

国立公害研究所研究報告 第48号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, No.48, 1983.

水質観測点の適正配置に関するシステム解析

Study on Optimal Allocation of Water Quality Monitoring Points

総合解析部

Systems Analysis and Planning Division

松岡 譲・内藤正明

Yuzuru MATSUOKA and Masaaki NAITO

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

水質の汚濁はその水域の多くの住民に健康上の重大な影響を与えるので、極めて深刻な問題である。このために河川水系や湖沼、内海などの水質は多くの監視点において常時測定されている。そこで得られた水質のデータは極めて大量である。また、これらの監視測定は水質の劣化が進み、水質保全の重要性が認識されるに伴って、その数が増加している。

およそ水質の測定は長期間に亘って多額の出費を必要とするものであるから、その適正な配置には十分な配慮が必要になる。本報告は水質観測点の適正配置に関するシステム分析による理論的研究結果である。

例えば一本の単純な河川があって、下流で水道水として水が取水される。河川は上流から下流に流れる間に汚染物質の流入によって汚濁され、また、自然浄化作用によって浄化する。もし流速が毎時1kmであれば、取水地点より10km上流で測定しておれば、10時間後の水質の変化が予測できることになる。そしてもしこの時間が水質汚濁防止のために、適当な対策をとるのに十分であれば、管理システムが成功したことになる。しかるに実際の場合には多くの支流を合流して本流となって流れ、湖沼や海域では水面が広がりを持つ上、流れの様相が複雑であるので問題はそれ程容易ではない。このような複雑な場合に、それではどのように観測点を配置するのが適当であるのかということは、行政上も極めて重要な問題であるが未だ十分に解明されたとは言い難い。

およそ最適問題を研究するには目的とするところが明確にされ評価が確立している必要がある。本研究では費用と効用との両方を考慮し、水質や観測の精度に対して費用と効用の関係を明らかにした。すなわち、一定の費用の下で観測の精度を最大にするような方法や観測の精度を一定にして、費用が最小になるような方法を見出すことを第1種の問題とし、費用と便益の曲線を考えて、いわゆる費用便益分析の手法により、便益と費用の差が最大となるようにするのを第2種の問題と定義した。

さて、複雑な海域については、2次元的な水質を有限個の観測点から推定するには、2次元的な内挿法を考えなければならない。著者はこのような場合の内挿誤差を考慮し、誤差が最小となるような測定位置の決め方を提案している。このような理論的な研究を展開した後に、いろいろな広さの水域に対して費用効果分析から観測点の最適個数を提案し、それを具体的に霞ヶ浦、その他について適用している。

最近の行政費用の節減に対する国民世論は環境行政に対しても例外を認めない。このような時期において本研究はその価値が高いものと考えられる。この意味で理論家はもとより環境行政に携わる大勢の方々の興味をひくことができれば誠に幸とするところである。

昭和58年10月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

目 次

まえがき	1
Abstract	2
第1章 本研究の概略	3
第2章 水質監視システムの適正化に関する研究の現状と問題点	7
2.1 概 説	7
2.2 水質監視システムの現状とその批判	8
2.3 水質監視システム研究の概況	10
2.4 水質監視システムの適正化に関する第1種の研究とその問題点	14
2.5 水質監視の効用, 及び水質監視システムの適正化に関する第2種の研究とその問題点 ..	24
2.6 今後の研究の方向	26
第3章 水質監視システムの適正化に関する基礎的考察	37
3.1 概 説	37
3.2 監視の効用測定に関する考察	39
3.2.1 水質管理施策の効果	41
3.2.2 現状水質把握の不確定性	42
3.2.3 監視の効用に関する若干の検討	44
3.3 監視の空間的配置と監視精度に関する基礎的考察	51
3.3.1 水質の空間的な分布とその集約化	51
3.3.2 2次元水質分布の内挿法に関する文献的及び理論的検討	52
3.3.3 2次元水質分布の内挿法に関する実証的検討	65
3.3.4 任意点水質及び空間的代表水質に関する統計的推定とその精度に関する考察	80
3.3.5 空間的代表水質の最適監視点に関する考察	95

3.3.6	面積平均水質の推定精度とその費用に関する考察	116
第4章	水質監視システムの適正化に関する応用的考察	127
4.1	概説	127
4.2	我が国の湖沼水質の監視体制	128
4.3	湖沼水質監視に関する費用便益分析	138
4.3.1	霞ヶ浦西浦の水質浄化に関する費用効果モデル	138
4.3.2	霞ヶ浦西浦の水質監視に関する費用便益分析	145
4.3.3	モデル湖沼の水質監視に関する費用便益分析	149
むすび		157

まえがき

環境の管理に当たっては環境質の状態を計測・把握することが不可欠である。従ってこれまで大気や水質の計測のために多大の努力がなされてきたが、それら観測システムが適正であるかどうかについての定量的判断は必ずしも十分行われてきたとは言い難い。これには、緊急に汚染状況の把握に迫られて計測網整備がなされたことに最大の理由があると思われるが、これに加えて“観測システムが適正であるかどうかの評価基準を設定すること”が困難であること、さらにこれが一応設定されたとして、“具体的に設計方針を見いだす変数の選択、実データの裏付け、最適化計算の実行”にも多大の難しさがあることなど多くの理由がある。しかるに今日環境施策の内容が高度化するにつれ、データの質に対する要求が一層高まる一方で、計測システムの費用—効果に対する要求が益々厳しくなりつつある。そこで近時我が国においても、環境監視システム合理化のための方針を確立すべく、各方面で検討が進められている。

本研究は上述の監視システム合理化を目指す諸検討課題の中でも特に重要な“観測点の数と配置”に対する基本的考え方を明確にし、これに基づき最適数と配置を決定する数理手法の提示を行ったものである。

この種の研究は我が国では筆者らのグループによる大気モニタリングシステムを対象とする研究を発端とし、大気分野でいくつかが見られるが、水質モニタリングの分野では皆無に近い。その意味で本報告が今後の水質監視システムの設計に際し、定量的な一つの指針を与える最初のものとなれば幸せである。さらにここで提示する考え方と手法は大気監視システムの適正化にもほとんどそのままの形で適用しうるものと考えられるので、その分野からの御批判と関心が寄せられることも期待している。

なお本報告書前段で、内外関連研究の網羅的なレビューとその分析を行っている。これもこの種の研究に関心のある方々の参考になるのではないかと思う。

Abstract

Effective management of environmental quality requires a foundation of information on the current status of the environment, on changes and trends in its condition. In our country, a great effort has already been made on the monitoring of environmental water quality during the last decade. A lot of problems, however, should be solved before a monitoring system is rationally designed.

The first and the most important one is to identify what the system could provide the water quality management under a given expenditure of sampling and analyzing efforts. In other words, the problem is how the system should be balanced between the utility of acquired information and the efforts paid for its acquisition. In this context, the second problem is to establish a practical methodology to materialize the most effective monitoring system among the alternatives.

Coping with the first problem, this study proposes a quantitative method to balance the above two factors from the view point of cost/benefit analysis. In this method, the benefit of acquired data is measured as the reduction of economic loss of the water quality management program due to reliable data, and it is compared with the cost of data acquisition to find the most effective level of water quality monitoring.

In regard to the second problem, the attention of this study was focused on the configuration of monitoring sites in two dimensional water bodies such as lakes and bays. The performance of the system is measured in terms of the accuracy of the estimate evolved as the integration of water quality profile throughout the water body. A quantitative method to allocate the monitoring sites was developed in order to estimate it most efficiently.

In order to check and demonstrate the feasibility of the present method, the monitoring programs of *actual lakes* were designed, and optimal numbers of sampling points as well as their spatial configurations have been calculated.

第1章 本研究の概略

我が国における水質測定は明治7年(1874年)にドイツ人G・マルチンによって行われた玉川上水の分析に始まると言われている¹⁾が、水域の水質管理の目的をもって定期的な、かつシステムティックな監視が行われるようになったのは、水質保全法が制定された昭和33年(1958年)以降のことである。すなわち昭和30年代の半ば頃から経済企画庁、建設省あるいは各地方公共団体は当時急激に社会問題化しつつあった水質汚濁の進行を把握するために各々独自の立場からではあるが比較的系統的な水質監視を始めている。さらに昭和45年に制定された水質汚濁防止法では、それまで相互に関連なく実施されてきたそれらの監視を、都道府県ごとに作成される測定計画に基づいて行うことを義務付けた。その結果は「全国公共用水域水質年鑑」、「水質年表」あるいは各都道府県から発行される「水質年報」などによって毎年公表されている。このようにして蓄積されつつある水系水質のデータは、昭和46年以降水質年鑑に記載されているものだけでも500万件以上のものであり、その他近年急速に普及しつつある自動監視装置などによるデータも含めればその量は膨大なものとなっている。しかしながらこれらのデータは水質管理のために必ずしも十分に活用されてはいないし、それ以前にこれらをどのように処理すればよいか、またそのデータの質、量が水質管理にどの程度有効であるかなどの基礎的な検討すら十分になされてきたとは言いがたい。

一般に環境水質の把握に当たっては、水系中に配置した観測点から水質管理の目的に合った情報をいかに効率よく採取するかが問題となるが、このためには水質監視の目的、必要とする情報の量と質、あるいはその使用のされ方などに対する十分な見通しとそれに対する技術的裏付けが必要となる。さらにこうした検討は監視システムだけの立場から行われるものではなく、水質管理体制の変遷、あるいは計測技術とか解析処理技術の発達などをも含む広い視点の中でなされなければならない。

こうした中で、本研究は富栄養化の進展などによって近年その水質管理が重要な課題となりつつある湖沼・内湾などを対象とし、これらの水域における水質監視システムの適正化問題を監視による現状水質把握の推定精度とその効用とのかかわりという立場から、特に以下の諸点に焦点をあて検討を加えたものである。

- 1) 水質管理計画を実施する上で、基礎となる現状水質把握の推定誤差(以下監視精度と称す)はその計画の便益にどのように結びついているか。

- 2) 離散点観測から水域中の任意の点における水質、あるいは水域全体の代表的な状態を示す指標（単一項目について）を効率よく算出する方法は。またその精度は。
- 3) 実際データを使用して上記の1), 2)の検討から監視システムの適正化の理念及び適正化手法に何らかの提言ができないか。

上記の3点がそれぞれ第3.2節, 第3.3節及び第4.3節の主題となり本研究の骨格を形作る。その他、本研究では上記諸点に派生して生ずるいくつかの問題に関する検討も行っているがこれらはあくまでも上記主題の解析過程で生じた副次的な課題を扱ったにすぎない。

本研究では上記の主題を全4章によって展開する。まず第1章(本章)では研究のねらいとあらすじを述べる。第2章では水質監視システムに関する従来の研究のレビューを行い、その現状と問題点を整理する。第3章では、上記した1)及び2)の点に関する具体的な手法の開発を行っており、第4章ではこれらの手法を組み合わせ、実際の湖沼の水質監視システムの適正化の例を提示する。これらの各章、各節で行われる検討過程の位置付けを図1.1に示す。

さて、水質監視のための測定点配置あるいは測定頻度の適正化に関する研究は従来から数多く行われてきたが、それらのほとんどは所定監視費用下での水質値の推定精度、違反発見率の向上を図る問題、あるいはその相対問題としての定式化を検討しており、その所定費用及び許容推定精度の妥当性についての検討は行われた例がない。すなわち、従来の研究では監視費用、監視精度のうちいずれかは外部変数として取り扱うのが通常であったが、実際に監視システムを設計する立場からはこれ

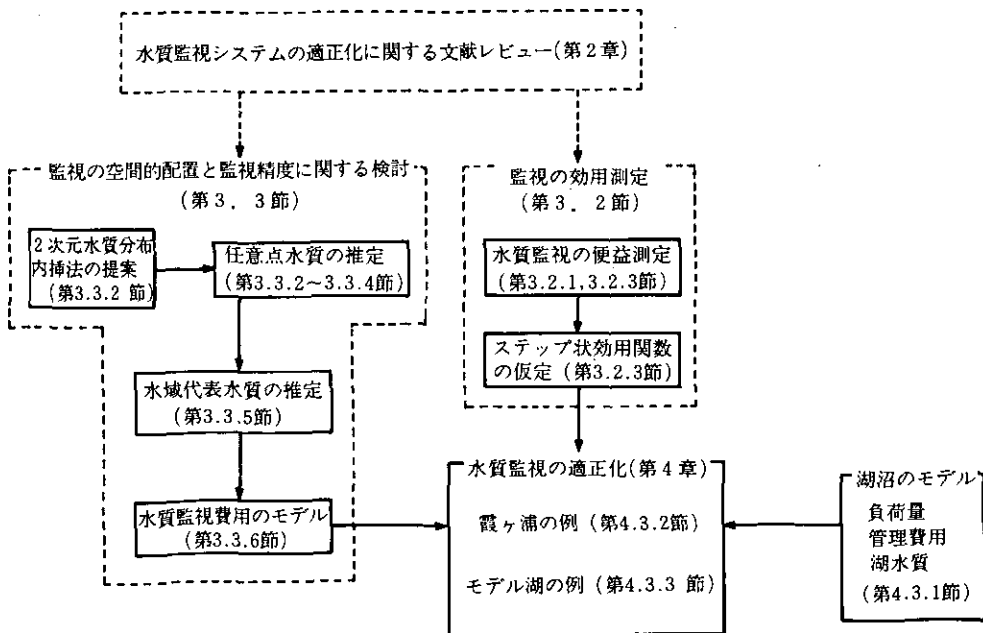


図 1.1 本研究のフローチャート

ら両方を内部変数として取り込んだ上での適正化が重要となる。このような適正化を行うには当然前者の範囲での適正化手法が確立されていることと同時に、監視の費用と精度といった異なった次元を持つ量を同一尺度で扱うことが必要である。そこで、本研究では、まず、監視の精度を監視の便益(効用)に変換することを考え、この根拠を水質管理計画に求めることにした。例えば、現状水質を実際より悪い状態と誤認することは水質管理費用に対する過剰投資につながるであろうし、実際より良い状態と誤認すれば予定する管理効果が得られないことになる。いずれの場合にしろ管理計画は所定の目標を満足できず、その原因は現状水質把握の誤差に起因する。第3.2節で提案した手法は以上の概念を定式化したものである。

次に問題となるのは水域中の監視点配置についてである。所定の監視精度を満足し、もっとも安価な方法が望まれるが、従来の研究ではその主たる適正化パラメータを監視頻度とし、しかも河川などの1次元流を対象としたものがほとんどであった。そこで本研究では湖沼・海域などの2次元的な水質場での観測点配置を取り扱うが、まずその予備的な検討として、通常得られているような離散的な数点~数十点の観測データから水域中の任意点の水質値を推定する問題(2次元内挿法)を取り上げ、従来から提案されている種々の手法、及び本研究で新たに提案した手法などの比較検討を行った。その結果、本研究では、理論的根拠が比較的明確であり推定精度も定量的に評価し得る手法として統計的推定法が適切であることを見いだした。そこでこの手法を基に監視点配置の決定、あるいは監視費用の算定などを行った。

これら二つの検討によって水質監視の精度と便益、及びその精度を実際に得るための具体的方法(及びその費用)が明らかになる。従ってこれらの方法に必要な対象水域に関する種々のパラメータを得ることによって水質監視の費用便益論的意味での最適化が図られることになるが、本研究では霞ヶ浦西浦を対象としこれらのパラメータの収集を試みた。想定した水質管理シナリオは下水処理を中心とする全リン除去による湖水質浄化であり、このシナリオにおいて水質監視の精度に帰因する便益とその精度を得るための費用の差が最大となるような監視点数を求めたわけである。

以上のように本研究は水質監視の費用便益分析を中心に環境水質の監視問題を取り上げ、それから派生するいくつかの問題に対しても検討を加えたものであり、その主たる成果を列記すれば次のようになる。

- 1) データの使用目的から考えた水質監視システムの適正化手法を示した(全章、特に第4章)。
- 2) 水質監視の便益(効用)を水質管理システムの枠内で定量化する方法を示した(第3.2節)。
- 3) 2次元場に離散的に配置された監視点データから水域の代表水質値を効率よく推定する方法を提示した(第3.3節)。
- 4) 水質監視システムの適正化に関する従来の研究をサーベイしその問題点と今後の方向を示した(第2章)。

本研究で取り扱った範囲での監視データの効用は通常の常時監視などにおいて考えられているそれらに比べるとはるかに限定されたものである。また水質監視システムの総合的な適正化という点か

から見れば、その内の一部を取り扱ったにすぎない。しかし他の諸点に関しても同様の取り扱いができると考えられ、必要に応じそれらの諸点を含んだ検討を行うこともそれほど困難ではない。また本研究においてはその主対象場を第2章においては河川を中心に、第3、4章においては湖沼・海域を中心に論を進めている。これは前者については従来の研究の多くが河川中心であったこと、また後者については i) 手法的には2次元場における適用によって1次元場のそれを容易に推察できること、ii) 湖沼・内湾などの閉鎖性水域の水質監視の重要性が高まっていることなどの理由によるものであり、手法の適用性の限界を示すものではない。ただしこれらの手法のうち、例えばCD法は移流効果が強い河川等に、KG法は等方性近似が比較的容認され易い湖沼・内湾などに適するであろうなどの適性は十分考えられるが、こうした手法と適用場との対応は必ずしも明らかにされていない。

このように本研究は、今だ解明すべき多くの点を残しており、今後さらにその正当性・妥当性を確かめる必要もあるが、水域水質監視の適正化に対する第1歩として重要な意義を有するものと考えらる。

引用文献

- 1) 塩川久男(1977)：わが国における近代水道敷設以前の上水水道分析について、商学集誌(人文科学編)，9(2)。
- 2) 市川 新(1979)：水質データ収集システムの現状と問題点、公害と対策，15(10)，2-6。

第2章 水質監視システムの適正化に関する 研究の現状と問題点¹⁾

2.1 概 説

本章では、水質監視システムの適正化に関する研究の現状を概観すると共に、その問題点を取り上げ、今後の研究の方向付けを試みる。現在、全国の各自治体を中心となっていて行われている定点定期監視は、水質年鑑に報告されてきているものだけでも、6,000~7,000地点、年間60万検体程度の分析が行われている。また、近年の総量規制の実施は、水質自動監視装置の普及を強力に推し進めてきている。それでは、こうした監視システムは水質の状況を適切に、かつ効率よく観測しているのであろうか。この点について、第2.2節では定点定期監視システムを中心とする現行の水質監視システムを概観するかたわら、従来から指摘されてきた批判を取りまとめる。次に第2.3節においては、水質監視システムに関する従来の研究を概観し、その特徴を論ずる。水質監視システムの設計、管理は工学的な問題の一つであり、システムとしての効率が良く、合理化が進んだものが望まれることは言うまでもない。その場合に、考察の対象を水質監視システムのみにとどめるか、あるいは、より広く水質管理システムまで拡張するかによって合理化の程度も異なってくる。本章では、前者のような狭い範囲における合理化を“水質監視に関する第1種の適正化”，また、後者のように監視情報の使用のされ方をも考慮に入れた監視システムの合理化を“水質監視に関する第2種の適正化”と名付けているが、第2.4節、第2.5節においては、これらの各フェーズにおける従来の研究を取りまとめ、その批判的検討を行った。最後に、第2.6節においては、上記の各節において述べられた問題点を取りまとめ総括するとともに、今後の研究の方向付けを試みている。

2.2 水質監視システムの現状とその批判

まず、我が国における水質監視システムの現状を表2.1に掲げる。このような水質監視システムの概況は、米国あるいはOECD諸国においてもほぼ同様であり^{2~10)}、例えば米国においては、国家レベルでの環境行政を進めていくための基礎ネットワークとしてNASQAN (National Stream Quality Accounting Network) あるいはNWQSS (National Water Quality Surveillance System) を中心に、州レベルの水質監視網など約3万局が月オーダーのサンプル間隔で動いており、それらを補完して水質自動測定局があるといった状況である。このような概況から、水質監視システムに期待されている目的ないしは、政策目標として設定されているものを挙げる^{11~15)}と、大別して(1)環境水質の把握、(2)異常水質値の発見、(3)排出源規制、の3者にまとめることができよう。

こういった目的は、必ずしも現状のそれが将来もそのままに設定されるものではなく、水質管理施策の発展、展開に伴い変化していくべきものであろうが、いずれにせよこれらの目的に応じて、それに適応した監視システムが考えられなければならない。つまり、一口に水質監視による環境の把握といっても、現実の測定によって明らかにされるのは環境状況のある限られた側面にすぎないから、その測定を目的に則していかに効率よく実施するかという問題が起こってくる。そのためには、上に概念的に述べた監視目的の、より具体的なブレイク・ダウンが必要で、これが遂行すべき水質管理施策全体のフレームにおける観測データの流れの中で明確に位置づけられなければならない。また、その一連の過程から生じてくる個々の施策効果判定のための指標とデータ処理法の対応を整理することが必要となる。

しかるに、現実の監視システムの設計に当たっては、目的があらかじめ一意的に定まっていることはまれであろうし、上に掲げた三つの目的について考えても、(1)は水質の平均的かつ年スケールの、(2)は極値的かつ短期的なスケールの情報把握を目指したものであるからそれらの目的同士の統合には問題が残る。さらに、水質測定値の多くが高い変動係数をもつことはよく知られている。この高変動データから、必要とする精度を得る測定計画を立てるには、例えば後述する式(2.4.1)を使用する方法が用いられてきた。ところがこの適用に当たっては、計画設計に先立ち取得すべきデータの変動の度合をあらかじめ知っておかなければならないという自己矛盾を含んでいる。また変動の統計的法則性についてもデータ変動に占める人為的特性が強く従来の統計処理、あるいはランダム性の概念によって取り扱うるかも疑問の点が多い。前者の点は計測一般に関する基本的な問題であり、それゆえに調査と設計を繰り返し、逐次修正していく必要性を生ぜしめ、また後者の点は各対象水域に応じたきめ細かい取り扱いの必要性を生ぜしめているが、こうした点に対する注意は往々に

表 2.1 現行水質監視体制

	監視機関	監視密度	項目	監視目的	備考
定点 定期 監視	府県公害担当部局	1～数回/月、3～6地点/水域 (月1日以上1日4回)	環境基準項目中心	基準との比較	75%値による適合率判定、個別調査への引金
	建設省	1～4回/月、1級河川 (月1日以上1日4回、11km/点)	環境基準項目中心	河川管理	
	水産試験場	1～12回/年、沿岸部	水産、栄養塩中心	水産基礎資料	
	水道局	1回/月～1回/日、取水点	水道管理項目	浄水管理	
常時 自動 監視	府県公害担当部局	自動連続監視装置 124か所(昭55)	水温、PH、DO、濁度、 電導度、CODなど	異常水質の検知など	
	建設省	" 123か所(昭55)	"	"	
	水道局	自動連続監視装置 生物モニタリング	濁度、PH中心 ウグイ、フナなど	浄水管理 異常水質の検知	凝集管理
不定期 調査	関係部局	事故時、濁水時、定点、移動点	目的による	水質悪化原因の把握	
	担当部局	空間的に密なことが多い	COD、BOD、SS、N、 Pなど	各種事業に伴うアセスメントなど	水質モデル検定データに使用
	研究機関		目的による	水質変化機構の究明	
排出 源視	特定事業所	1回/月～1回/日 自動連続測定(COD)	基準項目	排水基準のチェック	報告徴集など
	府県公害担当部局	数回/年	"	"	立入検査など

して忘れられがちであり、そのために多くの混乱を招いてきた。

例えば、米国会計検査院(GAO)¹⁶⁾が、NASQAN、NWQSSを監査し、論じている点は正にこういった点を基礎としたものである。その他Kittrell¹⁷⁾、Velz¹⁸⁾、あるいは米国科学院(NAS)⁹⁾など、数多くの研究者が指摘してきたいくつかの疑問点すなわち

- 1) 時間的にも、空間的にも激しく変動する水質現象を、現在行っているような定点定期監視網でとらえることができるか。
- 2) 水質場の背景である水理、水文条件、あるいは排出条件は、時間的にも、空間的にも不均質の程度が強い。そのような場から取り出した標本値である水質データに統計的な解析を加えることに、どれ程の意味があるであろうか。
- 3) データ管理段階で、しばしば無視されがちな監視点の局所的な条件、監視、分析法の相違などの情報をいかに処理するか。

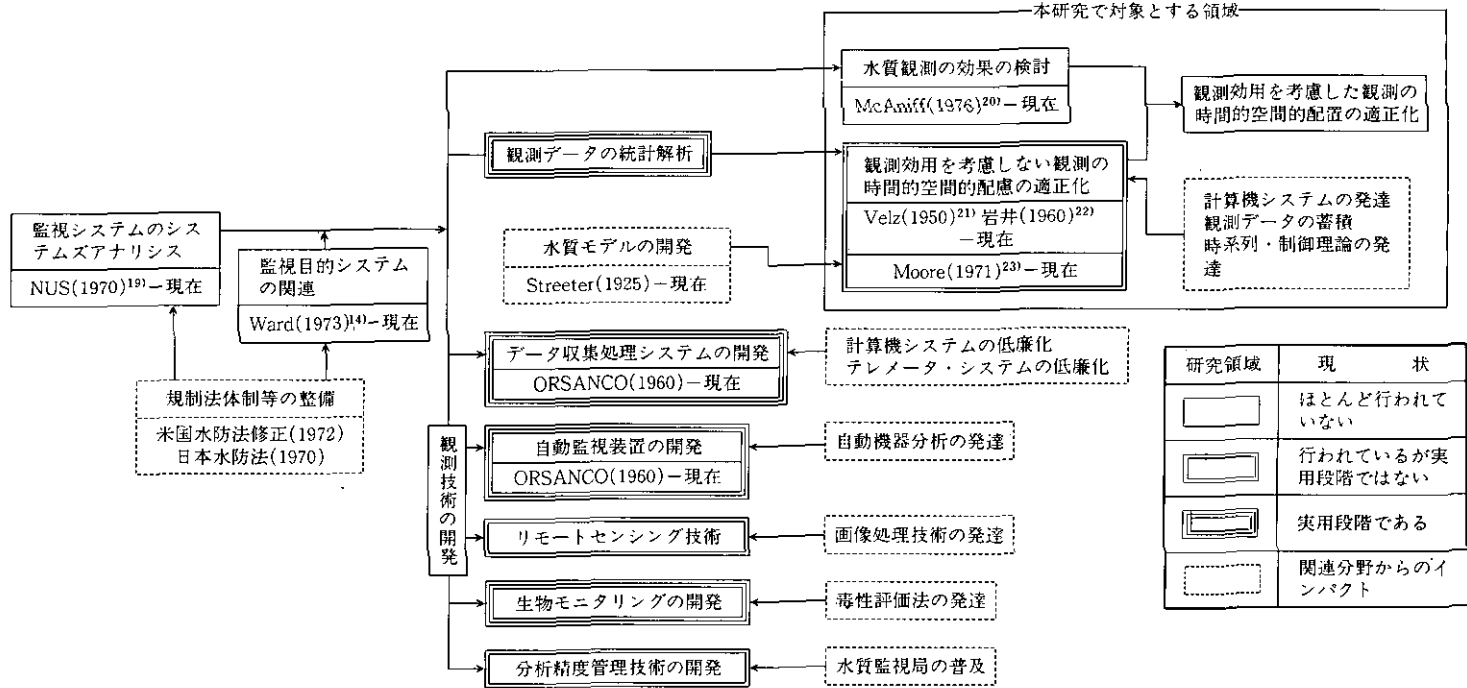
などは、従来より繰り返し指摘され、このことはそのまま我が国のシステムに当てはまるものである。

2.3 水質監視システム研究の概況

水質監視システムに関する研究には、大きく分けて次の2種があろう。その一つは、システムをソフト面から支えるもので、監視目的とシステムの関連性、あるいはそれに基づいた観測の時刻、監視地点のあり方などの問題を、システム解析の手法にのっとって取り扱うものである。他の一つは、自動監視技術の開発、リモートセンシング技術、生物モニタリング法の応用といったハード面に関するものであり、従来からのモニタリング研究といわれるものは、この種のものが大半を占めている。表2.2は、これらの関係を表示したものである。本研究の主たる関心であるシステム・ソフトに関する研究をさらに分類してみると、データの収集、処理に関連した技術的手法の開発、データの統計的処理解析法の研究、及び、観測データの情報効用に関する検討といった個別の研究と、これらを合理的に一つのシステムに統合することを目的とする研究に分けることができる。後者の立場にいたるほど、ソフト的な性質が強くなり、トータルシステムとしての合理化徹底が図れるが、一方では、法規制、監視目的等の外生条件に支配される度合いが高くなり、それが変化することによって研究の前提条件が崩され、研究価値そのものの褒貶も激しくなる。また、監視目的を明りように定めることは、水質監視システム合理化の第一歩であるが、しかしまたその目的自体が水質管理施策のすう勢を見越したものであり、またハード技術によって支えられうるものでない限り、研究の実用的価値は生じない。例えば、1970年代前半にEPAによって推進された一連の水質監視システムの研究⁹⁶⁻⁹⁹⁾では、その主目標を流水水質のグラフサンプリング(1地点、1時刻毎のサンプリング)による基準違反の発見においていたが、これらの研究に立って設計された監視システムは極めて高価なものであり、研究自体は実証的なものであったのにもかかわらず、その普及は図られなかった。これは、排出源監視を伴わずに流水監視のみによって違反を規制するという管理施策上の不適當さ、及び違反発見をグラフサンプリングで行うといった監視技術上の不適當さが複合した結果であった。こうした事情は監視システムの背景となる法体制、水質管理施策、モニタリングのハード技術によって絶えず変化するものであり、研究の遂行に当たってはシステムの寿命のみならず、研究自体の寿命を考慮に入れる必要のあることを示唆している。

監視目的によって、監視システムのあり方が大きく変化することは既に述べた。実際、過去の水質監視システム合理化に関する研究においても、そのほとんどが「ある与えられた監視目的を達成するための最も低廉な観測計画の決定」、あるいは「与えられた観測費用内で、最も効率よく所与の監視目的を果たす観測計画の決定」といった定式化をしている。監視目的としては第2.2節で上げた3種に対応し、(1)の環境水質の把握では「代表値の信頼区間」、(2)(3)の異常水質の検知、排出源監視で

表 2.2 水質監視に関する研究課題のフレームワーク



は「違反発見率」がシステムの効率の測度として採用されている。ほとんどの研究では「観測頻度」、
「観測地点」がこの効率を最大化する操作変数として取り扱われている。この際、取得情報の取り扱いの違いから(1)観測データのみを考える、あるいは、(2)水系のもつ物理的性質に立脚したモデルを作成し、これを仲介として得られた情報をも取り込むといった区別がある。また、観測データのみを情報源と考える場合でも、その統計的性質の区別を考えることによっていくつかの段階の研究に分類される。さらに監視目的の複合による多目的システムとしての取り扱いも考えられる²⁴⁾が、現時点ではまだ単目的によるシステム設計の必要性が強く叫ばれている段階であり、多目的としての検討がなされるには至っていない。

水質監視システムの適正化に関するほとんどの研究が、水質代表値の信頼区間幅、違反発見率と監視費用のトレードオフを観測間隔、ステーション数などをパラメータとして論じていることは既に述べた。そこでは、信頼区間幅、あるいは監視費用はあらかじめ設定されている。従って、このような所与条件をどのようにして決定するかといった問題が生ずる。これを解決するにはその考察する範囲を、監視から得られる情報がどのような価値を持つかにまで広げる必要がある。そして、このような検討を経ることによって、上記した信頼区間幅、あるいは、違反発見率を設定する根拠が見いだされる。

ここに、水質監視システムの適正化に対する検討を次の二つのフェーズに分ける必要があることが明らかとなる。すなわち

(1) 第1種の適正化問題。

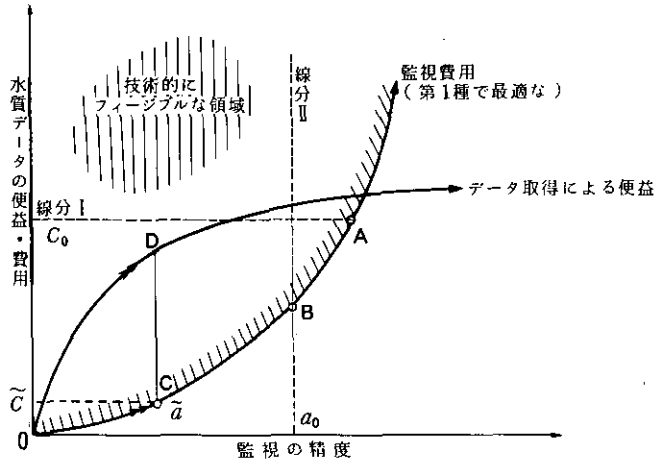
ある与えられた監視目的を達成するための最も効率が良い、また低廉な監視システムの設計問題、あるいはその相対問題

(2) 第2種の適正化問題

信頼区間幅、違反発見率などで与えられた監視目的の効用を定量化し、(1)で与えられた費用、効率曲線と重ね合わせることによって、より高次の合理化を図る問題。

図2.1に両適正化問題の説明図を示す。

以上が水質監視システムに関する研究の概況であり、次に、第1種、第2種の各段階における研究の現状、問題点、及び展望をより詳細に述べてみよう。



水質監視の費用便益分析

図 2.1 水質監視システムの第1種、第2種の適正化

第1種の適正化では所定費用下での最も精度(あるいは違反発見率)が高い監視システムをさぐる。すなわち、監視費用・精度(違反発見率)が作る平面において、費用 C_0 (線分I)以下の領域で技術的に可能である最も精度の高い点Aを求める。あるいは、所定精度 a_0 (線分II)以上の領域にて技術的に可能である最も安価な点Bを求める。AあるいはBをそれぞれ C_0 あるいは a_0 の関数であると考え、第1種の適正化問題は監視費用に関する曲線OBAを求めることに帰着する。一方、第2種の適正化ではデータ取得による便益曲線ODを考え、この曲線と費用曲線OBAの差が最大となる点Cを求め、その時の費用 \tilde{C} 、あるいは精度 \tilde{a} が適正な費用・精度であると考え。なお、その時の水質監視を行うことによる純便益はDCである。

2.4 水質監視システムの適正化に関する 第1種の研究とその問題点

観測による効用、便益などはこのフェーズの適正化では変数として取り込まれないので、この種の研究を分類する基準としては、「監視目的」「監視データの質」「物理・統計モデルの関与の度合い」が考えられる。監視システムの適正化に当たって、監視目的が重要な因子となることは既に述べた。従って、これが分類上の重要な基準となることは言うまでもない。一方、対象とすべき水系における水質変動の因果特性は、もう一つの重要な要素である。対象とする水系の上下流の水質間の物理的な因果の度合い、あるいは監視データの時系列的な性質の違いなどは、監視システムの適正化に対するアプローチを大きく左右する。このような観点から、従来の研究の分類を試みたものが表2.3である。異なった法規制、管理体制下の合理化に関する研究をこのように一括し、並列的に表示することには問題が多いが、ここでは一応本表に沿って説明を進めることにしよう。

A. 環境水質の把握を目的とするもの

この種の研究で問題とされる統計量は、平均値、あるいは所要パーセンタイル値の信頼区間幅である。その他各種のトレンドに対する検出力を問題とすることもある。研究のほとんどは、グラフサンプリングを前提としており、測定頻度としても日内変動の影響を調べるものを除いては、1日1回から10年1回程度の頻度を対象としている。合理化に当たって考慮している変数は、主として「観測周期」であり、次に「ステーション数、位置」である。両者間のトレードオフに関しては、1, 2の研究⁶⁹⁾を除いてはほとんど検討されていない。

A-a) 観測データの検討を中心とする研究

統計モデル、物理モデルを介さずに、過去において豊富に取得したデータを利用して、観測間隔、監視局数などを間引いていった時に、水質代表値に与えるデータの感度を調べることは必ずしもはっきりした根拠はなく原始的ではあるが、多くの場合信頼度が高い検討方法と考えられている。

環境庁水質保全局²⁵⁾が水質把握の推定誤差を検討するために、東京湾のCODデータ、淀川の KMnO_4 消費量などの日観測データを用いてこれらを適当に間引くことにより、年間平均水質値、及び、75%値を求め、その変動を調べたのは、この種の研究のよい例である。このような検討は、水質データの時間的な測定頻度にとどまらず、空間的な測定点数の検討²⁶⁾あるいは、河川流出負荷推定精度^{28,32)}の検討など種々の問題に応用されてきた。この方法は、測定データを直接使用するという点に

表 2.3 第1種の適正化に関する研究一覧

環境水質の把握(A)	モデルを使用しないもの(A-a)	観測データの検討が中心	[Kittrell(1969), ¹⁷⁾ 環境庁水質保全局(1976), ²⁵⁾ 芙蓉情報センター(1976), ²⁶⁾ 大庭(1978), ²⁷⁾ 山口ら(1980), ²⁸⁾ 市川(1980), ²⁹⁾ 小倉(1980), ³⁰⁾ Hermesonら(1981), ³¹⁾ 山本ら(1982), ³²⁾
	統計モデルを使用するもの	データ間の独立性を仮定(A-b)	[Velz(1950), ²¹⁾ 岩井ら(1960), ²²⁾ Rainwaterら(1962), ³³⁾ Palmerら(1968), ³⁴⁾ Rizvi(1969), ³⁵⁾ Montgomeryら(1974), ³⁶⁾ Steeleら(1971), ³⁷⁾ 1974 ³⁸⁾ , Sherwaniら(1975), ³⁹⁾ Berndt(1975), ⁴⁰⁾ Lettenmeierら(1976), ⁴¹⁾ 1978 ⁴²⁾ , Ducksteinら(1976), ⁴³⁾ Wardら(1976), ⁴⁴⁾ 1978, ⁴⁵⁾ 1979 ⁴⁶⁾ , Potashら(1978), ⁴⁷⁾ Kwiatkowski(1978 ⁴⁸⁾), Libetrau(1979), ⁴⁹⁾ 荒井ら(1979), ⁵⁰⁾ Dunnett(1980), ⁵¹⁾ Loftisら(1979), ⁵²⁾ 1980, ⁵³⁾ 1981 ⁵⁴⁾), Thorntonら(1982), ⁵⁵⁾ Trautmannら(1982), ⁵⁶⁾
		時系列相関を考慮(A-c)	[Gunnerson(1966), ⁵⁷⁾ 1968 ⁵⁸⁾), Wastler(1969), ⁵⁹⁾ Quimpoら(1970), ⁶⁰⁾ Drobny(1972), ⁶¹⁾ Sandersら(1974), ⁶²⁾ 1978 ⁶³⁾ 1980 ⁶⁴⁾), Loftisら(1978a, ⁶⁵⁾ 1978b, ⁶⁶⁾ 1979, ⁵²⁾ 1980a, ⁵³⁾ 1980b, ⁶⁷⁾), Lettenmeier(1975, ⁶⁸⁾ 1976, ⁴¹⁾ 1977a, ⁶⁹⁾ 1977b, ⁴¹⁾ 1978a, ⁴²⁾ 1978b, ⁷¹⁾ 1982 ⁷²⁾), Yake(1979), ⁷³⁾ Kochら(1980, ⁷⁴⁾ 1982 ⁷⁵⁾)
		空間的相関を考慮(A-d)	Takamatsuら(1973), ⁷⁶⁾ Karlingerら(1978) ⁷⁷⁾
物理モデルを使用するもの(A-c)	フィルター理論を使用するもの	[Mooreら(1971), ²³⁾ 1973, ⁷⁹⁾ 1976 ⁷⁸⁾), Brewerら(1974), ⁸⁰⁾ Pearceら(1975), ⁸¹⁾ Lettenmaierら(1977), ⁶⁹⁾ Canaleら(1979a, ⁸²⁾ 1979b ⁸³⁾), Dandyら(1979), ⁸⁴⁾ Dolan(1980) ⁸⁵⁾	
	その他	[Vanderholm(1972), ⁸⁶⁾ Wardら(1973), ⁸⁷⁾ Callaway(1974), ⁸⁸⁾ McBeanら(1977), ⁸⁹⁾ Lettenmeierら(1979) ⁹¹⁾	
違反・異常水質の発見(B)	流水監視によるもの(B-a)	統計モデルによるもの	Arnold(1970), ⁹²⁾ Smeachら(1977), ⁹³⁾ Litwinら(1979), ⁹⁴⁾ Loftisら(1981), ⁵⁴⁾
		物理モデルによるもの	[Pomeroyら(1967), ⁹⁵⁾ Wardら(1973), ⁸⁷⁾ Beckersら(1972), ⁹⁶⁾ 1974 ⁹⁷⁾), Chamberlainら(1974), ⁹⁸⁾ Lewis(1976), ⁹⁹⁾ Heidtkeら(1977), ¹⁰⁰⁾ 1979 ¹⁰¹⁾), Dandyら(1979), ⁸⁴⁾
	排出源監視によるもの(B-b)	[Cohenら(1975), ¹⁰²⁾ Nielsenら(1975), ¹⁰³⁾ Berthouexら(1975), ¹⁰⁴⁾ Bar-Shalomら(1976), ¹⁰⁵⁾ Grim-srudら(1976), ¹⁰⁶⁾ Lewis(1976), ⁹⁹⁾ Foessら(1980), ¹⁰⁷⁾	
排出源・監視点が移動するもの(B-c)	青山ら(1975), ¹⁰⁸⁾ 1977 ¹⁰⁹⁾		
汚置の源探位素(C)	物理モデルを使用するもの—逆問題—	Ikedaら(1974), ¹¹⁰⁾ Matsuokaら(1977a, ¹¹¹⁾ 1977b ¹¹²⁾), 京都市(1977) ¹¹³⁾	
	水系網の位相学的性質を利用するもの	Sharp(1970), ¹¹⁴⁾ 1971, ¹¹⁵⁾ 1972 ¹¹⁶⁾), Sanders(1974), ⁶²⁾ Verdiら(1976), ¹¹⁷⁾ Adrianら(1980), ¹¹⁸⁾	

において極めて明解な方法であり、統計モデル、物理モデルなどの仮定をしないという点において健全である。一方このような解析を行うためには、時間的あるいは空間的に密度が高い監視を実際に行わなければならない。さらに、この方法によって得られる結果は、あくまでも個々の観測点におけるその時点での結果であって、これを将来の、あるいは他の水系の監視システムの設計に利用するには、データの外挿を許容するなんらかの担保が必要である。

以上の観点から、この方法は他の手法に対する裏付けとして、あるいは監視システムの事後評価として適用することにその意義を見つけることができる。

A-b) 観測データ間の独立性を仮定する研究

互いに独立であるが、同一の確率分布をもつ母集団より採取された n 個のデータから、信頼係数 $100(1-\alpha)\%$ で母平均の取り得る範囲を推定する方法は、区間推定論として統計学の基礎である。これを応用し、逆にあらかじめ水質代表値の取り得る範囲を設定しておけば、これを満足するような必要最小限の観測回数を検討することができる。いわゆる標本調査法であるが、これがこの範ちゅうに属する研究の中心となる。目標とされる代表値も、算術、幾何平均値にとどまらず、各パーセントイル点に拡張され、また仮定する確率分布型としても、ノンパラメトリックな任意の分布を取り扱うことも試みられている⁵⁴⁾。その他代表値の線型的、階段的、あるいは多項式的なトレンドを所定の錯誤率下で検出するような観測頻度の検討^{41,42)}、Waldの逐次確率比検定 (SPRT)⁴⁹⁾、あるいはこれに水質管理行動の効用を組み合わせた逐次決定過程としての定式化⁴³⁾なども検討されている。これらの各手法はいずれも応用統計学の分野においてはよく知られており、水質データ固有の解析法として発展したものではない。従って、これらの手法が良好に適用し得るか否かは、各手法の仮定する条件に水質の変動特性がどの程度適応しているかによる。

一般に、水質データの時間的変動は、(1)長期的なトレンド、(2)年、週、日周期など確定的要素が大きい周期成分、(3)不確定成分と3分される。A-b)、A-c)などで述べている方法では、(2)の成分は、あらかじめなんらかの方法で除去することを考えるが、実際上はこれを無視して考える場合も多く、大きな問題を残す。Montgomeryら³⁶⁾は実際データの操作によって、Loftisら⁶⁷⁾は各成分を段階的に無視することによって、この仮定の代表値に対する感度を調べ、それぞれの結論を導いているが、こういった結果は適用するデータによって異なると考えられ、これを一般的に敷えんすることは不可能であろう。さらに、場合によっては母集団分布自体の持続性を疑う議論もある。このような問題点があるにしろ、本方法の根幹を成す観測回数 n と推定分散 $\hat{\sigma}^2$ 間に存在する。

$$n \propto \frac{1}{\hat{\sigma}^2} \quad (2\cdot4\cdot1)$$

の関係は、水質監視に関するテキスト¹¹⁹⁾等にも繰り返し採用されてきており、また普及度などから推し量っても本式を水質監視システム設計の基礎として使用することに対して一つのコンセンサスが

得られていると考えてよからう。式 (2・4・1) の成立を仮定するならば、この方法を推定分散に関する適当な目的条件のもとで、監視点間、水質項目間での観測周期割り当て問題^{44~46)}、あるいは、多項目水質総合インデックスを用いて観測間隔を論じたりする⁵¹⁾ことは容易なこととなる。例えば、Wardらが提唱する採水間隔評価法⁴⁵⁾では各監視点での信頼区間幅をなるべく等しくするように推定分散に反比例した観測回数を割り当てている。あるいは、観測費用をも考慮に入れるならば、費用の制限下で推定分散を均一にするように観測回数を割り当てる問題は、線型計画法、あるいは整数計画法として定式化できることになる。

A-c) 時系列相関を考慮する研究

系列相関を考慮することによって、データの見かけの自由度が減少することは、Bayleyら¹²⁰⁾によって論じられているが、水質データでも水系によっては1日から1か月オーダーの時間スケール以下になると、データ間の系列相関を無視し得なくなる場合が多い。こういった場合における独立数 n^* は、等間隔サンプリングを n 回行った時には

$$n^* = \frac{n}{1 + \frac{2}{n} \sum_{j=1}^{n-1} (n-j)P(j)} \quad (2.4.2)$$

となる。ここに、 $P(j)$ は、ずらし数 j の自己相関係数である。式 (2・4・2) によって定義される n^* を用いれば、A-b) で述べたデータ間の独立性を仮定した研究と同様な手法を展開することができる。ただし、この場合には、信頼区間幅と観測数がA-b) に比べ、若干複雑な関係をもつため、監視局間での観測周期割り当て問題などでは、使用する最適化法を先の場合と変えなければならない(例えば、LP⁴⁴⁾ から DP^{52,65)} へといった類いの変化がある)。式 (2・4・2) の自己相関係数を計算する方法としても、データから直接に計算するかわりに、データ時系列に自己回帰移動平均 (ARMA) モデルなどを当てはめ、その解析的な自己相関型を利用する方法^{52,65,67)}も試みられている。また、直接にモデルパラメータの信頼区間解析を利用すること¹²¹⁾もできる。系列相関を考慮に入れたトレンドの検出性についても、式 (2・4・2) と各種検定法を組み合わせ、観測間隔をパラメータとする検出力図の計算を行っているもの^{41,42)}もあるが、時系列モデルをARMAモデルに限定すればインタベンション・アナリシス (IA)¹²²⁾ が有力な方法となり得る。IAを水質監視計画に利用した研究としては、Lettenmaierらの例⁷⁰⁾がある。

監視の目的を代表値の推定にとどめずに、時間的変動パターンにも置くならば、系列相関は、システム設計にとって有利に働く。変動の周期成分のうち観測可能な部分と観測周期の関係を述べたものは、いわゆる「サンプリング定理」であるが、Gunnerson^{57,58)}、Wastler⁵⁹⁾らが水質パワースペクトルの形状の観測間隔に対する感度に基づいて適切な観測間隔を決定しようと試みたのは、これの一応用とみなしてよいであろう。なお、彼らの解析は定性的な段階にとどまっているが、内挿法を限定しさえすればこの種の解析の定量化は可能であろう¹²³⁾。

水質変動に関して、A—b)で述べた変動の3要因の区別は、本範ちゅうの研究においても重要である。時系列モデルによる水質変動のモデル化は、主として、データから長期トレンド、周期成分を取り除いた残差項に適用されると考えられるが、ARIMAモデルなどでは必ずしも3成分に分けたり、周期成分を確定的な要素と限定する必要はなくなる。さらに水質変動の多くは、こういった成分が加法的であると共に、乗法的に組み合わさっているのが普通であり、これに対しては古典的なWinters法¹²⁴⁾などの加法乗法混合モデルの適用をも含めて検討すべき点が多く残されている。

時系列相関を考慮すべき最大の時間スケールは、水系の混合時間スケール、排出活動の時間スケールなどによって左右され、一概に論ずることはできない。また同一の水域でも、観測年によってコロプログラムが激しく変化し、こういった時系列の均質性に基づく手法を受け付けられない例¹²⁵⁾もしばしば見受けられる。Loftis⁶⁵⁾は、月1回程度の観測では、系列相関、季節変動などの構造性を全く無視した時の平均値の信頼区間と、両者を共に考慮に入れた時の信頼区間とがほぼ等しくなり、季節変動のみを考慮した場合には異なった区間幅となってしまうことを述べ、中途半端な解析が誤ったシステム設計に導くことを述べている。しかし、いずれにしろ本範ちゅうの研究結果を実システムへ適用するに当たっては、その都度該当水系の水質データを実際に用い検討することが不可欠であろう。

