

国立公害研究所研究報告 第57号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 57, 1984.

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII)

Comprehensive Studies on the Eutrophication Control of Fresh waters (VIII)

総括報告

Summary of Researches

昭和55~57年度 特別研究報告

1980-1982

合田 健

Takeshi GODA

環境庁 国立公害研究所
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

国立公害研究所研究報告 第57号 (R-57-'84)

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (Ⅷ)

総 括 報 告

-昭和55~57年度 特別研究報告-

正 誤 表

頁	行	誤	正
45		4. ニジマスによるアサザアミの捕食実験	4. ニジマスによるイサザアミの捕食実験
84	5行目	考察について紹介する。	考察についてのみ紹介する。
90	表 5.12(a)	<i>Aeruginoso</i>	<i>aeruginosa</i>
100	1行目(6.1)	$r^2 = 0.610$	$R^2 = 0.610$
103	9行目	転換され、全国生産の…	転換され、1981年時点で全国生産の
121	図 7.8	生産層の現存量 生産層の変化速度	生産層の変化速度 生産層の現存量
122	図 7.9	分解層の現存量 分解層の変化速度	分解層の変化速度 分解層の現存量

序

昭和55年度から57年度まで特別研究として実施した「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」は、当研究所の研究報告第50号から第56号までにまとめられた。しかしながらこれらの報文は極めて膨大であるので、それぞれの研究について、その位置付けや成果の解説を取りまとめたのがこの報告書である。

この特別研究に先立って、昭和52年度から54年度までの3年間「陸水域の富栄養化に関する総合研究」を実施した。これは霞ヶ浦を主たるフィールドとし、所内のアクアトロン（水生生物実験棟）での諸実験により、水収支、物質循環、水生生物の生態など、陸水、特に湖水の富栄養化現象の機構を明らかにすることができた。これに引き続いて行ったこの特別研究では、陸水域の富栄養化をどのようにすれば防止できるかという研究に踏み込んだものである。

湖の富栄養化を防止するためには、栄養塩の湖水への流入量削減が基本施策とされるが、実際にはこれにかかわる現実的問題として排水規制、下水道整備、畜産・生活排水処理等も検討されなければならない。また湖内で行う施策として底泥しゅんせつ（浚渫）、水生生物などを応用した湖水の浄化なども考えられよう。これらの多くの点については報文中に詳しく検討されているが、特に自然浄化機能を活用した水質改善に関する研究は、次期特別研究に引き継がれることになろう。霞ヶ浦のような汚れた水でもその価値の高い場合、どこまで経費をかければ湖を利用する人々の生活や産業が維持できるかという考え方に立つ社会経済学的な考察も加えられている。これも含め、とるべき施策に対して湖水の水質環境がどう反応するかをみるためには、エコシステムの動態を表現する数学モデルを作ることが必要になる。これはこの特別研究の重要な目標であったが、ボックスモデルを基盤とする動態モデルとして一応の完成を見、数々の数値実験が行われた。このモデルは今後多くの湖の環境保全の検討に汎用されると考えられる。

この特別研究には所内6部40名の参加と、所外32名の客員研究員の協力を得て、水質土壌環境部、合田健部長がその責任者として研究活動が進められてきた。そこでは自然科学だけでなく、社会科学の見地も加味した学際的研究として広い研究活動が繰り広げられたが、今回の一連の研究成果がこの意味からも読者に理解されれば幸いと考えている。

昭和59年3月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

目 次

1. あらまし	1
2. 報告書各冊の内容	
I. 霞ヶ浦流入負荷量の算定とその影響	5
II. 湖内の物質循環とそれを支配する因子	19
III. 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究	39
IV. 霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化	47
V. 霞ヶ浦富栄養化現象のモデル化	53
VI. 富栄養化の影響と防止施策	95
VII. 湯ノ湖における富栄養化とその防止対策	111
3. まとめ	125
4. あとがき	129

1. あらまし

本研究は、1977～1979年度に行った「陸水域の富栄養化に関する総合研究」を受けて、1980～1982年度にわたり行われた。所員39名、客員32名のほか、多数の共同研究員の協力により遂行された。

成果は、国立公害研究所報告第50～56号の7冊に収められており、本冊を加えて8分冊、更に研究資料をまとめた国立公害研究所資料第25号がある。7分冊の内容は本編I～VIIの各章に要約紹介している。第1期特研では、主として霞ヶ浦の富栄養化現象を、主要河川の流入負荷、湖水理、水収支、生物生産、栄養塩現存量分布と変化、ラン藻の生理特性、富栄養度評価指標間の相関関係、霞ヶ浦の漁業や利水に及ぼす水質の影響などの角度から解明した。これを受けて今回の特研では、フィールドとして湯ノ湖をも加え、霞ヶ浦と対照的にその富栄養化の実態と負荷軽減対策を論ずるなどの特色を持たせている。霞ヶ浦への流入負荷についても、前回の特研で十分でなかった点を補い、主要流入河川だけでなく、中小河川も加えて、年間を通しての降雨時負荷流出が、全体に占める割合を明らかにした。霞ヶ浦流域について判明したことであるが、こういう場合に原単位方式で流入負荷を積み上げ計算で求めることが、かなり危険側の結果をもたらすことを、実測をもって示すことができた。

いま一つの重要な成果は、前回の特研当時から検討を進めて来た、環境動態モデルの構築と検証に大きな前進があったことである。一般に、生態系動態モデルには多くのパラメーターが関与し、その大部分が不明確なまま計算が進められることが多い。しかし我々は、霞ヶ浦でこれらを直接観測し、あるいは測定値を分析することにより、大部分のパラメーターに我々自身の得たものを使うことができた。

これに先立ち、水質水理学的な解析とデータ照合とにより、霞ヶ浦西浦を4ボックスに分けてボックス・モデル計算を行うのが妥当との結論を得た。その各ボックスについて水質量と生物量の相互関係、生産・分解消費速度などを表現する多数の方程式を作り、それに基づき3年間の生物・水質等の動態を求めたが、これは方程式数、パラメーター数からみても、これまで我が国湖沼で試みられた動態解析の中で最も綿密なクラスに位置付け得る。また、その計算結果によると、水質変化はもとより、生物の群別個体数変動をもよく説明し得ることが判明した。これは湖沼の水質保全、生態系改善策の論議を科学的に支えるものとして非常に有意義である。

報告書の各分冊ごとにみると、Iでは霞ヶ浦の流域からの汚濁質やN、Pの表面負荷、水面への降下及び内部負荷、地下水からの栄養塩寄与の実態を明らかにした上、雨天時流出量の算定モデルや負荷流出原単位の性格などを詳しく述べている。IIでは、第1期特研に続いて行われた霞ヶ浦西浦における水質、生物、底泥等に関するフィールド調査を基盤として、1、2次生産や粒状

態物質、溶存態リン・窒素等の挙動並びに沈降特性、底泥からのN、Pの再溶出機構と速度、及び西浦全体の物質循環などをカバーしている。IIIは、霞ヶ浦高浜入に設置した隔離水界、すなわち大型の現場マイクロズムを用いる各種の研究成果で、この隔離水界底泥からのリン等溶出を抑制するのに、アルミニウム不溶塩による被覆がどの程度効果を持つか、またホテイアオイ育成による栄養塩除去の効果、ニジマス放流によるイサザアミ捕食などにつき述べている。またIVでは、西浦、北浦における漁獲物の変化と富栄養化度との関係、あるいは漁業の操業実態分析により、内水面漁業で漁民が期待する生産性などを論じた。

Vは、霞ヶ浦富栄養化現象にかかわる動態モデルの構築と水域分割の科学的根拠及びボックス・モデル計算の成果と意義について、詳細に述べている。この研究は、これまで昭和51年以来行ってきた霞ヶ浦研究を総括する形でなされた。その特徴・意義は既述のとおりである。VIでは、点源負荷にのみ一応の対策ができたと仮定して、CODを指標とした1990年水質を予測した。防止対策と関連の深い漁業や水利用について、法制・経済・社会面からの分析や、生活排水、雑排水、埋立浸出水等に対する浄化処理のハードな研究成果を紹介した。

最後のVIIは、湯ノ湖研究調査のまとめである。すなわち、中禅寺湖の上流に位置する湯ノ湖の諸特性と、水収支、底質と水質とのかかわり、窒素・リンの収支とそれに基づく湯ノ湖動態モデル、水質保全対策等を論じている。

本特別研究の参加者は次のとおりである。

研究代表者 水質土壌環境部長 合 田 健

総合解析部

部長	内 藤 正 明
第1グループ	松 岡 譲 原 沢 英 夫
第3グループ	原 科 幸 彦 北 畠 能 房
第4グループ	西 岡 秀 三 青 木 陽 二
第5グループ	中 杉 修 身

環境情報部

業務室	土 屋 巖 白 井 邦 彦 増 田 啓 子
情報システム室	宮 崎 忠 国

計測技術部

大気計測研究室	安 部 喜 也 横 内 陽 子
水質計測研究室	大 槻 晃 河 合 崇 欣
分析室	西 川 雅 高

水質土壌環境部

部長 合 田 健
陸水環境研究室 須 藤 隆 一 田 井 慎 吾 矢 木 修 身
岡 田 光 正 稻 森 悠 平 細 見 正 明
山 根 敦 子
水質環境計画研究室 村 岡 浩 爾 海老瀬 潜 一 相 崎 守 弘
大 坪 国 順 平 田 健 正 福 島 武 彦
地盤沈下研究室 岩 田 敏

生物環境部

水生生物生態研究室 安 野 正 之 春 日 清 一 高 村 典 子
花 里 孝 幸
生物環境管理研究室 岩 熊 敏 夫

技術部

技術室 松 重 一 夫
理工施設管理室 土 屋 重 和
生物施設管理室 菅 谷 芳 雄

(以上40名)

客員研究員

国 松 孝 男 山 本 哲 也 宗 官 功 橘 治 国
大 西 外 明 松 尾 友 矩 西 村 仁 嗣 中 辻 啓 二
佐 橋 謙 赤 羽 政 亮 新 井 孝 昭 高 橋 淳
田 中 昌 一 立 川 賢 一 稻 垣 正 小 沼 洋 司
小 林 稔 山 岸 宏 佐 々 学 高 橋 正 征
渡 辺 仁 治 水 野 寿 彦 生 嶋 功 林 秀 剛
坂 本 充 吉 野 善 彌 国 包 章 一 大 垣 真 一 郎
戎 野 棟 一 盛 岡 通 今 岡 務 萩 原 清 子

(順不同 32名)

所員客員の計71名

2. 報告書各冊の内容

I. 霞ヶ浦流入負荷量の算定とその影響

1. 大気降下物による栄養塩供給と年変動

(担当：計測技術部・安部喜也)

大気降下物由来の栄養塩，特に T-P, PO₄-P, T-N, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N の測定は1977年6月より毎月行い，5年間にわたる観測の結果を今回とりまとめた。降下物の採取は国立公害研究所研究棟屋上で，径23 cm のガラスロートとガラスびんとを組み合わせて行い，分析はオートアナライザーによった。

全体的特徴は表1.1に示すとおりで，月間降下量 (mg/m²/月) は N, P ともかなり変動し，したがって N/P 比も5.1~55.0という広範囲で変動する。これを測定全期間 (1977~1982) の各年平均月降下量でみると表1.2のようになり，N/P 比の変動範囲は16.1 ('78) ~51.5 ('79) とやや収縮する。

全期間を平均すると，単位面積当たりの月間降下率，年間全降下量 (流域全体，湖水面) とはそれぞれ次のようになる。

表 1.1 降下量の月別変化

(単位：mg/m²/月)

月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
N	33.6	58.0	113	122	124	97.2	110	75.4	99.2	76.5	63.3	51.6
P	6.6	2.1	2.7	3.7	3.8	2.9	2.0	2.9	2.2	1.5	3.5	4.1
N/P	5.1	27.6	41.9	33.0	32.6	33.5	55.0	26.0	45.1	51.0	18.1	12.6
降水量	44	51	98	119	130	119	113	107	180	155	99	37

表 1.2 降下量の経年変化

(単位：mg/m²/月)

年	1977	1978	1979	1980	1981	1982	'77~'82
N	64	61	103	95	78	104	84
P	2.1	3.8	2.0	3.9	3.6	2.4	3.0
N/P	30.5	16.1	51.5	24.4	21.7	43.3	28.0
降水量	137 ^{mm}	77	106	114	97	112	104

	平均月間降下量	流域	湖水面
T-N	1010 mg/m ² ・月	1630 t/y	173 t/y
T-P	36 "	58 "	6.2 "

この数字を、1978～1980の3年間の平均値として前回報告 (R-27-'81, 14頁) したものと比較すると、例えば流域降下量は、3年間平均では、T-Nで1649 t/y、T-Pで56.7 t/yであり、さしたる変化はなく、したがって上表に示した値は、かなりの信頼度をもって今後使えると言える。なお、降水中のP、Nの濃度のバラツキについても、前回R-27-'81, 13～14頁に記したと同様で、T-P濃度では0.001～0.757 mg/l、T-Nでも0.15～2.0 mg/lと、かなり変動する。

月間栄養塩降下量の季節変動を、T-P、T-N、NO₃-N、NH₄-Nについて図示したのが図1.1～図1.4である。これからわかるように、各態N及びT-Nの月間降下量は春から秋にかけて毎年大幅に変動する。その季節変動の分析や周期性、各態栄養塩同士の相関性については、原報告 (R-50) 中に詳細に記しているのので、ここでは各態栄養塩降下量間の相関 (表1.3)、降雨量と各態栄養塩濃度との相関 (表1.4) の数値を紹介するに止める。正負相関係数の絶対値はいずれも小さく、降雨量が多いとT-P、T-N値が下がる傾向が認められる程度である。

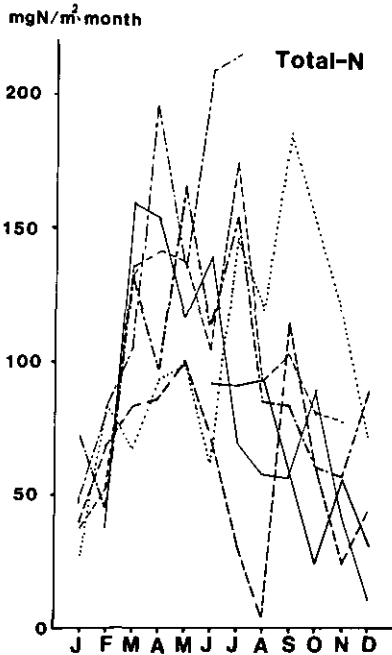


図1.1 各年における Total-N の季節変動

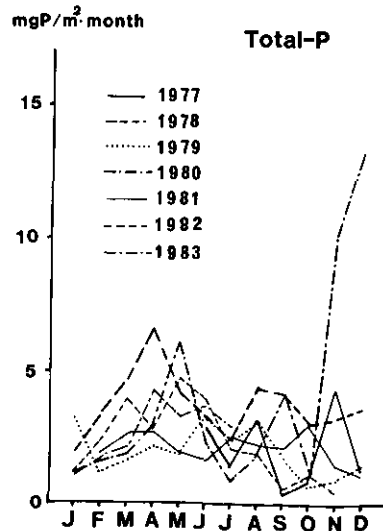


図1.2 各年における Total-P の季節変動

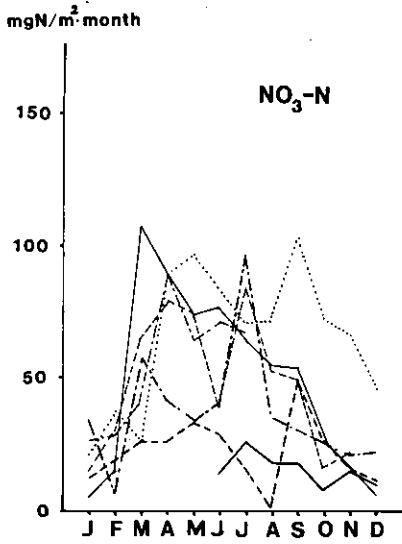


図1.3 各年における NO₃-N 降下量の季節変動

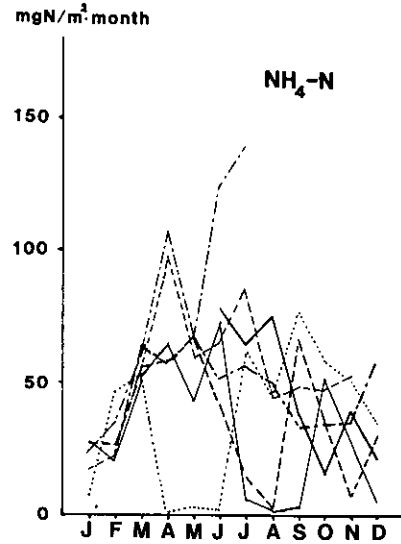


図1.4 各年における NH₄-N 降下量の季節変動

表1.3 降下量の相関

	T-P	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	T-N
T-P		0.118	0.122	-0.221	0.055
NH ₄ -N			0.030	0.342	-
NO ₂ -N				-0.152	-
NO ₃ -N					-
N-N					

表1.4 降雨量と濃度の相関

	T-P	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	T-N
Precip	-0.390	-0.472	-0.194	-0.381	-0.557

2. 霞ヶ浦沿岸地下水の水理挙動

(担当：水質土壌環境部・村岡浩爾，岩田 敏)

沿岸地下水観測は1978年9月、図1.5に示す美浦村の観測から始まった。以来1983年3月まで4年半にわたり、降水の地下水位や地下水流動に及ぼす影響、地下水の霞ヶ浦への流入量の算定、沿岸地下水質に及ぼす水理因子、水理現象について解明を行ってきた。

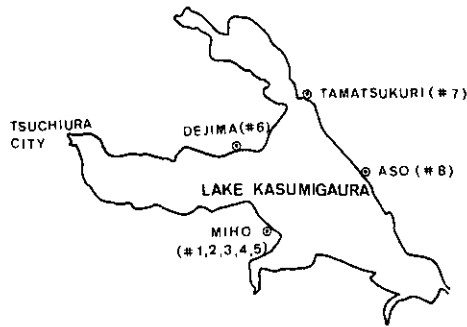
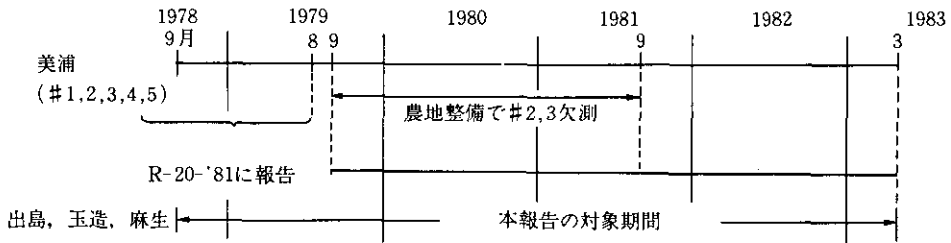


図1.5 沿岸観測井の位置

観測点としては、当初に行った美浦村で、五つの観測井、その他図1.5に示す出島村、玉造町、麻生町にそれぞれ1観測井を設け、全8基について水位の連続観測を、また2週間ごとの水質計測を継続してきた。観測井の記録期間と、これまでに報告したデータ、今回対象としたデータは下図のような関係になる。



(1) 地下水質の長期変動

月平均の水位を3か月ごとにまとめ、I=4, 5, 6月, II=7, 8, 9月, III=10, 11, 12月, IV=1, 2, 3月として図示すると図1.6のようになる。この結果から

1) 水位は長期的にみるとあまり変化していない。

2) 玉造の地下水位は湖水位と同程度か、やや下回る状況である。このことは、R-20-'81 (94頁 図19) に述べたように、玉造、浮島、阿見で湖水の流出がありそうだと予見したが、それが新しい観測井のデータにより確かめられた。

3) 雨量、湖水位、地下水位の3者の相関は長期的にみると不明確であり、より短期的な考察を要する。

(2) 地下水位の短期変動

1982年9月に18号台風の影響で、湖水位が1 m近く上昇し、その後約25日かけて水位は元に戻

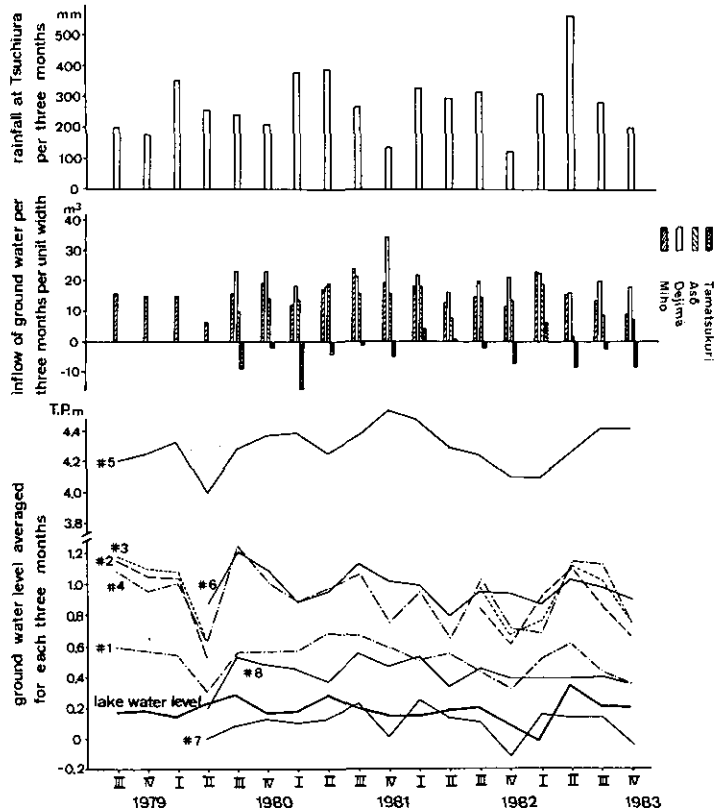


図1.6 地下水位と流入量，土浦雨量

った。これに対応して沿岸地下水位も，その変動幅は井戸の位置により差があるが，同様の動きを示した。この自然の実験と日常の観測結果とから，次のようなことが言える。

1) 降雨があると即時，地下水上昇が起こるが，その後は，湖水位変動にほぼ追従する形で地下水位が減じていく。

2) 湖の東岸では，麻生のように湖水位上昇量以上に地下水が上昇する所もあり，また玉造地点のように，常に地下水が湖水位より低い部分もある。

3) 今後霞ヶ浦開発事業の進展によって，もし湖水位の低下が長期化した場合は，地下水位の低下も長期になるであろう。

(3) 地下水の湖域への流入量

前報 (R-20-'81) に記したと同様な方法で，美浦地区以外の観測による地下水動水こう配から，Darcy 式により地下水流入量を検討した。出島での記録を除き他の観測地点での平均流入量は，湖岸線沿いに $66.37 \text{ m}^3/\text{m}/\text{y}$ だから，西浦全体では地下水流入量 $8.03 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{y}$ ，一方の河川流

入量総計は $7.5 \times 10^8 \text{ m}^3/\%$ なので、地下水流入量の河川流入量に対する比率は1.07%となり、これまで行った推定と大きな差はないことがわかる。

3. 霞ヶ浦沿岸地下水の水質特性

(担当：水質土壌環境部・村岡浩爾，岩田 敏)

前項で地下水の湖内への物理的寄与を調べたから、これと地下水質測定結果とから水質負荷を算定できる。対象とした地下水質観測点は前項2と同じ8地点で、分析項目は、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、溶存物質のCOD (D-COD) 及び Cl^- の6項目であり、解析の対象とした期間は1981年4月～1983年3月にわたる2年である。

(1) 水質特性

1981年4月以来の出島(井6)、玉造(井7)、麻生(井8)及び湖水の $\text{PO}_4\text{-P}$ 観測値変化を図1.7に、併せてこの間の毎月降水量(mm)を表1.5に示した。この結果から見ると、一般に西浦北・東岸沿いの地下水は $\text{PO}_4\text{-P}$ 値が湖水のそれよりかなり高く、ことに玉造(井7)のそれは極めて高い。2年間をおしなべてみても、地下水の農地などへの揚水利用が、表流水かんがいの際多くの栄養塩負荷を農地に与え得ることがわかる。この量は正確には見積もりがたいが、次に記す湖盆への地下水直接寄与分にかなりの割増しを考えねばならないことを示唆する。

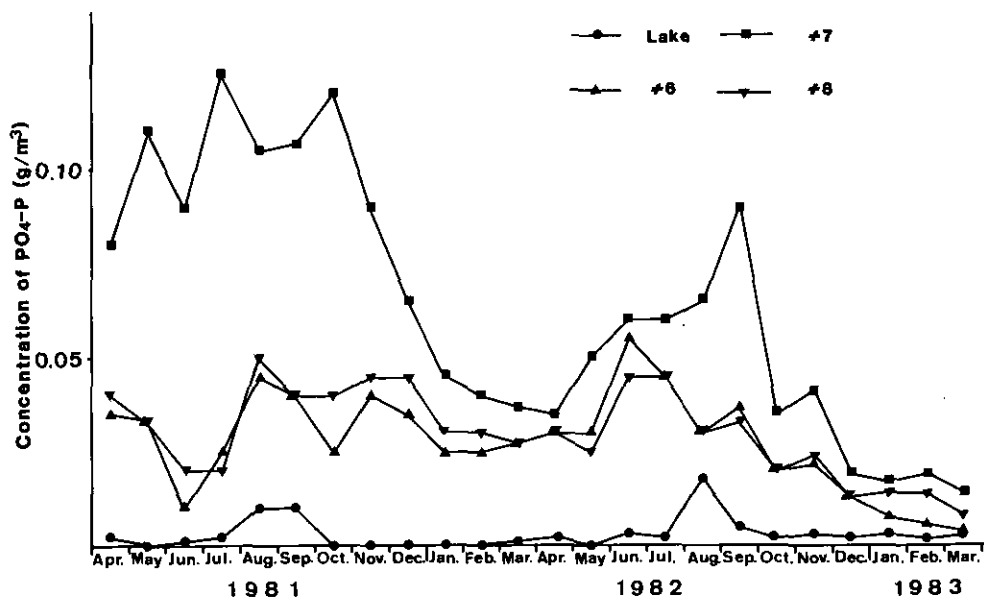


図1.7 湖水及び出島(井6)、玉造(井7)、麻生(井8)観測井中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の変化

表 1.5 江戸崎観測所の月降水量

	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	計
56年度	172	134	111	77	96	125	291	71	11	52	47	78	1265
57年度	100	73	154	162	78	396	180	125	33	25	64	132	1522
51-57年度 平均値	123.9	139.6	124.9	105.4	121.3	203.0	169.4	93.0	34.1	41.6	43.3	118.1	1317.6

(2) 地下水による負荷量

西浦湖盆への地下水流入に基づく直接的負荷量を計算すると、T-P について総流入負荷量の0.09%、T-N では0.08%、COD で0.17%であり、これらの数値を見る限り、そう問題にはならないが、上記のとおり、総流入負荷に農業用などへの地下水間接流入分がかなりの割合で含まれることに注意せねばならない。

4. 霞ヶ浦流入河川による総流入負荷量の評価

(担当：水質土壌環境部・海老瀬潜一)

湖沼への表面流出負荷を論ずるとき、点源 (point source) と非点源 (non-point source) とに分けて論じられることが多い。これは点源負荷が規制対象になり易く、非点源のそれは規制になじみにくいことも関係している。しかし研究的立場からすると、原単位方式による計算にいま一つ信頼がおけないところが問題である。したがって、観測から正確に流出負荷をつかむことを模索し、結局、海老瀬らが行ったように晴天時負荷と雨天時負荷とを別々に求めるやり方で、総負荷量をより正確に把握することになった。

従来の負荷量計算、あるいは負荷量研究では、雨天時の寄与分が晴天時のそれに比し、どの位のウェイトを持つか判然としなかった。だから、雨天時負荷が現実には総負荷量において大きい意味を持つ可能性は指摘されたが、それほど説得力はなかった。1977年以来、本特研の表面流出負荷研究グループが、5年以上にわたり、精力的に霞ヶ浦流域の流出負荷調査を行って得た結論を述べると、正確な総負荷量を求めるためには、ある一定の降雨量に達するまでの状況を晴天時として、なるべく全河川・水路の同時24時間流出調査を行い、これから晴天時流出量を求め、それと別個に、山地型とか都市型、田園型などに類型化した諸河川について、上記一定率以上の降雨の際の流量、水質の連続観測を行い、雨天時負荷を求め、これと前記晴天時負荷との和をもって総流出負荷とする方法が、現在考えられる最も的確な負荷算出法だということである。しかし流域が広いとばく大な労力、時間を要するので、必ずしも全国の湖沼流域に即時実施できるわけではない。しかし、以下に得た晴天時、雨天時の負荷比率や、負荷算出式の特性係数 a 、 n は、相似た流域特性、水文特性を有する他流域により参考資料となるであろう。

(1) 霞ヶ浦流入河川の晴天時流出負荷

上のような考え方に従い、西浦流入26河川につき1982年8月、同時負荷調査を行ったほか、晴天時全負荷の80%以上を占める主要10河川に対し毎週1回定時に、1年間にわたる負荷変動調査を行い、さらに全負荷の90%以上を占める13河川流域では晴天時24時間調査を行い、それぞれの結果を相互比較し、確度の高い晴天時負荷の数字を得た。それによると T-N で全河川2095 t/y, T-P で125 t/y, T-COD で5080 t/y, DTN では1702 t/y, DTP は44.3 t/y, D-COD で2967 t/y である。

(2) 霞ヶ浦流入河川の雨天時流出負荷

降雨時流出負荷は、山地型河川、田園型河川、市街地型河川の典型的なものにつきそれぞれ行ったが、負荷率表示回帰式から晴天時流出分を差し引いた総流量 ΣQ_{net} (降雨による日 net の総負荷) により、雨天時流出総負荷 ΣL_{net} を次の型の式で表すのが妥当との結論を得た。

$$\Sigma L_{net}/A = a (\Sigma Q_{net}/A)^n \quad (1.1)$$

(A は流域面積, a は係数, n は指数)

晴天時と降雨時の境となる降雨量は11 mm をとった。データ整理には11 mm 以上の降雨をさらに6段階に分け整理した。a, n の具体的な値については次項5で述べる。

このようにして得た雨天時流出負荷分を合算すると、西浦への河川由来年間総負荷は T-N で2,943 t/y (晴天時分の45%増し), T-P で253 t/y (晴天時分の100%増し), T-COD で11,147 t/y (晴天時分の120%増し) となる。降雨時流出分が降雨規模によりいかに累加されるかを表1.6, 1.7, 1.8に示したが、T-P 及び COD 負荷が、雨天時流出分の加算により100~120%増加するということは注目すべきことで、これは全国の湖沼・海域への流出負荷計算に参考となろう。ただし、霞ヶ浦流域の降雨量は全国平均から見ると少ない方であること(全国平均は1750 mm/y), また、同流域が全国湖沼の流域と比べるとかなり平坦な方に属し、森林地が少なく、火山灰土壌であるこ

表 1.6 T-N の総流入負荷量

晴天時流出分		2,095 t/y					
直接流出率		0.275	0.25	0.225	0.20	0.175	0.15
降雨時流出分	21mm以上の降雨	836	762	689	615	542	466
	16mm以上の降雨	985	899	811	724	639	548
	11mm以上の降雨	1,154	1,054	948	848	749	644
総流出負荷量	21mm以上の降雨	2,931	2,857	2,784	2,710	2,637	2,561
	16mm以上の降雨	3,080	2,994	2,906	2,819	2,734	2,643
	11mm以上の降雨	3,249	3,149	3,043	2,943	2,844	2,739

表 1.7 T-P の総流入負荷量

晴天時流出分		125 t/y					
直接流出率		0.275	0.25	0.225	0.20	0.175	0.15
降雨時流出分	21mm以上の降雨	119	110	100	90	80	70
	16mm以上の降雨	142	131	119	108	96	83
	11mm以上の降雨	169	155	141	128	114	99
総流出負荷量	21mm以上の降雨	244	235	225	215	205	195
	16mm以上の降雨	267	256	244	233	221	208
	11mm以上の降雨	294	280	266	253	239	224

表 1.8 T-COD の総流入負荷量

晴天時流出分		5,080 t/y					
直接流出率		0.275	0.25	0.225	0.20	0.175	0.15
降雨時流出分	21mm以上の降雨	6,259	5,672	5,083	4,493	3,916	3,329
	16mm以上の降雨	7,301	6,623	5,922	5,242	4,577	3,879
	11mm以上の降雨	8,458	7,680	6,846	6,067	5,302	4,506
総流出負荷量	21mm以上の降雨	11,339	10,752	10,163	9,573	8,996	8,409
	16mm以上の降雨	12,381	11,703	11,002	10,322	9,657	8,959
	11mm以上の降雨	13,538	12,760	11,926	11,147	10,382	9,586

とを考慮せねばならない。また、全観測期間に、豪雨のため大量土砂流失をみることがなかったことも断っておく必要がある。だから上記の数値は、西日本に多い砂質土壌にもそのまま適用できるものとは考えがたく、こうした精密流出負荷観測を、少なくとももう2～3箇所代表的に行ってみる必要がある。

5. 降雨流出負荷算定モデル

(担当：水質土壌環境部・海老瀬潜一)

精度の高い総流入負荷量を得るための式として (1.1) が提案されたが、これは従来使われた式

$$L = aQ^n$$

と基本的考えは同じだが、 ΣQ_{net} を基本にしていることと、降雨時負荷、晴天時負荷を分離して考えていることが特徴である。あとで示すように a と n の値がまちまちでなく、対象水質項目によってある狭い範囲に限定される。この型の式を、湖沼の環境動態シミュレーションにモデル式と

して用いることが望ましい。

海老瀬が提案した負荷算定モデルは、既に前報 (R-21-'81) で報告した回帰モデル式形の適用性を確認したものであるというべく、1降雨における累加流出負荷量 L_{gross} を縦軸にとり、一方の累加流量 Q_{gross} を横軸にとって観測値の両対数紙上での変化をみると、流出末期の流量漸減期に、ある限界値に接近することからこのような整理をした。本総括では両対数紙プロット図はすべて略し、モデル式と係数值、data-fitting における相関係数值などを表 1.9, 1.10 に一括して示す。

回帰モデルは次の四つの型につき検討した。すなわち

1) 第1モデル

$$\Sigma L_{gross}/A = a \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^n \quad (1.2)$$

これは晴天時流出負荷が雨天時のそれに比し無視できるときに用いる。

2) 第2モデル

$$\Sigma L_{net}/A = a \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^n \quad (1.3)$$

この場合は式型は (1.1) と同じだが、1降雨の直接流出による降雨時流出負荷量を ΣL_{net} として扱う。 ΣQ_{net} も晴天時流量を差し引いた降雨による総流量を意味する。

表 1.9 回帰モデル式の一覧

モデル モデル 式	第1モデル	第2モデル	第3モデル	第4モデル
水質項目	$\Sigma L_{gross}/A = a \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^n$	$\Sigma L_{net}/A = a \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^n$	$\frac{\Sigma L_{net}}{A \cdot T_{air}} = a \cdot \left(\frac{\Sigma Q_{net}}{A \cdot T_{air}}\right)^n$	$\Sigma L_{net}/A = a \cdot \left(\frac{\Sigma Q_{net}}{A \cdot T_{rain}}\right)^n$
SS	$0.003113 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{1.641}$ ($r=0.884$)	$0.01567 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{1.277}$ ($r=0.875$)	$0.03738 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{air})^{1.300}$ ($r=0.760$)	$0.1207 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{1.418}$ ($r=0.770$)
T-COD	$0.001244 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{1.272}$ ($r=0.938$)	$0.1832 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{1.009}$ ($r=0.877$)	$0.01786 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{air})^{1.037}$ ($r=0.780$)	$0.1367 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{1.076}$ ($r=0.740$)
P-COD	$0.0002287 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{1.415}$ ($r=0.876$)	$0.03493 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.925}$ ($r=0.746$)	$0.092269 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{air})^{1.355}$ ($r=0.793$)	$0.02722 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{1.251}$ ($r=0.722$)
T-N	$0.003705 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{0.975}$ ($r=0.946$)	$0.005473 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.933}$ ($r=0.955$)	$0.005318 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{air})^{0.852}$ ($r=0.898$)	$0.02167 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{1.053}$ ($r=0.853$)
P-N	$0.0007104 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{1.021}$ ($r=0.877$)	$0.001860 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.942}$ ($r=0.818$)	$0.001471 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{air})^{0.944}$ ($r=0.642$)	$0.02532 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{0.895}$ ($r=0.635$)
T-P	$0.0004931 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{0.997}$ ($r=0.843$)	$0.001350 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.889}$ ($r=0.698$)	$0.0004390 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{air})^{1.044}$ ($r=0.590$)	$0.01016 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{0.887}$ ($r=0.557$)
P-P	$0.0001516 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{1.092}$ ($r=0.802$)	$0.002284 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.853}$ ($r=0.949$)	$0.001906 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{air})^{0.786}$ ($r=0.871$)	$0.01130 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{0.919}$ ($r=0.812$)

表 1.10 溶存態成分の回帰モデル式一覧

モデル モデル式	第 1 モデル	第 2 モデル	第 3 モデル	第 4 モデル
水質項目	$\Sigma L_{gross}/A = a \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^n$	$\Sigma L_{net}/A = a \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^n$	$\frac{\Sigma L_{net}}{A \cdot T_{dir}} = a \cdot \left(\frac{\Sigma Q_{net}}{A \cdot T_{dir}}\right)^n$	$\Sigma L_{net}/A = a \cdot \left(\frac{\Sigma Q_{net}}{A \cdot T_{rain}}\right)^n$
Cl ⁻	$0.1991 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{0.670}$ ($r=0.821$)	$0.07082 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.744}$ ($r=0.943$)	$0.04904 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{dir})^{0.622}$ ($r=0.837$)	$0.2244 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{0.831}$ ($r=0.834$)
D-COD	$0.02177 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{0.805}$ ($r=0.902$)	$0.09604 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.652}$ ($r=0.878$)	$0.06511 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{dir})^{0.475}$ ($r=0.661$)	$0.2753 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{0.722}$ ($r=0.771$)
D-N	$0.002372 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{0.577}$ ($r=0.957$)	$0.002986 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.539}$ ($r=0.908$)	$0.001579 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{dir})^{1.005}$ ($r=0.783$)	$0.003000 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{1.286}$ ($r=0.807$)
D-P	$0.002930 \cdot (\Sigma Q_{gross}/A)^{0.611}$ ($r=0.627$)	$0.0008094 \cdot (\Sigma Q_{net}/A)^{0.663}$ ($r=0.620$)	$0.0003564 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{dir})^{0.580}$ ($r=0.409$)	$0.0006219 \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^{0.531}$ ($r=0.689$)

3) 第 3 モデル

$$\Sigma L_{net}/A \cdot T_{dir} = a \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{dir})^n \quad (1.4)$$

T_{dir} は1降雨の流出期間あるいは観測時間であって、その間の降雨時流出流量 ΣQ_{net} と総流出負荷量とを結びつけるもので、流出時間に対応した流量、負荷量をとるという、いわゆる流出強度の考えを具体化した。

4) 第 4 モデル

$$\Sigma L_{net}/A = a \cdot (\Sigma Q_{net}/A \cdot T_{rain})^n \quad (1.5)$$

T_{rain} は実質的な降雨継続時間で、本式は降雨強度に注目したモデルである。

観測データは各種のタイプに属する流入5河川、10地点、28降雨から求めた。表1.9、1.10に見るように、各モデルとも回帰式の相関係数値はかなり高い。T-COD、T-N、T-Pについてみる限り、第1、第2モデルがより確度が高いようである。全体項目を通じて、第1、2モデルはほぼ安心して使えるように思える。

6. 流域内土地利用形態別負荷原単位

(担当：水質土壌環境部・海老瀬潜一)

湖沼のみならず、河川、海域に対しても COD や N、P などの原単位をもとにした負荷計算が今日一般的である。しかしそのほとんどは、借りものの原単位に基づいた計算で現実との確かな照合例は希少である。前章4、5に論じた負荷流出量を、原単位値で示すとどうなるか、また霞ヶ浦以外ではどうかを考察しなければならない。

ここでは、霞ヶ浦流入河川流域で得た負荷流出観測データを、流域の土地利用形態、区分面積と関係づけ、重回帰分析によって土地種別に負荷流出率、流達率を求めた。また、土地利用形態が割合一様な流域からの負荷流出を実測し、そのデータからも負荷原単位値を吟味した。

重回帰分析の対象とした負荷データは、前記の主要10河川のもので、週1回行った定時観測値であり、多重線型回帰式は次の形である。

$$a_{1k}X_{1jk} + a_{2k}X_{2jk} + \dots + a_{ik}X_{ijk} + \dots + a_{nk}X_{njk} = b_{ijk} \quad (1.6)$$

ここに X_{ijk} は、 k 番目の水質項目について河川 j の地面単位面積当たりの流出負荷量を表し、 a_{ik} は水質項目 k の地面積 i の土地の全流域面積に占める比率であり、 b_{ijk} は、項目 k 、河川 j における比流出負荷量である。同型の式を対象河川の数だけ作り、各水質項目について重回帰分析を行うわけであるが、水面や水辺地、ハス田など面積比率の小さいものは $a_{ijk} \cong 0$ とした。成果のうちから表1.11, 1.12, 1.13を示す。

表1.11 重回帰分析による土地利用形態別流出負荷量原単位

土地利用形態	T-N	T-P	T-COD	Cl ⁻
水 田	911	189	12,600	20,200
畑 地	2,939	77	-2,100	5,960
市 街 地	4,645	294	11,400	47,200
重相関係数	0.898	0.772	0.900	0.904

表1.12 多重回帰分析結果

(単位: kg/km², y)

河川数	土地利用形態	T-N	T-P	T-COD	Cl ⁻	SS	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	PO ₄ ³⁻ -P
5 河 川	水 田	2270	90	120	11000	—	—	30	1400	90
	畑 地	820	—	—	2200	22700	880	—	1600	—
	市 街 地	3600	1020	14000	32000	23700	980	350	—	570
	r	0.987	0.979	0.984	0.997	0.918	0.948	0.996	0.969	0.985
6 河 川	水 田	2400	120	1860	13200	—	—	60	1400	90
	畑 地	1100	—	310	6600	18900	1070	—	1450	—
	市 街 地	3440	1000	13200	29000	25900	850	320	440	540
	r	0.987	0.976	0.974	0.985	0.910	0.931	0.967	0.971	0.979
7 河 川	水 田	690	220	2800	5700	130	—	60	30	130
	畑 地	1960	—	—	10400	16000	980	—	2140	—
	市 街 地	4800	910	12500	35600	21600	730	320	630	500
	r	0.954	0.968	0.976	0.974	0.905	0.925	0.974	0.848	0.979

表1.13 土地利用形態別流出負荷量原単位による霞ヶ浦への総流入負荷量の算定

	T-N(t/y)		T-P(t/y)		T-COD(t/y)		Cl ⁻ (t/y)	
	18 河川 流 域	西 浦 全集水域	18 河川 流 域	西 浦 全集水域	18 河川 流 域	西 浦 全集水域	18 河川 流 域	西 浦 全集水域
田 園 地	808	959	118	140	2,113	2,509	3,499	4,154
市 街 地	261	289	74	83	820	911	3,443	3,825
小 計	1,069	1,248	193	223	2,933	3,420	6,941	7,979
林 地	86	95	19	21	52	58	382	422
合 計	1,155	1,343	211	244	2,985	3,478	7,323	8,401

表1.11のように、1部に負の原単位値が出てくるが、これは工場、小事業場など点源負荷寄与が正確につかめなかったのが原因で、4の冒頭に述べたように、一般に、点源、面源負荷混在流域で、観測から正確な原単位値を求めることが至難であることを示している。

