

# 第3回 環境容量シンポジウム

—土地利用・湖沼生態系と水質管理—

—Proceedings of 3rd Symposium on Aquatic Carrying  
Capacity and its Application—

期日 平成2年1月12日

会場 国立環境研究所

特別研究「環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究」  
シンポジウム報告

海老瀬 潜一 編

Edited by Senichi EBISE

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

## 序にかえて

(平成 2年 1月12日第 3回シンポジウムにおけるあいさつから)

所外の先生方にはおかれましては新年そうそうお忙しいところお集まり頂きましてありがとうございます。12月中旬に公共用水域の測定結果が環境庁から発表されまして、いわゆる生活環境項目の CODとBOD の達成率は63年度73.7%ということで、前年の62年度の70.1%と比較してやや数値としては上がりましたもの、63年度とくに降雨が多かったということで横ばい状態という判定でございます。特に本日のシンポジウムの対象になっております湖沼につきましては、依然として43.3%と低率でありました。また、N、P の環境基準に至りましては28.6%という低さでございます。私どもは特にこの湖沼の水質改善をねらいまして、52年度から特別研究を開始致しております。当初は富栄養化機構、富栄養化防止対策、続いて浄化を目標におきました自然浄化機能の活用ということで10年間の特別研究を続けて参りました。62年度からは環境容量を考慮した水質管理手法の確立ということを念頭におきまして平成 3年まで 5年間にわたる特別研究を組んでおります。そして現在 3年目を終わろうとしているところでございます。その内容につきましては前回のシンポジウムあるいはその前々回のシンポジウム等で前部長の村岡先生からお話をいただいておりますので詳細には申し上げることをひかえますが、サブテーマといたしまして環境容量の概念を導入した水域環境管理の研究、湖沼の物質循環速度と生態系管理に関する研究、バイオテク等新技術を応用した水域の浄化機能促進に関する研究、汚濁負荷流出管理に関する研究、複合利用湖沼の環境保全システムに関する研究という 5つのサブテーマを持ちまして研究を続けてきたところでございます。最初の62年につきましては第 1回シンポジウムをやらせて頂きまして、そのときのテーマが「環境容量の概念と応用」ということでもございました。昨年第 2回目は「流域管理と湖沼生態系管理」で、本日第 3回目を迎えたところでございます。本日は私どもの研究成果をも紹介させて頂きませんが、不十分な所につきましては所外の先生方にもお願いを致しまして相互に討論の出来るような仕組みで会を進めて行きたいと考えております。3つのセッションに分けて発表や討論を通してご検討頂くことになっております。

私どものこの特別研究は「環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究」という課題でございますが、構成は担当メンバーが33名にもおよんでおりますし、専門分野も非常に多岐にわたっており、課題もかなりの数に上っております。個別の研究は進んではおりますし、それぞれ成果は挙げているところではございますが、このような大きな課題を設定していたためにやや分散しているのではないかと言う感じも持っております。今後残された 2年にはもう少しねらいを定めた研究に絞って行く必要があるかと思っております。それは何であろうかと考えてみますと、やはり一言で申しますと、集水域と湖沼水域を一体にした水質管理手法が提案できなければならないと考えております。また具体的には湖沼水質の改善手法をもう少し具体的に提

案できなければならないのではないかと思います。このような目標を持ちまして残された 2年間に初期の目標が達成できるよう努力するつもりです。忌憚の無い意見を出していただきまして十分ご指導いただきたいと考えております。先ほど不破所長からもご紹介がありましたように、私どもの研究所は平成 2年度から新たに組織改革がございまして、地球規模は勿論のことこのような湖沼保全に対してもプロジェクトチームを作る予定です。その具体的なプロジェクトチームは湖沼保全グループ、水改善手法グループであり、今までの研究室と同レベルの組織として機能することになっております。そのほか関連する分野もございまして、このグループを中心といたしまして先ほど申しました目標に向かって努力して行くつもりでございます。どうぞよろしくお願い致します。

平成 2年 1月

水質土壌環境部長  
(現・水土壤圏環境部長)

須藤 隆一

# 目 次

## I. 流域の土地利用と汚濁負荷流出

1. 湖沼流域管理のための支援システム…………… 1  
原沢 英夫 国立公害研究所 総合解析部  
(現・国立環境研究所・社会環境システム部)
2. ランドサットデータの植生・土地利用変化解析への応用…………… 15  
中根 周歩 広島大学 総合科学部
3. モデル地域の土地利用と環境保全機能の評価手法…………… 25  
三輪春太郎 農業環境技術研究所 環境管理部

## II. 自然浄化能の利用

4. 生活雑排水に含まれる界面活性剤に対する湿地の浄化能…………… 37  
稲葉 一穂 国立公害研究所 水質土壌環境部  
(現・国立環境研究所・地域環境研究グループ)
5. 畑地流出水中の窒素の水田における除去  
～休耕田活用の提案～…………… 47  
田淵 俊雄 茨城大学 農学部

## III. 湖沼生態系の変化と水質管理

6. 霞ヶ浦の水質の長期的変動について…………… 57  
河合 崇欣 国立公害研究所 計測技術部  
(現・国立環境研究所・地球環境研究グループ)
7. 霞ヶ浦の生態系構造変化と水質管理…………… 67  
春日 清一 国立公害研究所 生物環境部  
(現・国立環境研究所・地域環境研究グループ)
8. 八郎湖の水質・生物相変化と水質管理…………… 79  
三浦竹治郎 秋田県 生活環境部

## 資料…………… 90

1. 第3回「環境容量シンポジウム」参加者氏名一覧

## I . 流域の土地利用と汚濁負荷流出

# 1. 湖沼流域管理のための支援システム

原沢英夫（国立公害研究所・総合解析部）

## 1. はじめに

1985年3月より施行された『湖沼水質保全特別措置法（湖沼法）』により、現在までに霞ヶ浦、琵琶湖など7つの湖沼が対象湖沼として指定されている。指定湖沼については水質保全計画の立案と実施が義務づけられているが、盛り込まれるべき対策の内容としては、①下水道整備等の水質保全に資する事業の計画、②各種汚染源に対する規制等の措置、③湖辺の自然環境の保護等が挙げられ、これらの対策を総合的、計画的に推進すべきことが基本的方針として述べられている<sup>1)</sup>。

湖沼の水質改善がなかなか進まず総合的、計画的な対策の推進が強調されるに至った理由として下水道整備の遅れが指摘されているが、さらに諸対策が有機的に関連付けられて実施されてこなかった点も指摘できる。そこで対策相互の関連性を考慮し、地域の実情を踏まえた上で、対策効果を十分に発揮でき、また経済的にも有利な対策とすることが要請されているわけである。例えば、汚濁負荷の削減対策として下水道と合併浄化槽の共存問題が挙げられる。地域の状況を考えると必ずしも下水道の普及は得策でない場合や、逆に下水道の計画区域に近い人口の比較的まとまった集落が取り込まれていない場合などがある。また下水道では効果が発揮されるまでには多くの費用と比較的長い時間がかかる。一方地域住民の合意が得られれば合併浄化槽などは費用的にも安価で、かつ短期間でその効果を発揮できる。「総合的・計画的」とは、本来相互に補完すべき種類の対策を上手く組合せて、経済的にも環境的にも効果的な対策を立てることを意味している。

各種の対策を総合的・計画的な視点から実施するためには、対策の組合せやその効果を定量的に評価しえる道具（ツール）が必要になる。水域水質の管理にとどまらず、流域内の土地利用規制までも含めた流域管理への発想転換と、それを実施する科学的な行政を支援する情報やモデル等の活用が今後ますます重要になっていくと考えられる。

では、こうした環境行政を支援する道具についてこれまで検討がなされてきたかと言えば、かならずしも充分ではなかった。この理由としては、これまでの環境政策が典型7公害に代表されるような問題を中心としており、現象としても高濃度で局所的な汚染がその対象であった。この問題は依然として残っているが、湖沼汚染における生活排水の占める割合が増大しているように、最近の問題は広域・低濃度型の汚染がその対象となっている。公害規制や下水道のような局所・高濃度型の汚染を対象とした対策ではこうした広域・低濃度型の汚染への対応は無理な面がある。

広域を対象とする場合、その現況の把握や面的発生源の同定など、以前に比べてより多くの情報が必要になる。これをカバーするために各自治体では、広域環境管理を目指した情報システム

など計算機を活用したシステムを整備しつつある。しかし問題は集めた種々の情報をどのように加工・集約して広域環境管理に生かしていくかであり従来この種の情報を活用する方法についての研究は少なかった。

本研究は、環境容量に関する特別研究の一研究課題として、湖沼流域を対象として水質管理を行う上で情報の整理の仕方やその活用方法を検討し、実際の湖沼の水質保全計画の策定を支援するシステムを開発することを目的としている。現在開発中であるが、研究の目標や一部得られた成果について報告する。なお、流域管理の考え方については第2回環境容量シンポジウムで立命館大学の仲上健一先生が整理されている。また国連環境計画、国際連合地域開発センター、国際湖沼環境委員会が主催する『河川／湖沼を視野にいた水資源管理』の研究プロジェクトでは、開発途上国を含めて流域管理の在り方を検討しているの、それらの報文も参照されたい<sup>2,3)</sup>。

## 2. 流域管理とその支援システム

現在開発を進めている支援システムは、湖沼流域の管理を支援するための道具として位置づけられる。図1はその概要を示したものである。一般的な水質管理計画策定の過程を簡単に示すと①発生活濁負荷量の現状把握、②発生活濁負荷量の将来予測、③削減すべき負荷量の地域や発生源への配分、④各種対策効果の比較、⑤対策の選定と実施手順の決定になる。図2では各過程で必要な情報の種類と手法、特にモデルについて示している。発生活濁量の現状把握や将来予測では、対象流域に点的・面的に存在する発生源に関する情報が必要になるとともに発生活濁の推定モデルが必要となる。一般に発生活濁量の推定モデルとしては原単位が用いられる。発生した汚濁負荷は排水路・小河川などを経由して河川・湖沼など公共用水域に流入したり一部は下水道を経由して終末処理場で処理された後に公共用水域に放流される。発生活濁の流出については、多くの場合晴天時、特に環境基準評価の目安となる低水流量時を対象としており、汚濁物質の流下過程における水質変化は流出率流達率或いは浄化率といった総括的な定数として扱われる。対策効果の評価については、汚濁削減量が下水道の整備や規制効果との対応で検討される。これまでに実施されてきた対策は多いが、下水道の整備や工場排水規制による汚濁負荷量の削減が主要な対策であり、その他の対策については一部試みに行われているか、或いは行政指導といった形で行われるためにその効果の評価は一般に困難な場合が多い。

こうした一連の過程を支援するために必要となる情報・データを一元的に管理するデータベースと、これらをもとに汚濁負荷発生、流出、水質変化を再現するモデルが連動する支援システムをつくることを目指している。このシステムにより雨天時を含めた河川水質や湖沼水質の将来予測が可能になり、さらに対策を行った場合の効果をモデルにより定量的に評価できる。

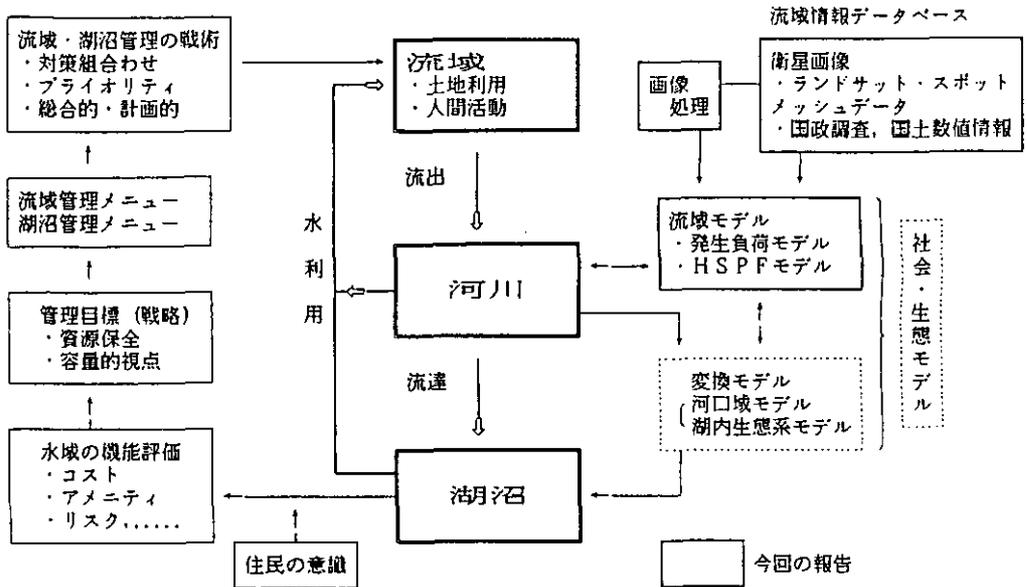


図 1 研究のフレームワーク

地域情報、発生源データ

水質管理計画策定プロセス

モデル・手法

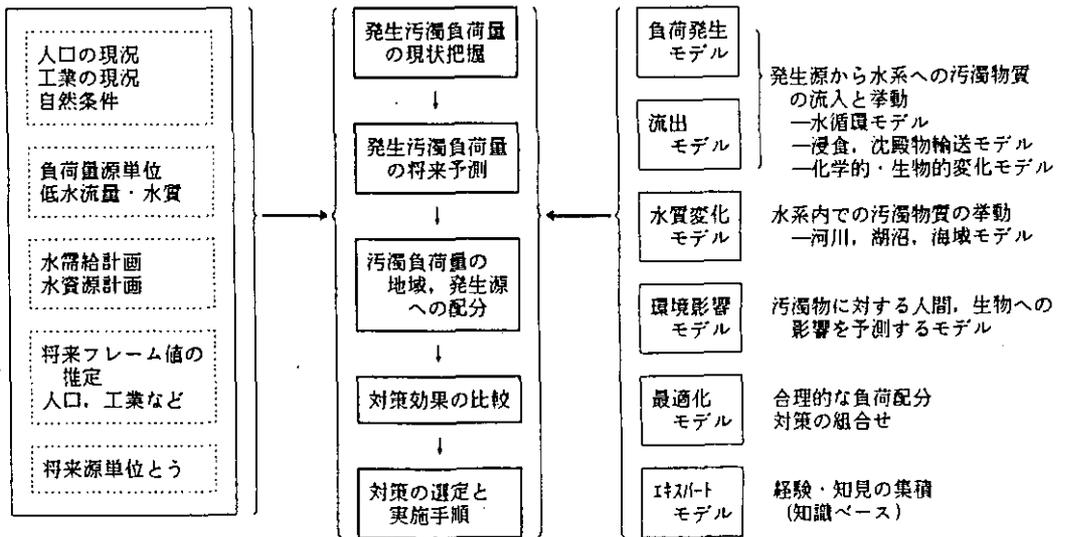


図 2 水質管理計画策定のプロセスと情報・データ、モデル・手法

### 3. 流域モデルの概要

汚濁負荷の発生・流出・水域における水質変化等を扱ったモデルは既に多くのものが発表されてきた。ただ多くの場合モデル作成そのものが目的であったり、また特定の調査・研究のみに利用することを目的とした単発的なものであったりする場合が多く改良を重ねてより使いやすい高機能なモデルへと発展させるといったことは我が国ではこれまでほとんどなされてこなかった。

この種のモデルは諸外国でも盛んに開発されており、最近ではワークステーションやパソコンを用いてシステム化をはかる傾向がみられる。各国で開発されたモデルを対象とする流域の大きさに応じて整理すると表1のようになる。例えば負荷発生モデル流出モデルなど個々の現象モデルを組合せて、流域内の諸活動が湖沼や河川の水質へどういった影響を及ぼすかを定量的に予測できるような流域モデルの開発が行われている。その代表的なものに本研究でも取り上げた HSPF や他に CREAM, メッシュモデルがある。

表 1 地理的スケールによるモデルの分類

	流域モデル	広域モデル	小流域モデル
対象範囲	200mile <sup>2</sup> 以上	200mile <sup>2</sup> 以下	支流域, 都市域
利用目的	流域水環境の問題点の明確化 発生負荷量の算定 スクリーニングモデル	— — —	小流域内の特定汚物の挙動 評価 種々の対策の評価
モデル例	CLENS Tetra Tech Corporationモデル	MRI-QUAL II-WRE モデル Area-Wide Assesmentモデル	この種のモデルは多数ある
モデルの構成要素 ・水収支 ・土壌侵食、流出 ・反応、輸送 ・水質変化	非点源負荷の推定は負荷関数が用いられる  地表面、流水中のプロセスは一般に水理的な輸送、一次反応に限定される	発生負荷モデル <ul style="list-style-type: none"> <li>都市流出モデル (SWMM, STORM)</li> <li>農地流出モデル (NPS, ARM)</li> </ul> 水質モデル <ul style="list-style-type: none"> <li>河川水質モデル (QUAL I, II, Auto QUAL)</li> <li>DOSAG など</li> <li>湖沼水質モデル</li> </ul>	表面、中間、地下水流出過程と水系内での過程  吸着、脱着、揮発、分解 質の変化
その他	発生負荷量は USLE*から導かれた年平均発生量などマクロなデータに基づいている	負荷流出、水質モデルを組み合わせた総合的なモデルは少ない (総合モデルとしては、EXPLOR, USPF, LINSCHED-CHNSED など)	非常に複雑で、比較的多量なキャリブレーションデータ及び計算時間が必要

\* USLE: Universal Soil Loss Equation

ここで取り上げた HSPF (Hydrological Simulation Program-FORTRAN<sup>41</sup>) は総合流域モデルとも呼ぶべきもので、降雨気温等の気象条件や地域の特性変数を入力することによって降雨の流出特性などの水循環過程や河川・貯水ダム・湖沼における非保存性物質(有機物質、栄養塩や農薬などの化学物質)や保存性物質の変化過程を追跡できるよう工夫されている(図3)。時間的に連続モデルであり、化学物質の挙動も追跡できるように設計されているので、化学物質のリスクアセスメントにも利用しうる。さらに比較的小流域から大流域までカバーできること、短期間(洪水)～長期間(低水流出)にわたる幅広い流出現象を扱えること、それと連動して水質変化を予測できることが特徴である。しかし、非常に大規模なモデルであるために設定すべきパラメータの数が多く、それらの決定(キャリブレーション)に相当労力を要すること、また気象条件など5分～1時間単位のデータが必要なことが欠点である。

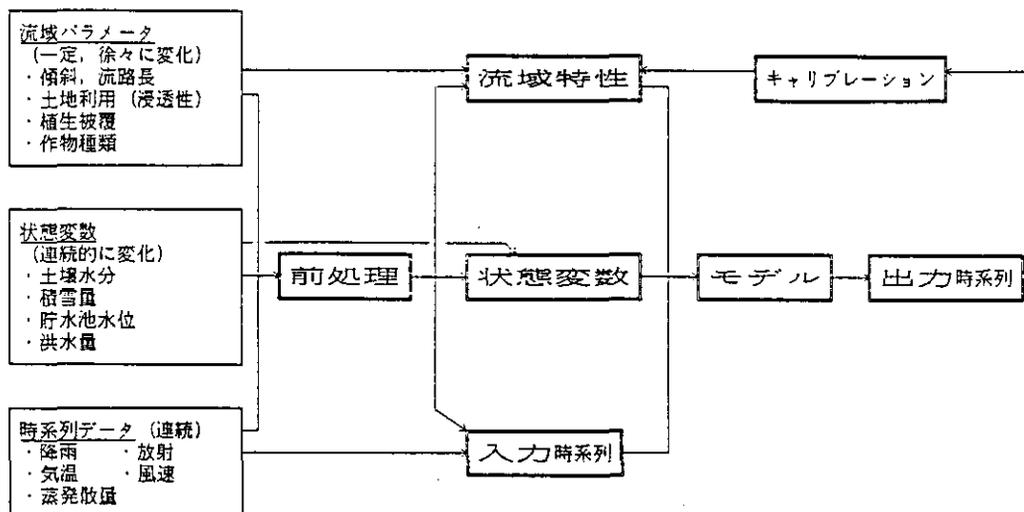


図 3 HSPF モデルの構成

HSPF モデルは米国環境庁 (EPA) が開発したものであり、多くの流域へ適用しながらモデルの改良を行なうとともに、一般の利用に資するようプログラムの提供と利用等の研修を行っている。最近ではこのモデルを使った研究報告もみられるようになった<sup>51</sup>。

#### 4. 霞ヶ浦流域関連情報の整備

##### 4.1 流域・湖沼関連データ

国立公害研究所では設立以来霞ヶ浦の富栄養化現象を中心として種々の研究を行ってきており、多くの研究成果や研究の過程で収集した多種多様なデータを集積してきた。また霞ヶ浦については茨城県も関連データの蓄積や各種モデルを開発している。総務庁の人口データや国土地理院の

所管する国土数値情報も流域の状況を検討する際に多いに役立つデータである。これらのデータを一元的に管理し、先に述べたモデルとの接続も含めたシステム作りを現在進めているところであるが、当面ファイル化を考えている項目について表2に示した。さらに湖水質データやまた霞ヶ浦の環境史とも呼べるイベントデータを収集整理することにより今後流域の環境診断や管理方策の支援に大いに役立つと考えられる。

また、近年ランドサットやスポットなど人工衛星によるリモートセンシングデータ（多重分光データ）を流域管理へ応用する研究が多く見られるようになった。ランドサットの提供するリモートセンシングデータは、土地被覆状況や土壌水分等の推定など流域内の水循環過程に関与する情報を提供するものとして期待されている。もちろん国土地理院で作成している土地利用図に比べるとその精度は劣るが、最新の土地被覆状態が得られるなど、今後の流域管理を進める上で貴重な情報源となることは間違いない。本研究でもリモートセンシングデータの流域管理への活用を検討している。

#### 4.2 リモートセンシングデータの流域管理への活用

リモートセンシングデータの活用は多くの分野で進められており、特に現地での計測が困難な地域の土地利用や植生の把握などに威力を発揮する。本研究では、以下に示すような負荷発生・流出モデルのパラメータや初期条件の設定などモデルを効率的に運用する目的でリモートセンシングデータの活用を検討している。

##### ①土地被覆状態の把握

流域内の土地利用は降雨流出・汚濁物流出に大きな影響を与えるので、土地利用の現況把握や変化の予測は重要である。リモートセンシングデータからは土地被覆状態を推定できるのみであるが、これと人間活動を反映した土地利用との対応をはかる研究は多くなされている。従来の現地踏査や航空写真に基づく土地利用分類と比較すると、その精度は劣るが作成費用が30～40%減になること、またデータの更新が容易なことが利点として挙げられる<sup>5)</sup>。

##### ②モデルパラメータ及び初期条件の推定

土地被覆状態から HSPF モデルのパラメータを推定する試みも行われている。流出関連では地表面粗度、樹木による降雨遮断量、浸透能、水質関連では土地利用毎の汚濁負荷の発生原単位などに関するパラメータの推定が可能であるとしている。推定の方法は、予めリモートセンシングデータより求めた土地被覆状態とパラメータの関係を関数化しておき、この関係を用いて新たに得た土地被覆状態よりパラメータの値を推定し、次いで対象流域について集約化する手順を取っている。

##### ③土壌水分など水循環関連データの推定

リモートセンシングデータの適用可能性の高いものとして、土壌水分、土地表面温度、積雪分布や反射特性などの推定が期待されている。

表 2 霞ヶ浦流域データベース（データ項目一覧）

● 今回のデータベース化対象データ V:数値データ, C:カテゴリーデータ, L:線データ, P:面データ DK: ディスク, MT: 磁気テープ

	ファイル名	データ	形式	集計単位	出典	集計項目
社会・経済	● 国勢調査（人口）	V	MT	メッシュ	総務庁	総人口
	● 工業統計	V	MT	市町村	通産省	規模別事業所数、従業者数、現金給与総額、現材料使用額、製造品出荷額、粗付加価値
	● 商業統計	V	MT	市町村	通産省	商店数、従業者数、年間販売額 —— 小売業、卸売業、飲食店
	● 農業地域構造分析	V	MT	市町村	農林水産省	耕地面積（田、畑、樹園地、牧草地）、作付延べ面積、作物別作付面積、作物別収穫量、家畜別飼育戸数、飼育頭数
● 土地利用面積	C	MT	メッシュ(100m)	国土地理院	田、畑、果樹園、森林、荒地、建物用地A・B、幹線交通用地、他用地、遊名、河川A・B、海浜、海域(15)	
発生負荷量	● 生活排水	V	DK	メッシュ & 小流域	茨城県	住宅系・非住宅系 人口（換算人口）、発生負荷量、排出負荷量 〔下水、合併・単独浄化槽、くみとり、自家処理、雑排水無処理放流〕
	● 工場排水	V	DK	メッシュ & 小流域	茨城県	産業中分類別・処理形態別の排水量及び原単位から求めた排出負荷量 （食料・皮革、繊維、衣服、木材、家具、紙製品、印刷、化学、...）
	● 畜産排水	V	DK	メッシュ & 小流域	茨城県	A. 排水水量基準を超える特定事業場排水 B. 排水水量基準に満たない製造業排水 C. 排出基準に満たない特定施設非製造業 牛・豚の処理形態別頭数 （無処理、農地還元、埋却貯溜、菜畑貯溜、浸透蒸散処理、高級処理、販売・譲渡）
	● 養殖排水	V	DK	メッシュ & 小流域	茨城県	コイ生産量、養殖負荷量
	● 系外からの負荷	V	DK	メッシュ & 小流域	茨城県	流域外からの導水
	● 農地その他の排水	V	DK	メッシュ & 小流域	茨城県	くみとり、下水道の取り込み はず田、水田、畑地、林地その他、市街地、水田面積及び排出負荷量
● 表面被覆状態（土地利用）	C	DK	メッシュ(120m)	リモセン	田・ハス田、畑地、森林、市街地、水田（湖、河川）	
物理的諸元	● 標高・起伏	C	MT	メッシュ	国土地理院	平均標高、最高標高、最低標高、起伏量
	● 表層地質・地形分類・土壌	C	MT	メッシュ	国土地理院	表層地質 未固結堆積物、半固結堆積物、火山性岩石、深成岩、その他(54) 地形 山地、丘陵地、火山地、台地、低地、その他(24) 土壌 岩石土、岩屑土、未熟土、ポドゾル土、褐色森林土、赤黄色土、黒ボク土、褐色低地土、グライ土、泥炭土、灰色土(54)
地図情報	● 都市計画位置	L,P	DK	線、面	国土地理院	市町村界（線画）、市町村界（ラスターデータ）
	● 流域界（霞ヶ浦全域）	L,P	DK	線、面	地図	流域界（線画）、流域界（ラスターデータ）
	● 〃（恋瀬川流域）	L,P	DK	線、面	〃	〃
	● 流路位置	L	MT	線	国土地理院	基準化データ
気象	● アメダスデータ	V	MT	点	気象庁	時間雨量、風速、気温、日照時間——時間値、日平均
	● 蒸発散量（観野）	V	F,P	点	気象庁	日あたり蒸発散量
水質・量	● 小根川、大作沢、寺上沢	V	F,P	一雨	公害研究所	流量、水質（モデル検証）
	● 恋瀬川	V	F,P	一雨	〃	〃
	● 河川水質	V	MT	点	環境庁	水質（環境基準項目）、月別平均値
	● 河川流量	V	MT	点	建設省	日流量

基本となる土地被覆状態の分類では、分類方法に唯一絶対的な方法は未だなく、対象地域の特性に応じて分類手法を選定している。ここでは、飯倉・安岡が開発した最良線形判別関数による方法<sup>7)</sup>を取り入れた画像処理システム (IPSEN-RICA/VAX) を用いた。このシステムでは、ランドサットによる遠赤外を除いた 6チャンネルの TM (セマティックマップ) データを原データとして対象地域を抽出、表示した上で土地被覆状態を分類するための領域 (トレーニングエリア) を設定し、そこでの TM の値と別途得た土地利用カテゴリーをもとに最良線形判別関数を求めて判別するものである。

解析結果の一部について試験流域としている恋瀬川について示したのが図 4 である (1986年11月10日のデータ)。土地被覆状態のカテゴリーは森林地、水田 (ハス田を含む) 畑地、市街地及び水部の 5分類である。またトレーニングエリアの土地被覆類型については土地利用現況図を参考にして設定した。図の右上はフォールスカラー表示、図の左上は判別結果、図の左下はトレーニングエリアの位置を示したものである。この土地被覆状態とモデルのパラメータ及び初期条件など入力条件として重要な項目については今後現地でのグラントルースを含めて検討を加える予定である。

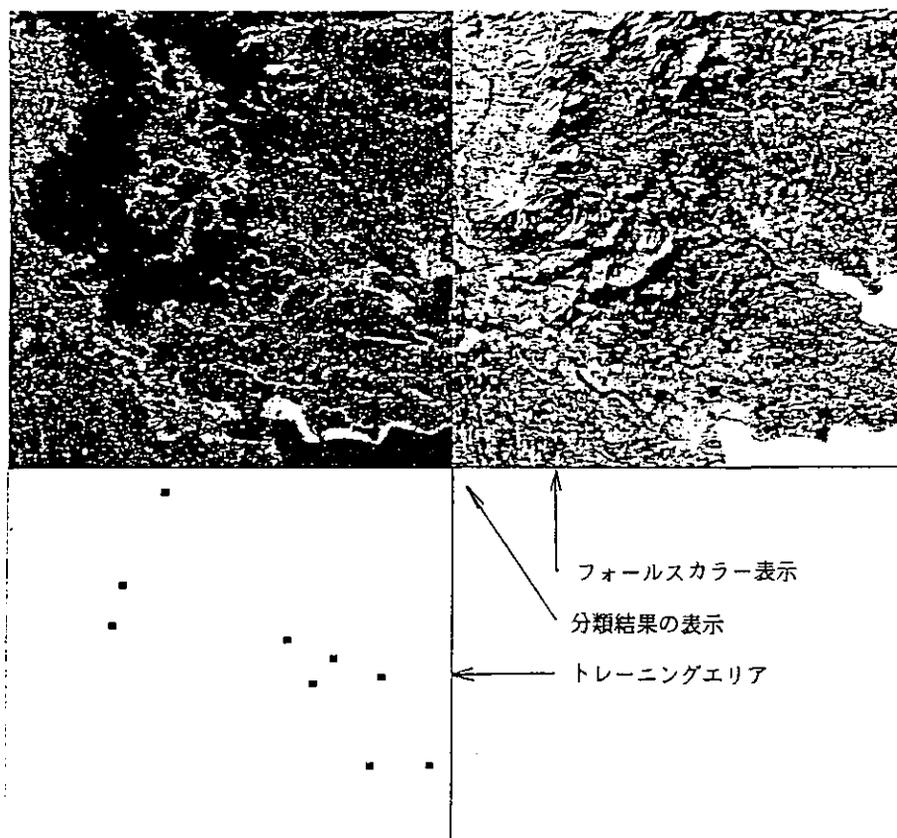


図 4 恋瀬川流域の土地被覆分類の結果

## 5. 流域モデルの応用

### 5.1 発生負荷モデル

発生負荷を推定するモデルでは、発生源毎に活動強度と発生原単位を乗じて発生負荷量を求める。例えば、生活系の排水については活動強度として人口をとり、これに一人あたりの汚濁発生原単位を乗じて負荷量を求める。また工場排水については工場出荷額や従業員数をベースに産業中分類別の発生原単位を乗じることによって求める。負荷算定の空間単位としては、市町村、小流域、標準メッシュがとられる。茨城県では、富栄養化防止計画策定に際して発生負荷量の推定のためにメッシュ単位のモデルを作成している。ここでは、他のデータが標準メッシュ単位のものが多いため茨城県のモデルを採用した。このモデルは標準メッシュ単位で発生源毎に COD、窒素、リンを推定するもので、この種のモデルとしては相当詳細なモデルであり、データの収集・加工に相当労力と費用がかかっている。しかし発生負荷量の推定にとどまっておき、流出・水質変化のモデルとの連携は取られていないこと、またデータの収集・加工が膨大なためにデータを更新は行われていない。このモデルを利用して霞ヶ浦流域の小流域毎に COD の排出負荷量について算定し表示したのが図5である。