A—d) 空間的相関を考慮する研究

空間的な相関を考慮して監視システムを設計する方法は、Fiering¹²⁶⁾、Redriguez-Iturbe¹²⁷⁾らによる河川流量、降水量観測網の設計を対象としてなされた研究が有名である。その他、大気汚染監視網の設計においてもこの種の検討例^{128)~130)}が見られるが、水質監視システムではそのような例は、高松⁷⁶⁾などの1, 2を除きほとんどない。

この種の研究手法を、古典的な例であるFiering¹²⁶⁾のものをもって説明すると、まず各観測所の流量平均値の推定精度が、近似的にその観測所で過去に観測されたデータから計算された分散の逆数で表現されると考える。そして、分散和最小を最適化基準として、互いのデータ間の相関を考慮に入れながら主成分分析的な手法によって、非線型整数計画問題として定式化する。この場合、空間的相関の推定法としては過去の観測情報のみから算出する方法を採っているが、その他に、何らかの物理法則に基づき相関関数の形状を仮定するもの¹²⁷⁾などもあり、物理則の重要性が増すにつれて、A—e)で述べる方法に近づく。また、類似の方法として最近提唱されているものの一つにKrigingがある。これは、Matheron¹³¹⁾によって地質鉱物学の分野で展開がなされた手法であり、バリオグラム(データの差の共分散)に関する仮定のもとで、最小共分散を最適化基準として展開される方法であり、空間的な平均値、内挿値の精度と共分散を結びつける上で有力な手法である。この水質監視システムに対する有効性は、Lettenmaier¹³²⁾によって指摘されてはいるものの、現時点では地下水水質監視網に適用された例⁷⁷⁾などがあるのみである。

A—e) 物理モデルを利用する方法 (フィルター理論を中心として)

近年、環境状態の予測に対しフィルター理論¹³³⁾を応用する研究が多く見られるが、水質監視システムの設計に対してもこれを適用した研究がいくつか報告されている。この手法は、観測誤差と水質モデル予測値を組み合わせ、水質状態の推定をより良好にしようとするものであり、水質現象のように系の入力の影響が強く変動性も高い現象に対しては、予測モデルを適切に選択すれば、これは有効な方法となり得る。特にカルマンフィルターは、フィルター理論のうち、モデル及び観測が状態変数(問題とすべき水質濃度値など)に対して線型であるものをいうが、こういった場合には、個々の観測値とは独立して状態量の共分散行列を推定できるから、監視計画を立てるのに都合がよい。その他、フィルター理論によれば、(1)多水質項目、多地点の水質監視計画をその関連性を保ちながら定式化し得ること、(2)モデル式中に採用した状態量を、必ずしも全て観測する必要はないから様々な組み合わせの監視計画を同一レベルで評価し得ることなどが利点となる。

フィルター理論を応用した水質監視システムの設計例としては、Mooreら^{23,78-81,84)}、Canaleら^{82,83)}、あるいはLettenmeierら⁶⁹⁾による、富栄養化関連水質を対象とした水質モデルが比較的確立されている領域に対し適用されたものが見られる。ほとんどの場合、状態方程式(水質モデル)は、状態変数に対して線型ではないが、その場合には、予想される平均的な状態を中心に線型近似を行う拡張カルマンフィルターが使用されている。Scaviaの検討¹³⁴⁾によると、富栄養化モデルに対してはこの程度の近似でほぼ十分とされる。通常、設計問題は状態変数に対する許容信頼区間幅を、最小費用で満たす観測周期、観測位置、局数の探索問題として定式化され、信頼区間幅の推定に対してはフィルター理論を、最適解探索にはほとんどの研究が逐次探索的な方法を使用している。フィルター理論を使用する方法は、観測データ情報に加えて、モデル情報を利用するために、水質モデルの情報を全く利用しない方法に比べて情報質が良好になっていると考えられるが、そのためには水質モデルに対するある程度以上の信頼度が必要となる。これに対応して二つの方向が見られる。その一つは、モデル信頼度を高めるために、可能な限り精緻なモデルを取り上げようとする方向である。例えば、Mooreが1971年にこの種の方法を初めて河川監視計画に応用した例²³⁾では、4水質項目、12局の48変数を含むモデルを採用し、Canaleらがヒューロン湖サギナウ湾に適用した例⁸²⁾(LAKE-1モデル¹³⁵⁾を使用)では、75変数のモデルを採用している。しかるに、フィルター理論でその中核をなす共分散方程式を解くには、水質モデルのみを解く場合と異なり、状態変数のほぼ3乗に比例する計算時間が必要となる。さらに、これを最適化計算と組み合わせることを考えるならば、現在使用されている大型計算機をもってしても計算時間の限界から数百変数が実用限度と考えられ、モデルの複雑さに対する制限は極めて厳しい。その二は監視費用がモデル開発、管理費用に比べてはるかに高額になる場合である。DePalmaら⁸²⁾、Dolan⁸⁵⁾による五大湖栄養塩監視システムの設計がこの例であり、観測費用が大きいこと、簡単な物質収支モデルを採用し得ることなどに加えて、設計システム寿命が30年と長期にわたっていることが水質モデル情報の採用に利していると考えられる。いずれの場合にしろ、この方法の適用に当たって重要なことは、信頼性の高い、かつ簡明なモデルが存在することである。そのためには、Seinfeld¹³⁶⁾、McBean⁹⁰⁾らが考えたようなモデル開発を主眼とする監視システムの設計、

あるいは水質管理、監視目的から評価するモデル簡便化手法¹³⁷⁾などの検討も必要と考えられ、これらの点も併せて今後の発達に待つところが大きい。

上に述べてきた方法は、水質モデルから作成される共分散方程式と観測によるイノベーションが主体となる。その第1段階である共分散方程式の不確定性の原因を式誤差のみならず、水質モデルに含まれる各種の水理量、速度定数、あるいは負荷項の不確定的な変動特性に求めることにすれば、このモデルを使用することによって、不確定性発生源の確率特性と、観測地点での水質確率分布を関連付けることができる。つまり、A—b), c), d)において、観測データから推定した確率分布の諸特性をモデル式から推定しようとするものでWard^{86,87)}、McBeanら⁸⁹⁾、Lettenmaierら⁹¹⁾の研究がこれに属す。確率特性の伝播計算法としては、水質モデルの線型近似から作成される共分散方程式を取り扱う1次解析法^{89,91)}の他に、モンテカルロ法^{86,87)}なども使用されている。これらの方法はフィルタ—理論を応用する方法に比べ、水質モデルによる予測、平滑による情報を利用しない点で効率が悪く、A—b), c), d)の各方法に比べ各種の変動特性を推定しなければならない点において実用的でない。しかし、水質モデルの確率特性については、モデル論的興味から、あるいは水質変動の原因究明といった観点から多くの研究^{138,139)}がなされており、今後の可能性を多く秘めている分野である。

B. 違反水質の発見を目的とする研究

この種の研究で問題となる統計量は、ほとんどの場合違反発見率である。また、研究の種類としては、監視場所によって、流水監視を中心とするもの、排出源監視を中心とするものに分けられる。それらのほとんどはいずれもスポット的な監視によって違反を検出しようとするものであり、濁度などの常時自動監視が容易な項目の監視システムの設計については別途検討する必要があるが、一部を除きほとんど行われていない。

B—a) 流水監視によって違反水質を発見する研究

この項に属する研究は、水系の水質モデルを使用するか否かによって、さらに2種に分けることができよう。

まず、統計的性質のみから研究を行った例として、Loftisら⁵⁴⁾は、現行の月1回程度の観測データから確率分布自体の区間推定を行って任意の基準水質に対する違反時間率の信頼度を推定する方法を示している。この方法によれば、年12回程度のデータから算出される違反率が果たして統計的にどの程度有意であるかを知ることができ、実用性が高い。一方、Arnold⁹²⁾、Smeachら⁹³⁾は、観測濃度レベルによって、観測間隔を変化させるような監視計画を考え、準周期的再帰型マルコフ連鎖として解析を行った。しかし設計される監視計画と違反発見率の関係が不明であることなど問題点が多く、実用段階に至っていない。Litwinらの研究⁹⁴⁾は、テレメータによって連絡された自動水質監視網からのデータをARIMAモデルによって内挿・予測することを考え、この観点からの必要監視点数の検討

を行ったものである。時系列解析を応用し監視システムの検討を行った研究はA-cに揚げたように多く見られるが、いずれもグラフ・サンプリングによって環境水質の把握を目的としたものであった。また、Pomeroyらの研究⁹⁵⁾をLettenmeier⁶⁸⁾が批判したごとく、Bに属す研究は費用的な面からグラフ・サンプリングになじみにくい。そういった意味からLitwinらの研究は注目すべきものの一つである。

次に、物理モデルを利用する研究では、A-c)で述べた確率的な水質伝播モデルを使用して、それから計算される高濃度発現を、一定費用下で最も効率よく発見する監視局位置、観測周期を探ることを目的とする。この際、上下流ステーション間の違反発見事象の依存性、違反による被害を考慮する一層合理的な評価関数の検討などに工夫が見られるが、ほとんどの研究において、排出量の時間的な確率特性がどこまで正しいかに疑問が残る。また、EPAの監視戦略が定点定期観測から、個別調査を強化する方向へ移行したこともあって、この種の研究は、現在あまり行われていない。

この領域に関する研究の今後の方向としては、次のようなものが考えられる。その1は排出源監視情報、個別調査情報などの入手、及び、常時自動監視を前提とした監視局の配置に関する研究である。現在、この種のシステムについての概念的な考察は、しばしば見受けられる¹⁴¹⁻¹⁴⁴⁾が、定量的な検討を行ったものはほとんどない。種々の情報の総合にあたっては、水質モデルにより構成される枠組みとベイズ論的処理法が中心的な役割りを果たすと思われる。その2は、常時自動監視を行い得ない項目に関する監視である。この分野で注目されるものに生物モニタリングがある。Cairnsら¹⁴⁵⁾は、生物モニタリングによる環境水質監視に関して三つのシナリオをあげ、その効果が非常に大きいことを述べているが、その合理的な配置法などの検討は、ほとんど行われていない。

B-b) 排出源監視に関する研究

総量規制に伴うCOD負荷量の自動監視装置の普及は、水質監視システムの発達に対し、大きなインパクトを与えたが、どの程度の規模の事業所までこういった監視装置を設置するのが合理的か、とか立ち入り検査をどの程度の頻度で行うべきかなどは、水質管理を遂行するにあたっての重要な問題点となる。特に米国においては、汚濁負荷削減制度(NPDES)の実際の裏付けとしての排出源監視の合理化に関する研究がEPAによって推進されてきた。Systems Control Inc.^{102,105,106)}が中心となっていた研究がこれであり、研究成果はマニュアル化され、実用の便も図られた。これらの研究ではB-a)に見られた研究と同じく、違反発見率を基本に、その被害度を目的関数として監視頻度を操作変数とした最適化問題として定式化している。Nielsenら¹⁰³⁾がデンマークで使用した方法も基本的に同じであるが、目的関数が若干異なる。

これらは、いずれも規制当局が多排出源を監視する場合を想定したものであったが、Berthouexら¹⁰⁴⁾が提唱した方法は、個々の排出事業場における排出水の品質管理といった立場から取り組んだものであり、監視費用の他に違反による罰金、原因発見費用などの和を最小化する観測周期を検討するものである。Foessら¹⁰⁷⁾はこの方法を下水流入水監視に適用している。排出源監視は水質管理政策

において重要な役割りを果たすが、それだけに種々のレベルの問題を含む。合理化による効率の改良幅は大きいと考えられるが、定式化されていない要因の改良による感度も高いと考えられ¹⁴⁶⁾それらをも含んだ総合的な合理化が望まれる分野であろう。

B-c) 排出源、監視局が移動する場合の研究

B-a), b)などはいずれも排出源、監視局が固定されたものであったが、海洋、湖沼などの観測船による監視、上水源の水質パトロールなどでは、監視局が移動する場合を考える必要がある。青山ら^{108,109)}は、排出源、監視局が共に移動する場合に、港湾において最高濃度点を最短時間で探索する方法を探索理論に基づいて展開している。この方法を実際に応用するにはまだ検討すべき点も多く残っているが、その応用面の重要性を考えると、今後の発展が期待される分野である。

C. 汚染源特性、位置の探索に関する研究

水質監視データによる汚染源探索に関する研究としては、逆問題として定式化を行うものと、河川水系網での適用を考えて、その位相学的な性質を利用したものがある。

逆問題とはシステムの出力を観測して入力を推定する問題であり、水質監視システムにこの種のアルゴリズムを導入することによって、環境水質の監視を発生源規制に直結させることができれば、水質管理の立場から見て都合がよい¹⁴⁰⁾。しかし、現状においてはこれを環境水質監視のみで遂行することは不可能であり、通常これに適切な情報を付与することによって汚染源発見を可能ならしめる。池田ら¹¹⁰⁾は、この問題を1次元水質伝播モデルのグリーン関数を核とし汚染源位置、強度を未知数とする第1種フレドホルム積分方程式として定式化し、問題の不適切性 (ill-posed) を考慮して、Tikhonovの正則化法で解く方法を提案した。この不適切性は、水系で起こっている混合、変化などの不可逆性をどのようにモデル化するかといった問題にかかわっており逆問題の定式化にあたっては、これを手際よく処理する方法が要求されるが、住友、松岡ら^{111~113)}は、各種の正則化法の適用と共に、解の非負性、事前確率などをも考慮した最適化問題として定式化し、水路実験、実測河川データなどに対する適応性を検討している。

これらの手法の実際的な適応に当たっては次の2点が大きな問題となる。その第1は、上記手法では汚濁源特性のうち、時間的排出パターン、あるいは空間的排出パターンが既知とされていなければならないことである。しかしこれは、事前情報として過大な期待である。第2は、推定自体は蓋然性を示すにとどまるものであり、必ずしもこれによって直接的な摘発に結びつけるには無理がある。これに対処するには次の方向が考えられる。まず、第1の問題に対してはB-a)にも述べたように、排出源監視システム、あるいは他の情報システムとの強い連携を図り、かつできうる限り取得が容易な情報によって可観測性を保持するアルゴリズムを開発することである。第2の問題に対しては、汚染源探索行動をシステム中に取り込むことによって解決される。以上の事例は、1次元河川に適用されたものであるが、海洋、湖沼などの2次元場に対する拡張も可能であろう。

一方, Sharp¹¹⁴⁻¹¹⁶⁾が提案した水系網の位相学的な不確定に基づく監視計画は, Shreveの河川位数¹⁴⁷⁾を参考にして, 最小回数の観測で汚染源の存在する支川を探索するものであり, Sanders⁸²⁾, Adrianら¹¹⁸⁾はこの方法を拡張することによって定点監視局位置の決定法を検討している。この方法は, 汚染源位置の探索の他に, 種々の目的にも役立つと考えられ示唆深い。

2.5 水質監視の効用、及び水質監視システムの適正化に関する第2種の研究とその問題点

水質管理にかかわる情報の供給源として、水質監視システムが果たす役割りが重要であることはいうまでもないが、その効用を定量的に明らかにした研究はほとんど見られない。前節で上げた手法が目的としていた代表値区間幅、あるいは違反発見率なども、その目標としての具体的数値はア prioriに与えられたものであり、さもなければ、与件としての監視費用がそれを決定していた。換言すれば、前節で掲げた研究は、区間幅、違反発見率などの「生産費用曲線」を与えるだけである。

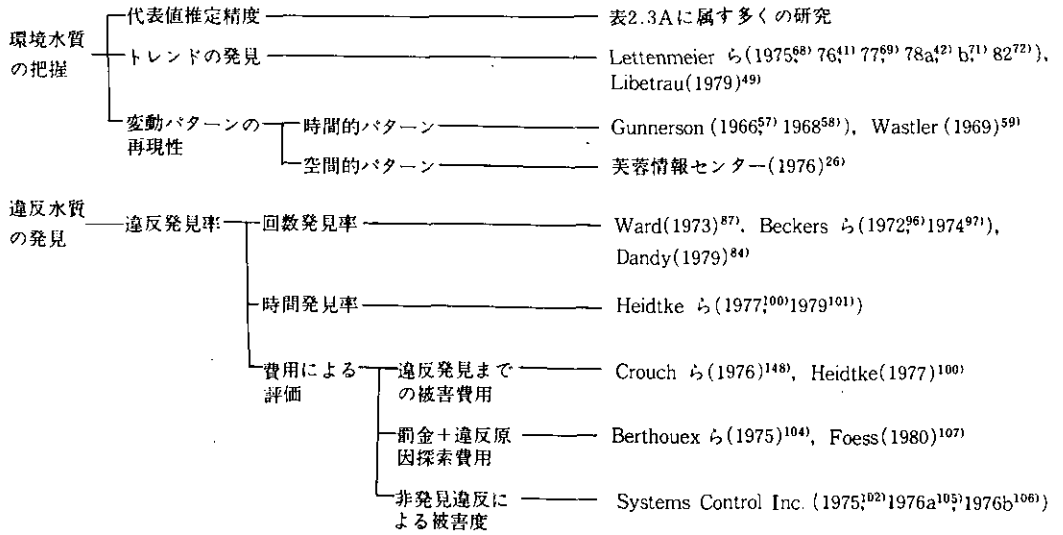
そこで真に最適解を決定するには、これに対応する「効用曲線」が必要となるのは当然である。こういった観点から、上に述べてきた水質監視システムの合理化に関する研究を監視の評価関数別に再分類し、その代表的なものを表示したのが表2.4である。これらの研究のうち、観測情報の価値に最も考慮を払っていると考えられる研究は、Berthouexら¹⁰⁴⁾、あるいはSystems Control Inc.^{102,105,106)}などのそれであろうが、これらでさえ違反による罰金とか非発見違反による被害を評価の尺度として扱っているものであり、それをそのまま観測の効用と考えるには問題が多い。

こういった状況において、第1に考えられる方法として、事前事後分析(Preposterior Analysis)¹⁴⁹⁾の適用がある。この手法は、観測情報がある場合とない場合それぞれにおいて水質管理行動のシナリオをいくつか定めておき、その選択による効用差をもって観測の価値とするものである。これは気象予報の経済的価値評価などの分野¹⁵⁰⁾において用いられてきた考え方であり、大気質の監視効用の評価¹⁵¹⁾にも試みられたことがある。さらに、第2の方法として水質管理行動のシナリオはあらかじめ一つに定めておき水質観測の精度が、水質管理の品質にどのように伝播されるかを検討する方法が考えられるが、これに関しては第3.2節で詳述する。前者の方法の水質監視システムへの適用例としては、McAniffら²⁰⁾、Adrianら¹¹⁸⁾のものがあるが手法と対象が必ずしもなじんでいるとは言えず、問題点も多く思考モデルの域を出ていない。それでは、このような研究に見られる問題点を解決していくには、どのような点に勢力を注がなければならないだろうか。まず第1には取得データが水質管理システム内でどのように使用され、また、意志決定プロセスにかかわっているかを明らかにし定量化しなければならない。さらに、これを観測価値に結び付けるには、意志決定の結果である水質管理行動の効用の定量化も必要となる。第2には、将来に留保される情報価値をどのように、かつどの程度に見積もるかといった問題がある。現在行われている水質監視努力には、今時点の管理、規制行動には結び付かないが、将来には役立つ可能性があるといったものも多い。すなわち、技術革新、データ蓄積などにより、情報価値が時間と共に変化することであり、これを見越した評価の必要性を認識しな

なければならない。

このような問題があるにしろ、水質監視の効用評価並びにそれに基づく水質監視システム合理化の研究は、水質管理システム内における監視システムの適正な規模を決定する根拠として、また、監視システム合理化に関する研究自体のアセスメントとして、その推進が強く望まれている分野であり、第3、4章においても、この点に関する検討が一つの柱となっている。

表 2.4 水質監視システムの評価関数



2.6 今後の研究の方向

第2.4, 2.5節において紹介した各手法の問題点, 及び研究の方向を表示すると, 表2.5, 2.6のようになろう。ただし, これらの各表は本章の論旨からもわかるように, あくまでも適正化研究の方法論での問題点, 及びその範囲での方向を示すものであって, これらの方向への展開に当たってはより高次の研究の戦略的な方向と対応したものでなければならない。以下に列記する諸点は, この戦略的な段階に対する方向づけを試みたものである。

1) 現行の水質監視システムの大部分を占める月1回程度の定点定期監視の意義については, A—a), b)などの研究が繰り返し行われているにもかかわらず, 不明な点が多い。この不明さがこういった定点定期監視網の即時中止から, 存続, 拡張といった様々な主張を生み出す原因となっている。また, この代替案として, 米国で主張されているIntensive Survey, Special Surveyなども, その内容, 意義において必ずしも明確ではない。これらの不明確な点の解明に対して実流域での実データに基づく実証的な研究や各個別領域の研究を総合化していく具体的方策などに関する検討が要求されている。

2) 水質監視の効用の計測に関する検討及び水質監視システムの適正化に関する第2種の研究の必要性はしばしば論じられている¹⁵²⁾が, その具体的手法については極めて不十分であり, 問題点も多い。この種の検討を行うことによって初めて監視システムの意義が定量化されるわけであり, その推進が強く望まれる点である。

3) 従来の適正化研究の多くは, 水質データの時系列的性質に注目し, 監視頻度を決定することを目的とするものであった。滞留時間が短かく, かつ空間的な代表性がそれほど問題とならない河川監視などでは, このような研究が重要となるが, 海域, 湖沼などにおいては離散点のみで得られる水質データの空間的的代表性が問題となり, これに対応した研究の展開が望まれる。

4) 本章に引用した研究の大半は, グラブ・サンプリングを中心としたものである。常時自動監視, 生物モニタリングなどを取り入れた監視システムの研究¹⁵³⁾は, いまだに未成熟である。この分野の研究の発展が望まれる。

5) 水質監視システムにおける定点定期監視網, 常時自動監視網, 排出源監視網, 及びその他の情報収集活動などを総合化することは, システムの合理化を行う上で重要な課題である。これを遂行するに当たっては各サブシステムからの情報が水質管理施策に対してもつ役割りを明確化すると共に, それらを個々の管理施策に対する一貫した情報として統合することが重要となる。水質モデルの導入はこの目的に資すると考えられ, さらにまた濃度予測とか排出源探知などの水質管理行動に直結するアルゴリズムが存在すれば, 上記の総合化に対する有力なガイドとなり得るであろう。

表 2.5 研究の問題点

		物理モデル・統計モデルを仮定しない方法	統計的モデル			物理的モデル			
			データ間の独立を仮定する	データ間の相関を考慮する 時系列相関 空間相関		探索理論など	フィルター理論	モデルシミュレーション	
環境の把握に重点を置く	代表的な値、プロフィールの把握	データの蓄積が必要・再現性に疑問	現象の定常性に疑問			各サブプロセスの確率的性質の同定に問題			
	特異的な値、プロフィールの把握		確定的成分などの分離に問題			物理モデルの信頼性に問題			
			連続監視可能な水質項目以外だと高価なシステムとなる						計算がやっかい
			特異値の評価の問題						
	発生源の監視		発生源特性のモデル化の問題						
環境管理行動との関連に重点を置く	発生源の探知	発生源特性のモデル化・既存知識との融合							
	物理モデルの開発								

表 2.6 研究の方向

	物理モデル・統計モデルを仮定しない方法	統計的モデル				物理的モデル			
		データ間の独立を仮定する	データ間の相関を考慮する		探索理論など	フィルター理論	モデル・シミュレーション		
			時系列相関	空間相関					
環境の把握に重点を置く 環境管理行動との関連に重点を置く	代表的な値、プロフィールの把握	定期的な見直し業務により、監視計画の事業評価を蓄積する	左項の方法と組み合わせ実用性の評価を確立する	系列相関を考慮すべきクリテリアを明らかにし実用性を確立	地下水・海洋・湖沼での実証的な研究を行う		採取・分析・モデルなどの各プロセスの精度を明らかにする。実証的研究の必要性		
	特異的な値、プロフィールの把握		水質母分布などの定常性・信頼性の評価を行う			実用的方法を開発する	同上	確率的モデルの信頼性の確立	
	発生源の監視			実証的研究、発生源異常状況等の解析を繰り返す					発生源特性の合理的な把握法の開発
	発生源の探知					実証的研究の必要	事前確率の導入、評価、情報の集約化方法の開発		
	物理モデルの開発								

引用文献

- 1) 松岡譲・内藤正明(1983)：水質監視システムの合理化に関する研究の現状とその問題点。水質汚濁研究, 6(1), 1-13.
- 2) U. K. Department of the Environment(1971): The design of sampling programmes for river water and effluents. Water Pollution Research Laboratory, Notes Water Pollution, No. 54.
- 3) Federal Interagency Work Group on Designation of Standards for Water Data Acquisition(1972): Recommended methods for water data acquisition. U. S. Geological Survey.
- 4) Crim, R. L.(1975): Model state water monitoring program. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-440/9-74-002.
- 5) Hershaf, A.(1975): Study of federal water quality monitoring efficiency. Report to the Council on Environmental Quality, Enviro-Control, Inc., Washington D. C.
- 6) National Academy of Sciences(1977): Environmental monitoring, Analytical studies for the U. S. Environmental Protection Agency, Vol IV.
- 7) Standing work group on water monitoring(1977): Basic water monitoring program. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-440/9-76-025.
- 8) Ward, R. C.(1978): Regulatory water quality monitoring-A systems perspective, U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/7-78-228.
- 9) Environmental Protection Agency, Region V (1981) : Assessment of the region V water monitoring activities. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-905/4-81-001.
- 10) Fenlon, J. S. and D. D. Young(1982): Chemical surveillance of rivers. Water. Pollut. Control, 81, 343-355.
- 11) 環境庁水質保全局(1971)：水質調査法。環水管, 第30号(昭和46年9月30日付水質保全局長通達)。
- 12) Ward, R. C. and L. R. Freeman(1973): Data requirements of a water quality management program. Water Resour. Bull.,9(6), 1234-1248.
- 13) Brown, L. C.(1974): Efficient strategies for sampling and monitoring. Proc. International Seminar and Exposition on Water Resources Instrumentation, Chicago, 341-351.
- 14) Ward, R. C.(1973): Data acquisition systems in water quality management. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-R5-73-014.
- 15) 市川新(1979)：水質データ収集システムの現状と問題点。公害と対策, 15(10), 2-6.
- 16) General Accounting Office(1981): Better monitoring techniques are needed to assess the quality of rivers and streams. Vol I and Vol II. Washington D. C.
- 17) Kittrell, F. W.(1969): A practical guide to water quality studies of streams. Federal Water Pollution Control Administration, CWR-5, U. S. Department of the Interior. Washington D. C.
- 18) Velz, C. J.(1970): Applied stream sanitation. John Wiley, NewYork.
- 19) Morgan, P. V., B. R. Johnson, H. C. Bramer and W. L. Duncan(1970): Design of water quality surveillance systems-Phase I-Systems analysis framework. Water Pollution Control Research

- Series, 16090DBJ08/70, Federal Water Quality Administration, U. S. Department of the Interior.
- 20) McAniff, R. J. and C. E. Willis(1976): The value of data acquisition from water quality monitoring. Massachusetts Water Resources Research Center, WRRRC Publication No. 80, Amherst.
 - 21) Velz, D. J.(1950): Sampling for effective evaluation of stream pollution, *Sewage Ind. Wastes.*, 22(5), 666-689.
 - 22) 岩井重久・南部祥一(1960): 河川水質の観測回数とその精度, *水処理技術*, 1(5), 20-24.
 - 23) Moore, S. F.(1971): The application of linear filter theory to the design and improvement of measurement systems for aquatic environments. Ph. D. Thesis, Univ. of Colifornia.
 - 24) Naito, M. and M. Ochiai(1982): On optimal allocation of air monitoring stations.(in press)
 - 25) 環境庁水質保全局(1976): 水質変化予測基本調査報告書.
 - 26) 芙蓉情報センター(1976): 水質に係る環境影響評価手法向上化に関する調査研究. 昭和50年度環境庁委託.
 - 27) 大庭孝夫(1978): 河川の水質観測値の精度について. 日本の水収支, 市川正巳・榎根勇編, 古今書院, 東京, 27-40.
 - 28) 山口高志・吉川勝秀(1980): 河川の水質汚濁負荷量に関する研究(II). 土本研究所報告, 154.
 - 29) 市川新(1980): 都市河川の環境科学. 培風館, 東京.
 - 30) 小倉紀雄(1980): 水質の時間変動と採水間隔. 第14回水質汚濁研究会年次学術講演会講演集, 日本水質汚濁研究会, 49-50.
 - 31) Harmeson, R. H. and M. J. Barcelona(1981): Sampling frequency for water quality monitoring. Illinois State Water Survey Contract Report, ISWS-81-CON-279, Illinois.
 - 32) 山本哲也・勝村陽子・長谷川文男(1982): 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量実態調査について, 第一報, 巴川の年間総流出負荷量の実測と調査方法の比較. 第16回水質汚濁学会講演集, B-309, 日本水質汚濁研究会協会, 254-255.
 - 33) Rainwater, F. H. and J. R. Avrett(1962): Error inference in systematic sample statistics in stream quality studies. *J. Am. Water Works Assoc.*, 54, 757-768.
 - 34) Palmer, M. D. and G. K. Sato(1968): Review of water quality station density statistical procedure. Water Quality Surveys Branch, Division of Sanitary Engineering, Ontario Water Resources Commission.
 - 35) Rizvi, S. A.(1969): Statistical approach to water quality monitoring programs. Water Quality Surveys Branch, Division of Sanitary Engineering, Ontario Water Resources Commission.
 - 36) Montgomery, H. C. and I. C. Hart(1974): The design of sampling programs for rivers and effluents. *J. Inst. Water Pollut. Control*, 33(1), 77-101.
 - 37) Steele, T. D.(1971): The role of network design in the management and control of streamflow water quality, Systems approach to hydrology. Yevjevich V. M. ed., Water Resources Publications, Fort Collins, 395-423.
 - 38) Steele, T. D., E. J. Gilroy and R. O. Hawkinson(1974): Techniques for the assessment of areal and temporal variations in stream flow quality. U. S. Geological Survey, Openfile Report, 74-217, Reston, Virginia.
 - 39) Sherwani, J. K. and D. H. Moreau(1975): Strategies for water quality monitoring. Water Resources Research Institute, Report No 107, Univ of North Carolina, Raleigh.
 - 40) Berndt, R. A.(1975): Design of a water quality monitoring network. Office of Water Research and Technology, Research Report A-065-NC(1).
 - 41) Lettenmaier, D. P. (1976): Detection of trends in water quality data from records with dependent

- observations. *Water Resour. Res.*, **12**(5), 1037-1046.
- 42) Lettenmaier, D. P.(1978): Design considerations for ambient stream quality monitoring. *Water Resour. Bull.*, **14**(4), 884-902.
 - 43) Duckstein, L., C. C. Kisiel and M. Beckman(1976): Water quality control under uncertainty : Optimal stopping rules for sampling. *J. Hydrol*, **28**, 2-4.
 - 44) Ward, R. C., K. S. Nielsen and M. Bundgaard-Nielsen(1976): Design of monitoring systems for water quality management. Contributions of Water Quality Institute, No. 3, Danish Academy of Technical Sciences.
 - 45) Ward, R. C. and K. S. Nielsen(1978): Evaluating the sampling frequencies of water quality monitoring networks. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/7-78-169.
 - 46) Ward, R. C., J. C. Loftis, K. S. Nielsen and R. D. Anderson(1979): Statistical evaluation of sampling frequencies in monitoring networks. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **51**(9), 2292-2300.
 - 47) Potash, M. and E. B. Henson(1978): Significance of geographic positioning for water quality monitoring in Lake Champlain. Establishment of Water Quality Monitoring Programs. Everett, L. G. and K. D. Schmidt ed. American Water Resources Assoc., Minneapolis, 58-73.
 - 48) Kwiatkowski, R. E.(1978): Scenario for an ongoing chlorophyll a surveillance plan on Lake Ontario for non-intensive sampling years. *J. Great Lakes Res.*, **4**, 19-26.
 - 49) Liebetrau, A. M.(1979): Water quality sampling. *Water Resour. Res.*, **15**(6), 1717-1725.
 - 50) 荒井治・佐藤定平(1979) : 河川水質変動の一般的特徴. *河川*, (401), 20-37.
 - 51) Dunnnett, D. A.(1980): Sampling frequency optimization using a water quality index.
 - 52) Loftis, J. C. and R. C. Ward(1979): Regulatory water quality monitoring networks-Statistical and economic considerations. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/4-79-055.
 - 53) Loftis, J. C. and R. C. Ward(1980): Water quality monitoring-Some practical sampling frequency considerations. *Environ. Management.*, **4**(6), 521-526.
 - 54) Loftis, J. C. and R. C. Ward(1981): Evaluating stream standard violations using a water quality data base. *Water Resour. Bull.* **17**(6), 1071-1078.
 - 55) Thornton, K. W., R. H. Kennedy, A. D. Magoun and G. E. Saul(1982): Reservoir water quality sampling design. *Water Resour. Bull.*, **18**(2), 471-480.
 - 56) Trautmann, N. M., C. E. McCulloch and R. T. Oglesby(1982): Statistical determination of data requirements for assessment of lake restoration programs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**, 607-610.
 - 57) Gunnerson, C. G.(1966): Optimizing sampling intervals in tidal estuaries. *Proc. ASCE, Sanitary Div.*, **92**(SA2), 103-125.
 - 58) Gunnerson, C. G.(1968): Optimizing sampling intervals. *Proc. of the IBM Scientific Computing Symposium on Water and Air Resource Management*, Form No. 320-1953, IBM Data Processing Office, 115-140.
 - 59) Wastler, R. A.(1969): Spectral analysis applications in water pollution control. Federal Water Pollution Control Administration, Report CWT-3, U. S. Department of the Interior.
 - 60) Quimpo, R. G. and J. Y. Yang(1970): Sampling considerations in stream discharge and temperature measurement. *Water Resour. Res.*, **6**(6), 1771-1774.
 - 61) Drobny, N. L.(1972): Monitoring for effective environmental management. National Water Resources Engineering Meeting, American Society of Civil Engineer, Atlanta.
 - 62) Sanders, T. G.(1974): Rational design criteria for a river quality monitoring network. Ph. D. Thesis, Univ. of Massachusetts.

- 63) Sanders, T. G. and D. D. Adrian(1978): Sampling frequency for river quality monitoring. *Water Resour. Res.*, 14(4), 569-576.
- 64) Sanders, T. G.(1980): Data collection planning and survey of water quality models. *Modeling of rivers*. Shen, H. W. ed., 16-1-16-57.
- 65) Loftis, J. C.(1978): Statistical and economic considerations for improving regulatory water quality monitoring networks. Ph. D. Thesis, Colorado State University.
- 66) Loftis, J. C. and R. C. Ward(1978): Statistical tradeoffs in monitoring network design. *Establishment of Water Quality Monitoring Programs*. Everett, L. G. and K. D. Schmidt,ed., American Water Resources Assoc., Minneapolis, 36-48.
- 67) Loftis, J. C. and R. C. Ward(1980): Sampling frequency selection for regulatory water quality monitoring. *Water Resour. Bull.*, 16(3), 501-507
- 68) Lettenmaier, D. P.(1975): Design of monitoring systems for detection of trends in stream quality. Charles W. Harris Hydraulic Lab., Technical Report No. 39, Department of Civil Engineering, Univ. of Washington, Seattle.
- 69) Lettenmeier, D. P. and S. J. Burges(1977): Design of trend monitoring networks. *Proc. ASCE, Environ. Eng. Div.*, 103(EE5), 785-802.
- 70) Lettenmeier, D. P. and L. C. Murray(1977): Design of non-radiological aquatic sampling programs for nuclear power plant impact assessment using intervention analysis. Center for Quantitative Science, Technical Report, UW-NRC-6, College of Fisheries, Univ. of Washington.
- 71) Lettenmaier, D. P., K. W. Hipel and A. I. McLoad(1978): Assessment of environmental impacts, Part two, Data collection. *Environ. Manage.* 2(6), 537-557.
- 72) Lettenmaier, D. K., L. L. Conquest and J. P. Hughes(1982): Routine streams and rivers water quality trend monitoring review. Charles W. Harris Hydraulic Lab., Technical Report No. 75, Department of Civil Engineering, Univ. of Washington, Seattle.
- 73) Yake, W. E.(1979): Water quality trend analysis-The Spokane river, Washington. *State of Washington Dept. of Ecology, Water and Wastewater Monitoring Section*.
- 74) Koch, R. W., T. G. Sanders and H. J. Morel-Seytoux(1980): Detection of water quality changes through optimal tests and reliability of tests. Colorado Water Resources Research Institute, Completion Report No. 104, Fort Collins.
- 75) Koch, R. W, T. G. Sanders and H. J. Morel-Seytoux (1982): Regional detection of change in water quality variables. *Water Resour. Bull.*, 18(5), 815-821.
- 76) Takamatsu, T. and M. Naito(1973): A practical approach to river system management. *IFAC/ UNESCO Workshop*, 357, Zakopane.
- 77) Karlinger, M. R. and J. A. Skrivan(1978): Groundwater quality parameter network analysis by kriging. American Geological Union Chapman Conference on Design of Hydrology Data Networks, Ariz.
- 78) Moore, S. F., G. C. Dandy and R. J. Delucia(1976): Describing variance with a sampling water quality model and hypothetical sampling programs. *Water Resour. Res.*, 12(4), 795-804.
- 79) Moore, S. F.(1973): Estimation theory applications to design of water quality monitoring system. *Proc. ASCE, Hydraul. Div.*, 99(HY5), 815-831.
- 80) Brewer, J. W. and S. F. Moore(1974): Monitoring, An environmental state estimation problem. *Trans. ASME, J. Dynamic System Measurement and Control*, 96, Series D, 363-364.
- 81) Pearce, B. R., R. N. DeGuida, G. C. Dandy and S. F. Moore(1975): Sampling network design for

- dispersion verification. Modeling Techniques, 2nd Annual Symposium of Waterway Port Coastal and Ocean Division, American Society of Civil Engineer, Vol. 1, 368-379.
- 82) Canale, R. P., L. M. DePalma and W. F. Powers(1979): Sampling strategies for water quality in the Great Lakes. Report, Department of Civil Engineering, Univ. of Michigan, Ann Arbor.
 - 83) DePalma, L. M., R. P. Canale and W. F. Powers(1979): A minimum-cost surveillance plan for water quality trend detection in Lake Michigan. Perspectives on lake ecosystem modeling. Scavia D. and A. Robertson ed. Ann Arbor Science, 223-246.
 - 84) Dandy, G. C. and S. F. Moore(1979): Water quality sampling programs in rivers. Proc. ASCE, Environ. Eng. Div, **105**(EE4), 695-712.
 - 85) Dolan, D. M.(1980): Optimal sampling for long term trends in Lake Huron. Proc. of the Second American-Soviet Symposium on the use of Mathematical Models to Optimize Water Quality Management, U. S. Environmental Protection Agency, 58-70.
 - 86) Vanderholm, D. H.(1972): Planning water quality surveillance. Ph. D. Thesis, Colorado State Univ.
 - 87) Ward, R. C. and D. H. Vanderholm(1973): Cost-effectiveness methodologies for data acquisition in water quality management. Water Resour. Res., **9**(3), 536-545.
 - 88) Callaway, R. J.(1974): Mathematical modeling as a framework for coastal monitoring. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/4-74-004.
 - 89) McBean, E. A., K. C. Bushert, R. Alarie, T. Constable, B. Phyde and R. Poland(1977): Methodology for selection of spatial and temporal water quality sampling intensities. Inland Waters Directorate, Report to the Water Quality Branch, Environment Canada, Ottawa.
 - 90) McBean, E. A. and K. C. Bushert(1978): Risk assessment in water quality sampling for calibration/verification analysis. Proc. International Symposium of Risk and Reliability in Water Resources, University of Waterloo, Ontario, 221-224.
 - 91) Lettenmeier, D. P. and J. E. Richey(1979): Use of first order analysis in estimating mass balance errors and planning sampling activities. Theoretical Systems Ecology. Halfen, E. ed., Academic Press, NewYork, 79-104.
 - 92) Arnold, J. C.(1970): A Markovian sampling policy applied to water quality monitoring of stream. Biometrics, **26**(4), 739-747.
 - 93) Smeach, S. C. and R. W. Jernigan(1977): Further aspects of Markovian sampling policy for water quality monitoring. Biometrics, **33**(4), 41-46.
 - 94) Litwin, Y. J. and E. F. Joeres(1979): Applicability and reliability of telemetric networks for real-time water quality control. Inputs for Risk Analysis in Water Systems. McBean, E. A. et al. ed., Water Resources Pub., Fort Collins, 427-443.
 - 95) Pomeroy, R. D. and G. T. Orlob(1967): Problems of setting standards and of surveillance for water quality control. California State Water Quality Control Commission, Pub. No. 36, Sacramento.
 - 96) Beckers, C. V., S. G. Chamberlain and G. P. Grimsrud(1972): Quantitative methods for preliminary design of water quality surveillance systems. U. S. Environmental Protection Agency, EPA -R5-72-001.
 - 97) Beckers, C. V. and S. G. Chamberlain(1974): Design of cost-effective water quality surveillance system. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/5-74-004.
 - 98) Chamberlain, S. G., C. V. Beckers, G. P. Grimsrud and R. D. Shull(1974): Quantitative methods

- for preliminary design of water quality surveillance systems. *Water Resour. Bull.*, 10(9), 199-219.
- 99) Lewis, D. H.(1976): Optimization of state water quality monitoring systems. *Computers and Operations research*, 3,127-143.
- 100) Heidtke, T. M.(1977): A sampling policy design for water quality enforcement. Ph. D. Thesis, Univ. of Michigan.
- 101) Heidtke, T. M. and J. M. Armstrong(1979): Probabilistic sampling model for water quality management. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51(12), 2916-2927.
- 102) Cohen, A. I., Y. Bar-Shalom, W. Winkler and G. P. Grimsrud(1975): A quantitative method for effluent compliance monitoring resources allocation. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/5-75-015.
- 103) Nielsen, K. S., N. Friberg and M. Bundgard-Nielsen(1975): A note on cast-effectiveness in data acquisition in water quality management. *Water Resour. Res.*, 11(2), 357-358.
- 104) Berthoux, P. M. and W. G. Hunter(1975): Treatment plant monitoring program: A preliminary analysis. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 47(8), 2143-2156.
- 105) Bar-Shalom, Y. and A. I. Cohen(1976): Optimal resources allocation for an environmental surveillance system. *IEEE Trans. Syst. Man and Cyvern.*, SMC-6(6), 391-400.
- 106) Grimsrud, G. P., E. J. Finnemore, W. J. Winkler, R. N. Patten and A. I. Cohen(1976): User handbook for the allocation on compliance monitoring resources. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/5-76-012.
- 107) Foess, G. W. and W. S. John(1980): Industrial waste monitoring : A statistical approach. *Proc. ASCE, Environ. Eng. Div.*, 106(EE5), 947-958.
- 108) 青山勲・井上頼輝(1975):環境モニタリング—汚染源, 観測者がともに移動する場合, 第11回衛生工学研究討論会講演論文集, 土木学会衛生工学委員会, 45-50.
- 109) 青山勲・井上頼輝(1977):探索理論と港湾内の放射能汚染探索, 保健物理, 12,199-207.
- 110) IKeda,S., S. Miyomoto and Y. Sawaragi(1974): Identification method in environmental system and its application to water pollution. *Int. J. System Science*, 5(8), 707-723.
- 111) Matsuoka, Y., H. Sumitomo and S. Iwai(1977): An estimation of pollution sources with monitoring of river water quality. Symposium on Environmental System, Planning, Design, and Control, International Federation of Automatic Control, Kyoto, 9-16.
- 112) 松岡謙・住友恒・岩井重久(1977):下流水質による汚濁源の解析, 第13回衛生工学研究討論会講演論文集, 土木学会衛生工学委員会, 31-36.
- 113) 京都市衛生局公害対策室(1977):京都市における水質管理システムに関する研究.
- 114) Sharp, W. E.(1970): Stream order as a measure of sampling source uncertainty. *Water Resour. Res.*, 6(3), 919-926.
- 115) Sharp, W. E.(1971): A topologically optimum water sampling plan for rivers or streams. *Water Resour. Res.*,7(6), 1641-1646.
- 116) Sharp, W. E.(1972): Topologically optimum sampling plan for the Edisto River, South Carolina, Casebook of Hydrological Network Design Practice. WHO No. 324, World Meteorological Organization.
- 117) Verdi, D. A., C. C. Clarkson and D. D. Adrian(1976): River basin water quality sampling. Massachusetts Water Resources Research Center, WRRC Publication No. 82, Amherst.
- 118) Adrian, D. D., C. E. Willis, C. E. Carver, J. W., Male and C. C. Clarkson (1980): Cost effective stream and effluent monitoring. *Water Resouces Research Center, Publication 118, Univ. of*

Massachusetts.

- 119) 環境庁企画調整局研究調整課(1978): 環境測定分析参考資料, 第4分冊.
- 120) Bayley, G. V. and J. M. Hammersley(1946): The effective number of independent observations in an autocorrelated time series. *J. Roy. Statist. Soc.*, 8(1B),184-197.
- 121) Box, G. E. P. and G. M. Jenkins(1976): *Time series analysis, forecasting and control*. Holden-Day, San Francisco.
- 122) Box, G. E. P. and G. C. Tiao(1975): Intervention analysis with applications to economic and environmental problems. *J. Am. Statist. Assoc.*, 70, 70-79.
- 123) 高橋浩一郎(1958): 気象のO R.日科技連テキスト, 36.
- 124) Winters, P. R.(1960): Forecasting sales by exponentially weighted moving averages, *Manage. Sci.*, 6(3), 324.
- 125) 京都大学水道工学研究室(1978): 琵琶湖総合開発に係る湖面低下の対策に関する調査研究.
- 126) Fiering, M. B.(1965): An optimum scheme for gaging. *Water Resour. Res.*, 1(4), 463-470.
- 127) Rodriguez-Itrube, I. and J. M. Mejia(1974): The design of rainfall networks in time and space. *Water Resour. Res.*, 10(4), 713-728.
- 128) Buell, C. E.(1975): Objective procedure for optimum location of air pollutant observation stations. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-650/4-75-005.
- 129) Goldstein, I. F. and L. Landovitz(1977): Analysis of air pollution patterns in New York city. *Atmos. Environ.*, 11, 47.
- 130) Elsom, D. M.(1978): Spatial correlation analysis of air pollution data in an urban area. *Atmos. Environ.*, 12, 1103.
- 131) Matheron, G.(1971): The theory of regionalized variables and its application. *Cahiers du Centre de Morphol. Math.*, 5, Ecole des Mines.
- 132) Lettenmeier, D. P.(1979): Dimensionality problems in water quality network design. *Water Resour. Res.*, 15(6), 1692-1700.
- 133) Gelb, A.:(1974): *Applied optimal estimation*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- 134) Scavia, D.(1980): Uncertainty analysis of a lake eutrophication model. Ph. D. Thesis, Univ. of Michigan.
- 135) Thomason, R. E., D. M. DiToro, R. P. Winfield and D. J. O'Conner(1975): Mathematical modeling of phytoplankton in Lake Ontario-1, Model development and verification. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-660/3-75-005.
- 136) Seinfeld, J. H.(1972): Optimal location of pollutant monitoring stations in an airshed. *Atmos. Environ.*, 6, 847-858.
- 137) Stehfest, H.(1978): Choice between river quality models of different degrees of complexity. *Proc. Baden Symposium, IAHS-AISH Pub.*, No 125, 3-13.
- 138) Malone, R. F.(1979): Stochastic analysis of water quality. Ph. D. Thesis, Utah State University.
- 139) Whitehead. and P. Young(1979): Water quality in river systems : Monte-Carlo analysis. *Water Resour. Res.*, 15(2), 451-459.
- 140) 住友恒(1980): 水環境・河川, 環境保全(II)-環境の制御・管理. 末石富大郎編, 新体系土木工学87, 技報堂, 東京.
- 141) Haseman, W. D., A. Z. Lieberman and A. B. Whinston(1975): Water quality management and information systems. *Proc. ASCE, Hydraul. Div.*, 101(HY3), 477-493.
- 142) 日本海洋開発産業協会(1975):汚染物監視制御システム報告書. 汚染海域浄化システムの設計研究, 昭

和49年度環境庁委託。

- 143) 日本海洋開発産業協会(1976)：汚染物監視制御システム報告書，汚染海域浄化システムの設計研究，昭和50年度環境庁委託。
- 144) Wakeford, A. C. and G. Knowles(1978): Enhancement of water quality monitoring systems by incorporating water quality modeling and time series analysis. *Water Pollut. Control*, **77**,471-477.
- 145) Cairns, J. J. and W. H. Schalie(1980): Biological monitoring, Part I - Early warning systems. *Water, Res.*, **14**(9), 1179-1198.
- 146) EX都市研究所(1978)：工場排水監視システムの研究調査。地域振興整備公団委託。
- 147) Shreve, R. L.(1966): Statistical law of stream numbers. *J. Geology*, **74**, 17-37.
- 148) Crouch, R. L., R. D. Eckert and D. D. Rugg(1976): Monitoring groundwater quality: Economic framework and principles. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/4-76-045.
- 149) 宮沢光一(1971)：情報・決定理論序説。岩波書店，東京。
- 150) 鈴木栄一(1968)：気象統計学。地人書館，東京。
- 151) Sassone, P. G.(1982): The economics of atmosphere monitoring systems, theory and applications. *Climatic Change*, **4**, 133-171.
- 152) Christensen, L.(1981): Economics of water quality monitoring. *Water Quality Monitoring and Modeling Workshop, Proceedings*, Crosswhite, W. M. and J. Meek, ed., Natural Resource Economic division, Economics Research Service, U. S. Department of Agriculture, Staff Report ADES810506.
- 153) Ward, R. C.(1974) Routine surveillance alternatives for water quality management. *J. Water Pollut. Control*, **46**(12), 2645-2652.
- 154) Shinder, R. W. and E. S. Shapiro(1976): Procedures for evaluating operations of water monitoring networks. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/4-76-050.