こうして求めた流出負荷量原単位値を用いて、表1.13に示すように、全河川につき霞ヶ浦西浦への総流入負荷量を求めたところ、直接観測に基づく値と比べて、T-Pはほぼ同じだが、T-N、T-CODではそれぞれ45%、31%という著しく低い値を示した。これは表11~12の基本データ整理で地表工種を3種類にしか大別しなかったこと、また点源と面源の負荷を細密にとらえ得なかったこと等があるにしても、任意に仮定した原単位値による負荷計算がかなり危険側の結果をもらす例ということができ、その意味するところは重要である。

7. コイの小割式養殖業からの栄養塩負荷

(担当：水質土壌環境部・相崎守弘，客員及び共同研究員・串田克則，赤羽政亮)

霞ヶ浦におけるコイの小割式養殖からの負荷量算出には、前報(R-27-'81)の50頁にも示した次式から求めた。

$$L = F \left(\frac{\alpha}{E} - \beta \right) \quad (1.7)$$

ここにL：負荷量，F：コイの生産量， α ：餌中の栄養塩含有率，E：食餌効率， β ：コイの栄養塩含有率

β については、コイの体重に対するN、P、Cの割合はそれぞれ6.56% (N)、1.1% (P)、45% (C)である。一方コイの生産量は近年、5000~7000 t/yであり、これに伴い養殖由来の湖への負荷率も増大しつつあり、1976~1981年のデータではNで460~630 t/y、Pで90~120 t/y、Cが3500~4700 t/yと推定されている。

一方霞ヶ浦西浦のコイ養殖点の集中度からみて、負荷の分割は高浜入で16%、土浦入が25%、湖心域59%ということになる。最も多い湖心域でいうと、養殖由来の負荷の全流入負荷に対する

割合は、4月～10月の給餌期間ではNで47～59%，Pが62～68%と推定され、これを全年間に均しても、Nが34～43%，Pが46～51%に達する。

給餌によってコイから排せつされる栄養塩の形態は、窒素化合物は大部分が溶存態であるのに対し、リン化合物はほとんどが懸濁態であった。屋内水槽実験結果では、コイから排せつされたC、N、P量は、投入餌量のそれぞれ約52%、80%及び86%であった。この結果は、Cを除いては式(1.7)によって推定した値と一致している。

コイから排せつされる栄養塩は、屋外における藻類の培養実験に供試すると、藻類に容易に利用されることがわかり、これは溶存態で排せつされるN分に限らず、懸濁態が主のP分についても同様であることが重要である。

表 1.14 霞ヶ浦の各水域におけるコイ養殖業からの窒素及びリンの負荷量(A)、給餌期間(4日～10日)の全流入負荷量(B)、年間の全流入負荷量(C)、及びコイ養殖業からの負荷量の全流入負荷量に対する割合(A/B、A/C)。

		1978					1979					1980				
		A	B	C	A/B (%)	A/C (%)	A	B	C	A/B (%)	A/C (%)	A	B	C	A/B (%)	A/C (%)
Takahamairi	N	93	537	853	17	11	77	593	916	13	8	88	602	945	15	9
	P	17	84	133	20	13	15	84	132	18	11	17	85	135	20	13
Tsuchiurairi	N	141	659	1046	21	13	117	721	1108	16	11	136	798	1227	17	21
	P	27	102	159	26	17	22	100	157	22	14	25	106	164	24	15
Center of the lake	N	335	569	783	59	43	279	595	821	47	34	321	639	887	50	36
	P	64	94	125	68	51	53	85	115	62	46	61	93	126	66	48
Whole basin	N	569	1961	3012	29	19	473	2150	3227	22	15	545	2286	2464	24	16
	P	108	308	464	35	23	90	298	452	30	20	103	313	474	33	22

II. 湖内の物質循環とそれを支配する因子

霞ヶ浦の富栄養化防止を目的として、流入河水、湖水、底泥、生物間の物質移動、循環、二次及び二次生産、被捕食率などをより明らかにするため、第1期特別研究(1977~1979)に引き続き行われた研究調査を総括するものである。

本項の記事に先行する報告としては、報告書 R-22-'81 全部、及び R-27-'81 の 37~58 頁の記事がある。そこに記されているように、霞ヶ浦西浦の生態系構造は、夏と冬で大きく違う。すなわち、6 月下旬から 9 月末にかけてラン藻類の異常増殖に伴い水体中の全リン量が増加し、溶存無機態窒素(DIN)が低下する。この DIN は、冬期には $\text{NO}_3\text{-N}$ の増大という形で復活し、この時期、粒状態の N, P は 11 月から 4 月にわたり、イサザアミなど底生生物の異常繁殖という形で保持されるほか、1~3 月にはオオユスリカ、アカムシユスリカ幼虫群集という形で現存する。

今回の第2期調査では、第1期の研究で十分でなかった生態系機能の正確な把握を始め、新生堆積物の生成速度やリン化合物の沈降率、底泥からの栄養塩回帰現象について詳細な研究を行い、環境動態モデルの正確な構築に資した。

1. 霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向

(担当：計測技術部・大槻晃，河合崇欣，生物環境部・岩熊敏夫，水質土壌環境部・相崎守弘)

ここ 6~7 年間の霞ヶ浦の富栄養化現象の推移をみると、陸岸では各種汚濁源の排出規制や下水道事業が進行し、湖内ではしゅんせつ(浚渫)や小割式養殖の給餌法改善、試験的なアオコ回収などが行われているにもかかわらず、まだ富栄養化現象進行が止まる徴候がみられず、例えば T-P, DTP でみると、図 2.1 に示すように湖心の富栄養化はむしろ進行しつつあるように見える。従来から富栄養度の強かった高浜入奥、土浦入奥ではあまり大きな変化はない。

2. 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産(1981-1983)及びラン藻類の生産特性

(担当：生物環境部・高村典子，岩熊敏夫，安野正之)

1977 年から 1982 年までの 6 年間、霞ヶ浦のクロロフィル *a* の年変動をみると、図 2.2 に見るごとく、湖心(St. 9)で 1979 年以降、夏と冬の植物プランクトン現存量が増加する傾向が見える。1979 年以降の年平均クロロフィル *a* 値は、1972~1978 年の平均値の約倍であり、一次生産量も 1979 年のそれは 1971 年の値の倍になっている。

最近の傾向として、例えば 1982 年~1983 年にかけて湖心部でラン藻 *Oscillatoria* が冬に大発生し、また *Microcystis* が増加する現象が見られた。

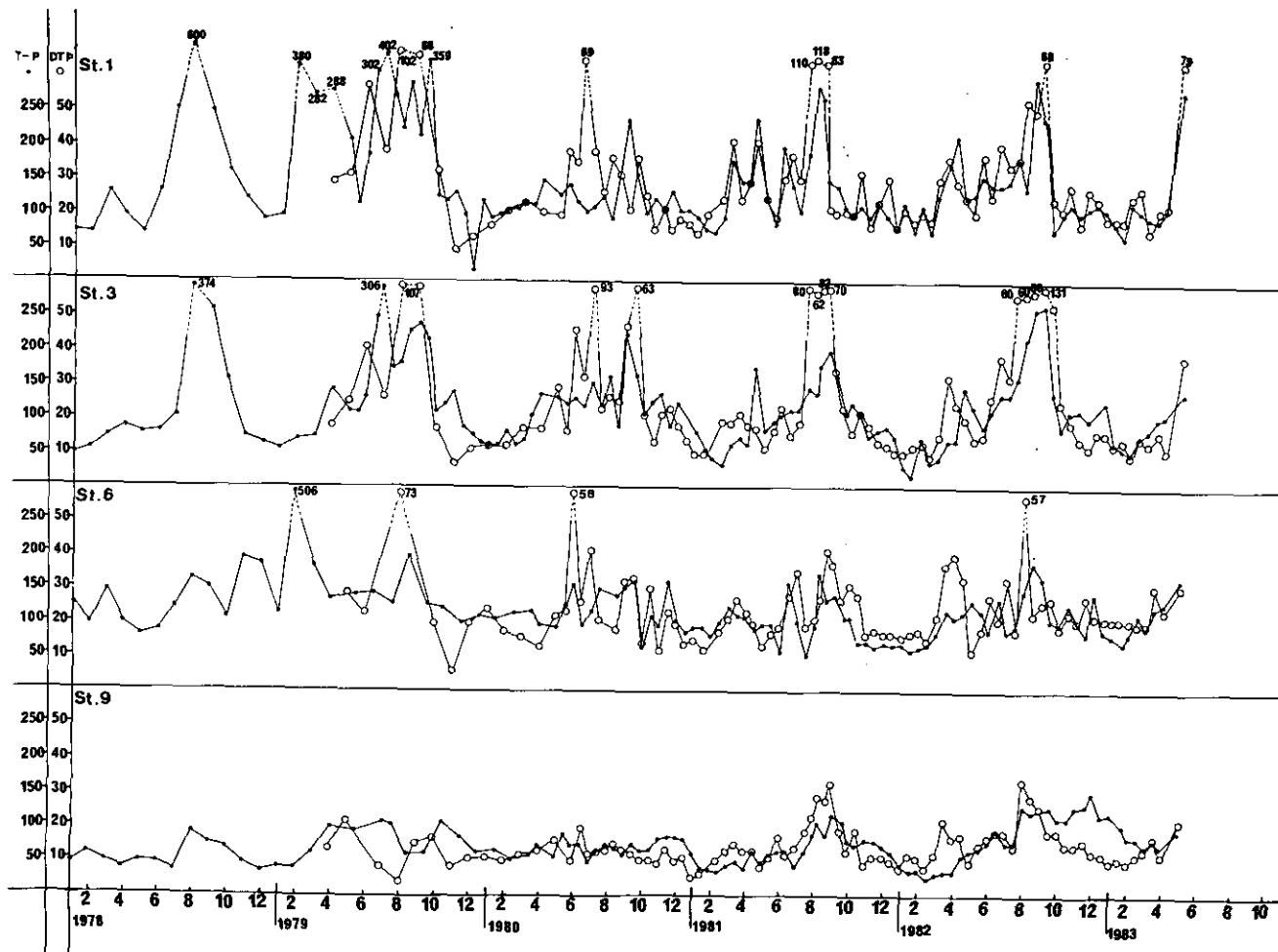


図2.1 全リン及び溶存全リンの季節変動

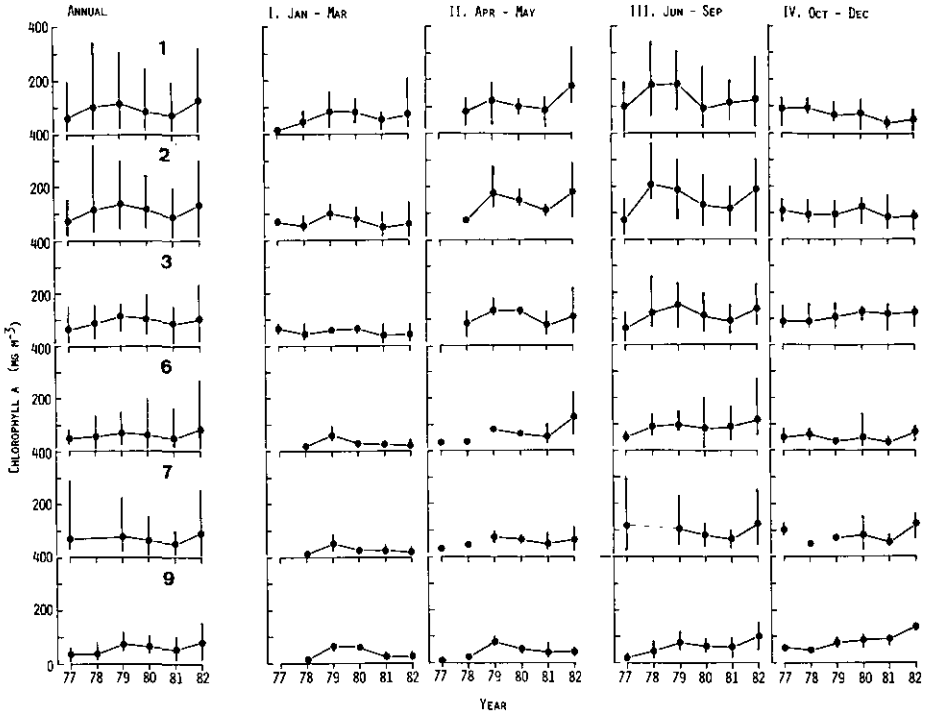


図2.2 1977年から1982年までの6年間の地点別年平均クロロフィル濃度(左側)及び季節別平均クロロフィルa濃度(右側)の変動 1977年から1980年4月までは0.5m水深(Sts. 1, 2, 3, 6, 7)又は0.5m水深と2m水深の平均値を用い, 1981年5月以降は0-2mのカラム採水試水の分析値を用いた。縦棒は最大値と最小値の範囲を示す。

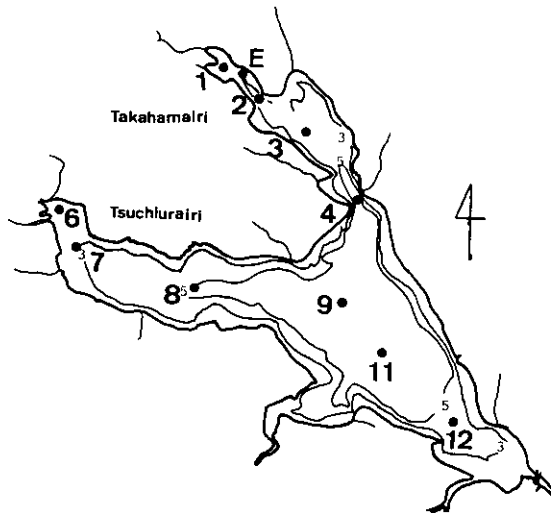


図2.3 測点配地図

高浜入における植物プランクトンの年間一次生産は約700 g C/m²だが、6～9月の4か月間にその約半分が生産されている。高浜入でこの期間現存する植物プランクトンの大部分が40 μm以上のサイズで、これ以下のものの光合成速度は低いため、あまり生産には寄与しない。この期間の植物プランクトンの大部分は *M. aeruginosa* で、St. 3 に例をとると、この種の年間一次生産は全植物プランクトンのその40 %を占める (図2.4参照)。

Microcystis の生産量は水温に支配されていると言える。その増殖生理は前回報告 R-25-'81に詳細に記している。湖内では水温が11℃を下回ると急速に休眠状態に入り沈降する。99 %以上のミクロキステイス群体は底泥中で越冬する。しかし、底泥中で越冬個体群として翌年まで残るのは、夏に生産された量の約0.1 %に過ぎないことがわかった。この種は、動物プランクトンによる摂食・同化をあまり受けないので、湖中の沈降過程で分解され、デトリタスとして沈積すること

表2.1 高浜入における植物プランクトンの現存量と一次生産量
1977年-1979年の平均値

	1～3月	4～5月	6～9月	10～12月	年間
現存量(gChl- <i>a</i> m ⁻²)	0.19	0.23	0.38	0.31	0.29
現存量(gC m ⁻²)	8.2	10.4	15.7	13.8	13.0
生産量(gC m ⁻²)	100	160	490	160	910
生産速度(gCm ⁻² d ⁻¹)	1.1	2.6	4.0	1.7	2.5

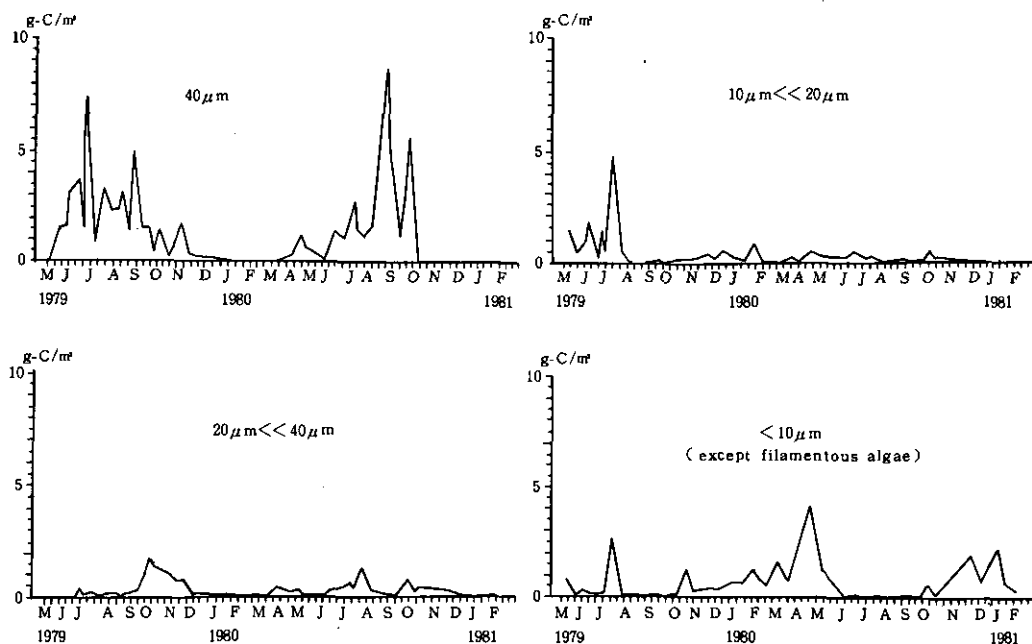


図2.4 St. 3における植物プランクトンのサイズ別現存量の季節変化

になる。

3. 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産 (1981-1983)

(担当：生物環境部・花里孝幸, 安野正之)

1981~1982年の2年間、霞ヶ浦 St. 1, 3, 7, 9, 12において、動物プランクトンの現存量変動と特徴を調べ、二次生産率を推定した。

各調査地点とも、夏期(6~10月)の動物プランクトン現存量が多いのに比し、冬期(11~5月)のそれが低いのが目立つ(図2.5)。St. 7, 9, 12では梅雨明け前と8月下旬の2回ピークが見られた。高浜入奥は霞ヶ浦でも富栄養度の最も高い水域だが、高浜入の動物プランクトン量は年平均1.4 g/m²で、他の富栄養湖に比し低い。この水域の夏期の動物プランクトン主要種の生産率はおよそ120 g/m²だが、これを動物プランクトン全体の年間生産率と仮定した場合、プランクトン対ペントスの比P/Bは70~90で、大変高い。

動物プランクトンの種組成は、6月末からの *Microcystis* の大増殖時に大きく変わり、St. 1, 3では優占種が *Moina micrura*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina longirostris* から、*Bosmina*

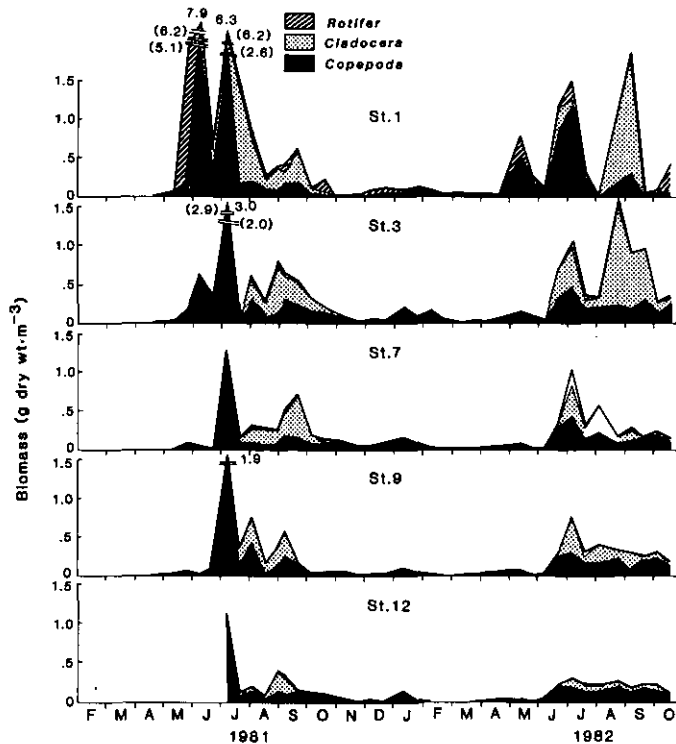


図2.5 1981年, 1982年の各地点で動物プランクトンの現存量の変化 (St. 12は1981年7月以後)

fatalis, *D. brachyurum* へと変わり、湖心や麻生沖 (St. 9, 12) でも同じような優占種の変化が見られた。これに対し土浦入 (St. 7) はその中間的な様相である。

高浜入における *B. longirostris* から *B. fatalis* への移行は初夏で、秋には *B. fatalis* から *B. longirostris* への復帰は秋になる。この入れ替りは植物プランクトン *Microcystis* の増減の時期とよく一致している。野外実験によっても、*Bosmina* の 2 種の入れ替わりに *Microcystis* が関係を持っていることが示唆された。

4. 浅い湖における沈殿量の測定方法とその起源

(担当：水質土壌環境部・福島武彦，相崎守弘，村岡浩爾)

霞ヶ浦の物質循環を明らかにし、各態 N, P の収支・サイクルを動態モデルで計算するためには、粒状態物質の沈降速度を求めて、PTP (粒状態リン) の沈降率を知る必要がある。このため特殊な採集装置を作り、現場で測定することとした。

1) 採集器，採集深さ，測定間隔

採集器については 5 種類のを比較検討し、沈降筒として円筒型を採用した。測定水深については 2 地点でそれぞれ三つの異なった水深で比較することにしたが、植物プランクトンの新生堆積物量はあまり変わらないこと、巻き上げ量測定の場合は底面からの距離に比例して増加することに注意した。また測定間隔は 1 週間程度とし、分解があまり進まない状態で純沈降率が求まるよう考慮した。

2) 新生堆積物と捲上げ物質の分離法

浅い湖沼の沈降物質には、植物プランクトン、河川より流入した懸濁態物質、吹送流等で底泥粒子の巻き上げられたものが混在する。このうち、流入河川由来の浮遊物の組成は表層底泥のそれと似ており、底泥巻き上げによる懸濁物質の量は河川流入のそれより 1~2 オーダー大である。これら両者は分離測定が難しいから、それらと植物プランクトンの新生堆積物化率とを別々に測定することにした。両者の組成の異なる点は、クロロフィル *a* と Ti 含有率にあり、植物プランクトンには前者はあるが後者の Ti は含まれない。一方底泥のクロロフィル *a* 含量は極めて小さい。図 2.6 は、各測点で行った沈降物測定結果から、クロロフィル *a* 及び Ti を指標として新生堆積物量/全沈降量の比 (γ) を求めた結果で、両指標値は若干の例外を除いてよく一致している。

5. 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性

1) 地点による変化特性

高浜入の測点、St. 0, 1, 2, 3 における植物プランクトンの堆積速度 Q_{new}^{ss} 、巻き上げ量 Q_{up}^{ss} の年平均値は表 2.2 に示すとおりである。クロロフィル *a* のほか N, P, C も測定したので、それらの堆積速度も C_{new} , N_{new} , P_{new} として示してある。

Q_{new}^{ss} 値は、クロロフィル *a* 量の最も大きい St. 2 でやはり最大であるが、St. 0 (山王川河口近

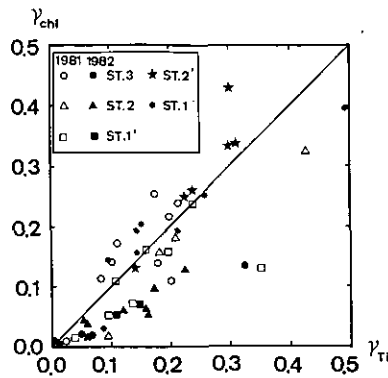


図2.6 チタン含量より求まる内部生産による新生堆積物比率(γ_{Ti})とクロロフィル含量によるそれ(γ_{chl})の関係

表 2.2 植物プランクトンの新生堆積量とそれに伴う炭素,窒素,リンの沈降量,底泥巻き上げ量の地点変化

	Q_{new}^{ss}	C_{new}	N_{new}	P_{new}	Q_{re}^{ss}	平均水深	C_{new}
St. 0	1.99*(0.79)	0.74(0.36)	111(46)	12.2(5.0)	349 (245)	2.1m	270(131)
St. 1	3.81(1.89)	1.42(0.71)	224(112)	23.4(11.9)	144 (142)	2.8m	512(260)
St. 2	4.46(2.25)	1.65(0.96)	262(151)	26.7(15.8)	66.5(106)	3.5m	603(350)
St. 3	4.03(2.08)	1.49(0.76)	237(123)	24.6(13.0)	45.7(44.9)	4.1m	545(277)
	g/m ² .d	g/m ² .d	mg/m ² .d	mg/m ² .d	g/m ² .d		g/m ² .y

* 1981.7-1982.6の平均, ()内の数字は1981.10-1982.9の平均

傍)を除きあまり差はない。一方 Q_{re}^{ss} は、 Q_{new}^{ss} より 1 ~ 2 オーダー大きく、St. 0 より流下方向に減少して行く。結局粒状態 C の新生堆積速度は 300 ~ 500 g C/m².y で、これに対し総生産は岩熊らにより、1977, 1978, 1979年にそれぞれ 810, 900, 1000 g C/m².y と報告されている。純生産率は総生産の 1/3 ~ 1/2 と考えられるので、新生堆積量は純生産量とほぼ見合うものと言える。

2) 季節変化特性

表2.3には、St. 3における植物プランクトンの新生堆積に伴う P, N の沈降率を年間 4 期につき示し、底泥巻き上げ再沈降率 Q_{re}^{ss} の値と併せ記した。 P_{new} , N_{new} は 1 ~ 6 月に少なく、7 ~ 12 月に多い。1981年と1982年とで 7 ~ 9 月の新生堆積率が大きく異なっているのは、この 3 か月の降水量が 282 mm, 588 mm と異なっていること、また、7 月の平均気温に 24.4℃ と 21.0℃ という差があり、3 か月間の平均日射が 1537 MJ/m².d と 1385 MJ/m².d という、気象条件の差によるものと考えた。1983年の観測結果も国立公害研究所研究資料第25号に登載を予定している。

表2.3 植物プランクトンの沈降に伴う窒素, リンの沈降量, 並びに底泥巻き上げ量の季節変化(St. 3)

	1~3月	4~6月	7~9月	10~12月	
P_{new}	3.9	11.5	54.0 ^{*1} 7.8 ^{*2}	33.3	mg/m ² .d
N_{new}	34.8	57.7	534 ^{*1} 76.2 ^{*2}	318	mg/m ² .d
Q_{re}^{SS}	32.1	36.0	54.0 ^{*1} 50.5 ^{*2}	60.5	g/m ² .d
降水量 ^{*3}	140mm	389mm	282mm ^{*1} , 588mm ^{*2}	352mm	*1. 1981. 7~9, *2. 1982. 7~9, *3. 流域6地点の平均

一方 Q_{re} は, 1~6月にやや少なく, 7~12月に大きくなっている。この差の原因はまだ詳細には検討していないが, 台風通過時などに著しい巻き上げが起こることは既にわかっており, そうした影響が考えられる。

6. 霞ヶ浦の底生動物の分布と二次生産及びユスリカの湖内物質移動における役割について

(担当: 生物環境部・岩熊敏夫, 安野正之, 技術部・菅谷芳雄)

霞ヶ浦は諏訪湖とともに日本で最も底生動物の密度の高い湖であるが, 後者はイトミミズが優占しているのに対し霞ヶ浦はユスリカ優占というのが特徴である。

1982年春の, 湖全体のベントス現存量は(イサザアミは別として)ユスリカが90%で26.2 g/m², イトミミズが3.0 g/m²である。1977~1983の6年間の平均現存量及び年平均生産量はアカムシユスリカで11.4 g/m²及び17.6 g/m², オオユスリカでは2.3 g/m²及び13.0 g/m², 両者の計は平均現存量で19.9 g/m²・y, 平均生産量は30.6 g/m²・yである。これらユスリカの生産量年変動は, 植物プランクトン一次生産の年変動とは直接関係しておらず, 霞ヶ浦のユスリカが必ずしも新鮮な植物プランクトンに依存していないことを示唆する。

アカムシユスリカは霞ヶ浦の底生動物の生産構造を, 1) 低温に対する適性, 2) 冬期における高い二次生産, 3) 高く安定した現存量, という点で特徴付けている。冬期に, それまで蓄積した底泥中の有機物を多量かつ急速に摂食し, 夏期には休眠状態で生き残り, 秋の羽化期には現存量の約50%が底生魚類, 甲かく類, 及び遊泳性魚類に捕食され(表2.4), 有機物の分解, 蓄積者としての働きをしていることがわかった。オオユスリカはアカムシユスリカに比べ現存量の変動が激しく, 量的に少ないが, 春と秋を中心とした生産量はアカムシユスリカに匹敵し, やはり有機物の分解・蓄積に寄与していることがわかった。これらユスリカが, 成虫の羽化により湖外に持ち出す有機物量は年間に約3 g/m²と見積もられる。

7. 底泥巻き上げとイサザアミの摂食行動によるリンの溶出

(担当: 生物環境部・春日清一, 計測技術部・大槻 晃)

霞ヶ浦の底層で11月~4月期に現存量1万tに達するというイサザアミは, 活性汚泥で飼育する

表2.4 アカムシユスリカとオオユスリカの成熟幼虫の羽化期における物質移行
 アカムシユスリカは1981年10~11月, オオユスリカは1982年5~6月の調査結果
 (岩熊他 1983)

	アカムシユスリカ			オオユスリカ		
	<i>Tokunagayusurika akamusii</i>			<i>Chironomus plumosus</i>		
	(No. m ⁻²)	(%)	(gm ⁻²)	(No. m ⁻²)	(%)	(gm ⁻²)
羽化前の幼虫数	4400	100	19.3	530	100	1.7
羽化成虫数	840	19	2.5	200	38	0.5
脱皮殻			1.2			0.2
自然死亡	0	0	0.0	150	28	0.5
底生魚類, 甲殻類の捕食	500	11	2.2			
他の魚類の捕食	1760	40	7.7	110	21	0.4
残存幼虫数	1300	30	5.7	70	13	0.2

とよく成長し, 植物プランクトン由来のデトライタスやワムシ等原生動物, 幼虫等をえさとしているものと見られる。そこで, 冬期の霞ヶ浦底泥を水槽底に敷き, イサザアミを入れて, その摂食行動に際し底泥, 間げき水中のリンが水中へ溶出する割合を調べた。

霞ヶ浦底泥を無処理で使用したところ, 泥中のユスリカ幼虫量により水中の全リン濃度が変わり, ユスリカ幼虫密度が高ければ水中リン濃度は低い。このことから幼虫が摂食行動を通じてリンを取り込んでいることが確かめられたが, その割合はユスリカ幼虫湿重1 g 当たり0.14 mg/d であり, 1月ごろのユスリカ幼虫現存量を60 g/m²とみれば, リン取り込み率は8.4 mgP/m²・d に達する。一方イトミミズは現存量も少なく, 泥を摂食しているためか, その密度とPの取り込み率との相関は見られない。

底泥を0.5 mm 篩にかけて大型ベントスのみを取り出し, 1) 水槽中に底泥を入れずイサザアミのみの場合, 2) 底泥を入れ5日間静置後イサザアミを入れ毎日1回底泥をかくはんする, 3) 同じ条件だがかくはんをしないもの, の各比較実験を行った。結果の図は省略するが, イサザアミのみの場合にはT-P値及びDTP値は10日間上昇し続け, T-Pで0.13 mg/l位に達する。底泥を加えても, イサザアミがいなければかくはんの有無にかかわらずT-P, DTPともに緩やかに低下していく。しかしそこにイサザアミを加えると, T-P値は1日目に著しく増加し, その後やや低下して3日目位にはほぼ安定する。これはイサザアミの底泥かく乱の効果を見ることが出来る。一方DTP値はイサザアミが存在すると日ごとに増加する。

以上の結果から, 底泥の日1回かくはんのみでは水中のDTPの増加はみられず, イサザアミに象徴されるマクロなベントスの運動により溶出が進むとみられる。この実験系では, イサザアミの存在により表層泥中のワムシ, 線虫等は目立って少なくなり, 代わってイサザアミのペレット

状のふんが蓄積する。

以上のような基礎的実験から推論されることは、底泥からのリン溶出に、イサザアミに象徴されるような動物が重要な役割を担っていること、したがってこうした動物群をなくすか、又は減少させることができれば底層からのリン供給を抑制できること、結局は、この種動物が大量に存在する状況下では、「湖水底層」からのリン供給を一つの主要な栄養塩供給ルートと目して環境動態モデル構築を行わざるを得ない、ということである。

8. 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性

(1) 物性の分布特性

(担当：水質土壌環境部・大坪国順，相崎守弘，福島武彦，岩田 敏，村岡浩爾，高松武次郎)

霞ヶ浦西浦全域の底質調査を行った。本項では底泥物性の平面的変化につき述べる。試料採取はメッシュ間隔1.85 kmの格子点25個所である。深さ50 cmで採取したコアサンプルは、0~2 cm, 3~5 cm, 5~20 cmの間は5 cmごと、その下は20~30 cm サンプル, 30~50 cm サンプルに分離した。これは底泥の化学的性質が30 cmを境に異なるためであるが、物性で見ても、50%粒径 d_{50} 、含水比 w 、真比重 σ 、しゃく熱減量VSSなどがいずれも30 cm以深で均一な値を示している。すなわちそれより下層では d_{50} は7~8 μm 、 w は200%前後、 σ は2.30~2.45、VSSの割合は18%以下で、一方30 cm以浅になると d_{50} 値が全域で大きくなり、高浜入から湖心に至る部分と土浦入から湖心に至る部分とで分布状態に差が認められた。つまり前者の方が d_{50} 、VSS比が大きく、 σ が小さい、 w が大であった。

上記の結果から高浜入~湖心の部分の底泥の方がより有機的なことを示すもので、 $d_{50} \cong 30 \mu\text{m}$ 、VSS $\cong 21\%$ 、 $\sigma = 2.4$ 、 $w \cong 1000\%$ であるのに対し、土浦入~湖心のそれは $d_{50} \cong 15 \mu\text{m}$ 、VSS $\cong 18\%$ 、 $\sigma = 2.65$ 、 $w \cong 850\%$ である。本特研工では底泥の堆積速度や堆積量を調べたが、含水比の鉛直方向分布も調べて考察してみると、湖心域での泥深30 cmは1880年前後に当たる。30 cm以浅の底泥量は、乾泥部分が西浦全面積の7割(117 km^2)と仮定すると、乾重で約600万t、湿重(平均含水比550%とし)約3900万tと推定された(図2.7)。

(2) 炭素、窒素及びリンの分布特性

(担当：水質土壌環境部・相崎守弘ほか)

西浦底泥の物性の違いは化学的性質にも関係している。底泥試料の採取は1981年7月に行われたが、元素の鉛直方向分布について、1) 表層から20~30 cmまで含有率があまり変わらず、そこから急に減少する型、2) 表層からだんだん深くなるにつれ減少する型、3) 表層直下に最大値がある型、4) その他、の4型に別れるが、Cに関しては1)のタイプ、N及びPについては1)と2)のタイプが多い。

一方水平分布を見ると、CとNは湖心域底泥に多く含まれ、Pは高浜入湾奥部で高い(図2.8)。

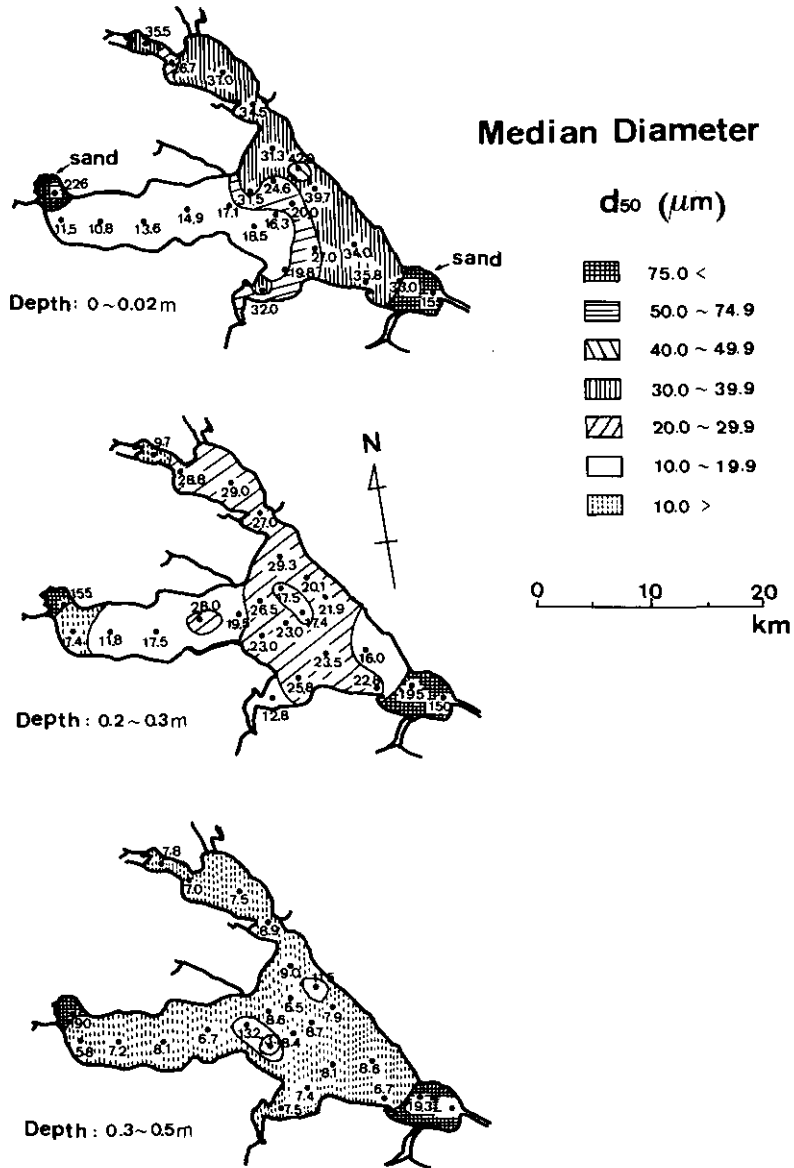


図2.7 中央粒径の水平分布 (泥深: 0~0.02m, 0.2~0.3m, 0.3~0.5m)

また、深さ30~50 cm層の水平分布では、C、Nは高浜入、土浦入の湾部で高く、麻生沖から湖心にかけては含有率が低い。Pは表層部と同じく高浜入で高い含有率を示す(図2.9)。

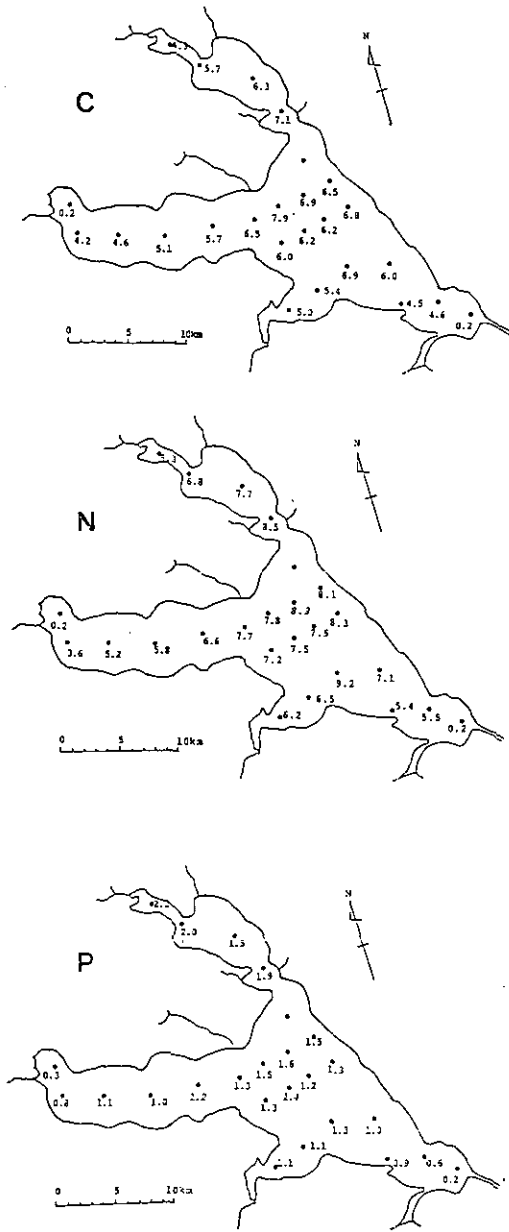


図2.8 霞ヶ浦底泥表層(0~2cm)における炭素(%),窒素(mg/g)及びリン(mg/g)含量の水平分布

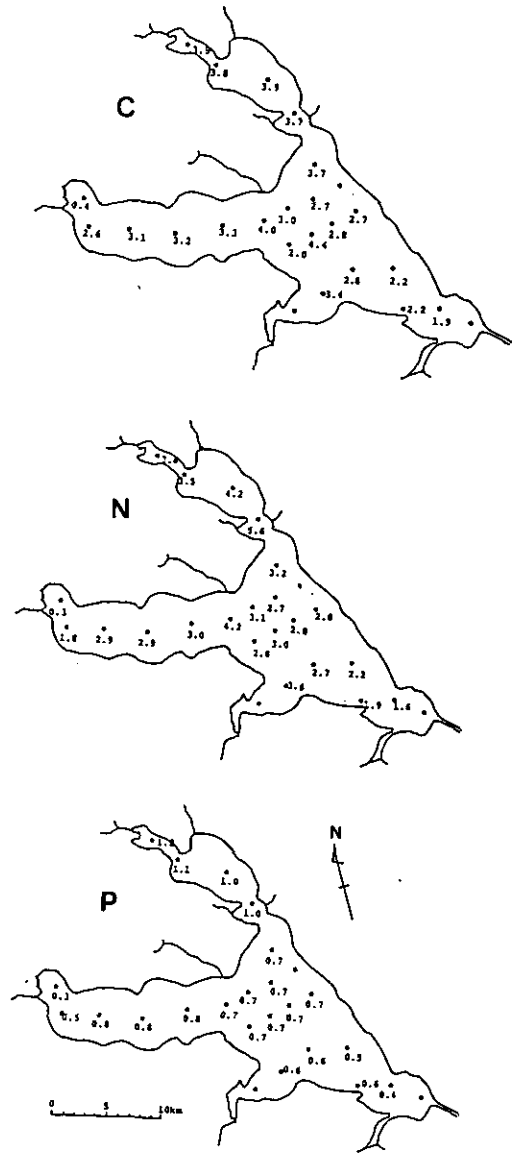


図2.9 霞ヶ浦底泥30-50cm層での有機炭素(%),全窒素(mgN/g・乾泥)及び全リン(mgP/g・乾泥)含量の水平分布

9. 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について——高浜入を中心として——

10. 底泥からの窒素及びリンの溶出機構

11. 水の華の生成に及びず底泥から溶出する栄養塩の影響について

(担当：計測技術部：河合崇欣，大槻 晃，西川雅高，水質土壌環境部・細見正明，相崎守弘，岡田光正)

底泥からの N, P の溶出は特に霞ヶ浦の底泥が吹送流による巻き上げや底引網によるかく乱，さらに現存量の多い底生動物の運動により始終乱される条件にあるだけに，定量的になかなかつかみ難い。多くの研究者がこのテーマに挑戦したが，栄養塩溶出のための化学的条件について新しい知見を得た河合の業績は，既に印刷論文，学会報告，研究所調査報告などに数多く発表されている。

これに加えて細見らの6年間の研究も寄与するところが大きかった。本総括では，十分なスペースもないので，原報告からごく限られたデータのみを掲載することにする。

1) まず細見が高浜入開口部の St. 4 で，1981年4月から1982年8月にかけて，底泥表層 5 cm の間げき水中のアンモニア態 N ($\text{NH}_4\text{-N}$) の濃度の変化を綿密に調べた図2.10を紹介する。

