kikuchi, Y., (1985) : Redescription of Freshwater Harpacticoid Copepod, Elaphoidella grandidieri (Guerne & Richard, 1893), from a Swamp at Itako, Central Japan. Itako Hydrobiol. Stn., 2: 1-8.

Lang, K., (1965) : Copepoda Harpacticoida from The California Pacific Coast. Almquist & Wiksell, Stockholm.

Sarvala, J., (1979) : A parthenogenetic cycle in a population of Canthocamptus staphylinus (Copepoda, Harpacticoida). Hydrobiologia, 82(2): 113-129.

霞ヶ浦の水生物相変動と鳥

春日清一（地域環境研究グループ）

1. はじめに

霞ヶ浦の透明度は1983年末頃より冬季に著しく高くなることがあり、同時に動物プランクトン相やイサザアミの現存量に大きな変化を生じている。この現象は霞ヶ浦の塩分濃度が減少し汽水性のイサザアミが生存出来る濃度以下に低下したためイサザアミが減少し、これの捕食を受けていた動物プランクトンが捕食圧から解放され、異常な発生を招いたものである。このような動物プランクトンの異常発生時には植物プランクトンが動物プランクトンに摂食され極端に減少し、透明度が上昇する。また同時に湖水中のアンモニアや磷酸が植物プランクトンに利用されないため濃度が上昇する（春日 1990）。

このような現象にともなって霞ヶ浦を訪れる鳥の種類が変化しており、霞ヶ浦の環境保全はただ水質を問題にするのみでなく、周辺の自然環境を含めた環境保全、あるいは環境管理に取り組まなくてはならないことを示している。ここでは霞ヶ浦を訪れるカモ類の近年の変化と、霞ヶ浦を利用するユリカモメの様子を報告する。

2. 霞ヶ浦を訪れるカモ類、特にハシビロガモ渡来数の変化

霞ヶ浦では茨城県の委託を受けて日本野鳥の会茨城支部が毎年 1月15日に、がん・カモ・白鳥類の調査を継続して行っている。この資料の1970年から1990年の霞ヶ浦北部、東部、西部の3地域を合計したマガモ (*Anas platyrhynchos*)、ハシビロガモ (*Anas clypeata*)、コガモ (*Anas crecca*)、キンクロハジロ (*Aythya fuligula*)、ホシハジロ (*Aythya ferina*) の5種の年変動を図1に示した。

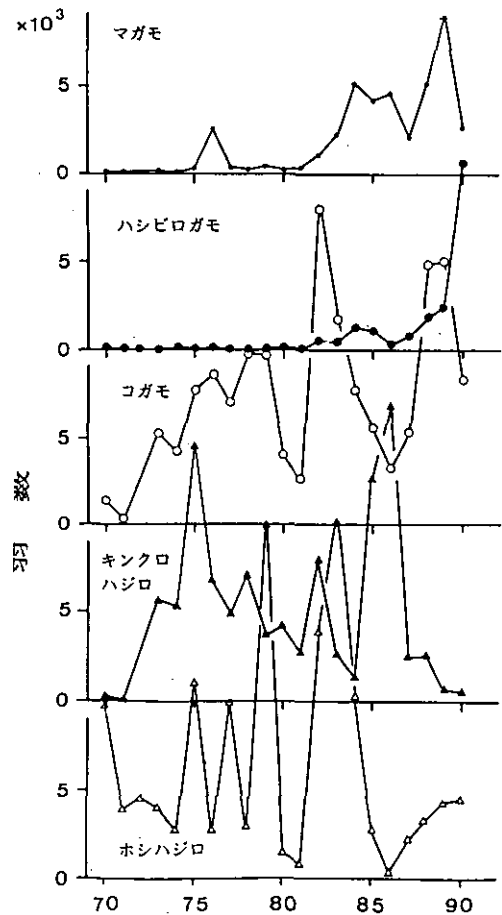


図 1 霞ヶ浦で毎年 1月25日に計数されたカモ類の年変化

これらのカモのうちマガモとコガモは草食性で湖岸域や水田で採食する。またキンクロハジロとホシハジロは潜水性のカモで小魚や水草を餌としている。これとは異なり、ハシビロガモは濾水薄板装置を備えた大きな嘴を持ち湖水を濾し、プランクトン等を餌としている。

これらのカモの個体数の変化を見るとコガモ、キンクロハジロ、ホシハジロでは不規則な変化を示しており、その変動幅も大きい。一方マガモ、ハシビロガモは近年その数の増加が目だつ。特にハシビロガモは1981年以前はその数は極めて少なく、200羽以下であったが1982年頃よりその数を増加させ、1990年には1万羽を越え霞ヶ浦のカモ類の1/3にも達している。

ところで霞ヶ浦の透明度は1983年の冬に冬季としては著しく低い値を示している。しかしその後、1984年冬には透明度が高くなり、この頃より冬季に著しく高くなる傾向が続いている(図2)。このような透明度の上昇は、イサザアミの減少と動物プランクトンの著しい増加による植物プランクトンの減少が原因である(春日 1991)。

霞ヶ浦の冬季の透明度の上昇にほぼ一致して霞ヶ浦に渡ってくるハシビロガモの数が増加しており、ハシビロガモの動物プランクトン食性を考慮に入ると、ハシビロガモの渡来数の増加が良く説明される。

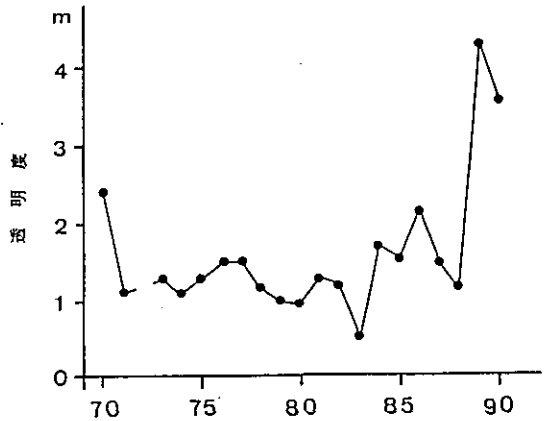


図 2 霞ヶ浦湖心における 1月の透明度変化

3. 霞ヶ浦に渡来するユリカモメ

(*Larus ridibundus*)の季節変動

霞ヶ浦には春と秋の渡りの途中のユリカモメが多数渡来するが、その調査は行われておらず、近年の霞ヶ浦の環境変化がこれらの鳥にどのような影響を与えているかを明らかにする為の基礎調査の目的でこの調査は行なわれた。調査は1990年5月から1991年7月まで国立環境研究所で霞ヶ浦に設定されている調査地点 St-10, St-9, St-4, St-3の4点(図3)を結ぶ

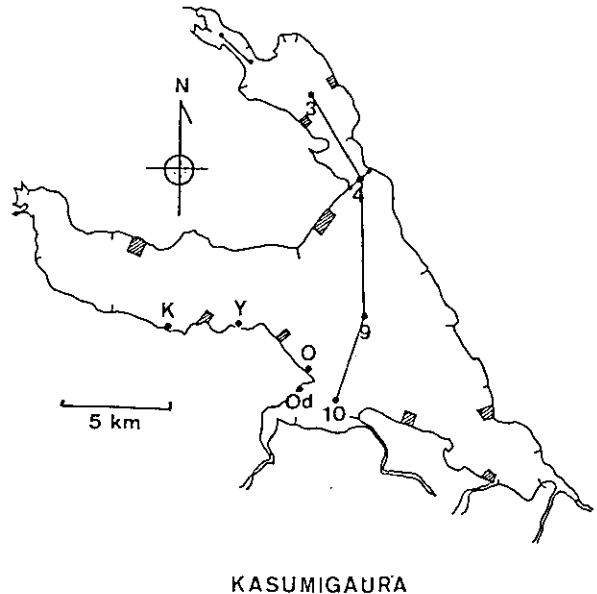


図 3 霞ヶ浦におけるユリカモメの調査地点
(K: 木原, Y: 八井田, O: 大山, Od: 大山ドック)

直線上約 14.6kmをほぼ週に1回、調査船で約 30km/h で航走しこの間に目視観察されるユリカモメを計数した。個体数の多いときには航走路の右舷側に出現する個体を計数しこれに 2を乗じた。目視で種が視認可能な距離はほぼ 500mと見なし、ベルトセンサスを行い、14.6km² 内の個体数と見なし霞ヶ浦への渡来数を推定した。観察時間は多くが午前 8時から11時迄の間であった。

また霞ヶ浦南岸域の湖内構造物上に止まるユリカモメを1990年 7月より1991年 7月まで計92回観察した。この間の湖岸長は霞ヶ浦の湖岸長の 6.2%に相当する。主な構造物は美浦村木原地先の真珠養殖柵 (K地点)、美浦村八井田地先の真珠養殖柵および鯉小割養殖柵 (Y地点)、美浦村大山地先の鯉小割養殖柵 (O地点)、美浦村大山ドック沖網生簀柵 (Od地点) の 4ヶ所である (図3)。

5月中旬から 7月までは霞ヶ浦で観察されるユリカモメの数は少ない。8月に入り湖内の構造物に止まるユリカモメが見られ初め 9月下旬から徐々に数を増していく。その数のピークは11月初旬に見られ、霞ヶ浦南岸域の構造物上に約 6,000羽に達している。この季節湖央域でのベルトセンサスにより計数された個体数の最大は11月 7日の 619羽で湖岸域で観察されるものが大多数である。この頃、霞ヶ浦南岸域の

水田では数千から数万羽のユリカモメがユスリカを捕食しながら乱舞する現象が見られる。ユリカモメの数は11月下旬に入ると湖岸域、湖央域共に急速に減少し時に 100羽を越える群れが見られることはあるが12月から3月までの湖岸域で平均 63.8羽、また湖央域でも 8.7羽である。4月に入ると急激にユリカモメは数を増し湖央域で 4月 3日に 4,777羽が計数された。このとき湖岸域の構造物上でも個体数は増すが、4月中の最大個体数で 4月22日に 1,083羽であった。5月に入ると前年同様霞ヶ浦のユリカモメの数は著しく減少した (図4)。

この様に霞ヶ浦を訪れるユリカモメは秋と春の 2回に分かれ、

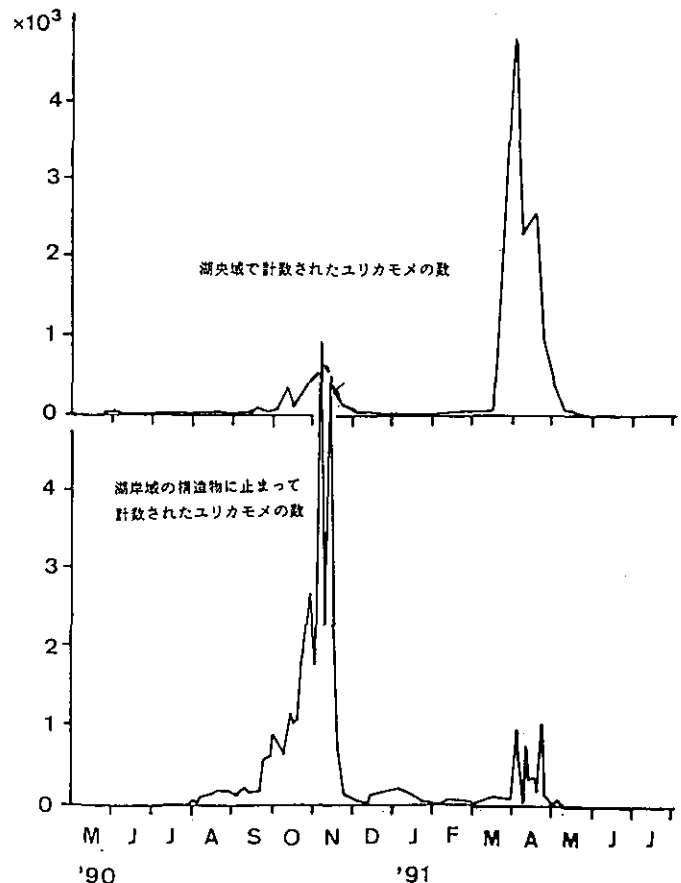


図 4 霞ヶ浦に渡来するユリカモメの季節変化

秋の渡来時は湖内の構造物上や陸域の水田に観察されることが多く、11月の水田ではユスリカを捕食することが多い。また春の渡来群は湖央域で観察されることが多く、湖岸域の個体は比較的少ない。霞ヶ浦に渡来するユリカモメの数を湖岸域の計数により 6.2%をまたベルトセンサスによる計数により湖面積の 8.7%の個体が計数されたと見なし両者を単純に合算すると秋季には最大 103,000羽が、また春季には 72,000羽が渡来し、また冬季には約 1,100羽が越冬していることになる。