第3章 水質監視システムの適正化に関する 基礎的考察

3.1 概説

本章では、水質監視システムの適正化を行う上で必要となるいくつかの基礎的な事柄の考察を行っている。まず、第3.2節で取り上げるのは水質監視の効用測定に関する検討である。第2章でも述べたように、水質監視システムの適正化を考えるに当たっては、何をもって適正化されたかと判断するかという評価の基準を規定しない限り、論を進めることができない。この点に関し、本章では、検討の主たる評価基準として、面積平均水質の推定誤差を採用しているが、第3.2節においては、水質管理の費用便益論の立場から、この推定誤差の意義を明らかにする。次に第3.3節では、湖沼、海域などで通常行われているような、空間的に離散した監視点における計測値を、面積平均水質、あるいはより一般的な空間的代表水質として集約するにはどのような手法を利用すれば効率的かといった問題を取り上げている。そこでは、まず、最も基礎的な問題である水域内の任意の点の水質値を、監視点データから推定する方法——すなわち、水質場の内挿——に関する検討を行い、諸手法の比較・改良、及び、新たな手法の提案を試みる。次に、これらの手法の中から推定の信頼性を取り扱う上で、最も有利である統計的推定法を取り上げ、この手法による推定の妥当性を詳しく調べる。さらに、この手法を一般的な空間的代表水質の推定に用いるべく改良した。この手法の支援によって、代表水質を効率よく計測する監視点配置に対する考察を行っている。

すなわち、本章はその前半において、監視の便益曲線に関する考察を、後半においては監視点数で代替される監視の費用曲線に関する考察を、代表水質の推定精度をパラメータとして、行ったものであり、前章で述べた“水質監視システムに関する第2種の適正化”問題の検討を行うに必要な諸点の手法的裏付けを試みたものである。なお、本章で挙げる手法は後述するCD法を除いてはその情報源として監視点データのみを考えており、こうした情報からのみ推定される水質分布、あるいは設計監視点配置は時として従来からその水域に関し得られている知見と矛盾する場合もあり得る。これは、ここに示した各手法がいずれも監視点データから得られる水域水質分布の平均的特性に基づく為であるが、こうした場合の一つの解決法としては例えば計算結果の従来知見によるインタ

ラクティブな修正が考えられる。このような事情は本章で掲げる手法の価値を損うものではない。推定分布あるいは監視点配置の第1近似としての意義は極めて重要と考えられるし、また経験的知識との対応を行うことによってより正確な手法開発に対する糧になると考えられるからである。

3.2 監視の効用測定に関する考察

水質監視を行うことが、環境水質の浄化、あるいは、維持にどのように、どの程度役立つかを明らかにすることは極めて重要であろう。なぜなら、これが明らかになってはじめて、監視の内容、特性、その解析方法など、水質監視を実施する上での基本方針が決まってくるからである。

監視を行う目的については、前章においても触れたが、どの目的を目指すものであっても取得されるデータをそのまま集積しておくのみでは何の効用も発生しない。それらの再構成を行い、目的に対する有用な情報を得る段階を経て初めてその効用が発生する。監視が効果を持つには、ある程度のデータの集積が必要であること、利用目的が幅広く、不確定性に富み、採取時にその目的を限定し得ないこと等は環境データの特徴であるが、かといって無目的に、かつその効用に対する見通しなしに監視を実施することが意味を持たないことは明らかである。ともすれば、環境モニタリングの目的がデータの集積そのものになってしまう傾向がある点は、古くから指摘されている。例えば、Wolman¹⁾はこれを“The Vice of Monitoring”と呼び、監視システムを設計、管理する上で、“目的”及び監視の“便益”に対する不断の問いかけの重要性を力説した。

水質監視システムは情報収集システムの一つである。従って従来から提示されてきた情報に対する概念に言及し、それらのうち本節が目指す監視の効用がどの概念に沿ったものかを明らかにしておくことは、本論の立場を明確にする上で有益であろう。従来から提唱されている情報の概念規定には大きく分けて次の2種²⁾がある。その第1は、Shannonによって確立された“情報理論”によって取り扱われるものである。そこでは、情報は「起こりうる状況がいくつかあり、どれが起こるか明らかでない時、その不確実性を減少させるもの」として定義される。情報のもつセマンティックな部分は捨象され、生起する事象の起こりやすさ、起こりにくさの概念だけが抽出される。第2は、McDonough³⁾、Marschak⁴⁾などによって取り扱われた意思決定論の枠内で論じられる情報であり、「特定の問題に直面している場合に、その問題の解決に必要なデータ」として論じられるものである。これらはいずれも、情報のもつ一側面に焦点をあてて論じたものにすぎず、問題に応じその概念規定を変える必要があることは言うまでもない。さて本節で取り扱われる情報の概念規定は第2の立場を取る。すなわち、水質監視によって取得されたデータが、水質管理施策及びその効果にどの程度の影響を及ぼすか、という側面において監視の効用の定量化を試みることにする。

一般に水質管理施策の計画に当たっては、水質汚濁による社会的純費用の最小化などの何らかの基準に照らし最も望ましい結果をもたらす方策を選択することが重要となる。その際、ある施策 a をとった時に予想されていた効果 ϕ が必ずもたらされるとは限らず、施策者の自由にならない変数に

よって効果に変化することがある。いま、その変数を現状水質の状況 X (以後本節においては確率変数を他と区別するために大文字 X 及び Y で示す)と考えれば効果 Φ は施策 a と状況 X の関数である。

$$\Phi = \Phi(a, X) \quad (3.2.1)$$

状況 X について、確実な情報 $X = \hat{x}_0$ が得られる時には、施策 a としては実現可能な施策の集合 A の中から Φ を最大にする施策 \hat{a} を選べばよい。

すなわち

$$\hat{\Phi}_0 = \text{Max}_{a \in A} \Phi(a, \hat{x}_0) \quad (3.2.2)$$

一方、 X の値に不確実性を含む場合には、予想される Φ が不確定となる故に、何をもって最も望ましいかが問題となる。これに関してはルーウィック、ウォルド、サベージの基準なども考えられるが、ここでは取り扱い上最も簡明なラプラスの基準による方法、すなわち期待値の最大化により考えることにする。

この場合には、最適な施策 \hat{a} とは

$$\hat{\Phi} = \text{Max}_{a \in A} E[\Phi(a, X)] = E[\Phi(\hat{a}, X)] \quad (3.2.3)$$

を満足する \hat{a} である。さて、取得データの情報価値を定量するためには、その情報が上記した \hat{a} の決定プロセスにどのように影響を及ぼしているかを検討しなければならない。この点に関し、従来の意思決定論では、Bays流の情報処理によって X の生起に関する主観確率を変化させる時、それに伴う期待効用の増加をもって情報価値に代替させるが、この方法では、事前確率、推移確率などの計量に困難な量を含む。そこで、本研究では監視データそのものに付随する本来の価値効用に対する検討を取り扱うことをあきらめ、監視精度のみに注目し、精度に対する施策効果の感度をもって監視の効用測定に当てることを考える。言い換えるならば不確実性がない完全な状況把握を行った時の施策効果 $\hat{\Phi}_0$ と、ある精度をもった状況把握による施策効果 $\hat{\Phi}$ との差の期待値、すなわち、不確実な状況把握下において水質管理施策を実施することにより生ずる負のリスク・プレミアムによって監視情報の価値、ひいては監視(精度)の効用と見なすことにする(図3.2.1)。

さて、以上は、監視の効用測定に関するあらすじであったが、この方法を実際に適用するには、さらに2,3の重要な点を検討しなければならない。すなわち、その第1は施策効果の測定式(3.2.2)の同定であり、その第2は、そうした式(3.2.2)に対し X の不確実性を取り込んだ時の取り扱い法である。この2点について順を追って以下に述べよう。

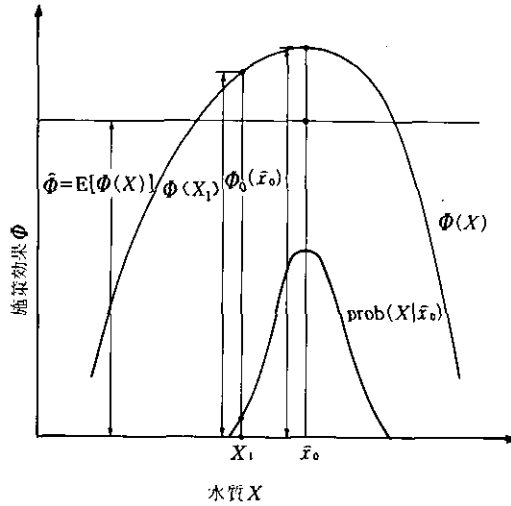


図3.2.1 現状水質把握の不確定性と施策効果の劣化

水質管理施策の目的を、その施行による社会的純便益(効用) Φ の最大化であるとしよう。管理施策は多くの情報に基づいて計画されるが、それらの内、現状水質の把握は重要な一つである。通常、 Φ と現状水質測定値 X との関係は、真の水質値 \bar{x}_0 において Φ が最大となる図3.2.1の太線のような関係となろう。

一方、測定値 X は \bar{x}_0 のまわりでばらつくが、いま、 X_1 なる値を得た時には $\Phi(X_1)$ の純便益を得、そういった場合の確率を $\text{prob}(X_1|\bar{x}_0)dX_1$ とすれば

$$\Phi(X_1) \cdot \text{prob}(X_1|\bar{x}_0)dX_1$$

がその時の期待純便益である。従って、全体としては、

$$\hat{\Phi} = E[\Phi(X)] = \int_0^{\infty} \Phi(X) \cdot \text{prob}(X|\bar{x}_0)dX$$

を得る。

こういった $\Phi(X)$ の確率同値量は $\Phi(X)$ が上に凸である限り、最大便益 $\hat{\Phi} = \Phi(\bar{x}_0)$ より小さいが、その劣化は X の不確定性に原因するものである。

3.2.1 水質管理施策の効果

水質管理施策の効果についての定量的な取り扱いは、アメリカのKneese⁹⁾を始め、我が国でも経済企画庁¹⁰⁾など、しばしば論じられており、重複して述べることを避けるが、その要は水資源を自由財ではなく、稀少価値をもつ貴重な資源と見なし、それを利用する場合の社会的便益の増大をもって管理の効果とすることにある。

ある任意の水系水質を浄化し、回復する場合を考えよう。それを実施する工学的な方法としては、流域の下水道普及、排水処理工程の高次化、あるいは底泥の除去など種々の方法が考えられる。それぞれの方法を用いて達成される水系水質とその費用との関係を図示すれば、図3.2.2の ABM_1, ACM_2 のようになる。従って、現状水質 x_1 を x_2 まで浄化するのに要する最少費用は、これらの曲線の包絡線

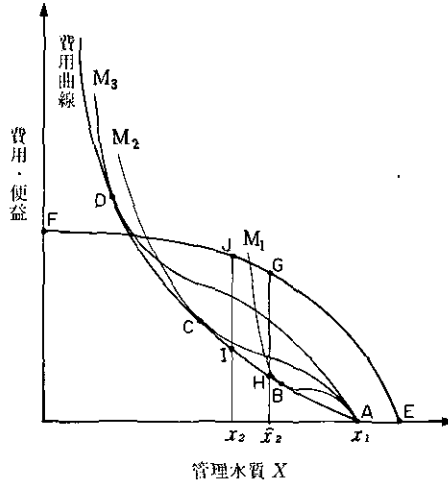


図3.2.2 水質管理施策の費用便益分析

ABCDで表される。これを費用曲線とする。一方、その水系を利用する立場からは、水質に応じた総便益（あるいは損害）EGFが発生する。水質管理の結果、例えば x_2 の水質を得たとするならば、この両者の曲線から、その効果は $x = x_2$ における両曲線の差、IJによって定量化されると考えてよい。従って、管理施策の目的としては、純便益IJが最大となる水質値 \bar{x}_2 を達成し維持することにする。以上を簡単に定式化しておけば次のようになる。

- 1) 水系水質 x_1 を観測し水質管理行動を行う。その際、 x_1 の水質を x_2 に浄化する費用を $C(x_1, x_2)$ とし、水系水質 x_2 を達成、維持することによる総便益を $U(x_2)$ とする。
- 2) 管理は次の純便益 Φ を最大にする水質値 \bar{x}_2 を目標とし、その時に得られる純便益を $\hat{\Phi}$ とする。

$$\Phi(x_1, x_2) = U(x_2) - C(x_1, x_2) \quad (3.2.4)$$

$$\hat{\Phi} = \text{Max}_{x_2} \Phi(x_1, x_2) = \Phi(x_1, \bar{x}_2) \quad (3.2.5)$$

3.2.2 現状水質把握の不確定性

上に述べた管理行動は、管理計画の基となるべき現状水質の x_1 に不確実性がない場合であった。次に、 x_1 の把握に誤りがあり、真の水質値 \bar{x}_1 を X_1 と見なして管理を行う時を想定しよう。次の3種の純便益が問題となる。

- 1) 誤りのない水質値 \bar{x}_1 に基づいた管理行動によって得られる純便益

$$\hat{\Phi}(\bar{x}_1) = \text{Max}_{x_2} \Phi(\bar{x}_1, x_2) = U(\bar{x}_2) - C(\bar{x}_1, \bar{x}_2) \quad (3.2.6)$$

2) 誤りを含む水質値 X_1 に基づいた管理行動によって予定された純便益

$$\bar{\Phi}(X_1) = \text{Max}_{x_2} \Phi(X_1, x_2) = U(X_2) - C(X_1, X_2) \quad (3.2.7)$$

ただし、 X_2 は $\Phi(X_1, x_2)$ の期待値を最大にする x_2 である。

3) 誤りを含む水質値 X_1 に基づいた管理行動によって実際に得られた純便益

$$\Phi(\bar{x}_1, Y) = U(Y) - C(X_1, X_2) \quad (3.2.8)$$

ただし、 Y は、 \bar{x}_1 と X_1 に基づく管理方法が同一であれば $C(X_1, X_2) = C(\bar{x}_1, Y)$ の解として求められる。

図3.2.3に、これら3種の便益を示す。こういった水質値把握の誤りに基づく純便益見積りの差異は、次の3種の便益誤差とも称すべき問題を生じさせる。

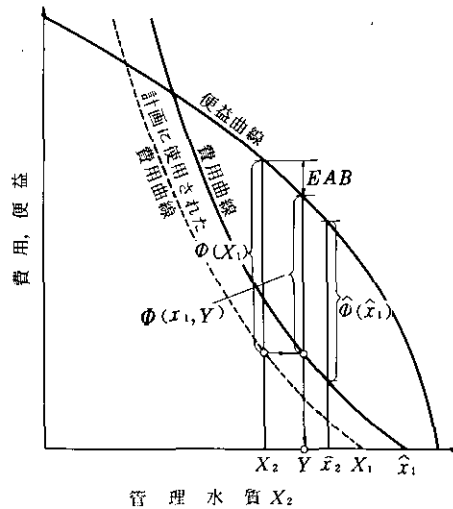


図3.2.3 現状水質把握の不確定性に基づく純便益の損失

Y は $C(X_1, X_2) = C(\bar{x}_1, Y)$ の解

$$X_2 \text{ は } \frac{\partial U(X_2)}{\partial X_2} = \int \frac{\partial C(X_1, X_2)}{\partial X_2} \text{prob}(X|X_1, \sigma) dX \text{ の解}$$

1) LEE (Loss of Economic Efficiency)

$$LEE = \bar{\Phi}(\bar{x}_1) - \Phi(\bar{x}_1, Y) \quad (3.2.9)$$

この便益誤差は実際に行う管理行動による純便益と真に最適な管理行動による純便益との差であり、その定義から必ず非負の値となる。

2) MMB (Misrepresentation of Maximum Benefit)

$$MMB = \hat{\Phi}(\hat{x}_1) - \hat{\Phi}(X_1) \quad (3.2.10)$$

この便益誤差は計画で予定された純便益と、真に最適な管理行動による純便益との差であり、正負いずれにもなり得る。

3) *EAB* (Error in Actual Benefit)

$$EAB = \hat{\Phi}(X_1) - \Phi(\hat{x}_1, Y) \quad (3.2.11)$$

この便益誤差は計画で予定された純便益と、実際に得られた純便益との差であり、正負いずれにもなり得る。管理当局の立場からは、 $\hat{\Phi}(\hat{x}_1)$ は知り得ず、それを含まない*EAB*が大きな関心事となる。

これらの便益誤差を負担する側から考えてみると、*LEE*は社会が、*MMB*は計画当局が、*EAB*は管理当局が担うものであると考えられる。

従って、本研究では*LEE*でもって監視誤差による社会的損失と考え、この期待値によって水質監視の便益を計測することにする。以上を定式化すれば次のようになる。

水質監視により、水系水質 \hat{x}_1 の把握を標準偏差 σ で行う時の社会的損失(負の便益)は、次の*B*(σ, \hat{x}_1)で表すことができる。

$$B(\sigma, \hat{x}_1) = E[LEE] = \hat{\Phi}(\hat{x}_1) - E[\Phi(\hat{x}_1, Y)] \quad (3.2.12)$$

ただし

$$E[\Phi(\hat{x}_1, Y)] = \int_0^{\infty} U(Y) \cdot \text{prob}(X|\hat{x}_1, \sigma) dX - \int_0^{\infty} C(X, X_2) \text{prob}(X|\hat{x}_1, \sigma) dX \quad (3.2.13)$$

$Y: C(X_1, X_2) = C(\hat{x}_1, Y)$ の解

$$X_2: \frac{dU(X_2)}{dX_2} = \int_0^{\infty} \frac{\partial C(X, X_2)}{\partial X_2} \cdot \text{prob}(X|X_1, \sigma) dX$$

の解であり、 $\text{prob}(X|x, \sigma)$ は期待値 x 、標準偏差 σ である X の確率密度関数とする。

3.2.3 監視の効用に関する若干の検討

式(3.2.12)で示される監視の効用に関し、1,2の例について性状を検討、補足しておく。

(1) 局所解析

σ が小さく、 X が \hat{x}_1 に十分近い時には、 $\Phi(\hat{x}_1, Y)$ を点 (\hat{x}_1, \hat{x}_2) まわりでテイラー展開し、式(3.2.14)で示される*LEE*の近似形を得ることができる。

$$LEE \approx -\frac{1}{2} \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2^2} \Big|_{(\hat{x}_1, \hat{x}_2)} (Y - \hat{x}_2)^2 \quad (3.2.14)$$

ただし、式(3.2.14)の導出に当たっては、 (\hat{x}_1, \hat{x}_2) が $\Phi(x_1, x_2)$ の最大値を与える条件

$$\left(\frac{dU}{dx_2} - \frac{\partial C}{\partial x_2} \right) \Big|_{(\hat{x}_1, \hat{x}_2)} = 0 \quad (3.2.15)$$

を利用している。管理目標の誤差である $(Y - \hat{x}_2)$ は、 Y が $C(X_1, X_2) = C(\hat{x}_1, Y)$ の解であることを利用すれば、

$$Y - \hat{x}_2 \approx \left\{ \begin{array}{c} \frac{\partial C}{\partial x_1} - \frac{\partial^2 C}{\partial x_1 \partial x_2} \\ \frac{\partial C}{\partial x_2} - \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2^2} \end{array} \right\} \Big|_{(\hat{x}_1, \hat{x}_2)} (X_1 - \hat{x}_1) \quad (3.2.16)$$

と表し得る。式(3.2.14)、(3.2.16)を合わせれば、式(3.2.17)を得る

$$LEE \approx K(\hat{x}_1, \hat{x}_2) (X_1 - \hat{x}_1)^2 \quad (3.2.17)$$

ただし

$$K(\hat{x}_1, \hat{x}_2) = -\frac{1}{2} \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2^2} \left\{ \begin{array}{c} \frac{\partial C}{\partial x_1} - \frac{\partial^2 C}{\partial x_1 \partial x_2} \\ \frac{\partial C}{\partial x_2} - \frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2^2} \end{array} \right\}^2 \quad (3.2.18)$$

従ってその期待値 $B(\sigma, \hat{x}_1)$ は

$$B(\sigma, \hat{x}_1) \approx K(\hat{x}_1, \hat{x}_2) \sigma^2 \quad (3.2.19)$$

となり、監視の効用劣化が、観測の分散に比例し、目標水質付近の純便益の曲率 $\left(\frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2^2}\right)$ に強く左右されていることがわかる。なお、 $\left(\frac{\partial^2 \Phi}{\partial x_2^2}\right)$ は $\Phi(\hat{x}_1, x_2)$ が $x_2 = \hat{x}_2$ にて極大値を持つ条件から必ず負であり、 $B(\sigma, \hat{x}_1)$ の非負性は満足されている。

(2) 総便益関数 $U(x_2)$ が未知の場合の取り扱いについて

以上は、水系水質のもたらす総便益関数 $U(x_2)$ を計測し得ることを前提とした議論であるが、多くの場合、それをエクспリシットに求めることは困難であり、現実性に乏しい。環境管理に関する費用便益論の適用について、その適用が古くから試みられているのにもかかわらず、行動原理となり得

ない因は、まさにここにある。

実際の水質管理施策の実施に当たっても、その目標水質 x_2 の根拠としては、上に述べたような費用便益論から求め得る値を採用するのではなく、より広い社会的合意過程を経て得られる基準水質 x_0 をクリアすることを目的とする場合が多い。本研究において、それらの合意形成過程にまでさかのぼり、式(3.2.3)で表される最適施策 \hat{a} (すなわち、目標水質 x_2)の合理性を追求することは、本研究の目的から見て適当とは思われない。従って、ここでは基準水質 x_0 及び、それをクリアする確率 P_0 を所与とした管理施策下での水質監視精度の効用を検討する。まず、水質監視の目的及び施策効果の測定法を次のように定める。(図3.2.4)

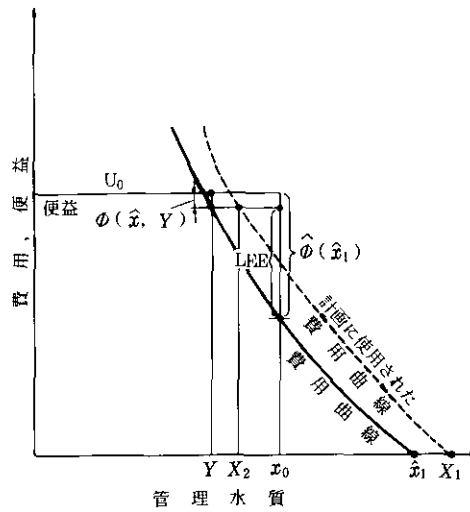


図3.2.4 現状水質把握の不確定性に基づく純便益の損失
便益関数がステップ状に変化する場合。

- 1) 水質監視の目的は、現生水質 x_1 を管理基準水質 x_0 以上に浄化する水質管理施策の基礎データ取得である。
- 2) 管理施策によって基準水質 x_0 をクリアする確率 P_0 (以下管理水準と称す)は、あらかじめ設定する。
- 3) 管理効果としては、管理の結果得られた水質値 x_2 が x_0 をクリアした場合には、水質による総便益分として一定値 U_0 が、それ以外では0が発生すると考える。すなわち、管理による純便益 $\Phi(x_1, x_2)$ としては、

$$\Phi(x_1, x_2) = U_0 \cdot H(x_2 \leq x_0) - C(x_1, x_2) \quad (3.2.20)$$

となる。ただし、

$$H(x_2 \leq x_0) = \begin{cases} 0, & x_2 > x_0 \\ 1, & x_2 \leq x_0 \end{cases} \quad (3.2.21)$$

である。

現状水質 \bar{x}_1 に対し、標準偏差 σ の精度の観測を行い、観測値 X_1 を得たとする。 X_1 , σ に基づく管理施策によって計画された予想浄化水質 X_2 が、基準水質 x_0 を P_0 の確率でクリアするための管理費用 C は、 x_0 , P_0 , X_1 , σ の関数であり

$$C = C(x_0, P_0 | X_1, \sigma) \quad (3.2.22)$$

と書くことにする。

いま、上記の C を水質値 \bar{x}_1 なる水系に投じ、浄化水質 Y を得た時の純便益 $\Phi(X_1, Y)$ は

$$\Phi(X_1, Y) = U_0 H(Y \leq x_0) - C(x_0, P_0 | X_1, \sigma) \quad (3.2.23)$$

従って、 LEE としては

$$\begin{aligned} LEE &= \Phi(\bar{x}_1, x_0) - \Phi(X_1, Y) \\ &= U_0 \{1 - H(Y \leq x_0)\} - \{C(\bar{x}_1, x_0) - C(x_0, P_0 | X_1, \sigma)\} \end{aligned} \quad (3.2.24)$$

また、その期待値 $B(\sigma, \bar{x}_1)$ は

$$B(\sigma, \bar{x}_1) = E[LEE] = U_0(1 - P_0) - \{C(\bar{x}_1, x_0) - \int_0^\infty C(x_0, P_0 | X_1, \sigma) \text{prob}(Y) dY\} \quad (3.2.25)$$

となる。ここで $\text{prob}(Y)$ は、 Y の確率密度関数であり、式(3.2.25)の導出に当たっては

$$\int_0^\infty H(y \leq x_0) \text{prob}(Y) dY = \int_0^{x_0} \text{prob}(Y) dY = P_0 \quad (3.2.26)$$

を利用した。さらに、

$$\text{prob}(Y) dY = \text{prob}(X_1 | \bar{x}_1, \sigma) dX_1 \quad (3.2.27)$$

であるから、 $B(\sigma, \bar{x}_1)$ は結局、次のようになる。

$$B(\sigma, \bar{x}_1) = U_0(1 - P_0) - \{C(\bar{x}_1, x_0) - \int_0^\infty C(x_0, P_0 | X_1, \sigma) \text{prob}(X_1 | \bar{x}_1, \sigma) dX_1\} \quad (3.2.28)$$

図3.2.5に沿って式(3.2.28)を解釈すれば以下のようになる。 X_1 の確率分布型が期待値 \bar{x}_1 、標準偏差 σ のみによって規定できるとすれば、 σ のみによって、 x_0 を P_0 の確率でクリアすべき目標浄化水質 X_2 を一意的に決定することができる。この時の X_1 に基づく管理費用 $C(x_0, P_0 | X_1, \sigma)$ は、 \overline{AB} であるが、 \bar{x}_1 に基づいた費用曲線 FGH からは、実際に得られる水質 Y は、 $x_0 \geq Y$ を満足せず、純便益は、

$$-\overline{AB} = -C(x_0, P_0 | X_1, \sigma) \quad (3.2.29)$$

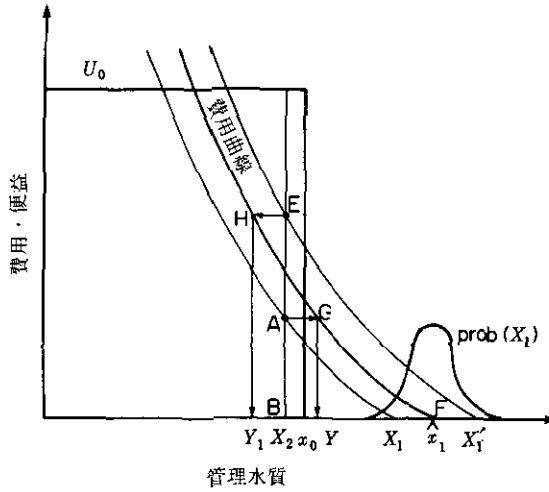


図3.2.5 式(3.2.28)の説明

となる。次に観測値 X_1' に基づけば、実際に得られる水質は Y_1 となり、その時の純便益は、 $U_0 - \overline{EB}$ 、すなわち

$$U_0 - C(x_0, P_0 | X_1', \sigma) \quad (3.2.30)$$

となる。いずれの場合もその生起確率は $\text{prob}(X_1 | \hat{x}_1, \sigma) dX_1$ であり、特に後者の場合となる全確率は P_0 であるから、期待純便益としては

$$U_0 P_0 - \int_0^{\infty} C(x_0, P_0 | X_1, \sigma) \text{prob}(X_1 | \hat{x}_1, \sigma) dX_1 \quad (3.2.31)$$

を得る。これを \hat{x}_1 が明らかである場合の純便益 $U_0 - C(\hat{x}_1, x_0)$ から差し引けば、式(3.2.28)を得る。通常、データ精度の価値としては、 $B(\sigma, \hat{x}_1)$ が σ に関しどのように依存するかを検討すれば事足りる時が多い。その意味において、式(3.2.28)の右辺第1項は重要でなく、 U_0 を同定する必要も少なくなる。

以上は、基準水質 x_0 をクリアしない場合における費用を負の便益として計上したものであったが、こうした費用投資による浄化施設などは次期の管理計画に利用できると考える場合もあろう。この時には上記の費用投資は費用便益計算から控除され、式(3.2.28)は

$$B(\sigma, \hat{x}_1) = U_0(1 - P_0) - \left\{ C(\hat{x}_1, x_0) - \int_0^{x_0} C(x_0, P_0 | X_1, \sigma) \text{prob}(Y) dY \right\} \quad (3.2.32)$$

と変更される。本式の右辺1項は σ に関し一定であり、水質監視精度の限界便益を検討する上に、重要な意味を持たないことは、上に述べた通りである。

式(3.2.28)による監視精度の便益測定では、時として精度に対する監視の限界便益が負になる場合、すなわち、データ精度を高めると、それによる期待純便益が小さくなることがある。たとえば、

$P_0=0.5$, かつ費用関数の浄化規模に対する弾力性係数が1より小さい時(図3.2.4にて費用曲線が上に凸)は, この例となる。限界便益が負になる原因としては, 管理水準 P_0 を所与のものとする管理戦略が, 費用便益を考慮した水質管理施策の最適方策となっていないためにある。実際, 水質管理を社会的純便益を最大にするといった方策で計画するならば, P_0 も最適化条件を満たすべき従属変数としなければならない。

図3.2.6, 3.2.7は第4.2節で述べられているモデル湖沼にて, 現状水質 $\bar{x}_1=0.07\text{mg/l}$, 基準水質 $x_0=0.05\text{mg/l}$ とした時の式(3.2.33)で測られる純便益の期待値

$$\Phi(\bar{x}_1, \sigma, P_0) = \int_0^{\infty} \Phi(X_1, Y) \text{prob}(X_1 | \bar{x}_1, \sigma) dX_1 \quad (3.2.33)$$

を, 計画実施後の期待水質値 \bar{x}_2 および σ を独立変数と見なして計算し, 等純便益線表示したものである。図3.2.6は, 浄化費用(下水処理場建設費用) C が浄化規模(処理水量) Q に対し弾力性係数1の時, すなわち,

$$C \propto Q^1 \quad (3.2.34)$$

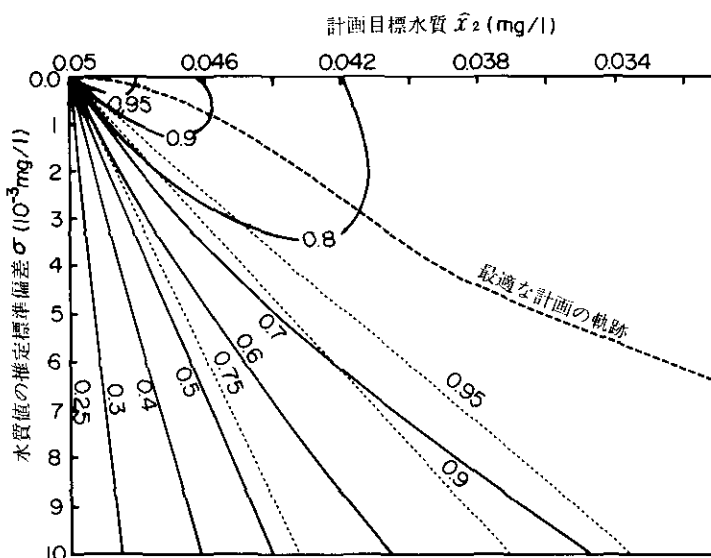


図3.2.6 費用便益論的に最適な計画の軌跡

弾力係数が1の時

現状水質 0.07mg/l

計画基準水質0.05mg/l

便益関数: 基準水質値以下で, 基準水質までの浄化費用の3倍値。

費用関数の処理規模に関する弾力性係数: 1.0

実線: 等便益線, 数字は計画目標水質0.05mg/l, 標準偏差0の時の純便益と任意の点における純便益の比を表す。

点線: P_0 を一定とする線

湖面積: 10km², 人口密度: 300人/km²

図3.2.7は、弾力性係数0.7の時、すなわち

$$C \propto Q^{0.7} \quad (3.2.35)$$

の時である。図中の太い点線は $\Phi(\bar{x}_1, \sigma, P_0)$ を最大にする点の軌跡であり、細い点線は P_0 を一定とする点の軌跡である。いずれの図においても最適点の軌跡は、 $P_0 > 0.95$ の範囲に存在している。また図3.2.7において $P_0 = 0.75$ の軌跡が σ が大きくなるにつれて純便益曲面を上っている部分があるが（等純便益線0.6を小さい方から大きい方へ横切る）、これは、費用便益論的な最適点近傍以外では、式(3.2.28)の計測法による精度に対する監視の限界便益が非負性を保ち得ないという上記の事情を表している。

なお、式(3.2.32)によれば、図3.2.4の費用曲線が右下がりならば、監視精度の限界純便益が常に正值を保つことは明らかであろう。

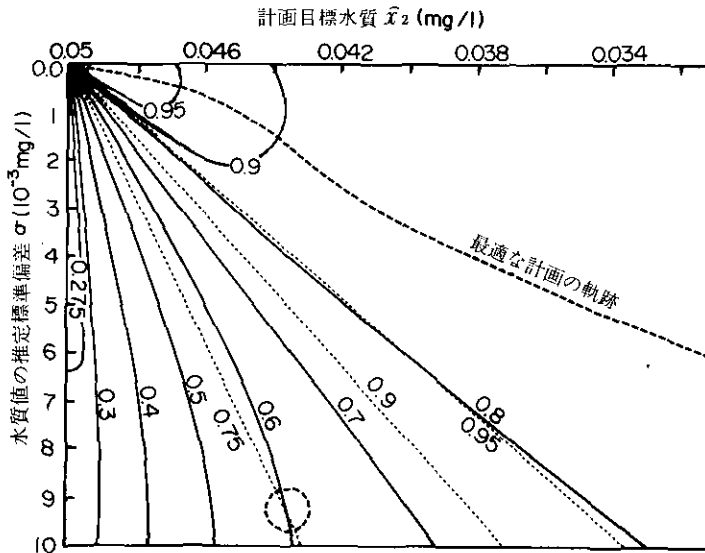


図3.2.7 費用便益論的に最適な計画の軌跡

弾力係数が0.7の時

現状水質 0.07mg/l

計画基準水質0.05mg/l

便益関数：基準水質値以下で、基準水質までの浄化費用の3倍値。

費用関数の処理規模に関する弾力性係数：0.7

実線：等便益線、数字は計画目標水質0.05mg/l、標準偏差0の時の純便益と任意の点における純便益の比を表す。

点線： P_0 を一定とする線

湖面積：10km²、人口密度：300人/km²

3.3 監視の空間的配置と監視精度に関する 基礎的考察

水質監視による情報取得とそれに要する費用の問題は、水質監視の適正化に対する第一歩として、従来から繰り返し検討されてきた。第2章に示された研究の大部分はその例であるが、そのほとんどは、データの時系列的な性状に注目し、監視時刻及び頻度に対する検討を行ったものであった。この理由は、監視の主たる対象が河川に限られていたこと、水質基準を遵守すべき地点が監視システムとは独立して設定されてきたことなどであろうが、一方湖沼、海域などの2次元場においては、監視点位置の決定も重要な問題となる。多くの場合、水域の水質管理に必要な情報は水域全域の水質分布に依存する。従ってリモートセンシングなどの特殊な手法を用いない限りは、離散点で得られたデータを空間的な量に引き延ばす必要が生ずるが、そのためには、推定効率からみて望ましい監視点配置、あるいは推定手法が必要とされることは言うまでもない。問題は次の2段階に分けられる。すなわち、その1は、ある監視点配置と、求めるべき代表水質が与えられた時それを最も効率よく推定する方法は何か、また、その信頼性はどうかという問題である。その2は、そうした場合の、最も効率が高い監視点配置とはどのようなものかという問題である。本節では、以上の2点について、代表水質の最も簡単な例である任意点における水質濃度の推定問題に対する検討から始めて、より一般的な重み付き平均水質値の推定、及び、それを観測するに当たっての、最適監視点配置の問題について順次検討を行っている。

3.3.1 水質の空間的な分布とその集約化

離散的に観測されたデータから、2次元的な分布特性を推定する問題は、従来より、計量地理学⁸⁾、地質鉱物学⁹⁾、気象学¹⁰⁾、生態学¹¹⁾、考古学¹²⁾、あるいは経済学¹³⁾など、非常に多くの分野において研究が行われ、また様々な角度からの問題設定がなされてきた。こうした幅広い取り組みの中で、本研究では、水質濃度の2次元分布に対する一つの指標として式(3.3.1)で表される代表水質 ϕ を取り上げ、その推定問題に対して考察を加えよう。

$$\phi = \iint_S W_x(\mathbf{x}) \cdot W_c(c(\mathbf{x})) dS \quad (3.3.1)$$

ここに、 $c(\mathbf{x})$ は位置 \mathbf{x} における濃度であり、 $W_c(c)$ は汚染濃度 c によって環境が被る影響の大きさ

である。なお x は位置ベクトルである。また、 $W_x(x)$ は、地点 x での重み係数である。例えば、 $W_x(x)$ を $1/S$ とすれば、面積平均量となる。また、 x に生息する魚類密度に比例した量¹⁴⁾をとれば、漁業に対する影響指標として、一つの意味を持たすことができよう。 S は対象とする水域である。大気汚染の分野においては、 $W_x(x)$ 、 $W_c(c)$ に関し、すでにいくつかの形が提案され、その比較検討もなされている¹⁵⁾が、水質汚濁の分野では、単純平均、あるいは、面積荷重平均を除き、その検討はほとんどなされていない。今後、技術的、生態学的、あるいは社会経済学的といった側面から総合的な検討が望まれる。

式(3.3.1)は、特殊な場合として、 $W_x(x) = \delta(x - x_s)$ (デルタ関数)を含む。この場合、 ϕ は

$$\phi_s = W_c(c(x_s)) \quad (3.3.2)$$

となって x_s 点における濃度値を推定する問題に帰着する。

$W_x(x)$ に関する他の例として、取水から見た水質の分布特性の評価に関する問題を考えてみよう。取水水質監視の点からは、取水口のみにて観測を行えばよいことは明らかである。しかし、これでは原水水質に変化があった時、水源中でのどの地点における水質変化の影響を受けたものかはわからない。前進監視点の必要性が生じるゆえんであるが、こうした場合の水源水質に対する一つの指標としては、式(3.3.3)のようなものが考えられる。

$$\phi(x) = \iint_s G(x|\xi) \cdot c(\xi) dS \quad (3.3.3)$$

ここに $G(x|\xi)$ は地点 ξ における1単位の濃度変化が取水点 x に及ぼす影響を示す。

このように、代表水質 ϕ としては、その目的に応じさまざまなものが考えられ、以下では、それらの中の代表的な例を取り上げ、論を進める。なお他の場合についても方法論には本質的な違いはない。

3.3.2 2次元水質分布の内挿法に関する文献的及び理論的検討

任意点の水質濃度を観測値を使って推定する問題は式(3.3.1)で表される代表水質 ϕ の推定問題の一例であることは上に述べた通りである。また、 $W_c(c(x_s))$ 、ひいては $c(x_s)$ を図に表示して視覚的に把握することは、水質汚濁状況を理解する上で極めて重要な意義を持つ。

観測点でのデータから任意点における濃度値 $c(x_s)$ を推定する方法は、内挿問題として多くの分野において様々な提案がなされ研究が行われてきた。表3.3.1は、それらのうち代表的なものを取りまとめたものである。表からもわかるように、環境データに対する2次元的内挿法の適用は、大気質デ

表3.3.1 2次元内挿法とその環境データに対する応用の概観

分類	手法	手法の特徴	環境データへの適用例	他の分野における著名な適用例
非適応型 基礎関数に因果性がない手法	トレンド解析, 関数回帰, 内挿関数 1. 1-n次多項式 2. フーリエ級数 3. 直交多項式 4. 特殊関数	1. 計算が比較的簡単 2. 測定値と内挿値は一般に一致せず 3. 測定点配置によって結果が大きく変化することがある 4. 内挿面を局所的に決め得ない 5. 統計的取り扱い技術が確立している 6. 実験計画法と結びついた研究がなされている	芙蓉情報センター(1976) ¹⁶⁾ 海域データの補間, 測定点数の検討	Grant (1957) ³⁶⁾ 地質鉱物学 Panofsky (1949) ³⁷⁾ 気象データの補間
	区分法 区分領域内を多項式などの形状関数で補間し境界にて接続する。双3次関数の採用が多い。	1. 計算は一般に困難 2. 内挿面の滑らかさに重点をおく 3. 区分境界にて他領域と滑らかに接続し得る 4. 数値ライブラリーとして比較的良好に普及している		de Boor (1962) ³⁸⁾ McLain (1974) ³⁹⁾ 76 ⁴⁰⁾ Akima (1974) ⁴¹⁾ 78 ⁴²⁾ } いずれも計算ライブラリーがよく普及している
	移動平均法 内挿値を距離の関数である重みW(r)の重み付き平均値として求める。例えば: 1. $W(r) = \frac{R^2 - r^2}{R^2 + r^2}$ 2. $W(r) = \frac{1}{1 + r^{2n}}$ 3. $W(r) = \exp(-ar^n)$ 4. $W(r) = r^{-n}$	1. 計算が容易 2. 測定値と内挿値を一致し得る 3. 測定点配置によって結果が大きく変化することがある 4. 内挿面を曲線的に決め得る 5. W(r)の形状によって内挿面の滑らかさをコントロールし得る 6. 多項式回帰と組合せることによって区分法の基礎としている方法がある	大気質データの内挿によく使用された Mahoney et al. (1970) ¹⁷⁾ 安岡ら (1975) ¹⁸⁾ MacCrachen et al. (1975) ¹⁹⁾ Hovland et al. (1977) ²⁰⁾ Boone et al. (1977) ²¹⁾ 落合ら (1978) ²²⁾ Peters et al. (1981) ²²⁾ 時間を含む3次元補間 Ootaniら (1977) ²³⁾	Krige (1966) ⁴³⁾ 地質鉱物学 Goodin et al. (1979) ⁴⁴⁾ 気象データを使用し各種手法の比較をおこなった
	物理的最適化法, 変分法 物理的, あるいは仮想的な内挿曲面に関する条件を与え, その基準を満たす曲面を求める。	1. 計算は一般に困難 2. 物理的イメージと対応し得る 3. 修正法として利用し得る 4. 事前情報を積極的に取り込み得る	板方程式法 数理計画(1978) ²⁴⁾ 木幡ら(1982) ²⁵⁾ いずれも海域データの補間 日野(1974) ²⁶⁾ 篠原ら(1980) ²⁷⁾ 渡津ら(1980) ²⁸⁾ 藤原ら(1982) ²⁹⁾ いずれも大気質データの補間	板方程式法 Harder et al. (1972) ⁴⁵⁾ Briggs et al. (1975) ⁴⁶⁾ 大西(1975) ⁴⁷⁾ 物理的変分法 佐々木(1958) ⁴⁸⁾ 清水(1977) ⁴⁹⁾
物理的手法	擬負荷項法 現象の物理モデル中に擬外力項を未知パラメータとして挿入し, データからその値を求め, その値を代入した時のモデルの解を内挿曲面とする	1. 物理モデルの忠実性が重要な問題となる 2. 負荷項設定位置に大きく左右される 3. 計算は一般に困難 4. 手法自体の経験が少ない 5. 逆探知手法と兼ねることが可能	大気質データの内挿に試みられた Wilkins (1971) ³⁰⁾ Heimbach et al. (1974) ³¹⁾ Gustafson et al. (1976) ³²⁾	
	統計的最適化法, 最適内挿法 共分散, バリオグラムなどの統計的性質を利用して任意点の値を統計的基準から最適に推定する。	1. 計算は一般に困難 2. 統計的性質の存在及びその推定が必要 3. 内挿の信頼度を計算し得る 4. 客観解析法, 探鉱法として実業化されている	Faithら(1979) ³³⁾ Kriging法の応用, 大気質 Egmondら(1977) ³⁴⁾ Gandinの方法の応用, 大気質 Zier (1978) ³⁵⁾ quantile法の提案, 大気質	Kriging法 Matheron (1963) ⁵⁰⁾ 67 ⁵¹⁾ 73 ⁵²⁾ GEOSTAT 75 (1975) ⁵³⁾ AGU (1980) ⁵⁴⁾ Gandin (1963) ⁵⁵⁾ 客観解析法のはじまり
統計的手法				

ータを中心に、重み付き移動平均法、2次元スプライン法(板方程式法)などが行われてきたが、これらの手法の水質データに対する適用性、及び各手法の比較検討は、ほとんど行われていない。そこで本研究においては、監視の空間的配置と監視精度に対する検討の第一歩として表3.3.1から代表的な二、三の内挿法を取り上げ、それぞれの方法が持つ理論的背景、及びそれらの水質データ内挿への適用性に関して検討を試みる。検討に当たって採用した内挿法は巾乗型移動平均法(WT)、2次元スプライン法(張力付き板方程式法, SP)、統計的最適化法(KG)の3種であり、これらの方法に対しては、実際海域での水質データに適用した際の推定誤差に関する検討を行っている。さらに、これら三つの非物理的方法に比べ、物理的な諸関係を積極的に取り込んだ型である移流拡散型内挿法(CD)の提案を行い、それを上の3方法と相互比較した。以下、これらの諸方法について順にその手法と実データへの適用結果を示そう。

(1) 巾乗型移動平均法(WT)

従来から提案されている内挿法のほとんどは、任意点 x_s の推定値 $c^*(x_s)$ を式(3.3.4)のごとく n 点の観測値 $c(x_i)$, ($i=1, 2, \dots, n$)の線型変換として表している。

$$c^*(x_s) = \sum_{i=1}^n \lambda_i(x_s) \cdot c(x_i) \quad (3.3.4)$$

通常、係数 λ_i は監視点の相対的な配置構造の関数とされ

$$\lambda_i(x_s) = \lambda_i(x_j - x_k, x_s - x_k) \quad j, k = 1, 2, \dots, n \quad (3.3.5)$$

と記すことができるが、特に監視点配置が剛体的に回転しても係数 λ_i が変化しない場合にはこの内挿法を等方的、そうでない時を非等方的であると称す。本筋で示すWT, SP, KGの各手法は等方的であり、CD法は非等方的である。また、 λ_i に関しては全観測濃度が等しい時には、推定値もその濃度となるべきであることを考えると、次の式(3.3.6)の条件を満足しなければならないことがわかる。

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad (3.3.6)$$

移動平均法は、式(3.3.5), (3.3.6)の要請下における最も簡単な方法であり、回帰係数 λ_i を、予測点 $x_s = (x_s, y_s)$ 、監視点 $x_i = (x_i, y_i)$ の間の距離 $r = \sqrt{(x_s - x_i)^2 + (y_s - y_i)^2}$ のみの関数 $f(r)$ とするものである。通常、使用されている関数型としては r^{-N} , $\exp(-ar^N)$ などがある。 $f(r)$ として r^{-N} ($N > 0$)を採用するならば、監視点と予測点が一致する場合の監視点の濃度に対する重みは無量大となり内挿面は観測値を正確に通過することがわかる。内挿面 $c^*(x)$ は、監視点を除き微分可能であるが、監視点においてもそうであるためには、簡単なオーダー推定からもわかるように、 $N > 1$ となる必要がある。同様に、推定値に対する遠距離監視点の影響が一定値以下におさまるためには $N \geq 2$ とならなければならない。上記の条件を満足しない場合には内挿面は監視点付近でスパイク状の曲面

る。図3.3.1は、後述する水質データを使い観測データ中の1データを他の観測値によって推定した例であるが、 $N=0.5$ の時には推定値はほぼ単純平均値となり、 $N=50$ では $N=5$ の時に比べてバラツキが大きくなっていることがわかる。