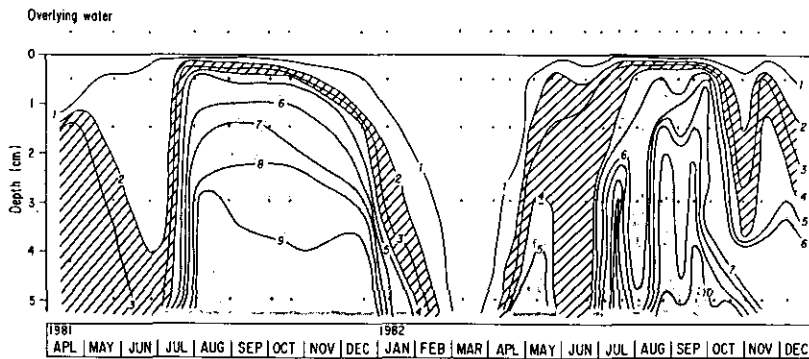


図2.10 St. 4における間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 (mg/l) の季節変化

図からわかるように，間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は6月から10月にかけて高く，これが冬期から春期に低下する様子を示している。ことに1981年4月，1982年2～3月の状況下では，たとえ底泥の物理的かく乱があったとしても，溶出フラックスは大きくはなり得まい。逆に梅雨期になると，表層付近の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度こう配は底泥表面近くで大きくなり，間げき水と上層湖水とが混合されても，相当な N 量を底層から連続的に供給し得るポテンシャルを保つのである。

同じ St. 4 で間げき水の $\text{PO}_4\text{-P}$ について調べたのが図2.11である。これまでも指摘したとおり，夏期のリン溶出に注目すべきであることがこのプロファイルからも納得されるであろう。このリン溶出機構について河合ら研究グループが行った詳細な検討結果を短く要約する。

2) 河合らは高浜入の St. 1, 3 を中心に，底泥中の酸化還元電位の測定，底泥面直上湖水及

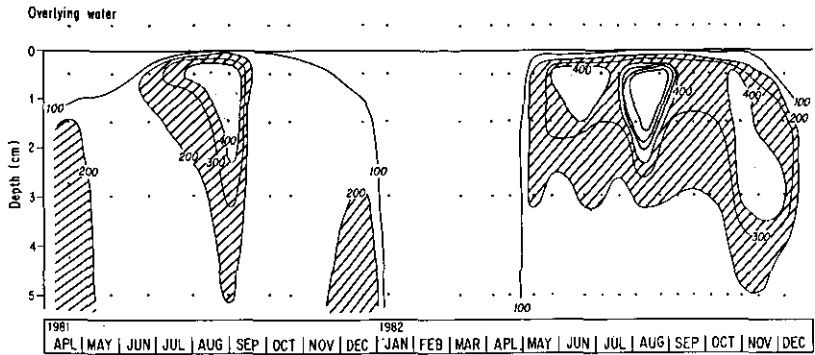


図2.11 St. 4における間げき水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 ($\mu\text{g/l}$) の季節変化

び間げき水質のICP(Na, K, Fe, Siなど9元素)及びオートアナライザによる分析($\text{PO}_4\text{-P}$, DTP), ESCAによる泥粒成分の表面分析等, 現在考え得る最も合理的な方法をとった。その例として間げき水の現場採取にはコアサンプルを搾取する方法をとらず, 図2.12に示すような, 埋設したろ過管を通して採取する方法をとった。リンの溶出とFe, Mnなどの挙動とは相関があることが既に知られているが, Ca, Siなどの関連も十分検討する必要がある。1979年12月の初旬に, 高浜入でかなりの底泥かく乱が起こったが, その後, 間げき水へのFeの溶出率の増大に伴って, P, Ca, Mn, Siなどの元素がどう挙動したかを図2.13に示している。St. 1の間げき水では $\text{PO}_4\text{-P/Fe}$ の濃度比は0.1以下であるが, St. 3では0.4~0.7の高率を示した。

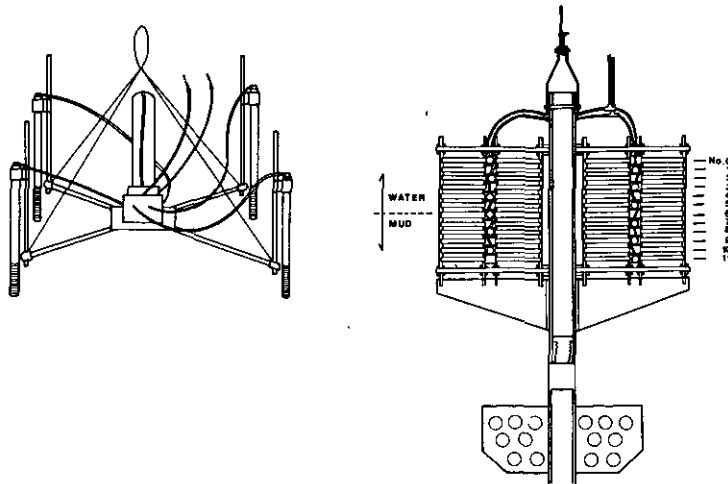


図2.12 現場用間げき水採取装置 (St. 1)
// (St. 3)

嫌気条件下にある底泥は相当量の $\text{PO}_4\text{-P}$ を間げき水中に含むが、十分な溶存酸素を含む環境水と接触している状況下（例えば冬）では、リンは Fe(III) を含む泥粒に吸着固定され、溶出しがたいが、夏は Fe_2O_3 などの還元に伴って溶解し易くなる。すなわち易分解性有機物が表層付近で分解されるに伴い、 CO_2 ガスが生成し、これが MnHPO_4 を含む炭酸塩やケイ酸塩の溶解を加速すると思われる。この考察は実験室で実証された。その複雑な反応機構は図2.14のように一括説明される。

間げき水中の DTP は、先述したように物理的かく乱や CO_2 ガスの生成などが原動力になって増加するが、静的な状態では、存在する DTP をすべて共沈吸着するに足る Fe(II) が共存しているし、含酸素湖水と接すると、この Fe(II) が直ちに酸化され、リンと共沈の形になるため、分

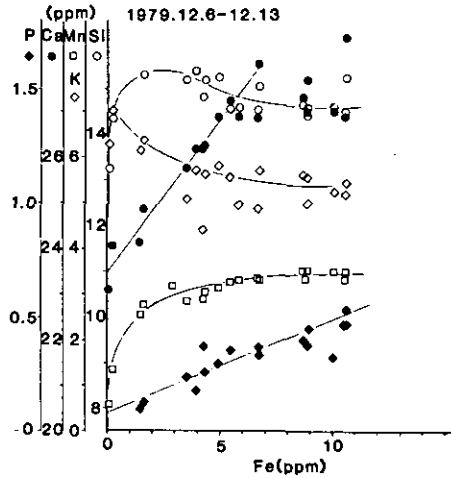


図2.13 各元素の鉄と比較した溶解挙動

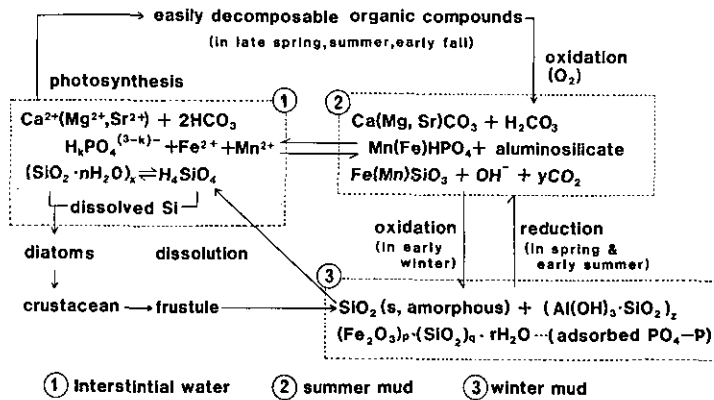


図2.14 底泥中のリンの溶解と固定

子拡散的なリン溶出はこうした状況下ではあまり大した量にはなり得ない。このとき DO 値がどの位あればよいかという点については、次のようである。

3) 細見らは高浜入奥の底泥からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ の溶出率に及ぼす DO の影響について検討した (1981, 6) が、 $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ について図示したのが図2.15である。溶出時の DO について、1.5 mg/l 以下になると消失 (脱窒によると考えられる) が目立ち、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の場合は $\text{DO} > 2.8 \text{ mg/l}$ になると溶出量が少なくなることを確認した。これは間げき水及び直上水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ が底泥極表層部の硝化細菌により、 $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ にまで酸化されたため、みかけ上 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量が少なくなったと考えられる。ちなみに $\text{DO} < 1.5 \text{ mg/l}$ のときの $\text{NH}_4\text{-N}$ の平均溶出速度は $10 \text{ mgN/m}^2 \cdot \text{d}$ であった。

また $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出に及ぼす DO の影響について、St. 1 (20°C) 及び、St. 1-(隔離水界地点, 30°C) の結果を図2.16に示す。DO が低ければ、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度が大となるが、温度による効果も大きいことが示唆される。

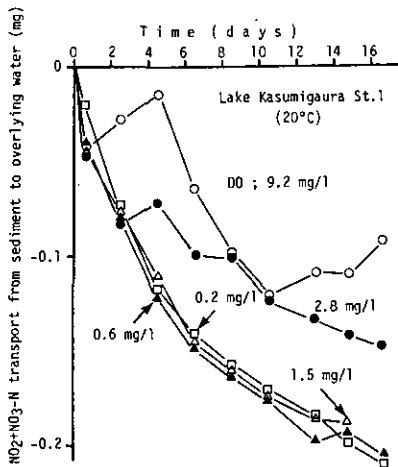


図2.15 $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ 溶出量の経時変化 (霞ヶ浦)

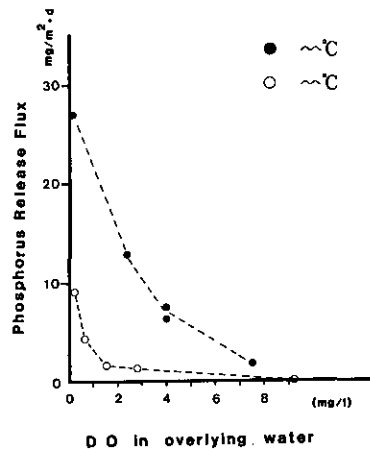


図2.16 リンの溶出速度と DO 濃度との関係

細見らは霞ヶ浦高浜入の St. 1, 2, 3, 4 及び湖心 (St. 9) について、1981. 4 ~ 1982. 6 の間に底泥表層の間げき水と直上湖水の濃度差から、計算で求めた各態 N の溶出沈降率を表2.5にまとめている。数字の単位は $\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$ であり、符号の-は逆向きフラックスを意味している。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は大抵溶出(+)であるが、夏期に $68 \sim 134 \text{ mg/m}^2$ であるのに対し、冬から春にかけては10前後に減る。これは $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$ の底泥への移行量とほぼ同程度の量である。これに対して、同じ測点の1982. 1 ~ 12月の間の底泥コアにつき実験的に P の溶出率を求めたのが表2.6である。この表中の-の値は、供試湖水からの P の消失を意味する。

表 2.5 NH₄-N及びNO_x-Nの溶出速度の季節変化

Period		Nitrogen Flux [†] (mg·m ⁻² ·d ⁻¹)				
		St. 1 [*]	St. 2 ^{**}	St. 3 ^{**}	St. 4 ^{**}	St. 9 ^{**}
1981	NH ₄ -N	10	14	15	16	16
Apr.-June	NO _x -N	-14	-6	-1	0	-1
1981	NH ₄ -N	68	83	69	134	87
July-Sep	NO _x -N	0	0	0	0	0
1981	NH ₄ -N	34	37	41	53	25
Oct.-Dec.	NO _x -N	-15	-6	-5	0	-1
1982	NH ₄ -N	-2	3	4	3	8
Jan.-Mar	NO _x -N	-12	-8	-6	-5	-4
1982	NH ₄ -N	8	22	3	29	19
Apr.-June	NO _x -N	-7	-3	0	0	-2

† マイナスの値は、直上水から底泥への移行速度を示す。

* 空けき率φ=0.94

** 空けき率φ=0.95

表 2.6 リンの溶出速度の季節変化

Date	Temp(°C)	DO	Phosphorus Release Flux(mg/m ² /d)				
			St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 9
11, Jan.	5	aeration	0	0	0	0	0
8, March	5	aeration	0	0.2	0	0	0
7, April	15	aeration	0	0	0	0	0
12, May	23	aeration	2	0	0.5	0.6	0.2
25, May	21	aeration	0.9	0	0	0	0
22, June	25	aeration	0.2	5.3	-0.1	0	-0.3
6, July	25	aeration	1.3	1.6	0.4	1.5	1.0
20, July	26	3-4mg/l	0.7	1.4-5.5	1.3	4.9	0-1.3
4, Aug.	30	3-4mg/l	0-2.5	5.8-8.7	5.7-10	5.0-7.7	0
27, Aug.	27	3-4mg/l	0	2	4.5-10	5.9	0
8, Sep.	27	3-4mg/l	0.7	8.6	2.3	5.8	3.8
21, Sep.	23	aeration	-0.3	0	-0.2	-0.4	0
5, Oct.	20	aeration	0	0	-0.3	0	-0.2
1, Nov.	15	aeration	-0.1	0	0	-	-0.1
7, Dec.	10	aeration	-0.1	0	0	0	0

12. 霞ヶ浦高浜入生態系における炭素及びリンの循環

(担当：生物環境部・安野正之，水質土壌環境部・相崎守弘，生物環境部・岩熊敏夫)

図2.17に霞ヶ浦高浜入の夏期を中心とした炭素の流れを示す。高浜入には河川から多量のリン負荷があり，夏期に高い一次生産を引き起こしている。特にマイクロキスティスを中心としたいわゆる「アオコ」の異常発生は夏期の高浜入を特徴づけており，生態系の構造もその影響を強く受けている。一次生産の主たる担い手はマイクロキスティスのコロニーで，これらのコロニーは動物プランクトンに捕食されない。動物プランクトンのえさとなるいわゆるナノプランクトンの生産性は低く，有機物の大きなプールであるデトリタスが動物プランクトンのえさとして主要な位置を占めると推察される。高浜入における動物プランクトンの現存量は植物プランクトン現存量に比較すると相対的に低い，その絶対量は他の湖沼で報告されている値より大きい。動物プランクトンからは溶存有機物やリン等の栄養塩が排せつされ，湖内の栄養塩類等の循環に重要な役割を果たしている。

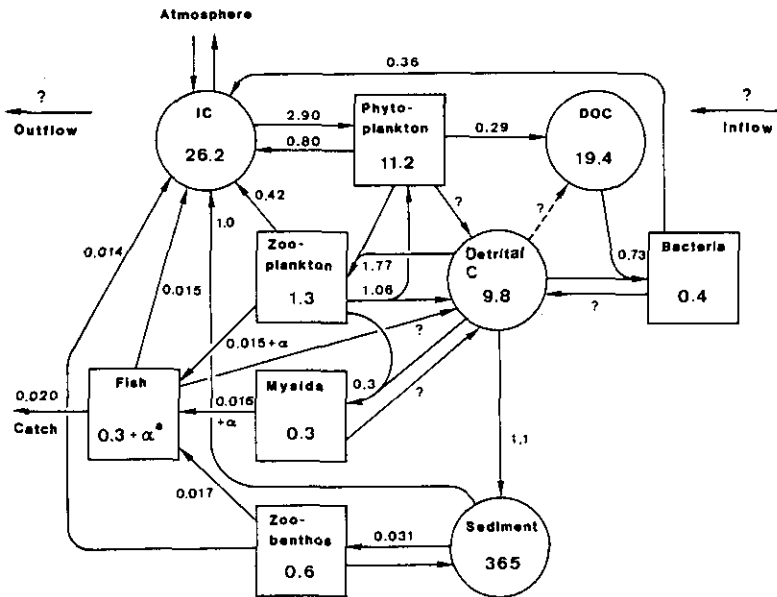


図2.17 霞ヶ浦高浜入の生態系における夏期の炭素循環模式図

一次生産により固定された有機物の一部は沈殿し，底泥に堆積する。沈殿量はマイクロキスティスのブルーム期を除き一次生産量と密接な関係がみられた。その量はおよそ一次生産量の1/3程度と見積もられた。これらの沈殿物をえさとする底生動物は秋期から冬期にかけて高い生産量がみられた。

河川やコイ養殖からのリン負荷量は夏期においても湖内全リン現存量を説明するのに十分な量

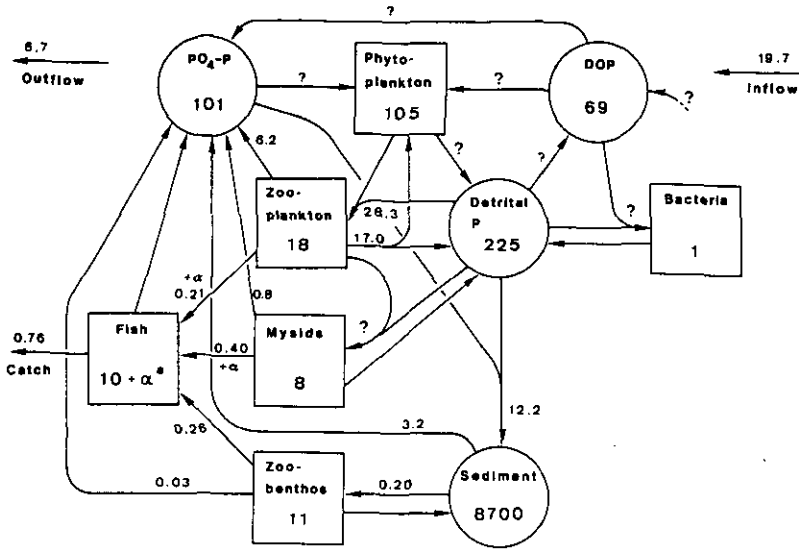


図2.18 霞ヶ浦高浜入の生態系における夏期のリン循環模式図

であるが、湖内における溶存無機態リンの挙動は夏期に底泥からかなり大量のリンが回帰していることを示唆した。底泥からのリン回帰機構としては、底層水に溶存酸素が低下する夏期の一時期に一過性の現象として生じる可能性が高く、その供給源は底泥というよりはむしろ新たに表面に堆積した新生堆積物の分解によるものと考えられた。

霞ヶ浦高浜入の生態系の特徴の一つとして底生動物の現存量の高いことがあげられるが、夏期にはこれら底生動物を経た有機物の循環は重要ではない。しかしながら、冬期には生産力が高くなり、一年間を通じた物質循環では重要な位置を占めている。これらの底生動物の羽化による系外への栄養塩類の放出量はかなり少ないものと見積もられ、羽化の際その大部分は魚類等に捕食されて再び湖内に回帰しているものと推定された (図2.18)。

III. 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究

(担当：計測技術部・大槻晃，河合崇欣，水質土壌環境部・相崎守弘，生物環境部・岩熊敏夫，春日清一，高村典子，花里孝幸，安野正之)

隔離水界は現場型の大型マイクロコズムで，富栄養化の進んだ水域の中に設置して，外界水，及び底泥の両者，あるいは片方と絶縁したり，単に仕切りのみをした状況で，系内の生態系に起こる変化を見るときに，人為的な富栄養化防止策の効果を調べるものである。今回の研究調査は，水界の隔離が水質，生物に及ぼす影響水界内の制限栄養塩 P に重点をおいて，Al を系内に添加して鉄と結合している形の底泥中リンを不活化し不溶にすること，浮水植物ホテイアオイを系内で成長繁殖させて栄養塩を取り込む実験，さらに冬から春にかけ現存量の多いイサザアミに対し，その捕食者がいないので，ニジマスを加えて捕食させる実験等を行った。

1. 隔離水界の構造と設置場所

図3.1に示すように，隔離水界の設置場所は，霞ヶ浦高浜入の奥部，St 1と2の中間に設置した。左岸から近い水深2.2 m の場所で，図3.2にその詳細を示している。外枠は鉄製で，これをフロートの上に組み，作業用の耐水ペニヤ板が格子状に組み立てられ，水界を6小室に区画できるよう

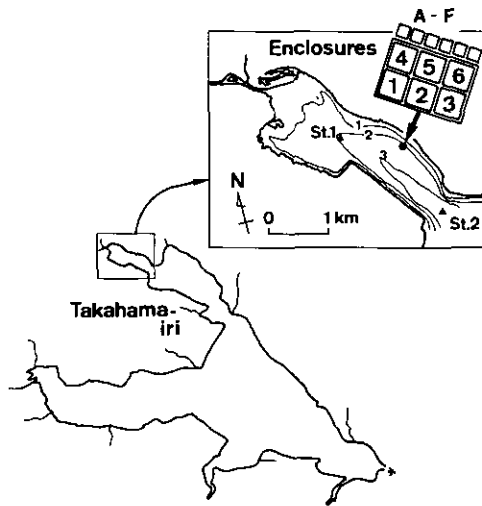


図3.1 実験隔離水界設置地点

になっている。外寸は南北方向13 m、東西19 mで、全体を係留用錨6個で湖底に固定してある。フェンスとしては、いわゆるオイルフェンスを改良した、合成ゴム引の布を用いるか、又は5 m×5 m×2.5 mの小割綱生けすを設置した。図3.2のA'、A、Bは外界との絶縁、非絶縁の状況を示している。詳細については原報告R-52-'84を参照されたい。

この隔離水界の幅と深さの比は0.44で、諏訪湖で用いられたものは1.1である。1室の内容量が50~55 m³あり、風波に対しフェンスは固定でなく可撓として、フロートとつながっている。実験は1980年3月から開始したが、今回対象としているデータは、表3.1に示すように1982年7月までに行った実験観測に基づく。予備的な水質測定により検討の結果、水質の上下差はあまりないので、アクリルパイプ製採水器で深さ方面に全層採水を行い、全体の平均水質を代表値にとることにした。ただし水温やDOは各水深で測定している。

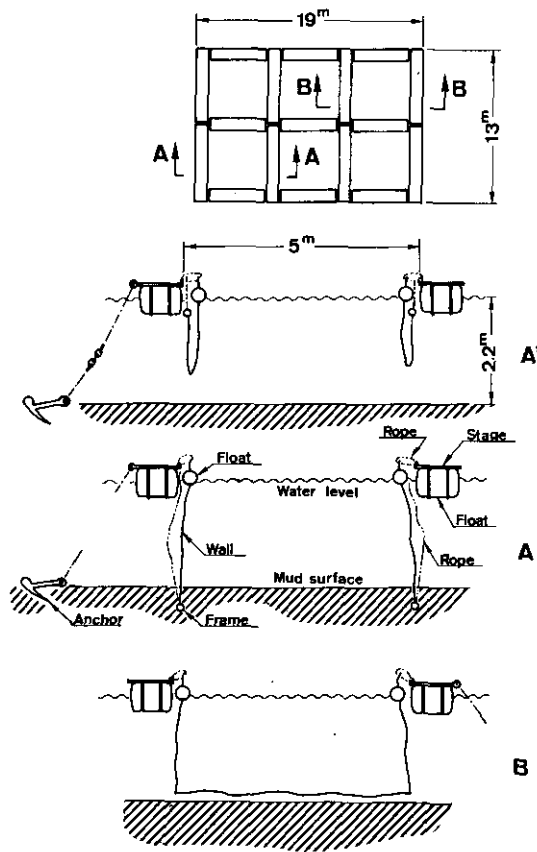


図3.2 実験隔離水界詳細

表 3.1 実施期間

	55年度	56年度	57年度
実験 (1)		6～9月	
(2)		6～8月	6～7月
(3)	3～4月		

2. 硫酸アルミニウム添加実験

底泥中の全リン含有量は、IIの7に述べたように St.1 近くで約 2.5 mg/g あり、そのうち鉄と結合しているものが 1 mg/g 程度と見られる。底泥面下 10 cm までの層の鉄結合態リン量が、約 8 g/m² あるものとみて、上からアルミニウム塩を加え、湖底表層に水酸化アルミニウム塩を加え、湖底表層に水酸化アルミの沈殿物層を作れば、底泥から溶出するリンがこの水酸化アルミニウムフロックに吸着固定されることが期待される。そこに生じ得るリン酸アルミニウムの溶解度積は酸化還元電位の変動、すなわち好気、嫌気の雰囲気差によって大きく変動しないから、リンが安定的に不活性化されるとの考えに基づき、硫酸アルミニウム添加実験を行った。添加硫酸アルミニウム量は No.1 水界に対し 1.4 g/m²、No.4 で 6.9 g/m²、その他は加えてない。

(1) Al 添加が栄養塩濃度に与える影響

図 3.3、3.4 にそれぞれ全リン及びオルトリン酸態リン (PO₄-P) の濃度変化を示している。Al を加えない水界 2、3 と水界外の変化パターンはほぼ同じで、全リンは 7 月中旬から 250～300 μg/l に増加したが、水界 1、4 は 150～180 μg/l に止まった。水界 6 は図 3.2 の B 型 (完全閉鎖) であり、時日の経過とともにリン濃度は低減して行く。リン酸態リンにおいては Al 添加の効果が一層明瞭である。この実験に夏期を選んだのは、これまでの諸調査研究から、夏期のリン溶出が最も多く、問題であることによる。

(2) 植物プランクトンに与える影響

Al 添加を行ったもの (水界 1、4) と、しからざるもの (同 2、3) の、各月の優占プランクトンを示すと表 3.2 のようで、2、3 は 6 月、9 月以降は外界と相を異にしたが、7～8 月のプランクトン相は外界と似ている。これをクロロフィル a 濃度でいうと、梅雨あけ後の水界 2、3 は外界と同様だが、水界 1、4 のそれは外界の濃度の 1/2～2/3 であった。この両水界では、*Microcystis* の現存量は低く、緑藻群集が 7～8 月に目立つことが特徴的である。また、水界 2、3 も、外界のように *Microcystis* 増殖に先立つ *Anabaena* の優占が見られなかった。

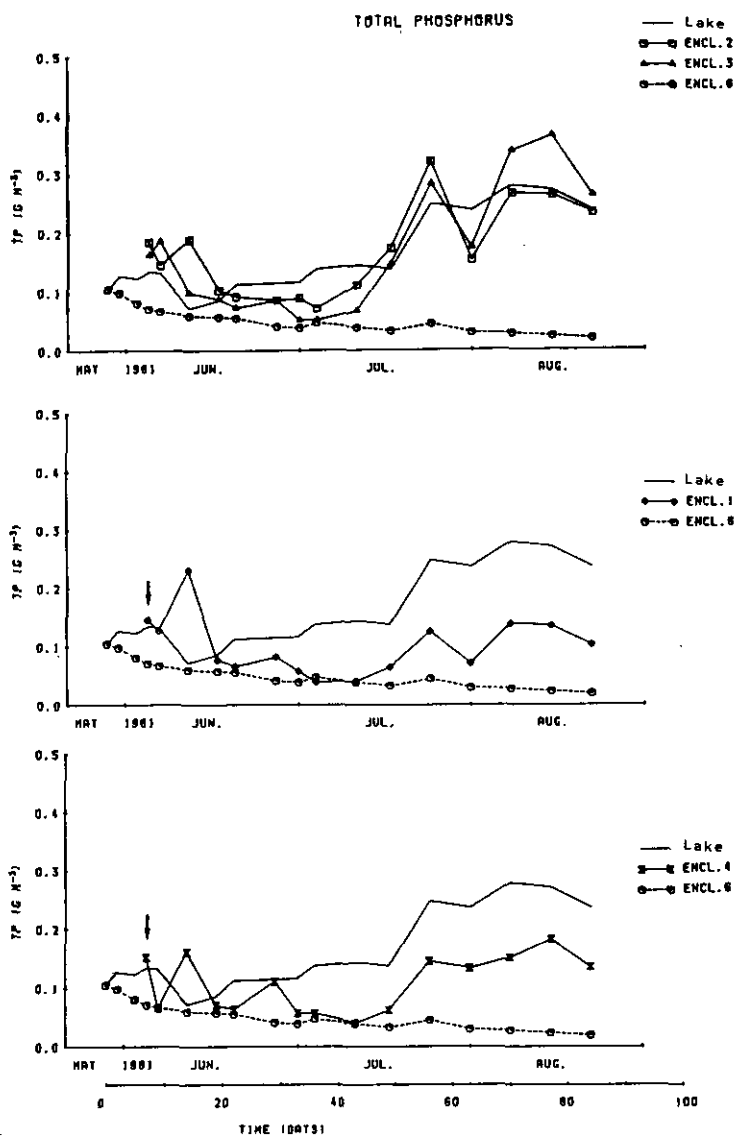


図3.3 全リン量

(3) 動物プランクトンに与える影響

隔離水界内で優占していた動物プランクトンは、実験開始時のものと変わり、どの水界も *Bosmina longirostis* がまず優先し、その後 *Bosmina fatalis* と種が変わった。9月までの期間中、常に第2位であったのは *Diaphanosoma brachyurum* である。これは水界外と多少異なるが、バイオマスは系内の方が高くなる傾向にあった。アルミを加えた1, 4の水界は、クロロフィル量では少なくなったが、動物プランクトンの摂食し易い20 μm以下のプランクトンはむしろ多くなる傾向が

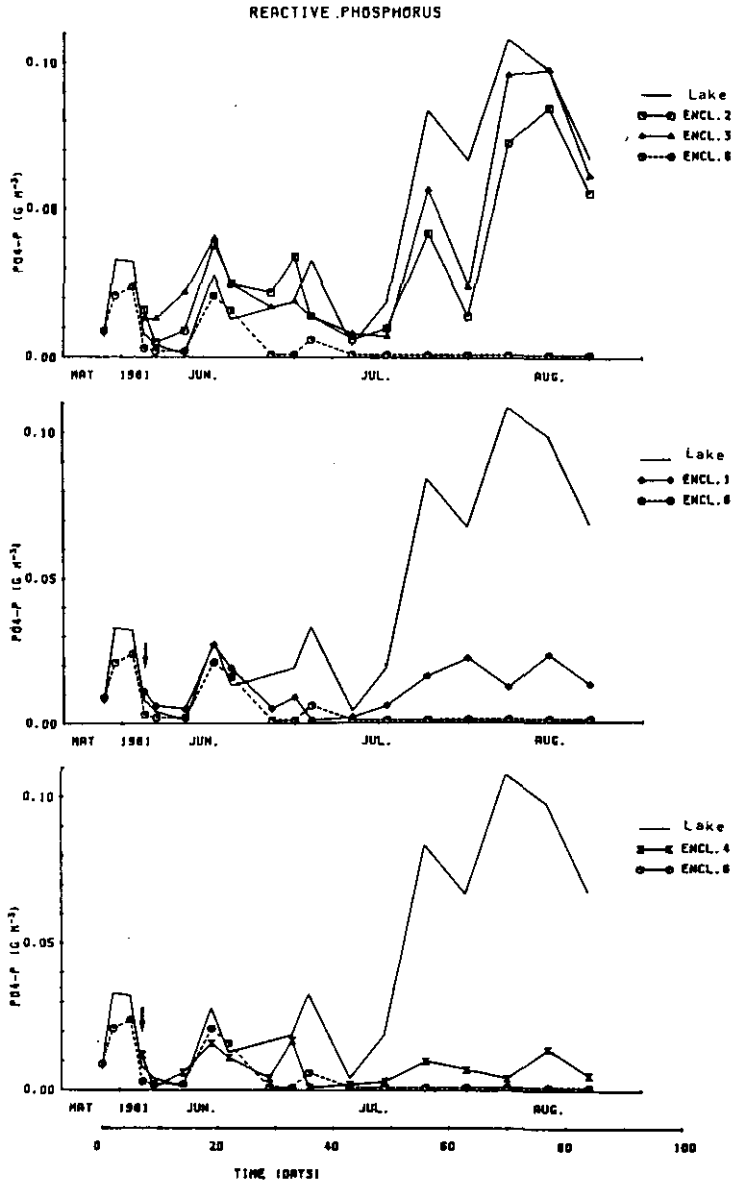


図3.4 リン酸態リン量

見られた。また、B型の水界6では、実験開始直後を除きバイオマスがかなり少なくなり、底泥の寄与の有無はクロロフィルaのみならず動物Pにも大きく影響した。

3. ホテイアオイの成長実験

ホテイアオイ *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms の生育には水温、リン・窒素濃度が深くかか

表 3.2 植物プランクトン組成の変化

池	月	6 月	7 月	8 月	秋
湖		<i>Anabaena</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i>		<i>Melosira</i>
NO.2					<i>Ceratium</i>
NO.3					
NO.1	<i>Coscinodiscus</i>		<i>Eudorina</i>	<i>Closterium</i>	
			<i>Closterium</i>	<i>Microcystis</i>	
NO.4	<i>Cyclotella</i>		<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis</i>	
			<i>Coscinodiscus</i>	<i>Closterium</i>	
			<i>Eudorina-closterium</i>	<i>Eudorina</i>	
				<i>Ceratium</i>	
NO.6	<i>Coscinodiscus</i>		<i>Schroederia</i>		
	<i>Closterium</i>		<i>Sphaerocystis</i>		

わっており、風のため脱水状態が起こることも報告されている。霞ヶ浦の場合、植物プランクトンの競合者として十分成長するか懸念があるが、今回のホテイアオイ成育実験は1981年度に茨城県内水試の綱生けすを借りて予備試験を行い、1982年には水界3と4を用いて同様な実験を行った。水界4はB型として、他からの栄養塩供給をなくした。ホテイアオイは1週間前に現場水で馴化して、実験を開始した。成長率を茨城県内水試(玉造)で行ったもの、及び高崎沖(コントロール)と比較し、表3.3のようにまとめた。

沖らが児島湖とその流入河川で行った同様な試験の結果と比較すると、初期成長期の指数関数で表した成長こう配値が3~5割低い値になり、植物体中のN、P含有率も、従来の報告の範囲、N:1.33~3.33%、P:0.14~0.80%でいうとかなり低いところに位置する(表3.4)。安全側計算として、高浜入奥を対象し、得られた成長式 $Y = C_0 \exp(0.072T)$ を用いてリン・窒素がどの位除去可能かを概算してみる。

100 kgのホテイアオイを水界へ移植し、100日間自然放置したのち収穫したとすると、収量は湿重で134 tになる。乾重量が湿重の5%とすると、乾量が6.7 tとなり、そこに含有されるリン、窒素量をそれぞれ0.2%、1.5%とすると

全リン 13.4 kg

全窒素 101 kg

となり、湿重量で平均10 kg/m²の現存量となるから、Pで約1 g/m²、Nで7.5 g/m²を除去できると推定される。

表3.3 得られた生長式

場 所	条 件	初期成長期の生長曲線	r^2
玉 造	網 イ ケ ス(18~30℃)	$Y = C_0 \cdot e^{0.0507 \times T}$	0.926
"	"	$Y = C_0 \cdot e^{0.0507 \times T}$	0.916
高 崎 沖	コ ン ト ロ ー ル(23~25℃)	$Y = C_0 \cdot e^{0.0722 \times T}$	0.998
	隔 離 水 界	$Y = C_0 \cdot e^{0.1027 \times T}$	0.989

表3.4 ホテイアオイ中の炭素・窒素・リン含量

場 所	部	C(%)	N(%)	P(%)
玉 造	上 部	32.4	2.1	0.158
	根	32.9	1.2	0.138
高 崎 沖	上 部	32.6	2.0	0.223
	根	30.4	0.95	0.208
隔 離 水 界	上 部	31.8	2.7	0.267
	根	32.8	1.6	0.211

4. ニジマスによるアサザアミの捕食実験

冬期の現存量が50 g/m²以上に達するイサザアミを、冷水性ニジマス(*Salmo gairdnerii irideus*)に捕食させた場合、晩春にニジマスを漁獲することが可能ならば、イサザアミに蓄積されたリンを相当量系外に取り出すことができるはずである。そこで隔離水界に5 m×5 m×2.5 mの小割網生けすを設置し、無給餌養殖で生存の可能性、イサザアミの食餌効果を検討した。得られた結果は表3.5に要約される。

水界生けすでは、ニジマスはすべて生存し、1か月後体長は平均5.48%、体重で平均14.22%増加し、ニジマス胃腸にはイサザアミが充満していることが確認された。

表3.5 ニジマスの無給餌養殖

		開 始 日	取 獲 日
日	時	3月16日	4月16日
水	温	8.8℃	12.8℃
匹	数	22	21(1匹逃がす)
全	重 量	4,086g	4,240g
体	長	24.67±0.93cm	26.11±1.00cm
体	重	185.7±21.2g	212.1±21.7g

そこで、この成果に基づき、霞ヶ浦に冬期生存するイサザアミ全量を半分減らすことを目標とし、下記のような条件を仮定してニジマスの必要放流量を推算した。

ニジマスの摂餌量：1日当たり体重の10%

〃 によるイサザアミ同化率：20%

〃 成長速度： $W_T = 1.02^T W_0$ 、 W_T は T 日後の体重、 W_0 は初期体重、 T ：日数

〃 放流期間：12月～5月（180日）

放流中には漁獲、死亡、逃亡がないとして W_{180} を求めると、 $W_{180} = 35.3 W_0$ となり、結局この仮定下ではイサザアミの半量5000 tを捕食させるには28.3 tのニジマス放流が必要となる。

IV. 霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化

霞ヶ浦（この章では西浦と北浦）生態系で占める魚類と甲かく類の役割は重要であり、本編のII, III, Vと特に関連が強い。魚群はその種構成の推移、現存量、ひき網などによる漁獲の実態把握、底生動物やプランクトンとのかかわりを正確につかむべく努力をした。甲かく類のうちでも冬期に現存量の大きいイサザアミは、積極的な漁獲が行われぬ上、有力な捕食者もない、環境動態解析を行う上でもその現存量や生態系で占める意義を明らかにする必要がある。テナガエビについても同様である。

以下、春日が中心になって行った研究成果を要約する。

1. 霞ヶ浦及び北浦の富栄養化と魚類群集構造

（担当：生物環境部・春日清一）

霞ヶ浦富栄養化の要因の一つに漁法の変化による生態構造の変化があるとされているが、その実際の寄与度は明らかでない。そこで過去の資料からこれまでの研究で触れなかった要因が富栄養化の進行とかがわっているかどうか検討した。

富栄養化進行度の指標として包括的なものに透明度がある。これに水温変化、海水交換率の指標でもある塩分の変化、余剰餌料によるN, Pが栄養塩流入量の25%にも達しているコイ養殖の生産率の推移、また魚種ごとの漁獲量の変化に注目した。霞ヶ浦西浦については指標代表値として湖心の値、また北浦の場合は白浜沖の値を用いている。

透明度の季節変化は、西浦では4月から11月の間、12月から3月の間はそれぞれ月別差があまりないので、前者の平均値を夏の代表値、後者のそれを冬の代表値とした。北浦では、透明度の季節変動幅が西浦より大きく、月別差もあったが、整合のため西浦と同様4月～11月の透明度平均値を夏期値とした。1911年頃には、西浦、北浦とも夏期値は約1.5 mである。その後は、北浦では1967年までのデータが極端に少ないため変化過程が明らかではないが、西浦では1965年まで徐々に下がっており、その後は低下速度が早まり、夏期値（湖心）で0.9 m位になった。ところが北浦では1973年頃まで同様に低下傾向にあったのが、その後は逆に高まり回復の傾向を示し、特に冬期にそれが著しい。北浦では富栄養状態が進行せず、改善されつつあると見受けられる。水温の季節変動を見ると、西浦と北浦で大きな差はないが、北浦がやや変動幅が小さく、夏は低く、冬は暖かい。また年変動を両湖の7～9月の平均値で見ると、ほぼ似ているものの北浦の方が変動幅がやや大きい。長期的に見ると、両湖とも1967年頃から少し低下している。水温の年降下の幅は0.25～0.27℃であるが、その原因は十分分析されていない。

塩分変化を見ると、あまり季節性はなく変動は不規則である。両湖とも外浪逆浦を介し常陸利根川を経て外海につながっている点は共通であるが、1975年3月以降、両湖ともに塩分が急速に低下している。これは常陸利根川逆水門が閉鎖されたためと見られる。北浦～西浦間で地下水を經由してどの程度の水交換―塩分出入があるか、また外海と北浦の間ではどうかということについて、十分な検討は行っていない。ただ、Iの2に記したように（図1.6参照）、西浦東岸玉造、麻生の地下水位は西浦の北、西、南岸のそれに比しずっと湖水位に近いわけで、これから推察する限り西浦と北浦の間の湖水交換はそれほどないものと見られる。

流域からの流入栄養塩負荷についてはIに詳述したからここでは触れない。内部負荷、つまりコイ養殖による内部負荷の現在の寄与についても既に述べたが、この生けす養殖の従来経過を見ると、両湖ともに1965年から始まり、西浦では1975年頃から急速に増加し生産量は1981年頃まで増え続け、最近では両湖で年産合計10,000 t 近く（西浦が7000 t 位）、湿重で両湖の年間漁獲量にはほぼ匹敵する。湖の単位面積当たりの生産量で見ると西浦の方が高いが、現在のところこの数字は両湖とも安定している。

養殖を除く湖内の漁業生産では、北浦が1964年、西浦が1965年を境として漁獲高が著しく増加した。これは漁法の改良の効果が大きいとみられ、cpue（単位漁獲努力当たりの漁獲高）が増加したためであろう。このことが魚種組成に変化を与え、西浦ではワカサギ、シラウオ、ウナギ、スズキなどが減少し、ハゼ、エビ、コイ、フナが増加した。一方北浦では、一部では動力ひき漁が許可されたが、ほとんどの水域で帆引き漁のみが行われている。ハゼ、エビ、コイ、フナの漁獲は西浦同様増加したが、その増加は近年抑制され、ハゼ、フナではむしろ漁獲が減少の傾向にある。今一つ西浦と異なる点は、ワカサギの生産量が減少せず、むしろ増加の傾向があることがあげられる。

以上は、透明度の変動要因として水温、塩分、養殖、一般漁業漁獲がどうかかわっているかの一般所見であるが、これを相関分析してみると表4.1のようになる。表中霞ヶ浦と記しているのが西浦である。その西浦の透明度と最も強い相関（ $r = -0.6401$ ）といえるのがハゼの漁獲であり、次がワカサギ（ $r = 0.5999$ ）である。コイ養殖生産量の相関度は少し低い。また、水温、塩分の変

表4.1 夏期の平均透明度に対する環境要因の相関係数

夏期平均透明度 (4月～11月)	冬期平均透明度 (12月～3月)	平均 水温		平均塩分濃度 1月～12月	コイ養殖 生産量	漁 獲 量	
		7～9月	12～3月			ハ ゼ	ワカサギ
霞ヶ浦	0.5469 ^{**} (21)	0.1325(22)	0.0044(21)	-0.0076(25)	-0.4841 [*] (25)	-0.6401 ^{***} (25)	0.5999 ^{**} (25)
北 浦	0.5437 [*] (13)	-0.5637 [*] (15)	-0.5664 [*] (15)	-0.3363(15)	0.5193 [*] (15)	0.4324 [*] (20)	-0.1612(20)

()資料数 * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

化は相関性が薄い。一方北浦は、夏、冬の水温が夏の透明度と相関を持つようにみえる($r=-0.56$ 程度)。しかし養殖コイ生産量、ハゼの漁獲量がそれぞれ見かけは $r=0.52$, $r=0.43$ 程度の相関であるが、例えば養殖を考えると、それによる栄養塩負荷の増加はかなりのものであり、これが透明度を高めるとは常識的にも考えられず、結局、この程度の相関はそれほど積極的な意味を持たないと言えるのかも知れない。