さてこのような春季、及び秋季のユリカモメの多数の渡来が何故起こるかは11月に見られるユスリカの捕食行動から索餌回帰と推定される。霞ヶ浦では春と秋にアカムシユスリカ及びオオユスリカの大発生が知られている。ここで霞ヶ浦南岸から約 700m 離れた美浦村大山の住宅のアルミサッシの防虫網に止まった大型ユスリカの数を実日早朝に計数した結果を図5に示す。この計数は1991年 3月下旬から1991年12月までのものでユリカモメの計数時とは秋季が一致しないがほぼ毎年11月10日前後にアカムシユスリカの羽化のピークが見られることから傾向はつかめるものと思われる。秋季のユスリカの羽化は 9月下旬に始まるがその数は少なく、本格的には11月に入ってからで、11月10日前後にそのピークが見られ、ほぼ 2週間続き12月には殆ど見られなくなる。春季のユスリカの発生は 3月末から始まり、4月初めに大きな発生のピークがあり、その後いくつかの小さなピークを持ちながら 6月まで続く。7, 8, 9月には殆ど出現しない。このユスリカの発生のピークとユリカモメの渡来数分布のピークとは極めて良く一致し、霞ヶ浦へのユリカモメの渡来は秋季、春季共に霞ヶ浦で羽化したユスリカを摂食するための飛来であることを示している。

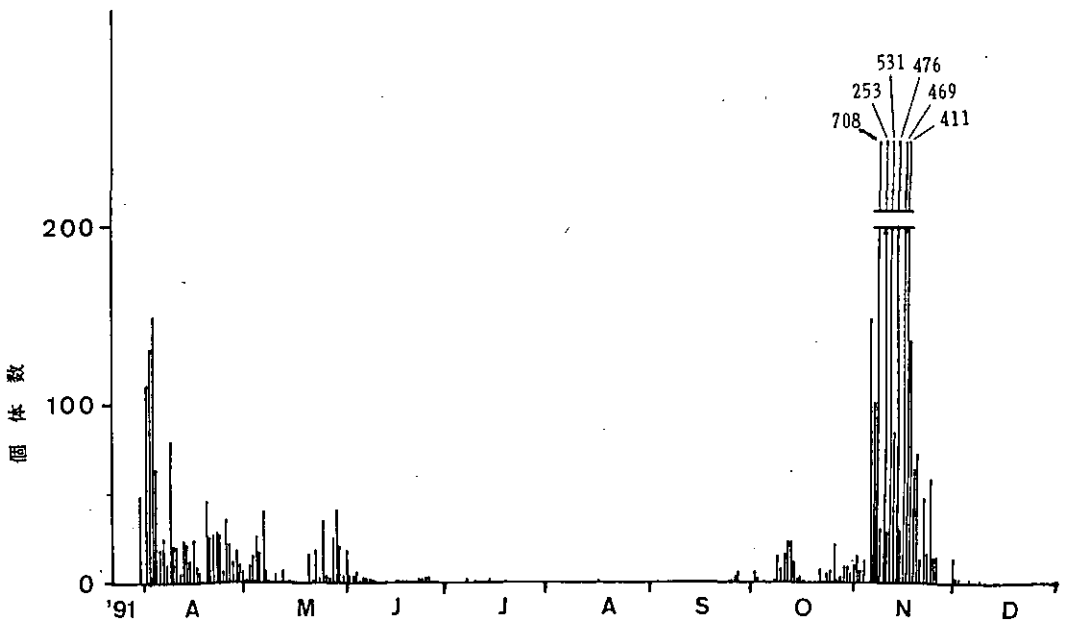


図 5 霞ヶ浦南岸 700m の住宅のアルミサッシの網戸一枚に止まった大型ユスリカの数の変化

春季のユリカモメの渡来はユスリカの羽化と良く一致するが秋季の渡来はユスリカの羽化よりはるかに早い8月に始まり、9月からは徐々にその数を増加させている。これはあたかも11月のユスリカの羽化を予知して霞ヶ浦に留まり、十分ユスリカを摂食した直後の11月下旬には飛去する。このことは霞ヶ浦に訪れるユリカモメは周期的に惹起するユスリカの羽化を「刷り込まれた」個体群であろう。越冬のための秋季の南への渡りと繁殖のための春季の北への渡りの際の渡来数が推定100,000羽と70,000羽で大きな違いが見られないことも同一個体群が春、秋共に飛来しているものと推定してよかろう。

4. おわりに

鳥は目視により比較的容易に認知することのできる生物であり、ここで示した例のように彼らの周囲の環境に依存しながら生活している。このことは一般市民が自然環境の変化をモニターする際の良い指標と成りうることを示している。そしてそれぞれの鳥の生活様式を明らかにすることによって、調査された鳥の様々な変化がどの様な要因により影響されたのかを推測することが可能となる。湖沼研究が水質問題に集中されているくらいがあるが多くの生物が湖沼を利用し、水質にも影響を与え、また水質を含めた環境に影響されながら生きていることを知らなくてはならない。

引用文献

春日清一（1990）：霞ヶ浦の水質とイサザアミ．霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集，
No. 4. 39-47.

春日清一（1991）：食物連鎖からみた生態系制御．水産海洋研究，54(4)，382-388．

霞ヶ浦研究の一視点

高村義親（茨城大学農学部）

1. はじめに

1973年に霞ヶ浦に起きたアオコの記録的大発生はこの湖が致命的に汚染されていることを地域住民に示す大きな警告となった。これを契機にして多くの研究機関で霞ヶ浦の研究が開始された。それから、約20年を経過したが、霞ヶ浦はいまだに致命的な病状から回復しているとは言えない。この間、汚濁発生源と発生負荷量が究明され、行政的には霞ヶ浦富栄養化防止条例が施行され、湖沼法も制定された。湖が一度汚染されてしまうと、その回復に長い年月がかかることは当初から指摘されているところであったが、まさに事態はその様に進行している。

現在も、習慣的なアオコの発生、劣悪な湖水の外観、異味臭のある魚と水、飲料水に対する不安など20年前と変わらない。富栄養化による障害は様々な面で慢性化している。それに加え、流域は一層都市化され、土地利用の形態も大きく変わってきている。昨今の環境研究は地球環境問題へ急転回しているが、全国的に停滞性水域の富栄養化問題は依然として解決されていない。

恵み豊かな霞ヶ浦を私達の世代で破壊することなく子孫の代に引き継ぐにはどうしたらよいか。この湖と人とが永続的に良い関係を維持して行くためにはどうしたら良いか。このような長期的な持続可能な発展という視点に立って霞ヶ浦の課題を整理し、研究の方向を考える必要があると思われる。

2. 『集水域－河川－湖－海』の一体化した研究

霞ヶ浦の富栄養化機構を明らかにするためには『集水域－河川－湖－海』を一体化して取り扱う必要がある。多くの研究はそのように行われてきている。しかし、『集水域－河川－湖－海』を一体としてとらえた研究は少ない。この湖の成り立ちが海に開いた感跡湖であったこと、塩害が起こるほど感潮現象があったこと、常陸川逆水門が出来て約10年の短期間でアオコの大発生があったことを見ると（表1）、霞ヶ浦と海との係わりはもっと研究されるべきだろう。『集水域－河川－湖－海』一体化した研究がこの湖の本質を明らかにする上で必要と思われる。

アオコの大発生があった1973年に、浜田は湖と海との交流が霞ヶ浦の水質とアオコの制御にかなり重要な役割を果たしていたと報告したが、これに続く研究はあまりない。浜田の水収支と物質収支の考え方および計算方法の検証は是非必要と思われる。また、逆水門は湖の自己修復機能にどのような影響を与えたか。逆水門はアオコ的大量発生と関係があるか。塩分濃度は諸種の水利用に対してどこまで許容されるのか。霞ヶ浦の自然と人の係わりを永続的に維持して行く上で最適な逆水門の開閉の在り方とは。これらの問題に種々の立場の研究者が横断的に取り組む必要が

表 1 霞ヶ浦問題略年表

1938 (昭和13年)	大洪水
1941 (昭和16年)	大洪水
1948 (昭和23年)	常陸川・北利根川の浚せつ工事開始
1952 (昭和27年)	霞ヶ浦より各地にわかさぎの卵を移出
1953 (昭和28年)	北浦で澱粉工場の廃液による汚染が進行
1954 (昭和29年)	清明川が醸造工場の廃液により汚濁化
1955 (昭和30年)	常陸川で塩害 この頃より湖内の塩素濃度が上昇
1957 (昭和32年)	利根川洪水 常陸川で塩害
1959 (昭和34年)	霞ヶ浦が水郷筑波国定公園に指定
1961 (昭和36年)	霞ヶ浦水道給水開始
1963 (昭和38年)	常陸川逆水門完成 鯉のいけす養殖が始められる 鹿島臨海工業地帯建設開始 筑波研究学園都市建設決定
1966 (昭和41年)	わかさぎの帆曳網漁がトロールに変わる
1969 (昭和44年)	鹿島臨海工業用水送水開始
1970 (昭和45年)	水浴場が全てなくなる。利根川河口堰完成 水質環境基準の設定が決まり水質汚濁防止法施行
1972 (昭和47年)	霞ヶ浦が水質環境基準A類型に指定
1973 (昭和48年)	アオコの異常大発生 網いけすの養殖鯉大量へい死 常陸川水門の完全閉鎖が決定
1975 (昭和50年)	排水規制強化 (上乘せ基準)
1978 (昭和53年)	養殖鯉の大量へい死 わかさぎが不漁
1980 (昭和55年)	養殖鯉の大量へい死 これまでにない凶漁年
1981 (昭和56年)	霞ヶ浦富栄養化の防止に関する条例成立
1982 (昭和57年)	霞ヶ浦富栄養化の防止に関する条例施行 窒素及びリンに係わる環境基準告示
1983 (昭和58年)	湖沼水質保全特別措置法公布
1984 (昭和59年)	霞ヶ浦が湖沼法に基づく指定湖沼に指定
1985 (昭和60年)	湖沼水質保全特別措置法施行 (指定湖沼の公示)
1988 (昭和63年)	アオコの発生が少なかった

(本誌 p. 35~39より抜粋)

あろう。

逆水門とリンクした那珂川導水についても同様なことが言える。那珂川導水は集水域はもちろん、水系も異なる河川水が導入されるのであるから、霞ヶ浦の水環境は一層複雑となろうとしている。那珂川導水により霞ヶ浦の水質はどの程度改良されるのか。アオコ制御の決め手となるか。良質な飲料水源を提供できるようになるか。当面の環境基準の目標は達成できるのか。これらを正統的に検討した研究は少ない。

3. インプットとアウトプットの連網関係

集水域と湖は河川で結ばれているが、三者の関係は集水域-河川-湖の線型関係ではない。水利用の実態から見れば集水域-河川-湖のループを形成している。集水域では地形連鎖に沿った水の移動と物質の移動がある。ポーターが指摘したように一方のアウトプットは他方のインプットであり、諸元は連網関係にある(図1)。