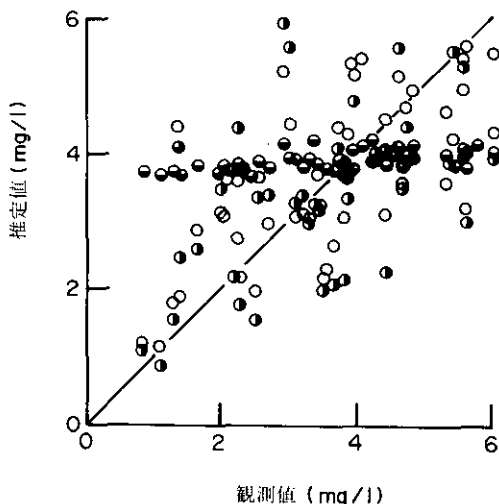


図3.3.1 巾乗型移動平均法における巾数 N の効果
 ●: $N=0.5$ ○: $N=5.0$ ●: $N=50.0$
 後述するクロスバリデーション法によって推定された最適な N の値は4.65であった。大阪湾COD, 1972年5月22日観測データを使用する。

(2) 2次元スプライン法 (張力付き板方程式法, SP)

スプライン法は、元来、領域を区分的に分割し、個々の区分内において別々に定められた多項式などを、区分境界にて何らかの連続条件を満たすように接続する方法である。格子状に得られたデータに対しては双3次スプライン補間、de Boor³⁸⁾の方法などがあり、不規則状なデータ配置の場合では、McLain^{39,40)}、Akima^{41,42)}などの方法がよく知られているが、補間の物理的意義が明りょうでないこともあり、環境データに対する適用はほとんどなされなかった。

一方、1次元の3次スプライン関数が強制点を通過する最小曲率をもつ曲線であることはよく知られていたが、大西⁴⁷⁾はこれを2次元場に拡張し、さらに k を滑らかさに応じて定められる定数として、

$$\iint_S [(\Delta c^*)^2 + k^2 (\nabla c^*)^2] dS \rightarrow \min \tag{3.3.7}$$

$$c^*(\mathbf{x}_i) = c(\mathbf{x}_i) \quad i=1,2,\dots,n \tag{3.3.8}$$

を満たす曲面 c^* によって内挿する方法を提案した。また日野^{26,59)}は大気汚染濃度分布図の自動作図

法として、内挿面を仮想的な弾性板の Green 関数を重ね合わせて表現し、観測濃度に比例した仮想弾性板のたわみを生じさせるであろう荷重を、未知数として決定することを考えた。これらの手法はいずれも内挿面に対する物理的イメージを重視する点において、変分法的内挿法に属するものであるが、そこで使用された束縛条件(弱束縛条件)は必ずしも物理的意義をもったものではなく、従来から知られたスプライン法との折衷的な性格を持つ。

式(3.3.7)で示される内挿曲面に関する基準は、変分法を用いて次の停留条件に書き換えられる。

$$\Delta^2 c^* - k^2 \Delta c^* = 0 \quad (3.3.9)$$

また、境界条件として自然な境界条件を採用するならば、領域 S の境界 Γ においては

$$(\cos(\nu, x) \frac{\partial}{\partial x} + \cos(\nu, y) \frac{\partial}{\partial y}) (\Delta c^* - k^2 c^*) = 0 \quad (3.3.10)$$

$$\Delta c^* = 0 \quad (3.3.11)$$

の条件が課されなければならない。ただし ν は境界上に立てた外向き法線を表す。従来から使用されてきた方法⁴⁷⁾は、式(3.3.10)の条件の代わりに

$$\cos(\nu, x) \frac{\partial c^*}{\partial x} + \cos(\nu, y) \frac{\partial c^*}{\partial y} = 0 \quad (3.3.12)$$

とするものが多い。

式(3.3.12)は、いわゆる完全反射の関係であり、近似的には水質の輸送が移流成分のみによって行われると考えた時の物理的境界条件に対応する。もう一つの境界条件、式(3.3.11)については従来から使用されてきた境界条件と一致している。

式(3.3.7)は必ずしも2階偏微分までの評価にとどまる必要はなく、より高次の項を追加してもよい。その場合、式(3.3.7)には式(3.3.13)が、式(3.3.9)には式(3.3.14)が対応する。

$$\iint_S \sum_{p=1}^m k_p^{2p} (\nabla^p c^*)^2 dS \rightarrow \min \quad (3.3.13)$$

$$\sum_{p=1}^m (-1)^p k_p^{2p} \nabla^{2p} c^* = 0 \quad (3.3.14)$$

式(3.3.7)を日野⁵⁹⁾あるいは篠原・内藤²⁷⁾が行ったように弾性板とのアナロジーで考えてみる。すなわち、各監視点に未知の点荷重を作用させ、弾性板の変位が観測値に比例するように変形させてみよう。点 x_i に点荷重1単位を与えた時の x における変位を $G(x|x_i)$ とし、実際に与えた荷重量を P_i とすると、任意点での変位、すなわち水質濃度 $c^*(x)$ は、監視点全 n 点での仮想荷重による変位を加え合わせればよい。

$$c^*(x) = \sum_{j=1}^n G(x|x_j) P_j \quad (3.3.15)$$

式(3.3.15)は、監視点 x_i においても成立しなければならず、その点における水質濃度 c_i は既知であるから

$$c_i = \sum_{j=1}^n G_{i,j} P_j \quad (3.3.16)$$

となる。ただし、 $G_{i,j} = G(x_i|x_j)$ である。従って点荷重 P_j は

$$P_j = \sum_{i=1}^n G_{ji}^{-1} c_i \quad (3.3.17)$$

によって求まる。ここに G_{ji}^{-1} は行列 $G_{i,j}$ の逆行列の (j,i) 要素を示す。従って内挿曲面は

$$c^*(x) = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n G(x|x_j) G_{ji}^{-1} c_i \quad (3.3.18)$$

として計算し得る。無限領域にて式(3.3.9)を考えてみよう。式(3.3.10), (3.3.11)を $r (= \sqrt{x^2 + y^2}) \rightarrow \infty$ にて満足し、原点($r=0$)において点荷量を荷した時の解のうち、原点($r=0$)において特異性をもたない解は、式(3.3.19)によって表すことができる。

$$c^*(r) = A \left[\frac{K_0(kr) + \ln\left(\frac{kr}{2}\right)}{-\gamma} \right] + B' \quad (3.3.19)$$

ここに、 A', B' は任意定数、 γ はオイラー数であり、 $K_0(kr)$ は第2種の変形ベッセル関数である。式(3.3.15)における $G(x|x_j)$ としては、 $r = \sqrt{(x-x_j)^2 + (y-y_j)^2}$ として式(3.3.19)を利用すればよいが、そのままでは各監視点ごとに任意定数が2個(A', B')ずつ生じ、一意的に定めることができない。そこで次のような操作を行う。式(3.3.19)を式(3.3.15)に代入すると、

$$c^*(x) = \sum_{j=1}^n A_j \left[\frac{K_0(kr_j) + \ln\left(\frac{kr_j}{2}\right)}{-\gamma} \right] + B \quad (3.3.20)$$

を得る。ただし、 $A_j (j=1, 2, \dots, n)$, B は新たに定義された定数であり、 $r_j = \sqrt{(x_j-x)^2 + (y_j-y)^2}$ とする。

式(3.3.20)から

$$\Delta c^* = \sum_{j=1}^n \left\{ -\frac{k^2 A_j}{\gamma} K_0(kr_j) \right\} \quad (3.3.21)$$

$$\frac{\partial c^*}{\partial r} = \sum_{j=1}^n \frac{A_j}{\gamma} \left\{ kK_1(kr_j) - \frac{1}{r_j} \right\} \quad (3.3.22)$$

となるが、 kr_j が大きい時には、 $K_0(kr_j)$ と $K_1(kr_j)$ が $\sqrt{\frac{\pi}{2kr}} \cdot e^{-kr}$ の速さで0に接近するから、式(3.3.7)中の主要項は、式(3.3.22)右辺第2項から生ずる $\frac{1}{r_j}$ によるもののみになる。従って、監視点から遠く離れた部分 S' での式(3.3.7)の挙動は、

$$\iint_{S'} [(\Delta c^*)^2 + k^2(\nabla c^*)^2] dS \approx \frac{1}{\gamma^2} \left(\sum_{j=1}^n A_j \right)^2 \iint_{S'} \frac{1}{r^2} dS \quad (3.3.23)$$

となり、

$$\sum_{j=1}^n A_j = 0 \quad (3.3.24)$$

が必要となる。以上をまとめると、2次元スプライン法に関する計算手法として次の方法が提案される。

- 1) 次の式(3.3.25)を解き、 $A_j (j=1, 2, \dots, n)$ 、 B を求める。

$$\begin{cases} \sum_{j=1}^n K_{ij} A_j + B = C_i \quad (i = 1, 2, \dots, n) \\ \sum_{j=1}^n A_j = 0 \end{cases} \quad (3.3.25)$$

ただし

$$K_{ij} = \frac{K_0(kr_{ij}) + \ln\left(\frac{kr_{ij}}{2}\right)}{-\gamma} \quad (3.3.26)$$

$$r_{ij} = \sqrt{(x_i - x_j)^2 + (y_i - y_j)^2} \quad (3.3.27)$$

- 2) A_j, B を使い、任意の点 x_s における内挿値 $c^*(x_s)$ を

$$c^*(x_s) = \sum_{j=1}^n \left[\frac{K_0(kr_{js}) + \ln\left(\frac{kr_{js}}{2}\right)}{-\gamma} \right] \cdot A_j + B \quad (3.3.28)$$

によって得る。

従来の張力付き2次元スプライン法においては、有限領域において式(3.3.9)を式(3.3.12)の条件下で数値的に解く方法が用いられてきた。その場合には、(1)境界条件の設定、(2)計算繰り返し回数などの検討が必要となる²⁷⁾が、本節の方法によれば、これらの問題は自動的に解決する。張力付き2次元スプライン法に関するもう一つの問題はスプライン係数 k^2 の選定に関するものであった。一般に Δl を監視点間の平均的な間隔とすると、 $k \Delta l$ の大きさによって内挿曲面の滑らかさが制御され、 $k \Delta l$ が小さくなる程、滑らかな曲面を得ることができる。これは式(3.3.9)から簡単にわかるし、また式

(3.3.19)の形状(図3.3.2)からも明らかであろう。この値を後述する移流分散型内挿法の1次元での結果(式(3.3.63))から予想すれば、流速を u 、拡散係数を D として

$$k^2 \propto \left(\frac{u}{D}\right)^2 \quad (3.3.29)$$

程度と考えられるが水域内における水質の複雑な挙動を反映し、一概に論じ得ない点もあると考えられる。

なお、式(3.3.26)、(3.3.27)などの計算において、変形ベッセル関数を多数回にわたって求める必要があるが、計算機に対する負担、問題の精度から考えて、この値をそれほど正確に算出する必要はないと思われる。そこで式(3.3.26)が、 $r_{ij} \rightarrow 0$ の時

$$K_{ij} = 1 - \frac{(kr_{ij})^2}{4\gamma} \quad (3.3.30)$$

となり、 $r_{ij} \rightarrow \infty$ の時には

$$K_{ij} = -\frac{\ln\left(\frac{kr_{ij}}{2}\right)}{\gamma} \quad (3.3.31)$$

となることから、両関数の線型結合 $\hat{K}(kr_{ij})$ によって K_{ij} を近似することを考えてみる。

$$\hat{K}(kr) = \left[1 - \frac{(kr)^2}{4\gamma}\right] \cdot W_1(kr) + \left[-\frac{\ln\left(\frac{kr}{2}\right)}{\gamma}\right] \cdot W_2(kr) \quad (3.3.32)$$

ただし、 $W_1(kr)$ は kr が小さい時にはほぼ1に等しく、 kr が大きい時には、 $\frac{1}{(kr)^2}$ より速く0に近づき性質を持つ必要がある。 $W_2(kr)$ についても同様な条件が課される。本節では、これらの条件を満たす簡単な関数として

$$W_1(kr) = 1 - W_2(kr) = \frac{1}{1 + (Ekr)^3} \quad (3.3.33)$$

を取り上げ、 E 値をチェビシェフ近似によって求め0.652を得た。図3.3.2に示す細線は、この近似式を示すものである。目的とする問題の精度からみて、この程度の近似で許容し得ると考えられ、以後の計算にはこの近似式を使用する。

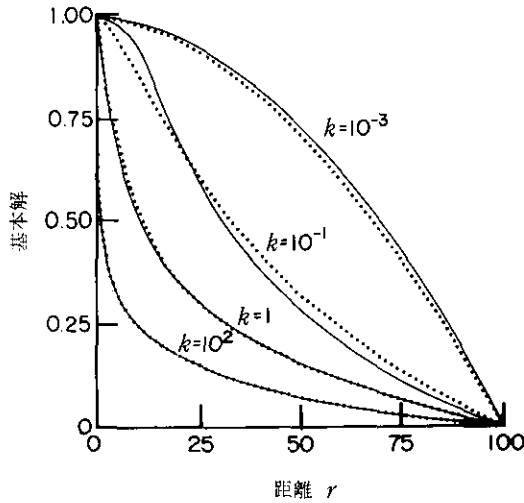


図3.3.2 2次元スプライン法の基底関数
破線は厳密解を示し、細線はその近似式である。曲線は $r=0$ のとき1に、 $r=100$ の時0となるように正規化されている。

(3) 統計的内挿法(KG)

(1)(2)はいずれも内挿曲面に対し先験的に滑らかさ、あるいはデータ間の関係を予想したものであったが、そうした関係をデータ間の統計的解析から導くことも考えられる。Gandin⁵⁵⁾は大気状態を気候場と雑音の和とみなし、雑音場を平均自乗の意味で最適推定する方法を提案したが、同様の方法は探鉱学の分野におけるMatheron⁵⁰⁾、あるいは降水量観測におけるRodriguez-Iturbeら⁶⁰⁾によっても繰り返し提唱され、各々の分野においてその発達が図られた。特にMatheron⁵²⁾は従来の空間場の理論がいずれも統計的に均質であるとする仮定の基に成り立っていることに強い疑問を抱き、非均質場に対する拡張を行っている。本研究においても後の第3.3.4節において彼の提唱するUniversal Kriging理論の具体化、及び水質場への適用に対する検討を詳しく行っている。従って、本方法に関する理論と計算については、第3.3.4節に譲り、ここでは省略するが、その要点は、1)水質場を多項式によって表現される平均場と、それからの偏差場とみなし、2)偏差場に対して一般化共分散を推定し、3)それを使用して任意点の水質濃度を最良線型不偏推定値として求める、ことにある。

通常、こういった最適内挿法は時系列的にあるいは空間的に多くのデータを必要とし、また、求められた共分散が統計的に有意なものとなっているかなど検討すべき点も多いと言われる^{44,61)}が、内挿の推定誤差を取り扱い得る唯一の方法である点も利して、探鉱法⁶²⁾、客観解析⁶³⁾などにおいて、しばしば実用化されてきつつある。

(4) 移流分散型内挿法(CD)

内挿を行うに当たって物理的な条件などの先験的情報を取り込んだ方が望ましいことは明らかであろう。この観点に立って佐々木⁶³⁾は風速場、及びジオポテンシャルの内挿を、これらの気象変数間に地衡風バランスの関係を強制しながら行う方法を提案した。この手法はその解析を変分法によって行うため、一般に“変分法による内挿法”と称され、その後佐々木⁶⁴⁾、Stephens⁶⁵⁾、清水⁶⁹⁾らによって改良がなされた。

この手法は気象学において発達したために、水質場に対して直接適用し得るわけではないが、その考えの要点は何らかの物理的條件、及び先験的に与えられた予想値に対し両情報の信頼度を考え、変分法によって調整を行いながら内挿を行う点にある。そして物理的條件を完全に満足すべきか、あるいはほぼ満足させるかによって強束縛、あるいは弱束縛の取り扱い方(佐々木⁶⁴⁾)がある。

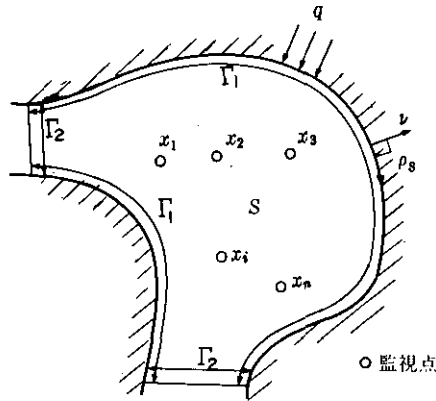


図3.3.3 領域、境界等の模式図

上記の考え方を水質濃度分布に適用してみよう。一般に湖沼、海域などで水平方向の分布が問題となるような場合の水質物質の挙動は、定常、及び反応沈殿等が一次反応によって表されるとの仮定のもとでは、次式(3.3.34)を満足しなければならない。

$$M \frac{\partial c}{\partial x} + N \frac{\partial c}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} D_x H \frac{\partial c}{\partial y} + D_y H \frac{\partial c}{\partial y} - b H c \quad (3.3.34)$$

ここに M , N は x , y 方向の単位幅当たりの流量, D_x, D_y は拡散係数, b は反応係数, H は水深である。また陸地境界 Γ_1 では

$$\left(M c - D_x H \frac{\partial c}{\partial x} \right) \cos(\nu, x) + \left(N c - D_y H \frac{\partial c}{\partial y} \right) \cos(\nu, y) + q = 0 \quad (3.3.35)$$

が成立する。ここに q は線負荷項である。湾口、あるいは湖沼における流出河川部等の境界 Γ_2 においては境界条件が不明である場合が多い。従って Γ_2 における条件は規定しない。移流拡散式、境界条件などの他に、先験情報がある場合は、これを

$$I_j(c) = 0 \quad j=1,2,\dots,p \quad (3.3.36)$$

として定式化しておく。式(3.3.34)、(3.3.35)、及び(3.3.36)は、流動、諸係数、あるいは負荷条件などの不確定性によって、厳密に成立することは期待できない。そこで、それらに対する信頼度をそれぞれ、 $\alpha(x)$ 、 $\beta(x)$ 及び $\tau_j(x)$ ($j=1,2,\dots,p$)とし、さらに監視データのそれを γ_i ($i=1,2,\dots,n$)としておく。これらの信頼度は、本内挿法の適用に対する経験を積むことによって定まるべき量である。さて、内挿曲面 $c^*(x)$ は、式(3.3.34)、(3.3.35)及び(3.3.36)を平均的に満足することが望ましいから、次の積分 $J(c)$ を考え、これを最小化する曲面として差し支えなからう。

$$\begin{aligned} J(c^*) = & \frac{1}{2} \iint_s \left[\alpha(x) \cdot \left\{ M \frac{\partial c^*}{\partial x} + N \frac{\partial c^*}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} D_x H \frac{\partial c^*}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial y} D_y H \frac{\partial c^*}{\partial y} + b H c \right\}^2 \right. \\ & \left. + \sum_{j=1}^p \tau_j I_j^2(c^*) \right] dS + \frac{1}{2} \int_{\Gamma_1} \beta(x) \cdot \left\{ \left(M c^* - D_x H \frac{\partial c^*}{\partial x} \right) \cos(\nu, x) \right. \\ & \left. + \left(N c^* - D_y H \frac{\partial c^*}{\partial y} \right) \cos(\nu, y) + q \right\}^2 ds + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \gamma_i (c^*(x_i) - c_i)^2 \end{aligned} \quad (3.3.37)$$

式(3.3.37)の値が停留となるための条件は次のように表される。

$$(\Delta' + \nabla'^t - b') \cdot \alpha \cdot (\Delta' - \nabla' - b) c^* + \sum_{j=1}^p \tau_j I_j \frac{dI_j}{dc} + \sum_{i=1}^n \gamma_i (c^* - c_i) \delta(x_i) = 0 \quad (3.3.38)$$

ここに、 Δ' 、 ∇'^t 、 ∇' は次に示す微分作用素であり、 $\delta(x_i)$ はデルタ関数である。

$$\Delta' = \frac{\partial}{\partial x} D_x H \frac{\partial}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} D_y H \frac{\partial}{\partial y} \quad (3.3.39)$$

$$\nabla' = M \frac{\partial}{\partial x} + N \frac{\partial}{\partial y} \quad (3.3.40)$$

$$\nabla'^t = \frac{\partial}{\partial x} M + \frac{\partial}{\partial y} N \quad (3.3.41)$$

$$b' \text{は } b' = bH \quad (3.3.42)$$

である。 Γ_1 における自然な境界条件は、

$$\left\{ -(F_D + F_C) + \frac{\partial}{\partial s} G \right\} \alpha (\Delta' - \nabla' - b') c^* + \left(F_C - \frac{\partial}{\partial s} \right) \beta \{ (F_C - F_D) c^* + q \} = 0 \quad (3.3.43)$$

$$\alpha (\Delta' - \nabla' - b') c^* - \beta \{ (F_C - F_D) c^* + q \} = 0 \quad (3.3.44)$$

であり、 Γ_2 におけるそれは、

$$\left\{ -(F_D + F_C) + \frac{\partial}{\partial s} G \right\} \cdot \alpha \cdot (\Delta' - \nabla' - b') \cdot c^* = 0 \quad (3.3.45)$$

$$(\Delta' - \nabla' - b') \cdot c^* = 0 \quad (3.3.46)$$

となる。ここに、 F_D は次に示す微分作用素であり、

$$F_D = D_x H \cos(\nu, x) + D_y H \cos(\nu, y) \frac{\partial}{\partial y} \quad (3.3.47)$$

F_C , G は

$$F_C = M \cos(\nu, x) + N \cos(\nu, y) \quad (3.3.48)$$

$$G = H (D_x - D_y) \cos(\nu, x) \cos(\nu, y) \quad (3.3.49)$$

である。式(3.3.38)は、次の2式に分ける方が見通しがよい。

$$(\Delta' + \nabla' - b') \varphi = - \sum_{j=1}^p \tau_j I_j \frac{dI_j}{dc} - \sum_{i=1}^n \gamma_i (C - C_i) \delta(\mathbf{x}_i) \quad (3.3.50)$$

$$\alpha (\Delta' - \nabla' - b') c^* = \varphi \quad (3.3.51)$$

この場合に対応する境界条件は次のようになる。すなわち、 Γ_1 にて

$$\left[-(F_D + F_C) + \frac{\partial}{\partial s} G \right] \varphi + \left(F_C - \frac{\partial}{\partial s} \right) \varphi = 0 \quad (3.3.52)$$

$$\varphi = \beta \{ (F_C - F_D) c^* + q \} \quad (3.3.53)$$

Γ_2 にては、

$$\left[-(F_D + F_C) + \frac{\partial}{\partial s} G \right] \varphi = 0 \quad (3.3.54)$$

$$\varphi = 0 \quad (3.3.55)$$

となる。

式(3.3.38)に関し1, 2の簡単な例を挙げてみる。

仮定1: 境界条件及びその他の先験情報はなし。監視点では観測値に強制。 $\alpha(\mathbf{x})$ は一定値であり、反応は無視し得る。 $D_x = D_y = D$

この場合には、 $\beta = \gamma = b = 0$ となり、式(3.3.38)は、

$$(\Delta' + \nabla')\varphi = 0 \quad (3.3.56)$$

$$(\Delta' - \nabla')c^* = \varphi \quad (3.3.57)$$

となる。ただし、監視点では、式(3.3.56)は

$$c^*(x_i) = c_i \quad (3.3.58)$$

となる。また境界 $\Gamma_1 + \Gamma_2$ では

$$(F_b + F_c)\varphi = 0 \quad (3.3.59)$$

$$\varphi = 0 \quad (3.3.60)$$

である。

仮定2：1の仮定に加えて、 D, H, M を一定とし、 $N=0$ とする。この時には

$$\Delta\varphi + \frac{M}{DH} \frac{\partial\varphi}{\partial x} = 0 \quad (3.3.61)$$

$$\Delta c^* - \frac{M}{DH} \frac{\partial c^*}{\partial x} = \varphi \quad (3.3.62)$$

ただし、監視点及び境界では式(3.3.58), (3.3.59), (3.3.60)が成立する。

仮定3：2にて、1次元(x 方向)の時は

$$\frac{d^4 c^*}{dx^4} - \left(\frac{M}{DH}\right)^2 \frac{d^2 c^*}{dx^2} = 0 \quad (3.3.63)$$

ただし、上、下流の境界点では

$$\frac{d^2 c^*}{dx^2} - \left(\frac{M}{DH}\right) \frac{dc^*}{dx} = 0 \quad (3.3.64)$$

$$\frac{d^3 c^*}{dx^3} - \left(\frac{M}{DH}\right) \frac{d^2 c^*}{dx^2} = 0 \quad (3.3.65)$$

式(3.3.63)は境界条件を別にすれば、Schweikert⁶⁶⁾、Cline⁶⁷⁾らが提唱した張力下での1次元スプライン法と一致する。

以上、CD法における内挿曲面は式(3.3.38)～(3.3.49)あるいはその簡略式を満足する曲面として定義される。

3.3.3 2次元水質分布の内挿法に関する実証的検討

前節で検討されたWT,SP,KG法の実際水質場への適用性は、数多くのあてはめの経験を経て初めて判明すると考えられるが、ここではその手初めとして瀬戸内海COD水質データを例に取り、3手法の良否に関する検討を試みた。一方、CD法は、他の3手法と異なり、物理的根拠が比較的明確であり、情報の集積に伴って適用性の向上が期待できるが、その反面、流動データ等の信頼性が低い水域ではその適用は不適當である。従って、本手法は比較的流動パターンが明らかにされている大阪湾を対象として適用し、より一般的な状況についての検討は今後の課題としている。

検討に使用した水質データは、環境庁水質保全局によって昭和47年度に実施された瀬戸内海水質汚濁総合調査⁶⁸⁾にて4回にわたって観測された表層部(0m, 5mの平均)のCOD濃度(酸性法)である。調査は、内海全域にわたり、全717点の観測を行っているが、これらの内、代表的な八つの湾、灘を対象領域として設定した。表3.3.2は、使用したデータの諸元であり、図3.3.4は、それらをKG法によって描いた濃度分布図である。

表3.3.2 第3.3.3節にて使用したデータの一覧表

No.	灘名称	測定点数
1	大阪湾	61
2	播磨灘	67
3	紀伊水道	53
4	備讃瀬戸	64
5	嵯灘	84
6	伊予灘	58
7	豊後水道	64
8	周防灘	60

いずれも1972年5月22日, 1972年8月1日, 1972年10月17日, 1973年1月10日の計4回の観測を行った。

測定項目: COD(酸性法)

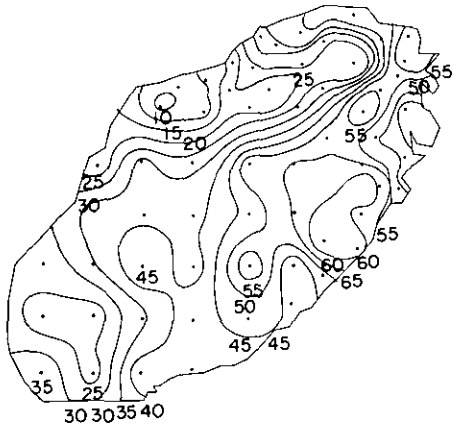
採水層: 0, 5mの二層の値の平均

(出典)環境庁水質保全局: 昭和47年度瀬戸内海水質汚濁総合調査データ表(その1), 昭和48年4月

(1) WT,SP及びKG法に関する検討

WT,SPの各方法は、それぞれ未知係数である N 及び k を含むため、内挿曲面の決定に先立ってあらかじめこれらの係数を推定する必要がある。そこで、本検討では下に述べるようなクロス・バリデーション^{69,70)}によって平均相対誤差を最小とする係数を求めている。

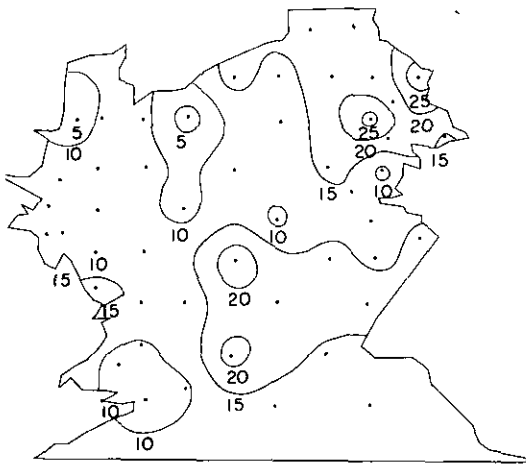
1) 任意の監視点1点におけるデータを留保し、残りの $(n-1)$ 点のデータから留保点での水質濃



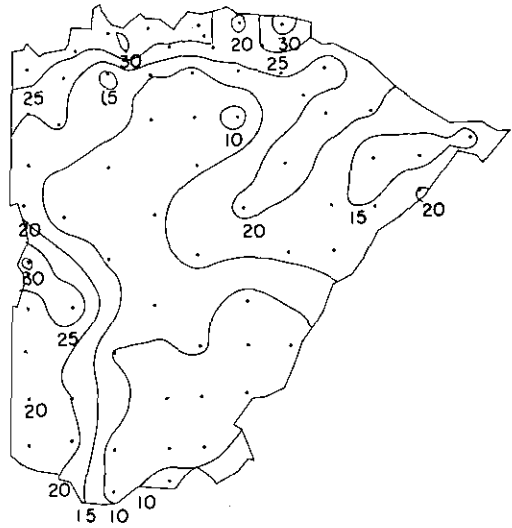
(a) 大阪湾



(b) 播磨灘

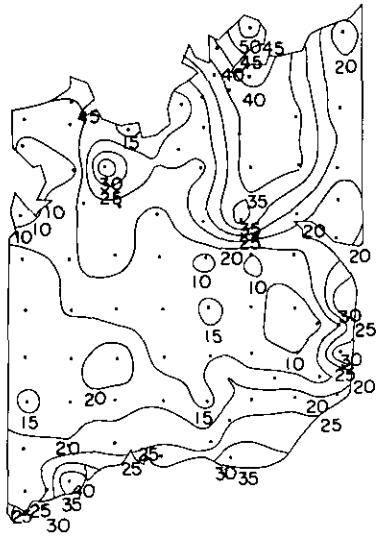


(c) 紀伊水道

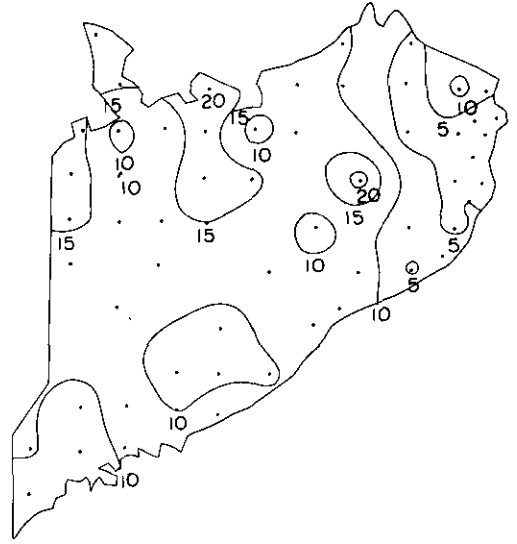


(d) 備讃瀬戸

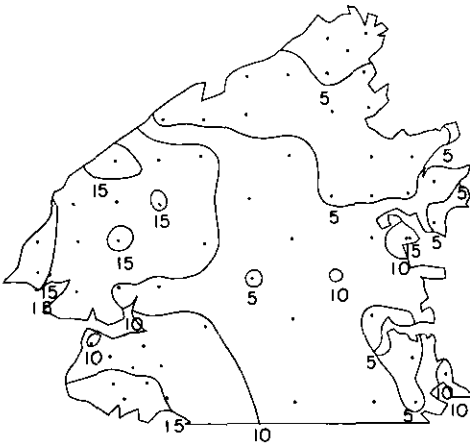
図3.3.4 検討に使用した水質濃度分布
瀬戸内海水質汚濁総合調査(昭和47年度)から表層部(0,5m)のCODデータをプロットしたもの。図は1972年5月22日測定の場合を示し示数の単位は0.1mg/lである。KG法による図である。



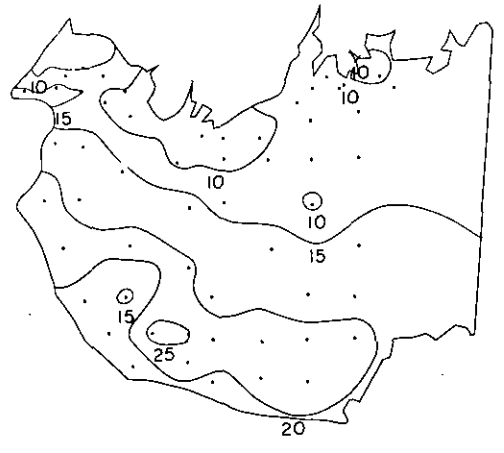
(e) 燧灘



(f) 伊予灘



(g) 豊後水道



(h) 周防灘

図3.3.4(つづき)

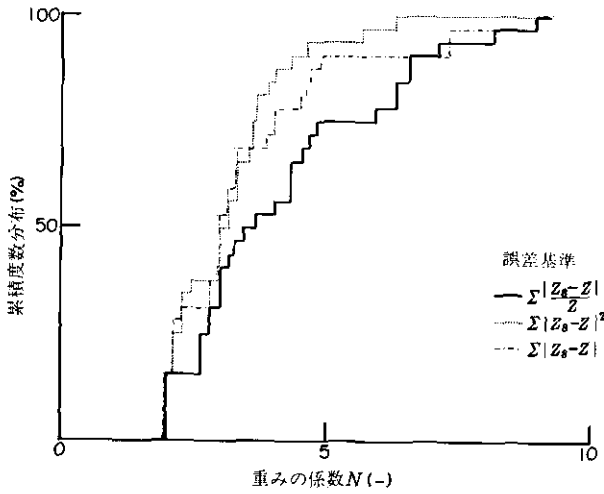
度値を推定し、その時の推定誤差を求める。

2) 全監視点について1)の操作を行い平均相対誤差を求める。

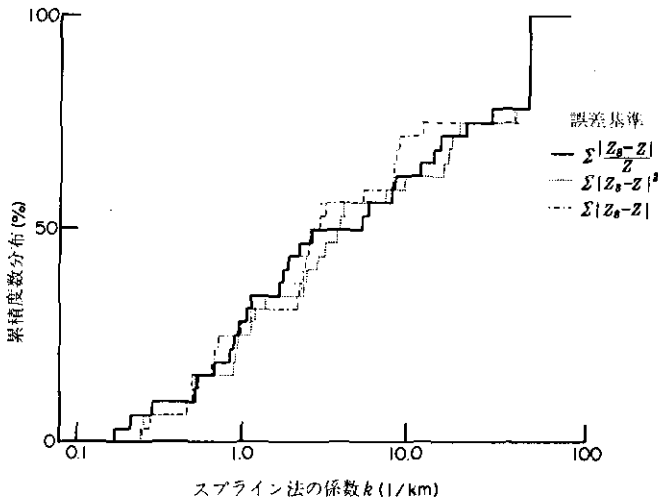
3) 1次元探索法(黄金分割法⁷¹⁾)を用いて、上記の平均相対誤差を最小とする係数を探す。

また、この際に求められた最小平均相対誤差は、各方法の推定精度に対する一つの基準(単に手法の優劣を比較するものであり、統計学で称する誤差分散の意味はもたない)となると考えられ、各方法の比較基準として採用している。

図3.3.5は、上記の方法によって求めた瀬戸内海32ケースについての N 、及び k の累積度数分布であり、 N に関しては2~9、 k に関しては0.2~50 (1/km) 程度の広い範囲に散らばっている。この散らばりの場所(灘)、及び時刻(季節)による依存性を分散分析法により検討したが、いずれも5%の危険度で有意ではなかった(表3.3.3、表3.3.4)。またKG法における一般化共分散を $\sigma^2(C\delta(r) + a_1r)$ (σ^2 は標本分散、 $\delta(r)$ は $r=0$ のとき1、 $r \neq 0$ のとき0となる関数)とおく時の $|a_1|$ 値の分布を図3.3.6に示すが、これらの係数間の関係をプロットしたものが図3.3.7である。 k と $|a_1|$ 間に正の相関関係が見られるが、これは両パラメータがいずれも影響半径的な意義をもっていることから考えて予想された結果でもある。



(a) WT法の重み係数 N の分布



(b) SP法の係数 k の分布

図3.3.5 内挿2手法のパラメータのちらばり

さて表3.3.5は上記3手法の適合性比較として32ケース中にて、各手法が得た順位分布を示したものであり、表3.3.6は2手法間の勝点の総数を示している。両表から見れば、 $x > y$ によって、 x の方が y より優良であることを表すことにして

$$KG > SP > WT \quad (3.3.66)$$

の順位で適合性がよいことが想像されるが、表3.3.5における順位和に関するFriedmanの検定⁷²⁾及び表3.3.6に関する符号検定法のいずれの場合においても、5%の有意水準ではその差は有意となり得なかった。

表3.3.3 移動平均の重みの係数 N の灘、季節に対する依存性分散分析表

要因	自由度	S.S.	m.s.	F_0	$F_{\phi_2 \phi_1}(0.05)$
灘 間	7	44.35	6.34	2.54	2.49
季節間	3	15.64	5.21	2.08	3.07
誤 差	21	52.45	2.50		
計	31	112.44	3.63		

S.S.: 平方和, m.s.: 分散, F_0 : 分散比

表3.3.4 スプライン法の係数 k の灘、季節に対する依存性分散分析表

要因	自由度	S.S.*	m.s.*	F_0	$F_{\phi_2 \phi_1}(0.05)$
灘 間	7	14447.95	2063.99	0.29	2.49
季節間	3	30693.63	10231.21	1.42	3.07
誤 差	21	151043.55	7192.55		
計	31	196185.11	6328.55		

S.S.: 平方和, m.s.: 分散, F_0 : 分散比

* 距離単位として3.74km=1(unit)を使用。

表3.3.5 3手法間の適合順位の数。

順位 \ 手法	SP法	WT法	KG法
1	12	9	11
2	11	6	15
3	9	17	6
順位和	61	72	59

判定規準は $\sum |c_i^* - c_i|/c_i$ である。Friedmanの検定法によれば

$$S = \frac{12}{ra(a+1)} \sum_{j=1}^a \left\{ R_j - \frac{r(a+1)}{2} \right\}^2 = 3.06$$

ただし、組数 $a=3$ 、反復数 $r=32$ 、 R_j : 順位和、は自由度 $a-1$ の χ^2 分布をなす。 $\chi^2(2, 0.05) = 5.991$ であるから上表の順位和の差は有意であるとは言えないことがわかる。

表3.3.6 2手法間の適合性の優劣

優劣	SP法	WT法	KG法	計
SP法	—	19	14	33
WT法	13	—	11	24
KG法	18	21	—	39
計	31	40	25	96

判定規準は $\sum |c_i^* - c_i| / c_i$ である。これからの優劣を符号検定法で検定し、その差が有意になるためには32ケース中22ケース以上の勝点をあげる必要がある(5%の有意水準)。

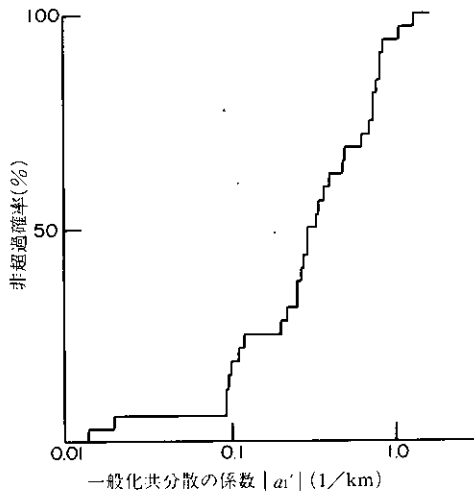


図3.3.6 KG法のパラメータ $|a_1'|$ のちらばり

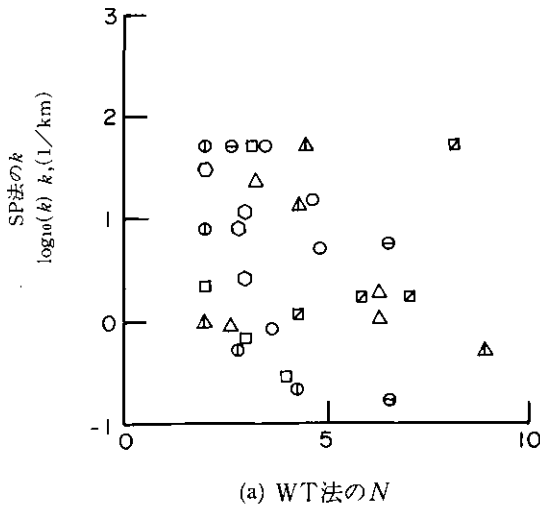
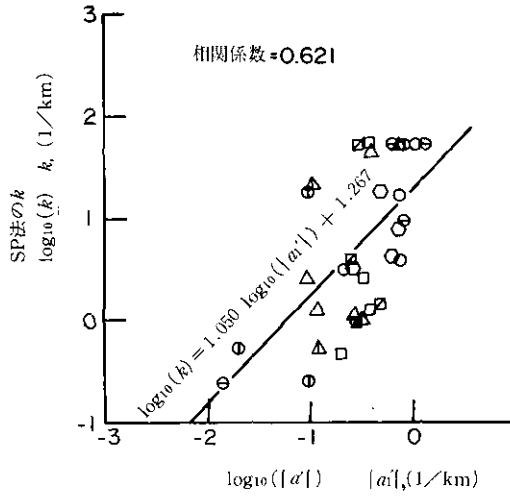


図3.3.7 3手法間のパラメータの関係



(b)KG法の $|a_1|$

図3.3.7 (つづき)

(2) CD法に関する検討

CD法に関しては本節において初めて提唱した方法であることを考えて、a)手法のフィージビリティに関する検討、b)実際場のデータを使用した検討の2段階を行っている。

a) 手法のフィージビリティに関する検討

フィージビリティに関する検討としては仮想的なモデル内海を設定し、内海中に設置された監視点において正確な濃度値が観測できた場合、及び観測値に雑音を加わった場合を想定した。内挿に関する基礎式(3.3.38)~(3.3.49),あるいはその簡略型を取り扱うには、流動および境界条件の複雑さから数値計算によって行うのが容易である。例えば、式(3.3.56), (3.3.57)を最も簡単な正方形格子での差分によって表すと、式(3.3.67), (3.3.68)のようになる。

$$\frac{4D^0}{\Delta^2}\varphi^0 + \left(-\frac{N^N}{2\Delta} - \frac{D^N}{\Delta^2}\right)\varphi^N + \left(\frac{N^S}{2\Delta} - \frac{D^S}{\Delta^2}\right)\varphi^S + \left(-\frac{M^E}{2\Delta} - \frac{D^E}{\Delta^2}\right)\varphi^E + \left(\frac{M^W}{2\Delta} - \frac{D^W}{\Delta^2}\right)\varphi^W = 0 \quad (3.3.67)$$

$$\frac{4D^0}{\Delta^2}c^0 + \left(\frac{N^0}{2\Delta} - \frac{D^N}{\Delta^2}\right)c^N + \left(-\frac{N^0}{2\Delta} - \frac{D^S}{\Delta^2}\right)c^S + \left(\frac{M^0}{2\Delta} - \frac{D^E}{\Delta^2}\right)c^E + \left(-\frac{M^0}{2\Delta} - \frac{D^W}{\Delta^2}\right)c^W = \varphi^0 \quad (3.3.68)$$

ここに

$$D^0 = \frac{1}{4} \left\{ D_x^0 H^0 + D_y H^0 + \frac{1}{2} (D_x^E H^E + D_x^W H^W + D_y^N H^N + D_y^S H^S) \right\} \quad (3.3.69)$$

$$D^E = \frac{1}{2}(D_x^E H^E + D_x^0 H^0) \quad (3.3.70)$$

$$D^N = \frac{1}{2}(D_y^N H^N + D_y^0 H^0) \quad (3.3.71)$$

$$D^W = \frac{1}{2}(D_x^W H^W + D_x^0 H^0) \quad (3.3.72)$$

$$D^S = \frac{1}{2}(D_y^S H^S + D_y^0 H^0) \quad (3.3.73)$$

であり、 Δ は格子間隔である。上付き文字については、図3.3.8のような配置を行った。また監視点に最も近接した格子点では式(3.3.67)の代わりに式(3.3.58)に対応する式(3.3.74)を使用する。

$$c_i = c^0 + \frac{1}{\Delta} \{ (c^E - c^0)(x_i - x^0) + (c^N - c^0)(y_i - y^0) \} \quad (3.3.74)$$

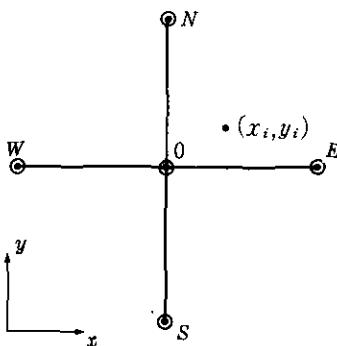


図3.3.8 差分表示に使用したサフィックスの配置

式(3.3.74)は、最近接格子点0が監視点 (x_i, y_i) の左下側に存在する場合であるが、他の場合にも同様な関係を用いる。境界条件に関しては、式(3.3.60)に対応する

$$\varphi^0 = 0 \quad (3.3.75)$$

は、容易に取り扱い得るが、式(3.3.59)に関しては領域外の φ 値を取り扱わなければならない、取り扱いが難しい。従って、代わりに計算上の境界条件を設定する必要があるが生じるが、本節では、移流拡散計算においてよく使用される式(3.3.76)をもって代替とする。

$$\cos(\nu, x) \frac{\partial c^*}{\partial x} + \cos(\nu, y) \frac{\partial c^*}{\partial y} = 0 \quad (3.3.76)$$

具体的には図3.3.9のような格子点配置において次のような設定をしている。

$$\left. \begin{aligned} c^0 &= c^E && \text{(図3.3.9 a)} \\ c^0 &= c^{SE} && \text{(図3.3.9 b)} \\ c^0 &= \frac{c^E + c^S}{2} && \text{(図3.3.9 c)} \end{aligned} \right\} \quad (3.3.77)$$

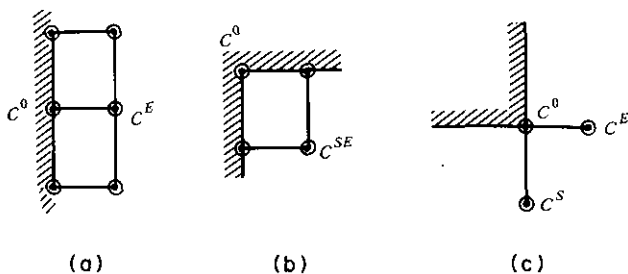


図3.3.9 境界条件の取り扱い説明図
斜線は領域外を示す。

以上により、式(3.3.67)～(3.3.77)を通常の連立一次方程式とみなして格子上の内挿値 c^0 を求めることができる。

仮想的に設定されたモデル内海は図3.3.10に示すような矩形断面水路であり、水深を H 、幅を h とし、 x 方向流速 u 、拡散係数 $D_x = D_y = D$ の流れがあるとしている。 u 、 D が地点にかかわらず一定値であるとし、水路内にて点 $\xi_1, \xi_2, \dots, \xi_r$ にそれぞれ q_1, q_2, \dots, q_r の点負荷源がある時の水質濃度分布は、 $\delta(\xi)$ をデルタ関数として、

$$u \frac{\partial c}{\partial x} = D \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \right) + \frac{1}{H} \sum_{j=1}^r q_j \delta(\xi_j - x) \quad (3.3.78)$$

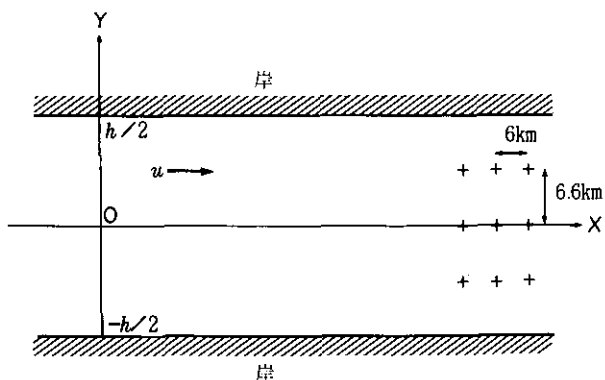


図3.3.10 モデル内海の模式図
左から右に流速 u の流れがある。内海幅 $h=20\text{km}$

で与えられるが、式(3.3.78)の解は、

$$\left. \begin{aligned} \lim_{x \rightarrow +\infty} c(x) &= \text{一定} \\ \lim_{x \rightarrow -\infty} c(x) &= 0 \\ D \frac{\partial c}{\partial y} \Big|_{y=\pm \frac{h}{2}} &= 0 \end{aligned} \right\} \quad (3.3.79)$$

の境界条件下にて

$$c(x) = \sum_{j=1}^r \frac{q_j}{2\pi HD} \sum_{i=-\infty}^{+\infty} \exp\left[\frac{u(x-\xi_j)}{2D}\right] \cdot K_0\left[\frac{u\left[\{(x-\xi_j)^2 + \{y-(ih+(-1)^i \eta_j)\}^2\}^{\frac{1}{2}}\right]}{2D}\right] \quad (3.3.80)$$