2. 霞ヶ浦におけるひき網漁業の実態分析

(担当：総合解析部・北畠能房，生物環境部・春日清一，客員研究員・小沼洋司)

本項の分析は、国公研が1981年4月1日から1年間にわたり、出島漁業協同組合に委託して実施した「いさざごろひき網・トロールひき網業者実態調査」の対象者のうち、ベテラン漁業者5名の記入した操業日誌に基づいて、霞ヶ浦西浦におけるひき網漁業の操業実態を分析したものである。その結果、以下のことが判明した。

1) 3月から7月20日まではいさざごろひき網漁業に、7月21日から12月まではトロール漁業に、ほぼ全員が従事している。1月から3月にかけ1名が掛網漁業に従事している(図4.1)。

2) 漁獲の対象となったものは、1月から2月にかけてはハクレン、3月から5月にかけてはイサザアミ、6月から12月にかけてはハゼ、エビというふうに、季節的に明白な特徴がみられる(表4.2)。

3) 図4.2は、出漁1日当たりの平均水揚げ高の月変化を示したものである。これらの資料からひき網漁業者の営漁意志を支える経済的背景として、1日当たりの水揚げ高として、少なくとも1.2万円以上期待できれば出漁する、といった判断基準をベテラン漁業者が有していると考えられる。

4) 近年、湖の富栄養化を防止する一つの対策として、湖生態系の管理の必要性が指摘されて

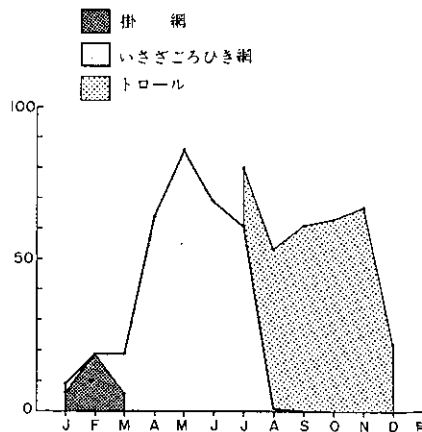


図4.1 漁業種類別総出漁日数の月変動

表4.2 操業データのまとめ

月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
出漁日数日	9	19	19	64	86	69	80	53	61	63	67	22	
総漁獲量kg/日	340.1	593.4	375.1	582.3	318.4	119.8	150.9	88.7	191.7	235.2	195.8	239.9	
魚種別漁獲量	ハゼ	10.6	0	0	0	22.8	57.0	67.9	59.1	72.1	114.9	145.8	136.2
	イサザアミ	0	0	325.4	582.3	270.8	0	2.1	0	0	0	0	0
	エビ	18.8	0	0	0	23.9	62.5	78.5	26.5	119.0	118.1	48.4	102.7
	ワカサギ	0	0	0	0	0	0.2	2.4	3.1	0.6	2.1	0.9	0.8
	コイ・フナ	19.9	0	37.8	0	0.9	0.1	0	0	0	0	0	0
	その他 (ハクレンなど)	290.8	593.4	11.9	0	0	0	0	0	0	0.1	0.6	0.1
平均水揚げ高 (万円/日)	1.96	2.18	1.74	1.66	1.49	1.83	2.38	1.23	3.19	3.61	2.32	3.39	
	(0.52)	(0.51)	(0.59)	(0.27)	(0.43)	(0.49)	(0.53)	(0.62)	(0.18)	(0.23)	(0.61)	(0.46)	
水揚げ高 (万円/日)	17.68	41.38	33.04	106.09	128.43	126.43	190.43	64.93	194.36	227.25	155.34	74.64	

注) 総漁獲量及び魚種別漁獲量は、出漁一日当たりの平均値(kg/日)である。
また、括弧内は変動係数である。

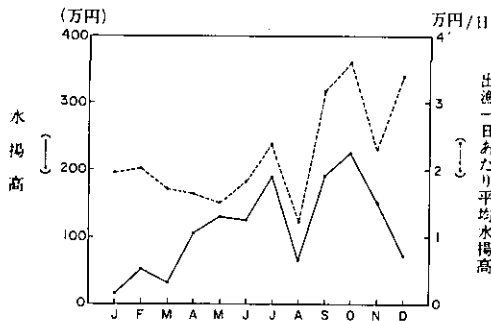


図4.2 水揚げ高及び平均水揚げ高の月変動

いる。湖の環境保全と生業としての漁業活動の関係を考慮する際、漁業者の営漁意志を支配する経済性というものをどのように見るか、あるいは取り扱うかが検討課題である。

3. 魚群探知機による霞ヶ浦のイサザアミ資源量推定に関する研究

(担当：客員研究員・立川賢一、稲垣 正、生物環境部・春日清一、総合解析部・北畠能房、客員研究員・田中昌一)

浅い湖沼での魚群探知機による生物資源量調査はこれまでほとんど例がなく、あっても単体を記録するのが主であった。

探知機の周波数を50 kHzとしたとき、ボラなど大型魚の単体像が得られても、イサザアミの像

は得られない。しかし2000 kHzを用いればイサザアミ群体像を得ることができ、定量化も可能である。また、この探知機によりイサザアミ群の昼夜間垂直移動や、日射量変化による垂直移動も観測できた。この他、ハゼ、テナガエビ等小型のもの魚体像も得られ、索餌行動の際イサザアミ群中に突入し摂餌していることもわかった。魚群探知機の使用は、浅い湖沼でも水産資源量を知り得るのみでなく、生態、行動調査に大変有用である。

しかし、水深1.5 m以浅の場所や、湖底からあまり離れない動物については情報を得ることが難しく、水中カメラ等を用いねばならない。

4. 霞ヶ浦における底生動物の生産に関する研究—I. ハゼ類及びテナガエビの生態と現存量 (担当：客員研究員・小沼洋司，高橋 惇，鈴木健二，藤富正毅（茨城県内水面水試）)

霞ヶ浦西浦の漁獲量は近年著しく増加したが、中でも底生性のハゼ類とテナガエビの伸びが目立っている。こうした底生動物の現存量と生態を調べた。沖合7箇所の点で、1981年4月から翌年4月まで合計112の底引き網サンプルを得たが、動物は魚類16種、甲かく類2種、オタマジャクシ1種であった。これらのうちでテナガエビが56 %、チチブ33 %、アシシロハゼとフナが各4 %で、他はわずかである。テナガエビとチチブの現存量が最も多くなるのは9月で、 3.8 g/m^2 、最も少ないのは4月で 0.2 g/m^2 である。

チチブとテナガエビのえさはイサザアミが主体で次いでユスリカの幼虫である。しかし6月から9月までは動物プランクトン、ハゼ稚魚、イトミミズをえさとしている。摂食生態を調べると、遊泳生活種のチチブでは、10～12月にほぼ同率の摂食をするが、他の季節では餌中の遊泳生活種が底泥生活種のその3倍となる。一方テナガエビは、遊泳生活種のえさを底泥生のその3～4倍摂食している。つまり泥中より水中から多くのえさを得ていることが明らかになった。

5. 霞ヶ浦沿岸帯における魚類の現存量と生産

(担当：共同研究員・酒井光夫，生物環境部・春日清一，客員研究員・高橋正征)

湖岸帯動物群集構造を明らかにするため、1981年5月から1983年5月の2年間、高浜入奥の湖岸帯で月1回以上の採取調査を行った。すなわち、湖岸から30 mの水域を幅10 mにわたり3 mmメッシュの網で囲い、その中の動物を捕獲した。その内訳は、魚類20種、甲かく類2種、オタマジャクシ1種で、最も多かったのはモツゴで約30 %、次がウシガエルオタマジャクシ22 %、イサザアミ18 %、ウキゴリとジュズカケハゼがそれぞれ約10 %で、これらが優占種となっている。優占種の季節変化を見ると、5月から10月までがモツゴ、ハゼ類、11月～4月にはイサザアミ以外の生物量が極めて少なくなり、冬と夏の生物相が完全に入れ替わる。1981年と1982年では、夏期の生物相に若干の差があり、1981年にモツゴが大量に出現したのに対し、1982年にはウキゴリ、ジュズカケハゼ等のハゼ類が多かった。この両年を比べると産卵期である2～4月に水温差があり、ハゼ類とモツゴとでわずかな産卵期のズレがある。この差が生物相に大きな影響を与え

たらし、生物相が単純なため変動し易い不安定な生態系が作られていると言える。

夏期には、大量のアオコの吹き寄せや高等植物遺体の集積等で、湖岸帯が著しく酸素欠乏状態となることがある。この湖岸帯の動物相は沖合に比べ複雑な構造をしており、湖の生態系を安定なものとして保つ上で有意な役割を果たしている。

6. 霞ヶ浦生態系モデル化への一つの試みーイサザアミとワカサギの関連モデル

(担当：客員研究員・田中昌一)

霞ヶ浦のワカサギによるイサザアミ捕食などの影響を調べるため、捕食・被食モデルを作り数量的に検討した。

ワカサギはイサザアミを食して成長するが、自身は漁獲により減少する。そこでワカサギの生産量、現存量、イサザアミ捕食量、毎月のイサザアミ現存量などをモデルにより計算した。

V. 霞ヶ浦富栄養化現象のモデル化

1. 霞ヶ浦における栄養塩の物質収支

(担当：水質土壌環境部・合田 健，村岡浩爾，福島武彦)

(1) 概要

第1期特研(1977~1979)，第2期特研(1980~1982)を通じ，6年間にわたり霞ヶ浦の水収支，水質，生物，各種負荷，底質などの諸量，現存量を調べ，データベースがほぼ整ったわけであるが，これに基づき平均的物質収支を求め，その結果を環境動態モデルに入力し，計算検討する必要から，まず1978~1980の3年間にわたる全リン，全窒素の収支をまとめることにした。

以下本項では，霞ヶ浦西浦水域を，次項2に述べるような根拠に従い，4ボックスに分割し，物理量，化学量，生物量の全体の流れ，ボックス間の流れや収支をまとめたのであるが，ボックス割りと測点(定点)との関係，流入量 Q_{in} ， Q_{out} ，ボックス間交換流量に基づく物質移動量 Q_{ch} ，収支残量 Q_{un} などは図5.1，5.2に示した値を用いている。この収支検討に用いた実測データや推定値は，必ずしも本特別研究グループが得たものばかりでない。その出所・著者名と文献番号とは一括して表5.1にまとめている。

図5.2に示した測点においては，水質・生物量の観測は月1~3回の頻度で，同図には，各St.が代表する水域を破線を用いて示し，各ボックスについてはその水域面積 A ，水容積 V 及び平均水深 h の値を記してある。図5.2に記した A_s は各ブロック中物質の現存量を意味する。 Q_{un} は各ボックスからの流出を正とし，流入を負として求めた収支残量である。 $Q_{in2(i)}$ 値は， i ボックスの

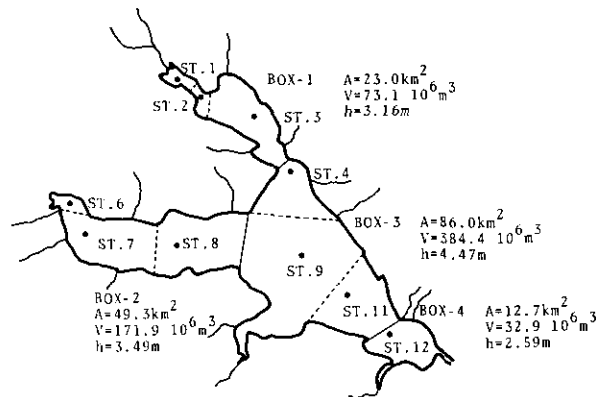


図5.1 霞ヶ浦測定地点と水域分離

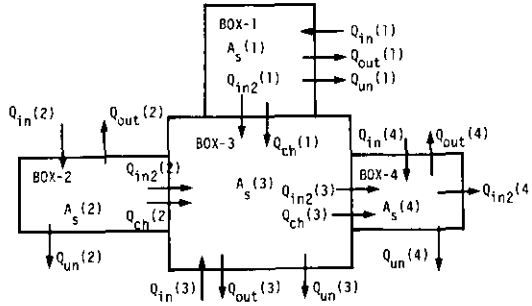


図5.2 栄養塩収支算定方法

平均物質濃度と押し出し流量の積を表し、押し出し流量は水収支計算³⁶⁾から求めた。これに対し Q_{ch} は、隣接ボックスの平均物質濃度の差に水平交換に基づく交換流量³⁵⁾を掛けて得た値で、これは全域を1ボックスとした場合は0となる（存在しない）量である。 $A_{s(i)}$ と $Q_{in}(i)$ との関係は(1)式で求められる。

$$\frac{dA_{s(i)}}{dt} = Q_{in(i)} - Q_{out(i)} + Q_{in2(i-1)} - Q_{in2(i)} + Q_{ch(i)} - Q_{un(i)} \quad (1)$$

(i: ボックス番号)

(2) 収支算の時間々隔、現存量、負荷量の対象

過去の実測では、霞ヶ浦の平均滞留日数は0.6年であるが、降水量の月変化が大きく、月別にみた滞留日数にはかなり変動があり、大きいときは最小値の数倍になる³²⁾。これに対し、水質観測の頻度は月1～3回なので、それらを考慮して、物質収支を月単位でとることとし、1978年1月から1980年12月までの36か月につきそれぞれ計算を行った。

N, Pの物質収支をとる上で、霞ヶ浦の場合はユスリカ、魚、テナガエビ、イサザアミが重要であり、水体以外ではこれらに含まれるN, P値を現存量から求めた。以下の図では、便宜上、魚・イサザアミ・テナガエビの3者をまとめて「Fish」として示している。水体中には溶存態のN, Pのほか、プランクトン体、デトライタス、細菌を含むものがある。それらのTOCにおける構成比率を求めた。水草等の高等植物、底泥中の含量についても検討している。

負荷については、dry及びwetの降下物由来の負荷、陸上流入負荷、コイの養殖による負荷をそれぞれ既知のデータより求めた。底泥由来やデトライタス、ベントスの分解による寄与一やはり内部負荷一は物質収支残量の形で間接に求め、IIの3～5において各種の方法で測定した値と比較照合することにした。陸上流入負荷に比し、地下水流入による寄与は少ないので、河川、残流域由来と下水処理放流によるものの合計をとった³⁹⁾。霞ヶ浦流入河川の流域に対する残流域の割合は約10%である。一方流出負荷としては農業取水³²⁾、漁獲⁴⁰⁾、上水取水⁴¹⁾、ユスリカ羽化³⁹⁾、をそれぞれ求め、沈降・堆積については流入負荷における底泥よりの負荷と同様、収支残量とこれまでの実測⁴²⁻⁴⁴⁾とを比較することとした(表5.1参照)。

表5.1 霞ヶ浦の負荷, 現存量, その他のデータ一覧

負 荷		現 存 量		そ の 他	
陸水流入*	茨城県 ³⁹⁾	湖 水*	大 槻 ⁴⁷⁾	沈 降	福 島 ⁴²⁾
降雨流入*	安 部 ³⁷⁾	ユ ス リ カ*	岩 熊 ³³⁾	溶 出	細 見 ⁴³⁾
養殖流入*	相 崎 ³⁸⁾	魚・イサザアミ*	春 日 ³⁴⁾	脱 窒	中 島 ⁴⁴⁾
河川流入	海老瀬 ⁵¹⁾	水 草	桜井 ⁴⁸⁾ , 桜井 ⁴⁹⁾	窒素・固定	吉田 ⁵⁰⁾
		植物プランクトン	高 村 ⁵⁷⁾	底 泥 の	岡 野 ⁵⁷⁾
農業取水*	村 岡 ³²⁾	動物プランクトン	花 里 ⁶⁵⁾	堆積速度	浅 見 ⁵⁸⁾
漁獲流出*	北 島 ⁴⁰⁾	バクテリア	相 崎 ⁴⁶⁾	魚の排泄	浜 田 ⁶⁰⁾
上水取水*	田 井 ⁴¹⁾	デトライタス	相 崎 ⁴⁶⁾	底泥の物性	岩 熊 ⁵⁸⁾
ユスリカ羽化	岩 熊 ³³⁾	底 泥	細見 ⁵⁴⁾ , 相崎 ⁵⁵⁾	隔離水界	岩 熊 ⁵³⁾
				物質収支	福島 ²⁷⁾ , 村岡 ²⁸⁾
				物質循環	相崎 ²⁵⁾ , 安野 ²⁶⁾

*をつけた項目は、今回の物質収支算定に用いたデータ

(3) 結 果

1) 滞留時間について

表5.2に各ボックス間の押し出し流量 WQ_{ln2} の平均値と標準偏差, ボックス間の交換流量 WQ_{ch} の値を記した。例えばボックス1と3の間の交換流量 $WQ_{ch(1)}$ は, 電気伝導度の測定結果から $3 \sim 5 \text{ m}^3/\text{s}$ の値が得られている⁴⁵⁾。しかしボックス2と3の間及び3と4の間のそれは実測値がないため, 湖流測定結果, 縦方向拡散率の計算結果などから, 仮定をおいて求めた値である³⁵⁾。

2) 湖内現存量

前述のように, プランクトン体, 細菌体の N, P を「湖水」に含め, テナガエビ, イサザアミのそれを「魚」に入れ, これらと「ユスリカ」と3者の合計量で表した T-N, T-P 現存量変化を図5.3に示す。例えば水草(抽水植物88.3%, 浮葉植物3.2%, 沈水植物8.5%)は, 全域では乾量で3974 t になり, N, P 含量で全量の5~10%を占めるが, これら高等植物の水質, 生態へのかかわりはまだよく解明されていないので, 収支計算から省いているし, 図5.3にもそれは加えてない。

図に見るように, N, P とも夏期に現存量が増加するが, それは主に「湖水」中の N, P 増加による。一方, 「魚」のそれは冬から春にかけて多い。これはイサザアミの存在によるものである。「ユスリカ」は前2者に比べて変動はそれほど際立っておらず, 羽化飛去の影響, 底生動物による捕食圧の影響など, いずれもさほど顕著には表れていない。これは湖全体のトータルを見たものであるが, 各ボックスの月別変化もこの傾向と大差はない²⁷⁾。

表5.2 各ボックスよりの押し出し水量とボックス間の交換流量

	押し出し水量 ($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{月}$)	交換流量 ($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{月}$)			
		Box. 1	Box. 2	Box. 3	Box. 4
Box. 1	18.8 \pm 8.4			7.8	
Box. 2	21.5 \pm 11.1			56.2	
Box. 3	51.8 \pm 27.7	7.8	56.2		36.5
Box. 4	66.3 \pm 33.5			36.5	

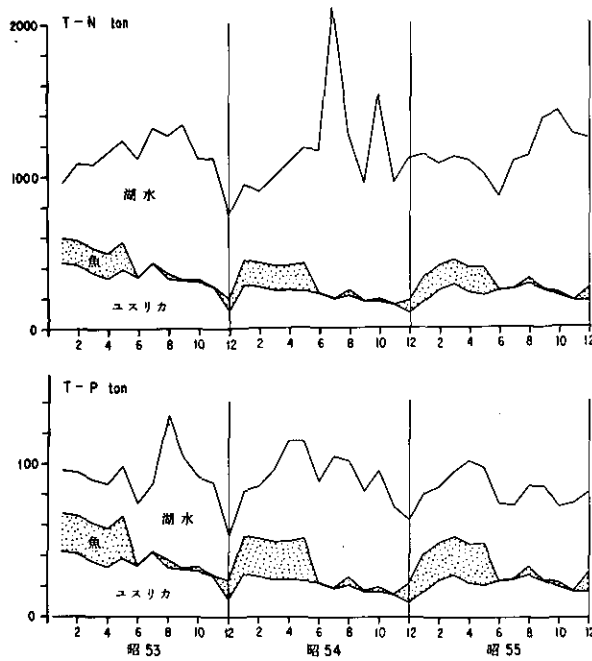


図5.3 T-P, T-Nの形態別現存量の月別変化

3) 流入出負荷

表5.3に各ボックスへの流入出負荷量の平均値と標準偏差とを記した。また図5.4 (a) (b) に、それぞれ全湖を1ボックスとしたときのT-N (a), T-P (b)の流入出負荷量の推移を示している。流入負荷中、内部負荷に当たる養殖由来のそれは、全負荷量に対しPで25%, Nで19%に達し、特に4~10月の間にそれが大きく、年間を通じて1次生産が活発になり、それが最盛期を経て減衰する間の湖水のN, P, 特にDTPを支える上で重要な役をしていることがわかる。これは水質改善対策を考える上でも見逃がせない事実である。

一方、流出負荷には、流出湖水に由来する放流負荷が示されているが、それを含めても、流入

表 5.3 各ボックスへのT-P, T-N負荷量の平均と標準偏差(単位 t/月)

負荷の種類 (流入・流出)	Box - 1		Box - 2		Box - 3		Box - 4	
	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N
陸上(流入)	9.79±0.51	66.9±9.6	11.3 ±0.57	79.6±11.2	5.39±0.28	38.9± 5.7	3.96±0.26	29.8±5.4
降雨(流入)	0.08±0.06	2.0±0.9	0.16±0.12	4.2± 2.0	0.25±0.19	6.6± 3.1	0.04±0.03	1.1±0.5
養殖(流入)	1.24±1.08	6.5±5.6	1.89±1.64	9.9± 8.6	4.50±3.91	23.5±20.4	0.0	0.0
農業取水(流出)	0.06±0.17	0.6±1.25	0.06±0.13	0.8± 1.7	0.07±0.14	0.8± 1.7	0.02±0.05	0.4±0.8
漁獲(流出)	0.91±0.51	3.9±2.0	1.43±0.74	6.5± 3.1	3.58±1.84	16.5± 7.7	0.13±0.07	0.6±0.3
上水取水(流出)	0.0	0.0	0.15±0.07	2.7± 1.4	0.0	0.0	0.0	0.0
ユスリ花(流出)	0.04±0.07	0.5±0.7	0.09±0.15	1.0± 1.5	0.15±0.23	1.5± 2.4	0.02±0.04	0.3±0.4

負荷に比べPで約1/4, Nでは1/3程度にしかならない。つまり残量の大部分が湖内に年々蓄積されていることを意味し、このため Q_{un} 値は大きな正值になる。このこともまた、霞ヶ浦の富栄養化防止策や水質回復を論ずる上で重要な示唆を与えるものである。

なお、T-Pの流出負荷分で、漁獲によるものが放流負荷をかなり上回る事実も注目すべきであろう。

4) 物質収支

表5.4に、各ボックスにおけるP, Nの押し出し流による流入・流出、交換流による出入分、現存量変化及び収支残量を示した。交換量が目立たないことは別として、流出量、現存量変化が小さいことがわかる。ただボックス3(湖心部)での、交換流による流入T-Nがかなり大きいことに注目する必要がある。図5.5は、N, Pの収支残量のこの期間の変化を示したものであるが、これは全湖を1ボックスとして求めた値である。T-Pの収支残量は冬期に少なく、3~5月に増加し、プランクトンブルームの起こる6, 7月にやや減少したのち、8, 9月にまた増加してピークに達する。T-Nの残量もほぼ似た変化をし年間を通じての平均では、T-Pで344 t, T-Nで1,975 tが湖内に蓄積する。これを湖水面単位面積当たり、日量に直すと、T-P 5.5 mg/m²·d, T-N 31.6 mg/m²·dとなり、かなり大きい値である。これは、主として粒状態物質の沈降、新生堆積物生成に由来するとみて、日平均の蓄積率(沈降速度と同じ単位)を試算すると、Pで0.018 (1/d)×平均水深, Nで0.0066 (1/d)×平均水深となり、水深を4 mとすると、P: 0.072m/d, N: 0.0284 m/dである。表5.5では、この速度を記号 v (cm/d) で表し、各ボックス、全湖について正確に求めたものである。この v のことを、Vollenweiderらは“settling velocity”と呼んで、世界湖沼のデータを処理しているが、内容的には沈降以外の効果も含んでいるわけで、正確に言えば「消失速度」ということになろう。本章では以下そのように呼ぶ。表5.5中、 $v(Q_{ch}=0)$ というのは、各ボックスの Q_{ch} を0として求めた v の値で、交換流の影響がこのように表れることを意味する。

例えば T-N で言えば、交換流の寄与の大きいボックスでは、消失速度値はそれを考えない場合より 3 割以上も大きくなる。ボックス 2 の T-N に関する値が他に比し小さいのが目立つが、これは土浦入に関する N の負荷、現存量などの見積り過程に何か問題があるためであろう。

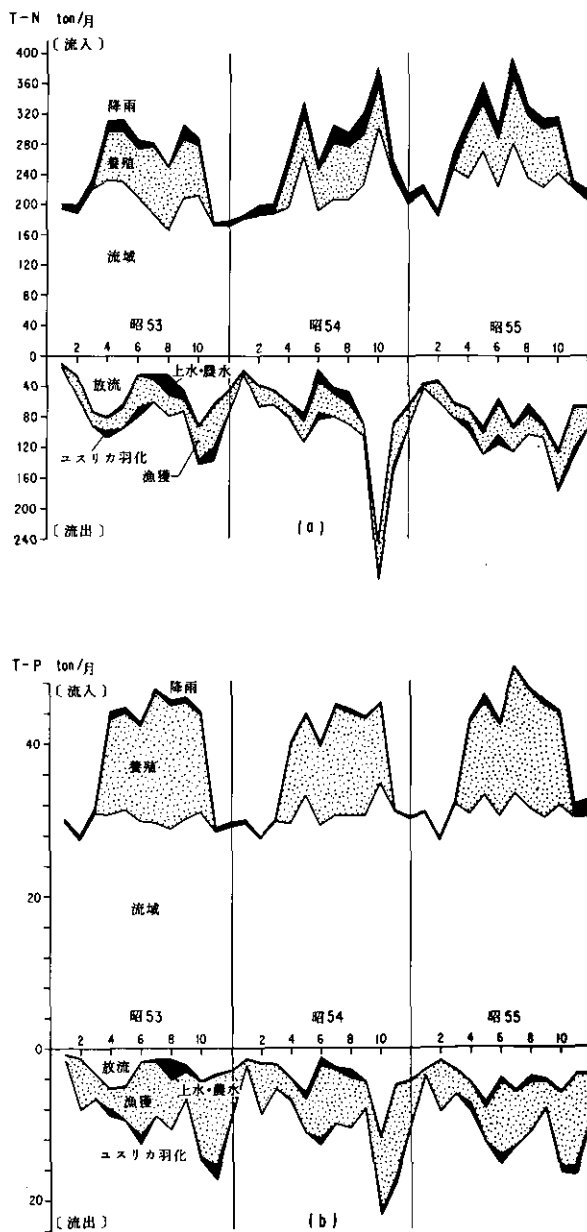


図5.4 T-P, T-N の種類別流入流出負荷量月別変化

表 5.4 各ボックスのT-P, T-N流入流出量の平均と標準偏差(単位 t/月)

流入, 流出 の形態	Box - 1		Box - 2		Box - 3		Box - 4	
	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N
Q_{in} 流入	11.2±1.2	75.7±11.3	13.4±1.8	94.2± 15.8	10.3± 3.7	69.9± 22.3	4.0±0.2	31.0± 4.7
$-Q_{out}$ 流出	1.0±0.4	5.0± 2.1	1.8±0.7	11.1± 4.0	3.8± 1.5	19.1± 7.3	0.2±0.1	1.2± 0.7
Q_{in2} 流入	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4± 2.5	67.6± 40.7	3.8±2.6	58.0±37.4
$-Q_{in2}$ 流出	2.4±1.3	32.4±19.4	2.0±1.3	35.3± 22.8	3.8± 2.6	58.0± 37.4	3.6±2.1	61.8±40.5
Q_{ch}	-0.5±0.4	-4.3± 2.7	-1.2±1.3	-29.2± 23.8	1.1± 1.6	26.1± 31.0	0.6±0.8	7.4±14.0
現存量変化	0.0±4.8	1.2±37.5	-0.2±7.6	2.0±147	-0.1± 8.5	4.9±153	-0.1±1.0	-0.2±11.0
収支残量	7.3±4.5	32.9±37.2	8.5±7.4	16.6±145	8.3±10.1	81.6±162.9	4.6±2.3	33.6±30.3

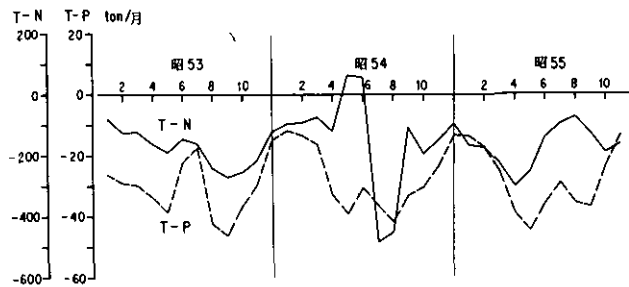


図5.5 T-P, T-N 収支残量の月別変化

表 5.5 各ボックス並びに全湖の消失速度(単位cm/d)

	T-N		T-P	
	v	$v(Q_{ch}=0)$	v	$v(Q_{ch}=0)$
Box - 1	2.8	3.2	8.0	8.5
Box - 2	0.67	1.9	6.0	7.0
Box - 3	3.1	2.1	5.0	4.3
Box - 4	9.5	7.4	21.7	18.9
全湖	2.6	2.6	7.1	7.1

T-N, T-Pの平均滞留時間を求めてみると, Pで1.3か月, Nで3.0か月だから, 水の平均滞留時間7.2か月より大分小さい。上記の計算には底泥よりのN, Pの回帰や脱窒, 窒素固定などの現象も含まれており, 事実上, 湖水と帯同した形でのN, Pの滞留時間は, 上期の値よりさらに小さいものと考えられる。

(4) 考 察

1) 収支残量について

表5.6には、各ボックス及び全湖について、1年を4期に区分したP, N収支残量の大きさを示した。ボックス1と2では、T-Pについてあまり季節変化は目立たない。全湖における、冬期に少なく春、夏に大きい傾向は、ボックス3, 4での季節変化の影響によるものである。このような変化を、一々個別の現象や傾向と対比させて説明することは難しいが、この収支残量変化に寄与していると思われる諸現象を、まとめて図5.6に示した。

福島らが沈降ビンを用いて高浜入での植物プランクトン由来の新生堆積物増加速度などを求めた⁴²⁾結果(IIで記述)や、細見らが現地底泥を持ち帰り、静置状態及び好気性かく乱の条件下でP, N溶出量を求めた結果⁴³⁾から、代表的にSt.3での新生堆積量(植物プランクトン及び一般の懸濁物)、溶出率を表5.7に示し、収支残量と合わせて四季別、通年で比較している。 Q_{un} の定義によりここでは沈降量は正、溶出量を負として示している。全体として見ると、収支残量を新生堆積(+)と溶出(-)の和として説明するには数値的な整合性があまりよくないが、大きな矛盾はないと見てよいであろう。表5.7に取り上げた現象以外で、収支残量に寄与するものとしては、大型底生動物の底泥摂取、並びにそれらの排せつ物、デトライタスの寄与、底泥の巻き上げ、かく乱による栄養塩回帰などがあがる。表5.7からみると、1~3月期にはここに記した現象の寄与があまり大きくないことがうかがえ、これに対し4~12月期には、生物活動の活発化に伴う大型動物の底泥摂取や排せつ、分解、底泥かく乱などの影響がかなり大きいことが示唆される。

例えばイサザアミは、5~6月頃水温の上昇に伴い急速に減少する⁵²⁾が、その影響はリン負荷にして $8 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 程度であり、図5.4に見るように、ちょうどこの時期のイサザアミの減少に対応して湖水中のN, Pが増加している。

表5.6 各ボックス、全湖での収支残量の大きさ(単位 $\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$)

		1~3月	4~6月	7~9月	10~12月
T-P	Box-1	9.1	11.5	8.9	10.5
	Box-2	4.6	7.3	5.3	5.7
	Box-3	0.4	5.1	5.9	2.3
	Box-4	10.8	13.8	14.1	8.5
	全 湖	3.5	7.0	6.4	4.9
T-N	Box-1	53.0	30.5	45.0	59.2
	Box-2	15.9	6.9	9.7	14.9
	Box-3	11.6	25.7	49.3	47.6
	Box-4	76.5	121	136	31.6
	全 湖	22.6	26.1	40.8	34.5

ここで底泥のかかわりについて考えると、文献(42), (54), (55)等によれば、高浜入部の底泥を標準としてではあるが、表層1~2 cm 泥中のN 含率は0.5~0.7 %, Pは0.19~0.27 %である。この数字で試算すると、P に対しては泥厚0.2 cm, N では1 cm 分でそれぞれP, N の全水中現存量に匹敵する。浅見ら⁵⁶⁾、岡野ら⁵⁷⁾の新生堆積速度測定値を用いると、P, N の底泥への移行速

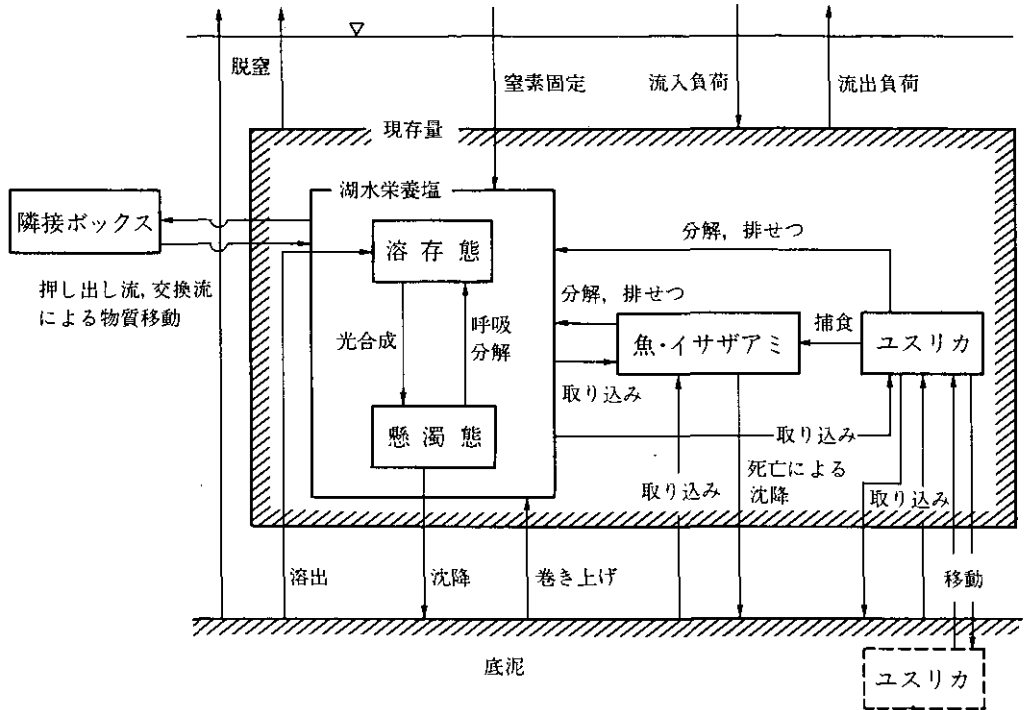


図5.6 湖内での栄養塩の循環

表 5.7 高浜入における収支残量, 新生堆積量, 溶出量(単位mg/m²・d)

期 間	1~3月	4~6月	7~9月	10~12月	通 年
収 支 残 量	9.1	11.5	8.9	11.9	10.4
T-P 新生堆積量 ^{*1}	3.9	6.4	54.0, 7.8 ^{*4 *5}	33.3	24.6, 13.0 ^{*4 *5}
新生堆積量 ^{*2}	9.1	11.1	11.5	10.0	10.4
溶 出 ^{*3}	-0	-0	-10	-0	-2.5
収 支 残 量	53.0	30.5	45.0	59.2	46.9
T-N 新生堆積量 ^{*1}	34.8	57.7	534, 76.2 ^{*4 *5}	318	237, 123 ^{*4 *5}
新生堆積量 ^{*2}	27.6	35.8	34.8	30.8	32.3
溶 出 ^{*3}	-4	-9	-69	-41	-31

* 1 : 植物プランクトンの新生堆積量⁴²⁾, * 2 : 流入負荷の懸濁態分の沈降量子想最大値,
 * 3 : 静穏, 好気状態下での溶出量⁴³⁾, * 4 : 1981, 7~9月, * 5 : 1982, 7~9月。

度はそれぞれ6.0~8.5 mg/m²·d, 16~22 mg/m²·dとなる。これを表5.6に記した値, P 10.4 mg/m²·d, N46.9 mg/m²·dと比べると, Pではほぼ同レベル, Nではやや小さい。このNについては, 底泥中での脱窒率が20~27 mg/m²·d位あることを考えればつじつまが合う。

2) 他湖沼との比較

霞ヶ浦が他の内外富栄養湖沼と比べてどうか言及する。まず諏訪湖の場合, 沖野²²⁾によると, 懸濁物質の沈降量が P 7.8 mg/m²·d, N37.2 mg/m²·d, 溶出量が P 5.5 mg/m²·d, N 118.0 mg/m²·d, 脱窒量65.5 mg/m²·dであり, 沈降量は霞ヶ浦より少ないが, これは測定方法の差もあるので正確な差とは見難い。一方溶出量は諏訪湖の方が大きいように見えるが, 霞ヶ浦の場合, 底生動物の現存量が大きい上, ひき綱や底生動物の運動による影響を正確に見積もってはいないので, この差は何とも言えない。次に米国カリフォルニア州の Clear Lake では, 窒素固定速度が4.9 mg/m²·dと求められており¹⁹⁾, 汚濁湖沼ではその寄与度があまり大きくない一例と言えよう。フロリダ州の Lake Talquin では, Pの蓄積率が0.44でNの0.10を大きく上回っており, また, 年ごとの物質収支計算によると, flushing rate (滞留時間の逆数)の大きい年には蓄積率が減少することがわかっている¹²⁾。こうした特性はミネソタ州の Shagawa Lake でも報告されている¹³⁾。霞ヶ浦でも同様で, 1978年の flushing rate 1.15/y に対し P 蓄積率0.82, N 蓄積率0.69, 1979年には1.5/y に対し P 0.71, N 0.53, 1980年には1.63/y に対し P 0.69, N 0.60 mg/m²·dである。しかし Turner ら¹²⁾は, flushing rate が1.0/y 以上の湖沼では両者の関係は不明確になると指摘している点は注意を要する。

Vollenweider らの湖沼学者が, 湖沼への P 負荷, 水量負荷, v , 蓄積率などについてまとめた一群の関係式がある。まず使用記号は, $[P]_L$: 全リンの流出水濃度, すなわち湖水平均濃度 (mg/m³), L : 面積負荷 (mg/m²·y), R : 蓄積率, q_s : 水量負荷 (m/y), $[P]_I$: 流入水の平均全リン濃度 (mg/m³) v : 消失速度 (m/y), 消失率 σ : (1/y) (sedimentation coefficient)

v , R , σ に関する代表的な式は次のようである。

$$v \cong 10 \quad (\text{Vollenweider}^{5)}) \quad (2)$$

$$v \cong 13.2 \quad (\text{Dillon \& Kirchner}^{61)}) \quad (3)$$

$$v \cong 11.6 + 0.2q_s \quad (\text{Reckhow}^{62)}) \quad (4)$$

$$R = 1 / (1 + \sqrt{1/\tau_w}) \quad (\text{Vollenweider}^{5)}; \text{Lansen \& Mercier}^{6)})$$

$$(\tau_w \text{は滞留時間}) \quad (5)$$

$$R = 0.426 \exp [-0.271q_s] + 0.574 \exp [-0.00949 q_s]$$

$$\text{(Kirchner \& Dillon}^{63}) \quad (6)$$

$$\sigma = 0.162(L/\bar{Z})^{0.456} \quad \text{(Canfield \& Bachmann}^2)$$

$$(\bar{Z} \text{ は平均水深 (m)}) \quad (7)$$

R を求める方法として、 $R = 1.0 - (\text{outflow load}) / (\text{inflow load})$ で求める方法と

$$[P]_s = \frac{L(1-R)}{q_s} \quad (8)$$

から求める方法とがあり、前者は物質収支データから得られるもので、霞ヶ浦の場合はこれで算出した。一般には両者の一致度はよいが、霞ヶ浦の場合、前者では0.74、式(8)では0.84となる。この差は流出負荷に占める漁獲、ユスリカ羽化等の影響であり、この程度の差が出るのはむしろ当然と考えられる。

消失速度 v としては、既に表5.4に示したように、全リンについて霞ヶ浦で $v = 7.1 \text{ cm/d}$ 又は 25.9 m/y である。これを式(2)~(7)で求めると、

- 式(2) $v = 10 \text{ m/y}$
- 〃(3) $v = 13.2 \text{ m/y}$
- 〃(4) $v = 12.7 \text{ m/y}$
- 〃(5) $v = 4.3 \text{ m/y}$
- 〃(6) $v = 9.8 \text{ m/y}$
- 〃(7) $v = 12.4 \text{ m/y}$

となり、式ではかなり低い値になる。例えば Larsen らが対象とした36湖沼⁶⁾での v の値の変動範囲は $13.5 \pm 12.2 \text{ m/y}$ で、最大値を示す Lake Cameron と最小値を示す Lake Perican の間に2オーダーの開きがある。霞ヶ浦の実際の v が(2)~(7)による計算値より大きくなるのは、本冊Iの5で述べたように(1)降雨時のリン流入負荷が大きい、(2)養殖による内部負荷がかなり加わる、(3)沈降→底生動物→漁獲及びユスリカ羽化という流れが大きく寄与している、等の特性によると考えられる。特に流入全リン負荷に占める懸濁態のもの比率が大きいことが重要で、諏訪湖の0.37、Lake Talquinの0.63をもかなり上回っているのである。

霞ヶ浦はこのように、全リンの消失速度で 7.1 cm/d 、全窒素で 2.6 cm/d で、流入負荷中に懸濁態のものが多い。分解されにくい全リンの方が全窒素に比し3倍近い値を示し、世界的にみても全リンの(水中からの)消失速度の大きい湖であることが明らかになった。

2. ボックスモデル構築に関する水理学的検討

(担当：水質土壌環境部・村岡浩爾，福島武彦)

(1) ボックスモデルにおける交換流量の導入とボックス分割方式に関する検討

1) 霞ヶ浦水域には，流入河川による流動以外に風による吹送流が卓越するが，これらの流動に乗って，水域内の物質濃度差を打消すような物質輸送が行われる。ボックスモデルによって物質収支を求めるに際しては，この流動がもたらす物質輸送への効果を，“longitudinal intermix”による交換流量と相隣るボックス内平均濃度の差との積の形で表現する。

2) 水質量の湖内変化を，1次元移流分散方程式による場合と，交換流量を含むボックスモデルで説明する場とで比較し，誤差が無次元数 P_e (uL/D , U は流速, L は水域の長軸方向長さ, D は物質の分散係数, 化学工学系では P_e はペクレー数と呼ばれる), P_k ($=kL/u$, k は1次反応速度定数) 及びボックス数で決定されることを示した。この結果，許容誤差, P_e , P_k 等を与えれば，必要な最小ボックス数が求まることが判明した。この場合 u の値はボックスが分担する流入河川流量をボックス断面積で除した値をとる。

3) 1次反応，減衰など変化項の適切な表現，水域の周波数応答特性，定常分布特性の考察から，ボックス分割に際し水域全体として交換流量を含む滞留時間を均等に選ぶべきことを示した。

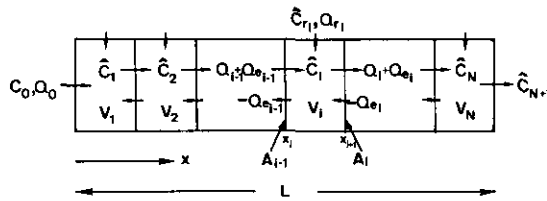


図5.7 ボックスモデル模式図

(2) 数値計算による交換流量の予測

1) 交換流量を実水域で推定する方法として，有限要素法を用いた数値解析によった。このとき，風のためのセイシュなど，非定常流動による寄与は，風向風速パターンを与えて定常流動の場合と比較し，さらに線形モデル理論で風のパターンと現地の風の変化特性とを比較し，現地の交換流量に積み上げて行く方式をとった。いわば，風変化特性をもとにした原単位方式である。