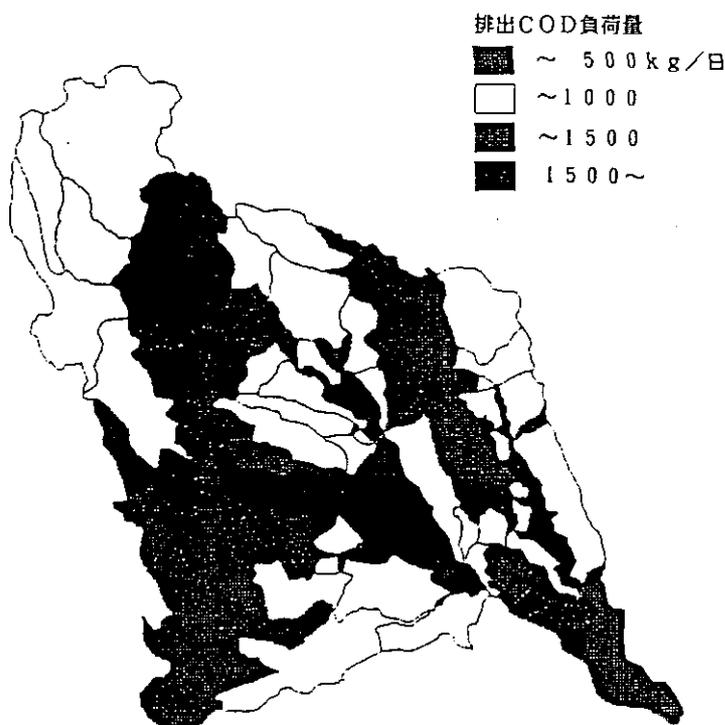


図 5 排出 COD 負荷量の分布

## 5.2 HSPF モデル

HSPF モデルの適用を行う準備段階として小流域における一雨降雨を対象としてキャリブレーションを行った。恋瀬川流域内の小桜川、大作沢などについてはこれまでの調査から一雨降雨時の流量と水質のデータが得られている<sup>8)</sup>。今回はこれらのデータをもとにモデルパラメータの検討を行った。対象とした小桜川の状態を図6に示している。対象とした降雨は1986年12月19日の合計32mmの降雨である。

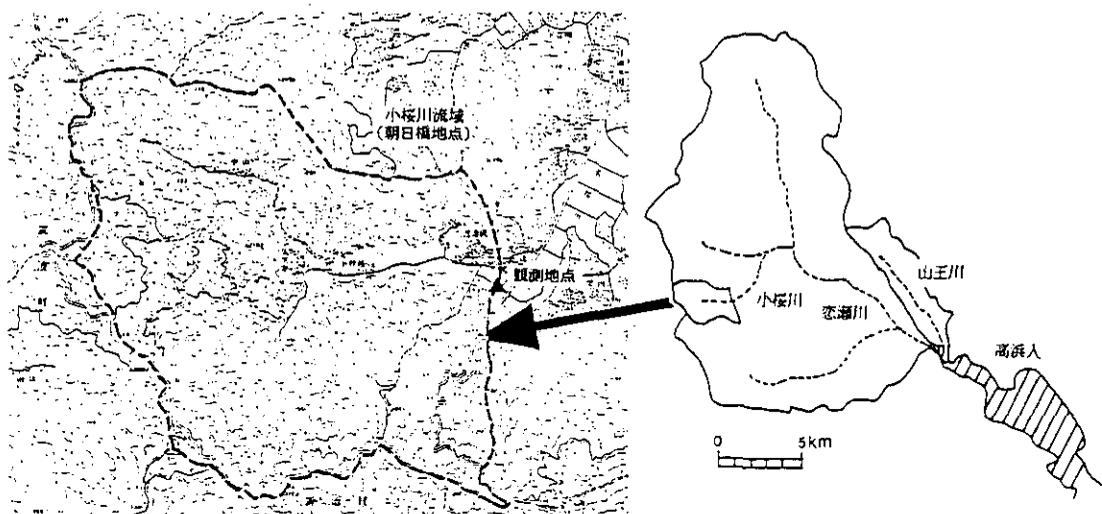


図 6 恋瀬川流域と小桜川流域

### ①シミュレーション結果

シミュレーションの入力データとしては、降雨データ（アメダスの時間値、柿岡地点）及び可能蒸発散量（日総量、高層気象台（館野））を用いた。まず一年間の総降雨量や総流出量のチェックを行うために2年間のデータを用い後半の一年間の計算結果をもとに集計した結果を表3に示した。年間降雨量1430mmのうち流出高が706

mm、蒸発散量が607mmとなっている。図7は対象とした降雨時の実測流量と予測値を比較するためにプロットしたものである。HSPF モデルでは中間流出や地下水流出もシミュレートしているが、ここでは流出量のピーク及び全体のパターンの相似性をもってキャリブレーションの良否を判断している。また降雨データのサンプリング間隔である一時間を時間ステップとしたが、時間単位を15分へ変換したデータについて行ったシミュレーションでもほぼ同様な結果が得られた。次に示す土壌流出など水質の予測では15分間隔のシミュレーションが基本になる。

表 3 降雨・流出量の収支

(1)降雨量	1430 mm
(2)地下水流出高	477 mm
(3)中間流出高	110 mm
(4)表面流出高	119 mm
(5)総流出高	706 mm
(6)総蒸発散高	607 mm

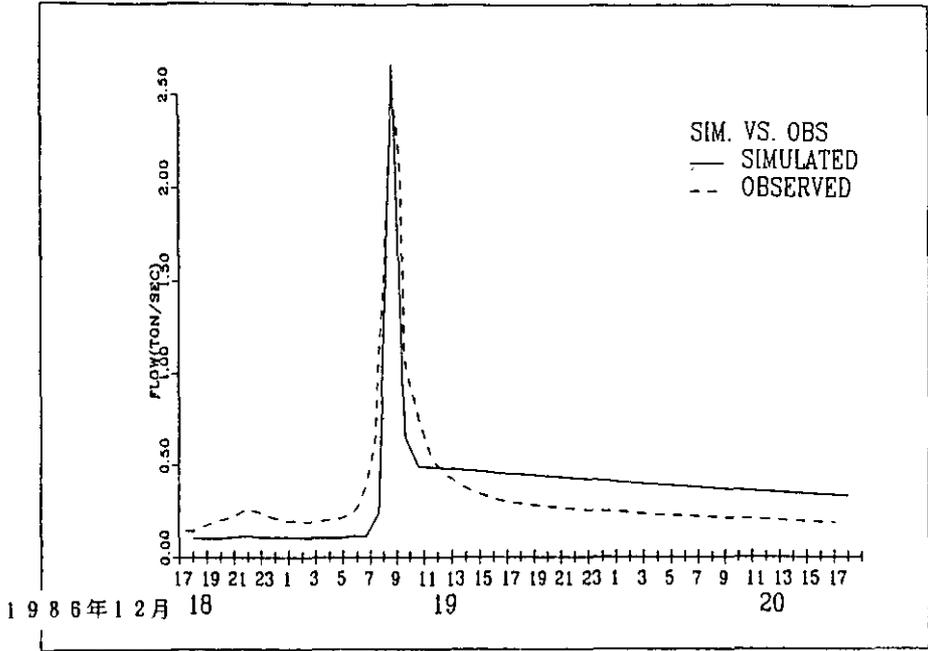


図 7 HSPF による流量の計算結果の例

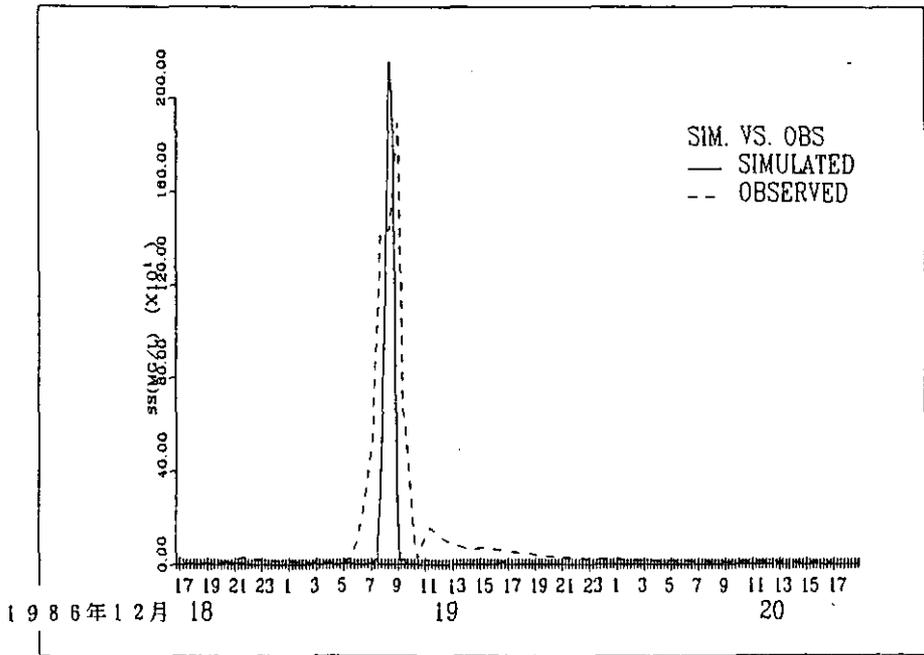


図 8 HSPF による SS の計算結果の例

## ②浮遊性物質のシミュレーション結果

HSPFモデルは、広範な水質成分についてのモデル化が可能である。第一段階として浮遊性物質(SS)のシミュレーションを行った。HSPFモデルでは土壌粒子の流出を扱えるので、土壌流出量を流量で除した値をSS濃度とした。図8に計算結果の一例を示したが、土壌粒子の流出の結果では、晴天時にはほぼ0となり降雨時にピークがでることが特徴である。土壌粒子の挙動は化学物質や窒素、リンなど水質項目の懸濁態成分を扱う上で重要な役割を果たしており、その予測の精度が水質予測に大きく影響する。

## ③各種の対策の評価

HSPFモデルを用いた予測では、各種対策の効果を評価する時には、対策に応じてパラメータや入力データを変化させることになる。対策とパラメータ値との対応関係を文献<sup>9)</sup>を参考に示すと表4のようになる。特に土地利用の変化や都市化による不浸透域の増加、下水道の建設による汚濁負荷量の削減などは降雨や汚濁物流出に大きな影響を与えると考えられるので、モデルによりこうした流域内の変化が環境に与える影響の定量的な評価が可能になる。

表 4 HSPF を用いた水質汚濁防止対策の評価方法

水質保全対策	モデルでの表現
(1)下水道・工場排水処理	河川への点源排出量の変更
(2)流水曝気	河川への酸素の点負荷
(3)土地利用変化	現在の土地利用カテゴリの相対的割合の変更
(4)貯水池管理折(水供給、発電、洪水制御、水質制御)	既存の貯水池の操作ルールカーブや需要量に応じた放流量を変更
(5)貯水池適地選定	現在の流路部分を計画の貯水池に変更
(6)流量増加、流路変更	特定の流路/貯水池部分へ流入・流出量を変更
(7)降雨による増加	降雨量、持続期間、強度を再設定
(8)汚濁負荷の配分	許容排出負荷を現在/想定される排出者間に分配
(9)河川改修(堤防、流路変更)	特定の河川部分の流況を変更
(10)洪水排除と管理	計画で考慮された対策(貯溜/処理、路面清掃)
(11)都市や農地の最良管理対策(BMP)	各BMPの設定された対策や基本状態との差異
(12)土地/土壌崩壊(建設、鉱山、森林廃棄物処分)	特定のタイプの崩壊をもたらす条件

## 6. おわりに

現在進めている総合的・計画的な湖沼水質管理を支援するためのシステム作りを紹介するとともに途中結果を示した。従来個々の現象について行われてきた研究や行政的な調査をまとめる作業とも言え、データの整合性やモデルのパラメータ設定など多くの検討すべきことが残されている。今後はさらに作業を進めるとともに、小流域から中流域(恋瀬川)、さらに霞ヶ浦流域へと適用を進めた上で、種々の対策の効果を定量的に評価する予定である。

## 引用文献

- 1)環境庁(1989):環境白書,昭和63年度版.
- 2)仲上健一(1989):流域構造と流域管理.第2回環境容量シンポジウム報告,pp.15-22.
- 3)UNEP・UNCRD・ILEC(1988,1989):湖沼・河川流域に配慮した水環境資源管理に関する研修セミナー報告書.
- 4)U.S. Environmental Protection Agency(1980):Users Manual for Hydrological Simulation Program-Fortran(HSPF),EPA-600/9-80-015,Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia.
- 5)Franz, D.D. and S.M.Lieu(1981):Evaluation of Remote Sensing Data for Input into Hydrological Simulation Program-FORTRAN(HSPF),EPA-600/3-81-037,p.96.
- 6)Ng, H.Y.F and J.Marsalek(1989):Simulation of the effects of urbanization of basin stream flow,Water Resources Bulletin,25(1),pp.117-124.
- 7)飯倉善和・安岡善文(1988):最良線形判別関数を用いた多重分光画像の効率的な自動識別計測.自動制御学会論文集,24(3),pp.8-15.
- 8)海老瀬潜一(1988):流域からの無機イオン流出負荷量原単位と流出特性.国立公害研究所研究報告,第116号,pp.111-131.
- 9)U.S. Environmental Protection Agency(1984):Application Guide for Hydrological Simulation Program-Fortran(HSPF),EPA-600/3-84-065,Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia.

## 2. ランドサットデータの

### 植生・土地利用変化解析への応用

中根周歩（広島大学総合科学部）

#### 1. はじめに

河川流域の汚濁負荷には種々の流域環境要因が影響していると思われるが、このなかで流域生態系の植生・土地利用形態はもっとも主要な要因の一つであろう。しかし、日本においてすら国土地理院の発行する土地利用形態図はまだ部分的であり、環境庁や県レベルで発行される植生図は縮尺率が大きく、比較的小流域を対象とした場合、利用が困難である。さらに、土地利用形態は、特に大都市近郊を集水域に含む場合、その時間変化は大きく短期間での更新が必要となる。こういった状況において、人工衛星データを用いた、流域の植生・土地利用形態の把握はもっとも適した手段とは言えないだろうか。データが安価に、任意のエリアの、しかも時系列的に得られ、さらに最近はこのパソコンで解析するシステムが普及しているからである。

しかし、まだランドサットデータについても、具体的な利用・解析の蓄積は決して多くなく、解析精度を含めた、解析手法の検討・開発はまだ始まったばかりである。

ここにおいては、演者がこの間行ってきた、ランドサットデータを用いた植生・土地利用形態解析結果を中心に、その手法や手法上の問題を主に報告したい。

#### 2. 人工衛星によるリモートセンシングの原理

まず、人工衛星によるリモートセンシングの原理について、参考のため簡単に触れる。

その原理とは、地表面の諸物体が放射、あるいは太陽光線を反射することによって宇宙に放たれた電磁波の強さ（輝度）を人工衛星に搭載されたセンサー（検知器）で測定し、この放射・反射輝度のパターン（特性）から、地表面構造物及びその状況を判別しようとするものである。その際、放射・反射輝度のパターンが地上あるいは海面のどのような構造または状況と対応しているのか、あらかじめ知っておくためのグランドトゥース（地上探査）またはシートゥース（海上探査）を必要とする場合が多い。すなわち、はるか離れた宇宙からある一定の地上あるいは海上の情報よりどこに、対象とする広域の地球表面を識別また状況把握しようとするものである。

具体的には、地表が裸地、森林、水域であるとは、各波長の電磁波の放射・反射輝度のパターンが異なる。このパターンの違いをある波長域を幾つかに区分したバンド単位にその放射・反射輝度の平均値をセンサーで検知し、その相対値（デジタル値）をバンド別に地上に送信する。これを地上で受信し、磁気テープなどに記録して置く。必要に応じて、一部の対象とするエリア、時期のデータをフロッピーディスクや光ディスクに切り出す。これを、専用の解析装置または大学計算センターの汎用機やパーソナルコンピュータなどを利用したデータ処理・解析システムを用い

て解析するということである。

今回の話題とするランドサットは、1号を1972年に打ち上げて以来、現在5号に至っている。この人工衛星は一日に地球を15周し、16日間で元の軌道に戻る。マルチスペクトルスキャナー（MSS）とセマティックマップパー（TM）というセンサーを搭載し、一回の走査幅は185kmである。

表1に示すように、MSSには4つのバンドが、TMには7つのバンドが設定されている。それぞれの分解能は約80×80m、30×30mである。

ランドサットの場合、土地利用形態分類、植生の相観的区分、うっ閉率・現存量の推定、閉鎖性水域（湖沼・内湾）の水質（クロロフィル量、濁度）・水温評価、都市域の地表温度、山岳地域の積雪量の推定など各方面にわたって広く応用されている。当然、これらの時間的推移の追跡も可能である。流域または集水域を念頭においた植生・土地利用形態区分を行う上では、ランドサットかモスのデータが有効であろう。ここでは、ランドサットデータ解析について述べる。

### 3. 解析方法

3・1 データ、解析システムの選択対象とする河川、また流域の大きさ、さらにその解析精度によって植生・土地利用形態分類に用いるランドサットデータをMSSにするか、TMにするか区分すべきであろう。MSSの場合、森林、農耕地、草地、宅地、市街地、工場地域、水域といった大まかな土地利用形態分類や相観植生レベルの解析が十分可能とされる。又、TMはさらに細かな土地利用形態や植生区分（植生の活力度）が解析可能とされる（大貫、1986）。対象流域が大きい場合、MSSを用いたり、TMをメッシュ1つ置き、2、3つ置きに間引いたデータを使用する方法もある。解析システムがパソコン用である場合、一度に解析できるデータ量が約1メガバイトであるので、MSSで29×23km、TMで15×12kmが間引き無しのデータの対応面積である。

専用の画像解析システムや汎用大型計算機を用いた解析システム（田中他、1988）を利用できる人は限られているが、最近16ビット、または32ビットのパソコンを用いたランドサットデータ解析システムが幾つか市販されるようになってきた。例えば、日本電気が発売した“ローディア”やオモダカ電子の“OM-SAT”などがある。これらのパソコン用システムのうち“OM-SAT”は、従来見られなかった種々の機能を兼ね備えるに至っている。地図情報とランドサット

表 1 ランドサットのセンサーのバンドの波長領域（ $\mu\text{m}$ ）

バンド	MSS	TM
1		0.45 - 0.52
2		0.52 - 0.60
3		0.63 - 0.69
4	0.5 - 0.6	0.76 - 0.90
5	0.6 - 0.7	1.55 - 1.75
6	0.7 - 0.8	10.4 - 12.5
7	0.8 - 1.1	2.08 - 2.35

トデータの重ね合わせや任意の地域（集水域・流域，行政区画など）のランドサットデータの抽出とその統計的処理・解析，同一地域の異なる時期の同時比較解析といった機能である。全流域，一部集水域といった対象地域に限定し，これを抽出し，この植生・土地利用形態解析や時系列変化を容易に求めることができるわけで，今回の「特別研究」などには極めて有効なシステムと言えよう。ここでは，主にNBC-9800で“OM-SAT”を用いた場合を念頭において述べる。

### 3・2 解析手順

#### 3・2・1 ランドサットデータ解析

ランドサットデータを用いて植生・土地利用形態分類を行う際の解析手順（フローチャート）を図1に示す。全体では大きく，計画・準備段階，データ処理段階，解析結果の信頼性の検討段階の3つの部分に分かれており，以下に示す7つの手順をへて実際の植生・土地利用形態区分の状況を最も良く表すように，それぞれの部分の作業を繰り返す。

- 1) 調査対象流域，集水域の選定
- 2) トレーニングエリアの設定
- 3) 地形図とランドサットデータとの対応
- 4) 各植生・土地利用形態単位の分類基準の決定
- 5) テスト分類（画像処理，表示）
- 6) 解析不能地区の割り出し（レベルスライス法）
- 7) 解析画像の信頼性の検討

トレーニングエリアは，ランドサットの5ピクセル×5ライン（25メッシュ）に相当する植生被覆及び土地利用形態がほぼ均質な区域とする。当然，これらのトレーニングエリアは，あらかじめアフィン変換などを用いてランドサットのメッシュを地形図（2万5千，5万，20万分の1）上に対応させた上で，各分類項目毎に5～10箇所づつ程選定する。

各分類項目のバンド別デジタル値の分布領域の特性

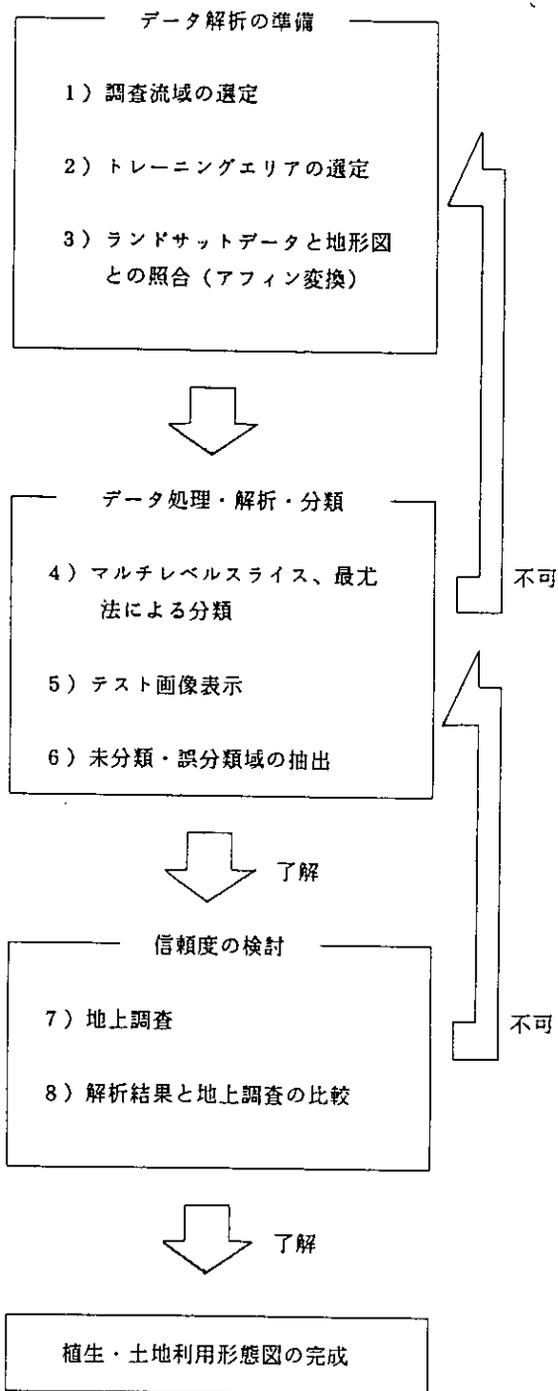


図 1 ランドサットデータ解析手順のフローチャート

から、マルチレベルスライス法や最尤法を用いて対象域の全データを各分類項目に区分する。マルチレベルスライス法を用いる際、図2のようなバンド相関図を作成し、ある分類項目が区分される分布領域（クラスター）をさらに細かく幾つかの小さな小分布領域（セル）に区分する改良型の手法（中根他，1985）を用いる。

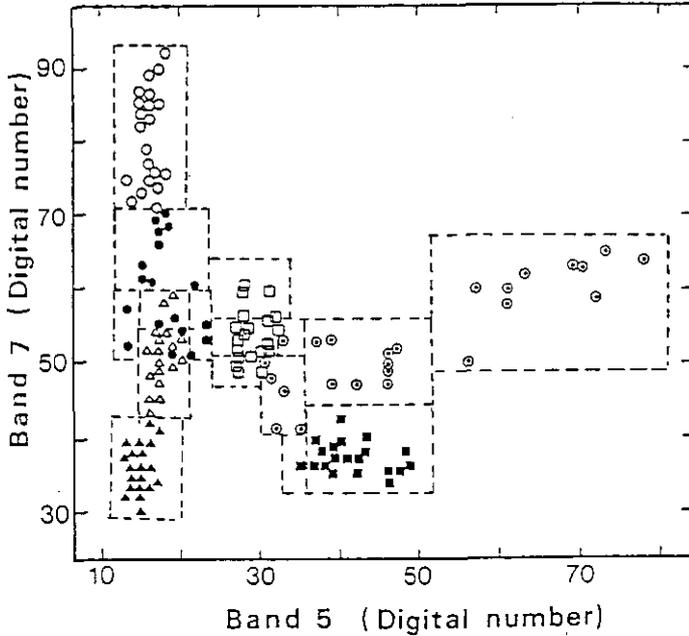


図 2 トレーニングエリアで得られた、各分類項目のデジタル値のバンド相関図（バンド7とバンド5の場合）

●：常緑広葉樹林，○：落葉広葉樹林，▲：スギ・ヒノキの人工林  
△：アカマツ林，□：水田，◎：裸地，■：宅地・市街地

最尤法を用いる場合、一般にヘイズの最尤決定法に正規分布確率密度関数による尤度をあてはめるが、各分類項目の分布がそれぞれ独自の分散共分散行列を持つと仮定する方が実際的である（田中他，1988）。

以上の手法を用いて得た植生・土地利用形態解析画像結果を既知の現実との検証を行う。その際、明らかに解析結果が現実と異なる場合は、解析手順の4)～6)の作業手順を繰り返すか、2)のトレーニングエリアの設定にまで立ち戻る必要があるだろう。

### 3・2・2 地図情報のデータファイル化

調査対象とする流域、または集水域のサイズによって用いる地形図を選択し、これに必要な地図情報、例えば流域の境界線、小集水域の分水界、採水地点などとともに、明確な地形基準点（グランドコントロールポイント，GCP）を5～数十箇所記入する。これらをデジタイザーで

読み込み、使用するランドサットデータ解析システムに合わせた地図情報データファイルを作成する。

### 3・2・3 地図情報とランドサットデータのオーバーレイ

地図情報データファイルから引き出した地図情報とランドサットデータを解析して既に得ている植生・土地利用形態分類図とのオーバーレイを行う。その際、地図データ上の地形基準点をもとに、ランドサットデータ解析図との対応をアファイン変換などを用いて行う。更に、対象流域または集水域を抽出（マスク）し、その対象域の植生・土地利用形態別面積比率を求める。これらの作業を行う機能は、“OM-SAT”の場合すべて備わっている。

同様に、時期の異なる同一地域のランドサットデータ解析図を同一地図情報とオーバーレイして、抽出された同一対象流域または集水域の植生・土地利用形態別面積率を求め、その期間の流域変化を知ることが可能である。

又、2期間のランドサットデータ解析図をオーバーレイし、植生・土地利用形態の変化のあった部分のみを表示することも可能である。

## 4. 解析事例と解析精度

植生・土地利用形態分類画像については、当日まず流域や集水域にこだわらず、中国・広島地方、福岡県、韓国などの演者が解析した例を示す。

表2に、韓国漢江の一部流域における土地利用形態変化の面積率をランドサットMSSデータで解析した結果を示す（Nakane et al., 1984）。

表 2 韓国漢江上流，中流，下流域それぞれの11年間（1972～1983年）における土地利用形態変化

土地利用形態	上流域 (%)			中流域 (%)			下流域 (%)		
	1972	1983		1972	1983		1972	1983	
森林	59.0	64.9	+ 5.9	52.0	59.2	+ 7.2	17.2	19.2	+ 2.0
若齢，攪乱林	28.7	23.7	- 5.0	30.5	24.0	- 6.5	34.7	25.7	- 9.0
	(87.7)	(88.6)	(+ 0.9)	(82.5)	(83.3)	(+ 0.7)	(51.9)	(44.9)	(- 7.0)
農耕地	7.7	8.0	+ 0.3	9.0	8.8	- 0.2	14.7	7.6	- 7.1
住宅地	0.1	0.1	0.0	0.8	0.5	- 0.3	5.6	8.4	+ 2.8
市街地	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.5	28.0	+10.5
	(0.1)	(0.1)	(0.0)	(0.8)	(0.5)	(- 0.3)	(23.1)	(36.4)	(+13.3)
河川域	1.8	1.4	- 0.4	3.8	2.9	- 0.9	3.8	3.6	- 0.2
その他	2.7	1.9	- 0.9	3.9	4.5	+ 0.6	6.5	7.5	+ 1.0

表2の解析結果において、上流、中流域で森林面積がかなり拡大しているが、これは若齢・攪乱林が保全され、また一部では植樹され、森林へ成長したことによる。当時の韓国政府の森林育成・保護の成果がランドサットデータで定量的に評価したことになる。全体として、この間の上流、中流域の土地利用形態の変化はほとんど見られないが、下流域のソウル特別市及びその周辺では森林域、農耕地から宅地、市街地への急速な土地利用形態の転換が示されている。森林域と農耕地の減少面積の合計がほぼ宅地と市街地の増大面積の合計に相応している。これは、首都ソウルの人口が年間30万人を越える勢いで増加してきたことを反映している。

以上の結果は、韓国政府が公表している統計資料 (Republic of Korea, 1980) と照合してみても、かなりの精度で2期間の土地利用形態の変化を解析していることが示された。

次に、広島県瀬野川の4つの支流の集水域 (図3)における土地利用形態の解析事例 (Higashi et al., 1985) を報告する。この研究は河川水濁度 (SS) と流域の土地利用形態との因果関係を定量的に解析することを目的として行われたものである。ランドサットMSSデータで、河川水濁度調査時 (1980年) の土地利用形態分類結果を表3に示す。