となる。ここに、 K_0 は変形第2種のベッセル関数である。検討に使用した排出源は両岸に20kmごとに配置された8点に加え、内海上流側中心に置かれた1点の計9点である。図3.3.11はこれらの排出源から図中に示された強さで負荷放流がある時の等間隔の等濃度線図である。

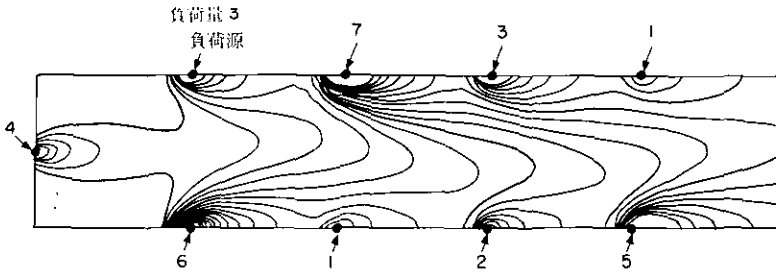


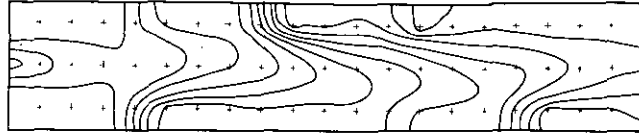
図3.3.11 濃度分布の解析解の例

図中の示した9点の負荷源からの連続投入がある時を示す。流速 $u=0.1\text{m/秒}$ 、拡散係数 $D=10^2\text{m}^2/\text{秒}$ としている。等濃度線は等間隔に書かれている。

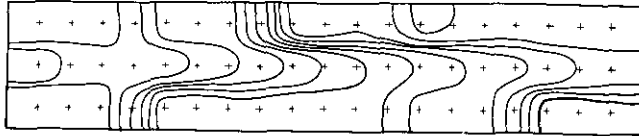
さて、この濃度プロファイルを観測するために内海中に監視点を格子状に配置し、監視点においては正確な濃度が検知できると考えてCD法の他に、SP,WT,KG法によって内挿曲面の推定を行ったものが図3.3.12である。これらを図3.3.11と比較することによって、CD法が他の3手法に比べ等濃度線図を忠実に再現していることがわかる。

この例は観測、及び水質伝播に雑音が入らない理想的な例であったが、次に示す検討は、観測に雑音を付加しSP法との比較を行ったものである。検討は次の手順によって行われた。

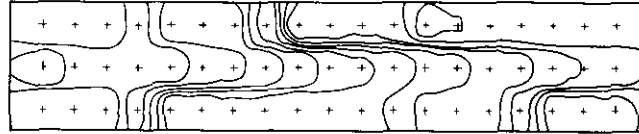
- 1) 図3.3.11中の9排出源での排出量を互いに独立に1~10単位の任意の値に設定する。
- 2) 監視点における濃度値を式(3.3.80)によって算出し、それに $\pm 10\%$ 以内の一様乱数を上乘せする。
- 3) クロス・バリデーションによって平均相対残差を求める。



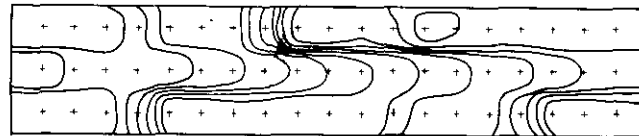
(a) CD法による内挿曲面



(b) SP法による内挿曲面



(c) WT法による内挿曲面



(d) KG法による内挿曲面

図3.3.12 図3.3.11に示された濃度場を+で示される監視点から各手法によって内挿を行った例。

4) 1)~3)の操作を10ケースの排出パターン、3ケースの流速、及びCD、SPの2手法について計60回繰り返す。

以上によって得られた結果を表3.3.7に示す。これから流速が増大するにつれて、SP法に比べCD法が良好な成績を納めていることがわかっていく。

b) 実際場のデータを使用した検討

CD法を実際の水質場に適用するに当たっては、流動データ等先験情報の有無が問題となってくる。従って、その適用水系も琵琶湖、東京湾、大阪湾、伊勢・三河湾等、流況データが比較的豊富な水域が望まれる。ここでは、その中でも(1)において対象とした大阪湾を取り上げ、そのCODを用い

表3.3.7 SP, CD法の適用性に関する検討

手 法	流速 (m/S)	平均推定残差 (%)	勝ちケース数
S P	0.01	10.3	5
	0.03	16.1	4
	0.1	25.3	1
C D	0.01	10.0	5
	0.03	15.2	6
	0.1	18.4	9

モデル内海にて10ケースの負荷パターン3ケースの流速に関し内挿を行った時の平均相対残差及び、SP, CD法の比較。拡散係数は $10^2 \text{m}^2/\text{秒}$ とした。

た検討を行う。大阪湾における平均流の様相は、海上保安庁水路部⁷³⁾運輸省第三港湾建設局等⁷⁴⁾によって比較的良く明らかにされ、取りまとめられてきた。図3.3.13は、これらを参考にして仮定した流動パターンである。ただし、設定は定性的に行われたものであり、連続条件などの束縛は課されていない。図3.3.14は計算に使用した格子図であり、東西方向をx軸として $\Delta=1.5\text{km}$ としたものである。この格子と式(3.3.67)~(3.3.77)を使って算出された等濃度線図を図3.3.15に示す。図中の点線はSP法による等濃度線を示す。計算に使用した拡散係数は、 $10^2, 2 \times 10^2, \dots, 10^3 \text{m}^2/\text{秒}$ のうち、クロスバリデーションによって最小平均相対誤差を与える数値を採用した。図3.3.16に拡散係数の変化、及びSP法における k の変化に伴う平均相対誤差の変化を示した。表3.3.8は、四季を通じてのCD法の平均相対誤差の変化を他の3手法と共に示したものである。

最後に、CD法に関連してつけ加えるべきことは、式(3.3.51)において定義される ϕ の物理的意義に関してである。式(3.3.51)から明らかのように、 ϕ は、監視データが移流拡散方程式を満足するように付加された項であった。すなわち、移流拡散方程式に ϕ なる水質のシンク、あるいは、ソースを加えれば、観測値の挙動が、説明できることになる。従って、本節で取り扱っているCODなどの場合には、この原因の一部を、内部生産項などに対応させ得る可能性がある。図3.3.17(a), (b)は大阪湾における ϕ のパターンを、COD濃度が最も高くなる5月と、最も低くなる1月について、示したものである。さらに、図3.3.17(c), (d)は図3.3.17(a), (b)のパターンを、より明らかにするために、調和フィルター

$$c^0 = \frac{c^E + c^W + c^S + c^N}{4} \quad (3.3.91)$$

を乗じたものであるが、春期におけるソース項の卓越、冬期における湾域全体に及ぶシンクの効果などは、従来の知見と矛盾するものではない。

さて、(1), (2)を通じて4手法の比較、検討を行い、その適合性について、平均的には

$$\begin{matrix} \text{KG} \\ \text{CD} \end{matrix} > \text{SP} > \text{WT}$$

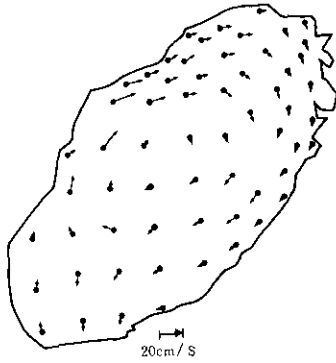


図3.3.13 計算において仮定された流動パターン

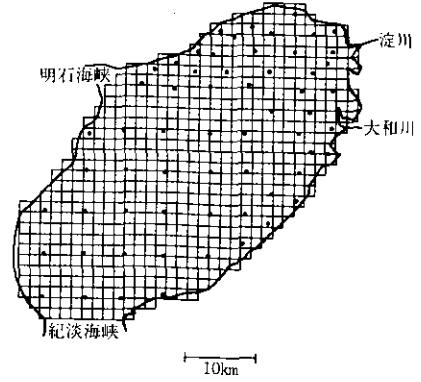


図3.3.14 計算において使用された差分格子
図中に示された・は監視点である。

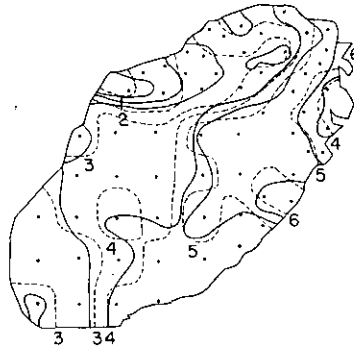


図3.3.15 CD法による等濃度線図とSP法による等濃度線図の比較
(大阪湾1972年5月22日, CODの例)
実線はCD法による, 点線はSP法による等濃度線図を表す。

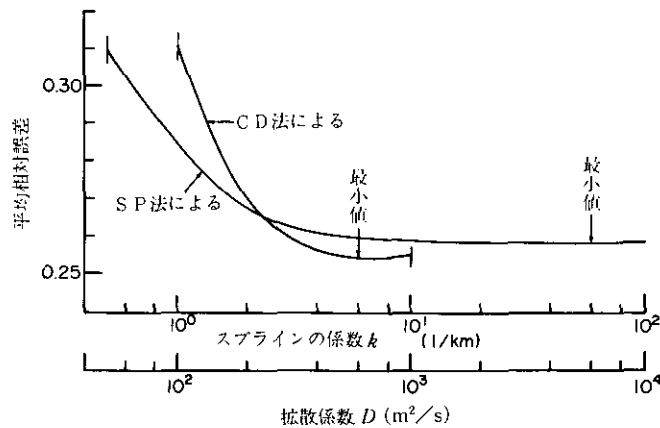
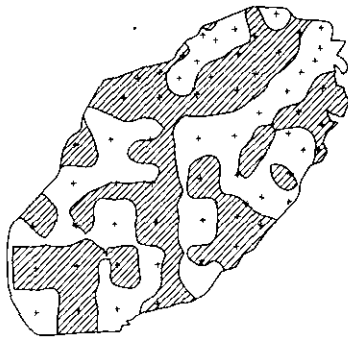


図3.3.16 拡散係数と平均相対誤差
1972年5月22日大阪湾CODデータの例を示す。

表3.3.8 CD法による平均相対誤差と他3手法のそれとの比較。

手法 ケース名	SP	WT	KG	CD	SPで採用された k (1/km)	CDで採用された D (m ² /s)
720522	0.259	0.231	0.245	0.255	59.4	600
720801	0.263	0.312	0.281	0.253	20.1	700
721017	0.601	0.654	0.542	0.638	3.2	1000
730110	0.614	0.513	0.553	0.521	200.0	100
順位和	12	10	9	9		

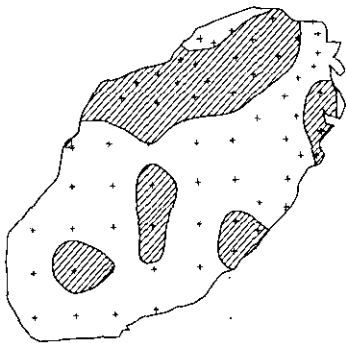
CD, KG法がSP, WTに比べやや有利であるが, その差は小さい。



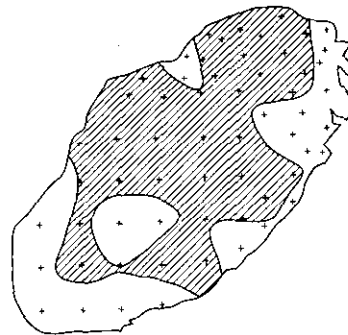
(a) 春期 1972年 5月22日



(b) 冬期 1973年 1月10日



(c) 春期 1972年 5月22日



(d) 冬期 1973年 1月10日

図3.3.17 ϕ の分布

大阪湾COD, $\phi > 0$ の部分(sink)をハッチングで示す。(c), (d)は(a), (b)の分布を調和フィルターに通したもの。領域外はあらかじめ0としておき, 調和フィルターを30回乗じている。

表3.3.9 本検討で取り扱った4手法の比較

特性 手法	計算労力	計算アルゴリズムの難易	本検討で得られた適合度	必要とする情報量	統計的論理性	物理的論理性
WT	***	***	*	***	*	*
SP	**	**	**	***	*	*
KG	*	*	**	**	***	*
CD	*	*	**	*	*	***

***長所である, **普通, *欠点である

の傾向を得たが、その差異はわずかであり、統計的に有意なものではなかった。また、各手法に含まれるパラメータ N , k , a , 及び D は、適用データによって大きな散らばりをみせ、特に前2者に関しては適用領域、季節等による依存性も見られなかった。一方、 k , a , 及び D に関しては、図3.3.7、表3.3.8から判明するように正の相関が見られるが、式(3.3.29)にて想像されたような明りょうなものではない。CD法に関する検討は他の3手法に比べると十分ではないが、そのフィージビリティに関する検討などからは、特に流れが強い場において良好のようである。

以上の結果に、計算労力、アルゴリズムの複雑さを加え、定性的に取りまとめると、表3.3.9のようになろう。表中の星印は多い方が望ましい性質を示している。また計算労力は、計算時間を中心に評価したものであるが、長い計算時間を要するCD法においてもCPU占有時間は5分以内(大阪湾ケーススタディにてガウスザイデル法を用いて500回の繰り返し計算を行った場合、使用計算機はDEC社VAX780)であり、手法採択にあたっての致命的な要因ではない。一方、適合度に関しては、WT法が他の3手法に比べて若干劣る傾向を見せるにせよ、その差は顕著ではなかった。従って、手法間の優劣に関する評価としては、その大部分をその論理性に基づかざるを得ない。その観点から論ずると、KG法は適切な共分散関数を使用する限りにおいて最適な線型内挿法であり、CD法は信頼度の高い流動状況とか負荷情報が与えられる限り、最も因果関係に立脚した内挿法である。しかるにこれら2手法の実際場に対する適用は本検討において初めて試みられたものであり、まだ未知の点も多い。従って、もっと一般的な結論を導くためにはさらに事例の蓄積が必要となろう。

最後に、KG法、CD法の適否について若干、言及する。KG法は、既に述べた通り、水質場の確率的な挙動に焦点をあてたものであり、CD法は物理的因果関係にその焦点を合わせた手法であった。このような両手法が水質場に対し、全く異なった観点からのアプローチであることを考えると、より適切な内挿法として、両手法による推定をベイズ論的に組み合わせる方法が考えられる。式(3.3.36)の $I(c^*)$ として

$$I(c^*) = [c^*(x) - c_k^*(x)]^2 = 0 \quad (3.3.92)$$

とすることは一つの有効な方法である。ここに c_k^* はKG法によって推定された内挿曲面である。なお、この場合には式(3.3.37)の信頼度 $r(x)$ として、KG法によって算出される推定分散の推定値 $\sigma^{*2}(x)$

を使い

$$\tau(\mathbf{x}) = \frac{1}{\sigma^{*2}(\mathbf{x})} \quad (3.3.93)$$

として定義することができる。

3.3.4 任意点水質及び空間的代表水質に関する統計的推定と精度に関する基礎的考察

統計的な内挿手法は、水質場に内在する何らかの確率的性質を使用して任意点の水質値を離散的に配置された監視点のデータから推定する方法である。このような考え方は、面積雨量の計算に用いる代表係数法等⁷⁵⁾、古くから考えられているが、特に本節において検討する手法は、非正常な場においても適用し得ることに特徴を持つ。検討は式(3.3.1)で示される代表水質 ϕ に焦点を合わせ、取り扱いを簡単にするために濃度の影響を表す関数である $W_c(c)$ が $c(\mathbf{x})$ に関し線型である場合のみを考える。

(1) 理論的検討

水質濃度 $c(\mathbf{x})$ に関し次の分解を考える。

$$c(\mathbf{x}) = c_D(\mathbf{x}) + c_T(\mathbf{x}) + \varepsilon(\mathbf{x}) \quad (3.3.94)$$

ここに $c_D(\mathbf{x})$ は、物理モデルあるいは何らかの事前情報によって得られる水質濃度の事前推定分布である。 $c_T(\mathbf{x})$ は、事前情報に誤りや不確実性があったり、測定に系統誤差があったりするために生ずる確定的なドリフト成分である。最後の $\varepsilon(\mathbf{x})$ は実際に観測される値と前2者の成分との差であり、空間的な、あるいはアンサンブル的な期待値が0となる成分である。この成分には水質場の確率の変動、あるいは観測の際の不規則的な誤差等が含まれている。式(3.3.94)中の後2者の分解は本質的なものではない。実際に必要とする量は両者の和であるからである。同じ意味から $\varepsilon(\mathbf{x})$ を測定誤差とそれ以外の成分に分けることはしない。さて、式(3.3.94)において、 $c_D(\mathbf{x})$ はあらかじめ与えられているから、以下においては

$$Z(\mathbf{x}) = c(\mathbf{x}) - c_D(\mathbf{x}) \quad (3.3.95)$$

のみを取り扱い、しかも簡単のために $c_D(\mathbf{x})$ の誤差は0と仮定する。

$Z(\mathbf{x})$ に関し問題となる点は、その非均質性(非正常性)である。これに対し、ここでは空間的な差分に相当する以下で定義される k 次一般化増分を考える⁵²⁾。まず、任意の k 次の多項式 $P_k(\mathbf{x})$ に関

し

$$G(P_*(\mathbf{x}))=0 \quad (3.3.96)$$

が成立するような線型作用素 G を考える。 $Z(\mathbf{x})$ の k 次一般化増分とは、 $Z(\mathbf{x})$ をこの G に代入したものであり、たとえば、

$$G(Z) = \sum_{i=0}^s \lambda_i Z(\mathbf{x}_i) \quad (3.3.97)$$

ただし

$$\sum_{i=1}^s \lambda_i x_i^{p_i} y_i^{q_i} = 0 \quad p_i, q_i \geq 0 \text{ かつ } p_i + q_i \leq k \quad (3.3.98)$$

は、その例である。任意の k 次一般化増分が、期待値が0である弱定常なランダム関数となる場合の $Z(\mathbf{x})$ を k 次内在ランダム関数(IRF- k)と称する。さらに、IRF- k の k 次一般化増分が、 \mathbf{x} に依存しない共分散を有すると仮定できる場合には、式(3.3.97)の場合では

$$E\left[\left(\sum_{i=1}^s \lambda_i Z(\mathbf{x}_i)\right)^2\right] = \sum_{\alpha=0}^s \sum_{\beta=0}^s \lambda_\alpha \lambda_\beta K(\mathbf{x}_\alpha - \mathbf{x}_\beta) \quad (3.3.99)$$

なる $K(\mathbf{x}_\alpha - \mathbf{x}_\beta)$ が存在する。 $Z(\mathbf{x})$ を通常の定常ランダム変数と考えると、 K は共分散に相当しており、これを一般化共分散(GC)と呼ぶ。

さて、汚染の代表水質 ϕ は水質濃度 c に関して線型であると仮定していた。従って、式(3.3.94)に対応し、代表水質 ϕ も

$$\phi = \phi_D + \phi_T + \phi_\epsilon$$

のように分解し得る。いま、

$$\phi_Z = \phi_T + \phi_\epsilon = \iint_S W_x(\mathbf{x}) \cdot W_c(c_T + c_\epsilon) \cdot dS \quad (3.3.100)$$

の推定値 ϕ_Z^* を、離散的な監視データ Z_1, Z_2, \dots, Z_n から、次の基準に基づいて求めることを考える。

$$E[\phi_Z^* - \phi_Z] = 0 \quad (3.3.101)$$

$$E[(\phi_Z^* - \phi_Z)^2] \rightarrow \text{minimum} \quad (3.3.102)$$

ただし、 ϕ_Z^* は観測データ Z_i の線型推定量とする。

$$\phi_Z^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i \quad (3.3.103)$$

推定すべき水質分布 $Z^*(\mathbf{x})$ を、 k 次の内在ランダム関数と仮定し、式(3.3.96)の G として

$$G(Z^*) = \iint_S \left[\sum_{i=1}^n \lambda_i \delta(\mathbf{x} - \mathbf{x}_i) Z^*(\mathbf{x}) - W_x(\mathbf{x}) \cdot W_c(Z^*(\mathbf{x})) \right] dS \quad (3.3.104)$$

とすれば、式(3.3.101)の条件は

$$E\left[\iint_S \sum_{i=1}^n \lambda_i \delta(\mathbf{x} - \mathbf{x}_i) Z^*(\mathbf{x}) - W_x(\mathbf{x}) \cdot W_c(Z^*(\mathbf{x}))\right] dS = 0 \quad (3.3.105)$$

すなわち

$$E[G(Z^*)] = 0 \quad (3.3.106)$$

を要請することと同一である。すなわち $Z^*(\mathbf{x})$ が k 次の内在ランダム関数であるならば、式(3.3.101)は自動的に満足される。この場合、式(3.3.96)の条件は

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i f_m(\mathbf{x}_i) = \phi_z(f_m(\mathbf{x})) \quad (3.3.107)$$

となる。ここに、 $f_m(\mathbf{x}_i)$ は k 次以下のすべての単項式であり、全部で

$$l(k) = \frac{(k+1)(k+2)}{2} \quad (3.3.108)$$

存在する。例えば、 $k=2$ の時には

$$\begin{aligned} f_1(\mathbf{x}) &= 1 \\ f_2(\mathbf{x}) &= x, \quad f_3(\mathbf{x}) = y, \\ f_4(\mathbf{x}) &= xy, \quad f_5(\mathbf{x}) = x^2, \quad f_6(\mathbf{x}) = y^2 \end{aligned} \quad (3.3.109)$$

である。

次に、最小分散性の条件、式(3.3.102)を考える。式(3.3.102)は、式(3.3.103)、(3.3.99)を使用すれば

$$\begin{aligned} E[(\phi_z^* - \phi_z)^2] &= \sum_{i_1=1}^n \sum_{i_2=1}^n \lambda_{i_1} \lambda_{i_2} K(\mathbf{x}_{i_1} - \mathbf{x}_{i_2}) - 2 \sum_{i=1}^n \lambda_i \phi_z [K(\mathbf{x} - \mathbf{x}_i)] \\ &\quad + \phi_z(\phi_z(K(\mathbf{x} - \mathbf{y}))) \rightarrow \text{minimum} \end{aligned} \quad (3.3.110)$$

となる。従って、問題は式(3.3.107)の条件下において式(3.3.110)を満足する ϕ_z^* を求めればよいが、その条件はラグランジュの未定係数 μ_m 、($m=1, 2, \dots, l(k)$) を用いて次のようになる。

$$\left\{ \begin{aligned} \sum_{i_1=1}^n \lambda_{i_1} K(\mathbf{x}_{i_1} - \mathbf{x}_{i_2}) + \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m f_m(\mathbf{x}_{i_2}) &= \phi_z(K(\mathbf{x} - \mathbf{x}_{i_2})) \quad i_2 = 1, 2, \dots, n \end{aligned} \right. \quad (3.3.111)$$

$$\left\{ \begin{aligned} \sum_{i=1}^n \lambda_i f_m(\mathbf{x}_i) &= \phi_z(f_m(\mathbf{x})) \quad m = 1, 2, \dots, l(k) \end{aligned} \right. \quad (3.3.112)$$

以上より、回帰係数 $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_n$ 、及び未定係数 $\mu_1, \mu_2, \dots, \mu_{l(k)}$ は、 $n + l(k)$ 元の連立方程式である式(3.3.111)、(3.3.112)を用いて算出し得ることになる。

また、その時の ϕ_z の推定分散 $\sigma_{\phi_z^*}^2$ は、式(3.3.111)を式(3.3.110)に代入することによって式(3.3.113)となる。

$$\sigma_\phi^{*2} = \phi_z(\phi_z(K(\mathbf{x}-\mathbf{y}))) - \sum_{i=1}^n \lambda_i \phi_z(K(\mathbf{x}-\mathbf{x}_i)) - \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m \phi_z(f_m(\mathbf{x})) \quad (3.3.113)$$

表3.3.10は、式(3.3.111)、(3.3.112)、及び(3.3.113)を任意点濃度の推定、面積平均($W_x(\mathbf{x})=1/S$, $W_c(c)=1$)等の簡単な例について書き下し、表示したものである。

(2) 計算手法に関する検討

式(3.3.111)、及び(3.3.112)の計算にあたってまず問題となる点は、一般化共分散の推定である。従来から提案されている形には、指数型、巾乗型、ガウス型など種々のものがあるが、Matheron⁵²⁾、Delfiner⁷⁶⁾は次数 k に応じて次のような多項式で十分であることを述べている。

$$\left. \begin{aligned} k=0 : K(\mathbf{h}) &= C\delta(\mathbf{h}) + a_1|\mathbf{h}| \\ k=1 : K(\mathbf{h}) &= C\delta(\mathbf{h}) + a_1|\mathbf{h}| + a_3|\mathbf{h}|^3 \\ k=2 : K(\mathbf{h}) &= C\delta(\mathbf{h}) + a_1|\mathbf{h}| + a_3|\mathbf{h}|^3 + a_5|\mathbf{h}|^5 \end{aligned} \right\} \quad (3.3.114)$$

ここに $\delta(\mathbf{h})$ は、 $|\mathbf{h}|=0$ の時 1 に、 $|\mathbf{h}| \neq 0$ の時の 0 となる関数である。式(3.3.114)は、いずれも \mathbf{h} の方向性に依存しない等方的な関数型となっている。式(3.3.114)の関数形が実際に一般化共分散になり得るためには、Matheron⁵²⁾のいう k 次条件付き正定値性 (conditionally positive definite of order k) の条件

$$\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^s \lambda_i \lambda_j K(\mathbf{x}_i - \mathbf{x}_j) \geq 0 \quad (3.3.115)$$

が必要である。ここに $\lambda_i, \lambda_j (i, j=1, 2, \dots, n)$ は、式(3.3.98)を満足するものである。式(3.3.115)から式(3.3.114)の係数 a_1, a_3, a_5 に関し

$$\left. \begin{aligned} k=0 \text{ の時} & \quad C \geq 0, \quad a_1 \leq 0 \\ k=1 \text{ の時} & \quad C \geq 0, \quad a_1 \leq 0, \quad a_3 \geq 0 \\ k=2 \text{ の時} & \quad C \geq 0, \quad a_1 \leq 0, \quad a_3 \geq -\frac{10}{3}\sqrt{a_1 a_5}, \quad a_5 \leq 0 \end{aligned} \right\} \quad (3.3.116)$$

の条件が付加される。従って一般化共分散を式(3.3.114)の型に定めるならば、共分散推定の問題は式(3.3.116)の条件下にて式(3.3.99)を平均的に満足させるパラメータ C, a_1, a_3 、及び a_5 の推定問題に帰着する。実際の計算に当たっては式(3.3.99)中に含まれる $\lambda_0, \lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_s$ をどのような値とすればよいか問題となるが、監視点 n 点のうちの 1 点 \mathbf{x}_0^i における濃度値 Z_0^i を、その周辺 s 点の観測データから推定すると考えた時の回帰方程式、式(3.3.117)から算出したものを採用することにする。

$$\left. \begin{aligned} \sum_{i_1=1}^s \lambda_{i_1}^i K(\mathbf{h}_{i_1, i_2}) + \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m^i f_m(\mathbf{x}_{i_2}^i) &= K(\mathbf{h}_{0^i, i_2}) \quad i_2=1, 2, \dots, s \\ \sum_{i_1=1}^s \lambda_{i_1}^i f_m(\mathbf{x}_{i_1}^i) &= f_m(\mathbf{x}_0^i) \quad m=1, 2, \dots, l(k) \end{aligned} \right\} \quad (3.3.117)$$

表3.3.10 2次元的代表水質の推定とその精度 ($W_c(c)$ が c に対し線型の場合)

代表水質 ϕ	不偏性	最小分散性	推定分散
$\int_S W_x(x) W_c(c(x)) dS$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i f_m(x_i) = \iint_S W_x(x) \cdot W_c(f_m(x)) dS$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i K(x_i - x_{i_2}) + \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m f_m(x_{i_2}) = \iint_S W_x(x) \cdot W_c(K(x - x_{i_2})) dS$	$\iint_{S_x} \iint_{S_y} dS_x dS_y W_x(x) W_x(y) W_c(W_c(K(x-y))) - \sum_{i=1}^n \lambda_i \iint_S W_x(x) W_c(K(x-x_i)) dS - \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m \iint_S W_x(x) W_c(f_m(x)) dS$
$c(x_s)$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i f_m(x_i) = f_m(x_s)$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i K(x_i - x_{i_2}) + \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m f_m(x_{i_2}) = K(x_s - x_{i_2})$	$K(0) - \sum_{i=1}^n \lambda_i K(x_s - x_i) - \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m f_m(x_s)$
$\int_S c(x) dS$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i f_m(x_i) = \iint_S f_m(x) dS$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i K(x_i - x_{i_2}) + \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m f_m(x_{i_2}) = \iint_S K(x - x_{i_2}) dS$	$\iint_{S_x} \iint_{S_y} dS_x dS_y K(x-y) - \sum_{i=1}^n \lambda_i \int_S K(x-x_i) dS - \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m \iint_S f_m(x) dS$
$\int_S W_x(x) c(x) dS$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i f_m(x_i) = \iint_S W_x(x) f_m(x) dS$	$\sum_{i=1}^n \lambda_i K(x_i - x_{i_2}) + \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m f_m(x_{i_2}) = \iint_S W_x(x) \cdot K(x - x_{i_2}) dS$	$\iint_{S_x} \iint_{S_y} dS_x dS_y W_x(x) W_x(y) K(x-y) - \sum_{i=1}^n \lambda_i \iint_S W_x(x) K(x-x_i) dS - \sum_{m=1}^{l(k)} \mu_m \iint_S W_x(x) f_m(x) dS$
備考	$m=1, 2, \dots, l(k)$	$i_2=1, 2, \dots, n$	

$f_1(x)=1, f_2(x)=x, f_3(x)=y, f_4(x)=x^2, f_5(x)=xy, f_6(x)=y^2,$

$f_{l(k)}(x)=y^k, l(k)=\frac{(k+1)(k+2)}{2}$

$W_x(x)$:地点に関する重み係数, $W_c(c)$:濃度 c により被る影響

監視地点: $x_1, x_2, \dots, x_n, K(x-y)$: k 次一般化共分散

ここに $h_{i_1, i_2} = x_{i_1} - x_{i_2}$ である。推定一般化共分散としては、これら $\lambda_{i_2}^i (i=1, 2, \dots, n, i_2=1, 2, \dots, s)$ を用いて式(3.3.99)を最小自乗の意味において満足するものとしよう。

$$Q = \sum_{i=1}^{n'} \left[\left\{ \sum_{i_1=0}^s \lambda_{i_1}^i Z(x_{i_1}) \right\}^2 - \sum_{\alpha=0}^s \sum_{\beta=0}^s \lambda_{\alpha}^i \lambda_{\beta}^i K(h_{\alpha, \beta}^i) \right]^2 \rightarrow \text{minimum} \quad (3.3.118)$$

ここに、 n' は全 n 点のデータのうち式(3.3.118)の評価に使用した点数であり、 $\lambda_0^i = -1$ 、 $x_0^i = x_i$ としている。式(3.3.118)は、式(3.3.114)を用いて次のように変形できる。

$$Q = \sum_{i=1}^{n'} \left[\left\{ \sum_{i_1=0}^s \lambda_{i_1}^i Z(x_{i_1}) \right\}^2 - C \sum_{i_1=0}^s (\lambda_{i_1}^i)^2 - \sum_{p=0}^k a_{2p+1} \sum_{\alpha=0}^s \sum_{\beta=0}^s \lambda_{\alpha}^i \lambda_{\beta}^i h_{\alpha, \beta}^{i, 2p+1} \right]^2 \rightarrow \text{minimum} \quad (3.3.119)$$

以上より、一般化共分散を推定する問題は、式(3.3.116)、(3.3.117)の条件下において式(3.3.119)を満足する C 、 $a_{2p+1} (p=0, 1, \dots, k)$ を求める問題になった。

このようにして、各 k ごとに一般化共分散が求まるが、次に問題となるのは、これらを使い適切な次数 k を見つけ出すことである。様々な方法が考えられるが、本節で用いたものは次の2手法である。

i) 推定分散比による方法⁷⁶⁾

監視点を2分しそれぞれの集合 I_1 、 I_2 内にて別々に式(3.3.117)を用いて式(3.3.99)の左辺あるいは右辺の和を求める。

$$\left. \begin{aligned} Q_{L_j} &= \sum_{i_1 \in I_j}^{n'_j} \left\{ \sum_{i_1=0}^{s_j} \lambda_{i_1}^i Z(x_{i_1}) \right\}^2 & j=1, 2 \\ Q_{R_j} &= \sum_{i_1 \in I_j}^{n'_j} \left\{ \sum_{\alpha=0}^{s_j} \sum_{\beta=0}^{s_j} \lambda_{\alpha}^i \lambda_{\beta}^i K(h_{\alpha, \beta}^i) \right\} & j=1, 2 \end{aligned} \right\} \quad (3.3.120)$$

式(3.3.99)の両辺の比 ρ は次の式(3.3.121)となるが、

$$\rho = \frac{E \left[\left(\sum_{i=0}^s \lambda_i Z(x_i) \right)^2 \right]}{\sum_{\alpha=0}^s \sum_{\beta=0}^s \lambda_{\alpha} \lambda_{\beta} K(x_{\alpha} - x_{\beta})} \quad (3.3.121)$$

その不偏推定値 \hat{r} は式(3.3.122)によって計算できる。

$$\hat{r} = \frac{2(Q_{L_1} + Q_{L_2})}{Q_{R_1} + Q_{R_2}} - \left(\frac{n'_1 Q_{L_1}}{Q_{R_1}} + \frac{n'_2 Q_{L_2}}{Q_{R_2}} \right) (n'_1 + n'_2)^{-1} \quad (3.3.122)$$

\hat{r} は1に近いことが望ましい。従って $|\log \hat{r}|$ の大きさによって一般化共分散の適合度の目安と考えることができる。ここに n'_j 、 $s_j (j=1, 2)$ の値としてはそれぞれ I_j 内の監視点数 n_j 及び $n_j - 1$ とし計算した。

ii) 最小AIC法⁷⁷⁾

赤池による情報量基準 (AIC) は、モデル当てはめの基準としてしばしば用いられる。この方法によれば、AICはデータ数 n に依存する定数項を除いて

$$AIC = n \log_e Q + 2 \cdot (\text{パラメータ数}) \quad (3.3.123)$$

として定義され、AICが小さい程モデルとしての適用性が望ましい。ここに Q は式(3.3.119)で定義される値、パラメータ数としては、係数 C, a_1, a_3, \dots などの個数に内在次数 k に対応する 1 を加えたものとする。

(3) 実験的検討

本手法の内挿法としての適否に関しては、既に第3.3.2節において検討している。ここでは、本手法に固有の問題である、(i) 一般化共分散の同定 (k の決定問題)、及び推定、(ii) 推定分散の妥当性、を中心に論ずる。なお、検討に使用した水質データは主に霞ヶ浦西浦における多種の水質データであり、水質汚濁防止法による測定計画に基づいて、茨城県が月 1 回程度、湖内12点において測定、報告したもの⁷⁸⁻⁸¹⁾を中心とした。その他、ちゅう密測定の例としてランドサット 2, 3号による同湖遠隔監視データ等をも採用した(表3.3.11)。また、解析に当たっては本手法独自の適合性をみるため、式(3.3.99)中に含まれる $c_D(\mathbf{x})$ 成分は0としておく。従って、以下では $Z(\mathbf{x})$ は $c(\mathbf{x})$ と読み替えられる。また地点間距離に関しては水域内を通り両点を結ぶ最短コース(水域は多角形で近似)により算出した。

i) 一般化共分散の同定及び推定

一般化共分散の候補関数としては、式(3.3.117)に示した多項式及びそれらの係数を一部0に強制した場合である計25通りの関数型を採用した(表3.3.12)。また、 $k=0$ の場合には多項式以外の関数型として従来から多用されている次の式(3.3.124)、及び(3.3.125)で示される型をも試みた。

$$K(h) = a|h|^{-b} \quad b \geq 0 \quad (3.3.124)$$

$$K(h) = a \cdot \left[1 - \exp\left(\frac{-|h|}{b}\right) \right] \quad b \geq 0 \quad (3.3.125)$$

比較・検討は、各観測回別に上記した任意の候補関数型を採用した時の推定分散比及びAICを比較し、候補関数間における順位を調べることによって行う。順位による検討を採用したのは、その頑健性を期待するためである。なお、この時の周囲点数 s としては、被推定点を除く残りすべての点、すなわち、 $s = n - 1$ とし式(3.3.118)の n は n とした。式(3.3.116)～(3.3.119)の解法としては、制約条件に関するSUMT変換⁸²⁾を行った後に、シンプレックス法を用いた。またランドサットデータの場合の測定点としては、湖内に任意に決定された23地点としている。

計算の具体的な手順は、次の通りである。

表3.3.11 第3.3.4節において使用したデータ一覧

No	データ名称	測定点数及び測定月日、回数	備 考
1	ランドサット	LANDSAT 2,3型 5Bd (0.6~0.7 μ m) 1979年2月20日~82年3月3日, 11回 霞ヶ浦西浦地域, 監視点は4~23点と仮定した	湖水中SSに対応する
2	霞ヶ浦COD	霞ヶ浦西浦茨城県測定CODデータ 1978年4月~1981年3月, 12点, 36回	茨城県公共用水域測定結果より
3	霞ヶ浦T-N	霞ヶ浦西浦茨城県測定全窒素データ 1978年4月~1981年3月, 12点, 36回	茨城県公共用水域測定結果より
4	霞ヶ浦SS	霞ヶ浦西浦茨城県測定SSデータ 1978年4月~1981年3月, 12点, 36回	茨城県公共用水域測定結果より
5	霞ヶ浦Chl- α	霞ヶ浦西浦茨城県測定クロロフィル- α データ 1977年4月~1981年3月, 12点, 48回	茨城県公共用水域測定結果より
6	霞ヶ浦NO ₃	霞ヶ浦西浦茨城県測定NO ₃ -Nデータ 1977年4月~1981年3月, 12点, 48回	茨城県公共用水域測定結果より
7	霞ヶ浦BOD	霞ヶ浦西浦茨城県測定BOD ₅ データ 1978年4月~1979年3月, 12点, 12回	茨城県公共用水域測定結果より

表3.3.12 一般化共分散の候補関数

No.	次数 k	一般化共分散型
1	0	$C\delta(h)$
2		$a_1 h $
3		$C\delta(h) + a_1 h $
4	1	$C\delta(h)$
5		$a_1 h $
6		$C\delta(h) + a_1 h $
7		$a_3 h ^3$
8		$C\delta(h) + a_3 h ^3$
9		$a_1 h $
10		$C\delta(h) + a_1 h + a_3 h ^3$
11	2	$C\delta(h)$
12		$a_1 h $
13		$C\delta(h) + a_1 h $
14		$a_3 h ^3$
15		$C\delta(h) + a_3 h ^3$
16		$a_1 h + a_3 h ^3$
17		$C\delta(h) + a_1 h + a_3 h ^3$
18		$a_5 h $
19		$C\delta(h) + a_5 h $
20		$a_1 h + a_5 h $
21		$C\delta(h) + a_1 h + a_5 h $
22		$a_3 h ^3 + a_5 h $
23		$C\delta(h) + a_3 h ^3 + a_5 h $
24		$a_1 h + a_3 h ^3 + a_5 h $
25		$C\delta(h) + a_1 h + a_3 h ^3 + a_5 h $

- a) 一般化共分散型の候補関数形を仮定する。
 b) SUMT変換にかかわる係数 W^0 を設定し、一般化共分散の初期型 $K^0(\mathbf{h}) = -|\mathbf{h}|$ を仮定する。
 c) 式(3.3.117)を解き $\lambda_{i_2}^i (i=1,2,\dots,n, i_2=1,2,\dots,n-1)$ を求め、次式で定義される目的関数を求める。

$$Q_s^0 = Q + W^0 \left(\frac{1}{C} - \frac{1}{a_1} + \frac{1}{a_3 \frac{10}{3} \sqrt{a_1 a_5}} - \frac{1}{a_5} \right) \quad (3.3.126)$$

- d) シンプレックス法によって、式(3.3.126)を最小にする係数値 C, a_1, \dots, a_5 を求める。ただし、試行点が境界条件外に出た時は、境界条件の内側まで戻す。
 e) d)で求められた係数値を使った一般化共分散を用いて、c), d)を繰り返す。
 f) 係数値の相対変化が、所定値(0.5%)より小さくなったならば、SUMT変換にかかわる係数

$$W^0 \text{を} \frac{1}{10} \text{にし} (W^1 = \frac{1}{10} W^0), \text{ c)} \sim \text{e)を繰り返す。}$$

- g) W^0 の変化による係数値の変化が、所定値(1%)以内になったならば、計算を打ち切る。さて、表3.3.13は、多項式型の25種類の候補関数間の平均順位を示すが、いずれの場合も

$$K(\mathbf{h}) = C\delta(\mathbf{h}) + a_1|\mathbf{h}| \quad (k=0) \quad (3.3.127)$$

が、最も優秀な成績を示した。また、多項式型、単項式型(式(3.3.124)), 指数型(式(3.3.125))間における平均順位に関しては表3.3.14に示すが、多項式型が有利のようである。一方、表3.3.13に対応して多項式間の優劣を符号検定法(有意水準5%, 対立仮説: 高位得点関数が適合性が良)によって、片側検定した結果の例を表3.3.15に示す。表中、星印は、帰無仮説が棄却されたことを示し、行番号によって示される関数型の優位性が、支持されたことを表す。表3.3.14に対応する3関数間での符号検定では、1, 2の例外を除き、特定の関数型が支持されることはなかった。以上の結果から、本検討例における適切な内在次数は0であり、関数型としては1次式が妥当であることが推測されるが、後者については積極的に支持される程強い結果ではない。0次の一般化共分散はいわゆるバリオグラム $V(\mathbf{h})^{(62)}$ と定数係数を除き一致する。

$$V(\mathbf{h}) = \frac{1}{2} E[(c(\mathbf{x}) - c(\mathbf{x} + \mathbf{h}))^2] \quad (3.3.128)$$

図3.3.18は式(3.3.98)中の期待値の操作を、時系列的にとられた測定回数にわたる平均による操作に置き換えて計算したバリオグラムの例であるが、雑音項によるかなりの乱れが見られるものの、線形的な傾向を伺うことができる。Volpiら⁽⁶³⁾は、図3.3.18に示されるような経験的バリオグラムと、クロス・バリデーション法により採用されたバリオグラムとが一致しないことを述べているが、本検討では、彼らが指適するような関数型間の相違は、それほど見られなかった。むしろ、湖内部分領域間での相違が指摘される場合が多く、これは、図3.3.18においても、領域間における回帰直線の差異

表3.3.13 多項式型一般化共分散の適合性平均順位

k	関数型				ランドサットデータ		COD		T-N		SS		Chl-a		NO ₃		BOD ₅	
	C	a ₁	a ₂	a ₃	f̂	AIC	f̂	AIC	f̂	AIC	f̂	AIC	f̂	AIC	f̂	AIC	f̂	AIC
0	*	0	0	0	16.27	11.54	10.75	6.666	7.083	3.666	9.527	5.055	6.812	3.500	5.770	2.500	3.333	3.166
	0	*	0	0	6.090	2.818	10.72	3.583	6.333	3.194	7.888	3.361	7.520	3.062	6.187	2.812	7.166	3.000
	*	*	0	0	5.545	1.545	8.694	3.055	5.027	2.027	5.833	2.472	5.125	2.291	5.104	1.854	4.500	2.333
	*	*	*	*	16.36	13.00	14.13	11.08	10.27	8.277	10.05	8.333	10.45	8.770	11.91	8.729	8.250	8.333
1	0	*	0	0	9.181	7.727	12.22	8.916	8.944	7.472	10.11	8.805	10.27	8.104	9.291	6.750	7.916	7.833
	*	*	0	0	10.90	7.545	11.55	8.305	7.833	6.333	8.333	7.250	8.520	7.000	8.312	5.791	6.250	6.000
	0	0	*	0	17.72	16.63	14.22	8.666	12.36	9.388	14.38	9.888	15.22	9.562	11.95	8.958	12.91	8.750
	*	0	*	0	7.000	6.545	9.416	6.055	10.00	7.888	8.388	7.111	6.854	5.875	10.10	7.645	5.166	5.750
	0	*	*	0	8.090	6.454	10.11	6.500	9.527	7.527	9.555	7.861	9.291	7.062	10.16	7.229	7.166	7.166
	*	*	*	0	5.000	4.181	9.194	5.666	8.777	6.500	7.555	6.277	7.187	5.562	9.520	6.583	4.416	5.083
	*	0	0	0	14.72	16.81	18.75	20.05	17.86	18.44	17.00	18.33	15.25	16.72	22.04	22.22	15.00	15.83
	0	*	0	0	14.90	16.00	16.72	19.66	19.75	20.27	17.13	18.16	17.41	18.72	21.16	22.08	16.66	17.25
2	*	*	0	0	19.18	19.90	18.11	20.11	18.08	18.77	15.00	16.66	14.18	16.27	20.91	21.79	15.91	16.50
	0	0	*	0	19.81	20.18	16.83	19.08	20.47	21.44	17.69	18.86	18.22	19.54	18.97	20.54	21.08	21.66
	*	0	*	0	13.09	16.00	13.02	16.05	17.80	18.94	14.97	16.38	14.10	16.25	16.77	18.64	16.83	17.41
	0	*	*	0	13.18	14.63	14.50	17.33	18.38	19.52	14.66	16.33	15.72	17.54	17.83	19.68	18.33	19.00
	*	*	*	0	11.36	13.45	14.55	17.47	17.38	18.47	14.91	16.72	13.91	15.97	17.85	19.68	17.41	17.91
	0	0	0	*	24.27	24.27	17.50	19.30	14.41	16.52	17.44	18.44	19.87	20.62	12.27	14.54	21.08	21.66
	*	0	0	*	13.72	15.00	8.944	13.50	12.02	14.50	15.13	17.22	13.54	15.85	10.20	13.29	15.08	15.58
	0	*	0	*	13.45	14.63	12.69	15.75	12.61	14.77	15.61	17.27	17.20	18.70	12.54	15.16	15.66	16.41
	*	*	0	*	11.18	13.18	12.13	15.30	12.25	14.55	14.97	17.16	14.20	16.47	11.89	14.79	15.58	16.25
	0	0	*	*	20.09	20.72	15.72	17.72	14.86	16.88	16.86	17.94	18.77	19.95	13.52	15.95	19.00	20.08
	*	0	*	*	11.27	14.00	10.11	14.16	13.97	16.19	13.11	15.86	15.50	17.35	12.06	14.60	14.66	15.50
	0	*	*	*	12.45	15.00	12.88	16.05	14.91	16.88	14.33	16.75	15.64	17.54	14.39	16.77	17.75	18.25
*	*	*	*	11.00	13.18	11.47	14.91	14.02	16.50	14.50	16.44	14.14	16.64	14.20	16.35	17.83	18.25	
ケース数					11	36	36	36	48	48	12							

最下列に記しているケース数の適合性検討を行い、候補25関数中の平均順位を計算したもの。左側に示す
 *はその列に示される係数を未知パラメータとして求めたことを表し、0は0に強制したことを表す。
 f̂は推定分散比によるもの、AICはAIC基準によるもの。

表3.3.14 各種関数型の一般化共分散への適合性平均順位

関数型	ランドサットデータ		COD		T-N		SS		Chl- <i>a</i>		NO ₃		BOD ₅	
	\hat{r}	AIC	\hat{r}	AIC	\hat{r}	AIC	\hat{r}	AIC	\hat{r}	AIC	\hat{r}	AIC	\hat{r}	AIC
1次多項式	1.8182	1.636	1.8889	1.9722	2.0833	1.8333	1.6944	1.7222	1.6875	2.0000	1.6667	1.9375	2.1667	2.0000
指数関数型	2.0909	1.636	1.9444	1.9444	1.9722	2.0556	2.1944	2.2222	2.1875	2.1667	2.1667	2.1042	2.1667	2.1667
単項式関数型	2.0909	2.727	2.1667	2.0833	1.9444	2.1111	2.1111	2.0556	2.1250	1.8333	2.1667	1.9583	1.6667	1.8333
ケース数	11		36		36		36		48		48		12	

最下列に記しているケース数の適合性検討を行い候補3関数中の平均順位を計算したもの。

\hat{r} は推定分散比によるもの、AICはAIC基準によるものを示す。

表3.3.15 2候補関数間の優位性検定結果表

(a) 推定分散比による検定

		対立関数番号																			
		1										2									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0
優位関数番号	1																			*	
	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	4																				
	5		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	7																				
	8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	9		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	11																				
	12																				
	13																				
	14																				
	15																				
	16																				
	17		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	18																				
	19																				
	20																				
	21		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	22																				
	23	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	24																				
	25																				

(b) AIC基準による検定

		対立関数番号																			
		1										2									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0
優位関数番号	1																				
	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	4																				
	5		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	6		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	7																				
	8		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	9		*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
	11																				
	12																				
	13																				
	14																				
	15																				
	16																				
	17																				
	18																				
	19																				
	20																				
	21																				
	22																				
	23																				
	24																				
	25																				