2) 以上，(1)と(2)の方法論を霞ヶ浦(西浦)に適用し，最適のボックス分割案を表5.8に示した。物質収支，物質循環モデルに用いるボックス分割は最適のものと近く，その時の交換流量は表5.2のようである。小分割を行った全水域は図5.8に示すとおりである。

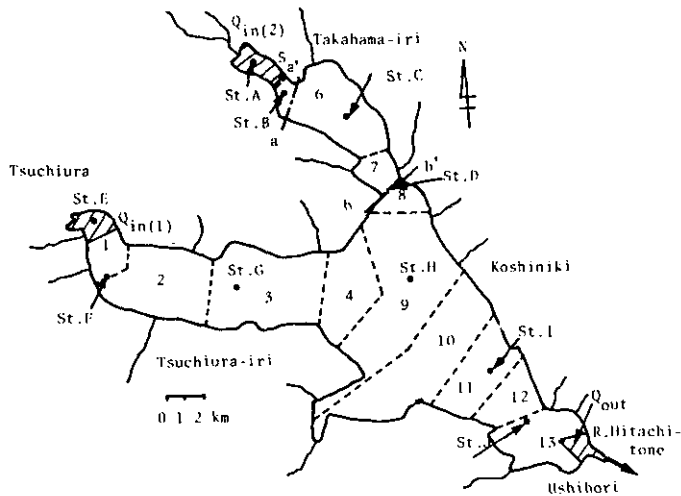


図5.8 霞ヶ浦の小分割水域と水質観測地点

表5.8 物質収支ボックス分割における諸量($n=5$)

ボックス No.	小分割水域	容積 (10^6m^3)	$a+a_r$ ($10^6\text{m}^3/\text{月}$)	$Q_e(10^6\text{m}^3/\text{月})$ to this box					(月)
				1	2	3	4	5	
1	1,2,3	153.6	19.8				135.5		0.99
2	5	5.2	10.3			5.77			0.32
3	6,7	41.4	17.1		5.77		14.2		1.12
4	4,8,9,10,11	409.5	43.1	135.5		14.2		148.6	1.20
5	12,13	52.6	55.6				148.6		0.26

3. 霞ヶ浦の富栄養化モデル (環境動態モデル)

(担当：総合解析部・松岡 譲)

第1, 2期水特研を通じて、従来霞ヶ浦の富栄養化現象の説明に用いたモデルとして、高浜入の生態系ダイナミクスに関するモデル(津野・合田, 宮崎・中杉, 北島), 物質収支モデル(合田・福島・村岡), 負荷流出モデル(海老瀬)などが提示され、あるものは局部的な現象の説明に、また場合によっては富栄養化現象全体の理解に用いた。今回は、それらすべての立場を包含して、総合的な霞ヶ浦の環境動態を説明する富栄養化モデルを構築することを試みた。すなわちこれまでに本特研グループが得た水質, 生物, 生態, 流域の諸データはもとより, 他の行政・研究機関, 研究者により得られた情報, データを参照して, まず図5.9のように各種モデル間の関係関係を定めた作業フレームを作った。この図に示された全体作業を行う核となるものは, 環境動態数理モデルであるが, 検定により構築したモデルの信頼度は予期したとおりであったから, 作業フレー

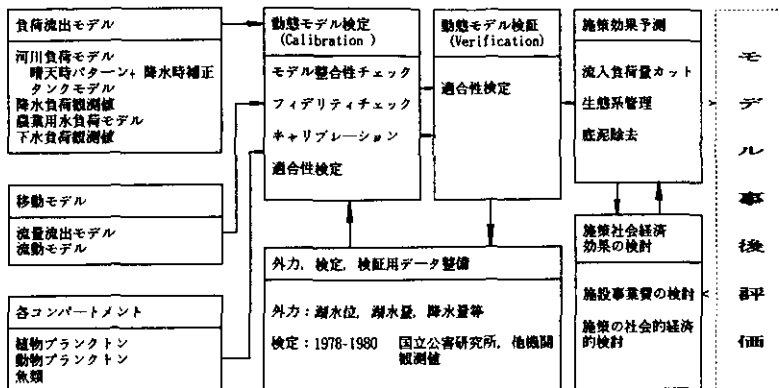


図5.9 富栄養化モデル構築の作業フレーム

ム後段の、施策効果予測、社会経済効果検討はかなり重い意味を有する。これが本特研の一つの重要なねらいであったし、次章VIにおいて防止施策を論ずる基礎にもなっている。

(1) 富栄養化モデルの特徴、及び同モデル適用性検討結果の要約

1) ねらい：本特別研究（1，2期）で収集された霞ヶ浦に関する水質、栄養塩の動態、生物、底質等に関する情報を全体的に整合させ、湖中での様相、現象を正確にとらえ、富栄養化防止における知見を得ることにある。

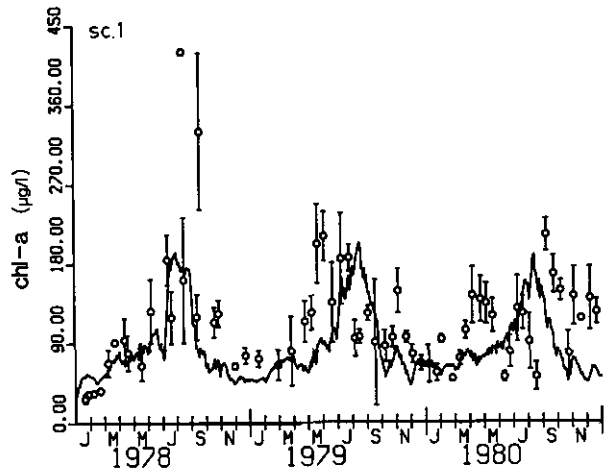
2) モデル構築上の留意点：次のような諸点に特に注意した。

- i) 本特研グループが得たデータ、成果をできるだけ取り込み活用すること
- ii) 各サブモデル、パラメーター値に関し、できる限り現場観測、室内実験結果と整合を図ること
- iii) 検定用データ質に関して、現場水域での変動性、再現性を考慮した吟味を行い、モデルの適合性の目安とすること
- iv) モデル適合性評価における定量的取り扱いの検討を行うこと
- v) 魚類など大型動物の影響を明らかにすること
- vi) 栄養塩動態につき明快な解説を行うこと

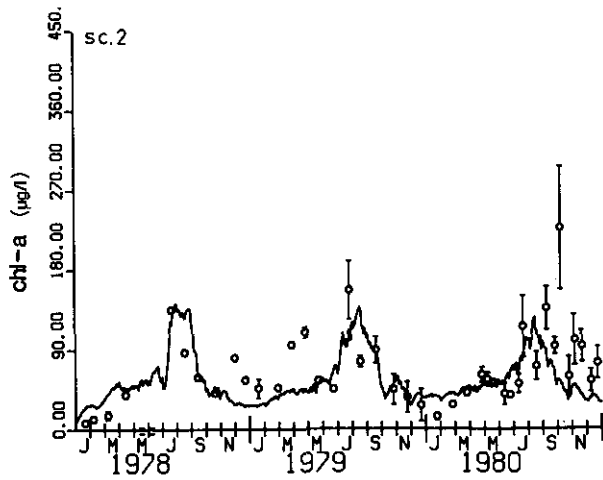
3) モデルに基づく計算、データとの照合によって次のような諸点が明らかになった。

i) 今回構築した富栄養現象モデルによって、霞ヶ浦西浦の動・植物プランクトン、魚類、N, P などの変動をほぼ正しく説明できる。その様子は図5.10 (a)～(y) の25葉の図に示されている。

ii) 栄養塩の供給源としては、外部負荷は当然として、底泥及び沈殿物から大型動物が関与



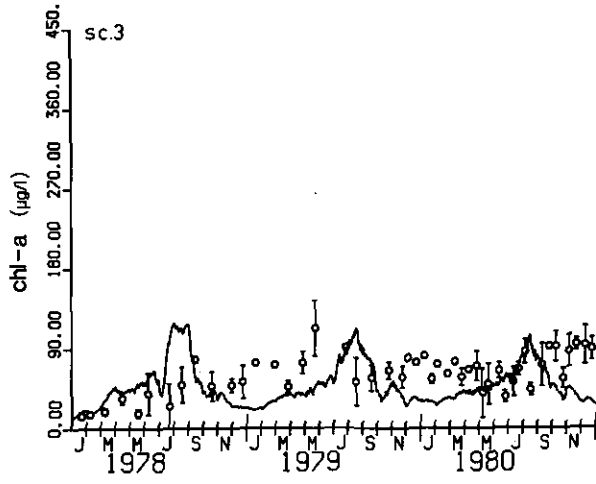
(a) クロロフィル-*a*, 高浜入 (SCはセクションを表す)



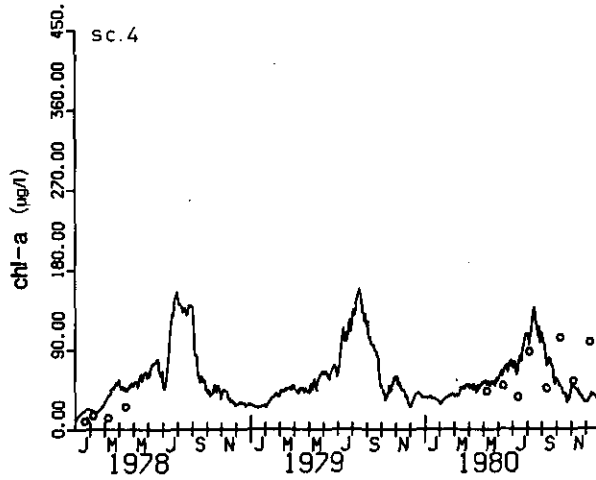
(b) クロロフィル-*a*, 土浦入

図5.10 計算結果

レンジは確率誤差($\pm 0.67\sigma$, 25.75%点に対応)を示す。

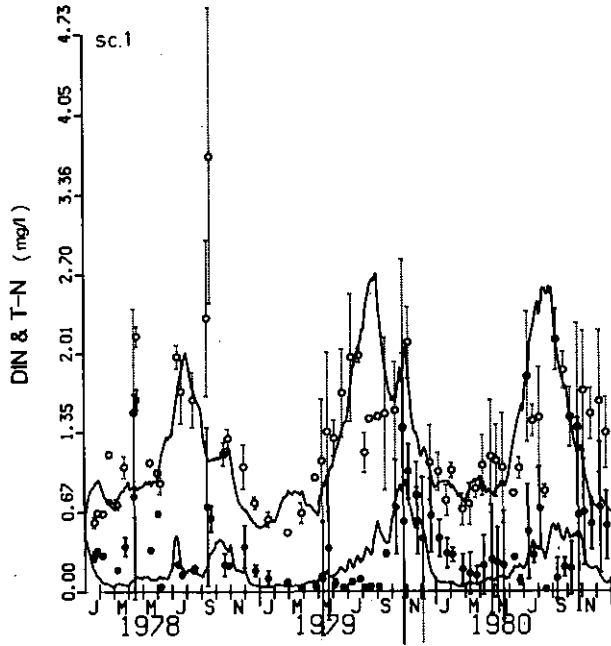


(c) クロロフィル-*a*, 湖心

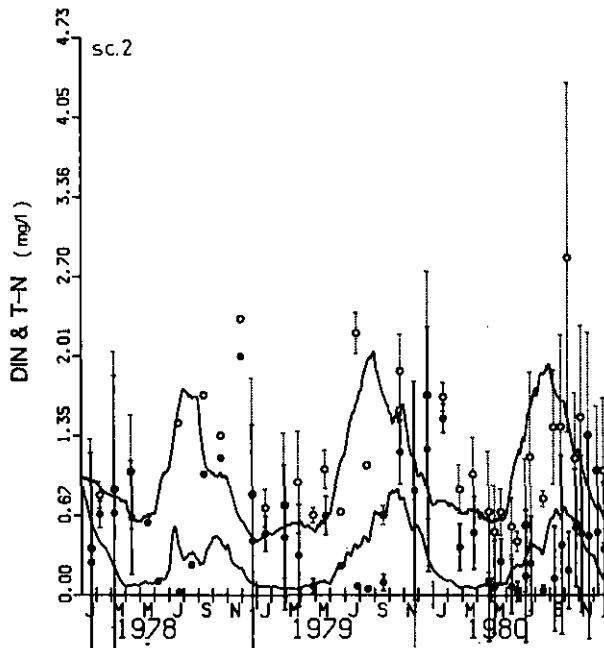


(d) クロロフィル-*a*, 湖尻

図5.10 (つづき)

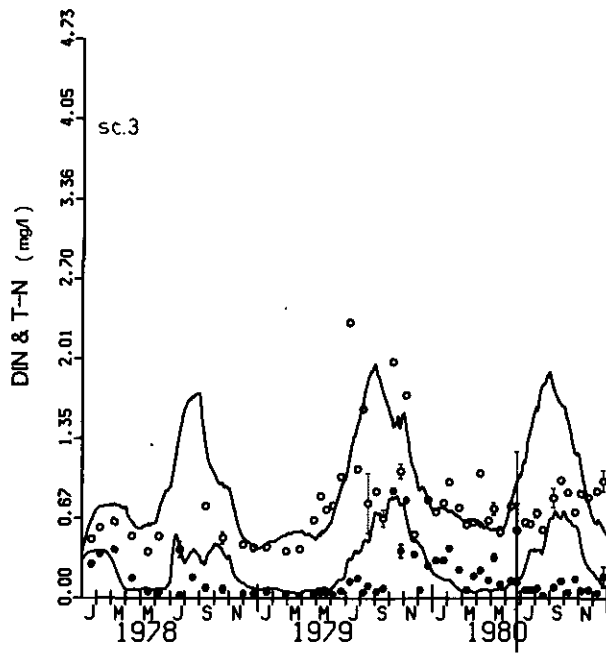


(e) DIN (黒丸) 及び TN (白丸), 高浜入

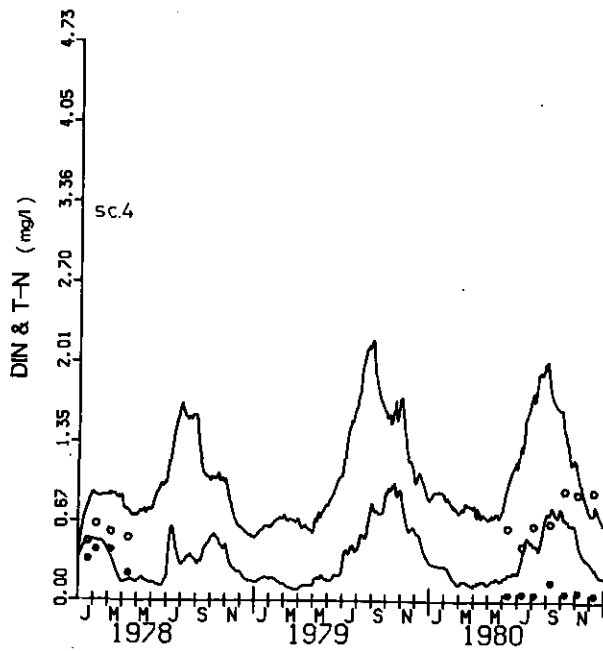


(f) DIN及びTN, 土浦入
白丸がTN, 黒丸がDINを示す。

図5.10 (つづき)

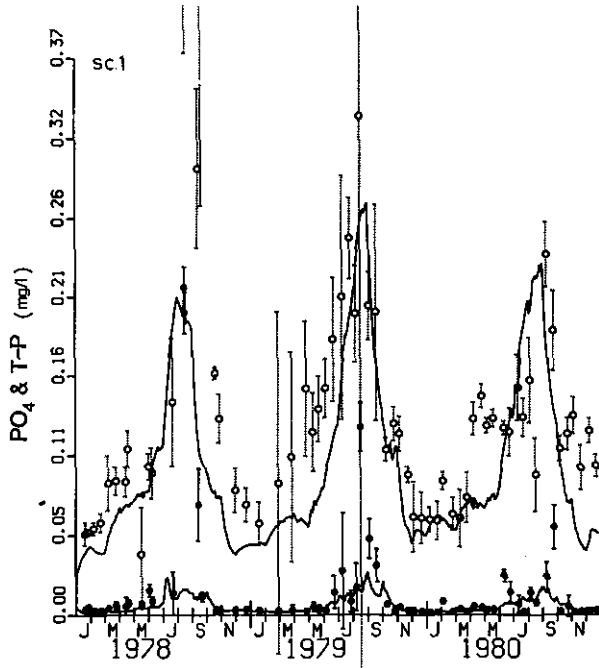


(g) DIN及びTN, 湖心
白丸, 黒丸は(f)に同じ。

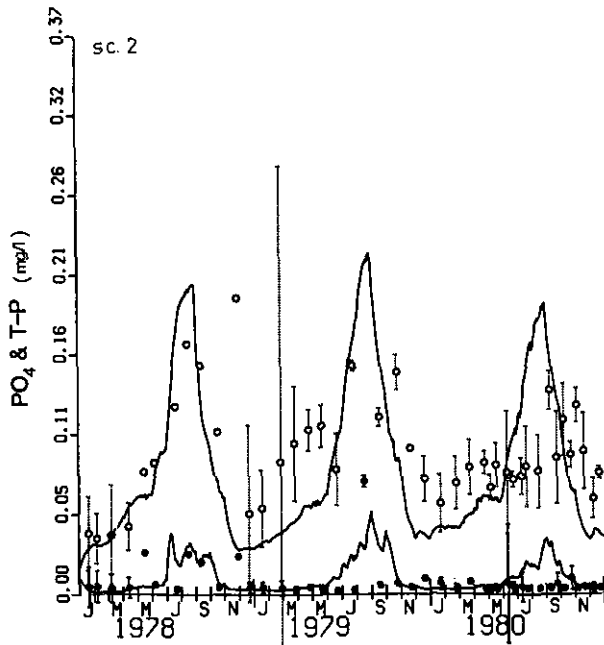


(h) DIN及びTN, 湖底 ((g)に同じ)

図5.10 (つづき)

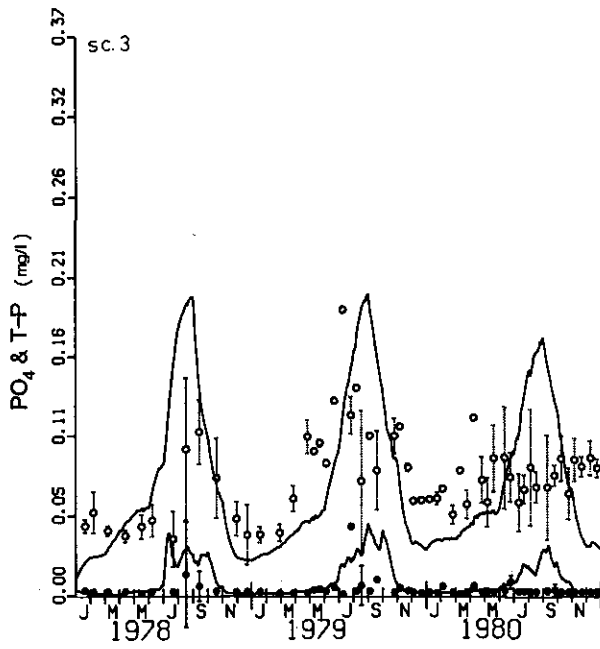


(i) DIP及びTP, 高浜入
白丸がTP, 黒丸がDIPを示す。

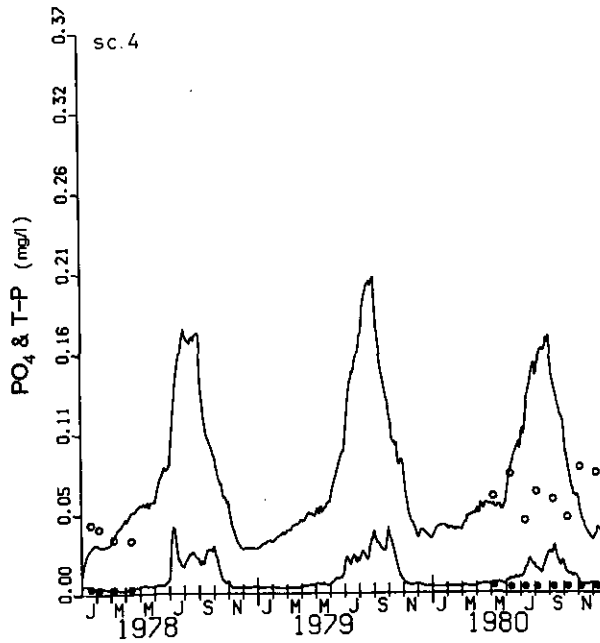


(j) DIP及びTP, 土浦入

図5.10 (つづき)

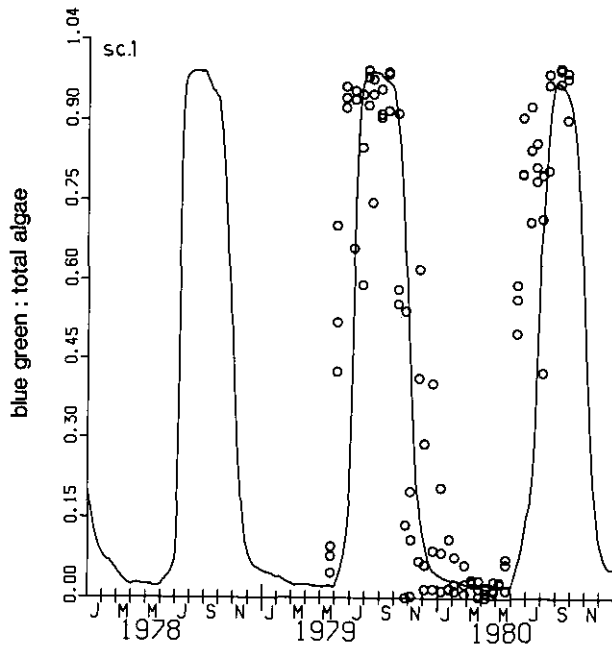


(k) DIP及びTP, 湖心

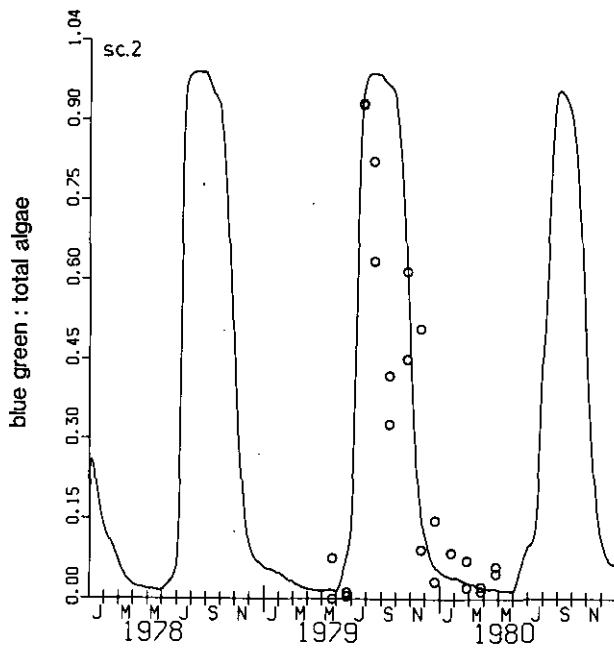


(l) DIP及びTP, 湖尻

図5.10 (つづき)

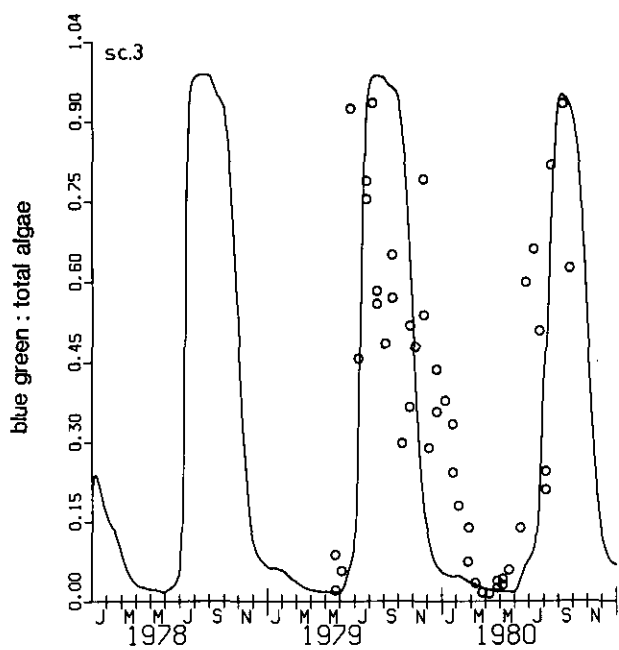


(m) 藻類構成比, 高浜入

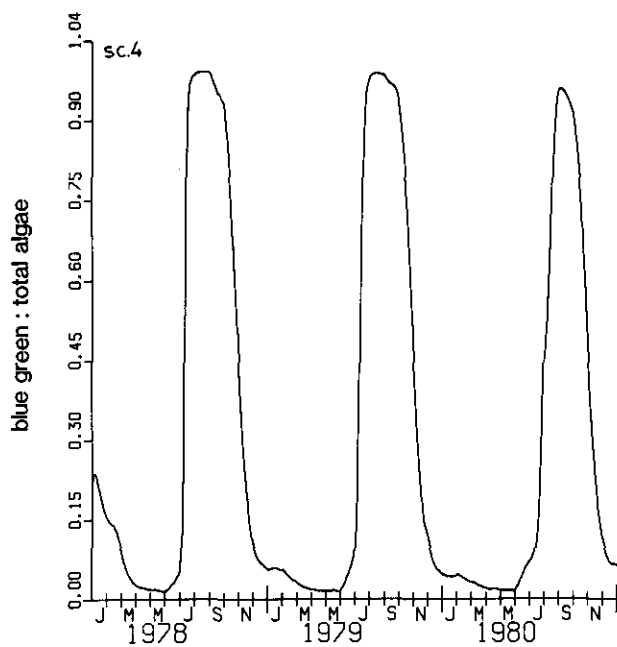


(n) 藻類構成比, 土浦入

図5.10 (つづき)

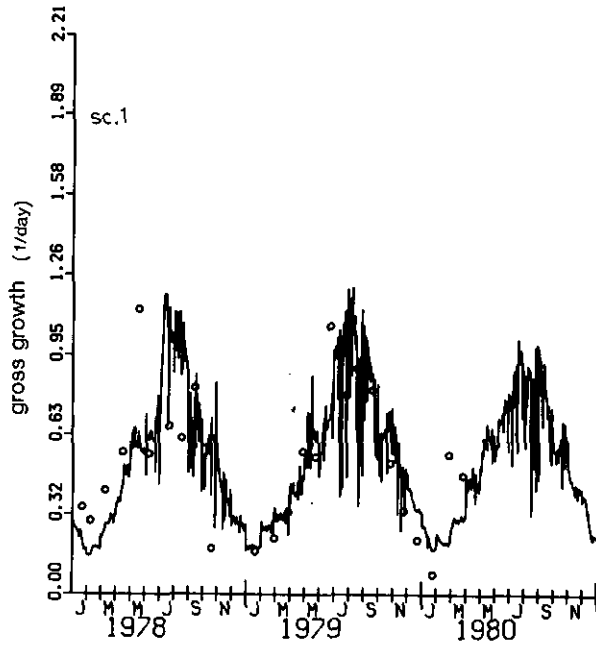


(o) 藻類構成比, 湖心

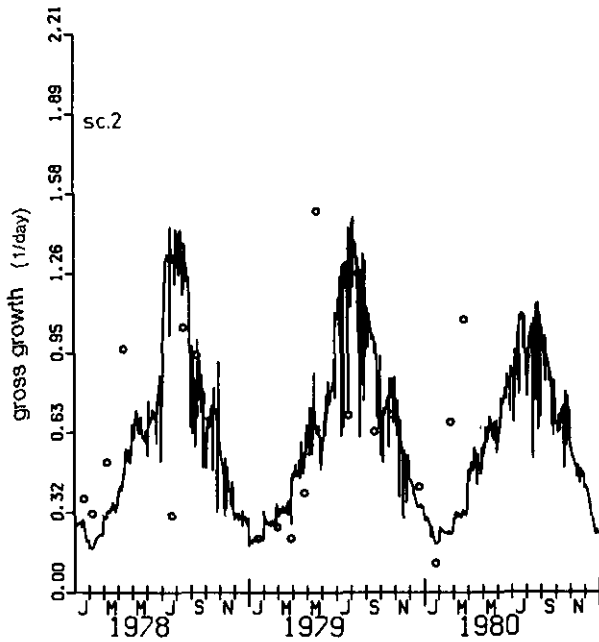


(p) 藻類構成比, 湖底

図5.10 (つづき)

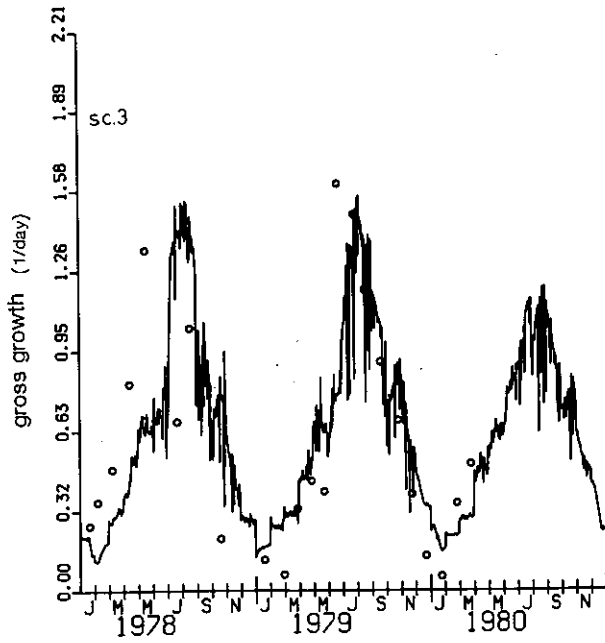


(q) 総成長速度, 高浜入

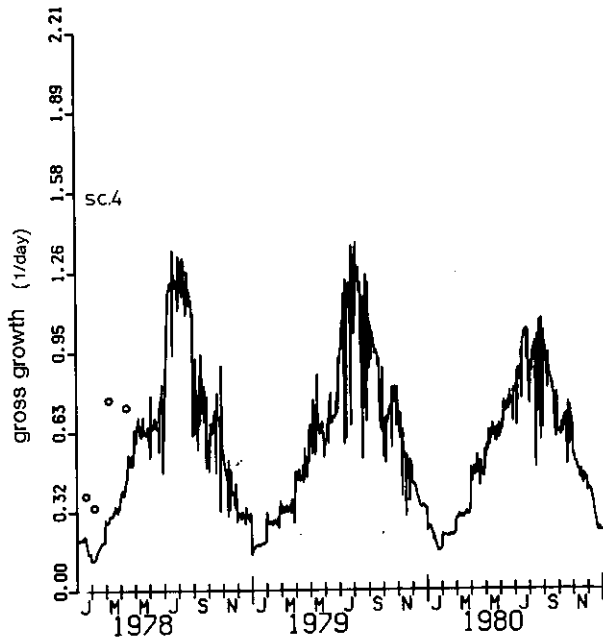


(r) 総成長速度, 土浦入

図5.10 (つづき)

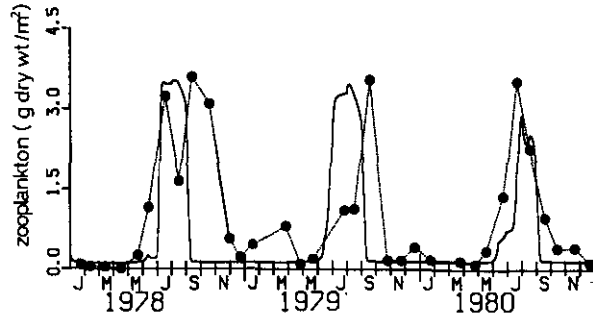


(s) 総成長速度, 湖心

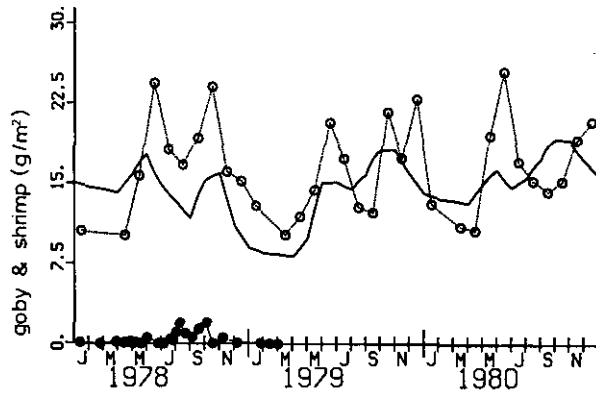


(t) 総成長速度, 湖底

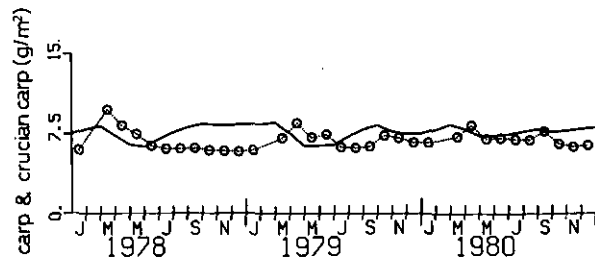
図5.10 (つづき)



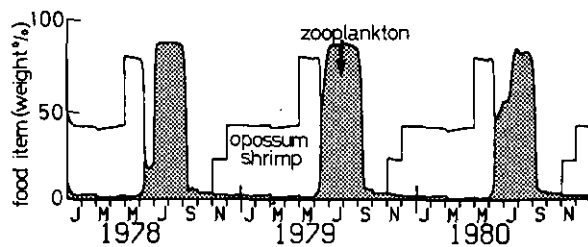
(u) 動物プランクトン



(v) コイ・フナ

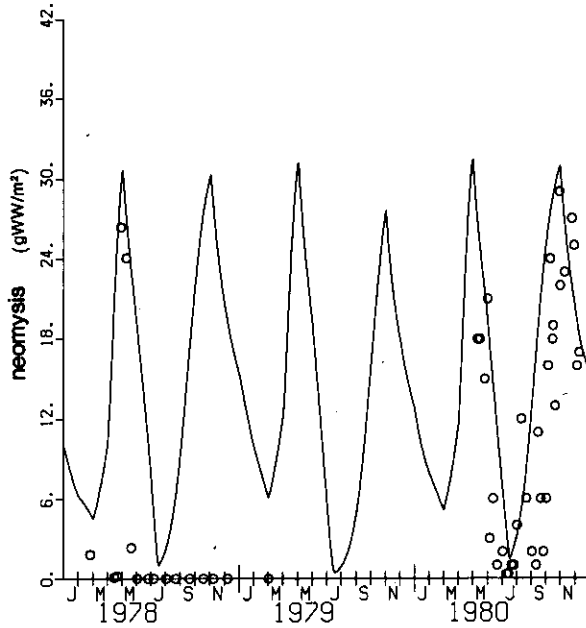


(w) ハゼ・エビ



(x) ハゼ・エビの摂食物

(図5.10 (つづき))



(Y) イサザアミ
 図5.10 (つづき)

して湖水中に還元するルートの寄与が相当大きい。(図5.11 (a), (b) 参照)。

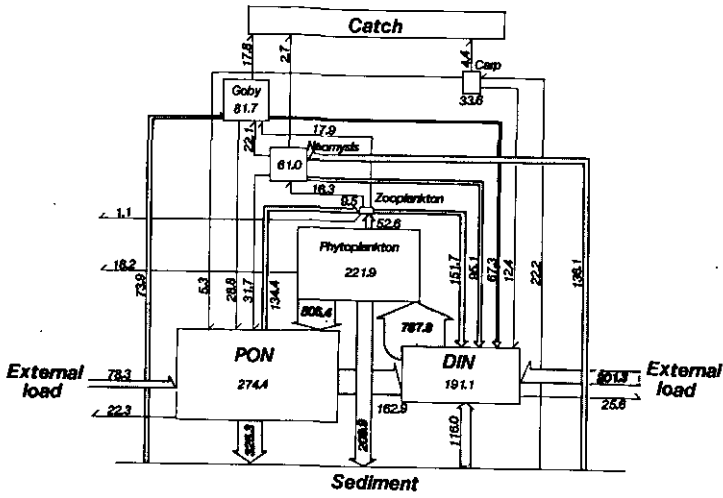
iii) 栄養塩移動の季節変化で注目すべきことは、春期にイサザアミ等の動物により摂取され、秋期にラン藻の衰退死滅により沈降する量が目立つことである。(図5.12 (a), (b))。

iv) 底泥からのリンの溶出は、夏期における湖水への栄養供給源として重要であるが、それ自体は大きな値ではない。むしろ底層のデトライタス、堆積物、ベントスからの還元量が重要である。すなわち「底泥から」というより、「底層部からのリン還元」の寄与が大きく、重要と言える。

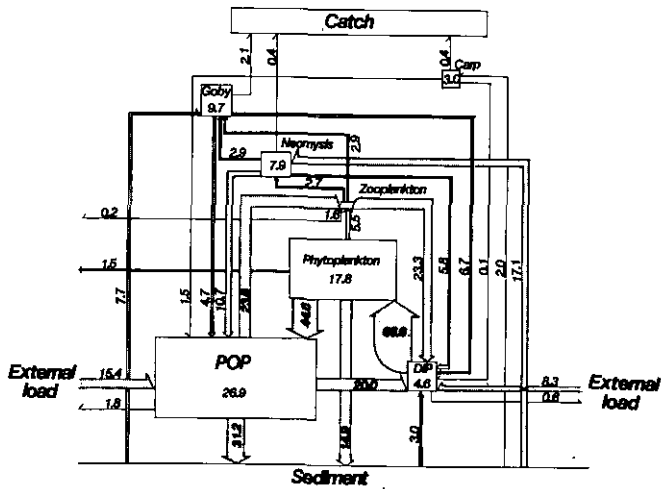
v) 一方、底泥からの窒素の溶出率は $30 \text{ mg/m}^2/\text{d}$ に達し、それだけで夏期における藻類増殖を支える補給源として重要な存在になっている。

vi) 夏期の植物プランクトン増殖の制限因子として全窒素量及び水温があげられる。一方光量(照度)は秋に重要である。また、全リンは、既に述べたとおり、春、秋には相対的に重要である。これに対し冬期は、図5.13 (a) (b)に見られるように、水温が重要な制限因子になっている。

vii) モデルと実測値との整合度は、相関係数、回帰直線の傾き、相対誤差などによってある程度評価できる。表5.9は本モデルが標準としたケースであり、そこに記された値は他の水質モデル(DO~BOD, COD 相関など)に比し相関度がよくない。これはChl-a, TP, IP, INなど水質指標したいの再現性の悪さ(表5.10)に深くかかわっている。再現性、予測精度を向上させるためには、モデルユーザーとフィールド観測者との間でよく検討されるべき問題である。



(a) 窒素



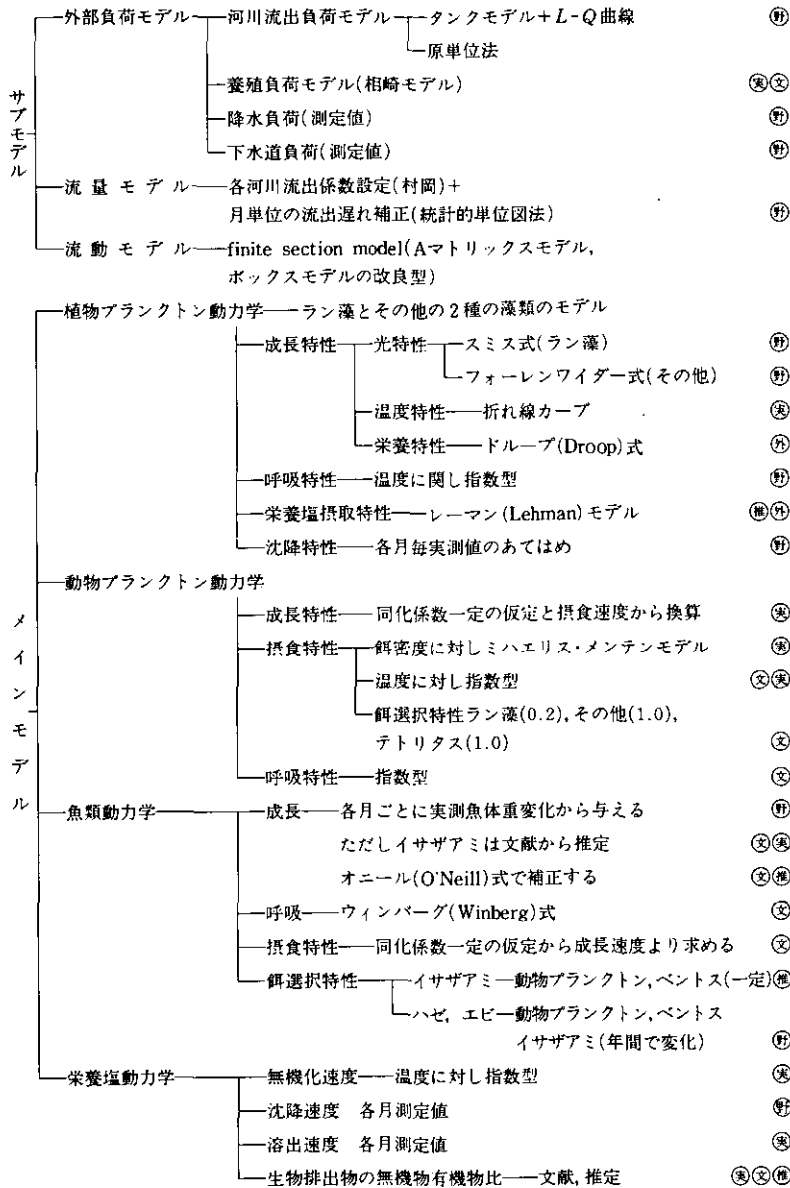
(b) リン

図5.11 湖栄養塩の循環

数字はton(現存量), t/M(フロー)を示す。

(2) モデルの構造について——全般

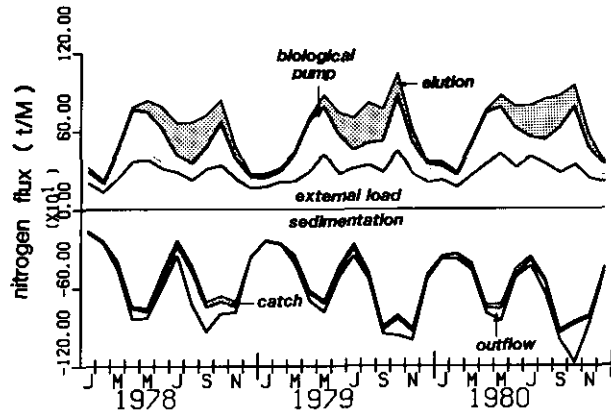
図5.14は複雑な動態モデル諸量の関係をできるだけシンプルに図示したもので、これを作業フレームに直したものが図5.9である。サブモデル、メインモデルがどのような基本モデルから成り、またそれらがどのようなデータに基づき計算されたかを体系的に示している。