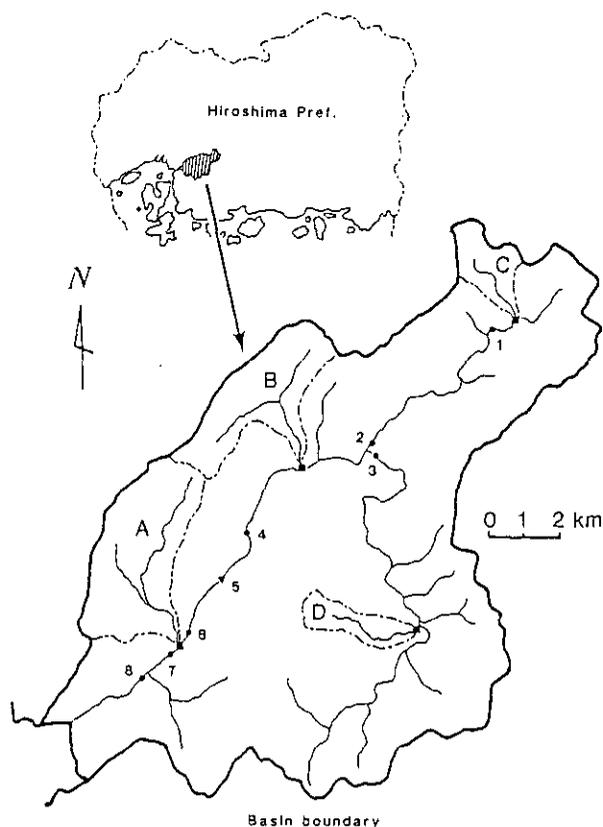


図 3 広島県瀬野川の流域図 (A, B, C, D : 支流の集水域. 1~8 : 採水地点)

表 3 広島県瀬野川の4つの支流集水域の土地利用形態解析結果

	集水域			
	A	B	C	D
面積 (ha)	1161	851	269	262
土地利用形態 (%)				
森林	76.8	86.5	68.0	93.9
農耕地	8.7	6.1	23.4	2.6
宅地	4.1	1.9	4.1	0.7
草地	3.4	0.0	0.0	0.0
その他	7.5	5.5	4.5	2.8

さらに、1987年、すなわち7年後の土地利用形態をランドサットTMデータで解析したところ、広島大学の移転開始に伴う学園都市の建設を進める東広島市に位置する集水域Cは、この間宅地造成による裸地及び宅地の面積率の増加が顕著であった。

また、広島市市街地周辺に位置する集水域Aも同様であった(表4)。

表 4 広島県瀬野川の2つの支流集水域の土地利用形態変化

	集水域			
	A		C	
	1980	1987	1980	1987
面積 (ha)	1161		269	
土地利用形態 (%)				
森林	76.8	76.6	68.0	60.1
農耕地	8.7	4.3	23.4	8.6
宅地	4.1	8.5	4.1	12.3
草地	3.4	3.0	0.0	9.3
その他	7.5	7.6	4.5	9.7

このC流域の土地利用形態の変化が、上水道の採水地点(ポイント1)における河川水濁度の上昇を、Higashi et al. (1986) が得たモデルから予測することが可能である。

C集水域の1987年の解析結果を写真1に示す。こういった小流域の解析にはランサットTMデ

ータが適切であるが、1980年当時TMデータは得られていないので、MSSデータによる解析に頼らざるを得ない。

解析精度について、MSSデータによる土地利用形態分類では、福岡県北西部の解析結果で95%的中率を得た(奥田・中根, 1988)との報告がある。また、相観レベルの植生区分では80~90%が限度と思われる(妹尾, 1983; 奥田・中根, 1988)。しかし、TMデータの方が、分解能が倍優れているので、その精度はMSSデータを上回ること間違いのないであろうが、具体的検証は行われていない。

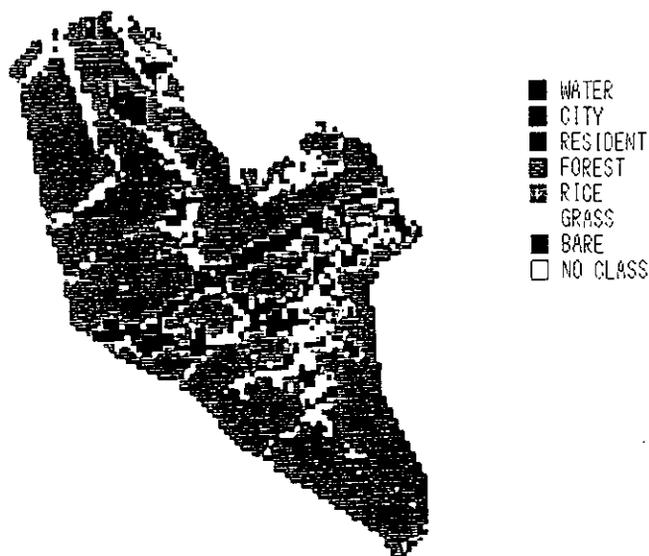


写真 1 瀬野川、C集水域の土地利用形態の解析画像  
(1987年、TMデータによる)

## 5. 解析上の問題

植生・土地利用形態分類、特に植生区分を行う場合、ランドサットデータをいきなりバンド相関図からレベルスライス法や最尤法で解析するのではなく、あらかじめ必要なデータ処理を行うことが有効である。例えば、MSSデータの場合、 $(MSS7 - MSS5) / (MSS7 + MSS5)$ といった、バンド7とバンド5のデジタル値の差を和で除した、「正規化指数」を求め、これに基づき区分を行う。これは、クロロフィルに敏感なバンド7をそうではないバンド5を基準にして、バンド7のデジタル値に反映されるクロロフィル量の影響を拡大強調する手法である。

また、日本のように、地形が険しい場合、太陽光の陰にあたる斜面上の植生の反射輝度は太陽光に面している斜面上の同質の植生の反射輝度と比較して低く評価される傾向がある。これが、

山岳地域の解析の誤判読の多くを占める。そのため、太陽光の陰となっている斜面に対応するメッシュのデジタル値を相対受光量を考慮して修正（嵩上げ）するといった地形補正が必要となる。これには、一般に各メッシュの4角の標高を地形図から読み取り、その時の太陽の方位、高度から求められる太陽光線に鉛直な平面の法線とメッシュ平面のなす角度（ $\theta$ ）を求め、以下のように補正デジタル値（ $DN'$ ）

$$DN' = DN + a \cdot \cos\theta$$

を得るといった方法が用いられる。ここで、 $a$ は $(DN)_{\theta=90} - (DN)_{\theta=0}$ である。

しかし、これは大変な時間と労力を必要とするので、地形の影響を比較的簡単に、ある程度消す方法としてバンド比を用いることが一つの有効な手段である。例えば、TMの場合TM4/TM3のようにバンド4と3のデジタル値の比を取る。これは、斜面の影響を受けてほぼ同様にデジタル値を上下させるバンド4と3の比を取ることによって斜面の影響を打ち消そうとするものである。

具体例として、広島市市街地周辺の植生を常緑広葉樹林、落葉広葉樹林、スギ・ヒノキ人工林、アカマツ林に区分した後、アカマツ林のみを抽出し、そのバンド4と3のデジタル値の比と現地で調べた松枯れの程度（%）との関係を示したのが図4である。図に示されるように松枯れの被害が増大するにしたがってバンド4と3の比が減少しており、地形補正がある程度なされていることがわかる。

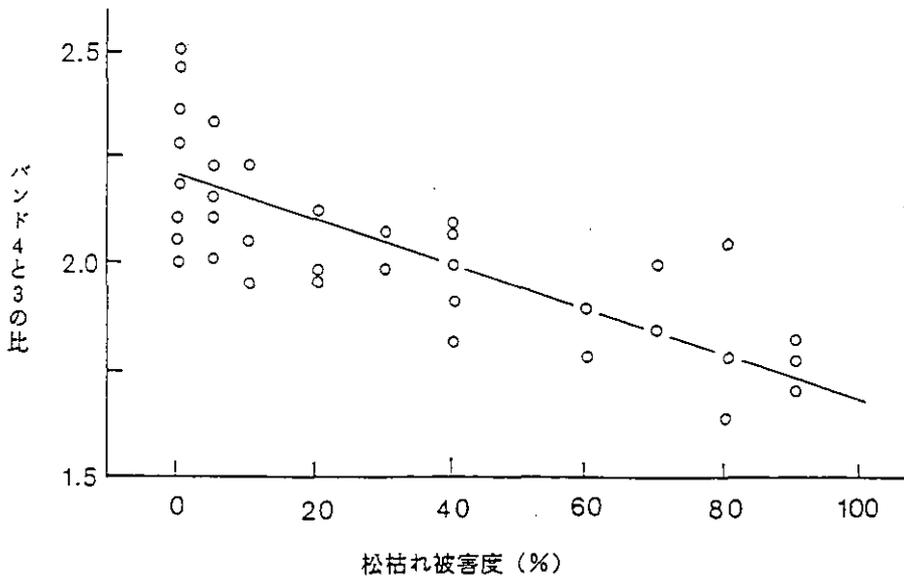


図 4 トレーニングエリアで実測された松枯れ被害度（%）と、  
トレーニングエリアのTMバンド4と3の比

## 6. おわりに

以上、ランドサットデータを用いた流域生態系の解析は、任意のエリアの土地利用形態の把握、またその時系列的変化の的確な評価にますます有効な手段として普及していくものと思われる。解析システムのより一層の開発・充実とともに、より精度の高い解析手法の確率が期待される。

## 引用文献

- 1) Higashi, T., K. Nakane and M. Mitsudera (1985) : Relationship between turbidity in a river water and land-use types in the basin : A case study of the Seno River, Hiroshima, Japan. Memo. Fac. Integr. Art. & Sci., Hiroshima Univ., IV, Vol.10, pp.69-83.
- 2) 中根周歩・松下恵進・三船充・三寺光雄 (1985) : パーソナルコンピュータによるランドサット M S S データ解析システムの高速及び簡易化. 日本リモートセンシング学会誌, 5, pp.57-67.
- 3) Nakane, K., M. Mitsudera, Y. J. Yim and S. U. Hong (1984) : Preliminary assessment of human impact on water qualities (nutrient concentration) of the Han River on the Korean Peninsula, based on a mathematical model. Korean J. Ecology, 7(3), pp. 109-118.
- 4) National Bureau of Statistics Economics Planning Board, Republic of Korea (1980) : Korea Statistic Yearbook, 589pp. Korean Gover., Seoul.
- 5) 奥田敏統・中根周歩 (1988) : ランドサット M S S データの植生解析への応用—福岡県北西部の例. 日本生態学会誌, 38, pp.85-97.
- 6) 大貫仁人 (1986) : 森林観測のための衛星リモートセンシング. センサ技術, 6, pp.35-40.
- 7) 妹尾俊夫・岩浪英二・田中総太郎・杉村俊郎 (1983) : 比演算を施した2季節のランドサット M S S データによる広域山地の林相区分. 日本リモートセンシング学会誌, 3(3), pp.55-64.
- 8) 田中章司郎・小林正興・中根周歩 (1987) : 大学計算機センターのコンピュータ・ハード及びソフトウェアを応用したリモートセンシングデータ解析システムの構成. 広島大学総合科学部紀要 IV, 13, pp.43-63.

### 3. モデル地域の土地利用と 環境保全機能の評価手法

三輪春太郎（農業環境技術研究所）

#### 1. はじめに

農林業的土地利用は、地域の自然・社会条件の上に一定の秩序をもって発展してきた。そして、安定した農林業の存在は、地域産業としての意義を持つだけでなく、生態系が持つ様々な機能を通して、地域の環境保全に寄与することが認められつつある。

なかでも、山林や水田の持つ水かん養機能、農林地の持つ緑地としての機能などで代表されるような地域の資源・環境保全機能については、それを一種の公益的な機能として正当に評価し、積極的にその維持・増進を図る必要性が指摘されている。

農林水産省が実施したプロジェクト研究「農林水産業のもつ国土資源と環境の保全機能及びその維持増進に関する総合研究」（S57-82）では、茨城県桜川流域をモデル地域として、流域の土地利用を合理的に配置することによって、資源・環境保全機能を最大限に発揮させるような地域計画手法へのアプローチを試みた。

筆者は土地利用と環境保全機能の評価手法という点に着目してこの総合研究における接近法を要約・紹介したい。

#### 2. 土地利用－生態系－環境保全機能の関係のとらえ方

(1)環境水準は質と量（規模）で計量される「環境質量（ $Q$ ）」で規定される。

各生態系が持つ環境質量を内部環境質量（ $Q_i$ ）と考える。

（例）森はきれいな水（質）を豊富（量）に持っている。＝森の水環境質量→森の水に関する環境水準は高い。

(2)一つの内部環境質量（ $Q_{i1}$ ）は他の内部環境質量（ $Q_{ix}$ ）とともに別の内部環境質量（ $Q_{i2}$ ）に関係する場合が多いことを認識する。

（例）森の豊富な清水（水環境質量）と保水性にすぐれた厚い土層（土環境質量）が豊かな天然杉の美林（植生環境質量）をつくる。

(3)ある生態系の内部環境質量は他の生態系の環境質量（外部環境質量： $Q_0$ ）に関係することが多いことを認識する。

（例）山からの豊富な清流が農村の水環境をつくる。

(4)ある生態系の属性である $Q_i$ は(1)あるいは(2)のようにその生態系の環境水準を形成するだけでなく、(3)のように $Q_0$ に作用しつつ他の生態系の環境水準の形成にも寄与する。

(5)このような認識に基づき、ある土地利用を生態系に対応させて、①計量し得る $Q_i$ を見いだす、

②Qiどうしの関係を明らかにし、  
 ③QiとQoの関係を明らかにすることにより、その土地利用の持つ環境質量の評価、その成因、さらには外部生態系の環境質量に対する影響を解明する。

(6)(5)の作業をある土地利用がその土地を含む地域の環境質量の水準を保つ機能として読み替えてその土地利用が持つ環境保全機能をとらえる。

表1は生態系と環境保全機能の関係を生態系の持つ環境因子ごとに整理したものである。

### 3. モデルとした地域の概況

桜川は、八溝山系の鶏足山地を水源とし、筑波山地の西方を流れて霞ヶ浦に注ぐ小河川であり、幹線流路延長54km、流域面積365km<sup>2</sup>の規模である。流域は、おもに筑波山塊、火山灰に被覆される台地（新治台地、真壁台地、筑波・稲敷台地）、低地から構成されている。

対象流域で顕在化している環境上の問題としては、水資源に係わるものとして地表水の減少・地下水位の低下、生活排水・産業汚水による水質汚濁が指摘されている。また、土壌資源に係わるものとして、地力の低下、工場排水等による土壌汚染の可能性が指摘されている。

流域住民の環境に対する意識調査からは、河川の水質汚濁や公園緑地の不足が問題点として抽出された。

表 1 生態系と環境保全機能の関係  
 (環境保全別枠(S48-529))

生態系 (E)	環境因子 (S)	環境質量を 保全する機能 (F)
林地 自然林 人工林 草地 自然草地 牧草地	土	土砂崩壊防止 侵食防止 地盤沈下防止 汚染物浄化
耕地 水田 普通畑 樹園地 その他 水域 施設 市街地	水	水源かん養 水質浄化 洪水防止
	大気	大気組成改善 (CO2吸収) 大気組成改善 (C貯留) 大気浄化 (NOX, SOX除去) 気候緩和 防音
	生物	生物相の保護 有害動植物防止 生物指標提供
	空間	災害発生防止 避難地提供 景観維持 レク空間維持

『国土資源』プロジェクト(S57:62)で対象としたもの

#### 4. 環境保全機能の評価

モデル地域を1/5細分画（約200m×200m）メッシュに区分し、各メッシュの土地利用、地形分類、傾斜区分、表層地質、土壌分類、植生などの属性データを読み取り、次のような積算評点法で環境保全機能の評価した。

すなわち、表2に示された空間、土、水、大気、生物の各環境因子に関する、計測され地図情報化されている環境質量のデータから、環境保全機能に関係する環境質量を読み取り、形としては、地図情報の数値、あるいは凡例と重みづけ係数との積和によって評点を得る方法である。水質浄化機能についての例を表3に示した。各機能の評価法については文献1を参照されたい。

#### 5. 自然立地条件と土地利用・環境保全機能の関係

表4は地形因子と土壌因子の有意な組み合わせによって、流域を自然立地単位に区分し、立地単位と土地利用の相対的な結び付きの強さを、過去から現在に至る5時点（昭和初期、22、42、52、57年）で分析したものである。表5は、4で述べた環境保全機能の評価法に則り、地形、土壌、表層地質、植生、降雨量、傾斜などのデータを用いて、自然立地単位ごとに算出し、昭和初期と昭和57年との間で比較したものである。

面積的な増減傾向も踏まえ、自然立地単位ごとの土地利用の推移を見ると、小起伏丘陵地－黒ボク土地域での、畑地の増加、ローム台地・段丘（低位－下位）－多湿黒ボク土・黒ボクグライ土地域での畑地から水田への変化が見られた。また、中流域に散在する低地、および台地の黒ボク土地域において、住宅地・市街地の増加が顕著である。

過去の土地利用では、例えば、上流域の丘陵地・山麓地には、森林（主に二次林、アカマツ植林）が分布し、高い水かん養機能と安定した土壌侵食防止機能が保たれていた。山地についても同様のことが当てはまるが、両機能の評価が低いのは、急傾斜の立地条件のためである。こうした立地に対応する保全的土地利用は、森林（自然林、二次林、スギ・ヒノキ植林など）であるから、その意味でも合理的な土地利用であった。

中流域のローム台地・段丘－黒ボク土地域は、主に畑地が分布し、相対的に高い汚染物浄化機能を発揮していた。また、同地域では、農用林として利用されていた平地林（主にアカマツ林）が散在し、高い居住快適性を保持していた。下流域の三角州性低地－多湿黒ボク土および黒ボクグライ土地域には、水田が分布し、高い水質浄化機能（N）が保たれていた。

昭和57年では、自然立地単位と土地利用の関連性が複雑化し、それに伴い環境保全機能にも変化が見られる。上流域の丘陵地・山麓地では、森林の減少に伴い、安定的に発揮されてきた土壌侵食防止機能が低下する傾向にある。また、下流域の三角州性低地－グライ土地域では、住宅地・市街地の増加に伴い、汚染物浄化機能が著しく低下している。

中・下流域のローム台地・段丘－黒ボク土地域においても、同様に住宅地・市街地の増加を反映して、水質浄化機能（N）および汚染物浄化機能が低下している。同じく中・下流域のローム台

表 2 機能評価の体系 (国土資源プロジェクト)

環境因子(S)	空間										土						水		大気	生物		
	土地 利用	地形 分類	傾斜	眺望 性	天然 記念物	文化材 神社 仏閣	水の 存在	産 産	保健 休養 施設	交通 の便	表層 地質	地質 層厚	地質 透水性	土壌 分類	土壌 透水性	土性	CEC	降水	地下 水位	気温	植生	植生 自然度
機能(F)																						
水かん養	0.42		0.07																			
洪水防止	3	1	2							1			2					1				
水質浄化N	1*	A, B		D									A	E		C					A'	
水質浄化P	2*	B		D									D	E							A'	
土砂崩壊防止	2	1	4				2			2					2		2				2	
土壌侵食防止	3*	U		G									S		P		R					
汚染物浄化	4*	U		S											ST		R		T			
居住快適性			0.5																		0.25	
保健休養	5*	(4B)		3	(4B)	3C	2	4A	4A													4B

1\*  $F=(A+B+C)*(D+E)/6$  A:脱窒 B:植物収奪 C:土壌吸着 D:表面流去 E:土壌浸透

2\*  $F=(B+C)*(D+E)/4$  B:植物収奪 C:土壌吸着 D:表面流去 E:土壌浸透

3\*  $F=R \cdot G \cdot U \cdot ((S+P)/2)$ , 2.5\* $F=流亡土量(t/ha/year)$

4\*  $F=(T+R+ST)*S \cdot U$

5\* A=利便性、B=自然性、C= 歴史・文化的価値

表 3 評点方式－水質浄化機能の例

<p>窒素浄化機能 (CN) は</p> $CN = \frac{DN+AN+RN}{3} \times \frac{SN+PN}{2}$ <p>で評価する。</p> <p>ただし、</p> <p>DN = 脱窒作用の評点  AN = 植物による収奪の評点  RN = 土壌の吸着の評点  SN = 傾斜の評点  PN = 土壌透水性の評点</p> <p>a 脱窒作用</p> <p>土地利用区分図の凡例により次のようにカテゴリー分けして評点する。</p> <p>評点 土地利用</p> <p>1点 採石場、河川地（川原）、交通幹線用地、市街地、住宅地</p> <p>2点 竹林、河川地（河川）、湖沼、荒地、桑畑、畑、樹木畑、果樹園、その他の用地</p> <p>3点 林地</p> <p>4点 水田（乾田＝下記以外の土壌のもの）</p> <p>5点 水田（湿田＝黒ボクグライ土、強グライ土、……）</p> <p>ただし水田の湿田とは土壌分類で黒ボクグライ土、強グライ土、グライ土、黒泥、泥炭土の水田とし、その他の土壌の水田は乾田とする。</p> <p>b 植物による収奪</p> <p>土地利用区分図の凡例により次のようにカテゴリー分けして評点する。</p> <p>評点 土地利用</p> <p>0点 採石場、河川地（川原）、幹線交通用地、住宅地、市街地</p> <p>1点 湖沼、河川地（河川）、荒地</p> <p>2点 竹林、その他の用地</p> <p>4点 林地、桑園、樹木畑、果樹園、畑、水田</p> <p>c 土壌の吸着</p> <p>土壌分類図の凡例により次のようにカテゴリー分けして評点する。ただしデータのない人工改変地部分は土地利用図と重ね合わせてゴルフ場、住宅地・市街地、荒地、その他の3グループに分けて評点する。</p>	<p>評点 CEC区分</p> <p>1点 CEC 10以下および人工改変地（市街地・住宅地）</p> <p>2点 10 &lt; CEC ≤ 20 および人工改変地（ゴルフ場、荒地・その他）</p> <p>3点 CEC &gt; 20</p> <p>d 傾斜</p> <p>傾斜区分図の凡例により次のようにカテゴリー分けして評点する。</p> <p>評点 傾斜区分</p> <p>1点 15°以上</p> <p>2点 8°～15°</p> <p>3点 3°～8°</p> <p>4点 0～3°</p> <p>e 土壌透水性</p> <p>土壌分類図の凡例または現地透水性のデータから次のようにカテゴリー分けして評点する。ただし白ヌキの人工改変地は土地利用図データを重ねてゴルフ場、市街地・住宅地、荒地・その他に3区分する。</p> <p>評点 土壌分類図の凡例</p> <p>1点 透水性 小 (&lt;10<sup>-5</sup>)</p> <p>細粒赤色土、細粒黄色土、細粒褐色低地土（斑紋なし）、細粒灰色低地土（灰色系）、細粒強グライ土、中粗粒強グライ土、礫質強グライ土、細粒グライ土、黒泥土、泥炭土、人工改変地（市街地・住宅地）、乾性褐色森林土（赤褐色系）</p> <p>2点 透水性 中 (10<sup>-4</sup>～10<sup>-5</sup>)</p> <p>腐植質黒ボクグライ土、中粗粒質褐色低地土（斑紋なし）、中粗粒質灰色低地土（灰色系）、礫質灰色低地土（灰色系）、細粒灰色低地土（灰褐色系）、灰色低地土（下層黒ボク）、褐色森林土（赤褐色系）、人工改変地（ゴルフ場）、人工改変地（荒地・その他）、乾性褐色森林土</p> <p>3点 透水性 大 (&gt;10<sup>-4</sup>)</p> <p>厚層多腐植質黒ボク土、厚層腐植質黒ボク土、表層腐植質黒ボク土、淡色黒ボク土、厚層多腐植質多湿黒ボク土、厚層腐植質多湿黒ボク土、表層多腐植質多湿黒ボク土、表層腐植質多湿黒ボク土、礫質褐色森林土、褐色森林土</p>
--	--

地・段丘（低位～下位）－多湿黒ボク土および黒ボクグライ土地域では、畑地の水田化などによって、水かん養機能、水質浄化機能（N）、および土砂崩壊防止機能が向上し、代償的に汚染物浄化機能が低下している。また、台地－黒ボク土地域の平地林は、アカマツの枯死・管理放棄に伴い草地化（主にアズマネザサ群落）あるいは荒廃する傾向が強くと、居住快適性機能をはじめとする諸機能を低下させていると考えられる。

表 4 自然立地単位と土地利用の関連性

自然立地単位		土 地 利 用				植 生	
地 形	土 壌	水 田	畑 地	果樹 樹園地	森 林	住市 宅街 地地	関連性の高い 現存植生
1.	三角州性低地－多湿黒ボク土	5					・ハンノキ群落 等湿性林 ・ヨシ群落等 湿性草原 ・屋敷林 (自然堤防)
2.	三角州性低地－黒ボクグライ土	5					
3.	三角州性低地－灰色低地土	5		5			
4.	三角州性低地－グライ土	5		5			
5.	扇状地性低地－黒ボク土		5			5	
6.	扇状地性低地－灰色低地土	5		5			
7.	扇状地性低地－グライ土	5					
8.	斜 面 －黒ボク土		5	5		5	・アカマツ植林 等平地林 ・屋敷林
9.	ローム台地・段丘（下位～低位） －黒ボク土		5			5	
10.	ローム台地・段丘（下位～低位） －多湿黒ボク土	5	5				
11.	ローム台地・段丘（下位～低位） －黒ボクグライ土	5					
12.	ローム台地・段丘（上位～中位） －黒ボク土		5	5		5	
13.	小起伏丘陵地－黒ボク土		5		5		・アカマツ林 ・スギーヒノキ 植林 ・ヤブツバキク ラス域自然林 二次林 ・ブナクラス域 自然林・二次林
14.	大起伏丘陵地－褐色森林土				5		
15.	山 麓 地 －黒ボク土				5		
16.	山 麓 地 －褐色森林土				5		
17.	小起伏山地－褐色森林土				5		
18.	中起伏山地－褐色森林土				5		
19.	大起伏山地－褐色森林土				5		

ここでは、相対的な結び付きの強さを示す指標として特化度<sup>1)</sup>を用いた。表中の凹凸マークは、それぞれ5つの柱からなっているが、左から順に昭和初期以降の5つの時期に対応する。柱は特化傾向（自然立地単位と土地利用の結び付き）の強い場合には高く、そうでない場合には低く描いてある。また、5つの時期すべてにおいて特化傾向が強い場合には、5と数字を示している。

1)特化度（井手ほか，1985）を用いた。

表 5 環境保全機能の経時的変化

自然立地 単位	面積 (%)	環 境 保 全 機 能						
		水かん養	洪水防止	水質浄化 (N)	水質浄化 (P)	土砂崩壊防止	汚染物浄化	土壌侵食防止
1.	1.3	72.0	83.8	79.2	72.3	58.0	31.3	85.6
2.	1.9	58.2	74.9	72.8	67.6	60.5	20.5	79.7
3.	5.9	43.7	74.9	43.3	47.2	54.6	29.6	79.7
4.	3.8	39.4	74.8	46.0	40.6	55.8	21.5 ↓ 8.8	86.4
5.	6.6	71.2	76.7	64.0 ↓ 60.1	68.6	39.6	35.8	60.1
6.	6.7	54.7	74.0	41.3	41.5	50.2	29.8	67.5
7.	1.3	47.8	71.2	40.7	38.7	59.8	20.4	65.5
8.	3.6	65.3	74.2	64.5 ↓ 59.0	69.3	36.5	34.5	67.3
9.	3.9	62.7	75.6	64.6 ↓ 58.4	68.8	43.4	37.0 ↓ 33.8	74.9
10.	4.4	63.8 ↓ 69.0	81.7	71.5 ↑ 74.9	70.5	51.6 ↑ 55.8	37.2 ↓ 31.6	84.9
11.	1.0	54.9 ↑ 58.3	73.0	64.8 ↑ 70.1	67.4	55.3 ↑ 58.9	30.0 ↓ 20.2	85.2
12.	9.9	63.4	75.1	66.6 ↓ 58.6	70.0	38.8	36.9	77.5
13.	2.2	79.0	71.4	60.1 ↓ 55.6	67.7	38.3	29.7	56.9 ↓ 51.4
14.	1.1	73.4	70.0	51.7	66.6	40.1	21.5	53.6 ↓ 49.8
15.	2.7	72.1	66.6	45.4	64.8	35.8	21.9	38.5 ↓ 34.1
16.	9.9	62.6	62.8	34.2	32.4	34.2	15.0	20.0
17.	4.4	52.0	56.7	32.5	30.1	34.1	9.9	19.0
18.	5.3	57.1	58.1	32.6	30.9	30.5	10.9	17.5
19.	1.8	57.1	52.7	31.2	28.6	31.1	*	17.4

各環境保全機能の評点は、評価ランクと評点との対応関係が概ね極低(20点以下)・低(20~30)・やや低(30~40)・普通(40~60)・やや高(60~70)・高(70~80)・極高(80点以上)となるように標準化した。また、昭和初期と昭和57年の評点を比較し、±3点を越える変化があった場合は両時期の評点をこの順に、これ以下の場合には、昭和57年時点の評点のみを示した。\*は傾斜角15度以上で評価から除いた場合である。

## 6. 流域単位で見た環境保全機能

中流～下流域の農林業地域において、畑地の水田化および市街地・住宅地の増加を反映して、汚染物浄化機能が低下傾向にある。そして、これが他の地域の機能増加で補われていない点に特徴がある。また、中流域では、住宅地の増加に伴い、水質浄化機能（N）が低下傾向にあり、その一部は中流域の他の地域における機能増加で補われた形になっているが、下流黒ボク土地域での機能低下が大きく、流域全体として機能は低下傾向にある。

1955年時点での宅地化予測の結果を踏まえ、農地の宅地化による環境保全機能の変化を推定した結果からも、汚染物浄化機能、水質浄化機能（N、P）、および居住快適性機能の低下が予測された。

下流部に限定して、急激な宅地化を想定した場合にも、やはり汚染物浄化機能および水質浄化機能が低下する。

過去からの推移、変動予測の結果からも、今後の流域の環境保全を考える場合に、他の機能とのバランスを保ちながら、適正な土地利用システムへと再編することにより、中～下流域での水質浄化機能（N）および汚染物浄化機能の低下を食い止め、流域全体での両機能を向上させていくことがポイントとなる。