筆者らも養豚の糞尿は台地の畑へインプットし、畑からアウトプットした硝酸態窒素は低地の水田へインプットとなることを実証してきた。また、水田地帯では水田と水田、水田と河川の間で頻繁なインプットとアウトプットの繰り返しがあることを明らかにしてきた。灌漑期の水田はまさに川の一部と見なされる。田淵はアオコ発生期の水がパイプ・ラインで圧送される過程でアオコが分解され、水田に到達する時はアオコは消失し、アンモニア態窒素の高い水に変化している

ことを明らかにした(図2)。当然のことであるがインプットとアウトプットの連網関係の中で水と物質が移動し、それらの質・量が変化している。その変化過程には微生物をはじめとする生物群集の作用がきわめて大きい。このような、相互連網関係を見れば、霞ヶ浦の研究は個を全体と切り離すことなく総合的に把握されなければならないことは自明であろう。また、流域の個別汚濁発生源に対する発生負荷削減対策も同様の視点から行われなければ有効でない。汚濁発生源に対する個別の対策では霞ヶ浦の汚濁を解決できない。相互連網関係を把握した水域全体の総合的管理が必要と思われる。

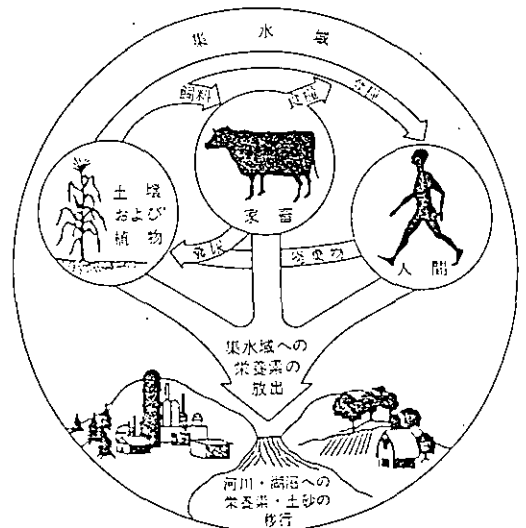


図 1 人間の食物連鎖中およびその各要素から水系環境への栄養素の流れ
(K.S.ポーター編著「環境保全と窒素・リン」(松阪泰明・鈴木福松 監訳)より引用)

この意味でアウトプットが他のインプットとなることを最も無視しているのが流域下水道であろう。アオコの原因生物であるミクロキスティス属などの藍藻（藍菌）は有機物を要求せず、無機栄養源だけで増殖する。アミノ酸や単糖類等の有機栄養源はむしろ増殖に対して阻害的である

（図3）。このようなアオコが増殖特性からすれば、現行のCOD-SS中心の下水道終末処理方式は矛盾している。終末処理場から土浦港に放流されている水はミクロキスティス属にとって最も利用しやすい形態の窒素・リンを高い濃度で含んでいる。窒素・リンの除去率が大幅に改良されないかぎり、将来終末処理場放流水が窒素・リンの最大の汚濁

源になる可能性がある。合田が主張したように湖外放流も考えられる。しかし、将来見込まれる放流量が桜川に相当する水量もあるので、湖の水収支、那珂川導水との関係、多大な財政投資などと関連して簡単な話ではない。

一方、集水域における窒素・リンの自然の浄化装置とも言える山林、原野、水田を次世代にそのまま引き継ぐことをもっと真剣に考える必要があるだろう。この流域における宅地、工業団地、ゴルフ場などの造成事業は霞ヶ浦の水環境に及ぼす影響評価をすることなしに行うことはできない。過去20年の研究の集積からすれば霞ヶ浦にとって望ましい土地利用の適正規模を計量化することや、流域の新たな土地利用計画が霞ヶ浦にどのようなインパクトを与えるか見積ることは難しい。霞ヶ浦の水環境と密接にリンクした流域の土地利用は生態学諸原理に基づいて考慮され、内容によっては規制して行くことも重要であろう。

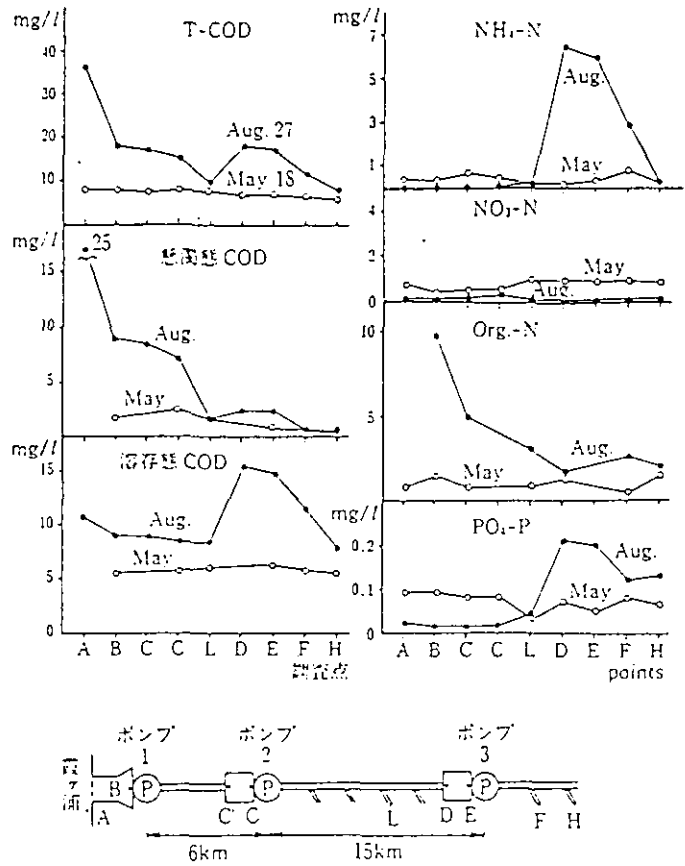


図 2 霞ヶ浦の夏期の湖水をパイプラインで圧送した時の水質変化

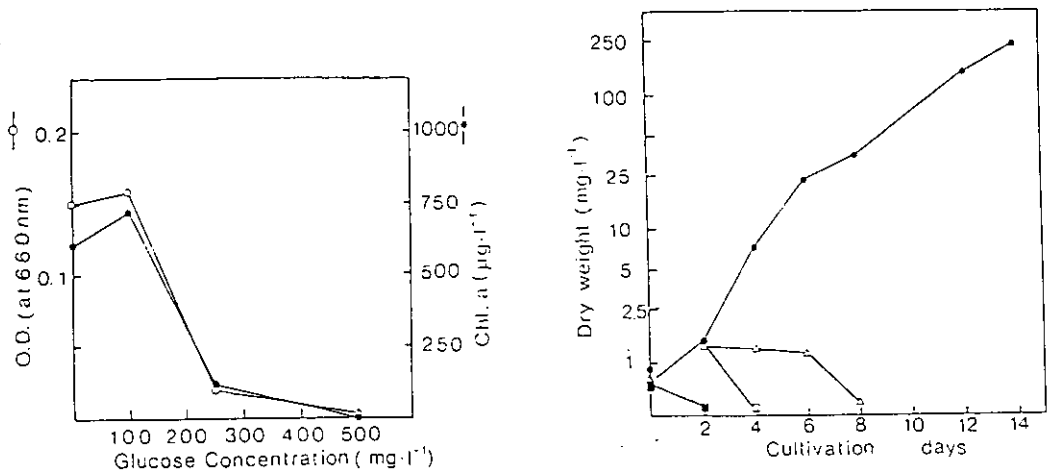


図 3 ミクロシステリス属の増殖に対するグルコース（左図）及びカザミノ酸（■），肉汁エキス（□），ペプトン（△）（右図）の阻害効果

4. 霞ヶ浦研究の階層性

霞ヶ浦を研究して行く上で、『集水域－河川－湖－海』一体化，物質及び水のインプットとアウトプットの連網関係などの広範かつ総合的な認識の重要性は前述した通りであるが，個々の研究は生態系を構成する諸階層の個別レベル，個別レベル内のさらに細分化された部分について行わざるを得ない。すなわち，研究は限定され，整理され，抽出される。大事なものはそれらの研究が還元主義的に自己完結することなく，絶えず霞ヶ浦と関係付けられることであろう。霞ヶ浦から抽出された研究は霞ヶ浦というフィールドへ回帰されるべきであろう。例えば，ポット・ライシメータなどの室内実験を批判して始められた水田肥料の流出に関する実測調査は単位水田（一枚の水田）から水田群－水田地帯－農業河川へと研究対象が変えられていった（図4）。単位水田の調査は人為的に管理され過ぎて実際の水田の実態からは遠いことに気付いたからである。水収支に伴う窒素・リンの収支という化学性を主体とした研究さえもそうであるから，ましてや霞ヶ浦生態系を広範かつ生物学的関係から解明する研究は相互作用が支配し集団性をその本質とする霞ヶ浦への回帰は一層重要と思われる。

1950年代に D. D. Wood の指摘を高く評価し，わが国の微生物生態学の基礎を築いた植村は，自然環境と生物性との相関性に関する科学は『上位の段階は常に下位の段階に問題を提出し，また，下位の段階の掘り下げによって上位の段階についての知識が完成される』と述べている（図5）。

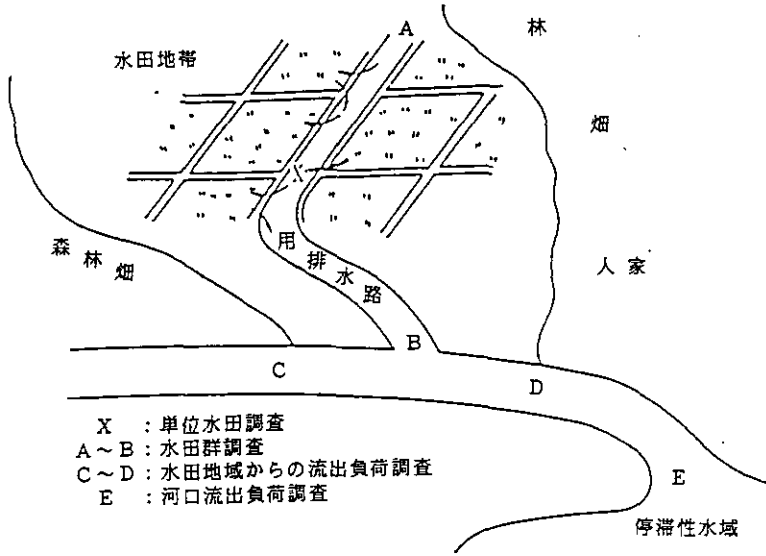


図 4 水田肥料の流出の実測方法

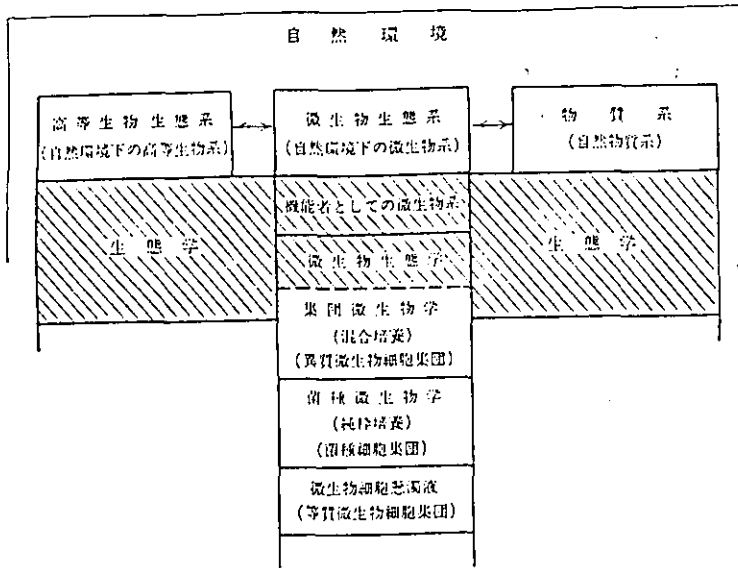


図 5 集団微生物学の立場より見た微生物生態学の位置づけ

注 1 自然環境は物理的，化学的，生物的環境を指す。

注 2 微生物生態学に関するレベル的表現は Woods (1953) の微生物代謝検索図式によるレベルを意味する。点線は新レベルとして提唱しうるもの。

注 3 斜線内は生態学の領域を示す。

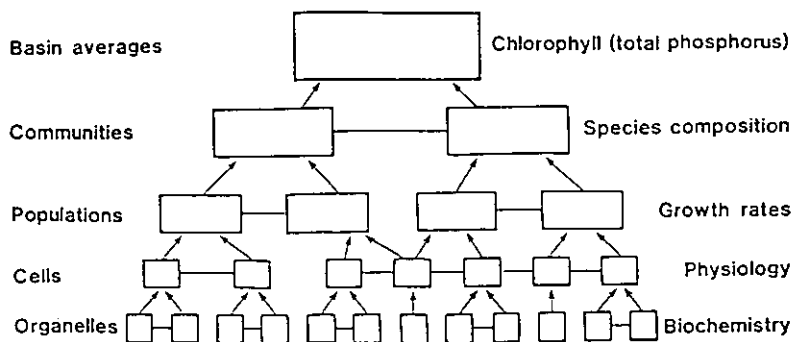


図 6 植物プランクトン生態系における階層性 (Allen & Starr, 1982)