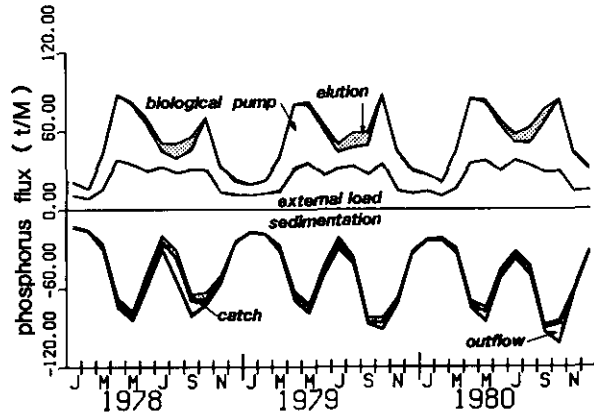
(註)

上表右端の記号は次のような意味である。

- 野: 現場 (疑似現場) 観測に基づくもの
- 実: 霞ヶ浦検水を用いた室内実験に基づくもの
- 外: 霞ヶ浦検水によらない実験に基づくもの
- 文: 文献によるもの
- 推: 推定又は検定によるもの

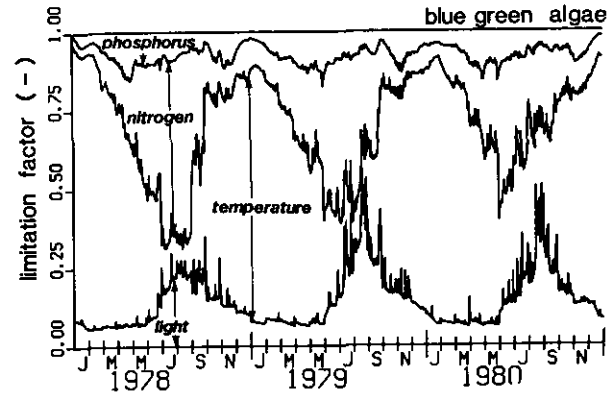


(a) 窒素変化速度

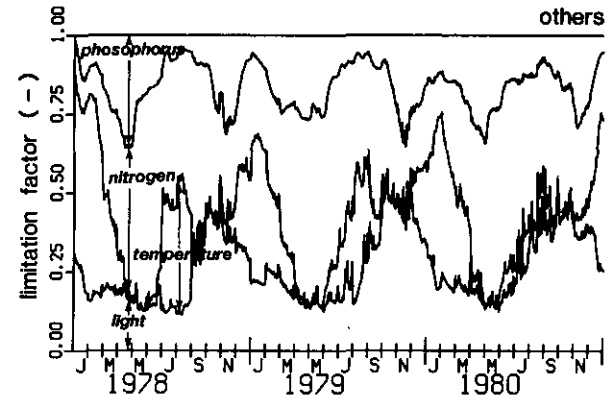


(b) リン変化速度

図5.12 栄養塩の収支



(a) ラン藻の場合



(b) それ以外の藻類の場合

図5.13 藻類成長の制限因子

表 5.9 計算結果の適合性

水質	セクション番号	相関係数	測定平均	計算平均	差の <i>t</i> 値	回帰の傾き	相対誤差	差の絶対値の相対誤差
Chl- <i>a</i>	1	0.31	108	106	0.28 ***	0.31 -	0.47	0.36
	2	0.41	67	60	0.94 ***	0.27 -	0.63	0.46
	3	0.09	68	53	3.30 -	0.07 -	0.61	0.50
TP	1	0.46	0.132	0.104	2.43 *	0.46 -	0.54	0.30
	2	0.43	0.110	0.080	1.48 ***	0.32 -	1.26	0.25
	3	0.38	0.079	0.064	2.59 *	0.47 -	0.49	0.43
DIP	1	0.61	0.015	0.005	2.29 *	0.14 -	3.06	0.53
	2	0.32	0.0073	0.0079	0.29 ***	0.18 -	1.55	0.36
	3	0.62	0.0041	0.0054	1.20 ***	0.57***	1.39	0.62
TN	1	0.50	1.24	1.31	0.71 ***	0.61 *	0.40	0.28
	2	0.35	1.14	1.13	0.026 ***	0.31 -	0.50	0.37
	3	0.37	0.80	0.91	1.60 ***	0.43 -	0.48	0.32
DIN	1	0.36	0.31	0.23	1.94 **	0.27 -	0.94	0.81
	2	0.06	0.48	0.41	0.85 ***	0.04 -	1.15	0.93
	3	0.37	0.17	0.23	1.91 **	0.36 -	1.05	0.81
Zooplankton	-	0.70	0.95	0.85	0.31 ***	0.98***	1.06	0.74
総成長率	1	0.61	0.52	0.45	1.05 ***	1.05 **	0.50	0.41
	2	0.42	0.70	0.60	0.77 ***	0.40 *	0.76	0.46
	3	0.63	0.61	0.61	0.008 ***	0.63 **	0.59	0.51

計算結果を国公研データと比較したもの、差の *t* 値、その判定、回帰の傾き、その判定等は表 5.10 と同じである。

パラメーター値推定に当たって問題となったもの

次のような諸量算定は検定によったが、注意点を記しておく。

藻類最大成長速度：一次生産量との比較から推定精度は比較的良好であろう

藻類栄養塩摂取速度：実験値の変動が大きい。

生物排せつ物の無機/有機比：一測定値が少なく文献値との整合性に乏しい

無機化速度：一実験値の変動が目立つ

上記の各パラメーターは検定に当たって相関性が高く、検定によって各パラメーターを分離して推定する

ことが困難である。

(3) モデルの構造について——藻類増殖・衰退・沈降のシミュレーションの例 (1978~1980)
モデリングは前項に記したように広範囲にまたがり、かつ1978~1980年の3年間という長期間

表5.10 測定値間の適合性

水質	セクション番号	測定期間	相関係数	国公研平均	他機関平均	差の大値	回帰の傾き	相対誤差
chl- <i>a</i>	1	内水試	0.47	107.9	100.9	1.00***	0.66***	0.70
	2	"	0.72	69.8	60.5	0.71***	0.70***	0.54
	3	"	0.68	59.9	58.9	0.18***	0.86***	0.35
	3	企業局	0.56	53.5	52.3	0.20***	0.40 -	0.39
TP	1	内水試	0.68	0.132	0.149	1.02***	1.27***	0.56
	2	"	0.50	0.078	0.095	1.57***	0.67***	0.45
	3	"	0.43	0.072	0.101	2.05 *	1.44***	1.03
	3	企業局	0.44	0.068	0.069	0.26***	0.44 -	0.35
IP	1	内水試	0.23	0.0161	0.0196	0.69***	0.67***	2.28
	2	"	-0.45	0.0033	0.0047	1.34***	-1.31 -	1.33
	3	"	0.34	0.0043	0.0040	0.28***	0.39***	1.66
	3	企業局	-0.063	0.0054	0.0048	0.34***	0.27 **	1.93
IN	1	内水試	0.63	0.311	0.648	4.15 -	1.71 -	1.16
	2	"	0.43	0.330	0.193	2.31 *	0.25 -	0.94
	3	"	0.75	0.141	0.126	0.73***	0.45 -	0.58
	3	企業局	0.77	0.159	0.411	4.40 -	1.42***	1.08

国公研で測定したデータを内水試、企業局で測定したものと比較したもの、各機関のデータはセクション内で重み付き平均がなされている。国公研が測定した日のデータを内水試、企業局データから線型内挿し相関係数、回帰(パートレット法)の係数を求めた。平均の差の検定はウェルチ法によって行い *** は「差がない」が90%の有意水準で棄却されなかった場合、** は95%で、* は99%で棄却されなかった場合を示す。回帰の傾きの *** は傾き = 1 が90%の有意水準で棄却されなかった場合、** は95%で、* は99%で棄却されなかった場合を示す。

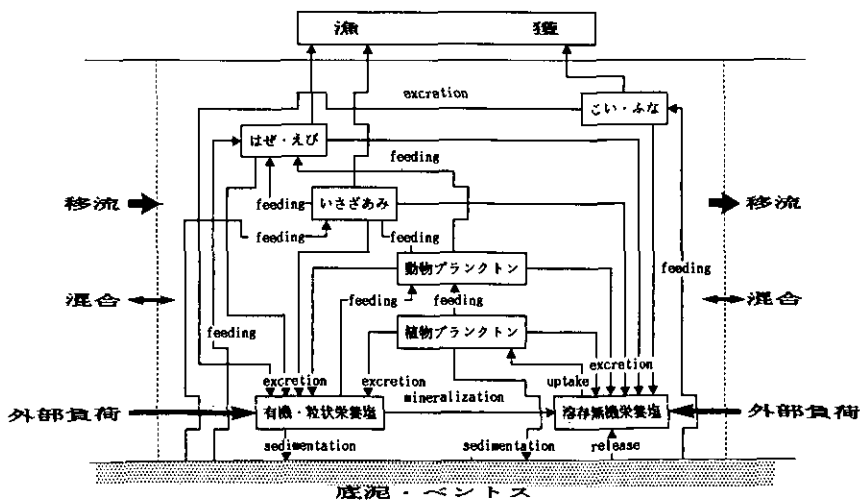


図5.14 モデル構造図

の現象を再現させるシミュレーションであったので、全体を紹介しようとするれば多くの紙数を要する。式と記号、係数のみ紹介をする方法もあるが、全体的なそれは研究報告第54号をご参照願いたい。ここにはモデル構築がどの程度の細心さで行われたかを示す例として、藻類の成長・増殖・呼吸・沈降の過程に対するモデル式構成、パラメータ選択、光、水温、栄養塩など外部因子変化への考察について紹介する。

1) 藻類成長速度の制限 4 因子

モデルでは藻類成長速度 G^P の式形を

$$G^P = \tilde{P}_{\max} f(I, T) \cdot F(T) \cdot f(N) \cdot f(P) \quad (5.9)$$

とした。 \tilde{P}_{\max} は最大成長速度で、 $f(I, T)$ 、 $F(T)$ 、 $f(N)$ 、 $f(P)$ はそれぞれ光強度 I 、水温 T 、細胞内窒素濃度 N 、同リン濃度 P の関数であり、それら因子ごとに最大生長速度が割引かれる率を示している。 f は 0 ~ 1 の値をとる。上記 4 因子の成長制限の強さを相対的に表現するのに、例えば水温 T の場合

$$L(T) = \frac{\log f(T)}{\log f(I, T) + \log f(T) + \log f(N) + \log f(P)} \quad (5.10)$$

と表すと、 $L(I) + L(T) + L(N) + L(P) = 1$

$$0 \leq L(I), L(T), L(N), L(P) \leq 1$$

である。

I, T, N, P の制限効果が、1978~1980年のシミュレーション期間にどのような変動を示したか、縦軸に $\Sigma L = 1$ をとって、積み上げ式で図5.13 (a) (b) に表した。ラン藻とそれ以外の藻類とに分けてあるが、共通して言えることは、夏期が窒素制限、春・秋期がリン制限の状況を表している。冬期には水温、光の物理的因子が成長を強く制限していることを示すが、ラン藻以外の藻類ではそれほど強くない。霞ヶ浦の場合の「それ以外」の藻類はケイ藻が主であるが、モデルでは最適水温を15~20℃としており、20℃以上でも成長が阻害される (図5.22参照)。

2) 植物プランクトン量を支配する内部・外部因子の効果特性

植物プランクトン増減を支配する内部・外部因子の、因子自体の月間・季節変動パターン及び因子値と成長率、栄養摂取率、衰退・沈降率、被食径路などを一括して図5.15に示した。この内容は特にオリジナルなものではなく、従来の知見を集積したものに過ぎないが、モデル化に当たりどこまで因子効果を忠実に取り入れ得たかの参考資料である。

一方、外的因子としての光強度、水温、水位の3年間の変動は、そのままモデル計算に入力されたが、その様子を図5.16, 5.17, 5.18にそれぞれ示す。水温のみはセクション1, 2, 3の間に若干の差があることから (図5.17の折れ線 sc. 1, 2, 3がそれに対応)、それを用いている。

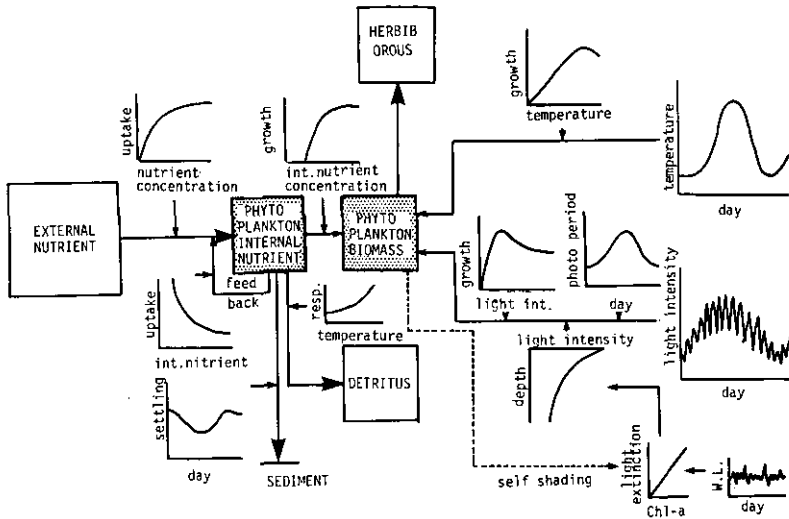


図5.15 植物プランクトンモデル

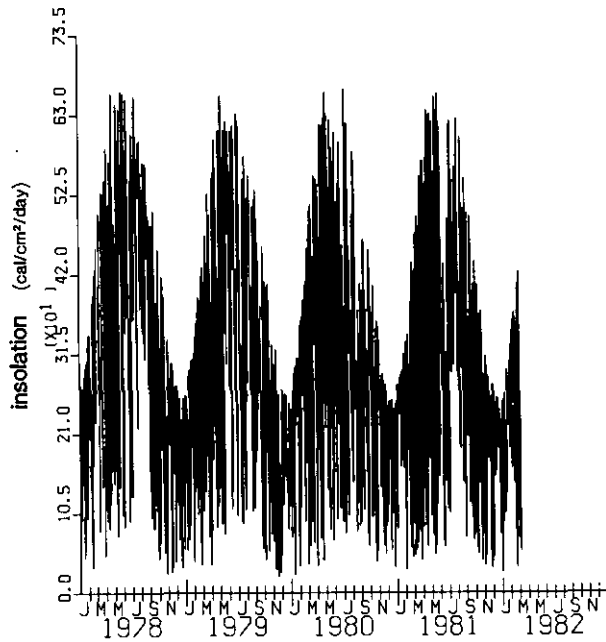


図5.16 光強度 (外力)

3) 植物プランクトン量を支配する各種の因子, 係数, 速度値

i) 光特性について

ラン藻についてはスミス式によった。光強度と植物プランクトン生産速度の、現場における

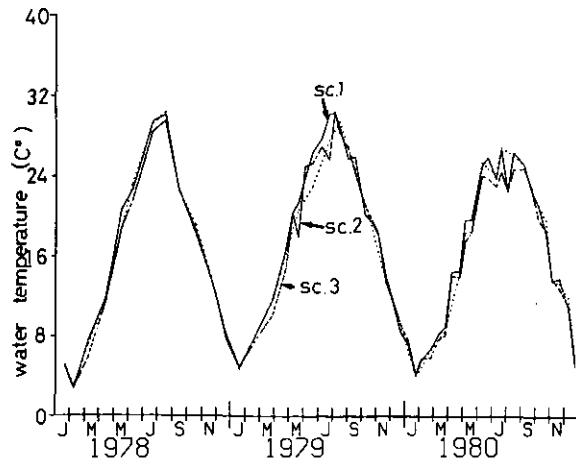


図5.17 水温 (外力)

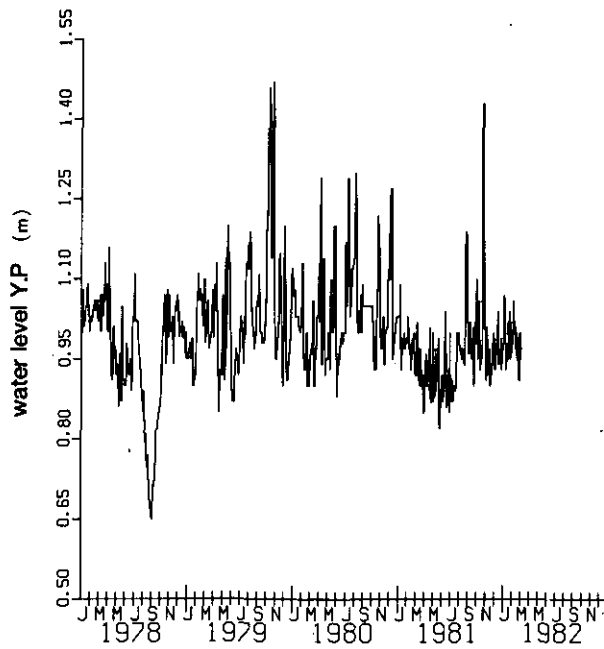


図5.18 水位 (外力)

6～9月のデータ(酸素法, 14ケース, 77データ)を図5.19のようにプロットし, 非線型最小自乗法から quantum yield ϕ の値として次の値を得た。

$$\phi = 0.09589 \text{ (gO}_2\text{/gchl-a/h/}\mu\text{E/m}^2\text{/s)}$$

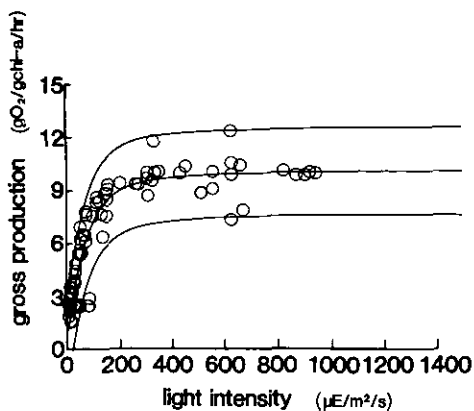


図5.19 成長, 光特性 ラン藻: スミス式

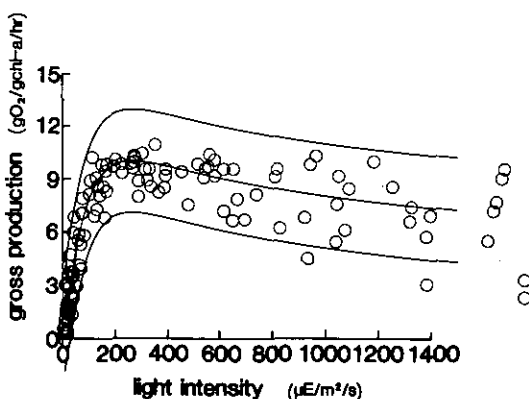


図5.20 成長, 光特性 その他: フォレンワイダー式

一方ラン藻以外の藻類についてはフォーレンワイダー式による。11～4月の現場観測16ケース122データにより、図5.20のような結果を得、スミス式の ϕ と同様な方法で次の値を得た。

$$n=0.26937, \phi=0.100665 \text{ (gO}_2\text{/gchl-a/h/}\mu\text{E/m}^2\text{/s)}$$

ii) 温度特性について

ラン藻については、図5.21に示すように、今村による室内実験値(*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*)を中心とし、他に霞ヶ浦で測定された*Microcystis*増殖特性データを加え、折れ線で近似した。同様にしてその他の藻類であるケイ藻などに対して、今村による室内実験値(*Cyclotella*)を中心とし、Canaleのまとめた*Asterionella*, *Skeltonema*, *Synedra*などのデータから、図5.22の折れ線のように表した。

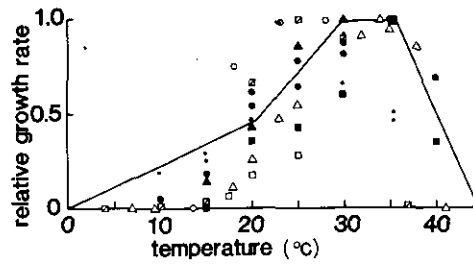


図5.21 成長温度特性, ラン藻

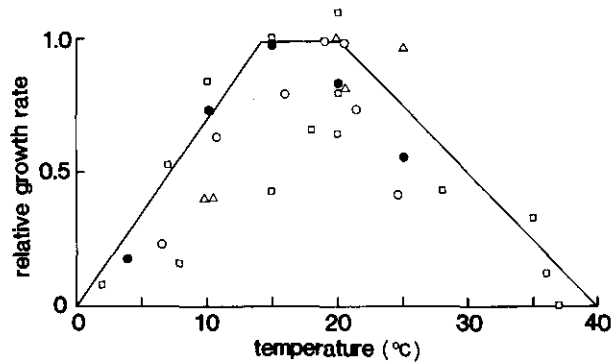


図5.22 成長温度特性, ケイ藻などその他の藻類

iii) 内部栄養塩効果

ラン藻, その他の藻類ともドループ式によった。パラメーター推定は主として *Microcystis* 培養試験による細胞内 N, P と増殖速度の実験が, 岡田, Rhee, Holm らの値などを参考とした。

その他の藻類に関しては, 最小内部 N, P 量に関する従来の報告(Pについて35件, Nについて22件)を整理し, P: 0.1%, N: 2.0%を代表的な値としてとった。結果的にこの値はラン藻に対してとった値と同じである。

iv) 最大成長速度値

湖内 5 測点で測定された外部栄養塩濃度などから 1 次生産率を算出し, 測定した生産率と一致するように定めた。ラン藻について 3.63/d, その他藻類について 3.63/d である。

v) 呼吸特性について

湖内 6 測点で採取した藻類を 8 段階の水温で, 暗ビン中で酸素消費量を測定し, そのデータから最小二乗法によってパラメーター推定を行った。その際, 実測による C/chl-a=44 の関係, 及び採水が表層のみであったことから, 補正として表層部呼吸は平均呼吸量の 2 倍であるとして

$$\text{呼吸率 (1/d)} = 0.1711 \cdot (1.0489)^{T-20} \quad (T: ^\circ\text{C})$$

を用いた。この結果は Riley, 有賀などの従来の報告値とあまり矛盾しない。

表5.11 パラメーター決定に当たっての参考値(リン)

(a) 第1次参考資料

	室内実験 シミュレート	岡田	Holm	Rhee	採用値
最大摂取速度	2.4%/d	13~34%/d	11%/d	—	0.5%/d (1%/d = 0.01gP/gDW/d)
摂取半飽和定数	0.025mgP/l	0.025mgP/l	0.038mgP/l	—	0.025mgP/l (ラン藻の場合)
最大内部塩濃度	0.95%	0.95%	—	—	0.95%
最小内部塩濃度	0.1%	0.08~0.12%	0.03%	0.065%	0.1%

いずれも *Microcystis aeruginosa* による。

(b) 第2次参考資料

	Jørgensen	Bierman	文献値
最大摂取速度	0.08~1%/d	2.4~13.3%/d	0.82%/d (11報告値中50%点) ^{*1}
摂取半飽和定数	0.02~0.03mgP/l	0.015~0.06mgP/l	*2
最大内部塩濃度	1.3~3.0%	—	—
最小内部塩濃度	0.1~0.3%	—	*3

*1 0.019~3.5%/d (11報告値中25, 75%点)

*2 ケイ藻 1.1~18.6μgP/l (30報告値中25%, 75%点, 50%点は3.41μg/l)
ベン毛藻 12.1~22.3μgP/l (6報告値中25%, 75%点)

緑藻 1.9~71.3μgP/l (8報告値中25%, 75%点)

*3 ケイ藻 0.026~0.15% (18報告値中25%, 75%点)

緑藻 0.05~0.19% (10報告値中25%, 75%点)

ラン藻 0.156±0.075% (4報告値平均±σ)

ベン毛藻 0.102±0.069% (3報告値平均±σ)

vi) 沈降特性について

福島らが行った新生堆積物, 巻き上げ物質沈降率の現場測定の結果 (湖内3測点) のデータと, 湖水中, 底泥中のクロロフィル-*a* 濃度から巻き上げ分を除き, 新生堆積 (沈降) 速度を推定した。この操作を夏期は1~7日間隔, 冬期は7~14日間隔の測定値に施し, 毎月平均の年間沈降速度パターンを図5.23のように求め, 1978~1980年間にわたり同一と仮定した。測定を行った1981年には, 台風などの影響で湖水かく乱が時折激しく, 8~10月に0.35~1.40m/dと

表5.12 パラメーター決定に当たっての参考値, 窒素

(a) 第1次参考資料

	室内実験 シミュレート	岡田	Kappers	採用値
最大摂取速度	6.6%/d	3.8(NO ₃) 16.8(NH ₄)/d	1.8~9.1(NH ₄)/d	2.0%/d, 1%/d=0.01gN/gDW/d
摂取半飽和定数	0.2mgN/l		0.043~0.16mgN/l	0.1mgN/l (ラン藻の場合)
最大内部塩濃度	8%			8%
最小内部塩濃度	2%	2.0~3.2%		2%

いずれも *Microcystis Aeruginoso* による。

(b) 第2次参考資料

	Jørgensen	Bierman	文献値
最大摂取速度	0.96~3%/d	1.5~4%/d	3(NO ₃)/d (8報告値中50%点, NO ₃)* ₁
摂取半飽和定数	0.2mgN/l	0.03mgN/l	* ₂
最大内部塩濃度	10%	—	—
最小内部塩濃度	1.5~4%	—	* ₃

*₁ 0.8~15%/d (8報告値中25, 75%点)

*₂ ケイ藻 7.0~29μgN/l (NO₃) (25報告値中25%, 75%点)

7.0~28μgN/l (NH₄) (16報告値中25%, 75%点)

ペン毛藻 7.0~123μgN/l (NO₃) (8報告値中25%, 75%点)

*₃ ケイ藻 1.85~2.7% (11報告値中25%, 75%点)

緑藻 1.35~2.15% (8報告値中25%, 75%点)

ペン毛藻 2.17±1.80 (3報告値中平均±σ)

いう異常値を得ているので、この間は7月と11月のデータから内挿した値によっている。

また、夏期におけるラン藻は周期的に浮上・沈降を繰り返し、全体としては沈降しないので、6~8月には $w = 0$ と見なした。

vii) 栄養塩摂取特性

基本的には、*Microcystis aeruginosa* の培養実験における、内部及び外部栄養塩量の追跡データをレーマンの摂取速度式でシミュレートし、適合パラメーターを求めた。ただし最大摂取速度は、既述のとおり検定パラメーターである。パラメーター決定に当たっての参考値、採用値は、P, N ごとにそれぞれ表5.11, 5.12にまとめている。

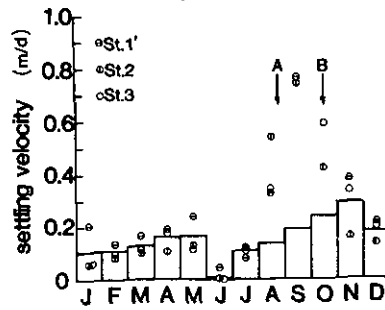


図5.23 霞ヶ浦における浮遊性物質の沈降速度

viii) 光消散特性

図5.24に示すような、湖内各測点で得られた chl-a ~ 消散係数の関係から求めた回帰式

$$k_e = 0.020 \text{chl-a} + 1.1 \quad (137 \text{点})$$

k_e : 消散係数 (1/m), chl-a : クロロフィル-a (mg/m^3)

を用いた。

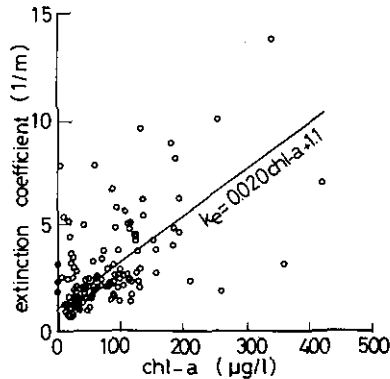


図5.24 光消散特性

参 考 文 献

- 1) Vollenweider, R. A. (1968) : The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep. OECD, Paris, DAS/CSI/68, 27, 1-182.
- 2) Canfield, D. E. and R. W. Bachmann (1981) : Prediction of total phosphorus concentration, chlorophyll-a, and secchi depth in natural and artificial lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38, 414-423.

- 3) OECD (1982) : Eutrophication of waters. OECD, Paris, 1-154.
- 4) Dillon, P. J. and F. H. Rigler (1974) : A test of a simple nutrient budget model predicting phosphorus concentration in lake water. J. Fish. Res. Board Can., **31**, 1771-1778.
- 5) Vollenweider, R. A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Hydrobiol., **33**, 53-83.
- 6) Larsen, D. P. and H. T. Mercier (1976) : Phosphorus retention capacity of lake. J. Fish. Res. Board Can., **33**, 1742-1750.
- 7) Imboden, D. M. (1974) : Phosphorus model of lake eutrophication. Limn. & Oceanogr., **19**, 297-304.
- 8) Snodgrass, W. J. and C. R. O'Melia (1975) : Predictive model for phosphorus in lakes, Environ. Sci. and Tech., **9**, 937-944.
- 9) Chapra, S. C. (1979) : Applying phosphorus loading models to embayment., Limn. & Oceanogr., **24**, 163-168.
- 10) Chapra, S. C. and S. J. Tarapchak (1976) : A chlorophyll-a model and its relationship to phosphorus loading plots for lakes. Water Resour. Res., **12**, 1260-1264.
- 11) Dillon P. J. (1975) : The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario. Limn. & Oceanogr., **20**, 28-39.
- 12) Turner, R. R. et al. (1983) : Nutrient retention and transformation in relation to hydraulic flushing rate in a small impoundment. Freshwater Biol., **13**, 113-127.
- 13) Malueg, K. W. et al. (1975) : A six-year water, phosphorus, and nitrogen budget for Shagawa Lake, Minnesota. J. Environ. Qual., **4**, 236-242.
- 14) Jansson, M. (1979) : Nutrient budgets and the regulation of nutrient concentration in a small sub-arctic lake in northern Sweden. Freshwater Biol., **9**, 213-231.
- 15) Edmondson, W. T. (1970) : Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage. Science, **169**, 690-691.
- 16) Effler, S. W. et al. (1981) : Response of Onondaga Lake to restoration efforts. Proc. of ASCE, EE, **107**, 191-210.
- 17) Soltero, R. A. et al. (1973) : Effects of impoundment on the water quality of the Bighorn River. Water Res., **7**, 343-353.
- 18) Straskrabova, V. (1975) : Self-purification capacity of impoundments. Water Res., **9**, 1171-1177.
- 19) Horne, A. J. and C. R. Goldman (1972) : Nitrogen fixation in Clear Lake, California. Limn. & Oceanogr., **17**, 678-692.
- 20) Stefan, H. G. and M. J. Hanson (1981) : Phosphorus recycling in five shallow lakes. Proc. of ASCE, EE, **107**, 713-730.
- 21) JIBP-PF 分科委員会 (1973) : 日本陸水群集の生産力に関する研究, 1-412.
- 22) 沖野外輝夫 (1982) : 諏訪湖における炭素, 窒素及びピリンの収支と湖内での循環の現状, 国立公害研究所調査報告, 第22号, 35-42.
- 23) 相崎守弘他 (1983) : 中弾寺湖における栄養塩の収支. 第17回水質汚濁学会講演集, 219-224.
- 24) Japanese Committee for IBP (1975) : Productivity of communities in Japanese inland waters., JIBP Synthesis, **10**, 1-436.
- 25) 相崎守弘・大槻晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 281-308.

- 26) 安野正之・大槻晃 (1981) : 霞ヶ浦高浜入沖帯の生態系の構造. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 309-318.
- 27) 福島武彦 (1982) : 霞ヶ浦における栄養塩の循環, 収支. 国立公害研究所調査報告, 第22号, 3-20.
- 28) 村岡浩爾・福島武彦 (1982) : 霞ヶ浦の物質収支と動態モデル解析の方向, 国立公害研究所研究発表会予稿集, SS/OT-5-82., 177-198.
- 29) Muraoka, K. and T. Goda (1982) : Budgets of water mass and materials in a shallow lake, Proc. of The Third Japan-Brazil Symposium on Science and Technology, Oct. 1982, Tokyo, 257-274.
- 30) 福島武彦他 (1983) : 霞ヶ浦の水質変化特性の統計的解析と水質観測方法, 土木学会衛生工学研究論文集, 19, 9-18.
- 31) 村岡浩爾・福島武彦 (1983) : ボックスモデルを用いた水質予測方式に関する研究, 土木学会論文報告集, 336, 85-94.
- 32) 村岡浩爾 (1981) : 霞ヶ浦の水収支, 国立公害研究所研究報告, 第20号, 103-120.
- 33) 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦生態系の物質循環における底生動物の役割, 国立公害研究所研究報告, 第22号, 171-180.
- 34) 春日清一 (1981) : 霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類, イサザアミ, テナガエビの現存量推定と栄養塩回帰への寄与, 国立公害研究所研究報告, 第22号, 159-170.
- 35) 福島武彦・村岡浩爾 (1984) : ボックスモデル構築に関する水理学的検討. 国立公害研究所研究報告, 第54号.
- 36) 村岡浩爾 (1981) : 霞ヶ浦の水収支と湖水位の将来予測, 国立公害研究所研究発表会予稿集, 第4号, 18-32.
- 37) 安部喜也 (1981) : 霞ヶ浦流域の降水特性および大気中からの栄養塩の供給について, 国立公害研究所研究報告, 第20号, 27-42.
- 38) 相崎守弘 : 私信.
- 39) EX 都市研究所 (1981) : 霞ヶ浦長期水質予測調査報告書.
- 40) 北島能房 : 私信.
- 41) 田井慎悟 : 私信.
- 42) 福島武彦他 (1984) : 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について. 国立公害研究所研究報告, 第51号, (印刷中).
- 43) 細見正明他 (1984) : 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について. 国立公害研究所研究報告, 第51号, (印刷中).
- 44) 中島拓男・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における脱窒. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 89-98.
- 45) 村岡浩爾・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦の湖流. 国立公害研究所研究報告, 第19号, 1-150.
- 46) 相崎守弘 (1983) : 霞ヶ浦における物質循環. 国立公害研究所, 水特研グループ研究内容検討会資料, 57-63.
- 47) 大槻晃他 (1981) : 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存態窒素の動態. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 3-22.
- 48) 桜井善雄 (1981) : 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-280.
- 49) 桜井善雄他 (1978) : 水生植物. 建設省, 霞ヶ浦生物調査報告書, 78-148.
- 50) 吉田富男他 (1979) : 霞ヶ浦における生物的窒素固定と脱窒. 陸水学雑誌, 40, 1-9.

- 51) 海老瀬潜一(1981)：霞ヶ浦流入河川の流出負荷変化とその評価。国立公害研究所研究報告, 第21号, 1-130.
- 52) 春日清一(1981)：霞ヶ浦の富栄養化と動物たち。環境情報科学, 10, 69-75.
- 53) 岩惣敏夫他(1982)：湖内実験隔離水界を用いた水質回復実験。国立公害研究所調査報告, 第21号, 15-35.
- 54) 細見正明・須藤隆一(1981)：底泥中のリンの分布特性とその季節変化。国立公害研究所研究報告, 第22号, 45-54.
- 55) 相崎守弘(1981)：霞ヶ浦の物質循環における底泥の役割。国立公害研究所調査報告, 第16号, 95-104.
- 56) 浅見輝男他(1979)：霞ヶ浦および流入河川底質の重金属分布(第1報)。日本土壌肥科学雑誌, 50, 138-142.
- 57) 岡野三郎他(1979)：霞ヶ浦の水質汚濁に関する研究。水質汚濁研究, 2, 215-221.
- 58) 岩熊敏夫(1981)：霞ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支。国立公害研究所研究報告, 第22号, 55-62.
- 59) 福島武彦・相崎守弘・大坪国順・村岡浩爾(1982)：湖沼の沈降物質に関する研究。土木学会第18回衛生工学討論会論文集, 9-14.
- 60) 浜田篤信他(1979)：網生營養殖の負荷量の算定と対策。茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第16号, 45-63.
- 61) Dillon, P. J. and W. B. Kirchner (1975) : Reply. Water Resour. Res., 11, 1035-1036.
- 62) Reckhow, K. H. (1977) : Uncertainty applied to Vollenweider's phosphorus criterion. J. Water Poll. Cont. Fed., 51, 2123-2128.
- 63) Kirchner, W. B. and P. J. Dillon (1975) : An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. Water Resour. Res., 11, 182-183.
- 64) 高村義親他(1981)：霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学的組成。国立公害研究所研究報告, 第25号, 31-46.
- 65) 花里孝幸：私信。
- 66) 相崎守弘・大槻晃・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾(1979)：底泥からの栄養塩類の回帰。国立公害研究所研究報告, 第6号, 105-114.
- 67) 高村典子：私信。

VI. 富栄養化の影響と防止施策

1. まえがき

富栄養化防止策の一般論となると、研究者間でも、また行政レベルでも既に多くの論議がなされており、ここでそれを蒸し返して述べる必要はなさそうである。ところで、一般論として多くの施策があることは共通知識だとしても、特定の湖沼に対してどうなるかというのは別な問題と理解される。例えば、そういう場合の施策の優先順位を定める科学的方法は、ないとは言えないが、世界的に見ても確立されたものを見だし難い現状である。前章Vで紹介したように、湖沼に関して一応信頼すべき物質収支がとれており、それと整合した形でinput-responseの関係を満足に説明しうる動態モデルが確立されておれば、それに基づいて施策-効果関係を予測することは可能だし、方法論的にも妥当と言えよう。また、それを防止施策の選択や経済性の評価に結びつけることも可能である。

にもかかわらず、従来例では、このような手順を踏んで防止施策や投資額を決定した例はそう多くない。Ontario湖やDelaware湾の例などがあるにしても、それほど一般的とは認識されていない。その理由として考えられるのは、従来提示された環境動態モデルが、湖沼学者や数学モデル専門家、行政サイド等から必ずしも高い評価を受けていなかったこと、あるいは、モデルが高度のものであっても、水質、生態、物質収支データの方がそれに伴わず、使用パラメーターの大部分が借りものであったりして、両者間のバランスや整合が理想的にできなかったこと等がある。

第2期特研では、広汎、長期のフィールド調査、室内実験、モデル構築など、研究グループのやり得る範囲で、上記の欠点を解消することに努めた。その結果、ケーススタディながら欠点はかなりカバーされたと思う。その様子は、霞ヶ浦の場合についてはVで、また湯ノ湖の場合についてはVIIに記した。さらに、まだ研究途中ながら、中禅寺湖についても物質収支がとれるまでに到達した（この中禅寺湖プロジェクトは本特別研究とは別に、経常研究として行っており、成果は国立公害研究所研究報告第69号として近刊の予定）。

精密なフィールド調査を長期間行い、それに見合う環境動態モデルを構築できれば、それですぐ富栄養化施策につながるであろうか。例えば負荷削減のためのハード技術は下水処理サイドでよく研究されている。しかし、点源負荷対策の実効をより早めるためには、公共・流域下水道などの普及が早急には望めない集落や地域に対して、小規模な生活排水処理ユニットを整備普及させることも必要であろう。その際、水質改善目標を従来のようにBOD、COD指標のみに絞らず、N、Pの削減まで拡大しないと湖沼浄化につながり難い。そこで小規模施設にそうした機能を持た

せ、しかも容易かつ安価に維持管理する技術・手段の開発が必要である。この点にかんがみ本章3～7の各節では、主としてこの規模の対策技術の開発につき述べている。

一方、これまでに明らかにしたように、霞ヶ浦で言えば、点源負荷対策のみで足りるわけではなく、面源対策も課題である。ことに湖の内部負荷が相当のウェイトを占めること、生物遺がい等富栄養化原因物質蓄積が重要であることに眼を向けねばならない。点源負荷対策に比べれば、内部負荷対策や蓄積物対策の研究はやや異質であり、しゅんせつ（浚渫）を別とすれば、確立された対策と言えるものは乏しい。この課題に対しては、養殖技術の改善や転換、あるいは水域内の浮遊生物や底泥の除去、処分法やその経済性を考えねばならない。しかしこれは国公研の研究対象として必ずしもなじまぬ性格のものである。

本研究グループの研究としては、IIIにおいて、隔離水界中で行ったホテイアオイの成長実験やニジマス放流実験のことを記しており、また別途、経常研究で行った回収アオコの嫌気性消化・ガス回収実験では一応以上の成果を収めた（この研究は1984年3月まで継続し、その成果は、別冊の研究報告として発表の予定）ので、本章ではこれ以上立入ったことは述べない。その代わり、第3・4節において、湖内対策や養殖等の問題を考える基礎として、霞ヶ浦の富栄養化が上水供給者、消費者に及ぼしている影響を解明し、また農・漁業形態が今日のような姿に至った経過、背景等について、法制、経済、歴史の角度から分析を行ったので、その成果を要約する。

2. 負荷対策の基礎資料

（担当：水質土壌環境部・須藤隆一、田井慎吾；客員・篠崎克巳）

（1）制限栄養塩の確認

これまでも霞ヶ浦の薄類増殖の制限栄養塩がNであることを述べたが、藻類培養試験（AGP）から示される制限因子を、琵琶湖、湯ノ湖と比較したものが表6.1である。この結果も霞ヶ浦の藻類生産の制限要因がNであることを明示しており、現実の対策としてT-N負荷の外部・内部発生を抑制することの重要性を、補強的に認識させる資料と考える。すなわち、T-Nの完全削減は現実的ではなく、降下物由来とか面源由来負荷、あるいは内部発生の、削減の極めて困難なN、P

表 6.1 湖沼における藻類増殖の制限要因

	測定回数	N	P	N+P	Fe
霞ヶ浦	17	15	0	1	1
琵琶湖	7	1	5	1	0
湯ノ湖	6	6	0	0	0

供試藻類：*Selenastrum capricornutum* 及び

Microcystis aeruginosa

前処理：加熱分解法

負荷があるから、負荷削減のみで目標を達成することは、少なくとも霞ヶ浦では実現困難である。

(2) 生活排水に対する BOD, N, P 同時除去のための生物学的ユニット

資源・エネルギー節約型の簡易な水処理プロセスで BOD, N, P の同時除去をねらうものとして、流動接触型の生物処理法に何を加えるべきであろうか。この種の技術は、生物学的な過程での脱リン技術が、一面先端的であることと裏腹に、まだ一定した評価を得るに至っていない。担当者らが現時点で到達した考えは、好気性流動ユニット(活性汚泥ばつ気槽)に嫌気性接触ユニットを前置し、汚泥返送以外に混合液の返送も行う、図6.1のようなプロセスを適用することである。ベンチスケールでは、このプロセスで BOD, N, P の同時除去を相当程度達成できることがわかったし、動力消費も少ないので、スケールアップあるいは実用化を期待している。

生物学的窒素除去、生物学的リン除去は、それぞれ独立したユニットとしては既に実用化段階に達しているが、(1)小規模施設に应用できるか、(2)生物学的リン除去の成績が不安定、(3)両者を複合させたプロセスが確立していない、等の問題がある。図6.1に示したプロセスはこれらの課題を克服しうるかもしれない。