そこで、流域の地形連鎖を通じた汚染物浄化・水質浄化機能の一体的向上とその利用について考えてみる。中～下流域での汚染物浄化機能および水質浄化機能（N）の低下が、流域単位でみた場合にも解決すべき問題であることは先に見た通りである。ここでは、台地、丘陵地などで畑地などに投入される有機物が、好氣的条件下での活発なバイオリクター機能によって分解され（汚染物浄化機能）、大気に消逸し、窒素は硝酸化され、低地の水田に流入し、そこで脱窒浄化される（水質浄化機能）仕組みが期待される。勿論こうした機能の連動は、台地－低地といったマクロな地形連鎖で機能するだけではない。畑地に隣接する水田・あるいは乾田に接する湿田というより細かな連鎖の中でも機能している。

この視点にたつて各自然立地単位の許容する範囲内で土地利用の変更を考えれば、黒ボク土地域および台地低下位の多湿黒ボク土地域の水田を畑地化し、逆に三角州性低地の灰色低地土地域および黒ボクグライ土およびグライ土地域、および扇状地性低地の灰色低地土およびグライ土地域の畑地を水田化するという方法が、今後の土地利用のあり方として合理的である。

もとより、こうした機能の向上が効果を発揮するためには、畜産業や生活廃棄物の発生源を低地から台地部に移し、かつ廃棄物の農地還元利用を促進するなどのフォローが必要であることは言うまでもない。

さらに流域全体を見渡した場合、上流域の大起伏山地・山麓地・山地では、森林としての利用が最も環境保全的である。しかし、その場合でも、汚染物浄化機能や水質浄化機能は、傾斜などの立地条件が作用して、他の地域に比べて低い値である。こうした地域では、雨水の浄化機能も含めて、森林植生の安定化と土壌の熟化によって、両機能が強化されることが期待される。計画

的な植林、自然林への移行などの手段で、植生の安定化を図る必要がある。

## 7. 流域環境保全の指針

以上のような、流域の構造と環境保全機能の対応関係から見た問題点を整理し、6で述べた汚染物浄化機能と水質浄化機能の活用を含めて、自然立地単位ごとに今後の環境保全機能の維持・増進方策をまとめれば、表6のように整理される。ここでは、保全機能の維持・増進方策として、望ましい土地利用のあり方とそれを補足する技術的なバックアップのあり方を提示している。これは、流域を単位としたマクロスケールな指針であり、個々の自然立地単位内での細密な構造あるいは保全機能やそれに係わる保全指針は特に必要な場合を除いて扱っていない。

大起伏山地・山麓地・山地では、潜在的に低い汚染物浄化および水質浄化機能を向上させること、低下傾向にある土壌侵食防止機能を強化することが必要である。汚染物浄化・水質浄化機能については、先にも述べた通り、計画的植林、森林の適切な育成、自然林への移行を通して、植生の安定化を図る必要がある。また、土木的植栽工法あるいは複層林施業法などの技術的対応を行うことにより、土壌侵食防止機能をはじめとする他の機能も向上させることができる。小起伏山地域では、上流域での汚染物浄化機能の活用の上から、畑地における畜産廃棄物などの還元的利用を積極的に進めるとともに、各種環境保全機能に寄与する二次林・アカマツ林などの樹林地を緑地として管理・保全していく必要がある。

また、ローム台地・段丘（低位～下位）-多湿黒ボク土地域は、水田・畑としての利用が適している。しかし、ここで台地での汚染物浄化機能の活用の上から、水田の畑地化あるいは畑利用を推進するとともに、畜産廃棄物などの還元的利用を積極的に進めていくことは、流域全体の環境保全に寄与することにつながると考えられる。ローム台地・段丘、斜面-黒ボク土地域では、住宅地・市街地の増加に伴う汚染物浄化・水質浄化機能の低下を考慮し、生活廃棄物・し尿処理システムの整備が急務である。畑・樹園地における畜産廃棄物などの還元的利用を進めることにより、汚染物浄化機能の活用を図ることが望まれる。また、台地-黒ボク土地域の平地林は、居住快適性をはじめとする環境保全機能の維持・増進のための重要な存在である。管理放棄に伴う荒廃を防ぎ、都市的な利用や農業的な利用も含めて、緑地として積極的に管理・保全していくことが必要である。

三角州性低地-多湿黒ボク土、黒ボクグライ土地域および扇状性低地-灰色低地土、グライ土地域では、従来より、安定した環境保全機能を発揮しており、低地の水質浄化機能を活用する意味からも、水田としての利用の継続が望まれる。三角州性低地-灰色低地土地域は、水田のほか果樹園・樹園地としての利用が可能であるが、低地の水質浄化機能を活用する意味から、水田中心の土地利用が望まれる。また、三角州性低地-グライ土地域は、樹園地等の減少により、汚染物浄化機能が低下しているため、汚染物の地域内負荷発生を抑制することが必要である。土地利用としては、低地の水質浄化機能の活用の意味から、水田が望ましい。

表 6 環境保全機能に着目した保全指針

自然立地単位	土地利用					流域における環境保全機能の維持・増進のための土地利用と技術
	水田	樹果園地	畑地	住宅街地	森林	
三角州性低地-多湿黒ボク土 三角州性低地-黒ボクグライ土 三角州性低地-グライ土 扇状地性低地-グライ土 ローム台地・段丘(下位~低位) -黒ボクグライ土 三角州性低地-灰色低地土 扇状地性低地-灰色低地土	★ ★ ★ ★ ★ ★					・水質浄化機能向上のため水田としての利用を継続
ローム台地・段丘(下位~低位) -多湿黒ボク土			●			・汚染物浄化機能の活用の観点からの畑利用の推進 ・畜産廃棄物などの還元的利用の促進
ローム台地・段丘(上位~中位) -黒ボク土 斜面 -黒ボク土			●			・生活廃棄物、し尿処理システムの整備 ・畜産廃棄物などの還元的利用の促進 ・平地林の適正管理と保全
扇状地性低地-黒ボク土 ローム台地・段丘(下位~低位) -黒ボク土			●			・生活廃棄物、し尿処理システムの整備 ・平地林の適正管理と保全
小起伏丘陵地-黒ボク土			●			・畜産廃棄物の還元的利用 ・二次林、アカマツ林の適正管理と保全
大起伏丘陵地-褐色森林土 山麓地 -黒ボク土 山麓地 -褐色森林土 小起伏山地 -褐色森林土 中起伏山地 -褐色森林土 大起伏山地 -褐色森林土					★●□ ★●□ ★●□ ★●□ ★●□ ★●□ ★●□	・水質浄化、汚染物浄化機能の向上のための植生の安定化(計画的植林, 自然林への移行) ・土壌侵食防止機能強化のための土木的植栽工法, 複層林施業法などの活用

：自然立地と土地利用の関係からみて適合する土地利用

★：流域単位で着目すべき環境保全機能(水質浄化機能)

●：流域単位で着目すべき環境保全機能(汚染物浄化機能)

□：立地単位で着目すべき環境保全機能(土壌侵食防止機能)

## 8. おわりに

ここで述べた機能評価は環境保全機能に基づく地域類型区分を主眼においている。そのため評価の方法は、ある土地に卓越する機能は何か、あるいは欠落する機能は何かを明確にするために、既往の科学的知見を集めた、一種の経験式になっている。評価積算の基礎になった環境質量間に存在する相互関係の分析なども不十分であり、機能によっては評点の計量的な意味付けが困難な相対的な指数にとどまったものもある。近年、農林業的土地利用に環境保全機能面での公益性を立論することが求められているが、その目的には、資源保全量、汚染浄化量などと直結する機能評価手法の開発が必要である。

### 引用文献

- 1) 農林水産技術会議事務局・農業環境技術研究所(1987)：「農林水産業のもつ国土資源と環境の保全機能及びその維持増進に関する総合研究」研究報告(第2集)，農林水産技術会議事務局・農業環境技術研究所。
- 2) 井手久登・武内和彦(1985)：自然立地的土地利用計画，東京大学出版会，227pp.
- 3) 農林水産技術会議事務局・農業環境技術研究所(1985)：「農林水産業のもつ国土資源と環境の保全機能及びその維持増進に関する総合研究」研究報告(第1集)，農林水産技術会議事務局・農業環境技術研究所。
- 4) 同上第3集(1988)
- 5) 同上第4集(1988)
- 6) 同上第5集(1988)

## Ⅱ．自然浄化能の利用

## 4. 生活雑排水に含まれる界面活性剤に対する 湿地の浄化能

稲葉一穂（国立公害研究所・水質土壌環境部）

### 1. はじめに

全国各地の陸水域において水質の悪化が進行し、アオコの大量発生、悪臭、飲料水源としての不適当化など多くの問題が生じてきている<sup>1)</sup>。これらの問題を解決するためには、河川、湖沼へと流入している汚濁物質を減少させる必要があり各種の基準を設けて水質の悪化の防止に努めている。しかしながら工場排水、し尿などについては未処理のまま公共水域に放流することが禁止されているものの、生活雑排水については法的な規制がなく、また下水道の敷設が立ち後れているため全国平均では生活雑排水のおよそ60%は河川、湖沼へと未処理のまま放流されているのが現状である<sup>1)</sup>。このように河川、湖沼水の適正利用を行うにあたり生活雑排水の問題は無視できない状況となっている。そこで本研究では河川、湖沼の適正な管理、利用を行う上で必要となる生活雑排水による汚染の状況の把握とこれらの流入汚濁物質に対する自然の持つ浄化能力の評価を目的として現場調査を行った。

研究対象の汚濁物質としては合成洗剤由来の界面活性剤である直鎖アルキルベンゼンスルホン酸（LAS）を取り上げた。合成洗剤由来の界面活性剤は一般家庭から排出される生活雑排水にはほとんどの場合含まれており、その使用量及び内容がかなり明確なこと、合成化合物であるため内部生産がなく挙動の解明が容易なこと、毒性や分解性の悪いことがしばしば問題となる汚濁物質であることなど、研究対象として適していると考えられる。

### 2. 現場における調査方法<sup>2,3)</sup>

#### 2.1 調査の対象

現場調査を行ったモデル湿地の概要を図1に示す。

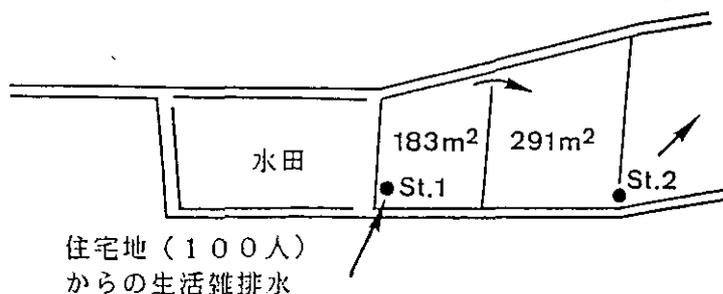


図 1 モデル湿地の概要

この湿地は茨城県新治郡八郷町にあり東向きに開けた小さな谷にある休耕田である。谷にそって4面が並んでいるが、本研究では上から2面までを用いた。面積は2面合わせて474m<sup>2</sup>、表面はほとんど水に覆われており、アシやガマが繁茂している。上流側には25戸の一般住宅があり生活雑排水が未処理のまま流入している。流入水は湿地内を循環した後下流側よりさらに下方の湿地へと流出している。現場調査はこの流入、流出の2地点において行った。流量はそれぞれの地点にパーシャルフリューム型流量計を設置して測定した。この測定値を基に1時間ごとにサンプリングした試水を流量に比例して混合し1日の平均サンプルとした。またそれぞれの地点において底泥のサンプリングを行い底泥へと吸着したLASを測定した。なお水質調査は昭和61年夏より62年夏まで、底質調査は61年夏より62年冬まで行った。

## 2.2 LASの分別定量方法

市販の合成洗剤に含まれるLASはアルキル鎖長が11から14までの同族体の混合物であり、さらにこれらの同族体にはフェニルスルホン酸基のアルキル鎖への置換位置による異性体が存在する。これらはそれぞれ吸着性などの物理化学的性質や微生物による分解性などが異なるため分別して定量する必要がある。そこでサンプルに含まれるLASの同族体、異性体の成分別定量分析は高速液体クロマトグラフィーを用いて既に報告した方法で行った<sup>4)</sup>。測定条件を表1に示す。サンプルはGF/C濾紙で懸濁物を取り除いた後、メチルイソブチルケトンを用いて抽出操作を行い不純物の分離と濃縮を行った。底泥サンプルはメタノールを用いて超音波抽出を行った後、メチルイソブチルケトンによる同様の前処理を行って測定に供した。

なお、アルキル鎖長(n)、フェニルスルホン酸基の置換位置(m)位のLASをmφC<sub>n</sub>LASと表す。

表 1 HPLCによるLASの定量条件

1) 移動相条件	
組成	0.02mol dm <sup>-3</sup> NaClO <sub>4</sub> 水溶液-アセトニトリル
流量	1.0ml min <sup>-1</sup>
2) グラジエント条件	
時間	NaClO <sub>4</sub> soln. アセトニトリル
0~10 min	50% 50%
10~25 min	直線グラジエント
25~30 min	20% 80%
3) 測定条件	
サンプル量	100μl
測定波長	222nm

### 2.3 挙動の解析方法

湿地内における界面活性剤の挙動の解析は新たに開発した成分濃度比の季節変動パターンをそれぞれの成分の底泥への吸着定数で解析する方法を用いて行った<sup>5)</sup>。この方法の概略を以下に示す。

ある水域における自然浄化の量 (J) は汚濁物質の物質収支から (1) 式で表すことができる。

$$J = \text{流入量} + \text{内部生産量} - \text{流出量} = \text{吸着量} + \text{微生物分解量} + \text{揮散量} + \dots \quad (1)$$

LAS のような合成化合物の場合には内部生産は起こらないこと、揮散は無視しうることから (1) 式は (2) 式のように簡略化できる。

$$J = \text{流入量} - \text{流出量} = \text{吸着量} + \text{微生物分解量} \quad (2)$$

従来から報告されているように底泥への吸着量は気温の変動による影響は小さいが、微生物分解量は非常に大きな影響を受ける。もし気温が微生物分解が無視しうる温度以下になった場合、(2) 式はそれぞれの異性体について実験室内の吸着試験によって得られるラングミュア式に近似できる (3) 式ようになる。

$$J_m = m\phi \text{LAS}_{in} - m\phi \text{LAS}_{out} = P_m \times M \times m\phi \text{LAS}_{out} / W \quad (3)$$

(M: 有効底泥量, W: 水量)

現場においては有効な吸着を起こしうる底泥量は常に変動しているため浄化定数 ( $P_m$ ) を算出することは不可能であるが、同一調査日における異性体間の比をとることで底泥量を消去できる。最も吸着性、生分解性の低い 5φ 異性体で規格化すると (4) 式が得られる。

$$P_m / P_5 = 5\phi \text{LAS}_{out} \times (m\phi \text{LAS}_{in} - m\phi \text{LAS}_{out}) / (m\phi \text{LAS}_{out} \times (5\phi \text{LAS}_{in} - 5\phi \text{LAS}_{out})) \quad (4)$$

生分解が無視しうる量の場合にはこの比  $P_m / P_5$  の値は吸着定数の比  $K_m / K_5$  と等しくなる。しかし微生物による生分解が無視できない温度条件下ではフェニルスルホン酸の置換位置がアルキル末端よりにある易分解性 LAS の浄化量が 5φ 異性体の浄化量に較べて大きくなるため  $P_m / P_5$  値は  $K_m / K_5$  値よりも大きくなる。この差異を用いて水域内で起きている LAS の減少がどのような浄化形態によるものかをプロットの変動から解析する方法である。なお解析に用いた  $C_{11} \sim C_{13}$  LAS の現場底泥への吸着定数を表 2 に示す。

表 2 現場底泥への  $C_{11} \sim C_{13}$  LAS の吸着定数

( $1 \text{ mg}^{-1}$ )	$K_2$	$K_3$	$K_4$	$K_5$
$C_{11}$ LAS	$0.8 \times 10^{-4}$	$0.5 \times 10^{-4}$	$0.4 \times 10^{-4}$	$0.3 \times 10^{-4}$
$C_{12}$ LAS	$1.7 \times 10^{-4}$	$1.1 \times 10^{-4}$	$0.9 \times 10^{-4}$	$0.7 \times 10^{-4}$
$C_{13}$ LAS	$5.2 \times 10^{-4}$	$3.6 \times 10^{-4}$	$2.6 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-4}$

### 3. 湿地における LAS の挙動

#### 3.1 現場調査の結果

モデル湿地において求められた流入水、流出水の水量と含まれる LAS の量およびその成分を表 3 にまとめた。定量の結果、本モデル地区においてはアルキル鎖長が 11~13 の LAS がほとんどであったことから本研究ではこれら 3 種の LAS を対象とした。流入する LAS の量は年間を通じて量、成分共に大きな変動はないが、これは生活雑排水に含まれる LAS が洗濯などの日常生活に由来するためである。一方、流出水に含まれる LAS は量、成分共に明確な季節変動を示し、夏には量が少なく、冬には流入量に近い値となった。また夏にはアルキル鎖の長いもの、フェニルスルホン酸基の置換位置がアルキル末端寄りのものほど減少が著しかった。

流入、流出地点の底泥に吸着した LAS の濃度測定の結果を図 2 に示す。流入地点では年間を通じて表層では 500ppm 程度、10~15cm 層でも 200ppm 程度の LAS を吸着している。流出地点の底泥に吸着している LAS は明確な季節変動を示しており、冬には表層で 400ppm 程度吸着しているが、夏にはそのほとんどが浄化されてなくなることがわかる。この変動は流入水、流出水中の LAS の量の変動と良い一致を示している。

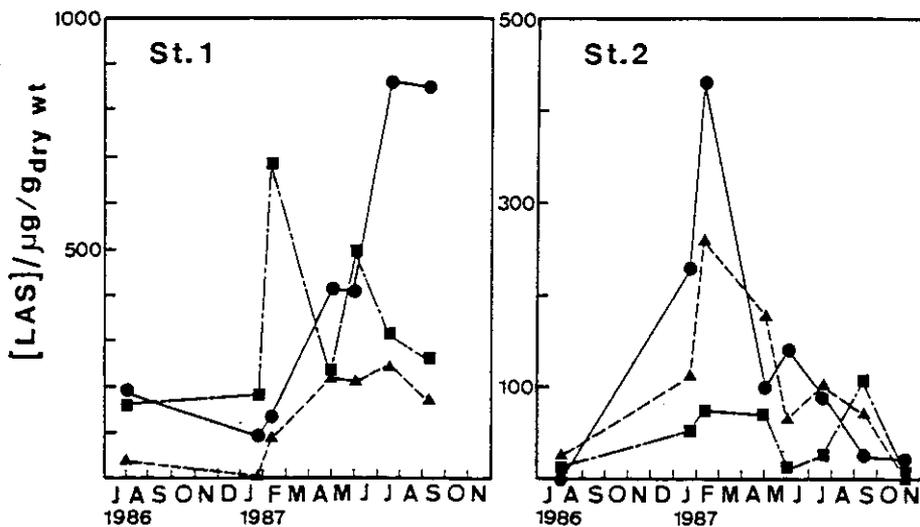


図 2 湿地底泥に吸着した LAS 量の季節変動

(●: 0~5cm, ▲: 5~10cm, ■: 10~15cm)

#### 3.2 湿地内の挙動の解析

表 3 のデータを用いて挙動の解析を行った結果を図 3 に示す。アルキル鎖長 11~13 いずれの LAS においても 12 月から 3 月にかけては  $P_m/P_s$  値と  $K_m/K_s$  値は良い一致を示し、この期間には

表 3 モデル湿地において得られた LAS の調査結果

Sampling site	Date	Discharge (m <sup>3</sup> /d)	LAS		Isomers (%)			
			(n)	(g/d)	2φ	3φ	4φ	5φ
St. 1	Av	22.0	C <sub>11</sub>	45.7	21.9	19.5	19.5	39.2
			C <sub>12</sub>	38.4	16.5	16.5	17.8	49.2
			C <sub>13</sub>	16.0	13.1	13.8	15.6	57.5
St. 2	Aug. Av 1986	23.2	C <sub>11</sub>	4.3	7.2	12.2	20.2	60.4
			C <sub>12</sub>	1.9	5.2	9.1	15.3	70.4
			C <sub>13</sub>	0.4	4.8	6.3	12.7	76.2
	Oct. Av 1986	18.0	C <sub>11</sub>	19.5	13.9	16.8	20.3	48.9
			C <sub>12</sub>	11.9	8.3	13.1	17.5	61.1
			C <sub>13</sub>	4.0	11.6	14.3	16.1	58.0
	Dec. 17 1986	12.0	C <sub>11</sub>	15.2	17.6	18.8	19.4	44.3
			C <sub>12</sub>	11.0	13.9	15.3	17.8	53.0
			C <sub>13</sub>	3.8	11.0	11.8	14.2	63.0
	Jan. 26 1987	21.1	C <sub>11</sub>	27.9	18.1	18.9	20.5	42.5
			C <sub>12</sub>	19.7	12.4	14.9	19.2	53.5
			C <sub>13</sub>	7.9	10.5	13.3	15.4	60.8
	Feb. 25 1987	17.9	C <sub>11</sub>	14.7	14.5	17.1	(20)	(48)
			C <sub>12</sub>	11.0	11.7	14.7	17.7	55.9
			C <sub>13</sub>	4.3	10.5	12.6	15.4	61.5
	Mar. 27 1987	23.9	C <sub>11</sub>	14.4	12.5	14.6	(19)	(54)
			C <sub>12</sub>	9.5	10.6	13.2	16.1	60.1
			C <sub>13</sub>	3.4	9.7	11.3	13.7	65.3
	Apr. 24 1987	13.7	C <sub>11</sub>	3.3	7.4	9.1	(19)	(64)
			C <sub>12</sub>	1.7	6.6	9.2	14.8	69.5
			C <sub>13</sub>	0.6	8.9	10.9	14.9	65.3
	Jun. 1 1987	14.1	C <sub>11</sub>	4.2	6.7	(10)	(19)	(64)
			C <sub>12</sub>	2.0	5.7	7.7	14.1	72.4
			C <sub>13</sub>	0.6	8.0	10.2	(13)	(69)

微生物による LAS の分解がほとんど起こっていないことを表している。それに対して夏には  $P_m/P_5$  値は  $K_m/K_5$  値よりも高い値をとり生分解の寄与が大きいかを示している。図3の季節変動パターンと気温の変動<sup>6)</sup>から本研究を行ったモデル湿地に生息する LAS 分解微生物の活性の開始温度はおよそ 7°Cであることが求められた。

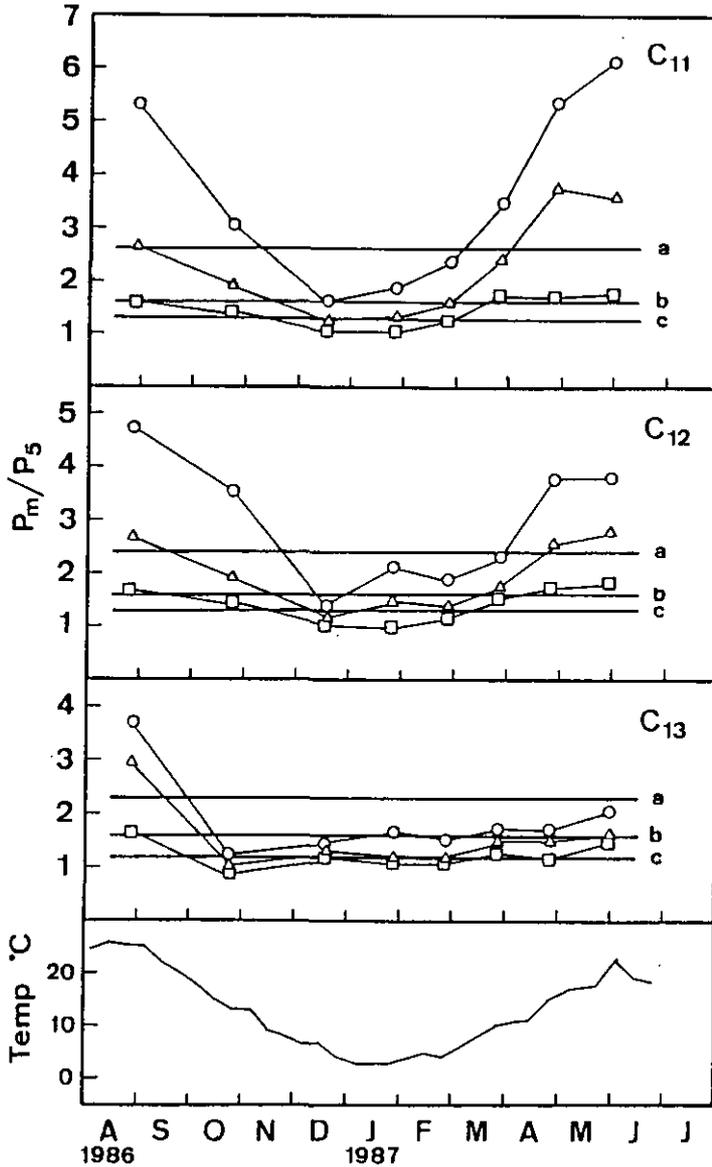


図 3 湿地内における LAS の挙動と気温の変動

(○ :  $P_2/P_5$ , △ :  $P_3/P_5$ , □ :  $P_4/P_5$   
 a :  $K_2/K_5$ , b :  $K_3/K_5$ , c :  $K_4/K_5$ )

#### 4. 湿地のもつ LAS 浄化能力の定量化

本研究の結果を用いてモデル湿地のもつ自然浄化能力の定量化を行った。得られた自然浄化能力は底泥の LAS 吸着容量と微生物による LAS 分解容量の 2 項である。

##### 4. 1 モデル湿地のもつ吸着容量

吸着容量は定義の仕方により以下の 3 通りを求めることが可能である。それぞれの定義と得られた結果を示す。なお本モデル湿地における吸着に有効な底泥の深さは吸着量の分析結果より 15 cm とした。底泥の比重は表層から 5 cm では 0.2 g (乾重) / cm<sup>3</sup>, 5~15 cm では 0.35 g (乾重) / cm<sup>3</sup> である。

(1) 室内実験で得られた吸着定数による計算値

$$\text{吸着容量} = \text{吸着定数} \times \text{有効底泥量} \times \text{溶存態 LAS 濃度} \quad 5 \sim 10 \text{ kg}$$

(2) 現場底泥の吸着量の測定値からの推定値

$$\text{吸着容量} = \text{実測最大吸着値} \times \text{有効底泥量} \quad 5 \sim 6 \text{ kg}$$

(3) 低温期の流入, 流出負荷量の差からの推定値

$$\text{吸着容量} = (\text{流入負荷量} - \text{流出負荷量}) \times \text{低温期日数} \quad 6 \sim 7 \text{ kg}$$

以上のようにいずれの定義による値も良い一致を示している。この結果より本実験を行ったモデル湿地 (474 m<sup>2</sup>) は最低でも 5 kg の LAS を保持する能力をもっていることが明らかとなった。

##### 4. 2 モデル湿地のもつ微生物分解容量

微生物による生分解は温度依存性があるため 1 年間を通しての分解量で表すこととする。生分解の総量は流入, 流出量の差から年間を通して吸着しているベースライン量を差し引いたもので与えられる。

$$\text{生分解容量} = \text{年間流入量} - \text{年間流出量} - \text{最低吸着量} \quad 20 \sim 25 \text{ kg}$$

本研究を行ったモデル湿地に生息する微生物は気温 7°C を活性化温度として LAS の生分解を行い年間流入量 (35 kg) のおよそ 6~7 割を消費することがわかった。

#### 5. 非イオン性界面活性剤の挙動

本モデル湿地において LAS の他にポリオキシエチレン型非イオン性界面活性剤 (POE-NS) の流入, 流出量の調査を併せて行った。測定結果を表 4 に示す。POE-NS の挙動は LAS の挙動と類似していることがわかる。なお, POE-NS の分析は既に報告したチオシアン酸コバルト抽出-ピリジルアゾレゾルシノール発色法を用いた<sup>7)</sup>。

表 4 モデル湿地において得られた POE-NS の調査結果

Sampling site	Date	Discharge (m <sup>3</sup> /d)	POE-NS (g/d)
St. 1	Av	22.0	6.61
-----			
St. 2	Aug. Av 1986	23.2	1.26
	Oct. Av 1986	18.0	2.52
	Dec. 17 1986	12.0	2.56
	Jan. 26 1987	21.1	6.67
	Feb. 25 1987	17.9	5.46
	Mar. 27 1987	23.9	3.35
	Apr. 24 1987	13.7	2.93
	Jun. 1 1987	14.1	1.00

## 6. 環境管理に向けて

以上のようにモデル湿地における現場調査とその解析から、生活雑排水に含まれる LAS および POE-NS の負荷原単位と水域における自然浄化挙動の特性を把握することができた。今後はこれらのデータを一般化して他の水域へと応用可能にすることを考える必要がある。また本研究では一年間のデータによるため経年変化についての考察を行っていないが、自然浄化能力を環境の管理、保全へと利用する場合には長期間にわたる環境の変化を考慮する必要があると思われる。本研究のモデル湿地に関していえば、流入する有機物負荷の蓄積による底泥の性状の変化に伴い吸着容量が変化することが考えられる。このような点から見ると環境浄化の容量の研究においては蓄積のような経年変化を正確に求める必要がある。

## 引用文献

- 1) 藤原正弘 (1987) : 生活排水と水質保全. 用水と廃水, 295-10.
- 2) 稲葉一穂・須藤隆一 (1988) : 生活雑排水に含まれる合成洗剤の負荷原単位. 国立公害研究所研究報告, 第116号, pp.23-37.
- 3) 稲葉一穂・須藤隆一 (1988) : 湿地における合成洗剤の自然浄化能の季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第119号, pp.19-30.
- 4) K. Inaba and K. Amano (1988) : HPLC Determination of Linear Alkylbenzene-sulfonate (LAS) in Aquatic Environment. Seasonal Changes in LAS Concentration in Polluted Lake Water and Sediment. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 34, pp.203-213.

- 5)K. Inaba K. Iwasaki and O. Yagi(1988): A Method for Behaviour Analysis of Synthetic Chemicals in the Aquatic Environment Using Their Adsorption Constants. A Study for Linear Alkylbenzenesulfonate in Wetland. Environ. Technol. Lett., 9, 1387-1392.
- 6)水戸地方气象台(1986, 1987): 茨城県気象月報.
- 7)K. Inaba (1987): Determination of Trace Levels of Polyoxyethylene-type Nonionic Surfactants in Environmental Waters, Intern. J. Environ. Anal. Chem., 31, pp.63-73.