Allen & Starr (1982) は植物プランクトンの生態系について、Basin averages-Communities-Populations-Cells-Organelles という階層性をもとに説明した(図6)。そして、各階層を構成する諸要因と諸過程の unit ("Holon") は部分としての依存性と同時に全体としての自律性があり、upper level holon は lower level holon を実質的に含むとしている。この考え方は前述した植村の自然的環境にある微生物生態の研究方法論法とよく類似している。

霞ヶ浦の研究も個々の系に分析するアプローチと、諸要因と諸過程を部分集合または全体として調べる総括的アプローチに分けることができ、それぞれは当然重要と思われる。しかし、対象の広範性、複雑性、困難性のゆえに研究はとかく前者に傾斜しがちであり、前者の研究はともすれば自然系(霞ヶ浦)への回帰を見失いがちである。その意味で後者の研究の重要性を強調しておきたい。

5. 藍菌(シアノバクテリア)の研究課題

1973年以降、アオコの原因生物である *Microcystis* 属藍菌については多くの研究がなされてきた。しかし、*Microcystis* 属藍菌の生態、整理などについて、研究はまだ緒についたばかりといえるほど解明されるべき問題が多く残されている。また、最近、相崎ら、浜田らは定期的に行っている植物プランクトン調査の結果から、霞ヶ浦では1983年頃から *Microcystis* 属に代わって *Oscillatoria* 属が優占種となったと報告している。以前より *Microcystis* の発生の前に *Anabaena* 属のアオコがあり、*Microcystis* 属の後に *Oscillatoria* 属が優占になることは知られていた。しかし、*Microcystis* 属に比べて、霞ヶ浦に発生する *Oscillatoria* 属、*Anabaena* 属についての研究は少ない。これら霞ヶ浦に発生する他属あるいは同属他種の藍菌についての研究は一層重要と思われる。

1) 優占種の変化

霞ヶ浦藍菌の優占種が Microcystis 属から Oscillatoria 属へ変化したという相崎ら、浜田らの報告は多くの重要な問題提起を含んでいる。

Oscillatoria, Phormidium などの糸状体を形成する藍菌はすべり運動 (gliding) を行い、走光性 (phototaxis) があることで知られている。オシラトリアは最大移動速度 3.6 cm/hr という記録を保持しているという。移動性、明暗応答性、光合成の度合からして単細胞の Microcystis 属藍菌よりも霞ヶ浦という水質環境と光質環境に適している可能性がある。霞ヶ浦から分離された Oscillatoria 属各種単藻株の室内培養は Microcystis より容易である。また、Microcystis では困難な寒天平板培養も可能である。これらの特徴を見ると、Oscillatoria 属への変化は霞ヶ浦の一層の劣化を示すものかも知れない。Oscillatoria, Phormidium は異味臭を生産する代表的藍菌として知られている。この変化は、一時的か長期的か、変化の原因は何か、昨今の霞ヶ浦産魚類の異味臭と関係がないか、淡水化と関係があるか、Oscillatoria 属は毒素を生産するか、Oscillatoria 属の生態的、生理的特性は Microcystis 属とどの様に異なるか、総じて湖にとって良い方向なのか、など早急に取り組む必要のある課題と思う。

2) 霞ヶ浦における藍菌の遷移現象

前項と関連して、霞ヶ浦における Anabaena 属-Microcystis 属-Oscillatoria 属の遷移現象とその機構の解明は必然的に重要と思われる。この一連の現象は、個別藍菌の発生・分解消滅過程であり、藍菌の他属あるいは同属他種及び藍菌以外の他種生物との共生・協調関係、拮抗・捕食関係など生物間の相互作用に係わる問題である。まさに、生態学者の取り組むべき『自然環境と生物性との相関性に関する科学』であろう。遷移は現象として把握されていても、その機構についての解析的研究は遅れている。自然系、混合モデル系、純粋培養系などさまざまなレベルで、遷移を支配する生物的要因、環境要因の根気強い究明が必要であろう。矢木らは、Anabaena が Microcystis の増殖を促進することを混合培養系で認め、増殖促進物質の検索を行っている。また、Anabaena の一種が c-AMP を分泌することも報告されている。このような異種生物間の協調関係に関与する増殖促進物質や情報伝達物質を分子的側面から研究することも重要であろう。最近の生化学的および分子遺伝学的手法と機器分析の進歩は微生物社会の群集構造と相互作用に関する解析を可能にしている。例えば、生化学マーカーとしての「アイソザイムとキノン、分子遺伝学的プローブとしての DNA や 16S リボゾーム RNA、免疫学的プローブとしてのモノクローナル抗体、などが藍菌の遷移現象の解析に適用可能と思われる。

Ⅲ. 資料

霞ヶ浦の水位変動と降水量

春日清一（地域環境研究グループ）

1. はじめに

国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設（茨城県稲敷郡美浦村大山）では気象・水象モニター施設をもち、自動連続記録を行っている。このなかで1989年1月から1991年11月までのほぼ3年間にわたる記録から、毎日の降水量及び水位変動を取り出し集計を行った。降水量は毎日0時から翌日の0時までに降った量を、また水位変動は毎朝8時のYPで示される水位値をその日の水位の代表とした。このモニター施設は収録用コンピューターの切り替え等により、特に水位の記録に欠測が多く、ここで用いた水位は国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設が美浦村大山湖岸に持つ船舶係留施設ではほぼ毎日メジャーで計測した値を用い、この計測の欠測部分を気象・水象モニターにより補った。これらの値から月毎の降水量と水位の月平均値及び水位最大値・最小値を図示した（図1）。

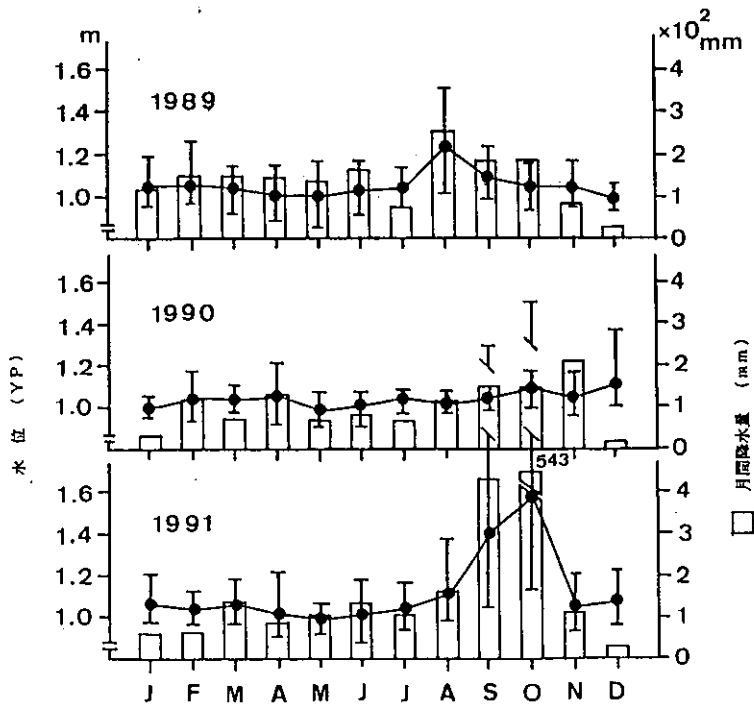


図 1 国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設で観測された霞ヶ浦の水位 (YP) の月平均値の変動と月間降水量変動 (水位は月平均値と月最高、最低値を示す)

水位変動は極めて変動幅が小さいが大雨の降った後にのみ水位上昇が見られることから1985年6月、1986年8月、1991年9月、同10月計4回の雨の後の水位変動を1時間毎の記録から図示した。また同時に時間毎の降水量を示した(図2)。

2. 霞ヶ浦臨湖実験施設における降水量

霞ヶ浦周辺の降水量は年間1200mm程度であるが1989年には1650mm、1990年は1181mm、また1991年は1975mmを記録している。1989年8月には月間雨量は250mmでやや多いのが特徴的である。1990年には特に際だった大雨は観測されていない。1991年には8月下旬以降10月までしばしば台風が来襲し大雨が記録され、特に9月、10月は記録的な大雨が観測された。9月には428mm、10月には543mmで両月で971mmにも達している。

3. 霞ヶ浦の水位変動

霞ヶ浦の水位は1989年には最高値は8月3日にYP 1.51mを、また最低値は5月1日にYP 0.85mを記録しその差は66cmで、年間平均水位はYP 1.06mであった。1990年には水位変動は1989年よりさらに少なく、最高水位は12月3日にYP 1.37m、最低水位は5月11日及び6月12日にYP 0.91mが記録され、年間変動幅はわずか46cmで、年平均水位はYP 1.03mであった。1991年には7月まで水位の大きな変化は見られない。しかし、8月下旬にはYP 1.34m、また9月にはYP 2.28m、さらに10月14日にはYP 2.50mが記録されている。最低水位は6月13日に0.88m、年平均1.12mである。

霞ヶ浦の水位は集中豪雨とならなければ極めて安定した変化の少ない状態を示すが年間通すと、5月頃の水田への灌漑が行われる頃、やや水位の低下が見られる。また台風シーズンに高くなる傾向がある。

4. 大雨後の水位変動

霞ヶ浦の水位が一時的に大きな変動がみられる大雨後の変動パターンを知るため、典型的な雨の後の水位変動を次の4回の例から調べた。まず1985年6月30日、1986年8月4日、1991年9月19日、同10月7日である。

1985年6月30日に91mm、また次の7月1日には27mmの降雨がありその後の降雨は極めて少ない。この降雨前に、6月18日から28日まで74mmの降雨があった。水位の上昇は降雨の始まりと同時に始まり7月1日の降雨終了後53時間目に最高水位のYP 1.85mに達した。その後の29時間ほど水位が変化せず、引き続き緩やかな水位の低下が起き7月8日にはほぼ元の水位に復元している(図2-1)。

1986年8月4日には185mm、また5日には54mmの降雨が見られ、その前後10日間は殆ど雨は降らない典型的な集中豪雨であった。雨の降り始めから2、3時間後に水位の上昇は始まり、降雨