ランドサットデータの例である。有意水準5%にて行番号関数が列番号関数に比べて適合性がよいかを検定したもの。*は有意性が認められたことを示す。

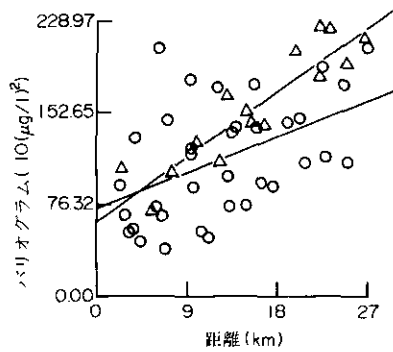


図3.3.18 霞ヶ浦西浦のクロロフィル-*a*のバリオグラム
 Δ はバリオグラム的一端が高浜入に存在するものであり、 \circ は両端とも高浜入ではない場合を示す。高浜入に一端をもった場合のバリオグラムは

$$K(h) = 628.22 + 60.11|h|$$

それ以外では

$$K(h) = 735.04 + 33.28|h|$$

なる回帰直線を得た。

として示されている。このような差異は対象領域の全域にわたって、単一の共分散を当てはめることの問題点を示すものであり、これに対する一つの対策としては、式(3.3.117)における s を n に比べ小さく取り、一般化共分散型を地域的に変えていくことが考えられるが、本検討で取り扱ったような全十数点程度の監視点数の場合では現実的とは言えない。

ii) 推定分散の妥当性

本節に示した手法の最も大きな特徴は、推定値の分散を計算し得ることである。従って、本手法の検証として式(3.3.113)に示される σ_i^{*2} の妥当性を示すことは重要な意味を持つ。これに関し、本節においてはデータの特性に応じ、次の2手法によってその妥当性のチェックを試みている。

a) 推定に使用しない任意点 x_i における観測値 c_i 、推定値 c_i^* 、及びそれに対する推定分散 σ_i^{*2} を式(3.3.129)のように組み合わせた量 χ_N^{*2}

$$\chi_N^{*2} = \sum_{i=1}^N \frac{(c_i - c_i^*)^2}{\sigma_i^{*2}} \quad (3.3.129)$$

は、自由度がほぼ N の χ^2 分布に従うと考えられる。あるいは

$$t_i = \frac{c_i - c_i^*}{\sqrt{\sigma_i^{*2}}} \quad (3.3.130)$$

は、標準偏差1の確率分布を示すことが期待される。従って、式(3.3.129)、あるいは(3.3.130)によって示される量の分布を調べることによって、 σ_i^{*2} の妥当性をチェックし得る。

b) リモートセンシング等のように監視点を多数とれる場合を除き一般にチェック用の監視点

をあらかじめ分離しておくことは監視点数からみて困難な場合が多い。従って、この場合には、第3.3.3節において示したクロス・バリデーションによって、チェックする方法が考えられる。すなわち、留保点1点を残し残り $n-1$ 個の監視データから推定した値 $Z_{i,n-1}^*$ 、その観測値 Z_i 、及び統計的推定法より推定した推定分散 $\sigma_{i,n-1}^{*2}$ から

$$\sum_{i=1}^n \frac{(C_i - C_{i,n-1}^*)^2}{\sigma_{i,n-1}^{*2}} \approx \chi_n^{*2} \quad (3.3.131)$$

を算出し、 χ_n^{*2} の大きさによって検討を行う方法である。

ランドサットデータによる検討は、a)の方法によって行われた。図3.3.19は、式(3.3.130)で示される t_i の累積度数分布を示し、図3.3.20は、式(3.3.129)で示される χ_n^{*2} の散らばりを見たものである。なお、これらの計算に使用した一般化共分散は、湖内23点のデータから得られた式(3.3.114)中に示される線型式を使用している。

一方、通常の水質に関するb)法による検討として、図3.3.21は、式(3.3.131)で示される χ_n^{*2} の累積度数分布を記した例である。また表3.3.16はこの方法による χ_n^{*2} の平均値を示すが、期待された n の値とほぼ等しくなっていることがわかる。しかるにこれらはいずれも推定分散の平均的挙動を検討しているのみであり、実際水系への適用性をより確実にするためにはその変動の検討もなされ

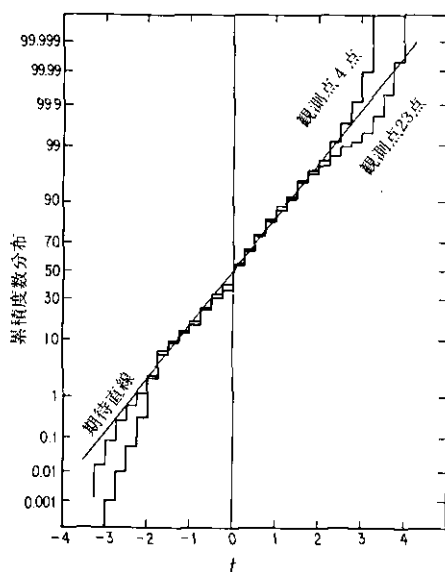


図3.3.19 推定分散の妥当性

ランドサット3号, 5 Bd, 19790301

湖内に任意に選んだ4(23)点のデータを使用して湖内の他の任意点の水質値を推定した場合の推定値 c^* 、 c^* の分散として推定された σ^{*2} 及びその点の実際の観測値 c から $t = (c - c^*) / \sigma^*$ を計算し、その累積分布を描いたもの。データ数2000

ればならないが、そのためには多数の水域における多数回の検証計算を必要とし、本研究ではこれを行っていない。今後に残された重要な課題であると考えられる。

以上、本節においては、任意点水質の統計的推定法に関し、その導出、実際的な計算方法、及び一般化共分散、推定分散に関する検討を行った。それらの結果、霞ヶ浦の例においては、内在次数 k としては0、線型の一般化共分散関数が適当であること、また、推定された分散値も、ほぼ妥当である

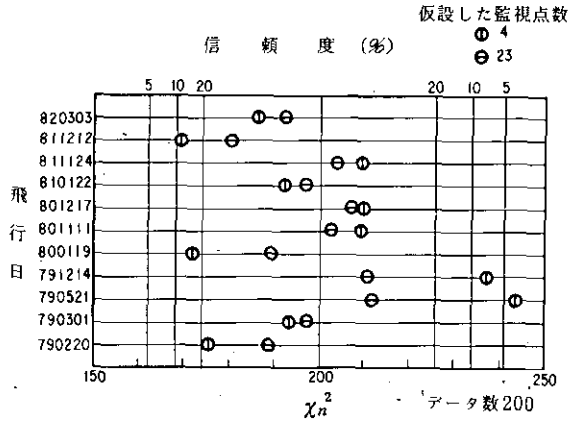


図3.3.20 推定分散の妥当性

ランドサット2,3号

$$\chi_n^2 = \sum_{i=1}^{200} \frac{(c_i - c_i^*)^2}{\sigma_i^{*2}}$$

c_i : 観測値 c_i^* : 推定値 σ_i^{*2} : 推定分散値

信頼区間は、 χ_{n-200}^2 分布から計算した。

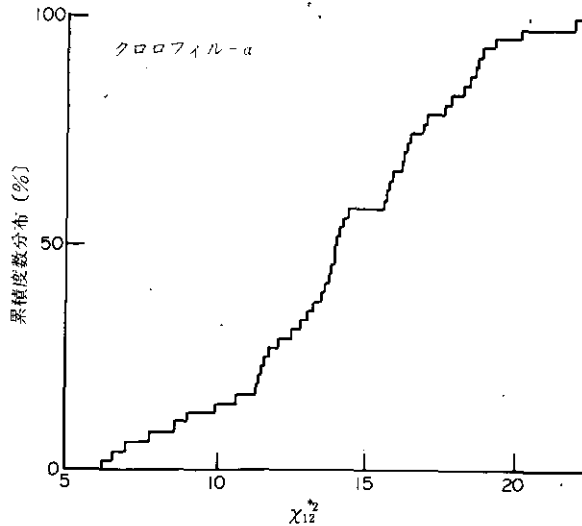


図3.3.21 式(3.3.131) χ_n^{*2} の分布の例

表3.3.16 式(3.3.131) σ_{ϕ}^{*2} の全検証ケースを通じての平均値

データ名	霞ヶ浦COD	霞ヶ浦T-N	霞ヶ浦SS	霞ヶ浦Chl-a	霞ヶ浦NO ₃	霞ヶ浦BOD ₅
検証点数 n	12	12	12	12	12	12
検証ケース数	36	36	36	48	48	12
σ_{ϕ}^{*2} の平均値	10.8	8.7	13.0	14.1	11.2	9.4

ことを示し、本節で主張する統計的推定法の実際水質場に対する適用性の具体的根拠を提示し得たと考えている。ただし、その変動に関しては今後に残された重要な課題である。最後に、図3.3.22、3.3.23は、以上の検討から算出された推定コンター、及び推定分散のコンター図の例である。図中の黒点によって示された監視点近傍において、推定分散値が小さくなっていることがわかる。

3.3.5 空間的代表水質の最適監視点に関する考察

第3.3.4節の式(3.3.113)は代表水質 ϕ を観測する際に生ずる推定分散 σ_{ϕ}^{*2} を与える式であったが、この値が監視点配置に依存することは明らかである。すなわち、監視点位置を x_1, x_2, \dots, x_n とすると

$$\sigma_{\phi}^{*2} = \sigma_{\phi}^{*2}(x_1, x_2, \dots, x_n) \quad (3.3.132)$$

と書かれるから、 ϕ を観測する立場からは、この σ_{ϕ}^{*2} を最小化する監視点配置 $\bar{x}_1, \bar{x}_2, \dots, \bar{x}_n$ にて監視を行うのが望ましいことは言うまでもない。加うるに、通常の監視網ではその目的が多岐にわたることが多いことから、それらに対応していくつかの代表水質 $\phi_i (i=1, 2, \dots, l)$ 、あるいは、監視点位置に関する付加条件 $g_j(x_1, x_2, \dots, x_n) \geq 0 (j=1, 2, \dots, m)$ を付け加えておけば、監視点位置の適正化に対する一つのアプローチとして、次の最適化問題を考えることができる。すなわち

$$J(x_1, x_2, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^l f_i(\sigma_{\phi_i}^{*2}) \rightarrow \text{minimum} \quad (3.3.133)$$

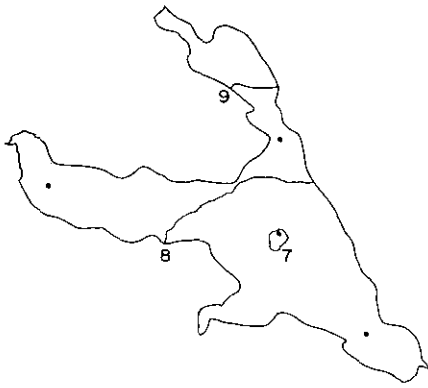
$$(x_1, x_2, \dots, x_n) \in S \quad (3.3.134)$$

$$g_j(x_1, x_2, \dots, x_n) \geq 0 \quad (j=1, 2, \dots, m) \quad (3.3.135)$$

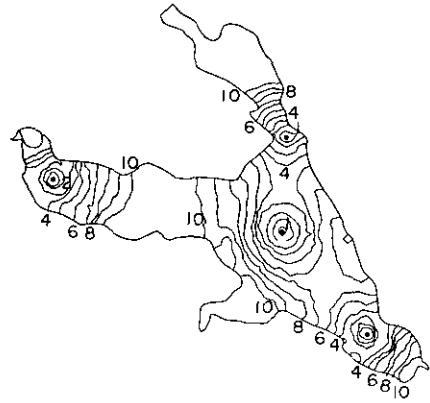
ここに、 S は対象とする水域であり、 $f_i(\sigma_{\phi_i}^{*2})$ は、第 i の代表水質を推定する際の誤差によって生ずる損失関数を示している。 $f_i(\sigma_{\phi_i}^{*2})$ が $\sigma_{\phi_i}^{*2}$ の増加関数であると仮定すれば $l=1$ の時には、式(3.3.133)は

$$J(x_1, x_2, \dots, x_n) = \sigma_{\phi}^{*2} \quad (3.3.136)$$

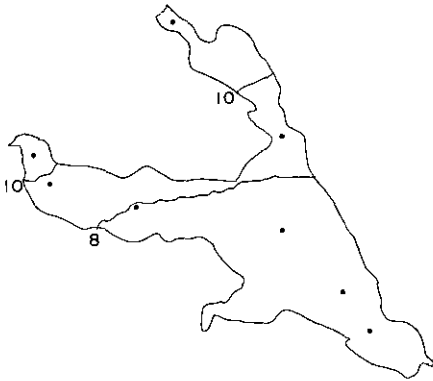
として何ら差しつかえないが、それ以外では、その具体的な形が問題となり、第3.2節等で行った考



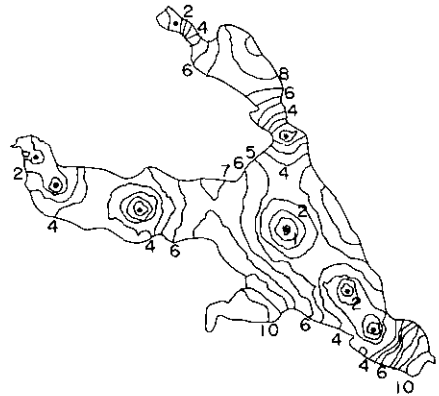
(a) 4 監視点による濃度分布の推定
(ランドサット 3号, 19790301, 5 Bd)



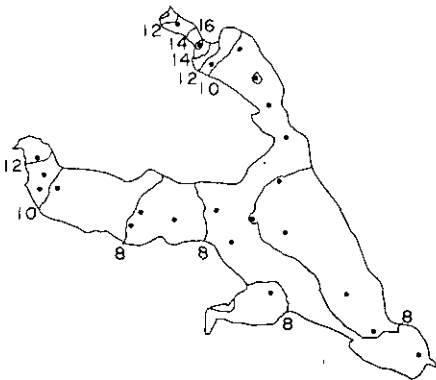
(b) 4 監視点による濃度分布推定の分散図
(ランドサット 3号, 19790301, 5 Bd)



(c) 8 監視点による濃度分布の推定
(ランドサット 3号, 19790301, 5 Bd)



(d) 8 監視点による濃度分布推定の分散図
(ランドサット 3号, 19790301, 5 Bd)

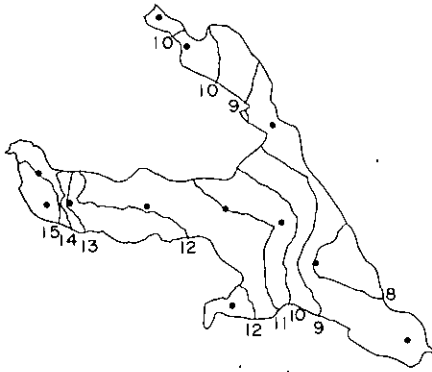


(e) 23 監視点による濃度分布の推定
(ランドサット 3号, 19790301, 5 Bd)

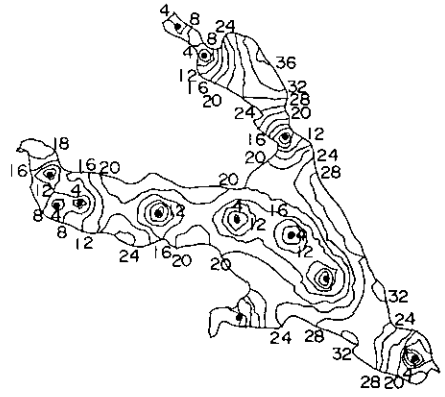


(f) 23 監視点による濃度分布推定の分散図
(ランドサット 3号, 19790301, 5 Bd)

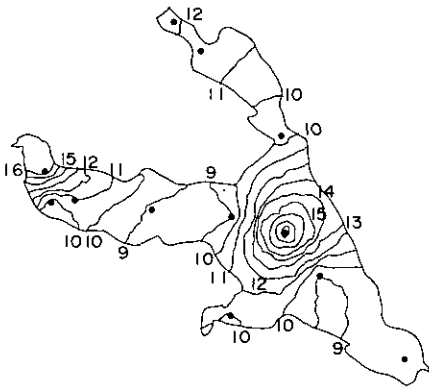
図3.3.22 ランドサットデータによる濃度分布の推定及びその推定分散 (監視点数 4 ~ 23点の例)



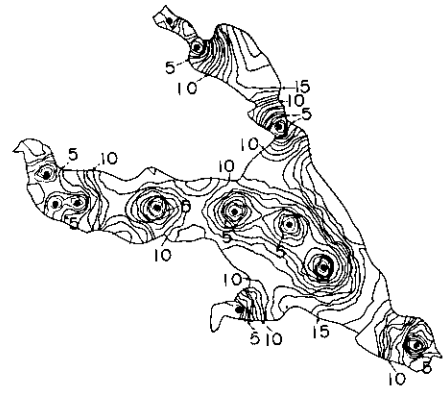
(a) CODの濃度分布の推定図
(19800902, 単位はmg/l)



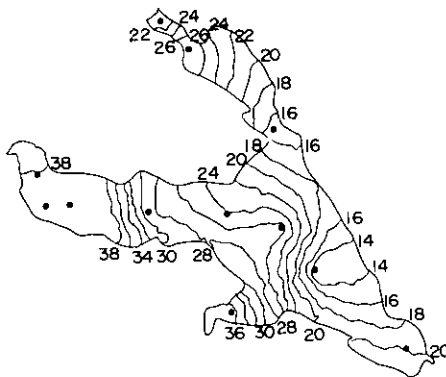
(b) COD濃度分布の推定分散図
(19800902, 単位は0.1(mg/l)²)



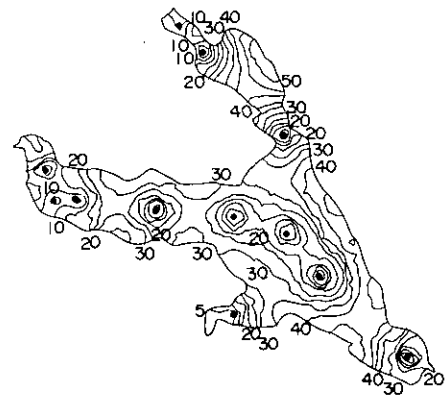
(c) 全窒素濃度分布の推定図
(19800902, 単位は0.1mg/l)



(d) 全窒素濃度分布の推定分散図
(19800902, 単位は0.01(mg/l)²)



(e) SS濃度分布の推定図
(19800902, 単位はmg/l)



(f) SS濃度分布の推定分散図
(19800902, 単位は(mg/l)²)

図3.3.23 常時監視データによる濃度分布の推定及びその推定分散(監視点数12点)

察を踏まえる必要が生ずる。例えば、式(3.2.19)のように、微小近似が許される時には、式(3.3.133)の候補としては、

$$J(x_1, x_2, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^l A_i \sigma_{\theta_i}^{*2}$$

が掲げられるであろう。また、Matalas⁸⁴⁾、あるいは、Sherwani and Moreau⁸⁵⁾のようなフィッシャー流の情報量(information content)の立場からは、

$$J(x_1, x_2, \dots, x_n) = - \sum_{i=1}^l \frac{B_i}{\sigma_{\theta_i}^{*2}}$$

が採用される。

式(3.3.134)は、監視点が水域内に存在する条件である。式(3.3.135)は、例えば、ある目的 j に対応する監視精度 $\sigma_{\theta_j}^{*2}(x_1, x_2, \dots, x_n)$ が一定値 $\sigma_{c_j}^2$ 以下

$$\sigma_{c_j}^2 - \sigma_{\theta_j}^{*2}(x_1, x_2, \dots, x_n) \geq 0 \quad (j=1, 2, \dots, m) \quad (3.3.137)$$

といった類のものである。以上のように、種々の場合に対応し、様々な問題設定が可能となる。本節では、それらの内の2、3の例を取り上げ、実際の計算を行っており、以下、その計算方法、結果等について順に述べよう。

(1) 計算方法

式(3.3.133)、あるいは(3.3.135)に含まれる $\sigma_{\theta_i}^{*2}$ は、監視点位置に複雑に依存し、また、その関係は陽的に求まっていない。従って、式(3.3.133)、(3.3.134)、及び(3.3.135)が構成する問題を解く手法としては、簡明で、かつ導関数計算等を要しないものの方が望ましい。この観点から、本節では巡回こう配法⁸⁶⁾を使用する。計算は、次の手順にて行う。

- i) 式(3.3.134)、(3.3.135)を満たす初期解 $(x_1^0, x_2^0, \dots, x_n^0)$ を設定する。
- ii) $(x_1^0, x_2^0, \dots, x_n^0)$ の $(n-1)$ 個の成分を固定し、残りの1成分 x_i^0 を J が最小になるように順繰りに変える。具体的には、あらかじめ探索幅 Δ を決め、初期点 $x_i^0 = (x_i^0, y_i^0)$ 及び、 $(x_i^0 + \Delta, y_i^0)$ 、 $(x_i^0, y_i^0 + \Delta)$ 、 $(x_i^0 - \Delta, y_i^0)$ 、 $(x_i^0, y_i^0 - \Delta)$ の5点における J の値を計算し、それが最小となる点を x_i^1 とする。探索する5点のうち、式(3.3.134)、(3.3.135)を満足しない点があれば、あらかじめ排除しておくことは言うまでもない。
- iii) ii)を全 n 点について繰り返す。 J の低減幅が小さくなったならば、探索幅 Δ を減少させる。
- iv) 探索幅が一定値以下になるまで、ii)、iii)を繰り返す。

本手法では場合によって局所的な停留点に落ち込む可能性が考えられる。実際、初期点配置によっては、異なった停留点に到達することもあったため、初期点配置を何通りも設定し、比較検討を行う必要があった。

(2) 地点に関する重み関数 $W_x(x)$ の算出

$W_x(x)$ は、地点 x における濃度 $c(x)$ を評価する重みを意味する。 $W_x(x)$ をどのように見積もるかは、求めるべき代表水質の意味に大きくかかわっており、一概には論じ得ないが、ここでは、面積平均水質、及び利水目的から想定される 2, 3 の例を掲げ、それに対応した $W_x(x)$ の算出を試みる。

i) 面積平均水質

$W_x(x)$ を地点によらず一定にした場合には、 ϕ は面積平均水質となる。すなわち

$$W_x(x) = \frac{1}{S} \quad (3.3.138)$$

とすればよい。ここに S は水域面積である。

ii) 取水目的からみた代表水質

上水利用等では、浄水管理の立場から、原水水質の把握、及び予測が重要な問題となる。今、取水点付近の水質濃度から、取水濃度を予測する場合を想定してみる。水域中、任意の点 ξ における水質物質が t 時刻後に取水点 x を通過し実際に取水される確率を $G(x|\xi, t)$ と記せば、 t 時刻後の予測取水水質 $c_0^*(x, t)$ は次のようになる。

$$c_0^*(x, t) = \iint_S G(x|\xi, t) \cdot c(\xi, 0) dS_\xi \quad (3.3.139)$$

ここに $c(\xi, 0)$ は現時刻、地点 ξ における水質濃度である。濃度変化に対する予告は、直前であっても遠い将来であっても効用性に欠く。適切な予告期間 τ が存在し、その結果、予測による便益曲線 $\pi(t)$ は、 τ 付近をピークとする上に凸な曲線を描く。いま、第 3.2.3 節式 (3.2.19) を参考にして、予測による便益 Φ を、式 (3.3.140) によって算出し得ると仮定しよう。

$$\Phi = \Phi_0 - \int_0^\infty \pi(t) \cdot \sigma_{i_0}^{*2}(t) dt \quad (3.3.140)$$

ここに、 $\sigma_{i_0}^{*2}(t)$ は、式 (3.3.139) によって定義される $c_0^*(x, t)$ の推定分散であり、 Φ_0 は定数である。さて、式 (3.3.139) は、

$$W_x(\xi) = G(x|\xi, t) \quad (3.3.141)$$

とおき、 $c_0^*(x, t)$ を水域の代表水質と見なしたことに対応する。そしてこの場合最小化すべき目的関数は、式 (3.3.140) 右辺第 2 項であり、パラメータ t に対する積分型である。従って、最適な監視点配置としては、この目的関数を最小化する配置が考えられなければならない。式 (3.3.139) に関連して、1, 2 の興味ある代表水質の例を考えることができる。その 1 は、式 (3.3.139) を時間的に平均化した量である。

$$c_1^*(x) = \iint_S G(x|\xi) c(\xi) dS_\xi \quad (3.3.142)$$

その2は、地点 ξ における水質 $c(\xi)$ が取水水質に対して、時間的に変化しながら与える影響のうち、最大の影響度を評価する量である。

$$c_2^*(x) = \iint_S \max_t \{G(x|\xi, t)\} \cdot c(\xi, 0) dS_\xi \quad (3.3.143)$$

前者は、取水水質に対する水源水質の緩慢な変化に対する評価として、後者は、突発的な異常水質に対する評価としての性格を有するものと考えることができる。

さて、 $G(x|\xi, t)$ の具体的な形に関しては、水系内の水質の挙動が、1次反応を加えた水平2次元の移流拡散式に従うとの仮定のもとで、次式の解として求めることができる。

$$H \frac{\partial G}{\partial t} + M \frac{\partial G}{\partial x} + N \frac{\partial G}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} D_x H \frac{\partial G}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} D_y H \frac{\partial G}{\partial y} - bHG \quad (3.3.144)$$

式(3.3.144)においては、 x, y が独立変数であるが、これを随伴グリーン関数の相互関係を用いて、 $\xi = (\xi, \eta)$ を独立変数にして書き直せば

$$\frac{\partial GH}{\partial t} - \frac{\partial MG}{\partial \xi} - \frac{\partial NG}{\partial \eta} = \frac{\partial}{\partial \xi} D_x H \frac{\partial G}{\partial \xi} + \frac{\partial}{\partial \eta} D_y H \frac{\partial G}{\partial \eta} - bHG \quad (3.3.145)$$

となる。式(3.3.145)を実際水系に適用するには、数値解法によらなければならない。後に対象とする霞ヶ浦の場合には、時間項に関しては前進差分型、移流項に関しては中央差分型の差分近似を行って、その解を求めている。すなわち、式(3.3.145)に対応して

$$G^{o,l+1} = G^{o,l} \left(1 - \frac{4D^o \Delta t}{H^o \Delta^2} - b \Delta t \right) + \frac{1}{H^o} \left\{ G^{N,l} \left(\frac{N^N}{2\Delta} + \frac{D^N}{\Delta^2} \right) \Delta t + G^{S,l} \left(-\frac{N^S}{2\Delta} + \frac{D^S}{\Delta^2} \right) \Delta t \right. \\ \left. + G^{E,l} \left(\frac{M^E}{2\Delta} + \frac{D^E}{\Delta^2} \right) \Delta t + G^{W,l} \left(-\frac{M^W}{2\Delta} + \frac{D^W}{\Delta^2} \right) \Delta t \right\} \quad (3.3.146)$$

ただし、上付き文字 l は、時刻 $l \cdot \Delta t$ を意味し、 N, S, E, W に関しては、図3.3.8に示すものと同じである。 D^o, D^E, \dots, D^S は、式(3.3.69)~(3.3.73)にて既に定義した。また、境界条件としては、陸側境界、及び流出部（物理的には流入部に相当する）においては、法線方向濃度こう配を0とし、流入部境界（物理的には流出部に相当する）においては、 $G=0$ と規定している。

(3) 一次元解析による検討

本節では、対象を2次元場としているが、ここではそれに先立って、1次元場における最適監視点の挙動を検討しよう。これは、実際の河川などにおける監視点位置の決定、及び2次元解析に対する見通しを得るのに対し、極めて有用である。まず、解析に用いた一般化共分散は、第3.3.4節における霞ヶ浦の検討を参考にして、内在次数0次、1次多項式型の共分散型を仮定した。

さらに、代表水質中に含まれる濃度に関する重み関数 $W_c(c)$ については、濃度そのものとする。

$$W_c(c(x)) = c(x) \quad (3.3.146)$$

また、前節に倣いデータ中の事前情報に関する成分 $c_D(x)$ は 0 とする。従って、前節における $Z(x)$ は $c(x)$ と読み替えられる。

以上の仮定を用いて、表3.3.11、式(3.3.127)、(3.3.133)などから、1次元場における最適監視点を決定する方程式は次のようになる。

$$J(x_1, x_2, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^l f_i(\sigma_{\rho_i}^{*2}) \rightarrow \text{minimum} \quad (3.3.147)$$

ただし、

$$\begin{aligned} \sigma_{\rho_i}^{*2} = & C \sum_{\alpha=1}^n (\lambda_\alpha)^2 + a_1 \left[\sum_{\alpha=1}^n \sum_{\beta=1}^n \lambda_\alpha \lambda_\beta |x_\alpha - x_\beta| - 2 \sum_{\alpha=1}^n \lambda_\alpha \int_S |x - x_\alpha| W_{x_i}(x) dx \right] \\ & + a_1 \int_{S_x} dx \int_{S_y} dy W_{x_i}(x) \cdot W_{x_i}(y) |x - y| \end{aligned} \quad (3.3.148)$$

$$\sum_{\alpha=1}^n \lambda_\alpha = 1 \quad (3.3.149)$$

$$C \lambda_\beta + a_1 \sum_{\alpha=1}^n \lambda_\alpha |x_\alpha - x_\beta| + \mu = a_1 \int_{S_x} W_{x_i}(x) |x - x_\beta| dx \quad \beta = 1, 2, \dots, n \quad (3.3.150)$$

ここで、式(3.3.148)中の右辺第3項は、監視点位置によらず一定である。上式系を解くにあたっては、 C 、 a_1 の値が問題となる。いま、式(3.3.147)の J が $\sigma_{\rho_i}^{*2}$ に対し線型ならば、 $\frac{|a_1|}{C}$ のみが独立な変数となる。図3.3.24は、霞ヶ浦の解析で得た各種水質の $\frac{|a_1|}{C}$ の値の累積度数分布であるが、その50%値は、0.2(1/km)程度を示している。霞ヶ浦のような2次元的な場と本節で問題とする1次元場におけるこういった値はけっして同じであるとは考えられないがここではひとまず図のCODの50%値である0.239(1/km)を採用する。また、解析にあたって、対象とする領域は、比較的大規模な河川を想定し、全長200km、かつ下流端から50kmの地点に取水点があると想定している。まず、最も簡単な例として

$$J(x_1, x_2, \dots, x_n) = \sigma_{\rho_i}^{*2} \quad (3.3.151)$$

であり、場所的加重が一様な場合を考えてみよう。図3.3.25は、5点、及び10点監視の際の最適位置と、その時の重み(λ_α)を示したものである。 $\frac{|a_1|}{C} = 0.239$ の時には、監視点は、領域内にほぼ一様に散らばり、かつ境界付近の監視点の重みが小さいことがわかる。これらの性質は、数値積分などで知られている事実と一致するが、10点監視の例において、中央部付近では監視点がやや密になり、かつ重みが小さくなっていることは、平均値法(ガウス形積分公式)による解とは逆の傾向である。

図3.3.25(b)は、 $\frac{|a_1|}{C}$ が極めて小さい時の例を示したものである。 $\frac{|a_1|}{C}$ が小さく、従ってランダム成

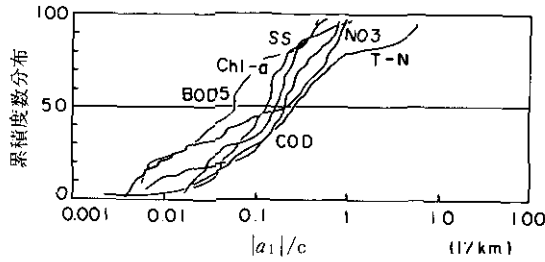


図3.3.24 $|a_1|/C$ の分布, 霞ヶ浦の例

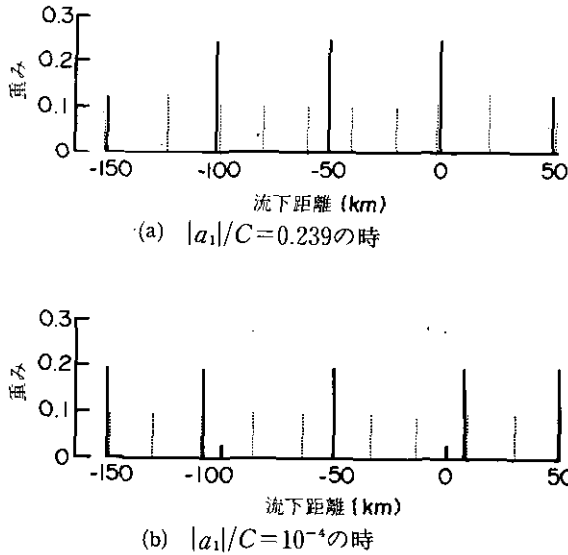


図3.3.25 平均水質推定に関する最適監視点位置とその回帰係数
 実線は5点監視の時, 点線は10点監視の時を示す。

分が大きいために, この成分に対する内挿曲線の感度, すなわち式(3.3.148)右辺第1項の $\sum_{a=1}^n (\lambda_a)^2$ をできるだけ小さくする一様な λ_a が割りふられていることがわかる。

次に, 場所的な重み $W_r(x)$ を考慮する場合について, 先に提案した式(3.3.145)の1次元解を均質仮定のもとで求めると, 表3.3.17を得, これらを図示すると図3.3.26のようになる。なお, これらの解析においては, 基準の長さを1kmとした無次元表示を行った。これらの解を利用して求められた監視点位置を図3.3.27(a)~(c)に示す。これらは, いずれも監視点数を5点に設定し, それらの最適位置が無次元化自浄係数, 及びペクレ数によって, どのように変化するかを描いたものである。定常解を重みとする場合 (c_1^*) においては, ペクレ数による依存性は, ほとんど見られなかったため図示していない。また, ピーク値を重みとする方法 (c_2^*) においても, ペクレ数が2程度以下の極めて流れの効果小さい場合を除いては, 位置の変化は, ほとんど見られなかった。定常解による重み (c_1^*),

表3.3.17 水源水質監視のための代表水質の例（1次元解析の場合）

代表水質	記号	$W_x(x)$	備考
平均水源水質	c_1^*	$A_1 \exp\left\{-\frac{Pe}{2} x(m \pm 1)\right\}$	$m = \sqrt{1 + \frac{4k'}{Pe}}$
突発的水源水質	c_2^*	$A_2 t_p^{-1/2} \exp\left\{-\frac{Pe(x+t_p)^2}{4t_p} - k't\right\}$	$t_p = (\sqrt{ x (Pe^2 + 4k'Pe)} - 1)/(Pe + 4k')$
水源水質	c^*	$A_3 t^{-1/2} \exp\left\{-\frac{Pe(x+t)}{4t} - k't\right\}$	

但し、 $Pe = uL/D$, $k' = bL/u$, $x' = x/L$, $t' = tu/L$, L :長さスケール
 A_1, A_2, A_3 は $W_x(x')$ の正規化条件から生ずる定数である。
 $u = 0.1\text{m/s}$, $D = 1\text{m}^2/\text{s}$, $b = 0.25/\text{d}$, $L = 1\text{km}$ とすれば
 $Pe = 100$, $k' = 0.03$ となる。

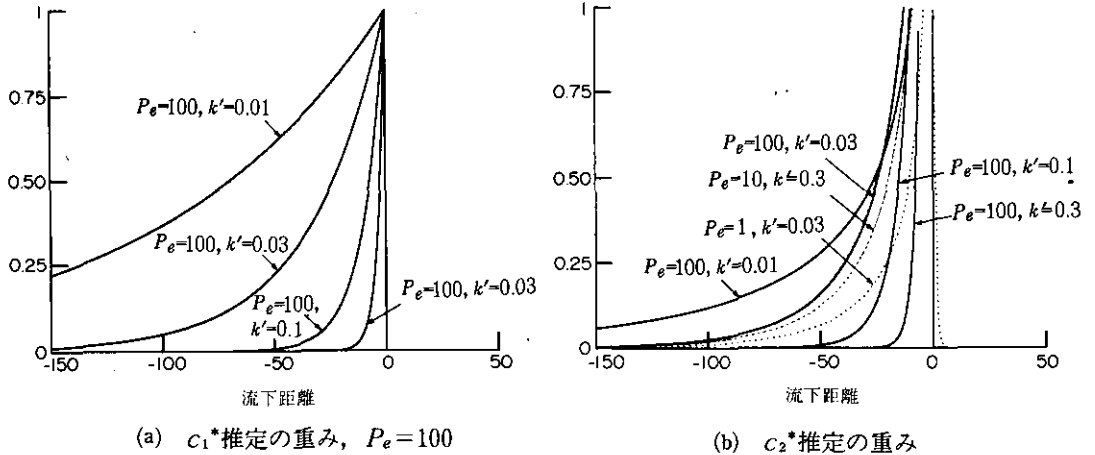


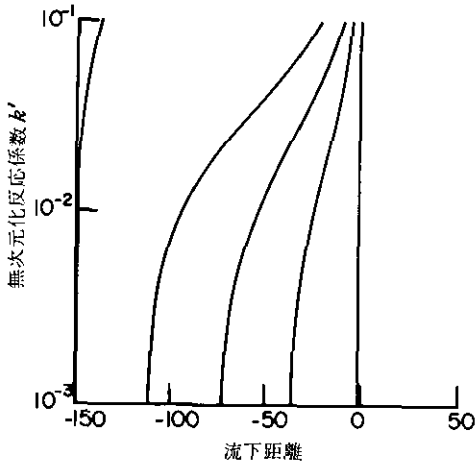
図3.3.26 1次元解析の重み関数 $W_x(x')$ の例

ピーク解による重み (c_2^*)のいずれの場合についても、自浄作用は、監視点を集中させる効果を持つ。

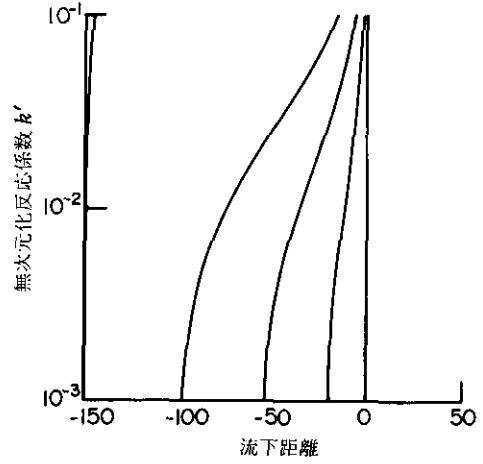
図3.3.28は、各最適監視点での回帰係数 λ_x を自浄作用の関数として描いたものであるが、定常解の重み (c_1^*)では、第4監視点（取水点から、2番目に近い監視点）に最も大きな重みがかかっているのに比べ、ピーク解の場合 (c_2^*)には、第5監視点が最も重要な役割りを果たしている。また、監視点間での重みの差は、定常解による重み (c_1^*)よりも、ピーク解による重み (c_2^*)の方が、また、自浄作用が大きくなる程、大きくなっており、内挿曲線の雑音に対する感度が大きくなっていることがわかる。

式(3.3.139)に対する一つの例として、図3.3.29は、

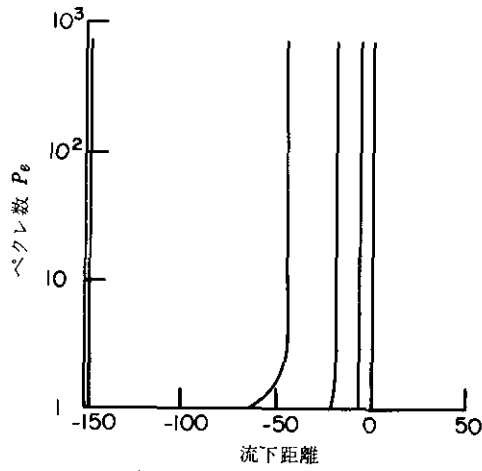
$$\pi(t) = H(\tau \leq t' \leq \tau + 5) \quad (3.3.152)$$



(a) c_1^* 監視の場合
 $P_e=100$

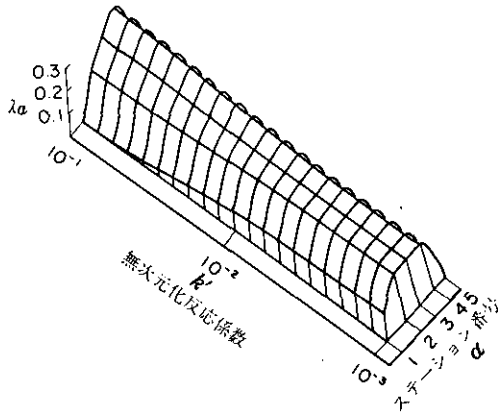


(b) c_2^* 監視の場合
 $P_e=100$

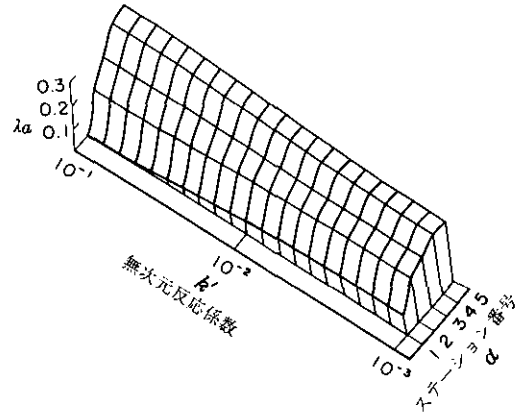


(c) c_2^* 監視の場合
 $k'=0.03$
(ペクレ数に対する依存性)

図3.3.27 最適監視点位置の無次元化パラメータ k' に対する依存性, 5点監視の場合



(a) c_1^* の場合



(b) c_2^* の場合

図3.3.28 最適監視点における回帰係数

ステーション番号は取水点から遠い点に若い番号があげられている。 $P_e=100$ の時の無次元化反応係数による依存性を示している。

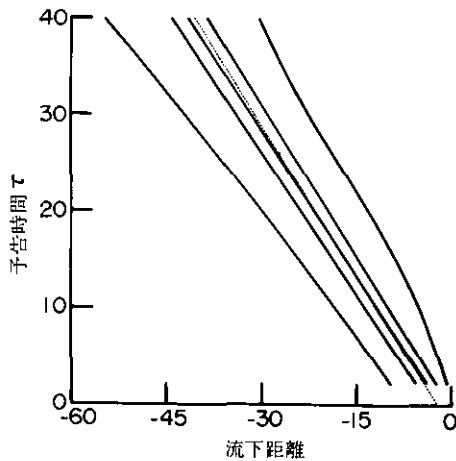


図3.3.29 最適監視点位置の予告時間による変化

現時点より $t \sim t+5$ 時間後の水質を予測するのに最適な位置、5点監視の場合。

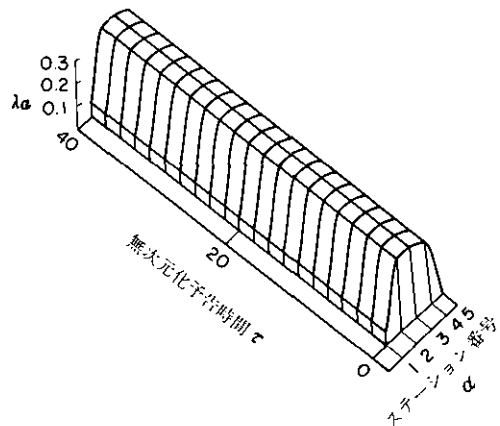


図3.3.30 最適監視点における回帰係数

ステーション番号は取水点から遠い点に若い番号があげられている。 $P_e=100$, $k'=0.03$ の無次元化予告時間に対する依存性を示している。

とした例である。これは、無次元化時間 τ 時間から、 $\tau+5$ 時間後に取水点に影響する水質の状況を、精度よく監視することを目指すものである。図には、縦軸に τ が取られており、予告時間 τ が長ければ長い程、上流にさかのぼる結果が描かれている。なお、この時の監視点間の回帰係数の変化は、図3.3.30に示すようにほとんど見られなかった。

(4) 霞ヶ浦西浦における計算例

2次元水域における監視点配置の検討としては、霞ヶ浦西浦を例に取って計算を進めている。本水域における一般化共分散特性は、第3.3.4節において、詳しく調べられ、従って、これらをそのまま利用し、計算を進めることが可能であるためである。本計算においても、1次元の例と同じように、データ中の事前情報に関する成分 $c_0(x)$ は0とし、 $Z(x)$ と $c(x)$ の区別はしない。その他、計算にあたって使用した諸元を表3.3.18にしている。

表3.3.18 第3.3.5節(4)において使用した諸元

移流・拡散条件	流量流入部：桜川3.17m ³ /s、恋瀬川4.44m ³ /s 流量流出部：常陸利根川7.61m ³ /s 拡散係数 $D = 10\text{m}^2/\text{s}$
流動計算	完全流体、定常流れと仮定
移流拡散計算	メッシュ幅 $\Delta = 500\text{m}$
最適化計算ステップ幅	$\Delta \text{ minimum} = 10\text{m}$

i) 面積平均水質

図3.3.31に、監視点数を2点～10点に設定した時の最適監視点位置の計算結果を示す。1次元の例と同じように、監視点は、湖内に一様に分布するように見える。別途、正方形領域において、多数の監視点を設定し、最適配置を行った場合も、境界付近を除いては、一様な正三角形形状の監視網が得られている(図3.3.32)。これは、従来から気象観測網配置に関し主張されている⁸⁷⁾ことと一致する。

このような最適配置は、面積平均水質推定の精度向上に対して、どの程度寄与したのであろうか。図3.3.33は、この疑問に対する一つの目安として、正方形領域において、4点、9点、16点の最適配置を行った時の推定分散と、それらの点をランダムに配置した時の推定分散(正方形領域を点数分に等分割し、分割領域内でランダムに配置)の比を示したものである。ただし、ランダム成分 C は0とし計算の試行回数は、各点とも5回である。図は、おおよそのオーダーを示すものであるがこれによれば、最適配置時は、ランダム配置時のほぼ60%程度の分散を示している。言い換えれば最適配置を行うことによって、その統計的な有意性を別にすれば40%程度の分散減少が見られる。ただし、実際場においては、データ変動の

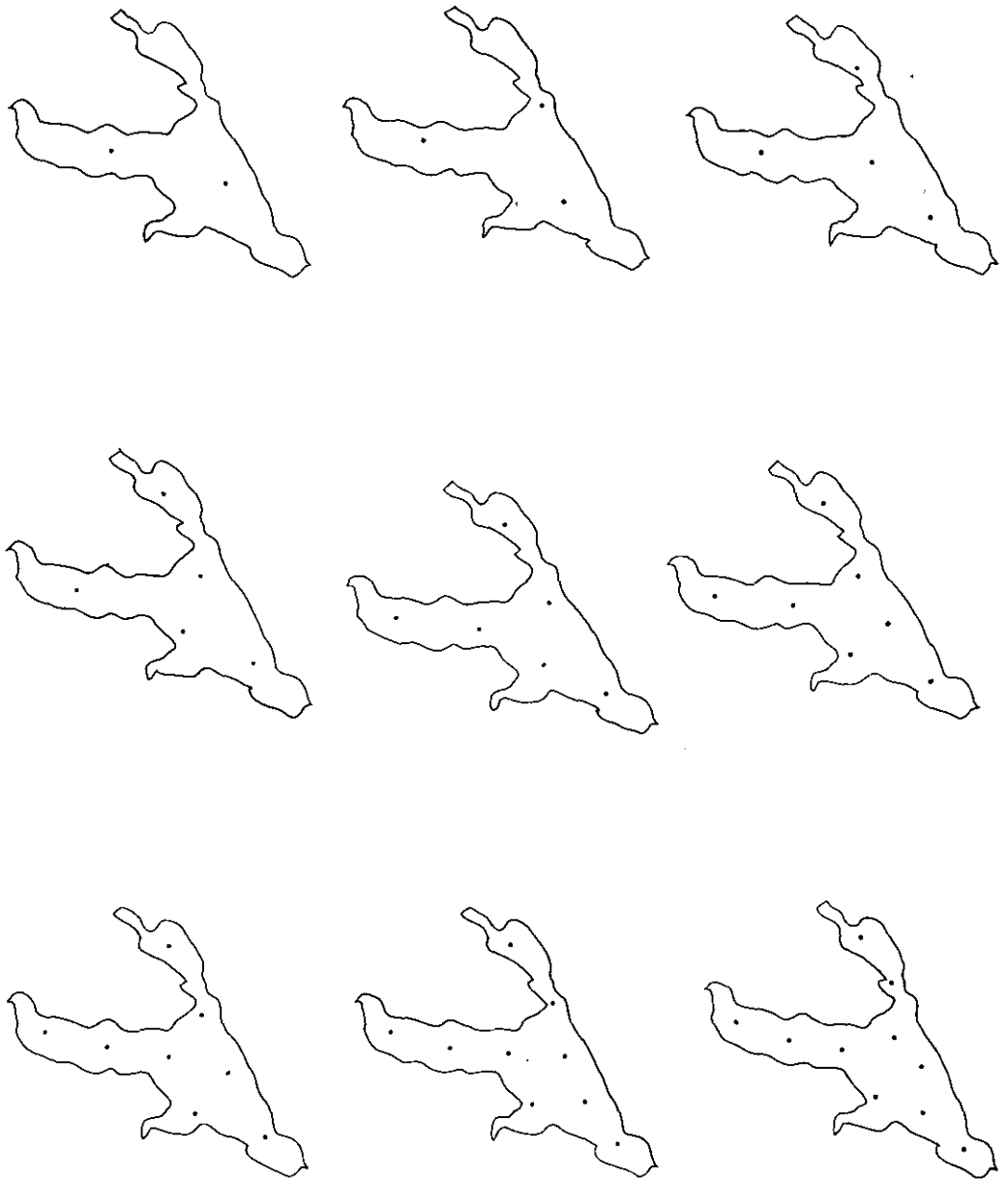


図3.3.31 面積平均水質を推定するための最適監視点位置
 $|a_1|/C=0.239$ の場合、全2～10点の例

うち、本計算で考慮していないランダム成分の影響があること、実際の配置にあたっては、ランダム配置に比べ、より良好な配置が選ばれるであろうことなどを考えると、40%減少は、過大な期待である。