## 5. 畑地流出水中の窒素の水田における除去 ～休耕田活用の提案～

田淵俊男（茨城大学農学部）

### 1. はじめに

わが国では湖沼の富栄養化が大きな問題となっているが、その防止には流域から流れこむ窒素やリンなどの栄養塩類を抑制することが緊急に必要である。流域には都市、工場、畜産などの点源と、農地、林地の面源があるが、前者については下水道や污水处理施設の整備が必須である。面源については畑地からの硝酸態窒素の流出が問題である。それは畑地が酸化状態にあり施肥された窒素が流出しやすい硝酸に変化することと、近年野菜のように水稻の数倍もの窒素肥料を施す多肥の作物の栽培が増加してきたことが原因である。さらに畜産のふん尿を処理ではなく農地に利用するように対策が進められているが、そうすると益々、畑地からの硝酸態窒素の流出をどのように制御するかが重要な課題になってくる。そのために節肥やコーティング肥料の利用、さらにはクリーニングクロップの導入などが提案されている。本稿では畑地から流出した硝酸態窒素を自然の地形連鎖を活用して、休耕田で除去することを提起し、それについての実態調査や室内実験の結果を報告する。

### 2. 畑地からの流出水中の $\text{NO}_3\text{-N}$

畑地に降った雨は地中へ浸透して行くが、この際に  $\text{NO}_3\text{-N}$  を溶脱する。したがって多肥の野菜畑では、地下水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は高く上昇する。畑地からの窒素の溶脱量は施肥量の20%～30%といわれており、それをもとに溶脱量を計算すると図1のようになる。施肥量の少ない豆やイモ類の畑では溶脱量は少ないが、多肥の野菜畑では60～180kg/haにも達する。もしも100 kg/haの溶脱量が1,000mmの浸透水に溶出したとすれば、その濃度は10mg/lになる。180kg/haでは18mg/lである。したがってこのような多肥の畑の地下水の硝酸態窒素濃度は高くなり、地域全体では多肥の野菜畑の面積の割合が硝酸濃度の値を左右するようになる。多肥の野菜畑と対比的なのは林地で、林地の地下水中の硝酸態窒素濃度は低い。同様に湿地である水田でもその濃度は低い。

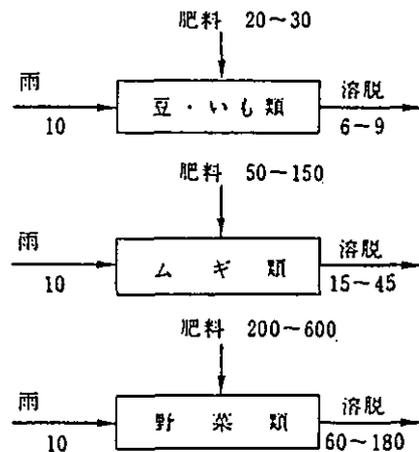


図 1 畑地における窒素の溶脱量 (kg/ha)

図2はある農業集水域で、台地から低地の谷津田へ浸み出てくる湧水と、それが谷津田を流下する過程で示す硝酸態窒素の濃度変化を画いたものである。台地の上は畑と林になっており、点源は存在しない。畑ではハクサイやスイカが栽培されている。細長い谷津田の上流端（谷頭）には台地からの浅層地下水が湧出している。この水は谷津田の中を水路で流下するが、5~8月の灌漑期には水田に灌漑されて利用される。

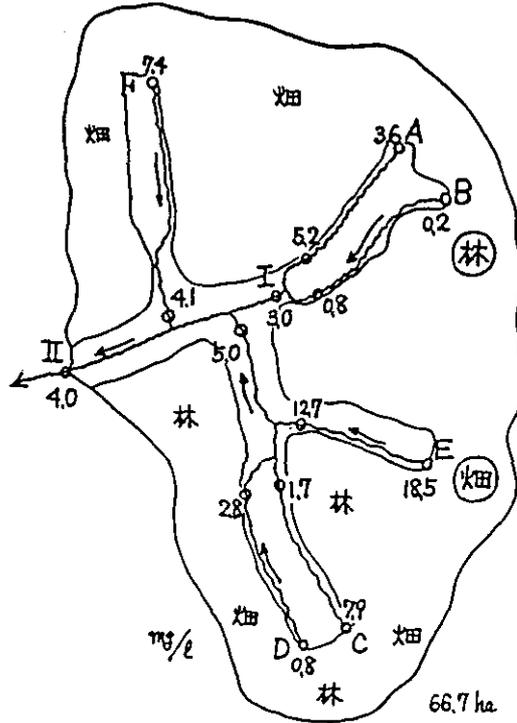


図 2 台地～谷津田集水域における湧水と水路の硝酸態窒素濃度の分布

谷頭の湧水A～Fの硝酸態窒素濃度を1年間毎月1回測定し、それを平均した値を図中に示したが、その値は0.2~18.5mg/lと場所により大幅に異なった。台地の上が林地である湧水Bの濃度は0.2mg/lと極端に低く、地上が野菜畑である湧水Eは18.5mg/lと非常に高かった。このように、湧水の濃度には台地上の土地利用が大きく反映していた。その他の湧水は中間の値を示したが、それはその台地が林地と畑地が混在しているためである。畑地の多いところでは濃度が高くなる。

次に畜産の影響を図3に示した。図には養豚場、畑地、林地の湧水中のNO<sub>3</sub>-N濃度の測定結果を示したが、林地の値は低く、畑地は10mg/l程度で高い。しかし、養豚場のある台地からの湧水の濃度はそれ以上に高く、100mg/lにも達する場合がある。これは養豚場がふん尿を素掘りの穴に貯めていたからで、そこから常時、窒素が地中へ浸透していたのである。

図4はその地区の平面図であるが、右側の台地上の養豚場から左方向の低地（水田）に向って高濃度の水が浸み出ている。浸出水は細い水路を流下して川へ流れこむが、そこでの濃度が28mg/lである。このような素堀貯留は現在なくす方向で改善が進んでいるが、農地利用がどの程度適切にされるかが今後の問題である。

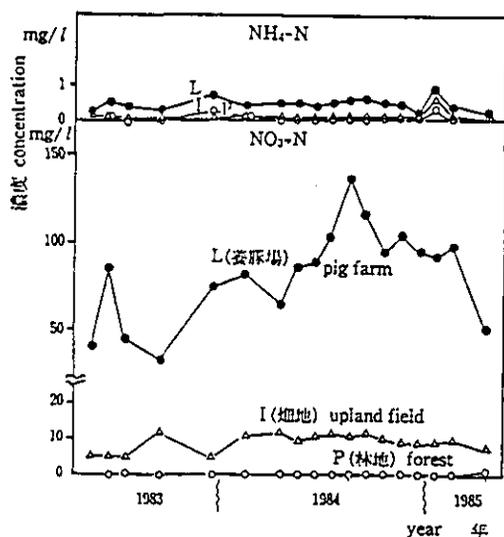


図3 養豚場、畑地、林地からの浸出水の水質変化<sup>2)</sup>

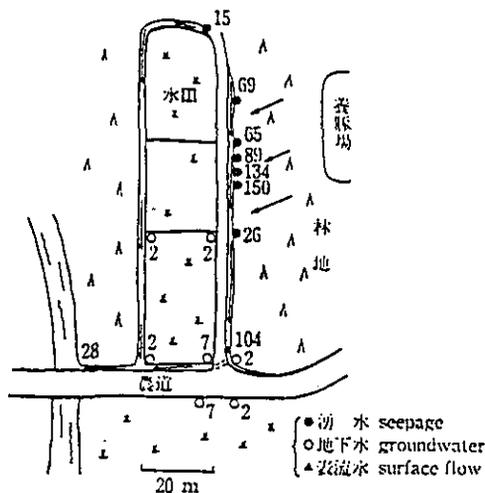


図4 養豚場周辺の浸出水の硝酸態窒素濃度<sup>2)</sup>

### 3. 水田における窒素除去の実態

霞ヶ浦周辺の台地と谷津田の一般的な地形状況は図5のようになっている。台地の上には林と畑があり、そこに降った雨は地中へ浸透した後、横方向へ流れて低地の谷津へ浸出する。そこには水田があり灌漑期には浸出水は水田栽培に利用される。稲を刈取った後

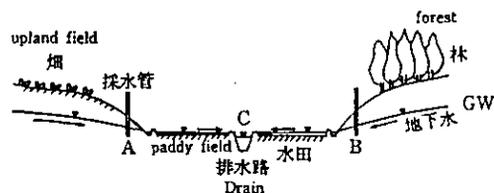


図5 台地と谷津田の地形連鎖

は浸出水は水田の周辺に承水溝があれば水田を通らずに排水路へ流出し、承水溝がない場合には水田の中を通過して出ていく。後者の水田の中を通過していく場合に、浸出水中の硝酸態窒素が水田土壌により除去される。表1はこのような水田で窒素除去量を測定した結果である。タン水状態の水田の中にアゼシートで水の流入出を止めた小区画を作り、タン水中の硝酸態窒素濃度と水深の低下量を測定した。刈取り後の10, 11, 12, 1月には田面には稲株が残っているだけで、植生はほとんど存在しなかった。タン水の硝酸態窒素濃度の初期値は3.8~11.5mg/lとばらつきはあるが、いずれも畑地からの浸出水で高い濃度である。

1日当りの除去量は最高0.4g/m<sup>2</sup>, 最低 0.02g/m<sup>2</sup>であった。水温の高い 9~10月に高い値を示し、水温の低い冬期に低い値を示す傾向がある。No. 10のデータは水田の中にビニールの有底箱を設置し、土壌を入れないタン水だけの状態で測定したものであるが、やはり除去量は 0であった。このように、水田では稲を刈取った後でも、自然の水の流れの中で台地からの浸出水中の硝酸態窒素が除去されている。

除去は植生や土壌による吸収と大気中への脱窒が考えられるが、この場合には植生がほとんどない状態であったので、脱窒が主体と考えられる。

表 1 孤立田面水における NO<sub>3</sub>-N 除去量<sup>1)</sup>

No.	測定日 date	初期濃度 mg/l concentration	初期水深 cm water depth	採水時水温 °C temperature	第1日 窒素除去量 g/m <sup>2</sup> ·d nitrogen removal	備考
1	1980.11. 6~ 8	11.5	2.0	10~15	0.15	裸地
2	"	11.5	5.0	10~15	0.23	"
3	1980.12.15~19	9.8	2.0	0~ 5	0.06	"
4	"	9.8	4.0	0~ 5	0.07	"
5	1981. 6.18~22	6.8	6.5	16~26	0.25	有稲
6	"	4.1	7.0	16~26	0.20	裸地
7	1981.10. 5~ 8	6.8	4.0	17~23	0.30	"
8	"	6.3	7.6	17~23	0.40	"
9	"	5.7	2.7	17~23	0.20	"
10	"	5.7	3.8	17~23	0.00	ビニール有 底土壌なし
11	1981.11. 9~16	5.9	2.8	12~17	0.05	裸地
12	"	5.5	3.7	12~17	0.05	"
13	1981.12. 2~ 9	5.9	3.8	3~12	0.02	"
14	"	4.3	1.2	3~12	0.02	"
15	1982. 1.12~22	5.4	2.3	3~12	0.03	"
16	"	7.1	4.9	3~12	0.05	"
17	"	6.1	2.0	3~12	0.03	"
18	"	5.7	2.9	3~12	0.03	"
19	"	8.0	5.0	3~12	0.05	"
20	1982.10.12~14	3.8	1.7	22~27	0.06	"
21	"	5.7	2.5	23~25	0.11	"

図6は10月に測定したタン水中的の窒素成分の変化の一例である。窒素のほとんどが NO<sub>3</sub>-N で、Org.-N はわずかである。NH<sub>4</sub>-N はほとんど存在しない。5mg/l以上あった NO<sub>3</sub>-N は 1日後には 2mg/l以下になり、2日後にはほとんどなくなってしまった。このように窒素成分の内では変化する主体は NO<sub>3</sub>-N であった。この点からも窒素の除去が脱窒によるものであろうと推定される。

図7は水田の中に5m四方の小区画をアゼシートで区切り、そこに隣接した排水路の水を小型ポンプで汲上げてタン水して、硝酸態窒素濃度の変化を追跡した結果である。図には9月に測定したタン水直後と3日後の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が示してある。この水田はグライ層を持つ湿田で、土壌中の全炭素量は乾土当り5.9%、全窒素量は0.36%である。

タン水直後には $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は平均で5.3mg/lあったが、3日後には0.3mg/lにまで低下した。この際の窒素成分の内容は図8のようで、前に示した場合と同じように、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が変化の主体で、Org.-Nや $\text{NH}_4\text{-N}$ は少なかった。

この試験は9月、10月、11月の3回行われたが、その結果は表2に示した。3日間タン水した場合の1日当りの $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去量は9月が $0.09\text{g/m}^2$ 、10月が $0.08\text{g/m}^2$ 、11月が $0.05\text{g/m}^2$ となり、水温が低下するにつれて除去量は減少した。

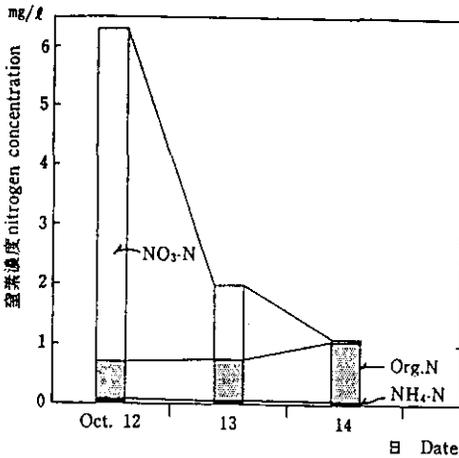


図6 孤立田面水中の窒素濃度の低下(10月)<sup>4)</sup>

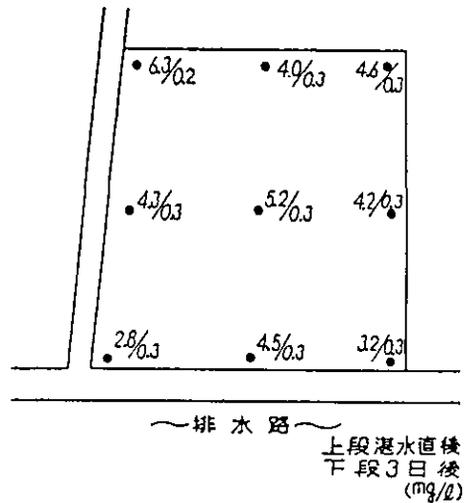


図7 田面水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の平面分布(9月)<sup>4)</sup>

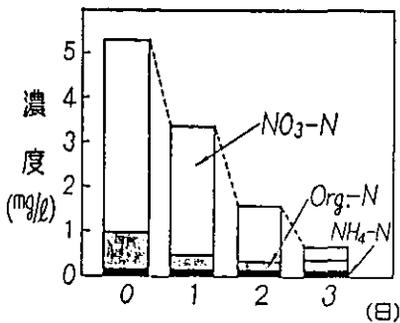


図8 田面水中の窒素濃度の低下(9月)<sup>4)</sup>

表2 試験田における $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去量(3日間平均値)<sup>4)</sup>

時期	日中水温(°C)	初期濃度(mg/l)	除去量(g/m <sup>2</sup> , 日)
9月	18~26	5.3	0.09
10月	16~23	7.8	0.08
11月	9~14	7.8	0.05

#### 4. ライシメータ試験の結果

図9は高村がライシメータ（面積 $1.08\text{m}^2$ ）に水田土壌を充填し、高濃度の  $\text{NO}_3\text{-N}$  含有水を9月17日から12月25日までタン水して、その濃度変化を調べたものである。第1試験期間では  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は最初 $50\text{mg/l}$ で50日後に $20\text{mg/l}$ に低下した。11月16日に再び高濃度の  $\text{NO}_3\text{-N}$  含有水（ $50\text{mg/l}$ ）を供給して第2試験を行ったが、結果は同様であった。

この濃度低下から  $\text{NO}_3\text{-N}$  の除去量を求めると、第1試験期間（50日間）で $3.8\text{g/m}^2$ となった。1日当り $0.07\text{g/m}^2$ 、第2期で1日当り $0.035\text{g/m}^2$ となった。第1期の平均気温が $16.9^\circ\text{C}$ 第2期が $8.2^\circ\text{C}$ であったので、除去量は温度低下とともに減少したものと見られる。また、上記の結果は前述した実際の水田での除去量と比べるとやや小さいが、これは土壌の違いによるものと見られる。

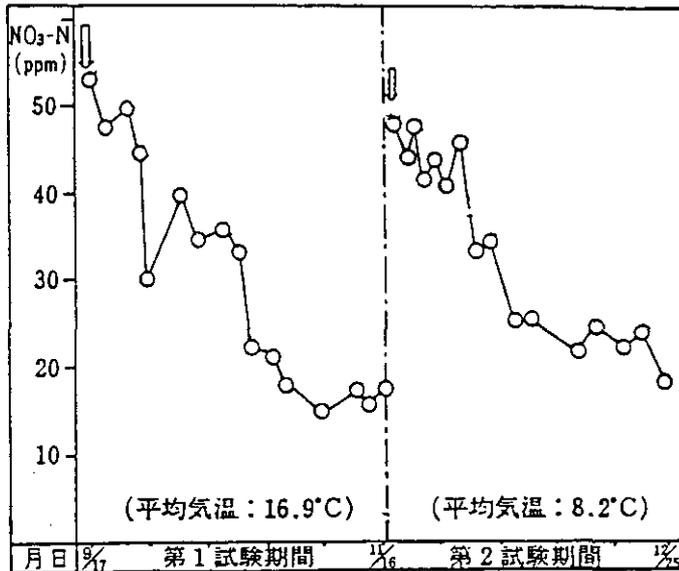


図9 滞留型ライシメータにおける田面水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の低下<sup>3)</sup>

#### 5. 室内実験の結果

硝酸態窒素の除去量に及ぼす水温、濃度、土壌厚さ、土壌表面積の影響を調べるために、谷津田の土壌を室内に持ち帰り、ガラス製のビーカーまたはメスシリンダーにつめてタン水実験を行った。

土壌厚さでは、厚さが $0.2\text{cm}$ の場合には除去量は0であったが、 $0.8\text{cm}$ 以上になると $0.08\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ の除去量（初期濃度  $8\text{mg/l}$ ）で厚さにかかわらず一定であった。土壌表面積については除去量は表面積と比例した。

次に、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度を 1, 10, 30,  $100\text{mg/l}$ の4段階に変え、水温を 5, 20,  $30^\circ\text{C}$ の3段階で試験を行った。土壌厚さは  $5\text{cm}$ 、タン水深を  $5\text{cm}$ とした。

実験結果は表3のようであるが、水温が5°Cでは除去量は著しく低下する。20°Cと30°Cでは大差ない。一方、濃度では明瞭な差があり、NO<sub>3</sub>-N濃度が高くなるにつれて除去量は増大した。

そこで、同一土壌を用いて20°Cの条件下で、濃度を7.4, 26, 39, 83, 244mg/lの5段階に変えて試験を行った。その結果タン水中的NO<sub>3</sub>-N濃度は片対数グラフ上で直線的に低下した(図10)。しかし初期濃度が最高だった244mg/lの場合には5日以降濃度低下が止まってしまった。これはpH値が5.1と低くなったためと見られる。

上記の実験結果から、NO<sub>3</sub>-N除去量(Y)と濃度(x)の関係を求め、両対数グラフ上にプロットしたのが図11である。点はY=0.01xの線上からややずれ、Y=0.017x<sup>0.66</sup>の方によく近似した。

なお、この一連の実験で土壌中の窒素量は増大しなかった。したがって、NO<sub>3</sub>-Nの除去は脱窒によって行われたものとみなせる。

次に、NO<sub>3</sub>-N除去量の簡単な解析を行う。単位面積のタン水深Hmの水中のNO<sub>3</sub>-N量とその除去量について次の微分方程式が成り立つ。

$$-Hdx = Ydt \quad (1)$$

Y=axとすれば

$$-Hdx = axdt \quad (2)$$

したがって積分すると、x<sub>0</sub>を初期濃度として、

$$\log(x/x_0) = -at/H \quad (3)$$

濃度の対数は時間に対して直線的に減少することになる。

除去されたNO<sub>3</sub>-N量Dは(3)式を使えば

$$D = H(x_0 - x) = Hx_0(1 - \exp[-at/H]) \quad (4)$$

なお、Y=ax<sup>b</sup>の場合も同じように計算できるが、上記よりもやや複雑な式になる。

今、a=0.01, H=0.1m, x<sub>0</sub>=10mg/lの場合で(4)式で計算するとDは10日後で0.63g/m<sup>2</sup>になる。10mg/lの水を10cmタン水すると、10日後に濃度は3.7mg/lに低下し、除去量は0.63g/m<sup>2</sup>になる。面積1haでは水量は1,000m<sup>3</sup>、除去量6.3kgである。1日当りでは0.63kgとなる。

タン水が流動していて、その濃度が高く維持されていれば、除去量は大きく保たれることになる。たとえば濃度が10mg/lで維持されていれば、除去量は0.1g/m<sup>2</sup>・日、1ha当りでは1kg/日となる。これは同面積の畑地からの流出窒素量を除去するのに十分な値である。

表 3 NO<sub>3</sub>-N 除去量 (室内実験, 7日間平均値)

		(g/m <sup>2</sup> ・d)		
		5	20	30
初期濃度 (mg/l)	温度 (°C)			
	1		0.00	0.00
10		0.01	0.06	0.04
30		0.09	0.12	0.16
100		0.13	0.47	0.38

図13は水田, 湿地, 池などで実測された窒素除去量であるが, 濃度が高くなると除去量は大きくなる傾向があり, それは $Y=0.01x$ の近くに位置している。ただし, これらはすべて植生の存在する状態で測定されたもので, 植生の吸収が主体である。

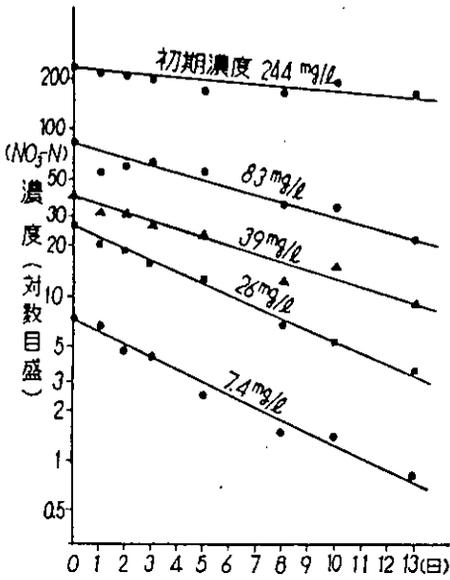


図 10 湛水中の硝酸態窒素濃度の低下 (20°C)

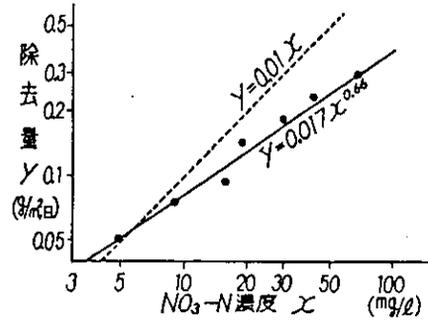


図 11  $\text{NO}_3\text{-N}$  除去量と濃度の関係 (20°C)

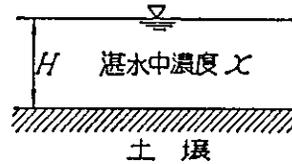


図 12 記号の説明

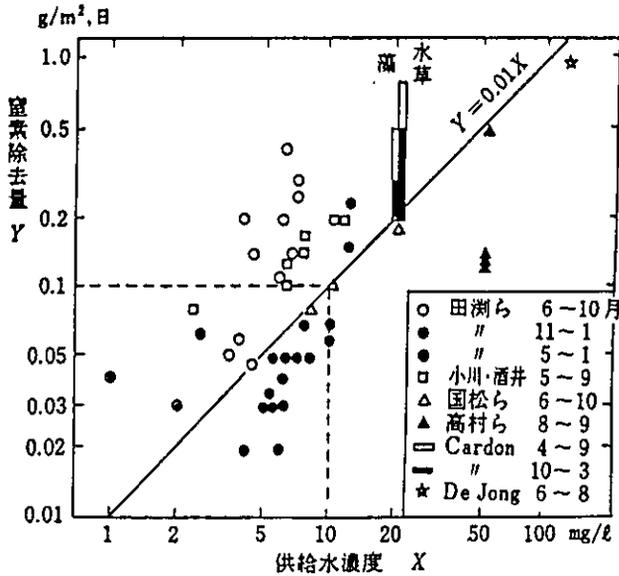


図 13 湛水土壌系における窒素除去量と供給水濃度の関係<sup>5)</sup>

## 6. 水田を利用する上での問題点

水田のようなタン水土壤系が硝酸態窒素の除去について大きな機能を有していることが色々の調査・実験で明らかになった。特に畑地からの硝酸態窒素の流出を防止する点では、広大な面積を占める面源からの流出でもあるので他に有力な人為的手段を見つけることも容易でなく、台地上の畑～低地の水田という自然の地形連鎖を活用することが賢明であると思われる。ところで一般の稲作を行っている水田を利用する場合には、灌漑期には問題ないが、稲を刈取った後の非灌漑期にタン水することと水田の地耐力が小さくなるので農家の賛成はえられないかも知れない。その点、休耕田を使えば年間にわたってタン水することができる。しかし、植生なしで脱窒だけに依存するのでは省資源上好ましくないし、炭素源の問題もあるので何等かの適切な植生を栽培したい。それがある程度の収入になれば、維持管理費をまかなうこともできるし、農家の協力もえることができよう。現在の所、イネ、セリ、イグサ、ハトムギ、アシ、ヨシなどが考えられるが、水管理上の問題も含めて今後検討すべきことである。来年度から実際の休耕田を借用して調べていく予定である。

## 引用文献

- 1) 田淵俊雄・鈴木誠治・高村義親(1983)：非稲作期の谷津田における畑地流出水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  の除去について。農業土木学会論文集，第104号，pp.9-15.
- 2) 田淵俊雄(1986)：農業小集水域の窒素流出構造。農業土木学会論文集，第124号，pp.53-60.
- 3) 高村義親ほか(1983)：湛水土壤ライシメータにおける硝酸態窒素および塩素イオンの動向と収支について。日本土壤肥料学雑誌，54(1)，pp.37-44.
- 4) 田淵俊雄・末正奈緒希・高梨めぐみ(1987)：水田湛水による硝酸態窒素の除去試験。農業土木学会誌，55(8)，pp.53-58.
- 5) 田淵俊雄・高村義親(1985)：集水域からの窒素・リンの流出。東大出版会。

### Ⅲ．湖沼生態系の変化と水質管理

## 6. 霞ヶ浦の水質の長期的変動について

河合崇欣 (国立公害研究所・計測技術部)

### 1. はじめに

霞ヶ浦の水質やその他の環境とそこに住む生物相との関連は、「湖沼の富栄養化に関する総合的研究(水特研)Ⅰ・Ⅱ」を通じて大きく進んだが、人間と水域の生態系との共存のあり方を議論するには未だはなはだ不十分である。

水温、透明度(光強度)、湖水混合や栄養塩類および無機溶存成分の濃度などの物理化学的環境は、湖内の生物にとって最も基本的な環境因子と考えられ、ほとんどの水域で水質を表すために測定されている。これらの項目は環境研究の中でも「水質」と言う言葉の内容そのものとして取り扱われていて、多くの人がそこに棲息する生物種を決める重要な因子であることは疑わないにもかかわらず、生物相の構造やその変化と結び付けて定量的に議論されることはほとんどない。それは、生物が死滅することは重大な環境破壊であるが、そこに棲息する生物種が変わることはそれほど深刻な生態系破壊だとは考えられてこなかったからであろう。しかし、自然は複雑多様であることによって人間のあらゆる要求を満たしてきたのであり、そのことの重要性が改めて強く認識されるようになってきた。

元々環境中になかった有害物質がゼロから1に増えたときにみられる劇的な変化に比べ、有るべきものが10から11になったときの影響の評価ははるかに難しく、長期間の観察によってはじめて明らかになるものも多い。また、生物の量だけでなく、種組成をも主たる指標とするであろう次のステップの環境研究への橋渡しと準備の意味も含めて、特研終了後も霞ヶ浦全域調査グループを構成し、最小限のモニタリングを続けている。ここに、主として主要溶存成分の濃度変化に関する調査結果について報告する。

尚、この調査は霞ヶ浦全域調査グループのメンバーが共同で行っているものである。

### 2. 調査地点とスケジュール

この調査は、1976年に富栄養化に関する総合的研究の準備が開始されると共に始められ、1986年まで続けられた。1987年からは継続性を維持するために独立した調査としておこなわれている。霞ヶ浦(西浦)は、

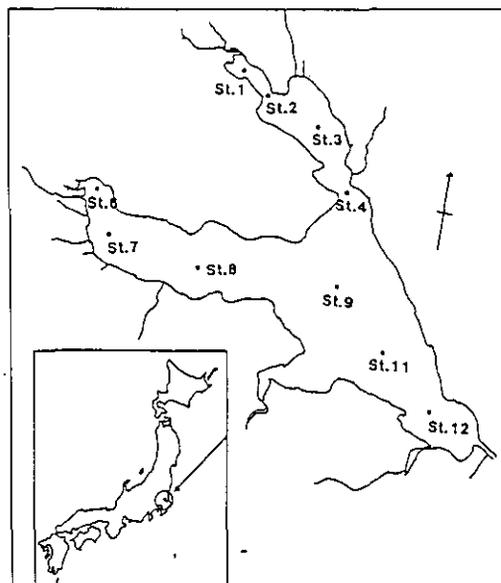


図 1 霞ヶ浦の調査地点

平均水深 4m, 最大水深 7m, 面積170km<sup>2</sup>の広くて浅い湖で, 湖岸線も複雑である。1963年に逆水門ができてから淡水化が進んだが, 遡上と湖底からの滲出によって, わずかに高い塩分濃度が維持されている。そのため, 流入河川水と湖水との溶存成分濃度もかなり異なり, くびれのところを境にしてブロック化されることが多い。湖水の平均滞留時間は約170日と計算されている。

調査は, 毎月 1回月の前半に行っている。相互に連絡を取りながら, やはり毎月 1回月の後半に行っている茨城県の調査と併せると, この様な調査としてはかなり密度の高い情報が蓄積されている。調査地点は図 1 に示したように, 現在10点である。

### 3. 試料採取, 測定項目と分析

試料は, 2m のカラム採水器でとり, ステンレス製容器内で混合した後, ポリプロピレン製の瓶に入れ, 水で冷やして研究所に持ち帰った。G4ガラスフィルターでろ過した後それぞれの分析に用いた。Na, K, Mg, Ca, Sr, B, Si, Fe, Mn は ICP 発光分光法, TP, DP, PO<sub>4</sub>-P, TN, DN, NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N はオートアナライザ, フッ化物イオン, 塩化物イオン, 硫酸イオン濃度はイオンクロマトグラフィ, アルカリ度は電位差滴定法でそれぞれ測定した。