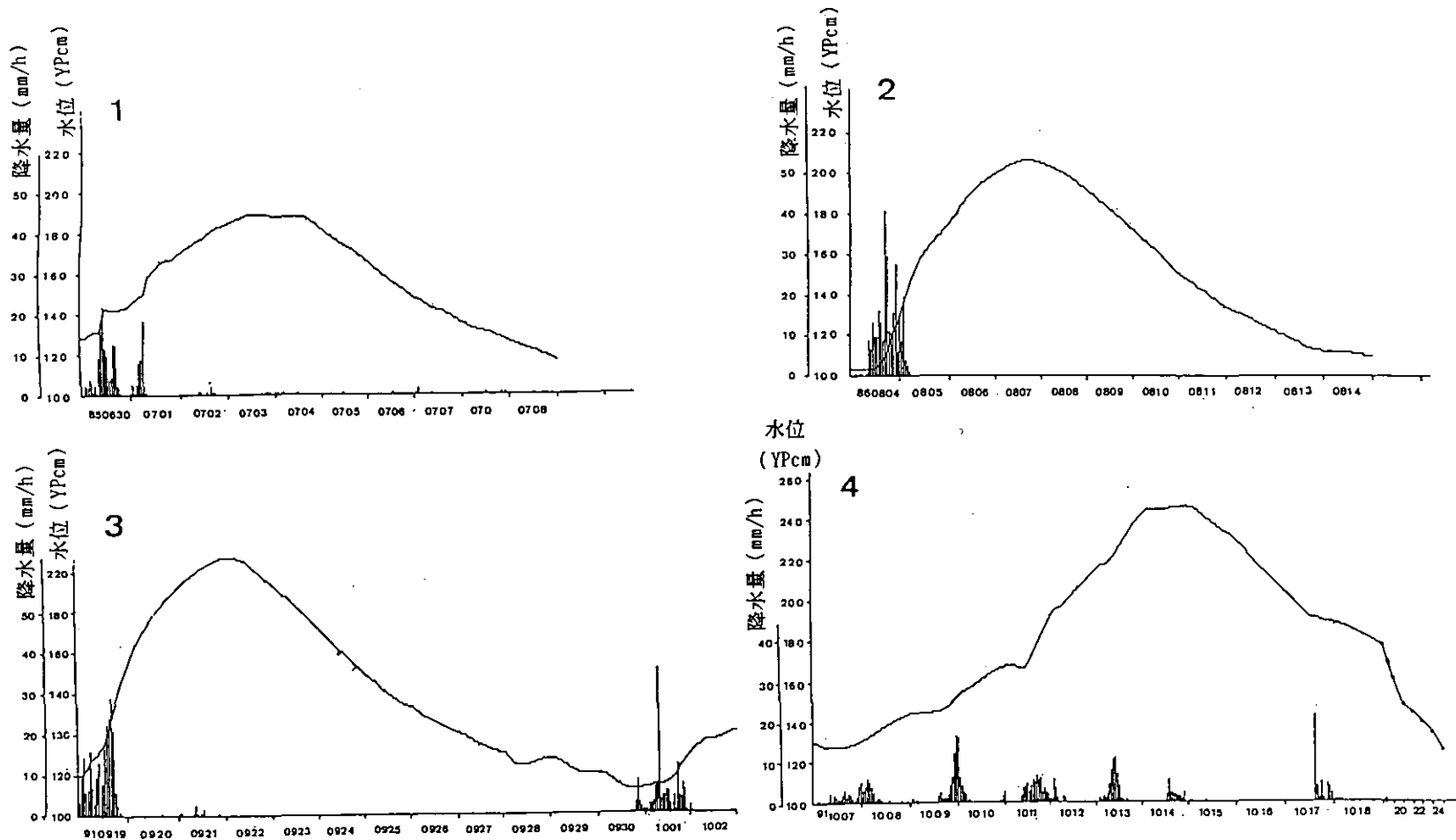


図 2 霞ヶ浦における典型的な大雨後の水位変動（棒グラフは1時間降水量を示す）

終了後56時間後には最高水位の YP 2.06m となりその後徐々に水位は低下し 8月14日に水位の変化はなくなった(図2-2)。

1991年 9月19日に 223mm の降雨があり、水位は急速に上昇し降雨終了後50時間には最高水位の YP 2.28m に達した。この雨の前には 9月 7日から16日まで集中的ではないが合計 160mm の降雨が見られている。9月30日にはほぼ元の水位に復元しているが、翌10月 1日に 107mm の降雨が見られている(図2-3)。

1991年10月 7日より降雨が断続的に続き 1週間以上に達した。降雨量は10月 7日から14日まで毎日それぞれ 29, 32, 60, 24, 61, 16, 54, 22mm で合計 298mm であった。水位の上昇は、徐々にではあったが10月14日に最高水位は YP 2.50m に達し霞ヶ浦の護岸堤高 YP 3.0m にわずか 50 cm にまで迫った。その後の水位低下も緩やかで10月25日に YP 1.24m になった(図2-4)。

臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果

相崎守弘（地域環境研究グループ）

1. はじめに

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

2. 実験方法

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

3. 実験結果

測定結果は経月変化と経日変化とに分けて図 1~19 及び表 1 に示す。クロロフィル a 濃度は年間平均 $46.9 \mu\text{g/l}$ と昨年度の $32.2 \mu\text{g/l}$ よりかなり高い値であった。月別の最高値は 9月の $79.2 \mu\text{g/l}$ と昨年10月の $64.2 \mu\text{g/l}$ に比べかなり高かった。最低値は 1月の $22.0 \mu\text{g/l}$ と昨年 1月の平均値 $2.6 \mu\text{g/l}$ に比べて非常に高く、今年度は異常に高い透明度の上昇はみられなかった。測定値の最高は 8月29日の $191.7 \mu\text{g/l}$ であり、この値も昨年度に比べて著しく高かった。最低は 1月21日の $11.8 \mu\text{g/l}$ で昨年の $0.6 \mu\text{g/l}$ に比べて高かった。

T-P の年間平均値は $96 \mu\text{g/l}$ であった。月平均値の最高は10月の $169 \mu\text{g/l}$ であり、昨年の最高値 $120 \mu\text{g/l}$ 以上の値が 9, 10, 11月の 3ヶ月間観測された。最低は 1月の $48 \mu\text{g/l}$ であった。測定値の最高値は 11月 13日の $800 \mu\text{g/l}$ 、最低値は 1月 17日の $33 \mu\text{g/l}$ であった。11月13日にはクロロフィルと硝酸、亜硝酸を除き測定した全ての値が異常に高かった。溶存無機態リンの年間平均値は $9 \mu\text{g/l}$ であった。9~11月には $19 \sim 29 \mu\text{g/l}$ と溶存無機態リンが湖水中に残存していた。

アンモニア態窒素の年間平均値は 134 $\mu\text{g/l}$ と昨年の 170 $\mu\text{g/l}$ より幾分低い値であった。月別平均値の最高は10月の 280 $\mu\text{g/l}$, 最低は 7月の 19 $\mu\text{g/l}$ であった。7月と 1 月に高い値が観測された昨年と異なり, 7, 9, 10, 11月に 200 $\mu\text{g/l}$ 以上の値が観測された。亜硝酸態窒素の年間平均値は 20 $\mu\text{g/l}$, 月別の最高値は 12月の 58 $\mu\text{g/l}$ であった。硝酸態窒素の年間平均値は 236 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 366 $\mu\text{g/l}$ という値に比べ低かった。月別平均値の最高は 4月の 614 $\mu\text{g/l}$, 最低は 9月の 28 $\mu\text{g/l}$ であった。1 月から 3月にかけて高い値が観測された。DTN の年間平均値は 825 $\mu\text{g/l}$, 月別平均値の最高値は 4月の 1102 $\mu\text{g/l}$ であった。PON の年間平均値は 540 $\mu\text{g/l}$ と昨年度の 337 $\mu\text{g/l}$ よりかなり高い値であった。月別平均値の最高は 10月の 873 $\mu\text{g/l}$, 最低は 4月の 259 $\mu\text{g/l}$ であった。DTN と PON をたした T-N 濃度は T-P 濃度と同様に 9月から11月の秋期の高かった。

懸濁態乾燥重量の年間平均値は 21.59 mg/lであった。月別平均値の最高は 3月の 28.48mg/l, 最低は 4月の 13.44mg/lであった。懸濁態有機炭素 (POC) の年間平均値は 2.98mg/l, 月別平均値の最高は 9月の 4.44mg/l, 最低は 4月の 1.45mg/lであった。C/N 比の年間平均値は 5.6で, 季節変化はほとんど無かった。

昨年度と異なって, 1990年度は透明度の異常上昇がみられず, 年間を通して藻類の増殖が観測され, 懸濁物が多く溶存栄養塩類濃度が低いという結果が得られた。

表 1 霞ヶ浦水質データ月平均値 (1990.4~1991.3)

	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	TP ($\mu\text{g/l}$)	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)	TN (mg/l)
4月	6	17	49	142	26	614	1102	13.44	1.45	259	5.6	22.4	1361
5月	3	19	72	121	20	140	785	15.92	2.21	374	5.6	33.8	1160
6月	9	29	113	209	10	76	599	21.74	2.57	458	5.5	33.2	1058
7月	5	22	93	19	8	70	558	24.68	3.23	576	5.6	41.6	1134
8月	2	18	77	28	8	35	632	18.06	3.18	563	5.7	64.5	1194
9月	19	41	144	280	10	28	849	27.97	4.44	825	5.4	79.2	1674
10月	29	56	169	257	5	36	898	25.31	4.35	873	5.0	58.8	1770
11月	27	46	142	204	30	110	1014	26.54	3.69	687	5.3	52.3	1701
12月	2	24	99	27	58	153	746	22.74	3.33	605	5.5	57.3	1351
1月	1	12	48	116	16	591	1049	15.37	1.76	308	5.8	22.0	1357
2月	1	11	55	40	24	578	947	18.80	2.25	386	5.8	30.8	1333
3月	1	11	65	167	21	403	719	28.48	3.28	567	5.8	60.5	1285
年平均	9	25	94	134	20	236	825	21.59	2.98	540	5.6	46.4	1365