一方、図3.3.34は、先に述べた瀬戸内海CODデータを使用し、面積平均濃度値の推定を、統計的最適推定を行った場合と、単純平均によって行った場合の推定の分散値を、仮に最密監視時に真の面積平均濃度に十分近い値を得られるとして間引き法 (Sample reduction method)⁸⁸⁾によって推定したものである。図中、横軸は、1監視点が受け持つ平均領域面積であり、監視密度の逆数に比例すべき量である。両図より、最適推定法を使用することによる推定精度増加を見積もることができるが、その一つの試みとして、図3.3.35は、両法による推定分散 (いずれも間引き法によって計算されたものである) の比を、監視点あたりの領域面積に対し、図示したものである。最密監視時に真の面積平均値に十分近い値を得られているかはなんら保証がなく、したがってこの結果はあくまでも一つの目安を得るものにすぎ

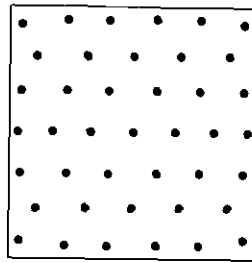


図3.3.32 正方形領域内の面積平均水質を推定するための最適監視点配置 $C=0$ 、全41点配置の場合

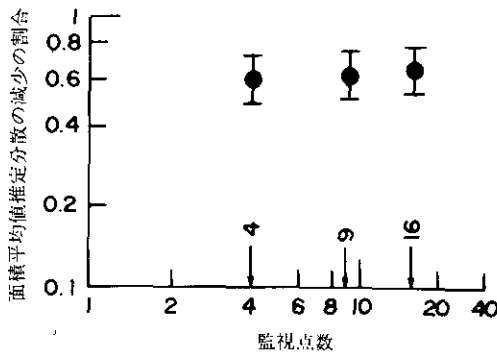
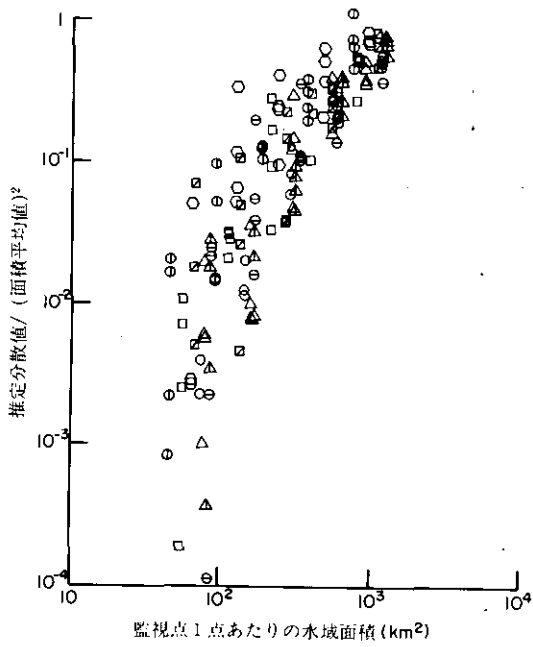
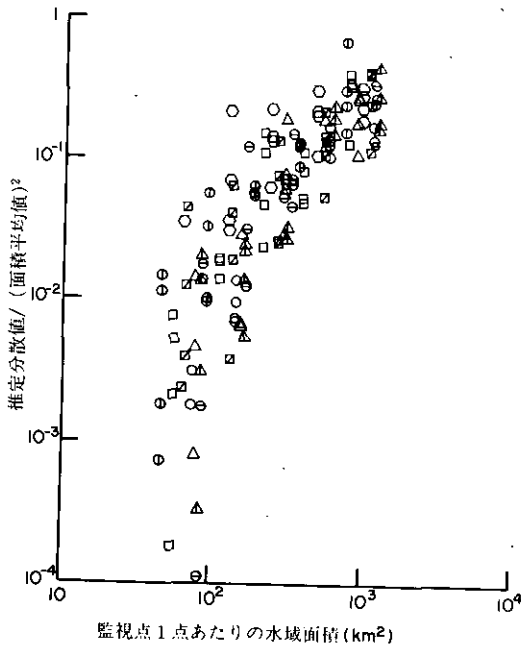


図3.3.33 最適監視点配置の効果

最適監視点配置時における面積平均値推定の分散とランダム配置 (領域等分割内における) 時の推定分散の比を示す。試行回数は各点数時とも5回ずつ、正方形領域にて $C=0$ の場合である。



(a) 単純平均による面積平均値推定の分散



(b) 統計的推定法による面積平均値推定の分散

図3.3.34 面積平均値推定の分散に関する検討
瀬戸内海CODデータ、記号の違いは灘の違いを示す。

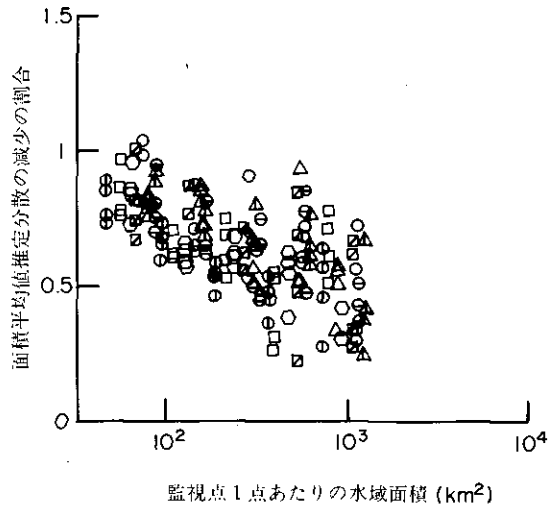


図3.3.35 統計的推定法の効果

統計的推定法による面積平均値推定の分散と単純平均による面積平均値推定の分散との比を示す、瀬戸内海CODデータを使用し記号の違いは灘の違いである。

ないが、ほとんどのケースにおいて、統計的最適推定による推定の分散は、単純平均による推定の分散を下まわり、その程度は、疎配置の場合において著しく、50%程度にもなる。

以上の検討結果をまとめると、次のようになる。本推定法による面積平均水質の推定精度の向上には、1) 平均値推定の際に利用する、2) 監視点配置をもうんぬんする、の2段階が考えられるが、本方法の効用としては、第一義的には、1)の段階において、各監視点の係数 λ 、すなわち相対的重要性が明らかになる点に効用が求められるべきであり、本節がねらった第2の段階のみにおける推定精度向上には、それほど期待できないことが推定される。

ii) 取水目的からみた代表水質

取水からみた代表水質の推定にあたっては、水域における移流拡散状況が必要となることは、既に述べた通りである。図3.3.36~3.3.38は、式(3.3.145)で示した移流拡散式の随伴グリーン関数の例であり、霞ヶ浦水道事務所沖の旧取水井地点を取水点と仮定した結果である。図間の相違は、水理条件、目的とする代表性の違いによって生じたものであり、図3.3.36は、定常状態で流れの効果なし、図3.3.37は、流れを考慮した定常状態の、図3.3.38は、流れを考慮した非定常グリーン関数のピーク値の図である。これらの図に対応した監視点配置を示したものが図3.3.39~3.3.41である。求める水質の代表性に応じて、取水点付近に集中し、あるいは、上流側に配置されていくことがわかっていく。

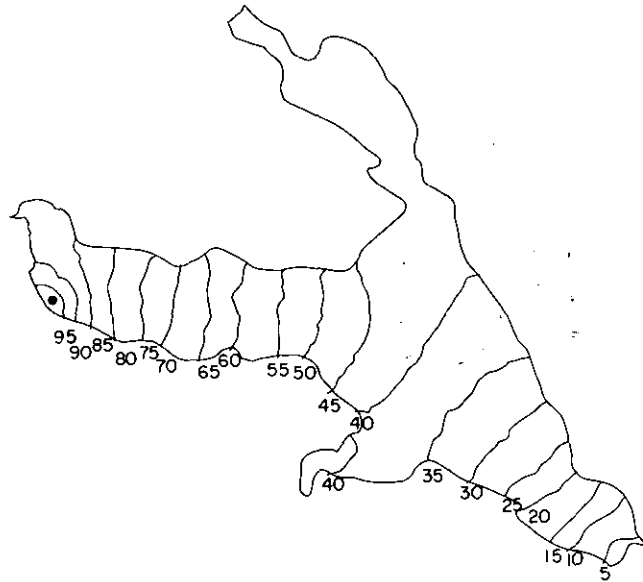


図3.3.36 常陸利根川に水質のsinkがあり、任意の点から汚染物を定常的に放流した時、●にて被る被害濃度を示す
単位は任意である。流れは考えていない。

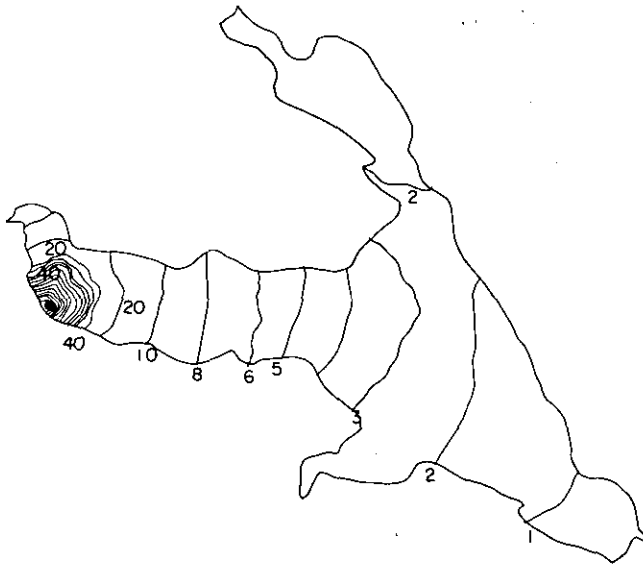


図3.3.37 常陸利根川に水質のsinkがあり、任意の点から汚染物をパルス的に放流した時、●にて被る最高濃度を示す
単位は任意である。流れは考えていない。

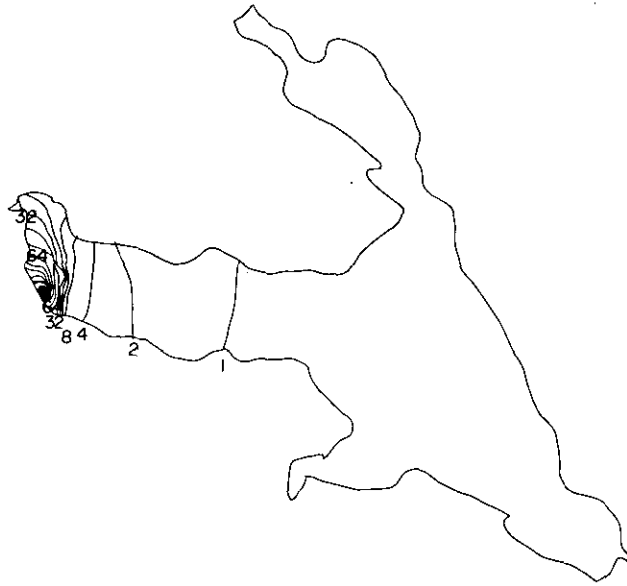


図3.3.38 常陸利根川に水質のsinkがあり、任意の点から汚染物をパルスの的に放流した時、●にて被る最高濃度を示す流れを考慮している。単位は任意である。

これらの結果は、1次元解析の結果と一致する。ちなみに、図3.3.42は茨城県企業局において、水道水源監視のために配置している監視点位置⁸⁹⁾を示したものであるが、流れを考慮した定常状態による重み、及びピーク値による重みによって算出した最適位置の中間程度の監視体制である。さて、これらの図は、いずれも $\frac{|a_1|}{C}$ をCODデータから算出した値のうちの50%値として計算を行ったものであった。この値は図3.3.24を見てもわかるように、かなりの変動を示す。従って、 $\frac{|a_1|}{C}$ に対する最適位置の感度が問題となるが、図3.3.43は、 $\frac{|a_1|}{C}$ の値をCODデータを用いて算出した値の中から、上下5%値を採用して求めた監視点位置を示したものである。図から明らかのように、ランダム効果 C が大きくなるにつれて、取水点近傍に集中する傾向が見られる。

以上、本節においては、空間的代表水質の最適監視点位置の決定問題を取り上げ、その定式化、計算方法、1次元解析による検討、及び霞ヶ浦における計算例について言及した。設定した代表水質としては、面積平均水質、取水目的からみた代表水質を取り上げ、その各々について、最適監視点位置の挙動を調べている。面積平均水質の推定問題のように、解に対する見通しが容易な場合を除き、取水目的からみて、水域水質に対し特殊な重み付けを考えなければならない代表水質あるいは、本節において、取り上げるには至らなかった多目的な目標関数式(3.3.133)を持った監視点配置問題などで

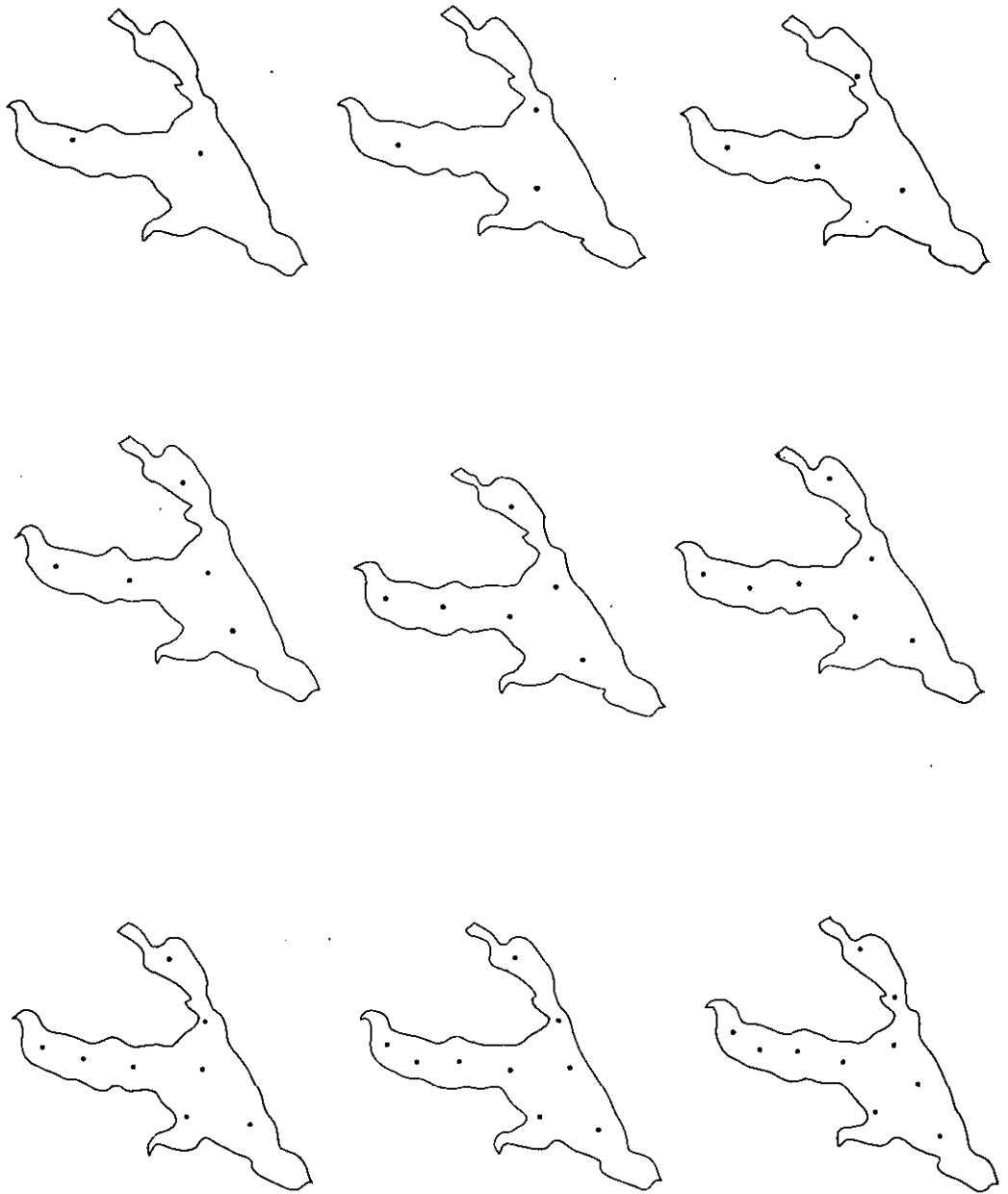


図3.3.39 図3.3.36を $W_x(x)$ とした時の最適監視点位置
 $|a_1|/C=0.239$ の場合, 全 2 ~ 10 点の例

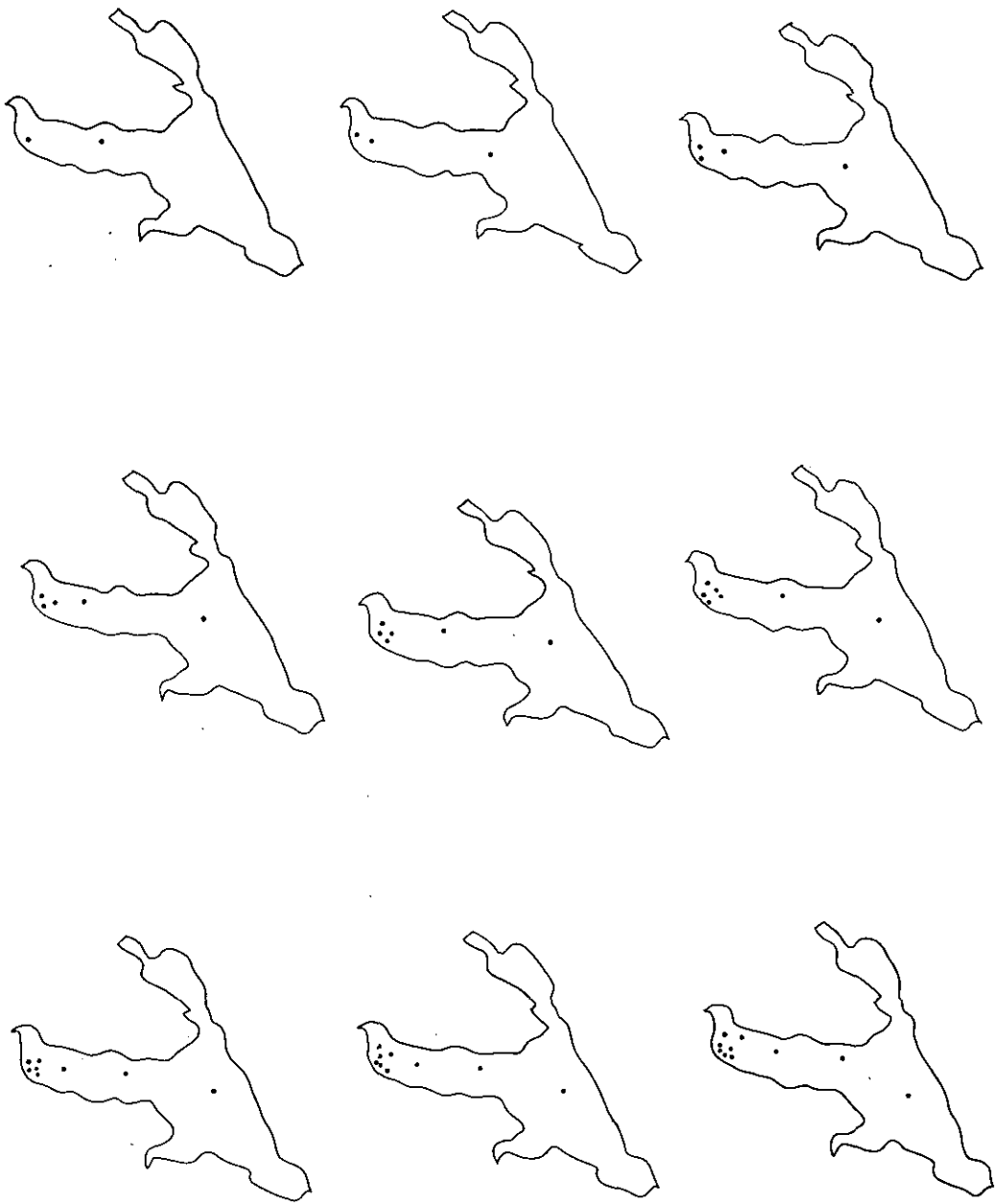


図3.3.40 図3.3.37を $W_x(\mathbf{x})$ とした時の最適監視点位置
 $|a_i|/C=0.239$ の場合, 全2~10点の例

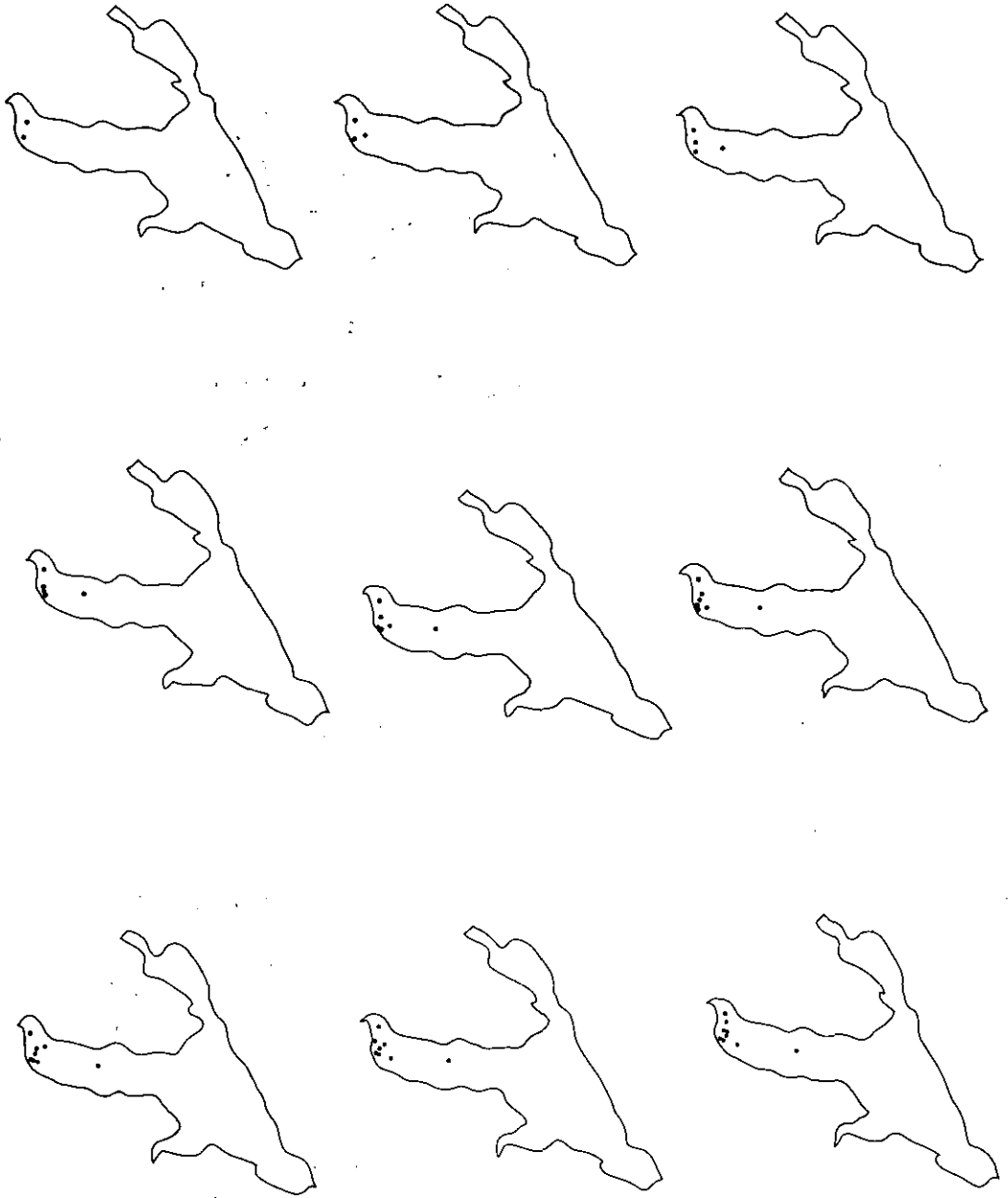


図3.3.41 図3.3.38を $W_r(x)$ とした時の最適監視点位置
 $|a_i|/C=0.239$ の場合、全 2 ~ 10 点の例

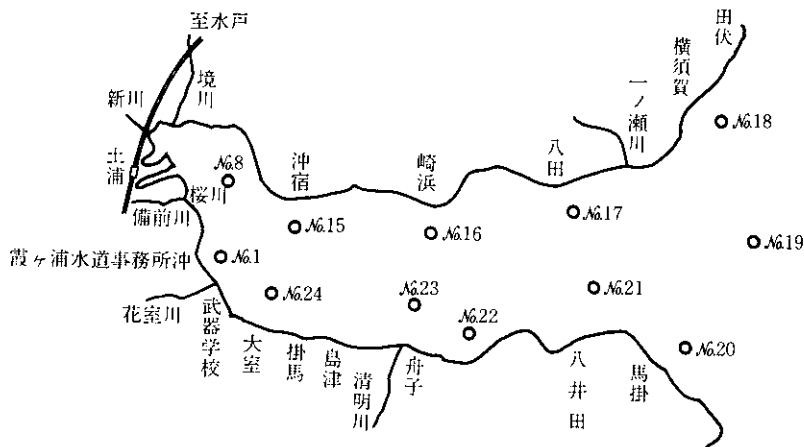


図3.3.42 茨城県企業局において水道水源監視のために配置している監視点位置
計算で仮定した霞ヶ浦水道事務所沖に取水口があった際も上図と同様の監視
体勢であった。

は、本節で提案した方法が、計測効率及び配置決定プロセスの合理性といった点から強く推奨され、また多水域に対する経験が望まれる。

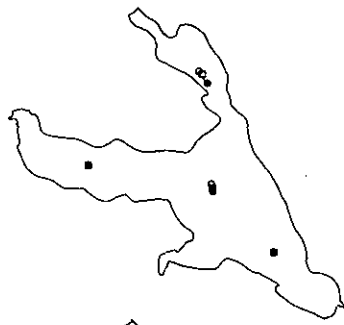
3.3.6 面積平均水質の推定精度とその費用に関する考察

本節では、検討の対象を面積平均水質にしぼり、その推定分散と監視点数との一般的な関係を求めることによって、監視精度と監視費用に対する簡単な概算式の導出を試みている。解析にあたっては、データの時系列的な挙動をも考慮する必要があるが、本節では、そのような時空間的な構造は考慮に入れず、時間的な挙動と空間的な挙動は、独立に取り扱い得ると仮定する。こうした仮定のもとで、ここに取り上げる第1の問題は、第3.3.5節で述べたような n 地点における監視を N 回繰り返して行った時に、式(3.3.153)で表される時空間的平均水質濃度をどの程度の精度で推定し得るかである。

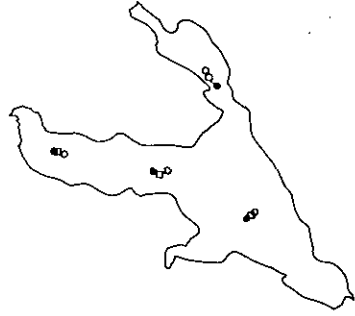
$$\bar{c} = \frac{1}{TS} \int_0^T dt \iint_S c(x, t) dS \quad (3.3.153)$$

ここに T は対象とする期間長さである。

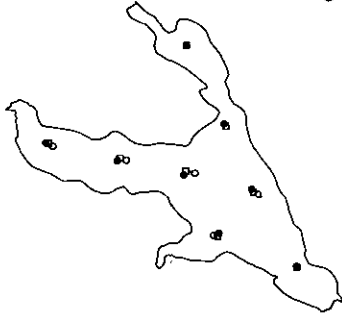
さらに、これを実際場に適用するには、監視点数に応じ、その都度、対象とする湖沼に応じた最適



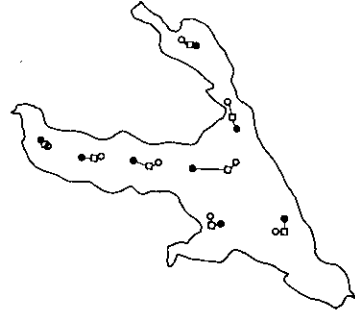
(a) 面積平均水質



(b) 図3.3.36の重みの時



(c) 図3.3.37の重みの時



(d) 図3.3.38の重みの時

図3.3.43 一般化共分散の係数 $|a_1|/C$ に対する最適監視位置の感度

- $|a_1|/C$ が下から5%で小さい時(0.019/km)
 - $|a_1|/C$ に50%値を使用した時(0.239/km)
 - $|a_1|/C$ が上から5%で大きい時(0.806/km)
- いずれの図も4点、8点の配置を示す。

監視点配置問題を解く必要が生ずる。しかるに、通常の監視システム設計においては、必要とされる監視精度とそれに対する所要点数間の概算式があった方が都合が良い場合が多い。前節で明らかになったように、面積平均水質の推定を行うにあたり、監視点位置は、分散の決定にあたってそれほど感度が良いパラメータではなかった。従って、監視点の正確な位置を知ることなしに監視点数から推定分散を概算し得る可能性がある。これが第2の問題である。

これらの考察に加え、観測の総回数と監視費用に対する簡単な仮定を行うならば、監視精度と監視費用に対する一つのモデルを作成できる。以下、これらの諸点について述べる。

(1) 時空間的平均水質の推定分散

n 地点監視を N 回繰り返し行うと想定する。各回の面積平均水質濃度を $\bar{c}_i (i=1, 2, \dots, N)$ 、その推定値を $\bar{c}_i^* (i=1, 2, \dots, N)$ と書くことにしよう。式(3.3.153)で定義された時空間的平均水質濃度の推定値の一つは

$$\bar{c}^* = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \bar{c}_i^* \quad (3.3.154)$$

で表される。また、その推定の分散 $E[(\bar{c}^* - \bar{c})^2]$ は、時間的な濃度変動と空間的な推定誤差は独立であるといった仮定のもとで、

$$E[(\bar{c}^* - \bar{c})^2] = E\left[\left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \bar{c}_i - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \bar{c}_i^*\right)^2\right] + E\left[\left(\bar{c} - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \bar{c}_i\right)^2\right] \quad (3.3.155)$$

となる。ここに \bar{c}_i は、第 i 回測定時の面積平均水質濃度である。式(3.3.155)右辺の2項はそれぞれ空間的な変動に原因する推定分散、及び時間的な変動に原因する推定分散を示す。

N 回の繰り返し測定を通じ n 点の監視点を固定しておくと考えれば、空間変動に原因する推定分散は繰り返し測定によっても小さくならないであろう。一方時間的な変動に原因する誤差はそれが繰り返しごとに独立であるという仮定のもとで N に反比例して小さくなることが予想される。すなわち式(3.3.155)は次の式(3.3.156)によって近似される。

$$\bar{\sigma}^{*2} = \bar{\sigma}_1^2 + \frac{1}{N} \sigma_2^2 \quad (3.3.156)$$

ただし

$$\bar{\sigma}^{*2} = E[(\bar{c}^* - \bar{c})^2] \quad (3.3.157)$$

であり、 $\bar{\sigma}_1^2$ は各回の観測で n 点のデータから面積平均水質の推定値 \bar{c}_i^* を推定する時の分散の N 回繰り返し時の平均を示し、 σ_2^2 は面積平均水質 \bar{c}_i の時間的な変動の分散である。

(2) 面積平均水質推定分散のモデル

一般化共分散が1次形である水域の場合、面積平均水質の推定分散は、ランダム成分 C に原因する

ものと、空間的相関をもつ成分に原因するものと、二通りに区分される。これらの大きさは、それぞれ式(3.3.127)の C 、 a_1 によって規定され、最適な推定分散とは回帰係数、あるいは最適監視点位置の決定機構を通じ複雑に結びついているが、そのおおよその寄与としては、

a) ランダム成分が水域内での監視点数 n に相当する繰り返しによって減少されて生ずる C/n (正確には $C\sum_{i=1}^n \lambda_i^2$)の分散、b) 空間的相関のみに帰因する分散、及び、c) ランダム項・相関項の相互作用によって生ずる分散に分けることができよう。さらに、今、c)の効果が無視し得る時には、b)に帰因する分散が a_1 に対して線型であることから、a) $C=0, a_1=-1$ の時の任意の監視点数 n における最適配置問題を解き、その時の推定分散を $\bar{\sigma}^2(n)$ として求めておけば、b)対象とする任意水質の一般化共分散 $K(\mathbf{h}) = C\delta(\mathbf{h}) + a_1|\mathbf{h}|$ に対し面積平均水質の推定分散 σ_1^{*2} は

$$\sigma_1^{*2} = \frac{C}{n} - a_1 \bar{\sigma}^2(n) \quad (3.3.158)$$

として求めることができる。こういった近似方法を使用するには、その妥当性をチェックする必要性があるが、図3.3.44は、その一つの試みとして霞ヶ浦西浦において、上に述べた両方法によって推定した分散の比(近似法/厳密法)を示したものである。近似の程度は、当然 $\frac{C}{|a_1|}$ によって変化するが、この例では数%程度に治まっている。

$\bar{\sigma}^2(n)$ に関し、考察を進めるために、 $K(\mathbf{h}) = -|\mathbf{h}|$ を代入して書き下すと次のようになる。

$$\bar{\sigma}^2(n) = \left[\frac{2}{S} \sum_{i=1}^n \lambda_i \iint_S |\mathbf{x} - \mathbf{x}_i| dS - \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^n \lambda_i \lambda_j |\mathbf{x}_i - \mathbf{x}_j| - \frac{1}{S^2} \iint_S dS_x \iint_S dS_y |\mathbf{x} - \mathbf{y}| \right] \quad (3.3.159)$$

従って、 $C=0$ のときには $\bar{\sigma}^2(n)$ は、水域の1次元スケール(\sqrt{S} 、ただし、 S は湖面積)に比例し、相似な形状を持った水域では、その比例定数 $\bar{\sigma}^2(n)$ は同一になる。 $\bar{\sigma}^2(n)$ は、監視の点数 n に依存す

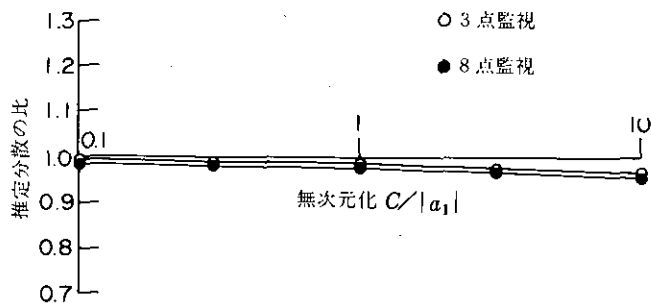


図3.3.44 面積平均水質を推定分散を簡易法で行う誤差について
縦軸は簡易法による推定分散と厳密な方法による推定分散の比をとっており、横軸には無次元化 $C/|a_1|$ をとっている。基準の $C/|a_1|$ は霞ヶ浦CODデータから得た4.18kmを使用し、対象水域は霞ヶ浦である。

るが、その他、水域形状の関数でもある。しかし、縦横の比が1に比べ大きく離れている水域を除いては、その依存性は、点数に対する依存度ほど強くないと予想される。この点に対する検討例として、図3.3.45は、我が国における4湖沼の形状について $\bar{\sigma}^2(n)$ を求めたものである。これら、4湖沼の回帰直線として

$$\bar{\sigma}^2(n) = 0.28n^{-1.48} \quad (3.3.160)$$

を得るが、これを利用すれば任意の1次型一般化共分散

$$K(\mathbf{h}) = C\delta(\mathbf{h}) + a_1|\mathbf{h}| \quad (3.3.161)$$

の場合の推定分散の近似式は、次のようになる。

$$\sigma_1^{*2} = \frac{C}{n} - 0.28a_1\sqrt{S} \cdot n^{-1.48} \quad (3.3.162)$$

式(3.3.162)において、 n に対し σ_1^{*2} をプロットした図を図3.3.46に示す。図中縦軸は $\frac{\sigma_1^{*2}}{C}$ を示し、図中に記された値は、空間的な相関の強さを表す無次元化パラメータ $\frac{-a_1\sqrt{S}}{C}$ を示している。

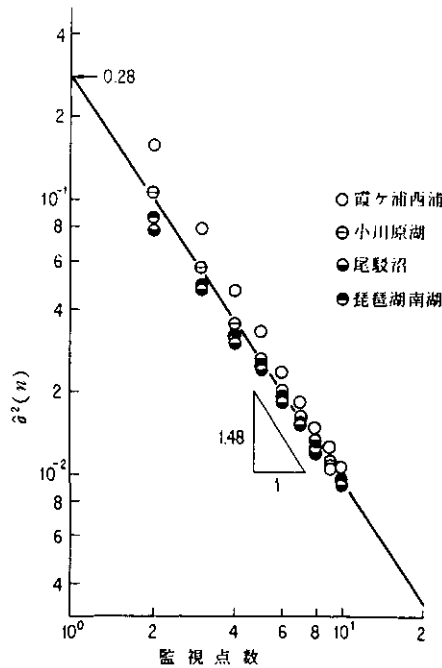


図3.3.45 正規化された観測分散 $\bar{\sigma}^2(n)$

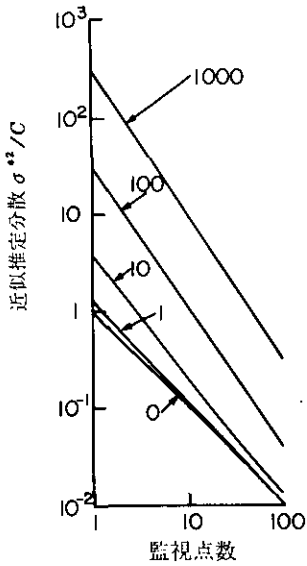


図3.3.46 式(3.3.162)の挙動
 図中の数字は $-\frac{a_1\sqrt{S}}{C}$ を示す。

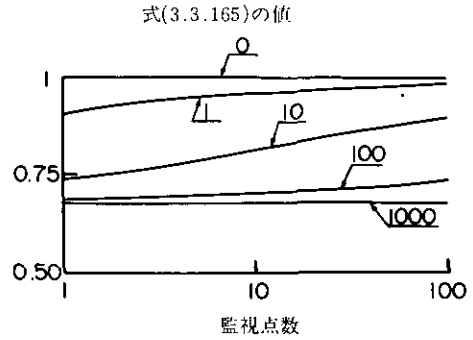


図3.3.47 監視費用の感度
 図中の数字は $-\frac{a_1\sqrt{S}}{C}$ を示す。

(3) 水質監視の精度と限界費用に関するモデル

水質監視に必要な費用は、大きく分けて採水、分析など測定回数に直接にかかわる部分とそれ以外の経常的に必要とされる費用からなる。従って、いま、水質監視費用 Γ を測定回数に関する単価 α と、経常費用 β とから

$$\Gamma = \alpha nN + \beta \quad (3.3.163)$$

として算出できると考えよう。監視地点数 n 、及び監視回数 N と、時空間的の面積平均水質の推定分散の関係は式(3.3.156)に示されており、この式における $\bar{\sigma}^2$ を式(3.3.162)に示される σ_1^{*2} によって代替しこれらの式を式(3.3.163)に代入すれば水質監視精度とその費用の関係を得ることができる。たとえば、これらを利用し水質監視の時空間的平均水質の推定分散に関する限界費用は監視繰り返し数 N を一定として

$$\frac{d\Gamma}{d\bar{\sigma}^2} = \frac{-2\alpha\bar{\sigma}^*N}{\frac{\bar{C}}{n^2} - 0.414n^{-2.48}\bar{a}_1\sqrt{S}} \quad (3.3.164)$$

となる。ここに \bar{C} 、 \bar{a}_1 は N 回繰り返し測定時における変動の空間構造に関するパラメータであり 1 回測定の時のパラメータである C 、 a_1 とは異なった値となると考えられ以下ではこれを

$$\bar{C} = C/N, \quad \bar{a}_1 = a_1/N \quad (3.3.165)$$

と仮定している。これは空間的変動のアンサンブル平均と時間的な繰り返し平均を同一視するもの

であり、今後、問題となる仮定の一つである。さて図3.3.47は、式(3.3.164)の特性を調べるために観測分散に対する監視費用の感度

$$-\frac{d \ln f'}{d \ln \bar{\sigma}^2} = \frac{\left(1 - 0.28 \frac{a_1 \sqrt{S}}{C} n^{-0.48}\right)}{\left(1 - 0.414 \frac{a_1 \sqrt{S}}{C} n^{-0.48}\right)} \quad (3.3.165)$$

を示したものである。式(3.3.165)からもわかるように、その値の範囲は、 $0.68 \left(= \frac{0.28}{0.414} \right)$ 及び1の間に制限され、空間的な相関の強さを示すパラメータ $\frac{a_1 \sqrt{S}}{C}$ が小さくなるとともに、1に近い値を取ることがわかる。また監視点数に対しては、それほど高い感度は示さないが、点数が多くなれば、感度が高まる傾向があることが見て取れる。

以上、本節においては、面積平均水質の推定精度を中心に、その監視の点数に対する依存性を検討した。この検討によって得られた式(3.3.164)は、第2章に定義した“水質監視システムに関する第1種の適正化”に対する一つの解であり、第4章で示される“第2種の適正化”問題において重要な部分を占めることになろう。

引用文献

- 1) Langford, R.H. (1978) : National monitoring of water quality. Establishment of Water Quality Monitoring Programs, Everett, L.G., and Schmidt, K.D.ed., American Water Resources Assoc., Minneapolis, 1-19.
- 2) 野口悠紀雄(1974) : 情報の経済理論. 東洋経済新報社, 東京.
- 3) McDonough, A.M.(1963) : Information Economics and Management Systems. McGraw-Hill, New York.
- 4) Marschak, J. (1972) : Economics of information systms. Frontiers of Quantitative Economics. Intriligator, M.D. ed., North-Holland, Amsterdam, 32-108.
- 5) Kneese, A.V., B.T.Bower(1968) : Managing Water Quality Economics, Technology, Institutions. Johns Hopkins Press, New York.
- 6) 宮川公男・田守栄一・那須丈士・西田幸雄・平野正直・福田年秀(1971) : 水質保全のシステム分析. 経済企画庁経済研究所研究シリーズ第25号.
- 7) Loucks, D.P., J.R. Stedinger and D.A. Haith (1981) : Water Resources Systems Planning and Analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- 8) 奥野隆史(1973) : 計量地理学とその問題. 応用統計学, 3 (2), 55-74.
- 9) Davis, J.C. (1973) : Statistics and Data Analysis in Geology. John Wiley, New York.
- 10) 清水喜允(1978) : 客観解析法. 気象研究ノート, 第134号, 251-272.
- 11) Greig-Smith, P. (1964) : Quantitative Plant Ecology. Butterworths, London.
- 12) Hodder, I. and C. Orton (1976) : Spatial Analysis in Archaeology. Cambridge University Press, London.
- 13) Cliff, A.D. and J.K. Ord (1973) : Spatial Autocorrelation. Pion, London.
- 14) 大槻忠(1982) : マトリックス・ネットワーク法による漁業環境影響評価(その2). 環境情報科学, 11 (3), 53-64.
- 15) 落合美紀子・内藤正明(1977) : 広域汚染の指標に関する検討. 公害と対策, 13 (9), 58-64.
- 16) 芙蓉情報センター(1976) : 水質に係る環境影響評価手法向上化に関する調査研究報告書. 昭和50年度環境庁委託.
- 17) Mahoney, J.R., W.O. Maddaus and J.C. Goodrich (1970) : Analysis of multiple-station urban sampling data. Proc. Symp. Multiple-Urban Diffusion Models, Smith, A.C. ed., U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., 1-22.
- 18) 内藤正明・乙間末広・安岡善文(1975) : 広域汚染状況のパターンの把握. 第3回環境問題シンポジウム講演集, 土木学会, 57-61.
- 19) MacCracken, M.C. and G.D. Sauter (1975) : Development of an air pollution model for the San Francisco Bay area, Vol.2, Appendices. Lawrence Livermore Laboratory, UCRL-51920, 229-230.
- 20) Hovland, D., D. Dartt and K. Gage (1977) : An objective analysis technique for the regional air pollution study, Part I. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C..

- 21) Boone, D.R. and G.S. Samielson (1977) : Computer mapping of air quality. Proc. ASCE, J. Environ. Eng. Div. **103**(EE6), 969-979.
- 22) Peters, L.K. and J. Yamanis (1981) : Final report on an algorithm to generate input data from meteorological and space shuttle observations to validate a CH₄-CO model. NASA Research Grant No. NSG 1501, Dept. of Chemical Engineering, University of Kentucky, Lexington.
- 23) Ootani, A. (1977) : Interpolation method of missing air quality data of monitoring networks. International Clean Air Congress, 4th, Proceedings, Japanese Union of Air Pollution Prevention Associations, Tokyo, 654-657.
- 24) 数理計画(1978) : 水質汚濁シミュレーション手法調査報告書.
- 25) 木幡邦男・渡辺正孝(1982) : 海洋環境データの鉛直2次元補間法について. 国立公害研究所研究報告, 第30号, 363-370.
- 26) 日野幹雄(1974) : 因子分析・回帰分析およびカルマン・フィルターによる環境汚染の予測. 昭和43年度文部省科学研究費特定研究(1)「環境汚染制御」研究経過および研究報告書. 榎木義一編, 137-144.
- 27) 篠原正則・内藤正明(1980) : スプライン法による大気汚染2次元分布の推定. 環境情報科学, **9** (4), 62-64.
- 28) 渡津秀孝・近藤啓・富田豊・大恵俊一郎(1980) : スプライン補間による大気汚染評価とその精度について. 徳島大学工学部研究報告, 25号, 59-71.
- 29) 藤原正弘・大井紘・新藤純子(1982) : 大気汚染濃度分布パターンのスプライン法による推定法. 環境技術, **11**(9), 21-27.
- 30) Wilkins, E.M. (1971) : Variational principle applied to numerical objective analysis of urban air pollution distributions. *J. Appl. Meteor.*, **10**, 974-981.
- 31) Heimbach, J.A. and Y. Sasaki (1974) : A variational technique for mesoscale objective analysis of air pollution. *J. Appl. Meteor.*, **14**, 194-203.
- 32) Gustafson, K.C., K.O. Kortanek and J.R. Sweigart (1976) : Numerical optimization techniques in air quality modeling. Objective interpolation formulae for the spatial distribution of pollutant concentration, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/4-76-058.
- 33) Faith, R. and R. Sheshinski (1979) : Misspecification of trend in spatial random-function interpolation with application to oxidant mapping. Dept. of Statistics, Stanford University, Technical Report No.28.
- 34) Van Egmond, N.D. and O. Tissing (1977) : Optimum interpolation of spatial air pollution data. International Clean Air Congress, 4th, Proceedings, Japanese Union of Air Pollution Prevention Associations, Tokyo, 658-662.
- 35) Zier, M. (1978) : On the spatial interpolation of air-pollution fields. Proceedings of the Symposium on the Development of Multi-Media Monitoring of Environmental Pollution, Special Environmental Report No. 15, Geneva, World Meteorological Organization.
- 36) Grant, F. (1957) : A problem in the analysis of geophysical data. *Geophysics*, **22**, 309-344.
- 37) Panofsky, H.A. (1949) : Objective weather map analysis. *J. Meteor.*, **5**, 87-92.
- 38) de Boor, C. (1962) : Bicubic spline interpolation. *J. Math. Physics*, **41**, 212-218.
- 39) McLain, D.H. (1974) : Drawing contours from arbitrary points. *Comput. J.*, **17**, 318-324.
- 40) McLain, D.H. (1976) : Two dimensional interpolation from random data. *Comput. J.*, **19**, 178-181, 384.
- 41) Akima, H. (1974) : A method of bivariate interpolation and smooth surface fitting based on local procedures. Algorithm 474. *Comm. ACM*, **17**, 18-20, 26-31.