### 4. 結果と考察

#### 4. 1 降雨量, 水温, 透明度, 水中照度, pH, DO

降雨量の多寡は, 希釈や湖水の平均滞留時間と密接な関連があるため水質に大きな影響を与える。野原ら (1989) が整理した霞ヶ浦の降雨量と水位の変動を図 2 に示す。

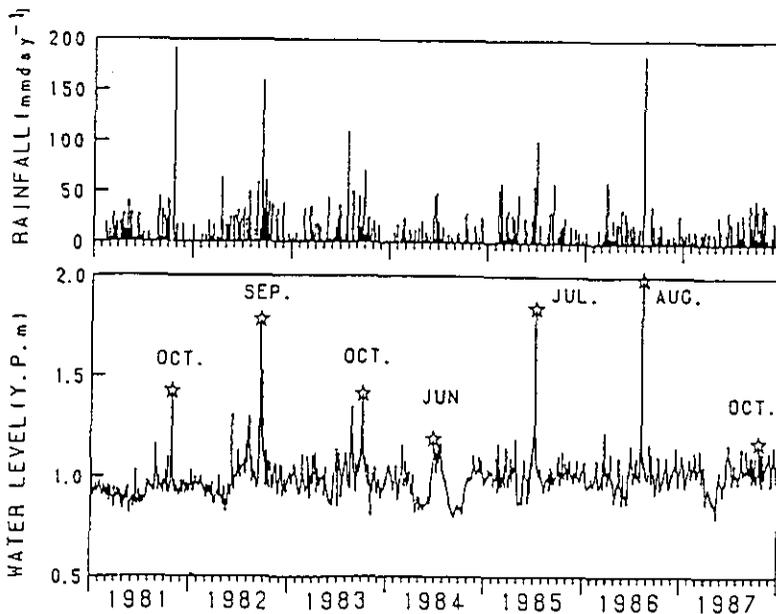


図 2 霞ヶ浦の降雨量と水位変動 (野原ら, 1989)

近年では、湖水位は Y.P. 1m 前後に安定にコントロールされているが、時には大雨にともなうて短期間ではあるが水位が 1m 近く上昇することが示されている。

1977年から1989年にかけての水温の変動を図3に示す。比較的稳定した水域では、水温は変化も生物的影響も大きい環境因子である。従って、観測結果に見られた変化を富栄養化など他の環境因子の変化と関連づけて評価する前に水温の変動を知っていなければならない。

1984年までの観測結果について、霞ヶ浦の水温の最大、最小、平均は、4-5年周期で約 2°Cほど変化し、この変化に対応して、低温年の最大 TP は高温期の最大 TP の約 6割位まで落ちることが観察された。しかし、図3に示したように、1984年以降の年間水温変動は、最低水温が高くなり最高水温が低くなる暖冬冷夏の傾向を強めている。1980年と1982年の夏がやや異常に低めであると見れば、1983年、1984年を最近の最高温期とする約10年周期の変動があり、1987年、1988年に最低温期となったと見られる。変動の周期については余り明瞭でない。霞ヶ浦の表層水では高温期と低温期

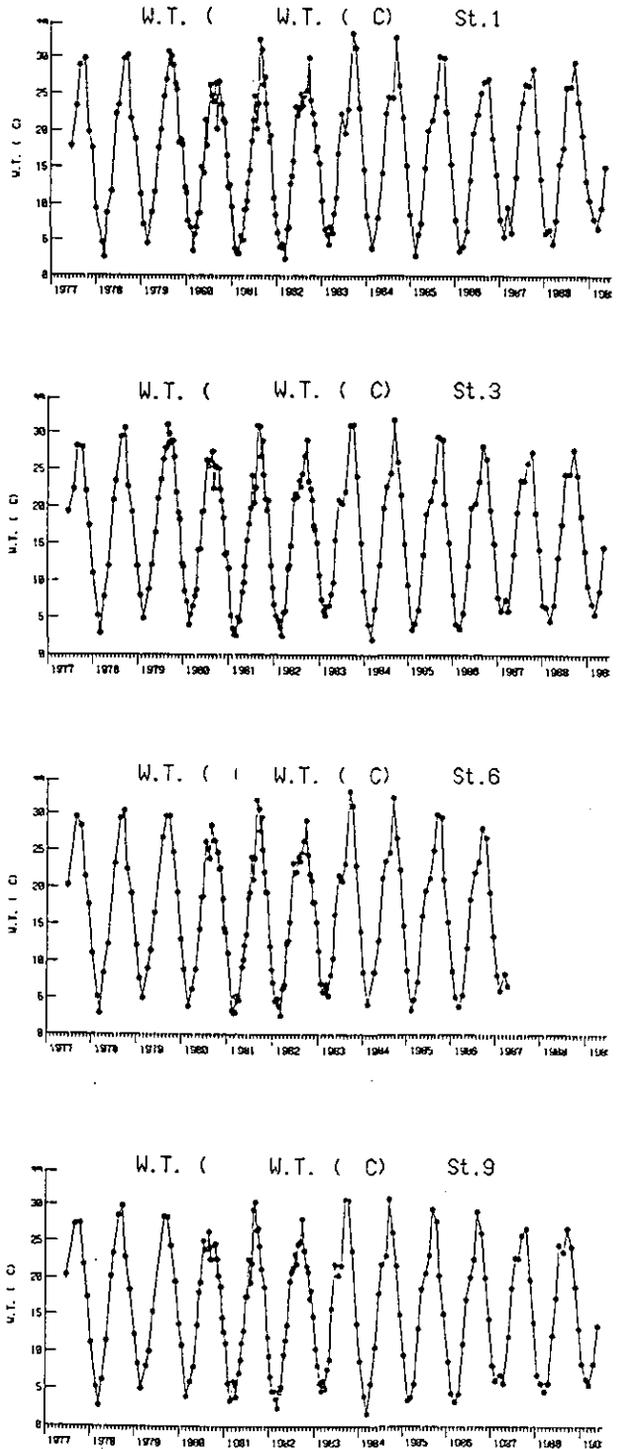


図 3 霞ヶ浦の水温変動

で最高水温の差は3°C以上にもなることが示された。水温のデータは最近の暖冬冷夏をよく反映しており、透明度の増大やクロロフィル-aなどの減少傾向などは、夏期の最高水温の低下によって植物プランクトンの量が減少してきたことが主な原因となっているものと思われる。

図4にSt. 1, 3 (高浜入), St. 9 (湖心) およびSt. 7 (土浦入) における透明度とクロロフィル-a量の変化を示した。透明度は湾奥部の恋瀬川の流入河口に近いSt. 1では殆ど変化がみられないが、St. 3からSt. 9へと湖心に向かって、特に冬の最大透明度が最近大きくなっている。冬季に湖心で4mを越す透明度が観測されることも珍しくなくなってきた。クロロフィル-a量もSt. 3, 7では1984年以降減少傾向を示しており、湖心でも低い値にとどまっている。透明度の増大とよく合っている。

#### 4.2 アルカリ金属、アルカリ土類金属イオン濃度

湖心におけるナトリウム、カリウム、マグネシウム、カルシウムイオンの当量濃度を図5に示した。1982年に濃度が下がったが、2-3年で回復し、その後1988年まで少しずつ濃度が高くなっている。

その間、1986年にも

一度濃度が下がったが、これらの年にはいずれも大雨と水位の上昇が観測されている(図2参照)。後でも述べるように、アルカリ金属イオンとアルカリ土類金属イオン(特にカルシウム)とでは供給の条件が違うにもかかわらず同じような変動パターンを示していることも併せて考えると、この濃度低下は降雨にともなう希釈が主たる原因であると考えてよい。1989年は多雨の年であったのがやはり相当な濃度低下が観測された。これらのイオンは湖内での保存性が良いので、流入河口域から出口に向けて濃度の増加が見られる。ただし、最大流入河川である桜川のカルシウム濃度は高く、湖心域とほぼ同じである。

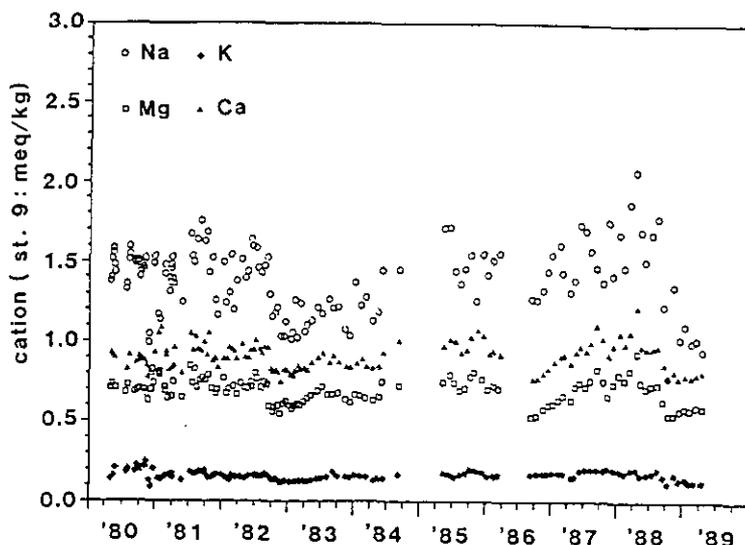


図5 湖心におけるアルカリ金属、アルカリ土類金属イオン濃度の変化

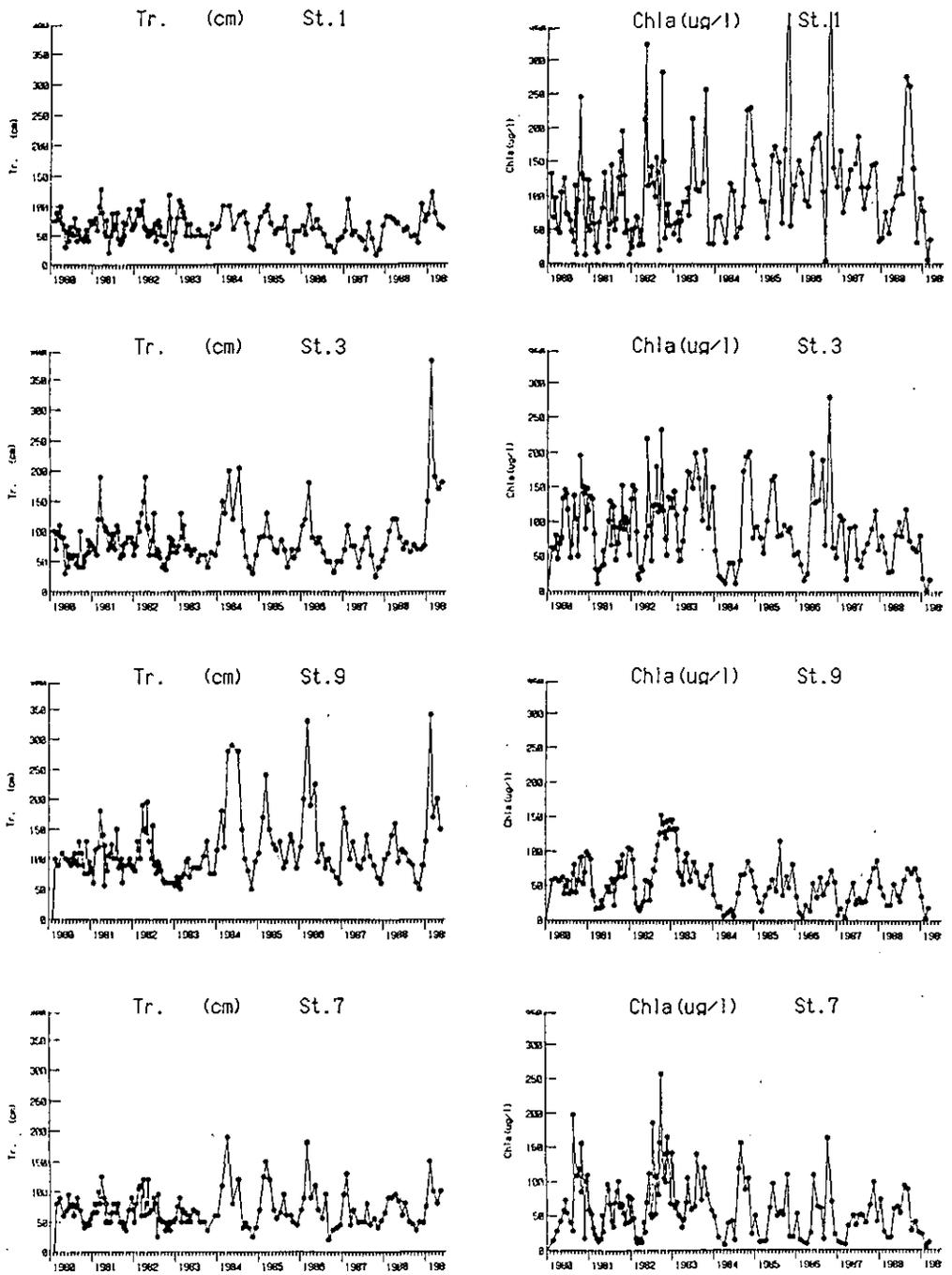


図 4 霞ヶ浦の透明度およびクロロフィル-aの変化

### 4.3 陰イオンとアルカリ度

1985年からアルカ

リ度を測定している。

結果を土浦入 (St.

6, 7), 高浜入 (St.

1, 2) および湖心域

(St. 4, 9, 12) に

分けて図6に示す。

アルカリ度は湖心域

で最も高く、土浦入、

高浜入の順に低くな

る。1985年に高浜入

で、1986年と1989年

に全域で値の低下が

見られた。いずれも

多雨の年と一致して

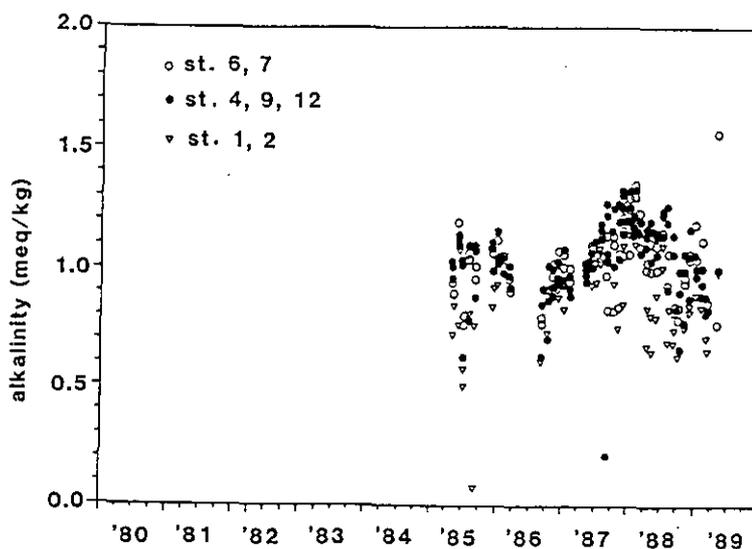


図6 霞ヶ浦のアルカリ度の変化

いる。1986年の濃度低下の後、1988年の最高濃度に到達するのに2年近くかかっていることから、底質の緩衝作用は希釈などによる変化に比べて小さいと考えられる。

光合成や呼吸にともなって吸収放出される溶存無機炭酸（全炭酸、DIC）の変化はアルカリ度をベースにして pH に反映される。アルカリ度は保存性のよい水質項目の1つであるが、ナトリウムイオン、塩化物イオンなど他の保存性のよい溶存成分の濃度変化とは異なる変化を示す。アルカリ度には湖内で生成する機構があるが、図5からも推定されるように、短期的な希釈の影響を抑えるほどの緩衝作用にはならないようである。アルカリ度と密接な関係にあるカルシウムイオン濃度は桜川の流入する土浦入で最も高く、高浜入で最も低い。その他の元素は上流域から下流域にかけて濃度が増大するが、希釈混合や下流からの水塊の遡上などを反映して変動するようである。変動率は流入河川水による希釈の影響を受け易い上流域が高い。

### 4.4 $PO_4$ -P, $NH_3$ -N, $NO_3$ -N, 溶存珪素

霞ヶ浦や諏訪湖では、藻類の異常増殖時に現存量と比例するような形でオルソリン酸態のリン濃度が増え、リンが過剰な状態になっているのが観測される。1988年では、8月のSt. 3と9月のSt. 9より上流、10月のSt. 6などで観測されている。しかし、例年に比べてかなり少ないようである。図7にSt. 3における1979年と1988年の全リンおよび  $PO_4$ -P の濃度変化を示す。藻類現存量を強く反映する全リンのピークは約3分の1になったが  $PO_4$ -P のピークは5分の1程度に減っている。すなわち、藻類が半分に減ったことにより過剰に溶けている  $PO_4$ -P は5分の1に減った

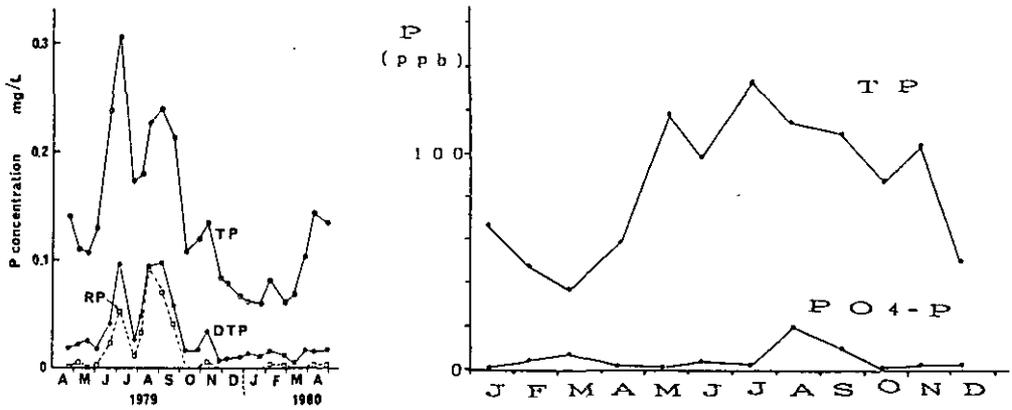


図 7 St. 3 における TP, MRP の変化 (1979年と1988年の比較)

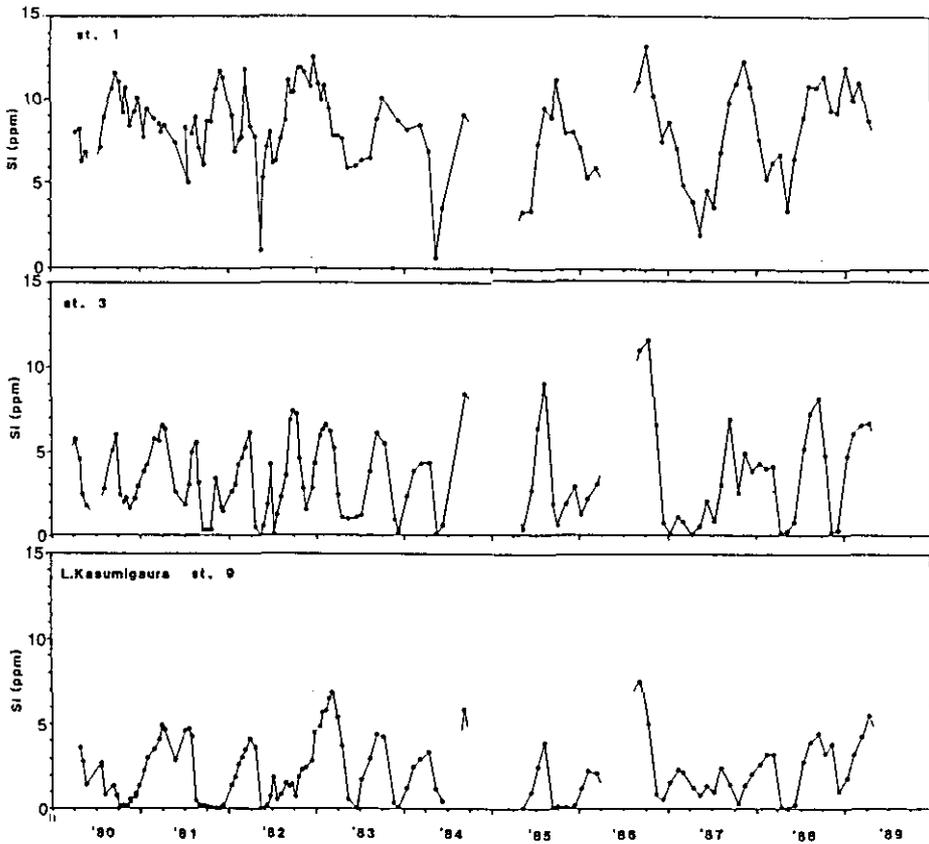


図 8 St. 1, 3, 9 における溶存珪素濃度の変化

と考えられる。夏期のリン過剰状態は流入負荷の削減で緩和されることを指摘したのが裏付けられたようで興味深い。

溶存珪素の濃度変化を、St. 1, 3, 9について図8に示す。溶存珪素は主として川から供給され、珪藻類の大増殖に伴って湖水中から除去されるが、優占種が緑藻類や藍藻類などに代わると回復する。夏期の高温期には底泥が嫌気化し、間隙水中の溶存珪素濃度も数 ppm 以上になるので、底泥からの回帰による寄与も多少はあると思われる。

濃度変動は大きいですが、ここ10年に関して言えば、植物プランクトンなどによる吸収や周りからの供給条件に顕著な変化があったとは思われない。

#### 4.5 TP, DP, TN, DN, クロロフィル a

植物プランクトンの現存量を反映するクロロフィル a 量の変化は既に図4に示した。水温と最大現存量との関連についても議論した。現状で最も影響の大きい水温の変化を考慮すると、それ以外の因子の変化の影響を評価すること、例えば、富栄養化状態の改善が進んでいると考えるのは難しい。

#### 4.6 微量金属元素

鉄、アルミニウムは時々有意の測定値が得られ、濃度が変化していることが示唆される。図9にアルミニウムの測定結果の一例を示した。鉄、アルミニウムなどは間隙水中で溶解することが確認されており、水中の濃度が変化しても不思議とは言えないが、分析操作上、溶存と微小沈澱との区別をつけにくいので、判断には慎重を要する。鉄については、フィルターのパオサイズを変えて濾液を測定し、パオサイズゼロ（真の溶存）に外投すると濃度がゼロになった。このことから、本当に溶解している鉄は、濾液の測定値よりはるかに低いことが推定された。

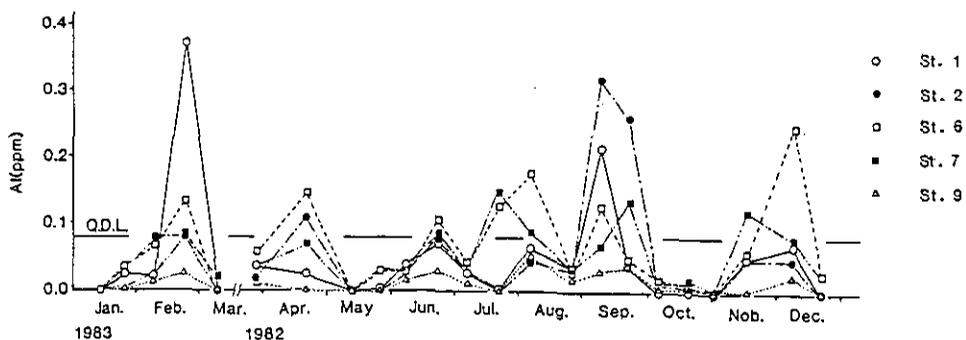


図 9 アルミニウムの濃度 (0.4 $\mu$ mフィルター濾過) の濃度変化  
Q.D.L は、ここで用いた分析法の定量限界

## 5. まとめ

以上、霞ヶ浦の水質は、降雨の多寡による若干の変動はあるが、調査期間を通してほぼ安定していた。しかし、変動の周期には湖内に棲息する生物相に十分大きい影響を与えるくらいの長さのものもある。簡単な検討の結果では冬の透明度を中心に見られる最近の水質の変化は、主として夏期の水温が下がっていったことによるものと思われる。これらの変化が霞ヶ浦の富栄養化状態の改善と関連があると考えられる理由はとくにないように思われる。

## 引用文献

- 1) 「霞ヶ浦全域調査データ 1878-1979」, 国立公害研究所研究報告, 22号 (R-22-'81) .
- 2) 「霞ヶ浦全域調査資料 1980-1982」, 国立公害研究所研究資料, 25号 (B-25-'84) .
- 3) 「霞ヶ浦全域調査資料 1983-1986」, 国立公害研究所研究資料, 33号 (R-33-'88) .
- 4) 霞ヶ浦全域調査データ (1987- : 未発表)

## 7. 霞ヶ浦の生態系構造変化と水質管理

春日清一（国立公害研究所・生物環境部）

### 1. はじめに

霞ヶ浦の生態系構造，すなわちさまざまな環境要因や生物組成の長期にわたる変遷の資料は必ずしも精度の高いものは得られない。しかし，総合的な環境の変化の影響を直接受ける水産業におけるデータは極めて重要であるにもかかわらず，死蔵されることが多い。ここではこの霞ヶ浦の漁業に関するいくつかの資料から霞ヶ浦の生態系構造の変遷を推測し，また近年の環境変化を加えて，霞ヶ浦の水質管理に触れてみたい。

### 2. 霞ヶ浦の漁業生産の変遷

霞ヶ浦の漁獲統計の古いものでは明治34年から43年までの10年間のものが残っている（茨城県水産試験場，1912）。これを見ると，この10年間の魚種別漁獲量は，多いものからワカサギ 472トン，エビ 307トン，シラウオ 202トン，イサザアミ 153トン，フナ 138トン，ハゼ 78トン，コイ 45トン，その他となっており漁獲量では少ないが種類組成では，1955年以降整えられた魚種別漁獲統計（関東農政局茨城統計情報事務所，1956～1989）との大きな違いは見られない。とくに，種別漁獲量組成においても1965年以前のものとは，あまり大きな違いがない。漁獲統計が整えられた1956年以降の霞ヶ浦の魚種別漁獲変動を図1に示した。これから1965年以前には総漁獲量が5,000トン前後であったものがその後著しく増加し1975年頃には12,000トンとなり3倍程になっている。この時の魚種別漁獲量はワカサギの著しい減少と共にハゼ・エビ類の増加が見られる。このような漁獲魚種の変化は，1965年より従来の帆曳網漁業から効率よく漁獲することができるトロール漁業が許可されたことによる漁法の変化によっていることが推測されている（浜田・津田 1976）。さて，この漁獲量の減ったワカサギとハ

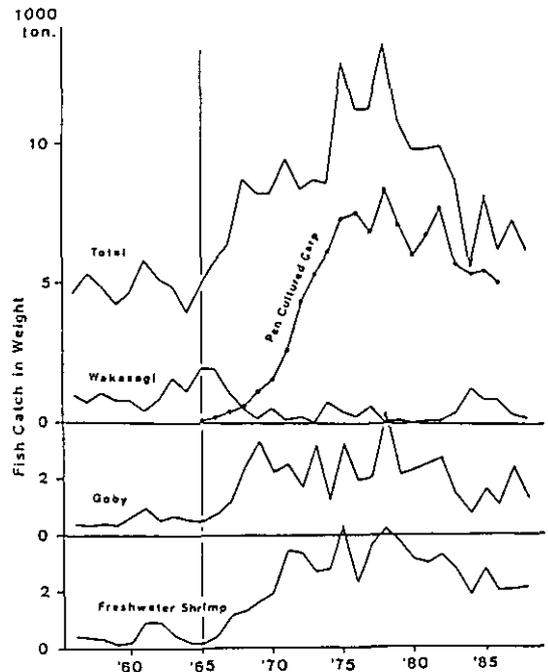


図 1 霞ヶ浦の漁獲量の変遷



の差が見られずほぼ1.5m内外で既にこの頃よりかなり富栄養化していたことを示している。その後資料は長い間見られないが1955年より茨城県水産振興場、茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所、茨城県内水面水産試験場により殆ど欠けることなく毎月調査が続けられて現在に至っている。また、近年では茨城県企業局や国立公害研究所により多くの調査がなされている。これらの資料により霞ヶ浦の透明度の変遷を見ると、1965年頃まで極めて緩やかな透明度の低下が夏、冬ともに起きているが、1965年以降特に夏期の透明度の低い年が顕著に見られるようになってきている。ところが近年、1984年以降湖心における透明度が上昇し、特に冬期にその現象が著しい。北浦ではこのような冬期の透明度の高い現象は常に起きてきている(図3)。

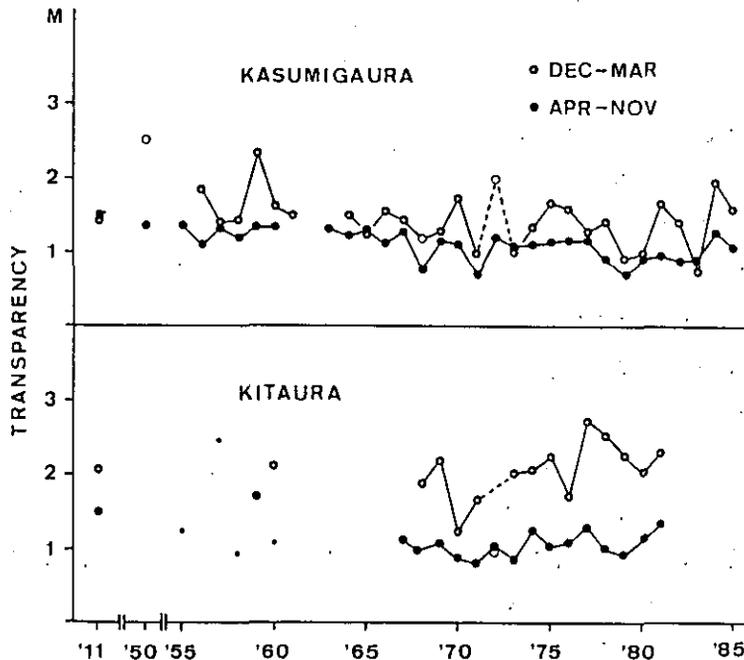


図 3 霞ヶ浦及び北浦の透明度の変化

#### 4. 霞ヶ浦の透明度と環境要因

さて、霞ヶ浦湖心の夏期の透明度がどのような要因と因果関係が見られるかを知るため4月~11月の透明度の平均値といくつかの環境要因の相関を調べた。それぞれの項目は表1の通りであるが、これらの中で最も相関係数の高いものはハゼの漁獲高であった。またワカサギやエビ等の漁獲高も高い値