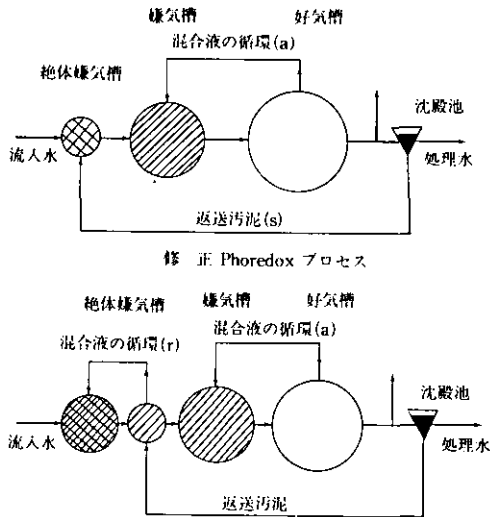


図6.1 BOD, 窒素, リンの生物学的同時除去プロセス

(3) 霞ヶ浦流入排水に関する試算と予測

前項のような処理技術が生活排水処理に应用され、実効をあげたと想定して、陸上の点源負荷

*過去及び現在の流入負荷量と湖内水質の関係式を求め、それを外挿した形で将来流入負荷に対する湖水質を予測した。

が予定どおり削減できた場合、湖水質がどこまで改善できるか、図6.2に示すような計算手順で検討した。すなわち1980年の湖内水質(COD)を基本とし、1990年の予測をトレンド法*で行っている。この計算に用いたCOD, N, Pの排出負荷, 流入負荷値は表6.2に示すとおりである。(a) (b) (c)の3ケースは、表中に記したとおり、それぞれ、条例による削減対策がなされず下水道整備のみ；生活排水が条例適用を受け、工場・畜産排水負荷が現況のまま抑制された場合；及びさらに合併浄化槽等を生活排水処理に普及させ、すべての生活排水を手当した場合、に対応する。

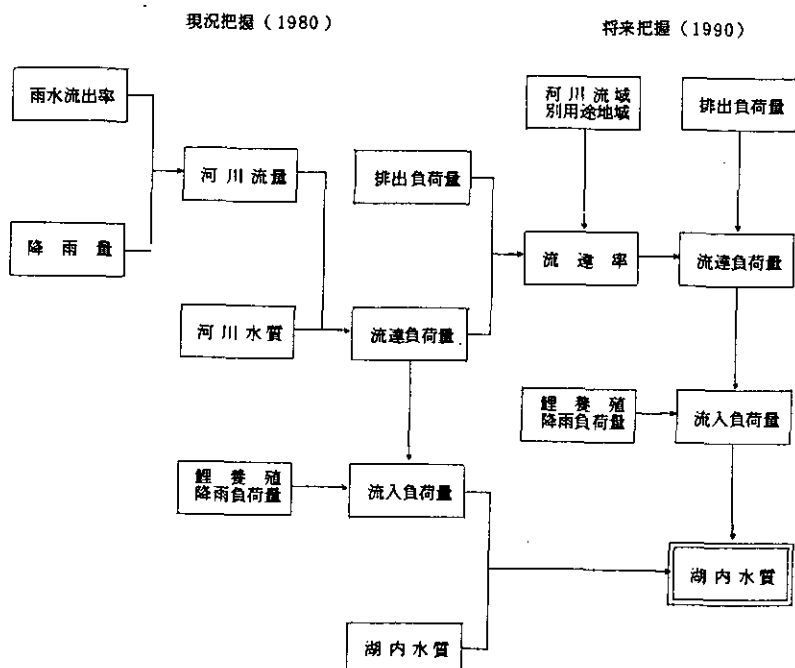


図6.2 霞ヶ浦水質予算手順

CODの計算では、陸域由来の COD_1 と発生藻類に由来する COD_p とから $COD = COD_1 + COD_p$ によって求めることとし、 COD_1 値は過去の湖心におけるCOD最低値(COD_{min})とクロロフィル a 値とから、

$$COD_1 = COD_{min} - chl \cdot a \times 0.01$$

によった。一方 COD_p は、年平均CODから COD_1 を差引いて求めた。さらに、流入負荷量との関係については、 COD_1 はCOD流入負荷量に、 COD_p はT-N, T-P負荷量によるとして、次のようにT-Nを制限した場合とT-Pを制限した場合につき求めた。

表 6.2 現存及び将来の排出負荷量, 流入負荷量並びに湖内水質

	排出負荷量(t/y)			流入負荷量(t/y)			湖内 COD (mg/l)			
	COD	T-N	T-P	COD	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P
1980	19,085	10,831	1,496	6,622	3,234	267	8.8	8.8	8.8	8.8
1990(a)	20,918	11,034	1,699	7,272	3,533	306	10.0	9.1	8.5	8.8
(b)	19,088	9,486	1,230	6,495	2,892	214	7.7	7.6	6.5	7.4
(c)	6,621	7,737	1,010	2,969	2,480	191	5.5	6.2	5.3	6.0

(a) : 霞ヶ浦条例等の汚濁負荷削減対策がなされず, 下水道の整備のみがなされた場合。

(b) : 生活排水が霞ヶ浦条件の適用を受け含リン洗剤の使用が禁止され, また工場排水, 畜産排水等の排出負荷量が現況のレベルで抑制された場合。

(c) : (b) のケースの他に霞ヶ浦流域の生活排水をすべて流域下水道, 単独公共下水道(集落下水道), 合併式浄化槽で処理する場合。

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{COD}_i = 0.00031 \times (\text{COD 流入負荷量}) + 2.53 \quad (\text{ppm}) \\ \text{COD}_p(\text{T-N 制限}) = 0.0003 \times (\text{T-N 流入負荷量}) + 1.26 (\text{ppm}) \\ \quad (\text{T-N} \leq 2.562 \text{ t/y}) \\ \text{COD}_p(\text{T-N 制限}) = 0.0033 \times (\text{T-N 流入負荷量}) - 6.42 (\text{ppm}) \\ \quad (\text{T-N} > 2.562 \text{ t/y}) \\ \text{COD}_p(\text{T-P 制限}) = 0.0135 \times (\text{T-P 流入負荷量}) + 0.21 (\text{ppm}) \end{array} \right.$$

この式に1990年の予想流入負荷(t/y)を代入して表6.2の1990年のCOD値が求まった。

なお, 1990年のCODとしては, 湖北下水処理場放流水を直接湖外へ出す(diversion)場合も求めたが, 見るとおりそれほど効果は期待できない。結局, こうした陸上点源負荷対策中心では, 1990年にCOD 6 ppm以下を達成することも容易でないと考えられる。

3. 富栄養化が上水利用に及ぼす経済的影響の評価

(担当: 客員研究員・萩原清子, 総合解析部・中杉修身, 北畠能房, 内藤正明)

第1期特研でもこの課題の研究報告を行ったが, 今回は, 上水源としての湖沼水質の悪化の影響を, 霞ヶ浦と琵琶湖を水源とする配水系統について検討し, 水供給側の不利益のみでなく消費者の選好の定量化に取り組んでみた。消費者の選好は, 供給水に対する回避行動(averting behavior)を把握する方法によった。

天津市の堅田, 柳ヶ崎, 膳所浄水場の場合, 浄水単位生産量当たりの年平均薬品費用 C と, 指標とした過マンガン酸カリウム消費量 Q との関係は

$$C = -0.400 + 0.822 \ln Q, r^2 = 0.610 \quad (6.1)$$

という対数式になる。その基礎データは表6.3に示すとおりである。時間経過に伴う単価増の問題があるので、(6.1)式の汎用性には問題があるが、例えば昭和54年度単価で求めると、大津市柳ヶ崎浄水場の場合、 KMnO_4 消費量が年平均5.9 ppmから2.0 ppmと改善されることによる浄水費用節減は2.04円/ m^3 であった。

次に霞ヶ浦浄水場（茨城県企業局）の給水区域である土浦市、阿見町の計約30,000世帯及び琵琶湖を水源とする柳ヶ崎、膳所、堅田浄水場の給水区域である大津市の約64,000世帯の主婦らを対象に、無作為抽出で1000例の訪問調査を行い、給水の臭気の感知やそれに対する反応、行動を調べた（1983年3月）。調査票回収率は約70%である。それによると、表6.4に示すように、霞ヶ浦系では75～78%の人が何らかの臭気を感じており、大津では約70%である。また、水を使うときに何らかの行動を行っているかどうかについて、土浦市住民の例のみ表6.5に示し、そのような行動をする理由について表6.6にまとめた。

臭気と行動の間の関連については、特に阿見町で強い関連が認められる。

このように、富栄養化の影響は単に浄水場の設備投資や薬品費に止まらず、飲料水基準を一応満たしたものを給水しても、消費者側でこれだけの余剰な対応をしているところに問題がある。その様子をわかり易く図示したものが図6.3である。ここで C_r とはクラマーの関連係数のことである。

表 6.3 薬品費と原水水質

浄水場 項目 年度	堅田浄水場		柳ヶ崎浄水場		膳所浄水場	
	Q	C	Q	C	Q	C
43	2.6		3.1		3.5	0.77
44	2.9	0.37	3.5		4.2	0.66
45	3.4	0.42	3.3		4.3	0.88
46	5.5	0.48	4.4		5.5	0.94
47	3.6	0.50	4.8		5.4	0.92
48	4.6	0.54	4.4	0.64	4.5	0.87
49	3.7	0.64	3.9	0.92	4.2	0.96
50	3.4	0.72	4.4	1.02	4.9	0.95
51	3.6	0.75	4.0	0.89	4.3	1.01
52	3.8	0.81	4.5	0.95	4.9	1.07
53	3.6	0.78	5.4	1.01	5.5	1.02
54	4.8	0.96	5.9	2.21	5.9	0.95

表 6.4 におい

	土 浦	阿 見	大 津
たびたびにおう	46 (22.5)	11 (37.9)	34 (10.9)
時々におう	105 (51.5)	11 (37.9)	172 (55.3)
ほとんどない	44 (21.6)	7 (24.1)	92 (29.6)

()内の数字は上水道使用世帯中の割合(%)

表 6.5 水利用時の行動(土浦)

	い つ も			時 々			めったに やらない
	10年以上 前から	5~6年前 から	ここ 2~3年	10年以上 前から	5~6年前 から	ここ 2~3年	
1. 朝方や長く水を使わなかった 後には、しばらく水を出しつ ぱなしにする	39 (11.9)	31 (9.5)	27 (8.2)	12 (3.7)	9 (2.7)	18 (5.5)	74 (22.6)
2. 生水は飲まないようにする	20 (6.1)	12 (3.7)	20 (6.1)	6 (1.8)	8 (2.4)	15 (4.6)	78 (23.8)
3. 湯ざましを使う	13 (4.0)	4 (1.2)	17 (5.2)	3 (0.9)	8 (2.4)	10 (3.0)	84 (25.6)
4. 浄水器を使う	10 (3.0)	10 (3.0)	18 (5.5)	0 (0.0)	4 (1.2)	6 (1.8)	72 (22.0)
5. ミネラルウォーターを使う	1 (0.3)	1 (0.3)	0 (0.0)	0 (0.0)	4 (1.2)	2 (0.6)	78 (23.8)
6. 水道水以外の水を使っている (井戸水を使うとか井戸水をわけてもらう)	37 (11.3)	7 (2.1)	6 (1.8)	0 (0.0)	1 (0.3)	4 (1.2)	48 (14.6)
7. その他	0 (0.0)	3 (0.9)	2 (0.6)	0 (0.0)	1 (0.3)	3 (0.9)	18 (5.5)

()内の数字は、全世帯中の割合(%)

4. 霞ヶ浦における富栄養化防止の制度的・経済的側面

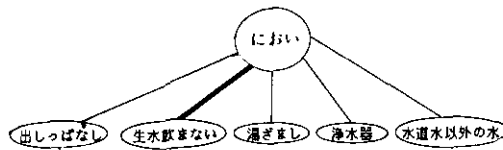
(担当：総合解析部・北畠能房)

霞ヶ浦の治水、利水、漁業、土地利用と改良、干拓、自然保護、水質管理等にかかわる明治以来の法制度と対応事業の変遷を調べ、農業や漁業(養殖含む)が今日の姿に至った事情、理由等を考察した。また、1983年春までに、水質環境基準の達成や富栄養化防止のため行政側でとられた対策、考慮中の対策などを展望するとともに、漁業に対する補償の実績、養殖業において水質

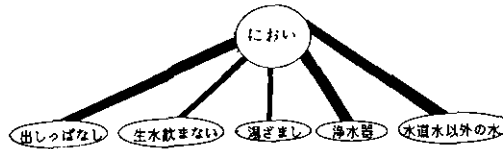
表 6.6 行動の理由

	土 浦	阿 見	大 津
1. 衛生上不安だから	99 (22.7)	18 (20.9)	163 (36.5)
2. 水をおいしくするため	94 (21.6)	14 (16.3)	52 (11.7)
3. 子供や病人の健康のため	32 (7.3)	3 (3.5)	64 (14.3)
4. においをけすため	78 (17.9)	10 (11.6)	55 (12.3)
5. その他	31 (7.1)	7 (8.1)	16 (3.6)

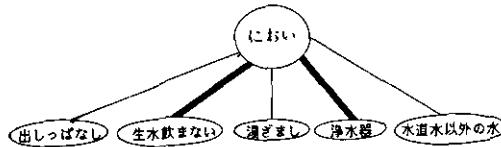
()内の数字は、全世帯中の割合(%)



土 浦 市



阿 見 町



大 津 市

■ : $0.20 \leq C_r$
 - : $0.10 \leq C_r < 0.20$
 - : $C_r < 0.10$

図6.3 においと行動

悪化のため被る被害に対する保険の適用性等も検討したが、富栄養化防止にかかわる事項として抜粋的に次のことを記しておく。

1) 帆引き網漁業、トロール漁業、いさごろひき網漁業などの変遷と許認可の関係、漁獲量の変化、魚種の低級化などから、区画漁業権の行使としては、定置網よりも水面利用効率や収益性のよいコイ養殖業への転進が自然に、かつ急速に進み、規模も拡大された。表層水質などに制約されて短時日のうちに網生けすが飽和に達した事情が理解される。コイ養殖が、西浦の比較的透明度の高かった水域にはり付いている様子を図6.4に見ることができる。

2) 戦後進められた干拓事業により、1973年までに2,660 ha が干拓されたが、近年推進された減反政策のため、水稻はレンコンに作付転換され、全国生産の3割弱に達する茨城県のハス田

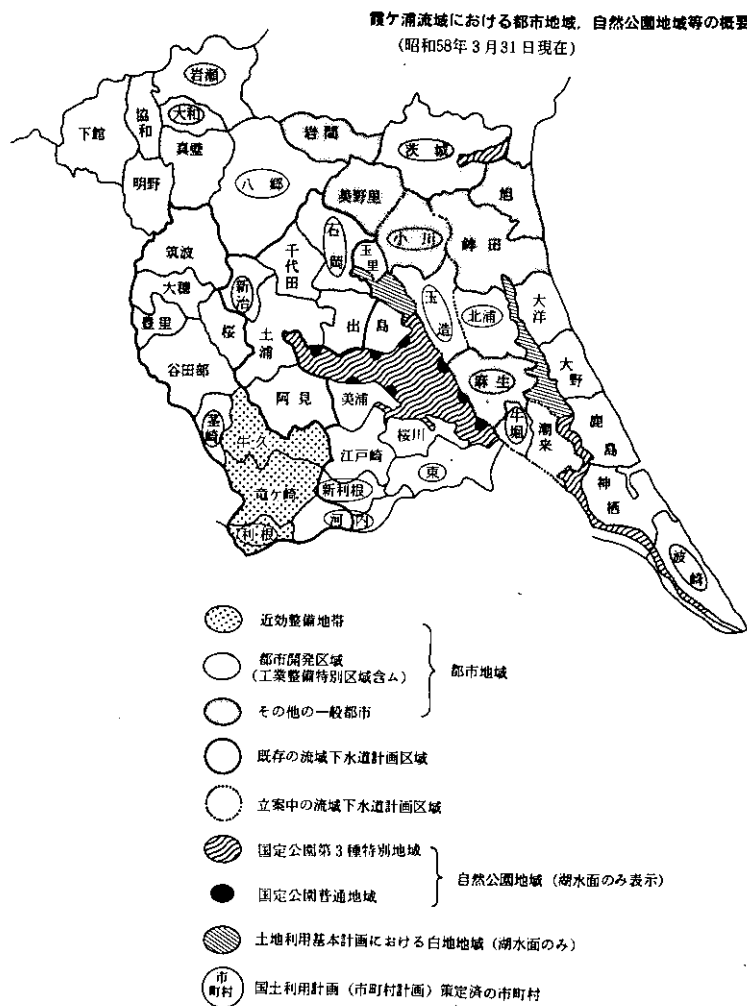


図6.4 西浦における区画漁業権漁場と透明度の分布

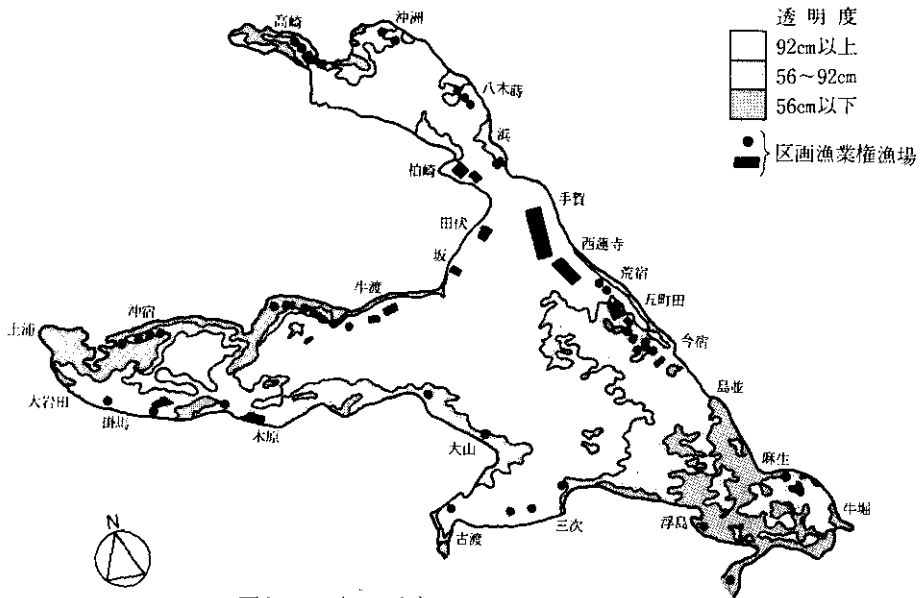


図6.4 (つづき)
(透明度は昭和54年2月20日時点)

(1,873 ha)の大部分が霞ヶ浦流域に立地することになった。これは1970年の栽培面積に比し2.3倍である。そのハス田への施肥基準量は、水田へのそれ(Nで8~9 kg/10 a)の3倍近いことから、富栄養化増進と関連があるとみられる。

3) 漁業の損失に対する補償金支払いは昭和34年以来、干拓工事関係、常陸川水門建設関係(水門閉鎖協力金の名目)などで行われたが、養魚の場合は逃避行動がとれないので、酸欠死などに対する保険制度の適用が検討に値する。しかし現実には、魚価の低下を恐れ被害届は積極的にはなされなかった。一方、コイ養殖の給餌による栄養塩の内部発生が大きいことが指摘されており、養殖業の富栄養化問題へのかかわりは漁船漁業などとは形態が異なる。養殖業としての改善の努力も必要であるが、現象の因果関係の確認や、公平性等を配慮した指導が検討されるべきであろう。

4) 土地改良事業で、農地の用水系と排水系とが分離されたが、それに伴い水田から畑作への転換は当然容易になるとして、それが水利用面でどういふ変化をもたらしているか、湖中への栄養塩流出増加に寄与しているかどうかについて検討の必要がある。

5. 嫌気性ろ床を組み込んだ生活排水の処理

(担当：水質土壌環境部・稲森悠平)

嫌気性処理法は、都市下水や生活雑排水程度の低BOD排水処理には従来用いられなかった。本研究ではその省エネルギー性や汚泥の減量化などの特性を生かすべく、嫌気性ろ床を中心とした

図6.5のような装置で、表6.7に示すような水質の原排水を処理する実験を行った。ろ床の充てん・接触材は網状のバイオコーム、ひも状のリングレスなどを、段状、横張、あるいはランダム充てんして用いた。表6.7は一つの標準であって、NO₃-N を全く含まない場合とも比較している。NO₃-N を含む場合の処理成績例を表6.8に示すが、原水条件の変化に応じて、BOD 負荷が低くなるほど処理機能は上昇する。この表に示すように、BOD, COD ともそれほど高率には除去できないが、脱窒はほぼ完全に行われている。また、嫌気性ろ床における汚泥転換率は9.6%で(mg SS/mg 除去 BOD=0.096)、好気性処理に比し極めて小さい。

以上は室内でのベンチスケール実験であるが、土浦市で図6.6に示すような実際規模の嫌気・好気浄化槽による試験を行った。実際の生活排水を原水として夏・冬の昼夜試験を行ったところ、好気性ろ床は比較的短時間で処理成績が安定するが、嫌気性ろ床の方は安定化に約5か月を要した。安定状態の昼夜試験では、夏期(流入水 BOD 176 mg/l, COD 56 mg/l)、冬期(BOD 221 mg/l, COD 57 mg/l)の処理水質はおおのBOD 58, 72 mg/l, COD で22, 28 mg/l, 硝化率は87, 82%であり、季節差はあまりない。

以上の室内、現場実験から、嫌気性ろ床処理は好気性の前処理として効果的であることが実証された。すなわち50人以下の合併式浄化槽の放流基準である BOD 60 mg/l 以下を、嫌気性ろ床処理だけでも達成し得、脱窒もかなり期待できる。また汚泥生成—維持管理の面、及び省エネルギーの点からも有利であることを確認した。

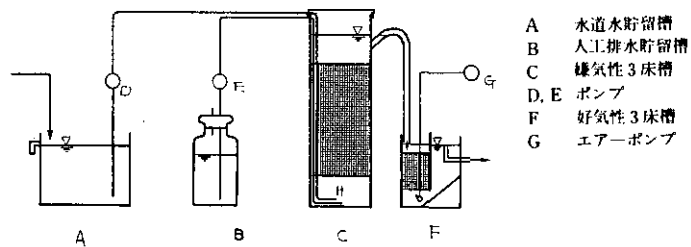


図6.5 室内実験装置

表 6.7 室内実験の流入水質

BOD	200 mg/l
COD	66 mg/l
T-P	5.4mg/l
PO ₄ -P	4.8mg/l
T-N	41.2mg/l
NH ₄ -N	11.3mg/l
NO ₃ -N	20.0mg/l

表 6.8 嫌気性処理におけるBOD及びCODの除去

BOD負荷 (kg/m ³ ·d)	BOD			COD		
	30	15	7.5	30	15	7.5
HRT (h)						
Run No.	0.16	0.32	0.64	0.16	0.32	0.64
1	83%	78%	67%	67%	67%	65%
2	84%	76%	63%	71%	64%	65%
3	82%	68%	58%	70%	65%	65%
4	85%	69%	62%	73%	67%	64%
5	84%	67%	64%	65%	64%	61%
6	85%	65%	67%	71%	68%	70%

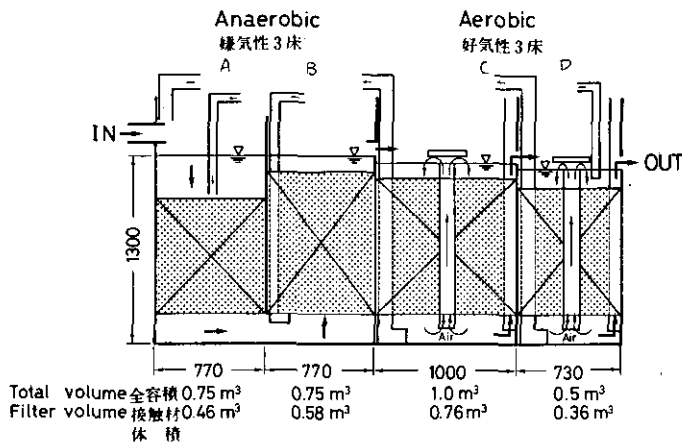


図6.6 現場実験装置 (嫌気、好気浄化槽)

6. 水路浄化法による生活雑排水の処理

(担当：水質土壌環境部・岡田光正)

小河川、排水溝などの小水路で生活雑排水の浄化を行うため、接触材としてリングレースを用い、研究所の水生物実験棟、室内河川モデル(幅2.5 cm, 回流式, 延長30 cm)で接触浄化実験を行った。水量負荷は水路幅20 cm 当たり0.96 m³/d でほぼ1軒の1日分に当たる。

成績は表6.9に示すとおりで、BOD 200 mg/l では除去成績がやや低く、53%であるが、100 mg/l 以下ではかなり良好な成績が得られた。汚泥発生量も除去BODの数%であり、維持管理性もよいと判断され、この成果によって実際規模に試用できる見通しを得た。

表 6.9 水路からの流出水の水質

水質		Influent BOD mg/l				
		200	100	50	25	100*
BOD	(mg/l)	85	21	3	0.5	22
COD	(mg/l)	29.9	11.8	5.8	3.3	12.2
TOC	(mg/l)	—	12.2	—	3.9	—
Trans	(cm)	58	100	100	100	100
T-N	(mg/l)	24.0	10.2	5.2	2.6	10.4
NH-N	(mg/l)	17.2	8.0	0.1	0.0	0.0
T-P	(mg/l)	—	2.4	1.1	0.6	2.5
PO-P	(mg/l)	—	2.8	1.1	0.6	2.5
pH		7.2	7.4	7.2	7.6	7.4
DO	(mg/l)	2.9	4.2	3.7	8.0	4.3

* 10か月連続運転した後の分析値

7. 回転円板の処理特性

(担当：水質土壌環境部・岡田光正)

小規模な生活排水処理に対する生物膜法の応用に際し、負荷変動の大きい場合の回転円板法の応用性を検討する必要がある。本研究は実験室内で小型の回転円板装置を用い、水量負荷及びBOD負荷変動を繰り返し与え、処理水質応答を調べた。結果は図6.7に示すようになる。

負荷変動はBODで表し、図の右上に示した「ratio」は、低負荷：高負荷の比で示したBODの

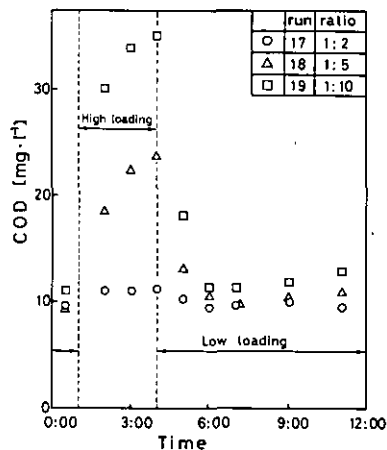


Fig.5 Effluent COD vs. time (run 17-19)

図6.7 流入水 BOD=150mg/l, 流入水量が図中の比で変化した場合

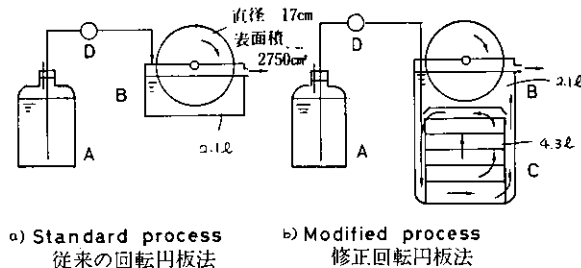
変数比で例えば run 17 の場合は水量のみ 1 : 2 の変化であるが、このように小さいときは処理水質にあまり変動はない。これに対し 負荷変動が大きいと、処理水 COD 値が 2 ~ 3 倍に達することがある。

8. 脱窒用回転円板法による埋立地浸出水の処理

(担当：水質土壌環境部・稲森悠平)

これは、下水汚泥埋立地の浸出水を対象とし、そこに含まれる多量の有機物と窒素とを同時かつ省エネルギー的に除去することを目指した研究で、回転円板と嫌気性ろ床とを組み合わせた方法(本報告では修正法と呼ぶ)がどう適応するかを検討した。その処理性能を従来の回転円板法の場合と比較検討している。

従来法を a) とし、今回試作した修正法の装置 b) とともに図 6.8 に示している。図中修正法の装置の B, C はそれぞれ硝化部、脱窒部であり、両部の未処理水と処理水が交換混合されている。入力として用いた浸出水の性状は表 6.10 に示すようなもので、T-N (600 mg/l) の 75 % が $\text{NH}_4\text{-N}$ 、残る部分が有機態-N である。BOD がことに高く (3,000 mg/l)、T-P は低い。このように低リンの原水は、そのままでは生物処理が困難なので、BOD : P = 100 : 0.25 となるようリン酸水素 2 ナトリウムを添加した。それでもリン酸濃度は低いが、予備試験では浄化能はあまり低下しなかったためである。



A	Feed tank
B	Contact tank
C	Denitrification tank
D	Feed pump

本実験では a), b) 二つのプロセスを運転して比較した。

Experimental apparatus

図 6.8 実験装置

連続実験では現実の埋立浸出水の性質に合わせ、原水を 1/2 に希釈し、pH を 7 に調整した。実験条件としては、回転速度を 8, 16, 32 rpm, BOD 負荷を 2, 5, 10g/m²/d としたが、成績を例示すると表 6.11 のようで、対照に比し修正法の結果は COD, BOD, T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$ で特に優れている。この結果により、汚泥埋立地浸出水のような BOD/COD 比が小さく生物処理の難しいものも、

嫌気接触方式と好気処理との組み合わせで対応可能なことが示唆された。今回の修正法では、硝化・脱窒の到達度が従来法の50%に比し90%まで高まること、及び円板の回転数とBOD負荷は処理性能を支配する因子であること等が判明した。しかし、難分解性の指標であるCOD分がより高い場合は、おそらく物理化学処理をも組み込んだプロセスを検討する必要があると思われる。

表 6.10 下水汚泥埋立て水、浸出水の性状

pH	(mg/l)	11-12
COD	(mg/l)	700
BOD	(mg/l)	3,000
T-N	(mg/l)	600
NH ₄ -N	(mg/l)	460
NO ₂ +NO ₃ -N	(mg/l)	0.12
T-P	(mg/l)	0.3
PO ₄ -P	(mg/l)	0.04
Trans.	(cm)	more than 100

表 6.11 標準法と修正法の処理水質の比較 (回転数16rpm, BOD面積負荷 5 g/m²・d)

Parameter		standard	modified
pH		8.1	8.3
COD	Soluble (mg/l)	210	86
	Total (mg/l)	220	88
BOD	Soluble (mg/l)	12	3.7
	Total (mg/l)	19	9.0
T-N	Soluble (mg/l)	150	38.3
	Total (mg/l)	170	45
NH ₄ -N	(mg/l)	62	1.7
NO ₂ +NO ₃ -N	(mg/l)	86	32
T-P	(mg/l)	0.2	0.6
PO ₄ -P	(mg/l)	0.04	0.4
Trans.	(cm)	100	100

VII. 湯ノ湖における富栄養化とその防止対策

担当（水質土壌環境部・細見正明，岡田光正，矢木修身，山根敦子，須藤隆一）

湯ノ湖は日光国立公園の奥まった山岳地帯にある小さな内陸湖であるが，近年その汚濁，富栄養化が問題になっている。特にここ数年，下流に位置する貧栄養の中禅寺湖にウログレナ赤潮が毎年のように発生するという事態が起こっていることもあり，湯ノ湖の栄養塩収支形態，水質，生物相，負荷源，わき水の寄与度などを明らかにすることの意義は大きい。この湖に対しては1978年度から，水質土壌環境部陸水研究室が中心になって，各種の研究調査を進めて来た。

今回，霞ヶ浦における諸研究成果を要約することになったので，本章では湯ノ湖研究の成果を要約する。

1. 調査対象地域の概要

湯ノ湖の諸元は次のとおりである。

所在地：栃木県日光市湯元

標高：海拔1.478 m

湖面積：0.35 km²

湖岸線長：3.8 km

湖体積：2.62×10⁶ m³

最大水深：14.5 m

平均水深：7.4 m

利用形態：観光及び水産

環境基準類型：湖沼 A-I

流域面積：1400 ha

湯ノ湖は，図7.1に示すように，日光国立公園内の奥に位置し，調和型温帯湖であるが，夏と冬に停滞する複循環型に属する。

湯元の定住人口は390人程度であるが，温泉，スキー等のため観光客が多く，湯元の宿泊客は1959年で年間23万人，それ以後逐次増加して1972年には50万人になった。日帰り客数，宿泊客数ともに5，7，8月及び2，10月に多い。

気象データは主に日光測候所のもの（1978～1982年）を用いた。特徴的なことは，1）月平均気温は7，8月に高いが，それでも20°Cを越えることはなく，12月から翌3月までは氷点下とな

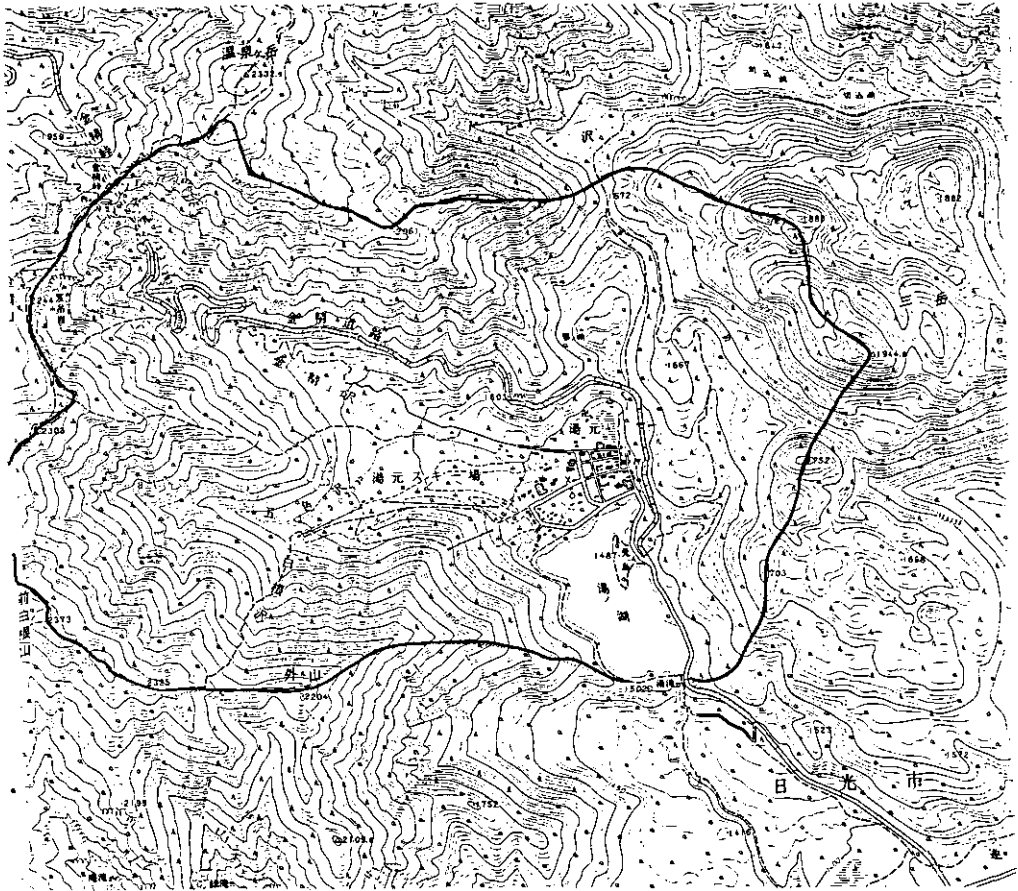


図7.1 湯ノ湖流域

る。2) 日照時間は春期、冬期に多く、夏期はむしろ減少する。3) 平均風速は冬に大で夏期は小さい。4) 降水量は年によって大きく変動するものの、冬期が最も少なく、夏期に多くなる傾向がある。5) 1981, 1982年には8月に700 mm~1000 mmの雨量があり、湖水の濁水化が著しかった。

2. 水収支調査

湯ノ湖への流入水は、表流水としては湖北部の山合いに沢をなして流下している白根沢と、温泉街を通過して泉源の越流水や自然湧水を集めている大ドブ、及び湯元の生活排水を処理している湯元下水処理排水である。この下水処理場は、日光市が1966年に建設したオキシデーション・ディッチ方式の2次処理を行っており、現在の処理量は3,250 m³/dで、酸化溝の滞留時間は24時間である。

湯ノ湖の流入水量では、湖周、湖底からの湧水の方が処理排水、大ドブ流入水より多い。このことは、唯一の湯ノ湖の流出点である湯滝の流量を調べればわかることである。湯滝は湯川として戦場ヶ原を流れ、中禅寺湖に流入する。

水収支調査では、流入水として処理場排水と大ドブを、流出水として湯滝を主対象とした。結果の1例を図7.2に示す。処理場排水は年間を通じて2,900~3,500 m³/dで変動は少ない。大ドブは2,900~8,600 m³/dで、降水量によって変動する。

一方、湯滝からの流出量は、48,000 m³/d~150,000 m³/dと変動する。湯滝からの流出水量と湯ノ湖の容積から滞留時間を求めると、17~56日となり、年間でかなり変動していることがわかる。このような滞留時間の変動は他の年でも同様であり、降水量の少ない冬期から春期には40~60日、降水量の多い夏期から秋期には11~40日となる。

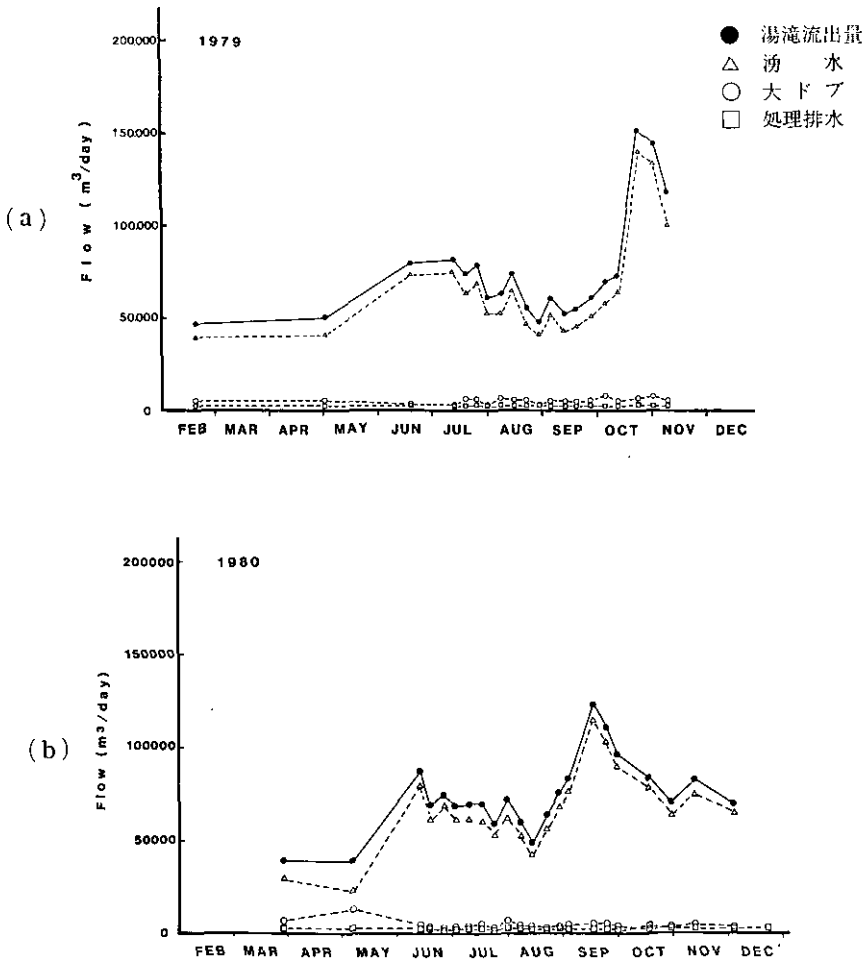


図7.2 湯ノ湖における流入・流出水量

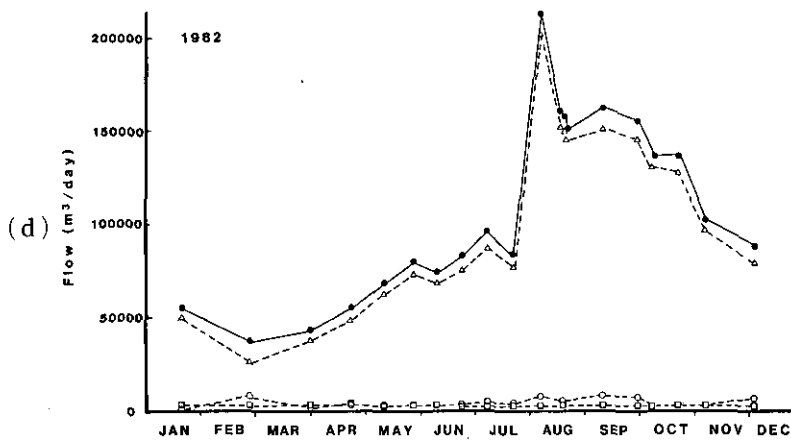
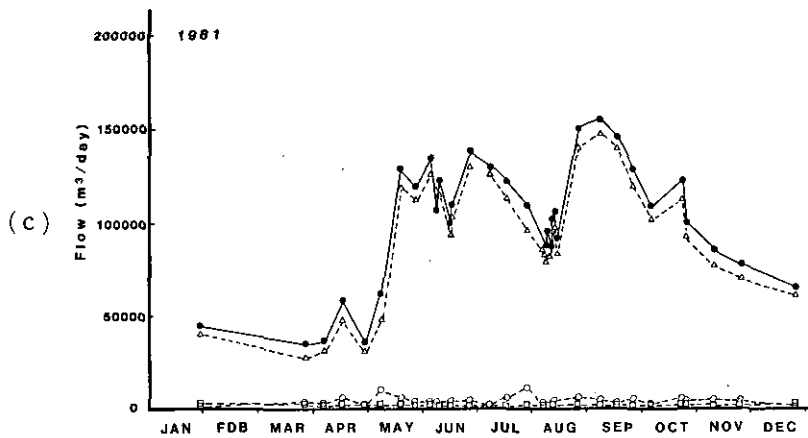


図7.2 (つづき)

また豪雨時には、白根沢や湖岸から直接湖水へ流入することが予想されるが、本調査では、豪雨時の結果が得られていないので、湯滝の流水量から大ドブ、及び処理場排水量を差引いたものが、湖岸からのわき水と考え、わき水の流入量を求めた。

3. 水質調査

既往の文献も含め、湯ノ湖湖水、流入・流出水の水質調査を行った。結果は次のようである。

(1) 湖内及び流入・流出水の水質調査結果項目は、水温 pH, 照度, 透明度, クロロフィル-*a*, PO₄-P, DTP, T-P, NH₄-N, NO₂+NO₃-N, DTN, T-N, COD が主であるが、一部の試料につい

ては Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Fe , Mn , Cl^- , SO_4^{2-} をも測定した。

湖内調査結果の一例として、水温、DO、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の季節変化を図7.3(a) (b) (c) に示している。5月半ばから水温成層が始まり、引き続いて深水層のDOが減少し、7月から9月の終わりまで深水層のDOがゼロになる様子が見取られる。この状況下では深水層の $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ も増加している。10月半ばには水温成層が破壊され、深水層に蓄積されていた $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が表水層まで広がり、均一の濃度分布を示す。このようなパターンが例年繰り返されているのである。

一方、処理場排水質は、宿泊客の多少に応じた変動を示し、T-Nで2.6~10.2 mg/l、T-Pで0.39~2.36 mg/lの範囲にある。大ドブは、T-Nで0.21~1.41 mg/l、T-Pで0.02~0.11 mg/lの範囲にある。一方湯滝からの流出水は、T-Nで0.25~0.78 mg/l、T-Pで0.02~0.11 mg/lの範囲にある。また、湖岸西北部にわき出しているわき水を調べると、T-Nで0.28~0.33 mg/l、T-Pで0.008~0.011 mg/lの範囲にあり、それ自身あまり変動幅もなく、それほど湖水栄養塩に寄与するものではないことが判明した。

(2) 水質調査の頻度についての考察

湯ノ湖の場合、水質調査頻度は調査期間中(1978~1982)一定しなかったが、観測密度の大きい1980年9月~1981年8月のデータ(3~5日に1度)について、平均水質と分散、水深及び地点による水質の相違について検討した。