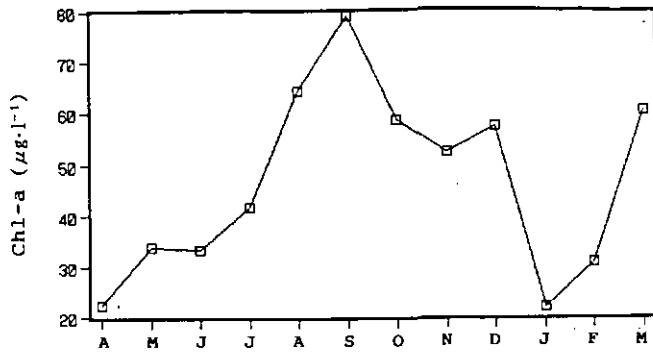


図 1 クロロフィル a 濃度の月別変化

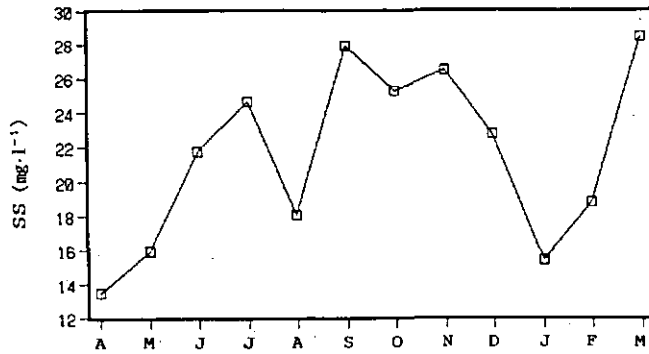


図 2 懸濁物乾燥重量の月別変化

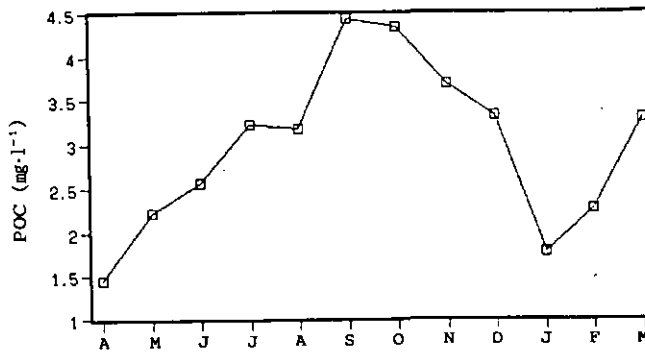


図 3 懸濁物炭素濃度の月別変化

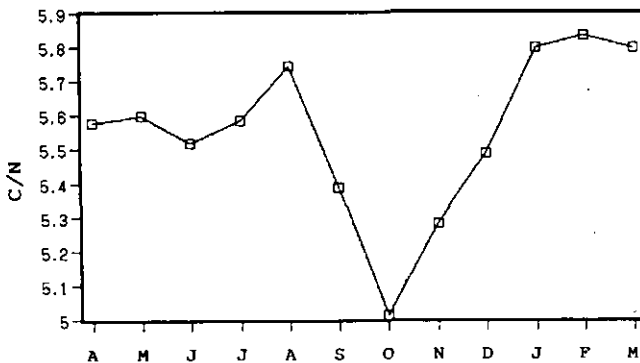


図 4 懸濁物 C/N 比の月別変化

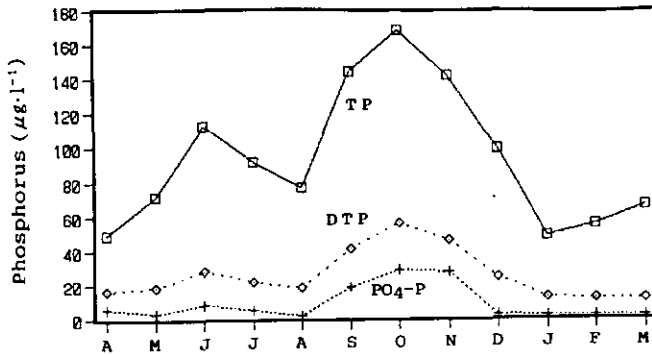


図 5 各態リン濃度の月別変化

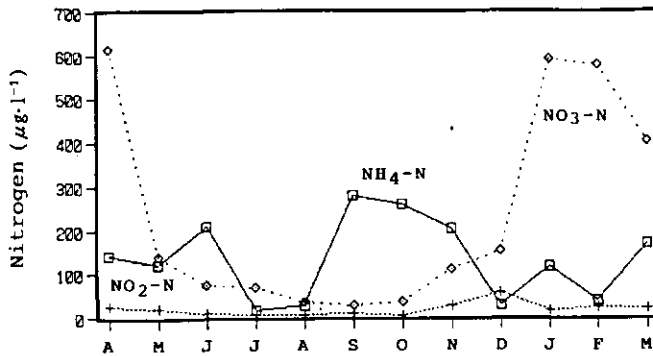


図 6 溶存各態窒素濃度の月別変化

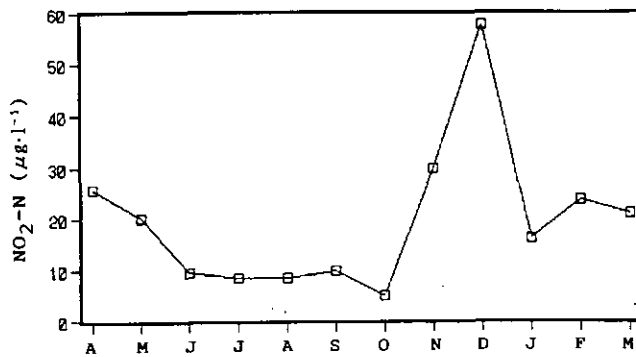


図 7 亜硝酸態窒素濃度の月別変化

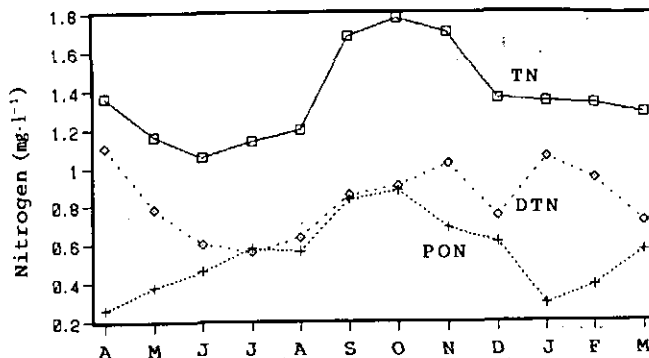


図 8 全窒素, 懸濁態窒素および溶存態全窒素濃度の月別変化

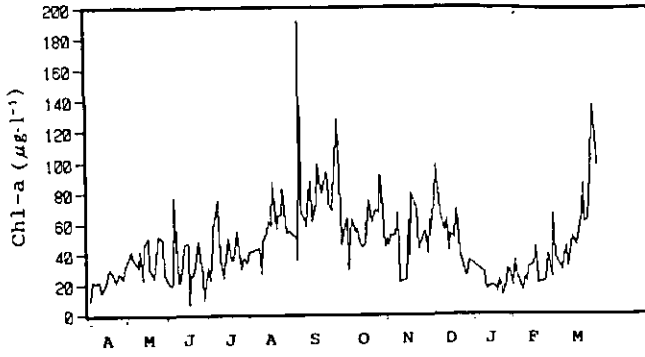


図 9 クロロフィル-a濃度の経日変化

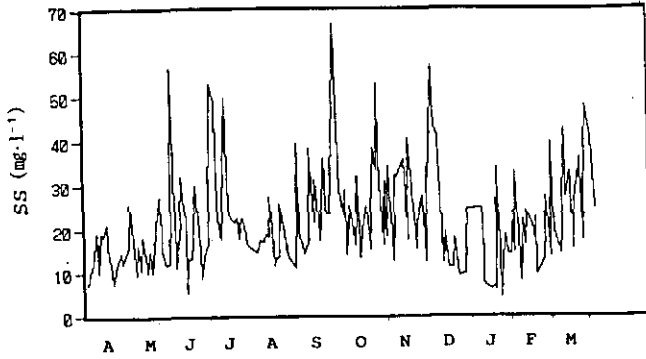


図 10 懸濁物乾燥重量の経日変化

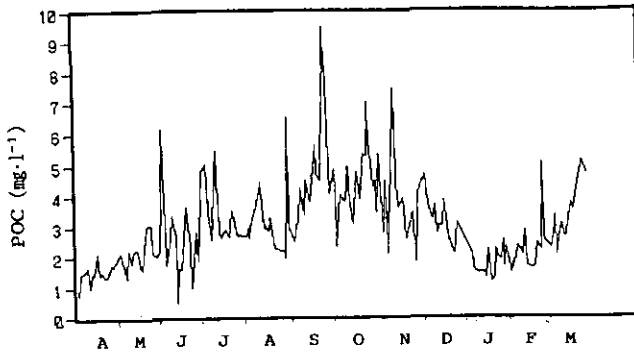


図 11 懸濁物炭素濃度の月別変化

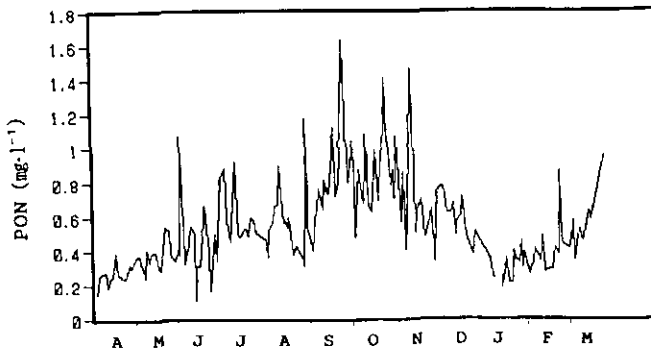


図 12 懸濁物窒素濃度の経日変化

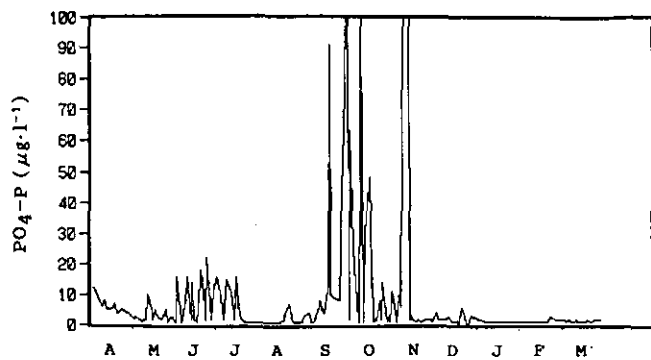


図 13 無機態リン濃度の経日変化

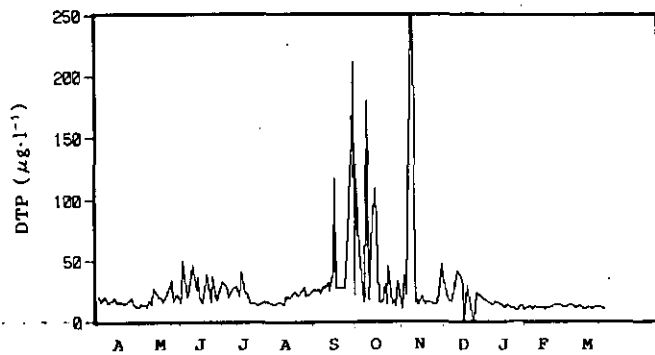


図 14 溶存態全リン濃度の経日変化

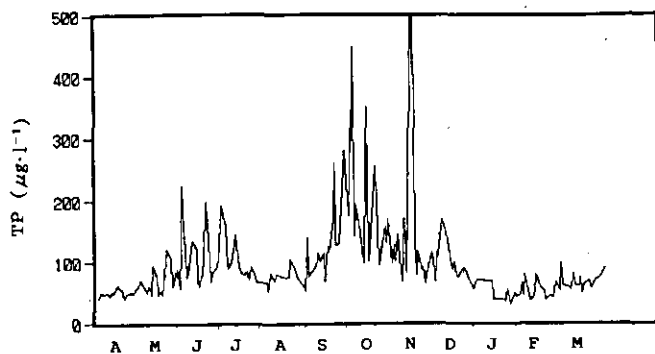


図 15 全リン濃度の経日変化

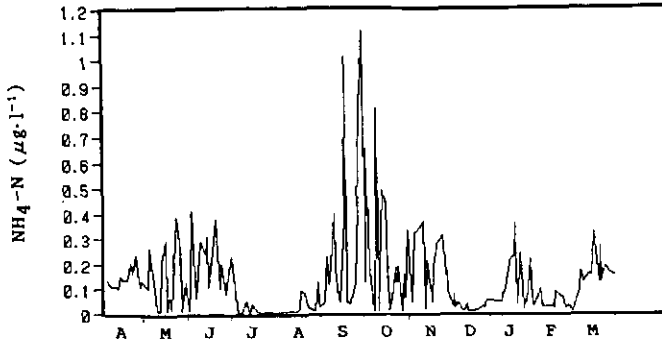


図 16 アンモニア態窒素濃度の経日変化

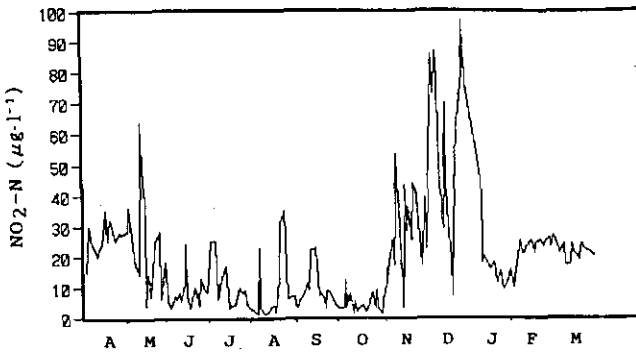


図 17 亜硝酸態窒素濃度の経日変化

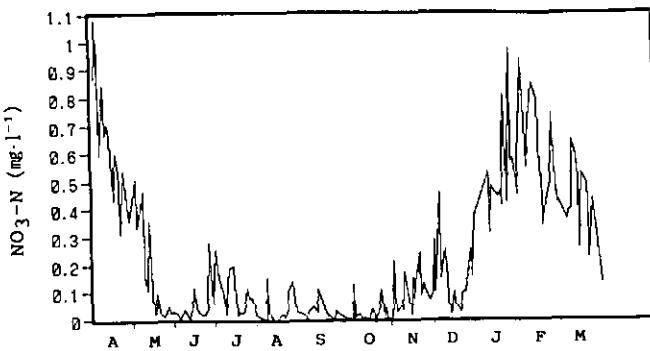


図 18 硝酸態窒素濃度の経日変化

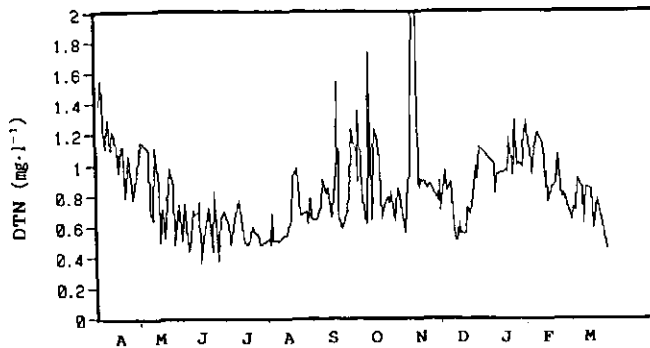


図 19 溶存態全窒素濃度の経日変化

(付)