表 1 霞ヶ浦の夏期透明度と環境要因の相関

環境要因	相関係数	
冬の平均透明度(12~3月)	0.5469**	
水温	冬期(12~3月)	0.0044
	夏期(7~9月)	0.1324
年平均塩素濃度	-0.0076	
コイ養殖生産量	-0.4841*	
漁獲量	ハゼ	-0.6401***
	ワカサギ	0.5999**

\*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$

を示した。また水温や、塩素濃度との相関は認められていない。このことは霞ヶ浦の透明度が湖内の生物生産、生態系構造と深い関係のあることを示すものである。

### 5. 近年の霞ヶ浦

近年の霞ヶ浦でワカサギの漁獲量が1984年以降増加し、また特に冬期の透明度が著しく上昇する現象が起きようになった。このような現象はなぜ起きているのだろうか。

#### 5.1 大雨とイサザアミ

1983年9月30日、前日の台風通過の後の調査において河川流入域の湖底におびただしい数のイサザアミの死骸を確認した。これは汽水性のイサザアミが大雨の流入による湖水の希釈により耐性限界を越えたためであろうと予測し、大雨の降るのを待った。1985年6月30日の170mm以上の降雨後の湖心における塩濃度、イサザアミ現存量、動物プランクトン量、クロロフィル-a量、透明度等を3日おきにほぼ2ヶ月間調査した(春日 1988)(図4)。湖水の Na,

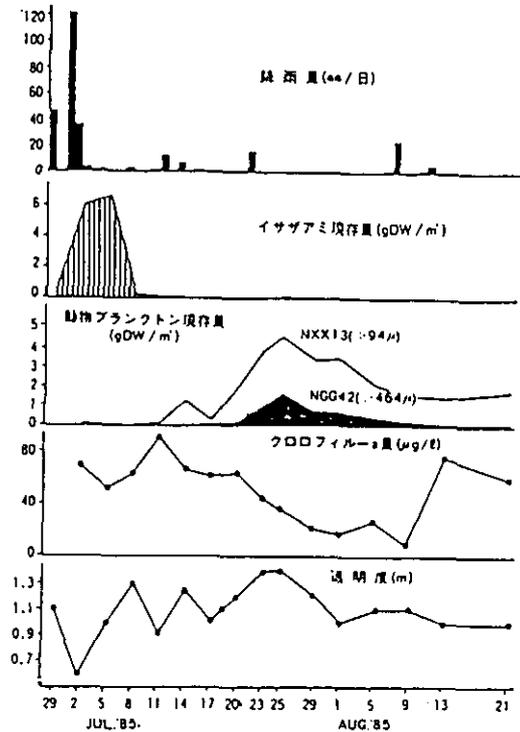


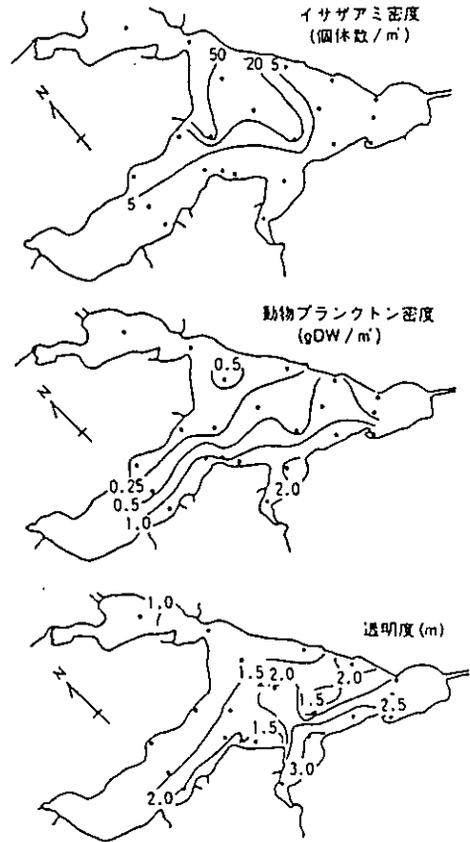
図 4 霞ヶ浦湖心でみられた大雨後のイサザアミ、動物プランクトン、クロロフィル-a、透明度の変化

K, Ca, Mgイオン濃度は9日後にはほぼ半分に減少した。これに伴いイサザアミ密度は著しく減少しその後殆ど回復は見られなかった。動物プランクトンはイサザアミの高密度の時には極めて少なかったが、イサザアミ消滅後6日にはワムシが大量に出現し、その後いったん減少し、その後に枝角類等の大型の動物プランクトンが増加した。この動物プランクトンの増加にともない植物プランクトンは減少し、同時に透明度の上昇が見られた。これはイサザアミが動物プランクトンを捕食し動物プランクトンの現存量を抑制していたものが、イサザアミの減少により動物プランクトンが捕食から解放され増加し、植物プランクトンを摂食した結果、植物プランクトンの減少が起きたものと理解される。

## 5.2 風とイサザアミ

1986年12月、霞ヶ浦南岸に透明度 4mを  
超える水域が観察された。この水域にはミ  
ジンコ (*Daphnia* sp.) が繁殖しており植  
物プランクトンが少なくクロロフィル-a  
濃度は極めて低かった。またイサザアミは  
殆ど認められなかった。これに反し、湖の  
北側にはイサザアミが偏在し、動物プラン  
クトンは少なくその種組成も橈脚類が多く、  
枝角類は少なかった。またこの水域ではク  
ロロフィル-a濃度は高く、透明度は1.5  
m以下であり、霞ヶ浦には南北にイサザア  
ミ、動物プランクトン、植物プランクトン  
の密度の傾きが見られ、同時に透明度の傾  
きが生じていた(図5)。これはイサザア  
ミが湖の北側に偏在することにより動物プ  
ランクトンを捕食しているが、南側ではイ  
サザアミがいないため、動物プランクトン  
が捕食されず繁殖し植物プランクトンを減  
少させ、透明度を上げたものである。それ  
ではイサザアミの北岸への偏在はなぜおき

図 5 霞ヶ浦で強風後に起きたイサザアミ、動物  
プランクトンおよび透明度分布の偏り



イサザアミは特に冬期に湖底近くに生活

する性質を持ち、また夏期でも、光を避ける性質があり湖の表層にはあまり出現しない。霞ヶ浦では年間通して北東風が優占するが、特に冬期には北または北西の季節風が強くこれによる吹送流が生じる。この吹送流の反流が湖底に形成され湖底生活するイサザアミを風上側の北側に集積させたものと考えられる。図6に風速およそ 5m位の時、船を風上から走らせ得られた魚群探知機像を示した。水面からは風のため気泡が水中に入り像をつくっている。またイサザアミは湖底の駆け上がり部分に集積している状態がよくわかる。イサザアミの左上方部には底層水が湧昇流となり表層の気泡が見られない。

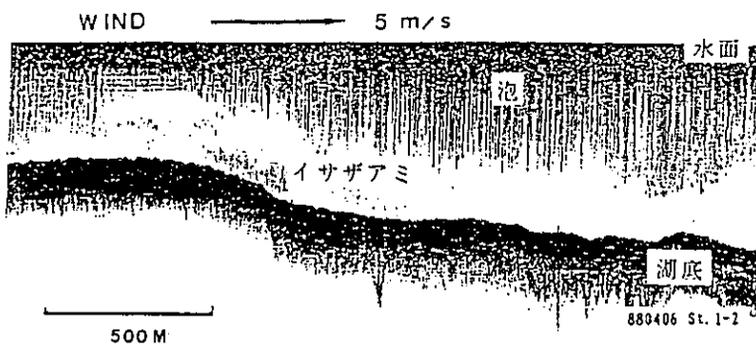


図 6 風によるイサザアミの集積（魚群探知機像）

風によりイサザアミは風上の湧昇流の生ずる湖底部に集積する

### 5.3 湖水の塩分濃度低下とイサザアミ

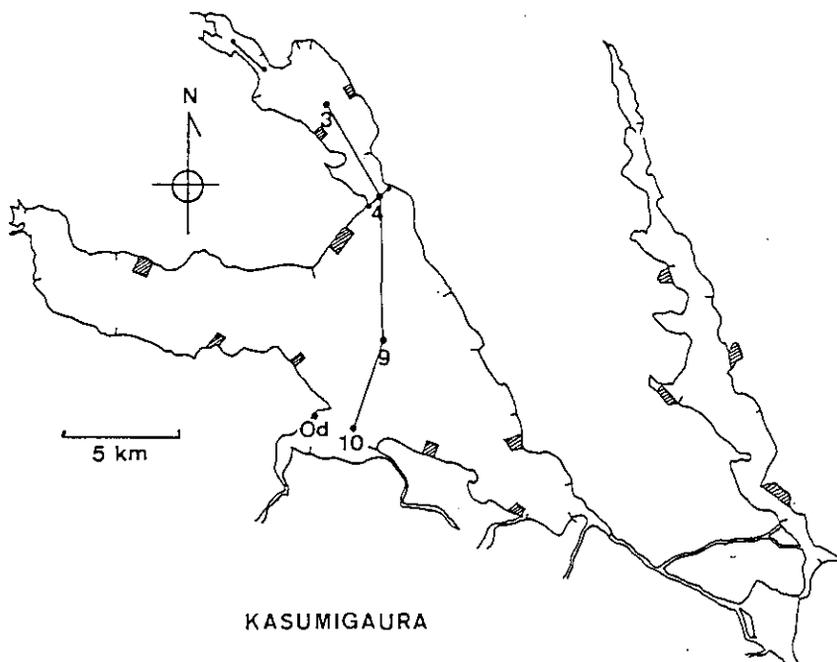


図 7 霞ヶ浦の調査地点

霞ヶ浦では東北風が優占することからイサザアミ分布には南北の方向での調査が必要であることから、霞ヶ浦をほぼ南北に横切る線上の4点で1987年より毎週1回の調査を続けている（図7）。このうちSt. 3およびSt. 9について結果を要約しよう（図8, 9）。

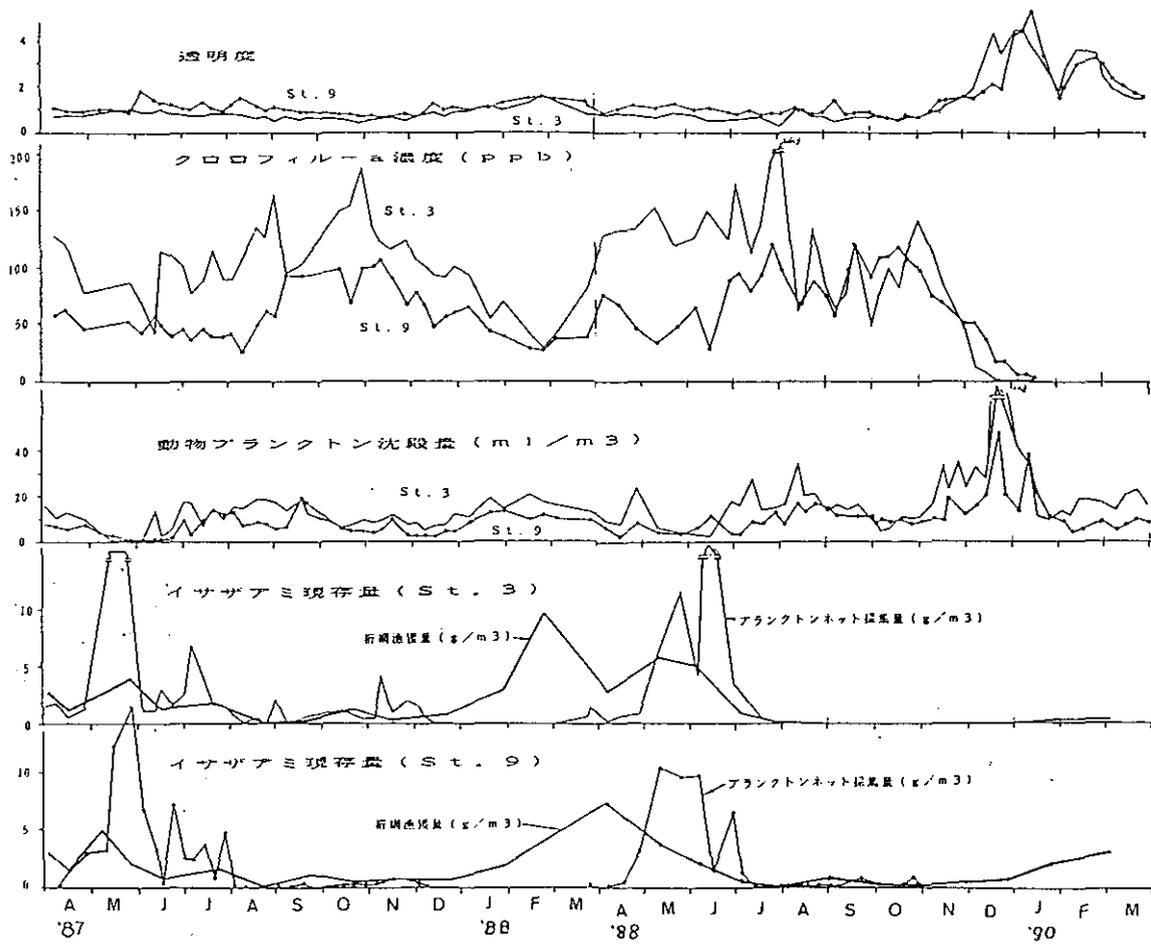


図 8 霞ヶ浦湖心 (St. 9), 高浜入 (St. 3) の透明度, クロロフィル-*a*量, 動物プランクトン沈殿量, イサザアミ現存量の変化

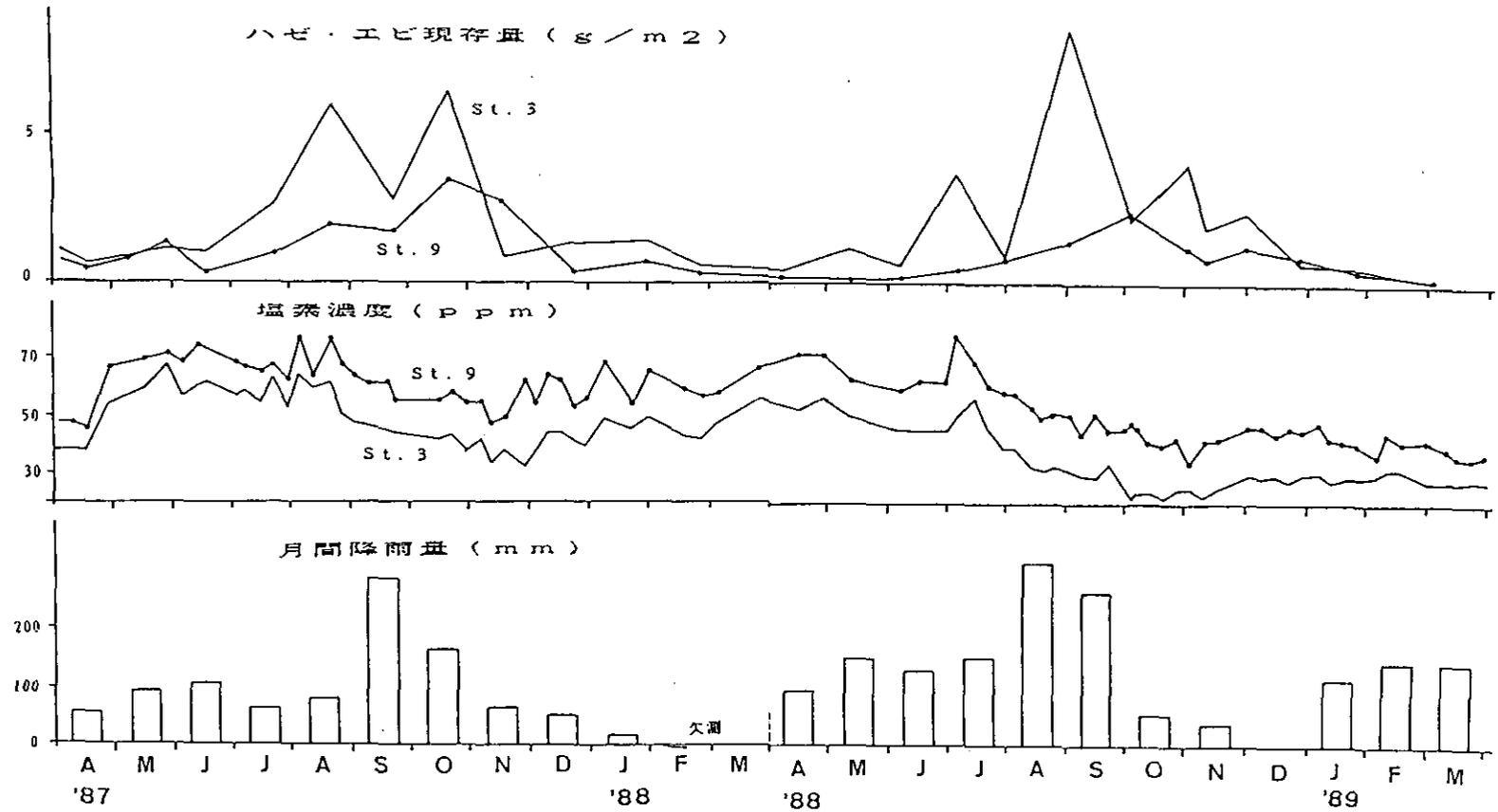


図 9 霞ヶ浦湖心 (St. 9), 高浜入 (St. 3) のハゼ・エビ現存量, 塩素濃度, 月間降雨量の変化

霞ヶ浦の塩分濃度は常陸利根川水門閉鎖後低下し、しばらく湖心で塩素濃度50ppmほどの安定した値を示していた。しかし1983年3月頃より6月頃まで30ppm台に低下している。この低下は一時的でありその後回復しているが、しばしば低い値が見られるようになった。1987年には夏期に塩素濃度は低下したがそれほど激しいものではなかった。しかし1988年8月以降湖水の塩素濃度は低下し、特にSt. 3では30ppm以下となりその低下は著しい。この時St. 3ではイサザアミが全く採集されなくなり、このような状態は12月まで続いた。この1988年にはSt. 3において11月頃より動物プランクトンの増加が始まり、これに続いて植物プランクトンの減少と透明度の上昇が起き始めこれはやや遅れてSt. 9にも現れた。この時の透明度はSt. 3では湖底4mまで達し、測定不能となりSt. 9では5.3mを記録した。このような値は霞ヶ浦ではこれまで記録がない。

さて、この著しく透明度の上昇した1988年の湖水の栄養塩濃度を図10に示した。この時の特徴的なことは、これまで冬期にリン酸態リンが認められることは殆どなかったにもかかわらず、特にSt. 3においてはかなり高い $PO_4-P$ が検出され、またアンモニア濃度も高く植物プランクトンが利用可能な栄養塩が湖水中にたくさん余っていることである。このような状態が霞ヶ浦全域に生じているのであるから、異常な状態であるといえよう。

#### 5.4 なぜ霞ヶ浦にこのような極端な現象が起こるのか？

霞ヶ浦の近年の生態系構造の特徴として、漁業の乱獲や湖の物理的な構造の単純化によって食物連鎖の上位に位置する魚類の消滅により生物相が極めて単純化していることが指摘されている(春日 1981)(図11)。すなわち、湖内の魚類は短期間に成熟し、産卵数の多い種類が優占し、産卵期が始まり、漁獲サイズに達するとたちまち漁獲されてしまうため繁殖期が終わると間もなく、湖内の魚類は減少してしまい、冬期には湖内の魚類現存量は著しく低くなる。魚類の捕食を受けなくなったイサザアミが繁殖し、またイサザアミが塩分濃度の低下により繁殖が不可能になると、イサザアミに捕食を受けていた動物プランクトンが異常繁殖する結果となってしまっている。

#### 5.5 生物相管理による水質改善

大型動物プランクトンの存在によって夏期の植物プランクトンを抑制することが可能であることが動物プランクトンの捕食者であるイサザアミを減少させることにより示された。また冬期の透明度が高い年には夏期の透明度も良くなる傾向にあり、さらにこのような年にはワカサギ漁獲量も多くなる傾向にある。このような生態系構造は漁獲制限や、時には不足する上位の捕食者の添加により管理することが可能である。

さて最後に1988年のワカサギ及びハゼ・エビ類双方の漁獲量減少についてはかなり深刻である。なぜなら漁業者これまでワカサギがとれなければハゼ・エビ類が収入源となりまたこの逆も可能であった。しかしこの両者ともに資源量が減少するとすれば極めて重大な事態となる。

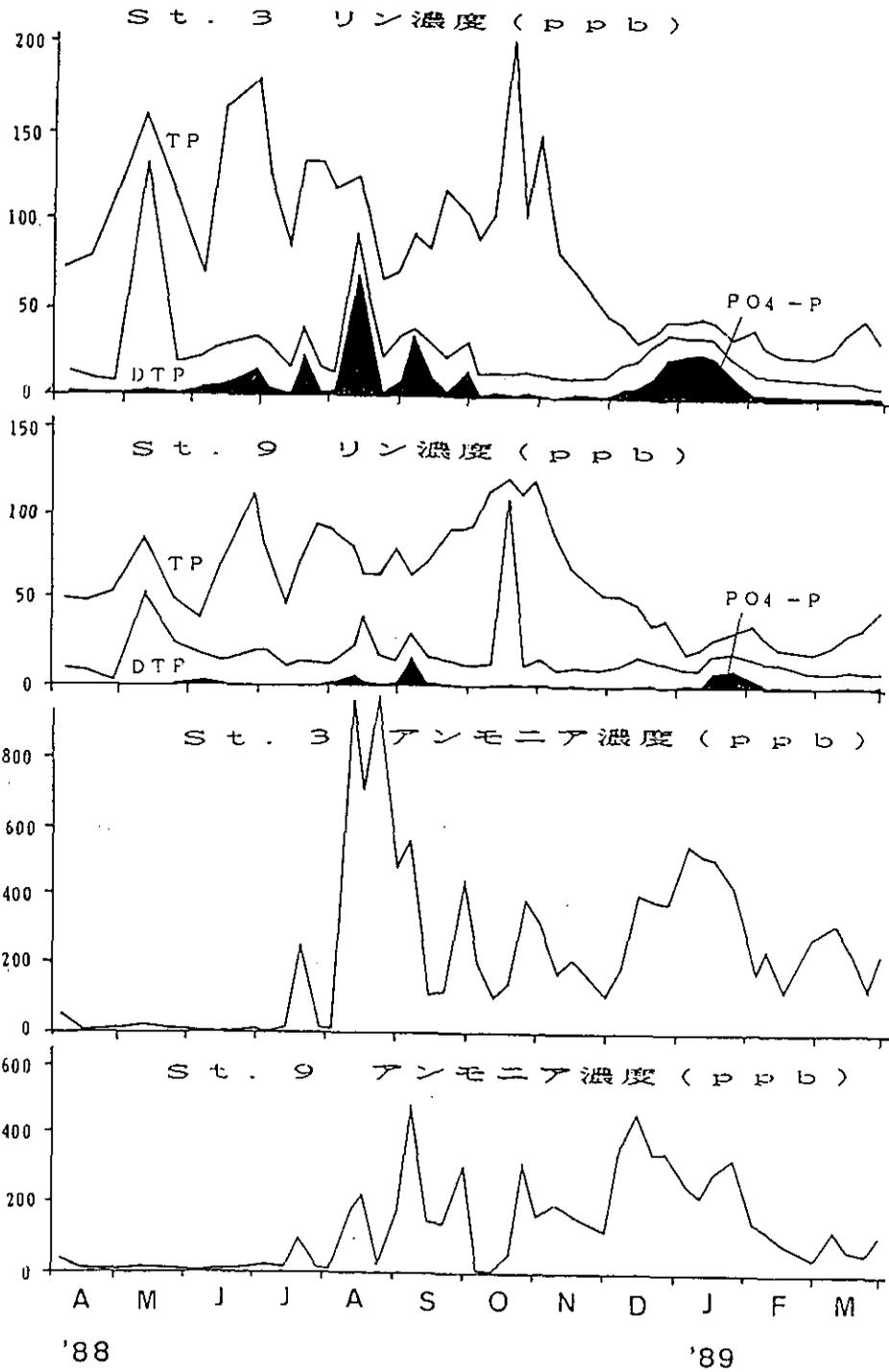


図 10 霞ヶ浦湖心 (St. 9), 高浜入 (St. 3) 湖水のリン及びアンモニアの変動

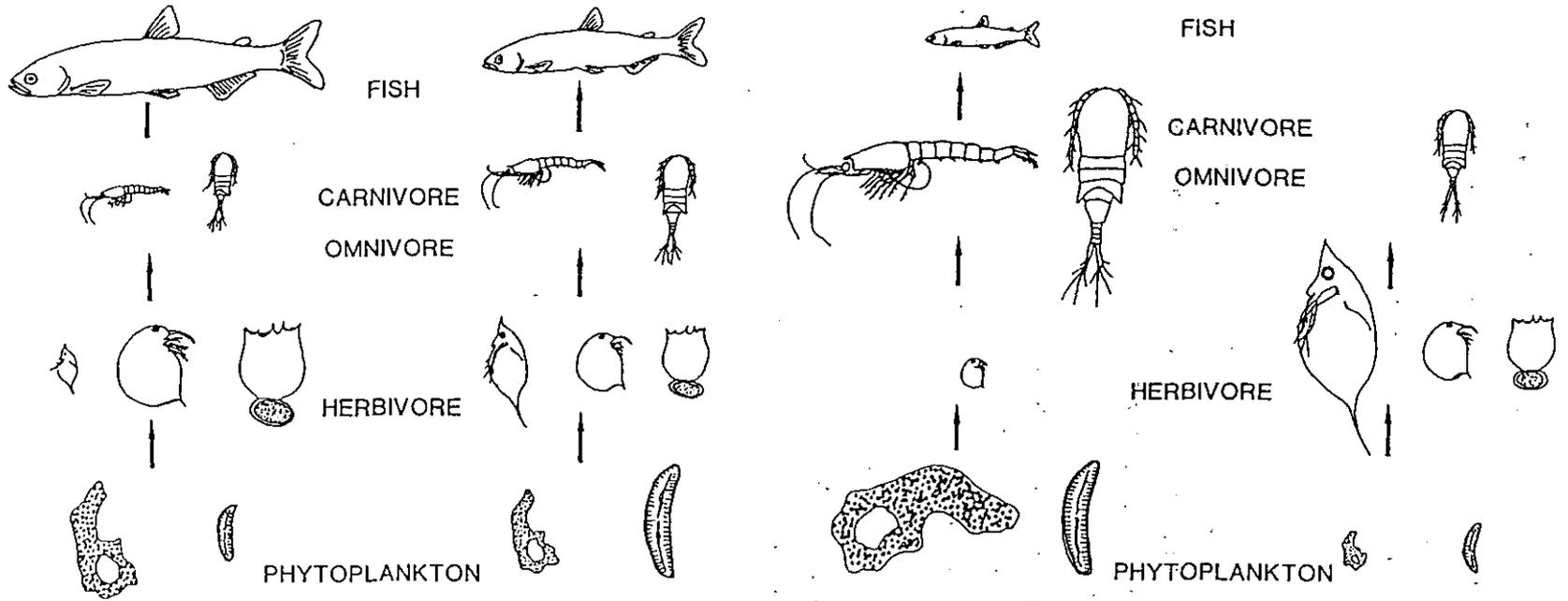


図 11 霞ヶ浦で見られる生物相の食物連鎖の概念図  
それぞれの生物の大きさは生物量の大小を示している

ハゼ・エビ類の減少の原因はまだ調査されていないが、外来魚であるオオクチバスやブルーギルのおびただしい繁殖が湖岸域で認められており、これらによる食害の可能性が高い。これらの外来魚は市場性がなく撲滅の方法も見いだせない。このような魚種が優占することにより生態系構造にどのような変化が生じ水質がどのような変化を示すのかは暫く見守っていかなくてはならない。

#### 引用文献

- 1) 茨城県水産試験場 (1912) 茨城県霞ヶ浦北浦漁業基本調査報告, 第1巻, p.259.
- 2) 関東農政局茨城統計情報事務所 (1956-1989) 茨城農林水産統計年報
- 3) 浜田篤信・津田 勉 (1976) 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究Ⅲ. 窒素収支について. 茨城県内水面水産試験場研究報告, 第13号, pp.29-43.
- 4) 加瀬林成夫・中野 勇 (1961) 霞ヶ浦におけるワカサギの漁業生物学的研究Ⅵ. 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所調査研究報告, 第6号, pp.1-64.
- 5) 春日清一 (1982) : 霞ヶ浦の生態系管理による富栄養化防止. 国立公害研究所調査報告, 第21号, pp.36-43.
- 6) 春日清一 (1988) 霞ヶ浦における大雨後のイサザアミの減少とそれによる動物プランクトン及び水質の変化. 国立公害研究所研究報告, 第117号, 223-229.
- 7) 春日清一 (1981) 霞ヶ浦の富栄養化と動物たち. 環境情報科学, No.10, pp.69-75.