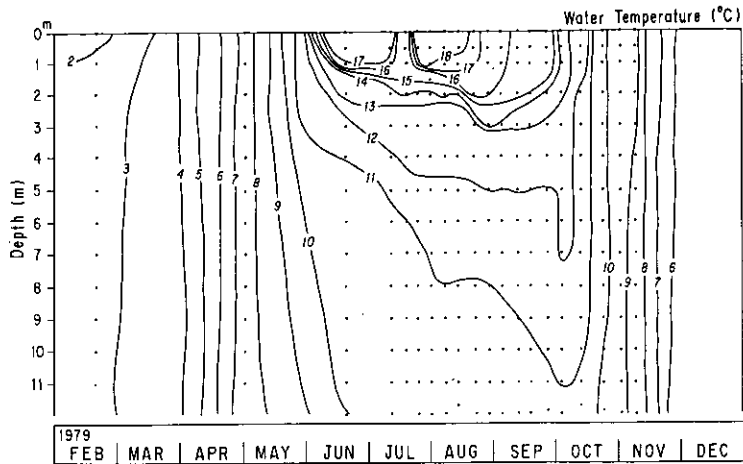
また通常行われている定期調査から推定される年平均水質 μ_x のばらつきをその変動係数 C_x によって評価した。ここでは、モンテカルロ法による調査日程のシミュレーションを行い、各調査日程に対応する調査結果は、観測密度の高い調査データより推定した。図7.4は、種々の調査回数 n_s に対する C_x の値をプロットしたものである。当然のことながら、調査回数 n_s を増やすと、 C_x が小さくなる。すなわち、年平均値の推定精度が上昇する。しかしながら、 n_s の増加に対する C_x の減少割合は一定でない。通常、調査に要する労力や費用は n_s に比例するため、例えば、T-Pの場合、年12回以上行っても、それに見合う精度がそれほど上がらないことが示唆された。

ただしこれは、湯ノ湖のような特殊ケースでの話で、他湖沼には関係ない。

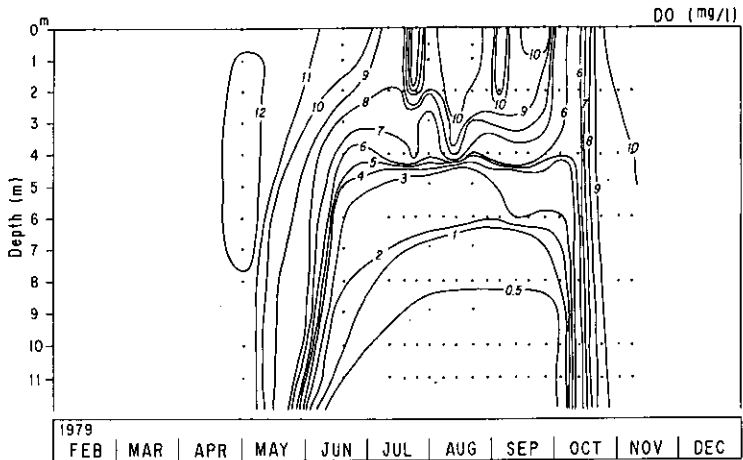
4. 底泥からの窒素及びリンの溶出調査

(1) 底泥調査

底泥中に存在する窒素及びリン量を把握するための底泥分析、栄養塩溶出量測定を行った。装置等についてはここに再録しない。底泥分析ではC、N、Pの鉛直分布を明らかにしたほか、一部重金属についても調べている。湖心においては深さ方向に黒色浮泥、灰色粘度、砂層、黒色浮泥の順になっており、C、N、P含量はいずれも黒色浮泥層が高い。底泥からの栄養塩回帰を調べる上で間げき水の性質を知ることが重要であり、このため湖心を中心として間げき水のN、P分布を測定した。 $\text{NH}_4\text{-N}$ については図7.5に示すが、間げき水中濃度の季節変化はほとんど認められず、



(a) 水温の鉛直分布の季節変化 (1979年)



(b) DO (mg/l) の季節変化 (1979年)

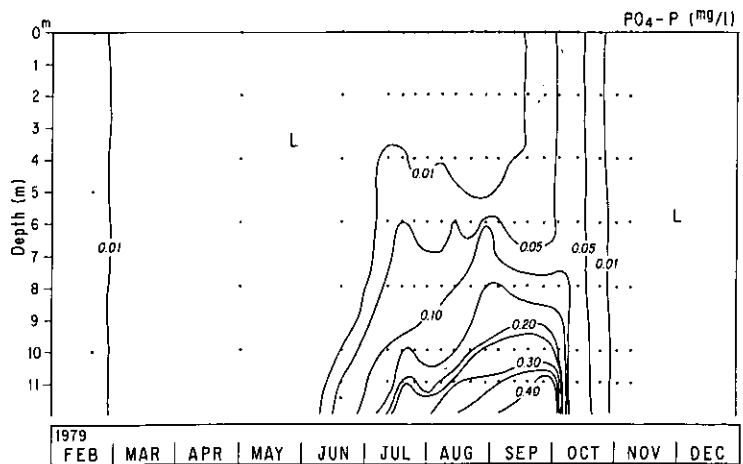


図7.3 (c) PO₄-P (mg/l) 濃度の季節変化 (1979年)

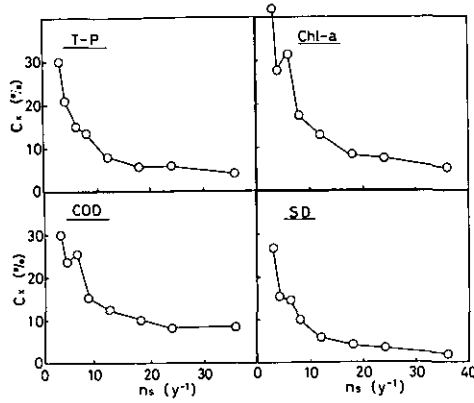


図7.4 調査回数 (n_s) と μy の95%信頼区間の幅 (C_x) との関係

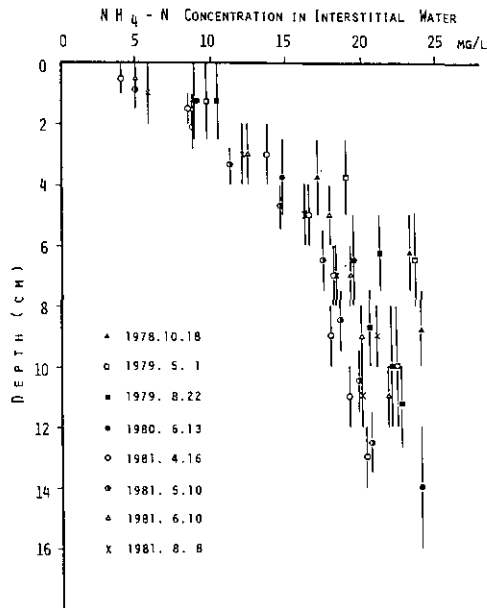


図7.5 湖心底泥間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の鉛直分布

T-N の85~95 %が $\text{NH}_4\text{-N}$ であり、その濃度は深くなると大になることが確認された。

(2) 底泥からの窒素の溶出

底泥からの窒素の溶出を調べるべく、次の4法を比較検討した。

- ① 底泥コアサンプルを、できるだけ自然に近い状態で室内に再現するコア擬似現場法
- ② 底泥コアサンプルを湖底泥付近につり下げるコア現場法
- ③ 底層水と底泥とを人工的に隔離するチャンバーを湖底に設置するチャンバー法

④ 底泥間げき水と直上水との濃度こう配から求める数理モデル法

結果は表7.1, 7.2に示すとおりで, 表7.2の①及び③の方法による値が少し低く出る程度で, 表7.1の湖心, 湯滝ともにおおむね一致している。

こうした結果から, 湖心底泥からの N の溶出速度は, あまり明確な季節変化はなく, 35~50 mg/m²・d の範囲ということになるが, 地点による相違が若干ある。例えば水深の浅い所では 5~20 mg/m²/d, 10 m 以深では 32~56 mg/m²・d である。

なお, 底泥からの N の溶出における上層水の DO の影響は, 調べた範囲ではほとんどない。

(3) 底泥からのリンの溶出

NH₄-N の溶出と同様に, 四つの手法を用い相互比較を行った。その結果, 嫌気条件下においては, ①擬似現場法, ③チャンバー法, ④数理モデル法, の3法による値はほぼ一致したリン溶出

表 7.1 窒素の溶出速度に対する各手法間の比較(湖心及び湯滝地点)

NH ₄ -N Flux (mg/m ² ・d)				
Station	Mathematical model	Laboratory core	<i>in-situ</i> core	<i>in-situ</i> chamber
Lake Center	55	50	40	30-48
St.2 (Yutaki)	40	28	36	28-48

PO ₄ -P Flux (mg/m ² ・d)				
Station	Mathematical model	Laboratory core	<i>in-situ</i> core	<i>in-situ</i> chamber
Lake Center	2.4	3.3-5.6	2.5	2.5-3.4
St.2 (Yutaki)	6.7	4.4-6.4	3.3	5.6-6.4

表 7.2 水深 8 m 地点における窒素の溶出速度に対する各手法間の比較

Methods	Determined values		
	Mean (mgN/m ² ・d)	SD	%CV
Laboratory core method	11.5	1.76	15.3
<i>in-situ</i> core method	15.0	5.83	38.9
<i>in-situ</i> chamber method	9.6	1.55	16.1
Mathematical model method ($\Delta l = 0.5\text{cm}$)	15.7	3.04	19.4
Mathematical model method ($\Delta l = 1.0\text{cm}$)	13.2	2.94	22.2

値を示す(表7.1)。また、Pの溶出に及ぼすDOの影響について検討した結果は図7.6に示すとおりである。DOが飽和に近ければ、リンの溶出が認められない。さらにDOが2 mg/l以下になると、DOが低いほどPO₄-Pの溶出量が多くなる傾向にある。図7.7は、PO₄-P溶出速度の対数と直上水のDO濃度が直線関係にあることを示している。

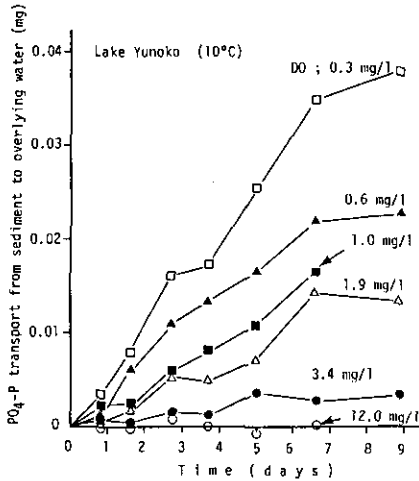


図7.6 種々のDO条件下におけるPO₄-P溶出量の経時変化

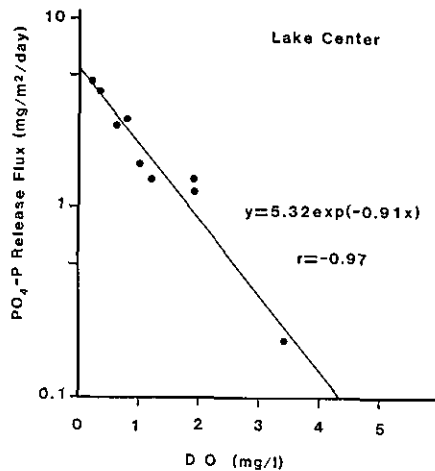


図7.7 直上水のDO濃度とPO₄-P溶出速度との関係

5. 窒素及びリンの沈殿調査

湖心において、7~14日ごとに沈殿物の捕集器を設置し沈殿物量を測定した。この結果をもとに、表7.3に各水深におけるセストン、窒素、リン、鉄、マンガンの沈殿フラックスと沈殿物組成(含量%)を示す。停滞期には、セストンと窒素の沈殿フラックスが深さ方向に大となるのに対し、リンは4 m以深でほぼフラックス値が一定となる。これに対しマンガンや鉄は4 mで最大値を示す。また沈殿物中のリン、マンガン、鉄の含量でも、いずれも4 mの深さで最大となる。

停滞期から循環期への移行期には、窒素の沈降フラックスは停滞期のそれとほぼ同じであるが、リンの方は深くなるにつれてフラックスが大となり、停滞期の値より20~100%増える。同様にマンガンや鉄にもこの傾向があり、特に深層部で著しい。

停滞期には、嫌氣的雰囲気にある深層部で、P、Mn、Feが底泥から溶出したり、懸濁態として沈降してきたものが可溶化して高濃度になる。これらの物質は拡散により上層に移行するが、4 m水深付近で酸化的雰囲気になり、PはMnやFeの水和酸化物と共沈し、深層部でMn、Feは再溶解し、Pも一部溶解する。循環期への移行期には全層が酸化的になる過渡期なので、Pは停滞期に可溶化していたマンガンや鉄の水和酸化物と共沈する。表7.3はこのことを裏書きしていると思われる。

表7.4は、セストン及びPについての沈殿フラックス値と沈降率を示している。0～4 m層は生産層、0～11m層というのが水柱全体を意味する。

6/26～9/4は停滞期、9/4～10/16は停滞期から循環期への移行期、10/16～12/3は循環期である。P、セストンともに沈殿フラックス値は循環期<停滞期となった。T-Pの年平均流入負荷は11mg/

表 7.3 各水深における沈殿フラックス及び沈殿物中の窒素、リン、鉄、マンガン含量

項目	水深 (m)	セストン*		リ ン*		鉄**		マンガン**		
		沈殿フラックス (mg/m ² ·d)	沈殿フラックス (mg/m ² ·d)	含 量 (%)	沈殿フラックス (mg/m ² ·d)	含 量 (%)	沈殿フラックス (mg/m ² ·d)	含 量 (%)	沈殿フラックス (mg/m ² ·d)	含 量 (%)
停滞期	2	1.0	37	3.2	6.0	0.56	20	2.1	19	1.9
	4	1.6	61	3.9	14.0	0.79	42	3.3	40	3.4
	8	1.7	61	3.7	12.2	0.67	33	2.2	5	0.4
	10	2.0	74	3.8	13.5	0.65	23	1.3	5	0.4
循環期	2	2.6	35	1.8	11.7	0.58	110	4.7	81	4.5
	4	4.2	51	1.4	16.1	0.47	110	3.5	100	3.9
	8	4.0	49	1.3	18.8	0.51	160	4.2	85	2.9
	10	5.2	79	1.6	30.3	0.65	220	4.6	94	2.4

* 停滞期 7/31 - 9/18

循環期 9/26-10/12

** 停滞期 8/28 - 9/18

循環期 9/26-10/12

注) 湖心底泥(0～2cm)中の窒素、リン、鉄、マンガン含量は、それぞれ0.7%、0.15%、3.85%、0.50%である。

一方、セストン中の窒素及びリン含量は、それぞれ6.8%、0.82%である。

表 7.4 沈殿フラックスと沈降速度

		Seston flux	Settling rate	Phosphorus flux	Settling rate
		mg/m ² ·d	1/d	mg/m ² ·d	1/d
1980年					
0 - 4 m	6/26 - 9/4	2000	0.095	10	0.077
	9/4 - 10/16	850	0.061	8.1	0.058
	10/16 - 12/3	470	0.051	3.7	0.041
0 - 11m	6/26 - 9/4	2300	0.055	14	0.031
	9/4 - 10/16	1700	0.052	14	0.041
	10/16 - 12/3	720	0.028	4.6	0.019

m²・dであり、リンの沈降フラックスはこの流入負荷に匹敵する大きさであることがわかる。

表7.5は、各期間における沈降速度をまとめたものである。ケイ藻の *Fragilaria* や *Asterionella* が優占種となった時期において、セストンの現存量、沈殿速度から求めた沈降速度が記してあるが、これらは室内実験で求めた値と近い。水深が大となるほど沈降速度は大となる。「Mean Values」と記したのは各期間の平均沈降速度で、循環期には停滞期に比し小さい値となった。

表7.5 セストンの沈降速度

		Stagnation Period	Transition Period	Circulation Period
		6/26-9/4	9/4-10/16	10/16-12/3
Mean values	0-4m	38cm/d	24cm/d	20cm/d
	0-11m	60cm/d	57cm/d	30cm/d
<i>Asterionella</i>	0-4m	28-51cm/d		
	0-11m	67-78cm/d		
<i>Fragilaria</i>	0-4m	41-53cm/d		
	0-11m	65cm/d		

6. 窒素、リンの物質収支

2, 3, 4, 5の結果から窒素、リンの収支を求めた。その(一)例を図7.8, 7.9に示す。流入負荷としては処理場排水、大ドブ(河川)と湧水とを考えたが、降雨時負荷、周囲の山林からの負荷(非点源負荷)は考慮しなかった。流出は湯滝のみである。また湯ノ湖を生産層(0~4 m層)と分解層(4~12m層)とに分けてある。

停滞期における窒素及びリンの収支の中で大きなウエイトを占めるのは流入・流出量である。流出率は、窒素で58%, リンで63%となる。生産層に限ってみると、窒素、リンとも現存量は

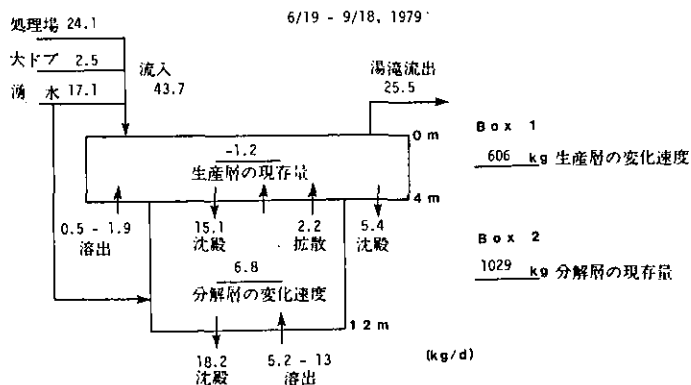


図7.8 夏期停滞期における窒素収支

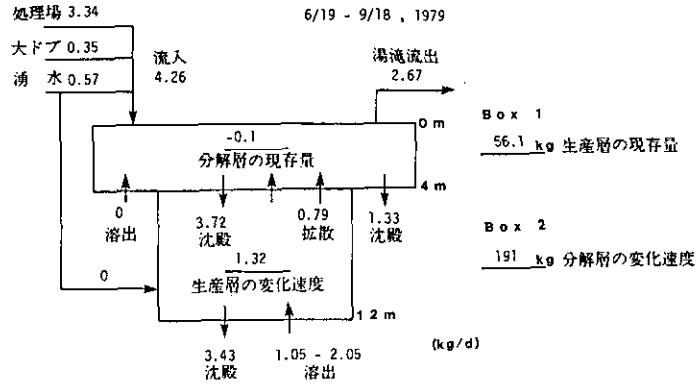


図7.9 夏期停滞期におけるリン収支

ほぼ一定である。沈殿量は流入・流出量について大きな値を示す。特にリンの沈殿は重要である。分解層についてみると、窒素、リンの現存量がいずれも増加した。この増加分は、底泥からの窒素及びリンの溶出によるところが大きいことが示されている。

7. 生物調査

動植物プランクトンの各期における優占種を把握すべく、調査した結果、植物プランクトンについては表7.6のようになる。これは1982年湖心の表層についての結果で、春期循環期にケイ藻 *Synedra acus*、循環期から停滞期への移行期には黄色ペン毛藻の *Uroglenopsis americana*、褐色ペン毛藻の *Cryptomonas* sp., 停滞期には *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, そして秋の循環期には *Melosira granulata* が優占種となる。

一方、動物プランクトンの優占種としては、*Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* sp., *Bosmina longirostris*, *Daphnia longispina* などである。動物プランクトンの最大現存量は春の循環期から停滞期に移行する頃に表れる。

8. Vollenweider モデル

湯ノ湖に対する窒素、リンの負荷量とクロロフィル-*a* の年平均濃度に対し Vollenweider model を適用し、将来予測を行ってみた。OECD データを用いた Vollenweider モデルに対して、湯ノ湖は必ずしもよく適合したとは言えないが、このモデルによって窒素・リンの負荷削減 (%) に対応する将来水質 (クロロフィル-*a*) を示したものが図7.10である。すなわち、リン負荷量を20%まで削減していくと、クロロフィル-*a* 値は現在の15 mg/m³から4 mg/m³に、また窒素負荷量を20%に削減するとクロロフィル-*a* 値は、18 mg/m³から5 mg/m³に減少するという推定になる。

表 7.6 1982年における植物プランクトンの優占種の季節変化

Date	Dominant Species of Phytoplankton (cells/ml)
20, Jan.	<i>Asterionella formosa</i> <i>Synedra</i> sp. <i>Cyclotella</i> sp. <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
27, Jan.	<i>Asterionella formosa</i> <i>Cryptomonas</i> sp.
20, Apr.	<i>Synedra acus</i> (1500) <i>Asterionella formosa</i> <i>Cyclotella</i> sp. <i>Fragilaria crotonensis</i>
10, May	<i>Synedra acus</i> (3000)
26, May	<i>Synedra acus</i> (1500-1800) <i>Cryptomonas</i> sp. <i>Uroglenopsis americana</i>
9, June	<i>Uroglenopsis americana</i> (100)* <i>Cryptomonas</i> sp.
23, June	<i>Uroglenopsis americana</i> (100-150)* <i>Achnanthes</i> sp. <i>Asterionella formosa</i>
7, July	<i>Asterionella formosa</i> (1200) <i>Cryptomonas</i> sp.
21, July	<i>Asterionella formosa</i> <i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Cryptomonas</i> sp.
20, Aug.	<i>Synedra acus</i> (1000-1700) <i>Fragilaria crotonensis</i>
10, Sep.	<i>Cryptomonas</i> sp. <i>Synedra</i> sp. <i>Fragilaria crotonensis</i>
29, Sep.	<i>Synedra</i> sp. <i>Cyclotella</i> sp. <i>Uroglenopsis americana</i>
7, Oct.	<i>Fragilaria crotonensis</i>
21, Oct.	<i>Fragilaria crotonensis</i> (300-6000)
9, Nove	<i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i> (1000-1500) <i>Asterionella formosa</i> <i>Nitzschia</i> sp.
4, Dec.	<i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i> (11000-16000) <i>Asterionella formosa</i> (1800-2300) <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>

* colonies/ml

9. 生態系モデル

湯ノ湖生態系をコントロールする重要水質因子が溶存酸素であることが示唆されたので、深水層の酸欠をなくすることをねらいとして、DOの時間的、場所的变化を説明する生態系モデルを製作した。

図7.11は、そのモデルに対応する光合成 (P)、呼吸・分解 (R)、拡散 (D) のDO収支への寄与を、各層について求めたものである(6/3~6/9)。この時期には底層に貧酸素層が生成されている。モデル計算の結果でも底泥のDO消費の大きいこと、その影響の大きさを説明できる。

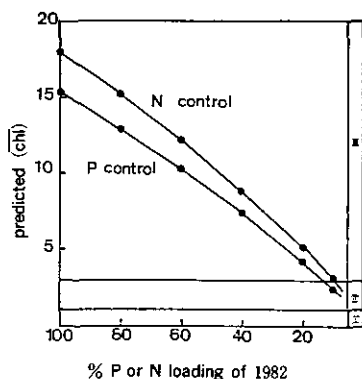


図7.10 1982の窒素もしくは、リン負荷(100%)の削減に伴う平均クロロフィルa濃度(chl)変化の予測(流量負荷:一定)

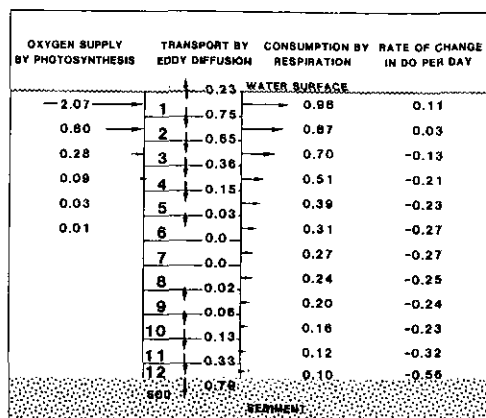


図7.11 6/3～6/19における各層ごとの1日当たりの酸素濃度の変化

10. 湯ノ湖の水質保全対策

前項で述べた生態系モデルを用いて、溶存酸素濃度をコントロールする方策を検討した。懸濁物質濃度をコントロールすれば、表層におけるDOの日変化や中層部DOの減少には大きな影響を与え得るが、深層層下部への影響は極めて小さい。

一方、しゅんせつ(浚渫)や覆砂によって底泥の酸素消費を抑制した場合、DO分布にいかなる影響があるか、底泥の酸素消費速度(SOD)をいろいろ変えて計算検討したが、その結果、深層水下部では、DO濃度減少にSODが大きな割合を占めていることを確認した。深層水の酸欠を防止するには、底泥の酸素消費を抑制することが重要であり、これが湯ノ湖水質改善に重要な意義を有する。

3. ま と め

1980~1982年度にわたる本研究の遂行において、研究の実施、調整の労をとった村岡浩爾水質環境計画研究室長にお願いし、第1期、第2期特別研究を通じての感想を記していただいた。以降は同氏による一文である。

昭和51年から行ってきた霞ヶ浦(西浦)の水質調査の資料を見ると、最近ではCODは最も低い場合でも3 mg/l(環境基準A類型)を割ることはなさそうであり、夏場では10mg/lあるいはそれ以上になることが常習化してきた。さらには湾奥部と湖心部の水質の差が縮まって、水質が一様化してきているとみられる。

このように霞ヶ浦は過栄養化された湖であるが、都市及び農業活動に対する新規開発も考慮した用水の確保、適正な漁場の確保、さらにはアメニティといった観点からみても、生活と社会経済からみた湖水の価値観は衰えることはない。この事情は他の多くの富栄養湖についても同様であろう。湖水の環境状態が悪いのにその価値を生かすにはどうしたらよいか、そのための対策はどうあるべきか、それが我々の特別研究の課題であったと言える。

湖水の環境状態を知るには諸々の調査を行うのが通例であるが、実際には測定資料による水質の変化、用水の需給量の変化、漁業生産高の変化等だけを見ては、劣悪な湖環境の改善に寄与する積極的な行動を誘導する何らの鍵もつかめない。湖は種々の環境インパクトを受け入れて反応する水域システムであり、そのシステム構造の認識を基盤にして初めて行動があり得る。我々の総合研究ではこの基盤の内容を湖の生態構造と物質循環を正しく認識することにおいた。ただ、この認識が不完全な時点から施策検討を強行する研究推進上の困難さはあったが、とにかく、霞ヶ浦の生態構造と物質循環構造が特異であることを、多くの分野の研究者が共通に認識するところとなった。その端的な一面は次のとおりである。

霞ヶ浦の植物プランクトン生産量の多さは世界の湖沼の中でも有数である。しかしそれだけでなく、アオコとしてみられる可視的な富栄養化状態の裏には、小型動物プランクトンの激減と、エビ、ハゼ、イサザアミ、ユスリカ等の特定種の底生動物の大量発生があり、さらにはそれら魚類の生産量のおよそ9割が漁獲されるという形で生態構造を形成している。これらの魚類は1年成熟魚で2年3年と生き延びる上位の捕食魚が少なく、ワカサギが豊富に存在していた時代からみれば、生態構造が極めて単純で不安定な状態にあると言える。ひとたび、外部からの刺激、すなわち水文現象や湖地形変化、及び漁法の大幅な変更等があれば、生態構造がさらに混乱する可能性のある状態だというわけである。

この面からの対策としては、上位の捕食魚を含む安定な生態系への回復を目指すものがある。

一つの試みとして、マス放魚による冬春期のイサザアミ減量とこの結果小型動物プランクトンの増産をねらう実験が行われた。この方法は直ちに実現が可能ではないが、生態リングに一つの種属を付加することによって、多年的に安定な生態構造に復帰させる、いわば生態管理による湖環境の改善の可能性が確認されたとみられる。このことは、現在の漁業生産の在り方の検討対象として、生態回復の一環として行われる漁法改革も考慮する必要があることを示唆している。

他方、湖内の物質循環にかかわる底泥の存在には大きな意義がある。底泥の静的な存在状態だけからみれば、基本的には流入特質を蓄積・固定する役目をするが、底泥には膨大な栄養塩物質が含まれていることを第一に認識しなければならない。しかし、乾泥1gに当たり1~3mgのリンの含有量は、きれいな湖である本栖湖の場合と大差がないのである。したがって、大抵の湖で多くの富栄養化関連特質をもつ底泥が、湖水の栄養レベルにどう参画するかが問題である。

浅くて水理学的に鉛直方向の混合が著しい霞ヶ浦では、底泥からの特質の溶出機構に関する化学的な性質として、夏は泥表層の酸化層の消滅過程で化学的にリンが溶出し易い状態にあり、冬は酸化層のため吸着によってリンの溶出が抑制されるとされている。特に夏場の溶出は化学的作用のみならず生物の介在によるリンの持ち上げも考えられる。さらにまた、底泥は常に静止状態にあつて溶出によってのみ物質の回帰があるのではなく、洗掘、堆積といった物理的現象の過程を踏まえる必要もある。洗掘は一般に巻き上げと呼ばれており、霞ヶ浦におけるその要因には流体の乱流渦や流れの掃流力によるもの、底生魚の活動による生物的かく乱、さらに引き網漁による人為的かく乱がある。したがってこれらと溶出とを合わせた複相的な場を対象とした栄養塩物質の回帰量の推定はこのほか困難であった。さらには、物質の沈降現象による堆積量の推定においても、一つの試行はなされたものの、巻き上げと同時に起こっている場での的確な見積もりにも、今後課題を残す結果となった。しかし引き網漁による底泥の巻き上げ量、及び現地観測、隔離水界実験による溶出量が、霞ヶ浦で現実起こり得る最大の回帰量を意味すると考えれば、窒素(N)及びリン(P)についてそれぞれ130 mg/m²/d, 30 mg/m²/dが予想できる。

底泥対策の中で最もよく論議されるのは、しゅんせつ(浚渫)による効果の有無である。およそ30cm深までの底泥厚に含まれる栄養塩濃度がほぼ一定であり、かつその全泥量が膨大であることから、底泥中の栄養塩物質をしゅんせつによって除去するという考え方に立つ富栄養化防止対策は決して能率的とはいえない。底泥表層の季節的な化学変化に呼応した効果的なしゅんせつが行えるかどうか、そこに検討の余地を残すが、豊富な溶存酸素のために、堆積する有機物を単年で分解してしまう霞ヶ浦では、しゅんせつの効果は一層慎重に検討しなければならないだろう。

湖内の生態構造と物質循環は湖沼の動態を表現する基本事象である。加うるに、動態を回転させる起動力は湖内に流入する物質質量であると言える。したがって流入負荷量の算定はできるだけ精度よく行わねばならない。観測資料の結果を先に述べれば、年間流入負荷量の大部分は流入河

川と湖内の鯉生けすによるもので、全量に対する比は、それぞれ、Nについて80%、15%、Pについて69%、29%となる。次いで湖面上の降水と降下物、地下水流入があるがこの量は比較的小さい。この結果をみると生けすからの流入負荷がかなりの量を占めることに気付く。

霞ヶ浦の流域は面源負荷の占める割合が多く、平地河川として流入するだけに負荷の流入が天候に左右される流入形態をとる。従来の流入負荷量算定には、限られた河川の測定値を参考に、汚濁発生量等の統計量からの推定が行われたが、ここでは代表10河川の毎週観測と晴天・降雨時の調査、全27河川の同時調査などから全負荷量が算定された。霞ヶ浦の場合、降雨時は晴天時とほぼ同等の負荷量が生ずる。点源負荷ではその比率は小さくなるものの、いずれにせよ降雨時の負荷特性を考えないで流入の負荷量を算定するのは危険である。

動態モデル解析の究極の目的は、富栄養化対策に対する施策の判断基準を得ることにある。このモデル解析は、湖内の生態構造と物質循環の数学モデルの確立と、入力データとなる流入水量及び負荷量の整備によって運用が開始される。我々はこれに先立ち、水収支、物質収支によって霞ヶ浦の富栄養化現象のどこに問題があるかを把握し、かつ適切な計算手法としてボックス・モデルの適用を可能にした。モデル解析の第1段階は、既に調査によって得られた湖内現象の再現性の確認であり、次いで将来の水質予測なり講じた施策の効果なりを数値実験で表し、かつ施策の判断基準をその結果、検討することによって得ることである。

モデル構築のために綿密な研究計画のもとで推進してきた研究であるが、既述したように底泥と湖水を結ぶ物質経路について一つの障害に直面したことを認めねばならない。すなわち、この橋渡しをするものとして考えた底生魚等の生物の動向、及び溶出や巻き上げの機構について、季節的な量的関係をモデル化し得るまでには至らなかった点である。しかしモデル構築は依然として不可欠であるため、関係する研究者の総合討議により、隔離水界での溶出量を最大値に近い値として認識すること、巻き上がりがあっても栄養塩の回帰量にはある限度があること、沈降、浮上の現象にからむ回帰量も検討すること、魚類の生態は現在認識されている範囲で作用させること等、この部分である幅を持たせた形で動態モデルを完成させた。

動態モデル解析の最大のトピックは、流入負荷をカットしたときの湖内水質の応答である。この応答感度は決して敏感とは言えず、霞ヶ浦の湖沼環境基準 A 類型は、現状の50%程度の流入源カットのみでは達成できないことは明らかである。このことは、この動態モデルとは別に行ったトレンド方式による予測からも概算されている。すなわち、1990年のCODの推定では、霞ヶ浦条例が完全実施されたとして7~8 ppm、それに加えて家庭雑排水がすべて処理されたとしても5~6 ppmということである。

ともあれ、動態モデルは流入源カット以外にも入力データの切替えて置換できる対策行為について、感度解析の準備ができたわけであるが、霞ヶ浦以外の富栄養湖についても、その動態モデルの応用を可能にするという汎用性の基盤ができたという点でその意義は大きい。

発生源対策は、流入負荷量カットの基本方策として、また行政的かつ技術的に実行可能な対策として効果の期待ができるものである。霞ヶ浦の流域は発生源が分散し、かつ生活系排水が主要を占めるから、下水道による処理範囲は流域人口にして50%程度とみられる。その処理能力はCOD：90%、N：30%、P：50%とされるが、下水道施設の及ばない地域の生活系排水は個別あるいは集落で簡易処理をすることが必要となる。この処理では経済性、簡便な維持管理、省エネルギーに合わせたもの、及びN、Pのカットも期待できるものであることが要求され、嫌気性処理、水路などを利用した生物膜による処理、回転円板法などが検討された。これらの処理では、工夫すればN除去は可能であるが、P除去には土壌処理など今後検討することが必要であろう。

湖内で行う富栄養化防止対策の検討ということで、隔離水界を設置して現場実験が行われた。底泥から酸化還元電位の変化によるリンの溶出が問題になるなら、それに影響されないアルミニウムとリンの結合で水中のリンを除くことが考えられる。ホテイアオイによる栄養塩吸収も確かめた。また冬期のイサザアミの制御のためのニジマスの放流実験については既に述べたとおりである。この中でホテイアオイの利用が実現可能とみられるが、湖内で行うというより、河口のラグーン化でそれを活用するのが良策であろう。以上のように、今後とるべき具体的な方策の多くは、面的な広がりを持つ場での処理が対象となる。したがって下水処理のような大規模な機械設備を期待しないで行える方策ということで、微生物、生物など自然の作用を有効に活用する手法が望まれる。この点については、本研究に続く特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」において新たな研究段階に入っている。

霞ヶ浦の湖環境は多様な機能が交錯しており、その利用構造は複雑である。経済的にみて湖の望ましい保全水準は何かという観点から、主として生産活動に及ぼす富栄養化影響の評価に努めたが、消費活動への影響も無視できない。地域社会の共有財産である湖環境をできるだけ目減りしない形で後世に受け渡して行くためには、水質向上か防止費用増かという単純なトレードオフ的な考え方から視野を広げ、関連する法制度に基づく湖利用を総合的に調整して行く仕組みを検討せねばならない。またこのようにだんだんと湖が悪くなってくると、個別の評価の足し合わせでなくまとまって湖を保存することに人々がどの程度の価値があると考えているかを判断する必要がある。

この研究では、環境の動態、生態構造、環境影響の解明や把握に関する作業が先行したが、政策的、経済的側面からみた富栄養化防止に関する問題、湖沼の利用構造と法制度に関連する問題についても論じなければ、長期的な湖環境の保全を考えたことにはならない。

4. あ と が き

本研究を遂行するに当たって、大変多くの人々に御厄介になったが、それぞれ該当の研究報告（R-50-'84～R-56-'84）において謝意を表しているので、ここでは個々には触れず、多岐にわたる本研究調査が多く行政・研究機関あるいは市民の方々の理解と協力によって行われたことを記して、厚く御礼を申し上げる次第である。

国立公害研究所特別研究成果報告

- 第 1 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 — 霞ヶ浦を対象域として — 昭和51年度. (1977)
第 2 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究 — 昭和51, 52年度 研究報告.
(1978)

(改 称)

国立公害研究所研究報告

- 第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 昭和52年度 中間報告. (1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素-窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究 — 昭和51, 52年度 研究報告. (1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ) — 霞ヶ浦を中心として. — 昭和53年度. (1979)
- 第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- 第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和52, 53年度 研究報告. (1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 昭和53年度 中間報告. (1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究 — 昭和51~53年度 特別研究報告. (1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
— 第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係 —
— 第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について —)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53, 54年度 特別研究報告. (1980)
- 第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和54年度 特別研究報告. (1980)
- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測. (1980)
- 第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果 — 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 昭和53, 54年度 特別研究報告. (1980)

- 第 18 号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- 第 19 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅲ) — 霞ヶ浦 (西浦) の湖流 — 昭和53, 54年度.
(1981)
- 第 20 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅳ) — 霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 21 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅴ) — 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 22 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅵ) — 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 23 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅶ) — 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 24 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅷ) — 富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 25 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅸ) — [*Microcystis*] (藍藻類) の増殖特性 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 26 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅹ) — 藻類培養試験法による A G P の測定 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 27 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅺ) — 研究総括 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 28 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 29 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthocladiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
— 第 3 報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthocladiinae 各種の記載と, その分布の下水汚染度との関係について —
— 第 4 報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載 —)
- 第 30 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 31 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 32 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 1) — 昭和54年度 特別研究報告. (1982)
- 第 33 号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 34 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 35 号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究. (1982)
- 第 36 号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55, 56年度 特別研究報告. (1982)
- 第 37 号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究. (1982)
- 第 38 号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
(環境標準試料「池底質」の調製, 分析及び保証値)
- 第 39 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1982)

- 第 40 号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1983)
- 第 41 号 土壌環境の遠隔計測と評価に関する統計学的研究. (1983)
- 第 42 号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究. (1983)
- 第 43 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
 Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
 Part 6. Description of species of the subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.
 Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
 (多摩川に発生するユスリカ類の研究
 — 第 5 報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する 6 月の調査成績とユスリカ亜科に属する 15 新種等の記録 —
 — 第 6 報 多摩本流より 6 月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について —
 — 第 7 報 多摩本流より 3 月に採集されたユスリカ科の各種について —)
- 第 44 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究. — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 2) — 昭和54年度 特別研究中報告. (1983)
- 第 45 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53年~55年度 特別研究報告. (1983)
- 第 46 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 1 分冊. (1983)
- 第 47 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 2 分冊. (1983)
- 第 48 号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析. (1983)
- 第 49 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (I) — 霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II) — 霞ヶ浦の湖内物質循環とそれを支配する因子 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III) — 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (IV) — 霞ヶ浦の魚類及び甲殻類現存量の季節変化と富栄養化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V) — 霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI) — 富栄養化防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII) — 湯の湖における富栄養化とその防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) — 総括報告 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究 — 昭和55~57年度 特別研究総合報告. (1984)

- 第 59 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究 — 大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第 60 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学エアロゾル生成機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第 61 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和55~57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究 — 昭和56~58年度 特別研究中間報告。(1984)
- 第 63 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- 第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第1分冊)
- 第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第2分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 68 号 汚泥の土壌還元とその環境に関する研究 — 昭和56~57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park (1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
— 第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究 —
— 第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的, 形態学的研究 —)
- 第 71 号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1976. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1977. (1978)

[Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to:]

Research Report from the National Institute for Environmental Studies

- No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells – Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1977-1978. (1979)
- No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1978. (1979)
- No.10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1978. (1979)
- No.11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No.12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No.13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
- Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
- Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No.14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1980)
- No.16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- No.17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes – Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- No.19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Lake current of Kasumigaura (Nishiura) – 1978-1979. (1981)
- No.20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment – 1978-1979. (1981)

- No.21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.23* *Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Applicability of trophic state indices for lakes – 1978-1979. (1981)*
- No.24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources – 1978-1979. (1981)
- No.25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Microcystis* – 1978-1979. (1981)
- No.26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Determination of algal growth potential by algal assay procedure – 1978-1979. (1981)
- No.27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Summary of researches – 1978-1979. (1981)
- No.28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Progress report in 1979-1980. (1981)
- No.29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
 Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
 Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- No.30* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1979-1980. (1982)
- No.31* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1980. (1981)
- No.32* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No.33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Simulation of atmospheric motions and diffusion processes – Progress report in 1980. (1982)
- No.34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1980. (1982)
- No.35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- No.36* Studies on the method for long term environmental monitoring – Progress report in 1980-1981. (1982)
- No.37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy – The evaluation laboratory of Man-environment Systems. (1982)
- No.38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- No.39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1981. (1983)
- No.40* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1981. (1983)
- No.41* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil. (1983)
- No.42* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- No.43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)

- Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.
- Part 6. Description of species of the subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.
- Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No.44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No.45* *Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Outlines of special research project – 1978-1980.* (1983)
- No.46* *Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 1.* (1983)
- No.47* *Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 2.* (1983)
- No.48* *Study on optimal allocation of water quality monitoring points.* (1983)
- No.49* *The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution – Research report in 1982.* (1984)
- No.50* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Estimation of input loading in Lake Kasumigaura. – 1980-1982.* (1984)
- No.51* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – The function of the ecosystem and the importance of sediment in national cycle in Lake Kasumigaura. – 1980-1982.* (1984)
- No.52* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura. – 1980-1982.* (1984)
- No.53* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Seasonal changes of the biomass of fish and crustacia in Lake Kasumigaura and its relation to the eutrophication. – 1980-1982.* (1984)
- No.54* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura. – 1980-1982.* (1984)
- No.55* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Measures for eutrophication control. – 1980-1982.* (1984)
- No.56* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Eutrophication in Lake Yunoko. – 1980-1982.* (1984)
- No.57* *Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Summary of researches. – 1980-1982.* (1984)
- No.58* *Studies on the method for long term environmental monitoring – Outlines of special research project in 1980-1982.* (1984)
- No.59* *Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfer oxides system – Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber – Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds – Research report in 1980-1982, Part 1.* (1984)
- No.60* *Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfer oxides system – Formation mechanisms of photochemical aerosol – Research report in 1980-1982, Part 2.* (1984)
- No.61* *Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfer oxides system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere. – Research report in 1980-1982, Part 1.* (1984)

- No.62* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems – Progress report in 1980-1983. (1984)
- No.63* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1981. (1984)
- No.64* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Final report in 1979-1981. (1984)
- No.65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 1. (1984)
- No.66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 2. (1984)
- No.67* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques – Project research report in 1979-1981. (1984)
- No.68* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil – Research report in 1981-1983. (1984)
- No.69* Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji – Basic research report. (1984)
- No.70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park – Part 1. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park. – Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- No.71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)

* in japanese

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

No. 57

国立公害研究所研究報告 第57号

(R-57-'84)

昭和59年3月31日発行

編集 国立公害研究所編集委員会

発行 環境庁国立公害研究所

茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

印刷 フクダ工芸株式会社

東京都中央区新川1-3-3

Published by the National Institute for Environmental Studies
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
March 1984