霞ヶ浦水質データ (1990.4~1991.3)

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
04/02	41	12	20	133	15	867	1388	7.35	0.77	145	5.3	9.6
04/04	49	11	16	115	30	1079	1553	9.95	1.46	254	5.7	22.0
04/06	48	8	20	112	24	597	1106	12.05	1.50	273	5.5	21.0
04/09	50	6	15	112	22	844	1288	19.10	1.66	279	5.9	22.2
04/10	45	8	16	103	20	667	1089	10.15	0.99	187	5.3	14.4
04/12	51	5	17	152	23	703	1219	19.05	1.42	237	6.0	17.7
04/13	49	5	19	138	24	655	1181	18.45	1.43	243	5.9	20.0
04/16	62	5	15	134	35	435	950	21.30	2.12	388	5.5	30.2
04/17	56	7	16	146	25	601	1110	13.20	1.42	266	5.3	28.2
04/19	55	4	16	203	32	571	1116	12.15	1.46	259	5.7	26.0
04/20	41	4	14	164	30	311	783	7.55	1.31	242	5.4	21.7
04/23	48	5	16	235	25	535	1057	11.70	1.33	237	5.6	27.6
04/26	49	4	19	106	28	380	777	14.35	1.72	318	5.4	23.4
04/27	48	4	14	132	27	357	815	11.80	1.67	298	5.6	29.6

05/01	63	2	11	100	28	506	1134	16.10	2.04	370	5.5	42.0
05/02	70	3	14	260	36	333	1146	25.50	2.12	369	5.7	37.4
05/07	49	1	12	61	17	464	1085	9.55	1.29	238	5.4	31.2
05/08	61	2	17	12	17	156	696	16.35	2.21	405	5.5	41.8
05/10	47	2	14	14	14	107	636	10.70	1.78	331	5.4	23.1
05/11	95	10	27	206	64	359	1109	18.05	2.15	379	5.7	45.4
05/14	75	5	22	293	36	26	861	12.20	2.22	393	5.7	50.2
05/15	47	2	19	12	4	23	494	10.10	2.08	370	5.6	30.2
05/16	51	5	19	62	14	92	708	14.60	1.67	289	5.8	26.3
05/18	46	3	16	16	7	24	516	10.15	1.58	287	5.5	24.1
05/21	120	2	23	385	25	13	974	21.60	3.00	539	5.6	52.0
05/24	104	5	33	254	28	49	860	27.40	3.02	519	5.8	48.9
05/25	59	1	16	14	6	25	480	14.90	2.09	381	5.5	27.0
05/28	88	3	22	124	18	28	740	11.53	1.98	339	5.8	20.6
05/30	57	1	15	15	5	20	501	12.13	2.21	405	5.5	19.5
05/31	121	1	21	111	4	7	626	23.80	3.92	374	5.8	21.1

06/01	224	16	49	408	3	5	744	56.87	6.17	1078	5.7	76.8
06/04	74	1	19	67	7	35	434	11.20	1.73	326	5.3	20.8
06/05	79	2	22	105	6	28	452	14.13	1.97	357	5.5	21.0
06/07	120	9	39	290	8	7	704	20.93	2.60	443	5.9	34.1
06/08	134	16	46	280	5	5	666	31.93	3.33	545	6.1	45.6
06/11	122	2	25	236	11	79	686	21.93	2.66	508	5.2	46.8
06/12	69	14	36	305	24	115	755	5.27	0.50	107	4.7	6.6
06/13	59	2	19	107	7	39	353	12.93	1.60	310	5.2	24.5
06/15	79	1	15	209	3	26	516	12.87	1.60	305	5.2	27.2
06/18	198	18	38	375	10	18	714	29.93	3.61	667	5.4	47.7
06/21	68	2	16	104	4	45	429	15.40	2.34	395	5.9	26.2
06/22	82	22	37	200	13	278	830	8.53	0.96	164	5.8	9.3
06/25	90	2	17	78	9	60	369	15.13	2.79	501	5.6	30.9
06/27	103	11	23	150	8	251	645	16.13	1.85	338	5.5	23.0
06/29	191	16	32	228	25	151	695	52.87	4.78	831	5.8	57.8

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
07/02	158	9	29	72	25	97	606	49.13	5.01	881	5.7	74.9
07/04	89	2	19	5	6	22	473	22.07	3.49	579	6.0	35.9
07/06	99	15	26	5	12	181	647	17.47	2.55	449	5.7	24.7
07/09	144	11	29	55	17	194	768	49.87	5.47	924	5.9	50.2
07/12	92	2	20	4	3	17	596	23.60	2.73	489	5.6	35.2
07/13	81	16	41	40	4	30	497	22.27	2.61	484	5.4	36.0
07/16	80	3	22	20	4	23	474	21.47	2.88	528	5.5	54.3
07/17	84	2	23	10	7	55	507	22.80	2.73	531	5.2	42.3
07/19	71	1	16	7	10	112	597	17.93	2.64	486	5.4	30.3
07/20	92	1	15	6	8	79	551	22.73	3.51	599	5.9	37.9
07/23	80	1	15	11	9	79	546	20.40	3.06	578	5.3	33.9
07/24	67	1	13	7	4	17	471	16.60	2.70	503	5.4	41.2
07/31	67	1	17	5	1	1	515	14.47	2.66	462	5.8	43.8

08/01	52	1	16	9	1	0	479	14.73	2.91	424	6.9	36.8
08/02	60	1	15	3	23	152	677	16.73	2.59	365	7.1	26.6
08/03	81	1	15	9	3	23	502	17.33	3.00	527	5.7	48.8
08/06	68	1	14	8	1	0	502	17.07	3.50	574	6.1	54.0
08/07	80	1	14	9	1	0	493	18.80	3.59	665	5.4	61.4
08/09	77	1	16	10	2	1	515	18.07	4.13	672	6.1	58.6
08/10	78	1	15	12	3	14	528	27.40	4.44	901	4.9	86.7
08/13	74	1	14	10	4	19	528	11.53	2.88	558	5.2	56.0
08/14	74	1	20	11	2	9	594	13.07	2.94	582	5.1	64.7
08/16	74	2	19	16	12	40	635	13.40	2.79	532	5.2	65.2
08/17	104	4	19	92	31	101	921	25.67	3.26	596	5.5	82.9
08/20	89	7	24	84	35	138	976	18.80	2.24	376	6.0	54.2
08/22	72	1	20	28	6	28	664	13.67	2.20	435	5.1	54.3
08/27	58	1	28	13	7	22	691	11.40	2.16	344	6.3	50.5
08/28	52	1	20	13	4	17	614	11.13	1.91	314	6.1	35.8
08/29	138	1	21	123	3	3	776	39.47	6.54	1174	5.6	191.7
08/30	76	3	21	26	5	28	644	18.80	2.95	530	5.6	68.6

09/03	89	4	26	44	8	48	632	14.27	2.47	400	6.2	58.6
09/05	94	1	25	227	11	37	685	15.80	3.03	597	5.1	80.3
09/06	114	1	26	114	9	27	720	16.93	3.18	644	4.9	87.3
09/07	99	2	22	137	22	110	902	38.13	4.19	762	5.5	61.4
09/10	114	6	29	396	22	66	800	21.33	3.32	647	5.1	73.1
09/11	67	8	27	176	23	36	844	31.07	4.45	815	5.5	98.8
09/13	125	4	31	59	7	12	652	22.13	3.96	732	5.4	82.9
09/14	116	4	25	46	8	17	695	17.27	3.75	739	5.1	79.4
09/17	169	14	42	383	6	1	1053	36.00	5.22	1045	5.0	93.5
09/18	260	91	116	1010	3	1	1543	30.93	5.60	1124	5.0	90.4
09/19	126	10	27	46	9	34	649	23.40	4.69	717	6.5	72.6
09/21	129	9	27	40	8	20	575	23.27	4.44	796	5.6	68.0
09/25	280	8	27	118	4	8	693	66.60	9.49	1634	5.8	127.4
09/27	202	57	73	581	3	6	1058	33.93	4.75	919	5.2	69.0
09/28	175	60	95	824	3	3	1233	28.53	4.04	806	5.0	45.6

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
10/01	449	207	211	1110	3	1	1080	22.60	4.85	1040	4.7	61.2
10/02	142	2	21	126	12	124	887	28.60	3.95	817	4.8	63.2
10/03	192	63	127	652	3	7	1347	13.93	2.31	479	4.8	29.8
10/05	162	25	57	171	8	20	821	25.00	3.99	875	4.6	62.8
10/08	97	2	16	13	1	1	615	17.27	3.77	676	5.6	53.6
10/09	113	1	22	11	5	7	629	16.13	3.79	715	5.3	55.9
10/11	350	100	179	809	2	3	1733	31.80	4.91	1085	4.5	48.2
10/12	100	1	17	14	3	2	634	13.20	3.66	662	5.5	44.5
10/15	173	39	82	490	4	41	1234	21.87	3.02	632	4.8	46.5
10/17	255	48	108	443	2	5	1147	24.87	4.72	988	4.8	75.1
10/19	95	1	15	14	4	26	639	15.33	3.85	697	5.5	60.5
10/22	129	2	15	62	8	107	746	38.27	5.30	973	5.4	68.5
10/24	157	8	30	181	3	3	791	33.07	5.25	1091	4.8	67.3
10/25	131	2	14	124	9	40	742	52.93	7.02	1413	5.0	91.4
10/26	167	14	44	184	3	7	821	35.53	5.71	1192	4.8	90.3
10/29	96	1	14	11	1	1	625	16.40	4.25	786	5.4	44.0
10/30	127	3	16	153	9	48	824	30.73	4.46	878	5.1	49.9
10/31	100	1	12	66	8	213	840	18.00	3.43	712	4.8	45.4