## 8. 八郎湖の水質・生物相変化と水質管理

三浦竹治郎 (秋田県生活環境部)

### 1. はじめに

八郎湖（八郎潟調整池と東西両承水路を含む俗称）の COD 値が毎年環境基準値（A 類型 COD 3mg/l）を大巾に上回り、夏季にアオコが発生し、湖水の富栄養化が指摘され、これが改善を求められている。県では1980～1984年に八郎湖水質汚濁機構解明調査を行い、その結果に基づいて水質改善対策を模索して来た。本文では、その調査結果を中心に八郎湖の水質変化の経過と改善対策としての私見を述べることとする。

### 2. 八郎湖の概要

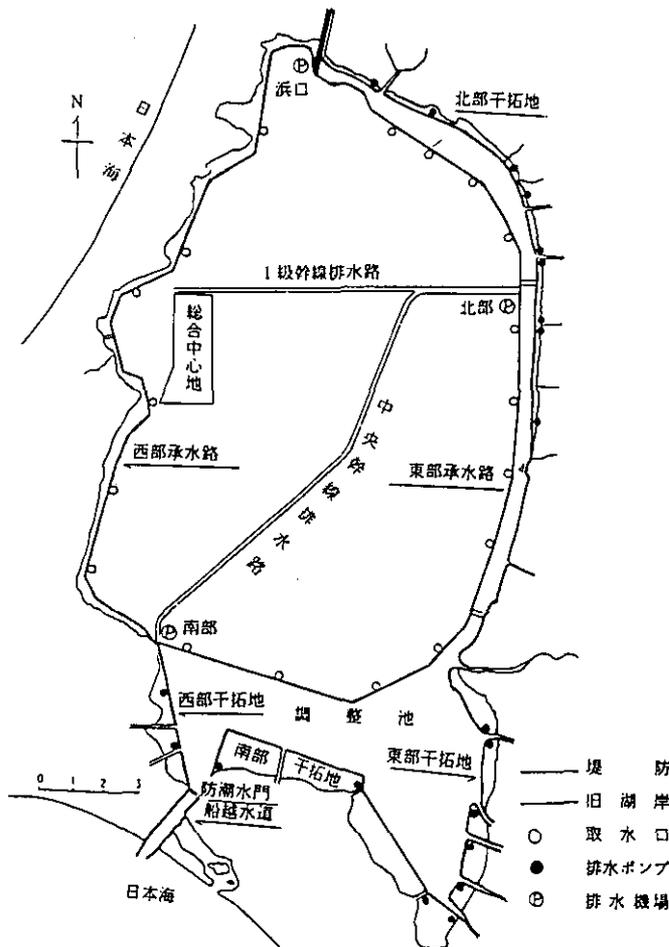


図 1 八郎潟干拓地

八郎湖は1957～1966年に八郎潟の約4/5を干拓して、約15,640haの大潟村を造成した時に、周辺地域の排水一時調整、かんがい水確保、干拓地内余剰水排出等のため残された水域で、面積4,564ha、深さ4m以下、貯水量約 $145.1 \times 10^6 \text{m}^3$ 、利用貯水量約 $46 \times 10^6 \text{m}^3$ 、流域面積688 $\text{km}^2$ 、流入河川数23、流入水量約 $1800 \times 10^6 \text{m}^3$ 、防潮水門排出水量約 $1540 \times 10^6 \text{m}^3$ である。1983年の湖水回転率は14.1である(図1)。湖水の最大利水は大潟村かんがい水であり、かんがい期には日量約 $3 \times 10^6 \text{m}^3$ の水が湖と大潟村農地との間を循環する。その水量確保と海水流入防止のための防潮水門で表1の様に水位を嵩上げしている。干拓地内の用排水路は完全に分離され、用水は堤防上の19箇所の取水口から取水し、排水は幹線排水路に集まり、南北両排水機場から排出する。取水口と両排水機場との位置関係から、用水は循環利用である。

表 1 残存湖の管理水位

5月 1日～7月31日	+1.0m
8月 1日～8月10日	0.8
8月11日～9月10日	0.6
9月11日～3月31日	0.5
4月 1日～4月30日	0.5 → 1.0
西部承水路 常時	0.35

### 3. 水質の変化

#### 3. 1 干拓前の水質

干拓前の八郎潟は南北26km、東西12km、面積22,024ha、深さ平均 3m、最深部4.7mの平坦な盆形地形の海跡半かん湖であり、長さ約 5kmのせまい船越水道で日本海に通じていた。湖底は微粒子粘度と動植物性プランクトン、水生植物の遺体残渣等からなる軟質泥土で、厚い所は60cmにも達する。季節風の激しい日本海岸平坦地に位置し、風浪による湖水の攪拌が多く、水色悪く、水温躍層現象は無い。湖岸流域からの流入水量が少ないため停滞性が強く、水生植物動植物プランクトンが豊富で、漁獲が多く、水色について褐色、醤油色、馬尿色、黒褐色等が記録されていることから、しばしば硅藻類の異常繁殖が見られた。1962

年に調査した市村氏等は日本の湖沼中で有数の大きな生産力を持つと評価した天然の富栄養湖であった。湖水の分析例は極く少ないが、COD は平均して4.5mg/l程度と推測され、塩素量は700～2,300mg/lである。溶存酸素量は表層底層共同程度である(表2)。

表 2 湖心部の  $\text{KMnO}_4$  消費量

年次	mg/l		
	平均値	最低値	最高値
1935	21.24	10.5	27.6
1951	7.19	4.22	14.26
1961	25.87	13.51	45.03

#### 3. 2 干拓後の水質

現在の八郎湖の水質は干拓工事とその後の干拓地営農を抜きにしては論じられない。1961年3月防潮水門締切りから1963年11月中央干拓地の堤防締切りまでは流入河川水および降雨等によって一方的に希釈化が行われたが、この間は工事による湖水の攪拌が激しく、湖水は異常に混濁した。1963年11月から1966年 5月までは中央干拓地からの排水による汚濁と流入河川水及び降雨等による希釈化が同時進行した。干陸後の1966年 5月以降は干拓地土壌からの洗脱塩類の供給と流入河川水および降雨等による希釈化が同時進行している。しかし依然として水質は悪く、COD

は1972年環境基準（A類型）設定以来基準を満足したことが無い。その結果1976年以来1987年まで毎年アオコの発生がみられた。

干陸後の残存湖水の状態を塩素量、pH、COD等で次に示す。

(a) 塩素量

塩素濃度の変化は淡水化の早さを示す。調整池の塩素濃度の減少は防潮水門締切り後急速に進み、約1000日で1,500mg/l程度から600mg/l程度になり、約3000日で100mg/l前後になった。干陸が完成した1967年以降は略安定している。しかし、流入河川並の濃度に安定しないのは干拓地土地からの洗溶脱による両排水機場からの排水中の塩素量が多いからである。

(b) pHについて

pH値の変動が大きくなり、特に営農開始直後の1968年頃から顕著になり、しばしばpH9を超える。季節的には夏から初秋に高いが、時には3月中にもみられ、またプランクトン現存量、クロロフィルa量などの相関性も低い。

(c) CODについて

調整池のCOD年平均値は干拓直後若干上昇したが、その後は1978年を除いて、経年的に大きな変化はなく、ほぼ横ばい状態で推移しているが、環境基準値3mg/lを大幅に超過している。季節的には8、9、10月に高くなる。

干拓前と比較して大幅に悪化したとは思わない。干拓農地からの負荷が大きいため、南北両排水機場からの排水中のCOD値は非常に高い数値を維持している（図2）。

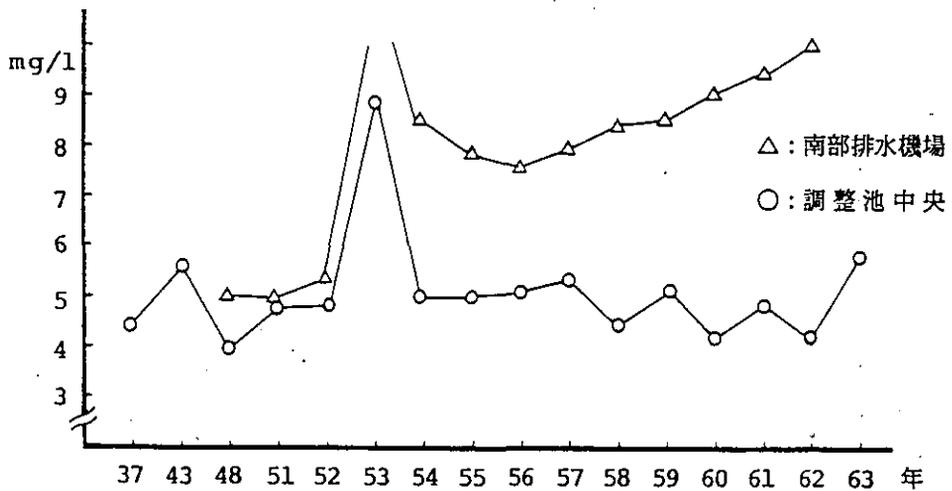


図 2 COD の経年変化

(d) T-N, T-P について

調整池では、T-N, T-P 共1978年以降ほぼ横ばい状態で推移しているが、濃度自体は非常に高く、富栄養化傾向を如実に示している。

排水機場排水中の濃度も非常に高いが、特に T-P について南北両排水機場間で著しい相違がみられ、北部排水機場からの T-P 排出濃度は約0.15mg/l程度で経年的に横ばい状態であるが、南部排水機場からの T-P 排出濃度はその数倍であり、且つ年次間差も大きい(図3, 4)。

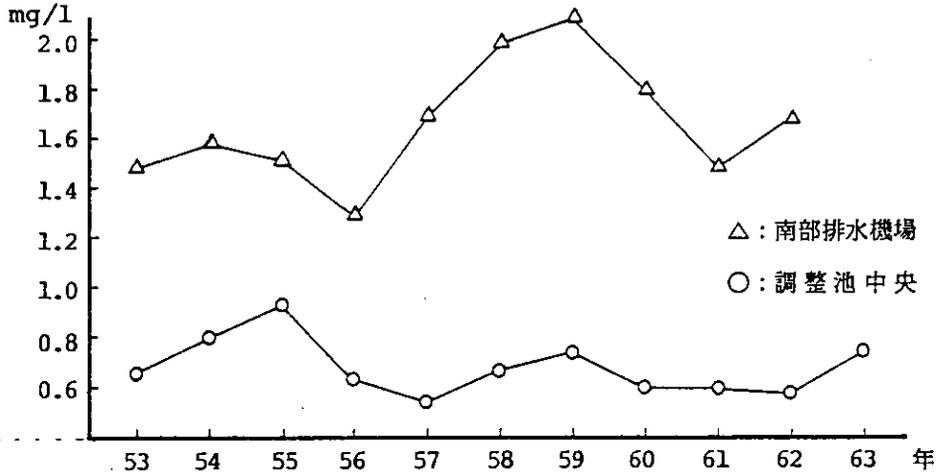


図 3 T-N の経年変化

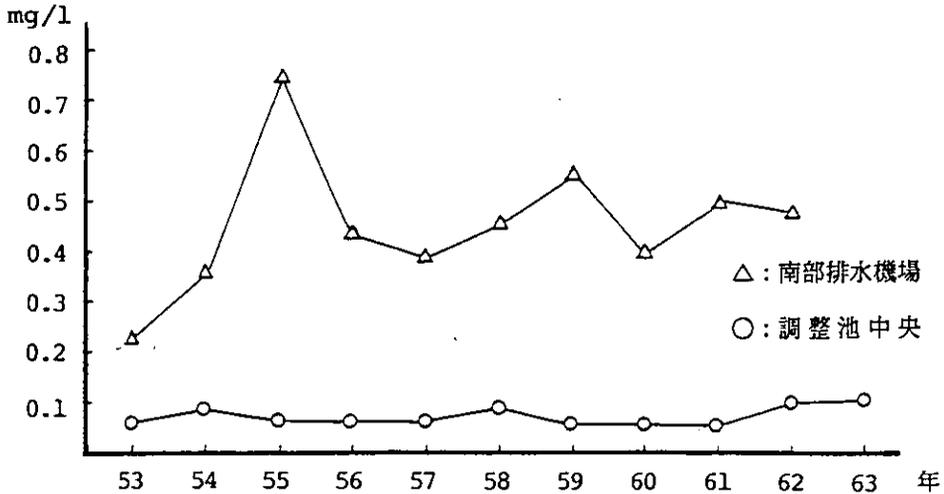


図 4 T-P の経年変化

#### (e) 耕地化過程での栄養塩類の溶脱

湖底土を乾燥造田し、営農する過程で、塩分をはじめ各種栄養塩類が多量に溶出した。

これらは田面排出水のみならず、強力に施工された暗渠を通じて幹線排水路に集められ残存湖に排出される。この現象は現在も続いており、特に広く畑作が導入されてからは、透水性の向上と熟畑化の促進によって、栄養塩類の溶脱が促進されている。

干拓地水田の一部では代かき時の土壌粒子の沈降が非常に遅く、一応の安定までに一週間以上を要し、浮遊物質(SS)が150mg/l以上で安定する。田面水中の窒素、リンの濃度は高い。

暗渠排水は栄養塩類を多量に含む。特にリンの含有量が多い。この事に関連して、中央幹線排水路の南端部にリン含有量の異常に高い場所があり、これが南部排水機場排水のリン濃度が高い一因になっている。

#### 4. 動植物プランクトンについて

干拓前の八郎湖は魚種の豊富な生産量の多い魚場であった。このことは豊富な動物性プランクトンや水棲昆虫、底棲動物が生存し、その前提として豊富な植物性プランクトンが生存したことを示す。しかし干拓前のプランクトン調査は殆ど無に等しい。干拓工事着工直後の1962年に詳細な調査が行われた。その結果は現存量が非常に豊富な日本湖沼の中でも有数の富栄養湖であるとしている。このことは現在も変わらない。

##### 4.1 動物プランクトン

1962年調査では、量は非常に多いが、種は比較的少なく、とう脚類、輪虫類が大部分で、とう脚類 8科 9属 9種、輪虫類 3科 5属 7種で、とう脚類 3種、輪虫類 2種が優占種であり、汽水系のものが主である。1976年調査では甲殻類 9種、輪虫類 28種、1985年調査では甲殻類 10種、輪虫類 20種で、種数は輪虫類の増加はみられるが、全体として数は少なく、量は依然として非常に多い。種は汽水系種から淡水系種に移っている。

##### 4.2 植物プランクトン

1962年調査では硅藻類 135種、鞭毛藻類 2属、藍藻類 3属、緑藻類 12属であるが、量的には硅藻類が圧倒的に多く、その他の種類はいずれも量的に貧弱である。現存量は春秋に激増する二山型である。硅藻類は海産種が多く優占種を占め、殆どが湖底泥の着生種である。この調査では *Anabaena* 種は微量で、*Microcystis* 種は出現しない。1976年の調査で硅藻類 249種を採取しているが、淡水系の種が増加し、約 7割を占め、干拓前しばしば異常発生した海産種の *Biddulphia* 種は稀産種となっている。

1970年以降の秋田県内水面水産指導所の調査でも植物プランクトンの主体をなすものは種の数、現存量共に硅藻である。1970年頃から夏季には必ず *Anabaena* 種や *Microcystis* 種が優占種とし

現存量共に珪藻である。1970年頃から夏季には必ず Anabaena 種や Microcystis 種が優占種として現れるようになり、1975年頃から毎年夏に局所的にアオコが発生した。1978年には異常な高温少雨の影響で 6月末から湖全面にアオコが発生した。1985年の調査では珪藻類99種、藍藻類 9種、緑藻類18種を確認しており、7月末から Anabaena spp.が大量に発生し、アオコとなり、9月に入って Microcystis spp.が大量に発生した。

湖水中のクロロフィル a 量の年間消長は調査を始めた1979年以降ピークが 8, 9月に出現する一山型であり、干拓前と対象的である。

これらの現象は湖水の淡水化に伴って植物プランクトンの種の交替が行われたことを示す。

#### 4. 3 魚介類

干拓前の魚類相は片岡(1965)によって75種記録され、干拓後には杉山(1980)が56種を記録している。干拓による消滅種は29種、新発見種10種である。消滅種のうち純淡水種ではゼニタナゴとミナイモツゴの 2種だけで、他は周縁性淡水魚が海水魚で、主に海に通じていた船越水道に棲息していたものである。

干拓によって湖内で消滅した種は数種にとどまるとみられる。

干拓前の貝類は14種記録されているが、干拓後の詳細は不明である。干拓前非常に多く取れたヤマトシジミは当然取れなくなり、干拓後に導入したセタシジミの再生量は思わしくない。現象として、1985年頃からセタシジミやワカサギ、フナなどに異臭が移臭したり、へい死が目立ち始めた。たまたま1987年 8月末に防潮水門の事故で一時的に海水が流入した結果、セタシジミが多数死滅し、ヤマトシジミが活発に再生産し、シラウオの大型魚が多く捕れ、異臭も無くなった。

### 5. 物質収支について

#### 5. 1 流域汚濁源別排出負荷量

八郎湖汚濁原因解明の一端として、流域で発生する汚濁排出負荷量について、流域フレームと排出原単位によって1980年現況で表3の様に算出した。また農業関係原単位を入れ換えて表4の様に算出した。なお、東北農政局が1980年現況で表5の様に算出した。本流域は工場、畜産業等の殆ど無い水田単作の純農村であるので、人為系負荷は、採用した負荷原単位そのものには異論があっても、生活雑排水と水田が主たるものである。東北農政局では流達率を COD 95.4, T-N 60.2, T-P 42.9と算出したが、我々の調査では、実測流入量の算出に欠陥が多く流達率の算出は無理である。年12回の平常時調査で、流量測定が不備である。

表 3 発生源別汚濁発生割合

汚濁項目	%, kg/日								
	生活排水	産業排水	畜産排水	肥料流出	養殖漁業	山林排水	耕地自然流出	大気降下物	発生負荷量合計
BOD	52.7	2.4	0.7			13.8	27.6	2.8	7,459
T-N	10.8	2.1	0.9	44.2	0.8	15.6	21.9	3.7	3,272
T-P	41.6	4.2	3.0	20.5	3.2	15.2	8.2	4.1	224

表 4 発生源別汚濁発生割合

汚濁項目	%, kg/日								
	生活排水	産業排水	畜産排水	肥料流出	養殖漁業	山林排水	耕地自然流出	大気降下物	発生負荷量合計
T-N	19.1	3.7	1.5	34.3	1.4	27.6	5.7	6.6	1,846
T-P	51.9	5.2	3.8	5.0	4.0	19.4	5.6	5.2	179

表 5 発生源別汚濁発生割合

汚濁項目	%, kg/日							
	生活系	工場	畜産	水田	畑	市街地	山林原野	発生負荷量合計
COD	21.6	1.0	2.1	16.1	0.3	16.4	43.3	10,503
T-N	25.1	0	1.6	46.8	7.6	8.0	11.0	2,908
T-P	72.6	0	0.3	12.8	0	6.0	9.4	190

## 5.2 大瀧村干拓地の汚濁物質収支

1982年度干拓地の各取水口と南北両排水機場で一年間水質調査を行い、干拓地内の物質収支を概算した。流出負荷量－流入負荷量＝干拓地からの流出量であるので、COD、T-N、T-Pについて図5に示した。

5月から8月までのかんがい期には、代かき時には干拓地からの排出量が多いがその他はマイナス量であり干拓地においても農地の浄化機能が大きく機能している。非かんがい期に相当量の排出がある事は農地からの負荷発生量が多い事を示している。3月の多量流出は、融雪時の泥水流出である。通年の排出量は農地単位面積当り COD 41.7kg/ha年、T-N 13.2kg/ha年、T-P 3.8kg/ha年である。

## 5.3 調整池流入負荷量

八郎瀧調整池に流入する COD、T-P を1983年の実測値及び原単位、流達率計算等の手段で、地域別、時期別、さらに1983年現況と1995年の予測、また1995年に流域下水道が完備するものとした場合の予測を行った(表6)。この結果によれば、時期を問わず南北両排水機場からの流出割合が非常に大きく、特に T-P でその比率が大きい。また代かき時の影響が特に大きい。

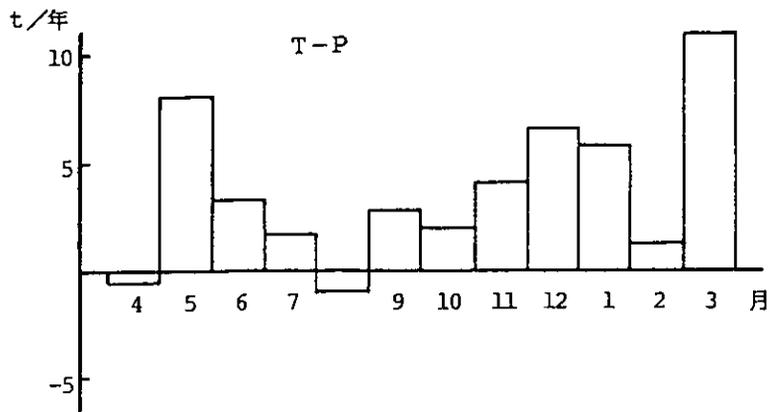
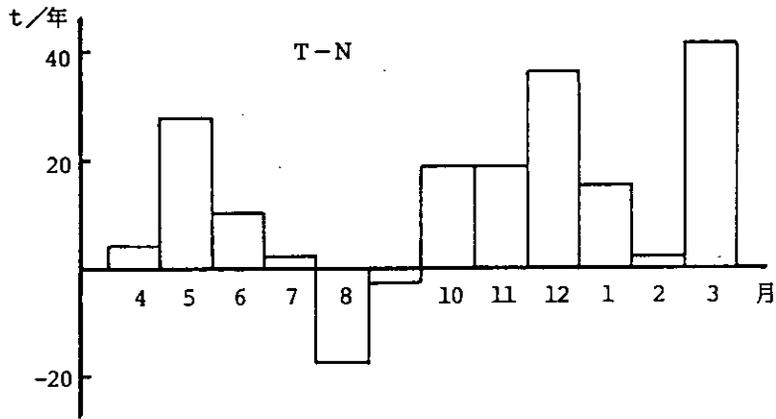
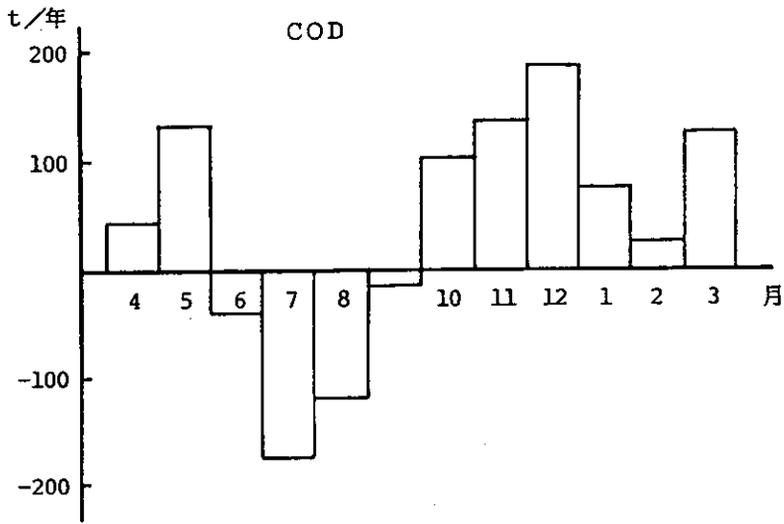


図 5 干拓地の汚濁物質収支

表 6 調整池流入負荷量割合

地 域	COD						T-P			
	かんがい期			非かんがい期	代かき期	かんがい期			非かんがい期	代かき期
	現 況	1995年 予 測	1995年 下水道完備	現 況	現 況	現況	1995年 予 測	1995年 下水道完備	現 況	現 況
	南部排水機場	26.6	31.0	34.8	12.2	33.8	35.8	38.8	43.7	48.2
東部承水路	45.6	48.6	43.0	48.5	46.0	39.6	43.3	36.7	33.1	60.6
馬場目川	11.9	6.1	6.7	16.8	8.6	7.7	3.5	4.8	5.4	1.4
湖岸東部	12.7	10.0	11.7	18.0	9.2	12.0	9.6	9.8	7.9	3.9
湖岸南部	1.4	1.7	1.7	2.0	1.0	2.5	2.5	2.6	2.8	1.7
湖岸西部	1.8	2.1	2.2	2.5	1.4	2.3	2.2	2.4	2.6	2.0
流入量合計	27,955	24,098	21,726	19,797	38,625	558	510	458	504	1,221

%, kg/日

COD については南北両排水機場排水の負荷量がほぼ同量であるので両者で全体の半分以上を占める。T-P では、既述の様に南部排水機場排水中の T-P 濃度が北部のそれより格段に高い事を考慮しても、全体の 7割以上を両排水機場から排出しているものと推測される。

また、湖岸最大の流入河川である馬場目川からの流入量に比較すれば、南北両排水機場から排出される干拓農地からの流入量の大きさがわかる。

将来湖岸部の下水道が完備すれば、その効果は 2割程度の流入量減少と予測された。

収支では1983年実測値で COD で流入量8,503t/年、防潮水門流出量4,123t/年、大潟村流出量3,144t/年、T-P で総流入量196t/年、防潮水門流出量102t/年、大潟村流出量49t/年となるが、この計算では南部排水機場で西部承水路に大量に取水されているかんがい水の COD 量、T-P 量が計算不能であるなどまだ不明なものが多い。

#### 5. 4 流入負荷削減計算

前述の調整池に対する周辺地域からの流入負荷を基に湖心の水質濃度将来予測をかんがい期の7月を対象に試算した(表7)。その結果は、水質に将来とも大きな変化は無い。

また各流域からの負荷を削減したと仮定した場合の湖心における汚濁濃度の変化について計算した。例えば COD について全流域からの人為的負荷と耕地負荷をそれぞれ10%削減すれば湖心濃度は4.79mg/lになり、それぞれ20%削減すれば4.49mg/lになる。さらに人為系50%、耕地系20%

表 7 湖心の水質濃度将来予測値

		mg/l		
		1958年	1995年	1995年 下水道完備
COD	かんがい期	5.0	4.8	4.7
	非かんがい期	4.4	4.3	4.2
T-P	かんがい期	0.068	0.067	0.064

の削減では4.15mg/lになる。これらは実現不可能な仮定の削減計算であるが、これらを元に更に流域の下水道計画完全整備、下水道対象外の生活雑排水6割削減、農業負荷 3割削減を実施したと仮定すれば、COD で約 1mg/lの濃度減で4.0mg/lとなり、T-P で0.019mg/lの濃度減で0.049mg/lとなる。対象とした 7月は既往の調査から環境基準適合否判断の75%値に相当する事から環境基準 A類型 (COD 3mg/l) を達成するための流入負荷削減は現実的には不可能である。

## 6. 水質管理目標

八郎湖は現在環境基準を湖沼A類型であてはめてある。八郎湖は干拓農地のかんがい水確保のため循環方式の特異な利水である。また流入負荷の多くが、湖底土の耕池化過程での溶脱現象に由来する人為的制御の困難なものである。さらに元来富栄養湖で湖水自体の内部生産量が大きい。1983年の試算では内部生産に起因する COD は2.2mg/lである。この様な実態から、まず本来農業用水の供給を目的とした人工湖として環境基準をB類型にすべきである。すべての施策はこれを前提としなければ実効性は望めない。

次に現在の大潟村の利水体系を再検討し、排水機場の管理方法を改善して汚濁水の再取水を阻止し、また防潮水門を改造して湖水の流動性を促す必要がある。特に融雪時、台風時等増水時の大量放水が必要である。

また利水のほぼ全量が大潟村のかんがい水である事から、地域住民の湖水が汚濁したと言う感じはアオコが発生する様になったと言う視点で受け留められているのであり、現在の水質から実質的な被害を受けている者は皆無に近い実情にある。これらの状況を勘案すれば、COD の削減とアオコの発生抑制を分けて考える事も一方法かと思う。たまたま1987年 8月末に防潮水門の事故で一時的に海水の流入があり、塩素濃度が一時期 5,300mg/lに達したが、翌年 3月末には平常値に戻り、1988年、1989年共アオコの発生は見られず、COD 値の夏季上昇も抑えられた。

八郎湖周辺地域は人口密度の低い純農村地域であり、且つ過疎化の進んでいる地域であるので、これら地域からの流入負荷削減による水質改善は大きく期待できない。八郎湖の水質管理では大潟村の土壌管理と湖水の内部生産抑制が大きな課題であるが、現在の我々では具体的な対策を樹立しかねている。

## 引用文献

- 1)秋田県 (1985) : 八郎湖水質汚濁機構解明調査報告書. pp.1~153.
- 2)秋田県 (1983) : 昭和57年度環境庁委託業務結果報告書 (非特定汚染源による汚濁防止対策調査), pp.1~216.
- 3)秋田県八郎潟学術調査会 (1965) : 八郎潟の研究 (生物編) pp.204~463.
- 4)三浦竹治郎 (1987) : 八郎潟における栄養塩類の循環. 農業環境研究叢書第2号, pp.209~229.

- 5)三浦竹治郎(1980):八郎潟調整池の形状と過去の水質について.秋田県公害技術センター年報,第7号,pp.117~129.
- 6)三浦竹治郎(1988):八郎潟調整池の植物プランクトンについて.秋田応用生物第20号,pp.72~76.
- 7)杉山秀樹(1981):八郎潟の干拓に伴う魚類相の変遷について.昭和55年度秋田県内水面水産指導所事業報告,pp.13~17.

第3回環境容量シンポジウム参加者氏名一覧

氏名	所 属	氏名	所 属
相崎 守弘	国立公害研究所 水質土壌環境部	野原 精一	国立公害研究所 生物環境部
青木 陽二	同上 総合解析部	萩原 富司	(株)環境研究センター
天野 耕二	同上 総合解析部	原沢 英夫	国立公害研究所 総合解析部
石橋 良信	東北学院大学 工学部土木工学科	根岸 正美	茨城県 公害技術センター
稲葉 一穂	国立公害研究所 水質土壌環境部	花木 啓祐	東京大学 工学部都市工学科
井上 頼輝	京都大学 工学部衛生工学科	日野 幹雄	東京工業大学 工学部土木工学科
井上 隆信	国立公害研究所 水質土壌環境部	福島 武彦	国立公害研究所 水質土壌環境部
伊野 昂	茨城県 水戸保健所	不破敬一郎	同上 所長
稲田 敏之	茨城県 公害技術センター	細見 正明	同上 水質土壌環境部
稲森 悠平	国立公害研究所 水質土壌環境部	前田 修	筑波大学 生物科学系
浮田 正夫	山口大学 工学部土木工学科	松永 武	日本原子力研究所
内山 裕夫	国立公害研究所 水質土壌環境部	三浦 竹治郎	秋田県 生活環境部
海老瀬 潜一	同上 水質土壌環境部	三輪 春太郎	農業環境技術研究所 環境管理部
大井 紘	同上 環境情報部	向井 哲	国立公害研究所 水質土壌環境部
奥田 敏統	同上 生物環境部	村岡 浩爾	大阪大学 工学部土木工学科
奥村 充司	福井工業高専	矢木 修身	国立公害研究所 水質土壌環境部
春日 清一	国立公害研究所 生物環境部	安岡 善文	同上 総合解析部
加瀬 林成夫	茨城県 公害技術センター	山本 哲也	茨城県 公害技術センター
加藤 光行	秋田県 大湯村役場	横田 正雄	茨城県 環境局
河合 崇欣	国立公害研究所 計測技術部	吉田 秀志	秋田県 大湯村役場
木方 展治	農業研究センター		
北島 能房	筑波大学 社会工学系		
國松 孝男	滋賀県立短期大学 農業部		
黒田 久雄	茨城大学 農学部		
合田 健	摂南大学 工学部土木工学科		
小泉 明	国立公害研究所 副所長		
近藤 一彦	秋田県 大湯土地改良区		
佐藤 敦	秋田農業短期大学		
沢畑 裕美	茨城県 霞ヶ浦対策課		
篠田 鎮嗣	茨城大学 農学部		
宗宮 功	京都大学 工学部衛生工学科		
園 正	滋賀県立衛生環境センター		
須藤 隆一	国立公害研究所 水質土壌環境部		
須藤 正己	茨城県 水戸保健所		
相馬 悠子	国立公害研究所 計測技術部		
高村 健二	同上 生物環境部		
橋 治国	北海道大学 工学部衛生工学科		
田中 咲枝	茨城大学 農学部		
田淵 俊雄	茨城大学 農学部		
中根 周歩	広島大学 総合科学部		
内藤 正明	国立公害研究所 総合解析部		
中西 弘	山口大学 工学部土木工学科		
中村 以正	筑波大学 応用生物化学系		