11/02	144	11	32	326	15	23	740	34.20	5.32	1070	5.0	52.5
11/05	67	1	10	43	25	48	554	12.53	2.77	569	4.9	52.5
11/06	169	10	37	318	17	31	894	32.13	4.42	866	5.1	66.2
11/08	82	6	21	325	53	169	920	31.75	2.06	407	5.1	21.3
11/13	800	385	462	365	3	15	3883	35.62	7.45	1465	5.1	22.6
11/14	115	2	15	16	43	151	879	27.47	4.34	838	5.2	61.7
11/15	78	3	19	207	28	75	838	17.43	3.86	510	5.1	38.9
11/16	116	2	13	184	36	131	901	40.47	3.60	640	5.6	79.6
11/19	84	1	20	44	25	238	880	28.70	3.86	707	5.5	71.4
11/20	90	2	17	188	44	81	844	22.47	3.50	629	5.6	70.9
11/21	62	1	13	244	42	129	868	15.19	2.56	479	5.4	42.7
11/22	79	1	16	280	39	115	868	21.52	2.69	496	5.4	46.1
11/26	115	2	15	312	17	65	808	27.43	3.40	642	5.3	55.2
11/28	66	2	13	152	39	100	758	12.28	1.80	332	5.4	39.7
11/29	101	2	14	169	22	290	895	33.85	3.35	594	5.6	62.7
11/30	111	1	15	84	27	97	700	31.62	4.05	749	5.4	52.5

12/03	167	4	46	32	83	454	963	57.16	4.50	783	5.8	79.2
12/04	163	2	33	76	86	146	835	46.80	4.46	766	5.8	98.5
12/05	158	2	32	23	73	188	836	43.08	4.64	774	6.0	90.1
12/07	134	2	18	45	87	251	884	41.13	3.66	623	5.9	66.8
12/10	86	2	16	12	33	17	509	12.18	3.18	626	5.1	54.5
12/12	100	3	25	15	29	56	501	19.01	3.64	687	5.3	62.7
12/13	75	2	36	40	70	99	620	13.11	2.74	488	5.6	42.1
12/14	74	1	41	7	35	54	553	11.19	2.94	571	5.2	53.3
12/17	89	1	35	10	19	30	543	11.08	2.99	604	4.9	50.0
12/18	82	2	27	10	7	32	553	17.78	3.81	717	5.3	65.6
12/19	91	0	0	14	31	94	713	16.15	3.54	673	5.3	69.2
12/21	76	6	29	15	61	97	669	9.09	2.62	488	5.4	40.5
12/25	56	0	0	32	80	250	990	9.50	2.08	389	5.3	25.4
12/26	59	0	0	22	97	154	904	9.67	2.08	373	5.6	26.5
12/27	71	3	23	54	76	369	1113	24.23	3.05	515	5.9	35.3

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
01/07	69	1	13	47	45	530	1003	24.51	2.06	344	6.0	27.3
01/08	39	1	13	84	18	309	815	7.44	1.63	289	5.7	19.8
01/09	38	1	16	81	20	478	935	7.09	1.49	263	5.7	16.4
01/14	38	1	14	222	16	443	948	5.99	1.43			18.4
01/16	37	1	11	226	18	462	965	6.80	1.45	243	6.0	17.1
01/17	33	1	11	358	17	409	954	5.99	1.30	222	5.8	14.0
01/18	56	1	14	34	11	808	1170	33.85	2.17	354	6.1	22.0
01/21	29	1	11	240	15	424	935	4.04	1.16	205	5.7	11.8
01/23	44	1	11	20	9	975	1290	16.75	1.26	204	6.2	19.6
01/24	48	1	10	50	10	574	1000	18.45	2.22	393	5.7	29.6
01/25	43	1	9	45	11	579	1013	14.26	1.92	340	5.6	28.5
01/28	47	1	13	217	16	449	981	14.04	1.87	328	5.7	18.8
01/29	66	1	13	47	12	692	1216	23.87	2.50	449	5.6	35.4
01/30	46	1	9	33	10	796	1219	14.58	1.67	300	5.6	26.5
01/31	80	1	10	35	13	939	1291	32.84	2.29	386	5.9	25.0

02/04	36	1	12	97	25	550	934	7.95	1.44	256	5.6	15.3
02/05	39	1	9	27	21	723	1096	21.92	1.79	303	5.9	23.3
02/07	49	1	12	25	21	800	1154	15.95	1.87	329	5.7	21.6
02/08	79	1	11	25	23	853	1212	23.81	2.32	406	5.7	30.5
02/12	55	1	11	27	25	788	1135	20.75	2.03	333	6.1	32.4
02/13	56	1	11	35	23	511	851	17.67	2.82	481	5.9	44.5
02/14	50	1	9	21	21	578	953	22.57	2.29	381	6.0	34.2
02/15	36	1	11	87	24	338	755	9.35	1.67	267	6.3	20.2
02/18	44	1	11	72	25	447	854	11.33	1.60	284	5.7	20.3
02/20	42	1	13	61	23	497	873	12.70	1.62	286	5.6	21.8
02/22	67	3	13	24	25	740	1063	27.21	2.40	410	5.9	39.7
02/25	51	2	13	33	26	420	779	13.31	2.17	370	5.9	24.1
02/26	98	2	13	18	23	428	809	39.61	5.03	858	5.9	66.0
02/27	61	2	11	7	27	412	784	19.00	2.48	439	5.7	36.6

03/04	58	2	13	91	21	359	634	14.14	2.24	403	5.5	29.0
03/05	54	1	13	169	22	386	714	19.22	2.36	422	5.6	37.7
03/07	79	2	12	126	24	397	691	42.67	3.28	566	5.8	45.0
03/08	61	1	10	139	17	645	908	27.20	2.00	341	5.9	30.9
03/11	59	1	13	160	17	588	859	32.68	3.01	510	5.9	51.2
03/12	73	2	12	157	18	540	844	29.93	3.00	516	5.8	48.0
03/13	48	1	11	151	24	255	611	15.33	2.67	471	5.7	49.8
03/14	63	1	10	323	21	523	850	26.44	2.58	454	5.7	45.2
03/18	68	1	11	124	19	488	835	35.83	3.68	623	5.9	68.2
03/19	58	1	10	267	23	405	705	25.77	3.65	610	6.0	85.5
03/20	56	2	10	130	24	221	585	16.92	3.51	576	6.1	60.8
03/22	68	1	11	188	22	431	774	47.96	4.16	671	6.2	61.9
03/26	75	2	11	161	21	269	604	40.31	5.10	827	6.2	136.6
03/29	88	2	10	156	20	129	450	24.29	4.69	943	5.0	97.1

資料1 第7回国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム

日時：1991年7月12日（金） 10:00～17:00

場所：国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設大会議室（茨城県稲敷郡美浦村大山）

Tel. 0298-86-0938, 0939, Fax. 0298-86-0387

10:00～12:00 臨湖実験施設研究発表会

1. 東京湾における青潮に関する研究第Ⅲ報
田中秀之, 竹下俊二, 相崎守弘, 木幡邦男, 中村泰男, 滝井 進
2. 日本における陸水酸性化の条件と現状
河合崇欣, 野尻幸宏, 田中 敦
3. 屋外池におけるアオコの優占培養について
相崎守弘
4. 霞ヶ浦湖岸帯における水温変動
春日清一
5. 霞ヶ浦のメタン濃度変動と大気へのフラックス
野尻幸宏, 中村岳史, 大槻 晃
6. 霞ヶ浦の溶存メタン酸化分解速度の測定
中村岳史, 野尻幸宏, 大槻 晃

昼 食

13:00～15:20 シンポジウム「霞ヶ浦を考える」

7. 霞ヶ浦を取り巻く環境変化
相崎守弘
8. 霞ヶ浦流入河川の負荷量の経年変化
海老瀬潜一
9. 霞ヶ浦におけるDOCとフィコシアニンの関係
大槻 晃, 川崎圭一, 相崎守弘
10. アオコを分解する鞭毛虫類について
杉浦則夫
11. 北浦のソコミジンコについて
菊地義昭
12. 霞ヶ浦の水生動物相変動と鳥
春日清一

休 憩

15:40～17:00

13. 霞ヶ浦研究の今後のアプローチ
高村義親
14. 総合討論

所 属	氏 名
石川県公害研究所	沢田 道和
茨城大学・理学部・潮来臨湖実験所	菊池 義昭
茨城大学・農学部	高村 義親
茨城大学	大野 芳宏
茨城県県南地方事務所	桑名美恵子
茨城県公害技術センター	大木 一広
	栗田 初美
	石川 亮市
	大賀 守也
	山本 哲也
	平柳 典亮
東京水産大学・環境保全研究室	大槻 晃
	中村 岳史
千葉県水質保全研究所	半野 勝正
(株)環境研究センター	田中 秀之
	小野 幸子
茨城県土浦市役所・環境保全課	高橋 繁
茨城県衛生研究所	杉浦 則夫
岡山県環境保健センター	片山 靖夫
茨城県内水面水産試験場	外岡 健夫
	岩崎 順
	庄司 邦男
	松原 尚人
	中村 誠
	根本 孝
霞ヶ浦情報センター	沼沢 篤
茨城県企業局・水質検査室	伊藤 睦夫
	伊藤 嘉一
国立環境研究所・地域・湖沼保全研究チーム	相崎 守弘
	春日 清一
国立環境研究所・地域環境研究グループ	内藤 正明
地域・海域保全研究チーム	竹下 俊二
地球・酸性雨研究チーム	河合 崇欣
水環境質研究室	小沢 秀明
	富沢 広喜
水環境工学研究室	原田 茂樹
	海老瀬 潜一
	井上 隆信
地球・温暖化現象解明研究チーム	野尻 幸宏

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)	* 浅い湖沼の生態系管理による水質改善に関する研究(環境容量特研)	春日	90/4 92/3
(小型池)	* 生態系構造の違いによる物質循環の変化に関する研究(環境容量特研)	相崎他	90/4 92/3
	* 富栄養湖におけるアオコ優占機構に関する研究(環境容量特研)	相崎他	90/4 92/3
(成層池)	* 藻類増殖過程の水質変動及びその種組成遷移への影響(環境容量特研)	河合他	90/4 92/3
	* 水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	90/4 永続
人工水路	* 水耕栽培による水質浄化に関する研究(地域経常)	相崎他	90/4 92/3
フリースペース	* 霞ヶ浦産魚類, 甲殻類の成長解析(地域経常)	春日	90/4 92/3
	* 実験用水生生物の保存(地域経常)	春日	90/4 長期
用排水棟	* 上水処理における生物活性炭の検討(小規模排水処理技術特研)	稲森他	91/4 93/3
取水塔	* 水質自動連続測定法に関する基礎的研究(地球経常)	河合	90/4 長期
	* アオコ指標作成のための基礎研究(環境容量特研)	福島, 相崎	90/4 92/3
実験管理棟 (モニター室)	* 気象・水質等モニターデータの整理(地球経常)	河合	90/4 長期
(実験室)	* 河川流下過程の水質変化と河床生物膜の関係についての研究(水質経常)	井上	90/4 92/3
	* 霞ヶ浦のイサザアミ個体群変動要因の実験的解析(環境容量特研)	春日	90/4 93/3
	* 霞ヶ浦の魚類調査(環境容量特研)	春日	90/4 92/3
	* 野外用植物プランクトン現存量測定装置の開発(環境容量特研)	木幡, 相崎	90/4 93/3
	* 環境変動に伴う天然水中の微量成分の挙動に関する研究(地球経常)	野尻	90/4 長期
	* 霞ヶ浦からのメタン・亜酸化窒素の放出に関する研究(地球推進費、温暖化現象)	野尻	90/4 94/3
	* 酸性降下物による陸水の酸性化予測に関する研究(地球推進費、酸性雨)	河合	90/4 93/3
	* 生物資源保護に果たす霞ヶ浦の役割(地域経常)	春日	90/4 93/3
	* 霞ヶ浦の水質・生物変動に関する研究(地域経常及び特別経常)	相崎他	89/4 92/3
	* 無酸素水塊形成機構に関する研究(閉鎖性海域特研)	竹下他	91/4 92/3
	* 植物プランクトン, 特にピコプランクトンの種類と光環境の関係について(科技厅)	高村	91/4 93/3
	* 湖沼における短鎖脂肪酸の消長に関する研究(水質経常)	小沢	91/4 93/3
	* 硝酸性窒素による地下水汚染に関する予備的研究(奨励)	平田	91/4 92/3
素堀池	* 霞ヶ浦貴重動・植物の保存	春日他	89/4 永続