- 42) Akima, H. (1978) : A method of bivariate interpolation and smooth surface fitting for irregularly spaced data points. Algorithm 526. ACM Transactions on Mathematical Software 4, 148-159, 160-164.
- 43) Krige, D.G. (1966) : Two-dimensional weighted moving average trend surfaces for ore valuation. Proc. Symposium on Mathematical Statistics and Computer Applications in Ore Valuation, Johannesburg, 13-38.
- 44) Goodin, W.R., G.J. McRae and J.H. Seinfeld (1979) : A comparison of interpolation methods for sparse data : Application to wind and concentration fields. J. Appl. Meteor., 18(6), 761-771.
- 45) Harder, R.L., and R.N. Desmarais (1972) : Interpolation using surface splines. J. Aircraft, 9(2), 189-191.
- 46) Briggs, I.C. (1974) : Machine contouring using minimum curvature. Geophysics, 39(1), 39-48.
- 47) 大西行雄(1975) : スプライン法を用いた2次元補間について. J. Oceanogr. Soc. Jpn. 31, 259-264.
- 48) Sasaki, Y. (1958) : An objective analysis based on the variational method. J. Meteor. Soc. Jpn. 36, 77-88.
- 49) 清水喜允(1978) : 最適内挿と変分法による解析スキーム. J. Met. Res., 30(3,4), 59-68.
- 50) Matheron, G. (1963) : Principles of geostatistics. Economic Geology, 58, 1246-1266.
- 51) Matheron, G. (1967) : Kriging or polynomial interpolation procedures. Can. Inst. Mining Bull., 60, 1041-1045.
- 52) Matheron, G. (1973) : The intrinsic random functions and their applications. Adv. Appl. Prob., 5, 439-468.
- 53) Guarascio, M., M. David and C. Huijbregts (ed.) (1975) : Proc. NATO Advanced Study Institute held at Istituto di Geologia Applicata of Univ. of Rome, Italy.
- 54) AGU (1980) : Special session on Kriging. Fall Meeting, San Francisco..
- 55) Gandin, L.S. (1965) : Objective Analysis of Meteorological Fields. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.
- 56) Ripley, B.D. (1981) : Spatial Statistics. John Wiley, New York.
- 57) Sabin, M.A. (1980) : Contouring-A review of methods for scattered data. Mathematical Methods in Computer Graphics and Design, Brodlie, K.W.ed., Academic Press, London.
- 58) 市田浩三・吉本富士市(1981) : スプライン関数とその応用. 新しい応用の数学, 20, 一松信ら編, 教育出版, 東京.
- 59) 日野幹雄(1975) : 近似計算法としての仮想法の提案と解説. 東工大土木工学科研究報告, 18, 89-96.
- 60) Iturbe, I.R. and J.M.Mejía (1974) : The design of rainfall networks in time and space. Water Resour. Res., 10(4), 713-728.
- 61) 気象庁予報部(1976) : 客観解析. 電子計算室報告別冊第22号.
- 62) Journel, A.G. and C. Huijbregts (1978) : Mining Geostatistics. Academic Press, London.
- 63) 吉田泰治(1978) : 世界のオペレイショナル・モデルの現状. 気象研究ノート, (134), 417-424.
- 64) Sasaki, Y. (1970) : Some basic formalisms in numerical variational analysis. Mon. Wea. Rev., 98, 875-883.
- 65) Stephens, J.J. (1967) : Filtering responses of selected distance-dependent weight functions. Mon. Wea. Rev., 95, 45-46.
- 66) Schweikert, D.G. (1966) : An interpolation curve using a spline in tension. J. Math. Physics, 45, 312-317.
- 67) Cline, A.K. (1974) : Scalar-and planar-valued curve fitting using splines under tension. Comm.

ACM, 17, 218-220.

- 68) 環境庁水質保全局(1973) : 昭和47年度瀬戸内海水質汚濁総合調査. データ表 I.
- 69) Fienberg, S.E. and P.W. Holland (1972) : On the choice of flattening constants for estimating multinomial probabilities. *J. Multivariate Analysis*, 2, 127-134.
- 70) Wahba, G. and S. Wold (1975) : A completely automatic french curve : Fitting spline functions by cross validation. *Comm. Statist.*, 4(1), 1-17.
- 71) 高松武一郎・佐山隼敏・橋本伊織(1972) : プロセスシステム. 日刊工業新聞社, 東京.
- 72) 奥野忠一ら編(1978) : 応用統計ハンドブック. 養賢堂, 東京.
- 73) 工業技術院中国工業試験所(1980) : 瀬戸内海全域の汚濁予測に関する研究報告書.
- 74) 運輸省第3港湾建設局神戸調査設計事務所(1972) : 昭和46年度大阪湾潮流観測報告書, 神調資, No.177.
- 75) 木村俊晃(1960) : 相関関係の解析を基礎とした流域平均雨量の計算法. 土木技術資料, 2(5).
- 76) Delfiner, P. (1975) : Linear estimation of non-stationary spatial phenomena. *Proceeding of the NATO Advanced Study Institute, Istituto di Geologia Applicata of Univ. of Rome, Italy*, 49-68.
- 77) 赤池弘次(1976) : 情報量規準AICとは何か——その意味と将来への展望. *数理科学*, 153, 5-11
- 78) 茨城県(1978) : 昭和52年度公共用水域の水質測定結果.
- 79) 茨城県(1979) : 昭和53年度公共用水域の水質測定結果.
- 80) 茨城県(1980) : 昭和54年度公共用水域の水質測定結果.
- 81) 茨城県(1981) : 昭和55年度公共用水域の水質測定結果.
- 82) Himmelblau, D.M. (1972) : *Applied Nonlinear Programming*. McGraw-Hill, New York.
- 83) Gambolati, G., and G. Volpi (1979) : Groundwater contour mapping in Venice by stochastic interpolators, 1, *Theory. Water Resour. Res.*, 15(2), 281-290.
- 84) Matalas, N.C. (1968) : Optimum gaging station location. *Proc. IBM Scientific Computing Symposium on Water and Air Resource Management*. Form No. 320-1953, IBM Data Processing Office, White Plains, New York, 85-94.
- 85) Sherwani, J.K. and D.H. Moreau (1975) : Strategies for water quality monitoring. Report No. 107. *Water Resources Research Institute of the University of North Carolina*, 124 Riddick Bldg., North Carolina State Univ., Raleigh, N.C..
- 86) 青木正直(1972) : 数理計画法II. 大泉充郎ら編, 共立出版, 東京.
- 87) 高橋浩一郎(1958) : 気象のO.R.. *日本科学技術連盟テキスト*, 36.8-9.
- 88) 中央气象台(1954) : 昭和27年磯原地区雨量調査.
- 89) 茨城県企業局(1981) : 昭地55年度企業局水質年報第12報.

第4章 水質監視システムの適正化に関する 応用的考察

4.1 概 説

本章では水質監視に関する第2種の適正化問題に対する検討例として、湖沼の実例をとりながら湖水質監視のために必要な監視点数の決定手法の適用を示す。まず第4.2節においては各道府県が中心となって行っている湖沼の常時監視における監視点数の現状分析を行った。現行の水質監視システム全般に関する概論は既に第2.2節においても述べているが、ここでは特に湖沼の監視点数に焦点をあてている。次の第4.3節においては、特定な湖沼あるいは模式的な湖沼を取り上げ水質監視点の検討を試みる。この節における監視点数を決定する原理は第3.2節で提案した監視の費用便益論であり、監視精度に対する技術的な背景は第3.3節にて考察した監視点数（及びその配置）と監視精度に関する検討に基づいている。

以上のように、本章では第2章において提起した第2種の適正化問題と、第3章にて開発した各手法とを組み合わせることにより、実際の水系監視システム設計に一つの具体的方針を示すことを試みたものである。その意味では本研究の要となる部分と言える。なお、第2章においても強調しているように、水質監視のあり方は監視の目的とか、さらに上位の水質管理の体制などによって大きく支配されるが、第2種の適正化問題を考える場合にはその度合が特に著しくなる。そうした理由から本章の成果は例示した結果そのものではなく、第2種適正化問題に対する一つの具体的かつ定量的な解法を示したことにあり、監視体制あるいは管理シナリオが異なった水系においてもこの手法自体は同様に適用し得ると考えられる点にある。

4.2 我が国の湖沼水質の監視体制

我が国には湖面積1ha以上の天然湖沼として487¹⁾、ダム高15m以上の人工湖沼2,233が存在する。その全面積は天然湖沼のみでは2,400km²で国土総面積のほぼ0.64%にあたり、主として北海道及び本州東部に偏在する。これらの湖沼のうち天然湖沼及び水容積1,000万m³以上の人工湖が水質環境基準の対象となり、現在この基準あてはめが行われている湖沼は94湖に上る。こうした湖沼水質の監視は、水質汚濁防止法に基づいて都道府県ごとに毎年定められる測定計画に従ってなされているが、これら監視点には湖沼の汚濁状況を総合的に把握できるよう以下に掲げるような地点を選定するのが適当とされ²⁾、1980年度では99湖沼、350地点（生活環境項目）が調査されている。（図4.2.1）。

- 1) 環境基準点
- 2) 湖心
- 3) 利水地点
- 4) 汚濁水が湖沼に流入した後、十分混合する地点
- 5) 河川が流入した後、十分混合する地点及び流入河川の流入前の地点
- 6) 湖沼水の流出地点

上記からわかるように、湖水水質の監視は環境水質の把握という観点の他に利水目的との関連を重視することに特徴があり、これを無視した地点、あるいは工場排水口直下地点などは適当でないとされている³⁾。ここでは、まずこういった監視点の配置体制の実態分析からその検討を始めることにする。

図4.2.2は、上記した487の天然湖沼中で常時監視の対象とされている湖沼の割合を湖面積との関係で記したものである。図から、全湖沼の約10%にあたる湖面積がほぼ5km²以上の湖を対象として、常時監視が行われていることがわかるが、10km²以上の表面積があっても、監視を行わない湖沼（クッチャロ湖、摩周湖）も存在する。図4.2.3は、1湖沼中の監視点数を湖面積との関係で記したものであるが、おおむね監視点数と湖面積の間には正の相関が存在するようである。しかし、その関係は湖面積に比例するほど強い傾きをもったものではない。また、10km²程度以下の湖沼では2本の回帰線が見られるが、上側の分岐線には水質に問題がある湖沼が多い。その他、中海、十和田湖等の県際水域に関しても、両県の監視点が重合し、密度が高い監視が行われている。湖面積は湖の規模を決める一つのスケールであるが、その他、湖流域面積、流域人口、あるいは湖沼に対する関心の強さなども監視体制を決める大きな要素であろう。

表4.2.1は、現行の監視点数に対するこれらの諸要素の相関を算出したものであるが、これを見て

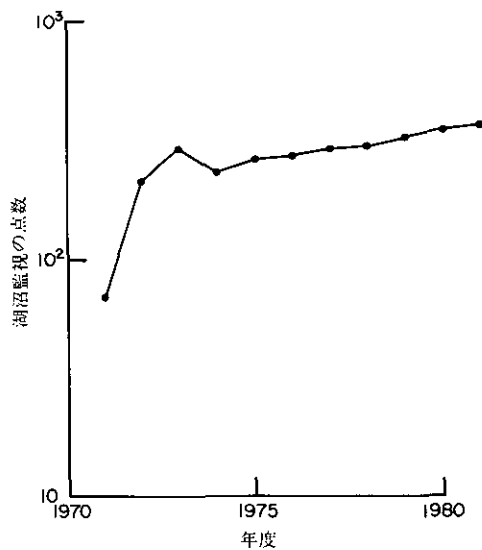


図4.2.1 湖沼水質監視点数の推移
湖沼監視点数は全国公共用水域水質年鑑に記載された測定点数とした。

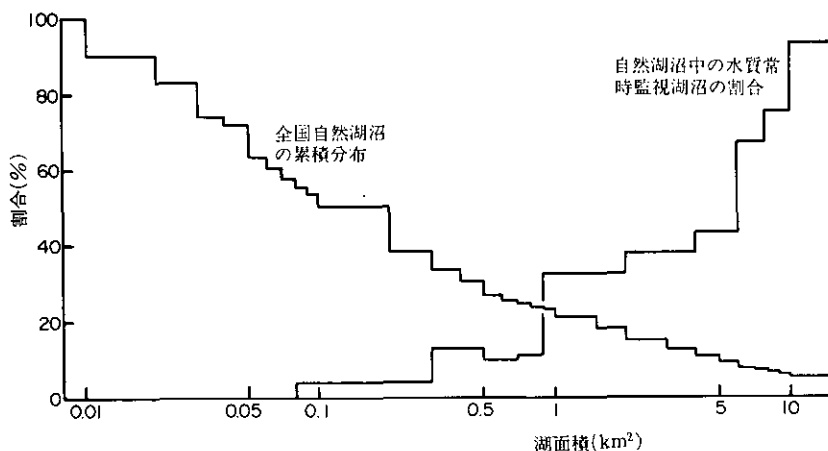


図4.2.2 我が国の自然湖沼

湖沼データは第2回自然環境保全基礎調査(湖沼調査, 昭和54年度)に基づく。この調査は我が国の天然湖沼(面積1ha以上)の自然状態を調査したもので、全487湖沼の調査を含んでいる。これらの湖沼のうち、全国公共用水域水質年鑑(1982年度版)に名が挙がっている湖沼の割合を示したものが、右上がりの折れ線である。

10km²以上の湖沼中常時監視を行っていない湖沼名はクッチャロ湖、摩周湖である。湖沼としては、自然湖沼の他に人工湖(1980年にてダム高さ15m以上のもの2233)がある。

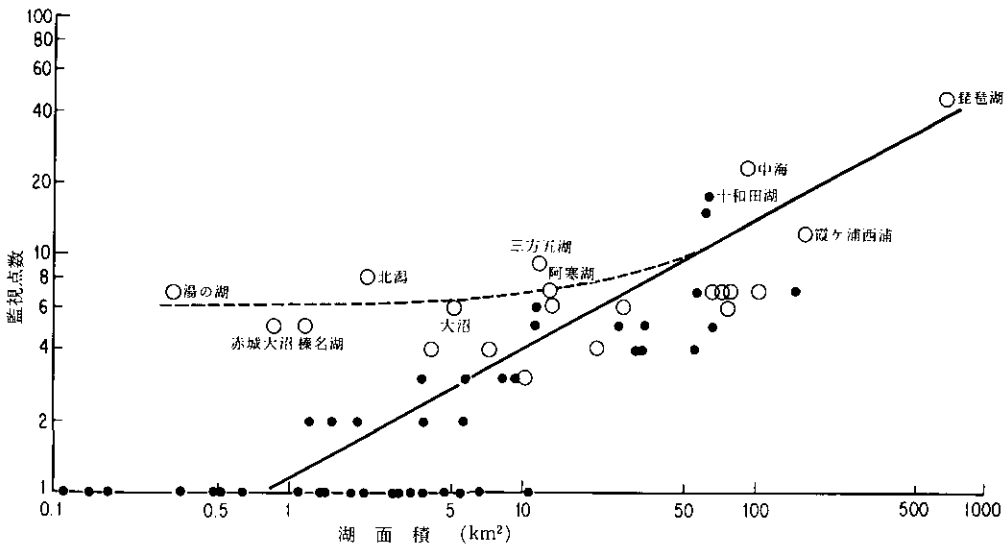


図4.2.3 我が国における湖沼水質の監視点数
 湖面積：第2回自然環境保全基礎調査「湖沼調査」，1979
 監視点数：全国公共用水域水質年鑑，1982年度版
 ○全国環境事情・昭和54年版で水質に問題ありとされている湖沼。

表4.2.1 我が国の代表的な27湖沼における現行監視点数と湖特性の相関係数

	監視点数	湖面積	流域面積	流域人口	滞流時間	報告数
監視点数	1.0 (27)	(27)	(27)	(23)	(25)	(27)
湖面積	0.693	1.0 (27)	(27)	(23)	(25)	(27)
流域面積	0.545	0.755	1.0 (27)	(23)	(25)	(27)
流域人口	0.658	0.677	0.829	1.0 (23)	(21)	(23)
滞流時間	0.258	0.368	-0.172	-0.176	1.0 (25)	(25)
報告数	0.553	0.536	0.618	0.678	-0.052	1.0 (27)

右上半分に記す数字はデータ数である。相関係数を計算するにあたって、監視点数、湖面積、流域面積、流域人口、滞流時間については対数変換を行った。検討に使用した27湖沼とは網走、支笏、洞爺、大沼、阿寒、屈斜路、十和田、田沢、桧原、猪苗代、小野川、秋元、沼沢、霞ヶ浦、中善寺、湯の湖、印旛沼、河北潟、本栖、諏訪、野尻、青木、琵琶、湖山、中海、宍道、及び池田湖である。また表中の報告数とは昭和55～57年の環境調査月報に報告された回数である。

も、湖面積、湖流域面積、流域人口あるいは関心度は、監視点数に対して高い相関をもっていることがわかる。ここに、湖沼に対する関心度としては、適切な指標が存在しないため、新聞などに基づき行政管理庁及び環境庁が実施している環境情報報告⁶⁾に当該の湖沼が掲載された件数によって代替した。この報告によれば、1980年から1982年の3か年の間に名が揚げられた湖沼は60湖沼、485件に達するが、それらのうち、定期監視の対象とされている湖は36湖沼、60%であり、問題とされる湖が必ずしも常時監視の対象とされているわけではない。図4.2.4は、湖沼の定期監視率を1湖沼あたり

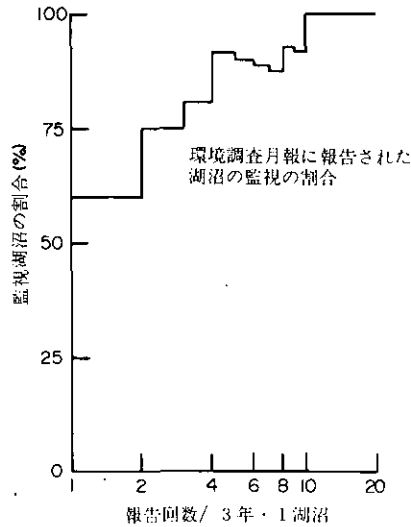


図4.2.4 環境調査月報に報告された湖沼の監視の割合

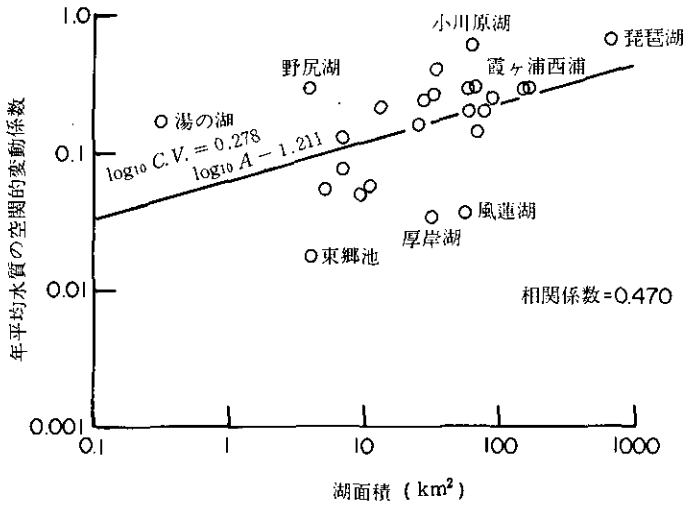
の報告件数との関連で描いたものであるが、10件/1湖沼/3年以上の関心がもたれている湖沼については、全て監視を行っていることがわかる。なお、報告件数485件のうち上位のものは霞ヶ浦(106件)、琵琶湖(64件)、中海(51件)、諏訪湖(35件)、手賀沼(21件)であり、これらの5湖によって57%を占める。いずれも湖利用を中心とする総合開発計画、あるいは富栄養化問題などで著名な湖である。

湖沼の性質を決める因子として上に掲げた諸因子は独立したものではない。一般に湖流域が大きい湖では湖面積、流域人口も大きく、湖に対する関心度も高い。その結果、監視点数が多くなるのは当然の帰結であるとも言えよう。

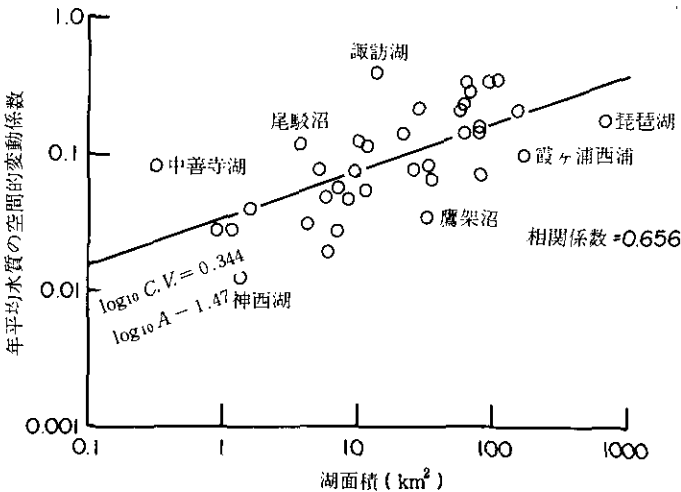
次に、これらの水質監視体制を湖平均水質把握の精度という観点から検討してみよう。図4.2.5は、年平均水質の地点間変動に関する変動係数を湖面積との関係で記したものであるが、両者間には明らかな正の相関が見られる。このような変動係数と湖沼因子との相関関係は、湖面積のみならず流域面積、流域人口との間でも見られるが、これらのうちの1因子、例えば湖面積によって説明し得る成分を除去した残差と他の因子との相関を調べてみるとかなり小さい値となる(表4.2.2)。これらの事実からわかるように湖面積が大きい湖においては変動係数も大きく、監視点も多くなっているがそれではこれらの因子の複合した形、例えば面積平均水質値の変動係数についてはどうであろうか。図4.2.6は面積平均水質の推定分散が「監視点数-1」に反比例すると仮定した場合に面積平均水質推定値の変動係数と湖面積との関係を記したものである。この場合には、変動係数と湖面積の間の相関はほとんどなくなってしまう。すなわち、面積平均水質を推定するという立場からは、湖規模に対する監視点数の配置には偏向が見られない。

以上のように、現状の湖沼水質の監視体制は、ほぼ湖の物理的な大きさに基づいて定められたと言

ってよく、その結果は湖平均水質推定の立場からも矛盾あるものではない。しかし、以上の考察は、あくまでも我が国湖沼の現状監視体制の全体的な傾向として受け取るべきであって各々の湖沼については、その事情及び監視目的の基準は、個別的に検討されなければならない。その他、各湖沼においては以上で取り上げた常時監視測定計画に基づく監視以外に、各種機関が独自に実施している観



(a)年平均CODの空間的変動係数と湖面積の関係
COD観測値は1980年度調査である。



(b)年平均全リンの空間的変動係数と湖面積の関係
全リン観測値は1980年度調査である。

図4.2.5 湖水質の空間的変動係数

表4.2.2 水質の空間的変動と、湖沼特性の相関係数

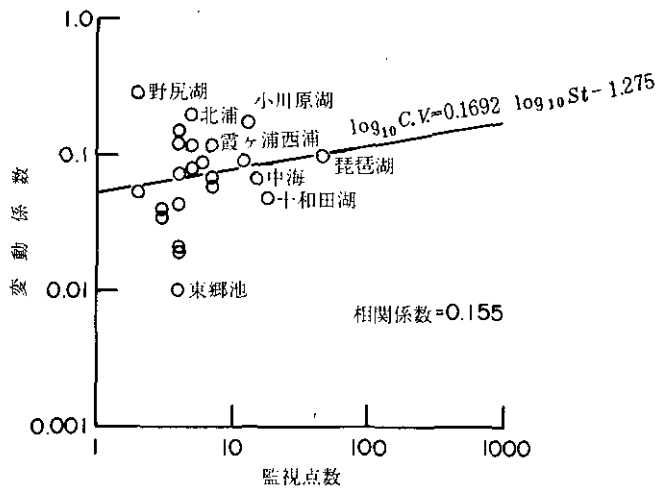
	監視点数	湖面積	流域面積	流域人口	滞流時間
監視点数	1.0 (46)	0.664(46)	0.545(27)	0.658(23)	0.258(27)
COD平均濃度	0.041(46)	-0.145(46)	0.450(27)	0.737(23)	-0.447(27)
COD変動係数	0.582(37)	0.656(37)	0.482(18)	0.299(14)	0.013(19)
COD変動残差	0.229(37)	0.0 (37)	-0.104(18)	-0.191(14)	-0.183(19)
T-P平均濃度	0.347(28)	0.256(28)	0.567(17)	0.629(15)	-0.623(18)
T-P変動係数	0.585(25)	0.470(25)	0.565(14)	0.602(12)	-0.259(16)
T-P変動残差	0.316(25)	0.0 (25)	-0.018(14)	-0.069(12)	-0.466(16)

()内の数字はデータ数を示す。相関係数を算定するにあたっては、いずれの変数も対数変換を行っている。表から変動係数に寄与する要因としては湖面積、流域面積、及び流域人口が大きいことがわかる。滞流時間は平均濃度には影響するが、変動係数にはそれほど影響を及ぼさない。変動係数を湖面積の1次関数であると仮定した時の残差項と湖特性の相関を調べたものが変動残差の欄である。この残差成分と流域面積あるいは、流域人口との相関は高くない、すなわち変動係数において湖面積で説明される成分は、流域面積、流域人口によっても同じように説明される。

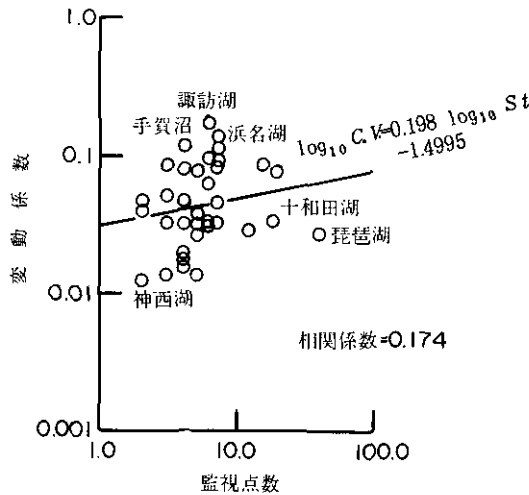
測が存在する。例えば、1980年度に霞ヶ浦西浦において実施された水質観測の主だったものを上げると表4.2.3のようになるが、これらのうち上に述べた「測定計画」に基づくものは、番号1及び9の一部である12点、約2300検体にすぎない。これは表4.2.3中の生物指標及び自動監視を除く総検体数約30000に対して10%以下である。ほとんどの場合、これらの各機関の監視体制の調整は行われておらず、また取得情報の一般公開もなされていない。これは現行の水質監視体制に関する大きな問題点の一つである。

湖沼水質の監視に関するもう一つの問題点は監視費用に関してである。図4.2.7は都道府県及び10大市のうちから、公共用水域の水質常時監視測定(自動監視は含まない)として単独経費で計上したものを取り上げ、計画監視点数との関連を調べたものである。監視点数には湖沼の他に河川、海域を含み、また年間測定回数及び測定項目数も異なるから、本図の結果を一概に論ずることはできないが、その上限は月1回測定として積算した値(746.7千円/1地点、内84%は分析試験費である。環境庁県際水域環境基準監視費補助積算内訳、1977年度¹²⁾)とほぼ一致する。なお、予算額には職員人件費などは含まれておらず、定期調査、不定期調査の予算上の区分、あるいは測定機関間の業務委託関係など明確でない点も多く、図の意義はあくまでも両者間の大略を示すにとどまる。また図4.2.7に関連し図4.2.8はこれらの予算額が水質保全関係予算の中で、どの程度の割合を占めているかを示したものであり、常時監視費用は水質保全費用中の20%程度の割合を占めていることがわかる。次に図4.2.9は、湖沼関係の水質研究調査予算として定期監視以外の費目に計上された額と都道府県内の総湖面積をプロットしたものであるが、両者間の相関は比較的高い。しかるに同様の検討を測定計画で定める監視点数と定期監視以外の調査予算額について行ってみると、相関係数0.325(12県)となり、両者間の相関はそれ程見られなくなる。これらの検討から、地方公共団体が行っている湖沼水質の監視費用に関するあらまは次のようになる。まず測定計画に定められる定期監視に関しては、分析試

験費を中心として1地点当り75万円/年程度の費用を要する。それ以外の調査研究に関しては、湖面積1km²当たり16万円/年程度の費用を計上しているが、こうした調査については監視当局以外の機関によるものもよく行われており、これをも考慮すれば、その費用はさらに増大する。これらの数字に、我が国湖沼の総面積2,400km²、測定計画に基づく監視点数350点を乗ずると、約6.5億円/年程度の値となる。これが適正額であるかどうかを判断することは簡単なことではないが外国の例と比較してみると、例えば北米五大湖の水質管理は、アメリカ、カナダ両国の大きな課題であるが、これらの湖において1月に1回程度の頻度で行われる定期監視は、監視点数にして400点程度であり、その



(a) 推定湖平均全リンの変動係数



(b) 推定湖平均CODの変動係数

図4.2.6 湖水質の変動係数

表4.2.3 霞ヶ浦西浦において1980年度に実施された水質監視の状況

番号	監視機関	監視点数	観測間隔	観測項目	公表状況
1	茨城県環境局 ⁷⁾	4	年12回	一般(7)、その他(8)計15項目	「公共用水域の水質測定結果」年1回
2	茨城県企業局 ⁹⁾	12	年12回	一般(10)、健康(7)、特殊(7)、その他(16)など水道関連40項目	「企業局水質年報」年1回
3	同上	12	年12回	植物プランクトン	同上
4	同上	1	日1回	水道関連項目33項目	同上
5	同上	1	年32回	植物プランクトン	同上
6	同上	1	連続	自動監視	未公表
7	茨城県内水面水産試験場 ⁹⁾	6	年16回	一般(8)、その他(14)計22項目	「茨城県内水面水産試験場調査研究報告」年1回
8	同上	3	年16回	植物・動物プランクトン	同上
9	建設省霞ヶ浦工事事務所 ¹⁰⁾	8	年12回	一般(11)、その他(14)計25項目	「水質年表」年1回
10	同上	8	年2回	健康(8)	同上
11	同上	6	年12回	植物・動物プランクトン	未公表
12	同上	1	連続	自動監視(4)	未公表
13	水資源公団 ¹⁰⁾	1	連続	自動監視(4)	未公表
14	国立公害研究所	10	年24回	一般(9)、その他(12)、生物(植物、動物プランクトンなど)	随時
15	茨城県公害技術センター	7	年1回	一般(6)、その他(8)計14項目 底質、生物	「茨城県公害技術センター年報」

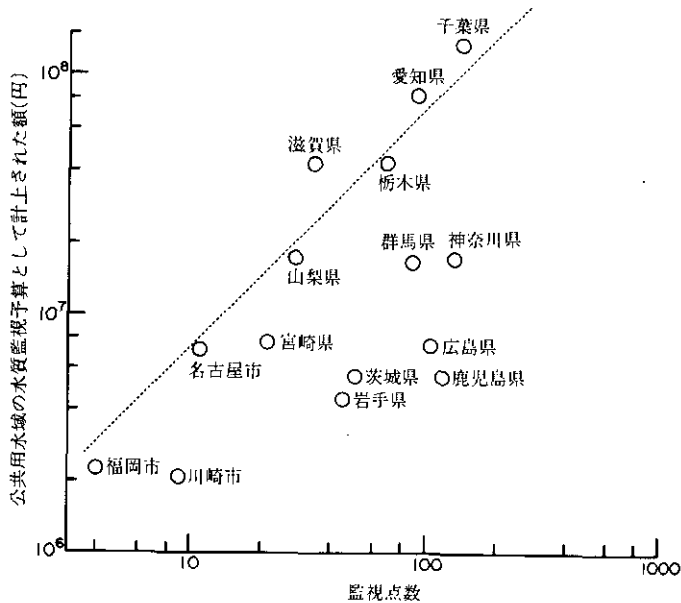


図4.2.7 公共用水域の水質監視予算として計上された金額

監視点数：昭和56年度公共用水域水質測定結果，水質年表，各地方自治体環境白書などから推定した。建設省測定分は除く。

予算額：昭和56年度地方環境保全施策にあげられた額の中で，公共用水域の水質監視を中心とするもの（自動監視，不定期監視，発生源監視などは除く）を取り上げた。

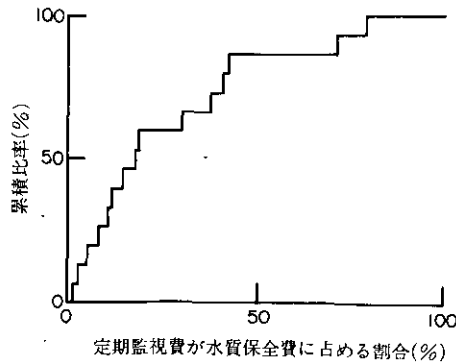


図4.2.8 地方公共団体において公共用水域の水質監視予算（自動監視，不定期監視，発生源監視などは除く）が水質保全関係単独施策予算額に占める割合
水質保全関係予算額には，廃棄物，地盤沈下，及び土壌汚染農薬対策費は含まれていない。昭和56年度地方環境保全施策に記された数字より算出した。

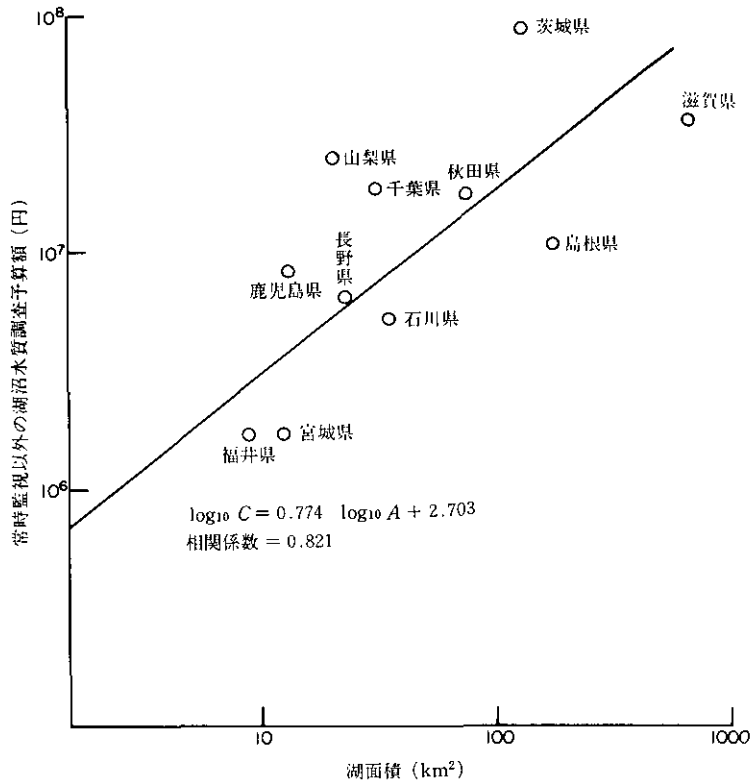


図4.2.9 湖沼の水質調査研究予算（定期監視以外の費目に計上された額）とその県内総湖面積の関係

地方環境保全施策（昭和56年度版）に掲げられた環境保全施策のうち、湖沼水質の調査研究を中心とし、かつ、定期監視費以外の費目に計上された予算額を湖面積との関係でプロットしたものである。図中に示された相関係数0.821は両変数に対数変換を行った場合の値である。また、両者間の対数変換を行わない場合の回帰式を求めてみると予算額 C （ 10^3 円）、湖面積 A （ km^2 ）として

$$C = 58.87A + 11292$$

あるいは、 1km^2 当たりの平均予算額としては、161千円となる。

湖面積：Horie(1962)¹³⁾及び鈴木(1963)¹⁴⁾

予算額：地方環境保全施策、昭和56年度版、環境庁長官官房総務課環境調査官(1982)

費用は不定期に行われる調査をも含め25億円/年となっている¹⁵⁾。これと我が国のそれとを比較すると、点数においてはほぼ同じであるが、監視費用は約4倍となる。ただしこれらは対象とする水域の大きさ、重要性、あるいは汚濁の進行度などの複雑な関数であると考えられ、この数字をもって何らかの判断を下すことは難しいが一つの目安とはなろう。

以上、本節においては我が国における湖沼水質監視の現状を定点定期監視を中心にして、その密度及び監視費用の点から検討した。本節に掲げたいくつかの数値については、その妥当性を論ずることが困難であるものも多かった。これらの諸点に関し、定量的な取り扱い方法を開発することが、本章の目的でもある。

4.3 湖沼水質監視に関する費用便益分析

本節では、第3章で開発した各手法を用いて湖沼の水質監視点数を適正に決定する方法を検討する。すなわち、第3.2節において検討した監視の便益曲線と、第3.3.6節における監視の費用曲線を重ね合わせることで、費用便益論からみた水質監視規模（点数）に関する一つの根拠を提示する。対象水域としては、「霞ヶ浦西浦」と仮想的な「モデル湖沼」の二つを取り上げ、これらの水質浄化を汚水処理によって汚濁負荷量を削減することで達成する場合を想定している。前章の各節で論じたことからわかるように、費用便益論から水質監視点数を決定するには、以下の諸点に関する予備的な検討が必要である。すなわち、

- 1) 当該湖沼の水質管理に関する費用便益（効果）曲線の推定。
- 2) 当該湖沼の水質変動に関する特性の把握。

上記の諸点を組み合わせることによって監視の適正規模に関する根拠を得ることができる。この際問題となる点は、上記の1)及び2)がいずれも大きな不確定性に包含しており、それらに基づく検討から得られた結果にどの程度の信頼性を期待し得るかといった点である。さらに、本節で適用する方法では、対象とする情報価値として、極めてtangibleな部分のみが対象になり、第2.5節において上げたような将来に留保される価値などのintangibleな成分を取り扱うことは難しい。しかし、これらの欠点があるにしろ、本節で示す方法によって監視規模に関する一つの根拠が得られ、またintangibleな成分についてもtangible化の努力を行うことによって相当部分を取り込むことができよう。以上が本節のあらましであり、以下、本節において使用した水質管理に関する費用効果のモデル、それに基づく霞ヶ浦西浦の水質監視の費用便益分析、及び、モデル湖沼の水質監視の費用便益分析について順に述べる。

4.3.1 霞ヶ浦西浦の水質浄化に関する費用効果モデル

霞ヶ浦西浦の水質に関しては、上水取水源としての利用が始まった1960年頃から関心が高まり、特に1966年頃から急激に進行した富栄養化現象に伴う湖水水質の悪化は現在大きな社会問題となっている¹⁶⁾。本水系の環境基準としては、利水上の観点から湖沼類型A、COD3mg/l以下が当てはめられているが、最近までに得られた数々の知見によれば、この目標の達成は、非常に困難であるとされて

いる。こういった状況下において、茨城県^{16)~18)}は目標水質として長期的には、上水取水が始められた1960年当時の水質におき当面の目標としては、1970年項の水質、すなわちCOD6~7mg/l、全リン0.07mg/lを目指している。

上記の目標を達成するための具体的方策としては、(1) 下水道の普及、(2) 下水の高度処理、(3) 有リン洗剤の無リン化、(4) 工場排水のN,P処理、(5) 家畜ふん尿の農地還元、(6) 他流域からの浄化用水の導入、及び(7) 藻類、水草の回収・底泥の浚渫、などが考えられているが、本節においてはそれらのうち(1)~(4)の方法によって対処することを考える。制御する水質としては富栄養化関連水質の最も代表的な項目として全リンのみを取り上げて検討する。これらの条件設定は問題の見通しを簡明にするためのものであるが、状況に応じより実際に適した条件下で同様の手法を適用すればよい。本節で想定した水質浄化の具体的なシナリオは次の通りである。

- 1) 湖水質の状況は全リン(T-P)によって代表させる。
 - 2) 汚濁源別の許容負荷量は現況の流出負荷量の比率によって決定する。すなわち、現況の比率によって計画許容負荷量の発生源別の配分量を決定し、これに基づき要削減負荷量を求めることにする。
 - 3) 削減対象とする汚濁源は生活排水、工場事業場排水とする。
 - 4) 生活排水負荷の削減は次の手順により行う。
 - ① 洗剤の無リン化；切替率は100%とし転換に伴う費用は計上しない。
 - ② 現行下水処理の高次化；3次処理プロセスとしては硫酸バン土添加による凝集沈殿、及び急速砂ろ過の組み合わせを標準とする。
 - ③ 下水処理区域の拡大；この場合3次処理を前提とする。いずれの場合においても湖沼浄化に関する費用としては処理場の建設・維持にかかわる費用のみを計上し、管きよ、ポンプ場、及び面整備に関する費用は考慮しない。また処理場数は2か所として計算を行う。
 - 5) 工場・事業場排水負荷の削減は各事業所が単独に建設する2次処理施設によって行うものとする。さらに削減が必要な時には順次3次処理施設を付け加えることにする。
 - 6) 人口・産業等の成長は考慮しない。
- 1)~6)のシナリオは現在実施されている下水道計画と必ずしも一致したものではない。

また下水道費用のうち湖水質にかかわる費用として管きよ、ポンプ場あるいは面整備に関する費用を除去した点も問題を残すが、これらは下水道が果たしている水質保全以外の役割りである便所の水洗化、汚水停滞の防除、雨水の浸水の防除などいわゆる居住環境の改善に対応するものと大雑把に見なして除外したと解されたい。本手法を実際に適用するにあたっては、これらの点を再度、論議する必要がある。

次に現状における湖水質の汚濁機構に関して言及しておく。まず、霞ヶ浦の流出汚濁負荷量に関しては霞ヶ浦開発事業及び富栄養化防止に関連して茨城県、建設省などによってしばしば検討がなされてきた。表4.3.1はこれらの検討例と共に、本節において使用した流入負荷量試算の例をあげてい

る。表の数値からわかるように全リンの場合では点負荷源、特に生活排水による負荷量が大きく、下水処理の有効性がわかる。なお表4.3.2, 4.3.3に本試算の基礎とした諸数値を記す。次に湖内の水質変化に関しては沈降、溶出を考慮に入れた完全混合型のモデルを考える。

$$V \frac{dc}{dt} = L_e + L_i - (Q_c + wA)c \quad (4.3.1)$$

ここに c は湖水質濃度、 V は湖容積、 L_e は外部負荷量(流入負荷量)、 L_i は内部負荷量、 Q_c は流出流量、 w は沈降速度であり、 A は湖面積である。式(4.3.1)において管理時間スケールが、湖水質の応

表4.3.1 霞ヶ浦における全リン負荷量

単位 t/d

	本 節	茨 城 県	地域開発 コンサルタンツ	EX都市研究所	国土開発 技術研究センター
面源負荷(降水直接負荷を含む)	0.265	0.23	0.49	0.38	
下水道負荷	0.027	0.03	} 0.02		
し尿処理場負荷	0.093	0.03			
し尿浄化槽負荷	0.1143	0.06	} 0.58	0.85	0.77
雑排水負荷	0.3103	0.22			
工場排水負荷	0.33	0.33	0.27		
畜産排水負荷	0.034	0.08	0.13		
水産養殖負荷	0.229	0.27	0.23	0.27	0.20
その他の負荷	—	—	0.03 (持ち込み)	—	-0.08 (漁獲とりあげ)
計	1.404	1.25	1.74	1.50	0.89
(注番号)	①	②	③	④	⑤

- (注) ① 本章：下水道処理人口30511人、2次処理のみ、 $P_1=0.05042, x_1=0.325, P_2=0.33, x_2=0.0$ 、西浦のみ
 ② 茨城県(1982)：霞ヶ浦富栄養化防止基本計画、茨城県告示第1218号、北浦、外浪逆浦を含む
 ③ 地域開発コンサルタンツ(1982)：汚濁負荷削減計画策定調査報告書、茨城県委託、西浦のみ
 ④ EX都市研究所(1981)：霞ヶ浦長期水質予測調査報告書、茨城県委託、北浦、外浪逆浦を含む
 ⑤ 国土開発技術研究センター(1978)：昭和52年度霞ヶ浦汚濁制御調査報告書、北浦、外浪逆浦を含む

表4.3.2 計算で使用した霞ヶ浦西浦の諸元。

湖 面 積	171km ²
湖 平 均 水 深	4 m
流 域 面 積	1559km ²
流 域 人 口	605082人
流域工業生産高	6200億円
養 殖 生 産 高	7093t/y
流 出 流 量	10.99×10 ⁸ m ³ /y
流域家畜頭数	牛22624頭、豚223695頭
現状T-P濃度	0.102mg/l

1980年を基準年としている。

表4.3.3 霞ヶ浦西浦における全リンの面負荷量

	面積	流出源単位	流出負荷量
	km ²	kg/km ² /d	kg/d
ハス田	16.25	1.5	24.38
水田	396.19	0.082	32.49
畑地	325.22	0.19	61.79
林地草地	413.29	0.06	24.80
水面水辺	215.96	0.12	25.92
市街地他	192.21	0.50	96.11
計	1559.12		265.5

流域面積は地域開発コンサルタント(1982)、流出原単位値は津田(1982)、及び地域開発コンサルタント(1982)の値を採用した。

答時間スケールに比べはるかに大きい時には左辺を近似的に0とすることができて湖水質 c は、

$$c = \frac{L_e + L_i}{Q_c + wA} \quad (4.3.2)$$

によって書ける。上式の L_e として表4.3.1に示される1.404t/dを、 L_i としては建設省²²⁾が見積った底泥からの溶出量0.056t/dを代入し、その他の数値については表4.3.2を参照すると、沈降速度としては6.6cm/dを得るが、これは現場観測から得られるものと同じオーダーである。内部負荷0.056t/dは1972年に霞ヶ浦底泥を用いて行われた溶出試験をもとに溶出期間を年間4か月とし、この間の溶出速度を平均1mg/m²/dとして算出した値であるが、底泥からの回帰機構の多様性を考えると、これのみをもって内部負荷量とみなすことは問題があろう。しかるに内部負荷成分が問題となるのは、外部負荷の削減が行われ内部負荷の効果が全負荷に対し相対的に重要となってきた場合であり、そのような場合においても現状の内部負荷量を保ち得るかは疑問である。要するに、内部負荷に関しては、現状及び負荷削減時いずれの場合についてもその知見は十分ではない。従って本節で採用した0.056t/dも不確実性が高い値と言わざるを得ない。式(4.3.2)によれば、負荷量削減率と湖水全リン濃度の間には内部負荷量に原因する湖水濃度である $L_i / (Q_c + wA)$ を切片とした直線関係が存在するが、これを図示したものが図4.3.1である。図中に示された2本の直線のうち下側の直線は全外部負荷量を削減の対象と考えた場合に相当し、上側のそれは上記のシナリオに従って生活排水及び事業場・工場排水による負荷のみを削減対象とした場合である。この場合の切片には内部負荷量分以外に面負荷、水産・畜産負荷量分などが付け加わる。

第3に検討しなければならないことは負荷量削減に伴う費用の計上に関してである。検討は各処理施設の建設費のみの場合、及び維持管理費を考慮する場合の二通りを考えた。后者では、管理期間を30年間とし利子率を7.5(%/y)とした場合の現価によって水質管理にかかわる費用と考えている。費用の計上は費用関数法によって行うことにし、下水処理施設に関しては流総指針解説²³⁾によるものを、工場・事業場に関するそれについては日本産業機械工業会²⁴⁾による値を基に作成した。表4.3.4は使用した費用関数を一覧したものである。これらを使用するにあたっては処理水量が問題とな

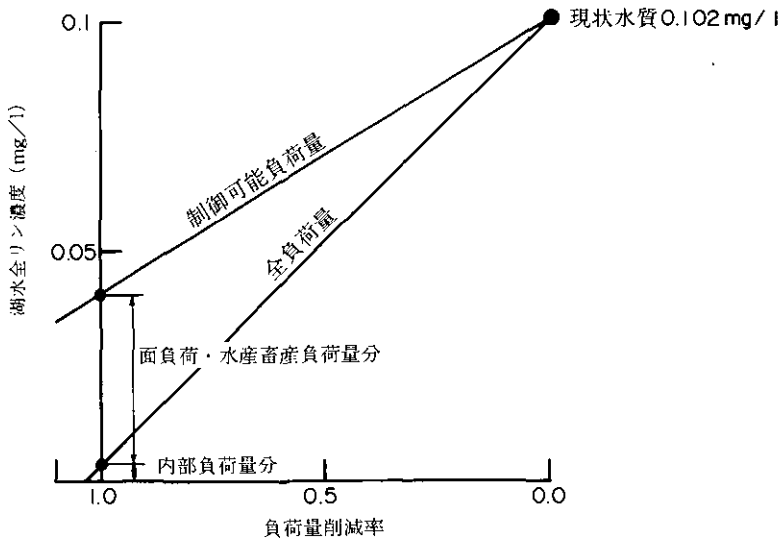


図4.3.1 霞ヶ浦西浦における負荷量削減率と湖水全リン

表4.3.4 下水排水の処理に関する費用関数

単位 費用：10⁶円
処理流量L：m³/d

		建設費	維持管理費	備考
下水処理	2次処理	463 (L/1000) ^{0.719}	20.3 (L/1000) ^{0.697}	流総指針解説(1980)
	バンド添加による凝集沈殿	108.3(L/1000) ^{0.774}	10.6 (L/1000) ^{0.703}	"
	急速砂ろ過	107 (L/1000) ^{0.636}	10.99(L/1000) ^{0.475}	"
工場事業場	2次処理	332 (L/1000) ^{0.7}	1.20 L×10 ⁻⁴	排水処理技術ガイドライン調査報告書の値から算出した。
	3次処理	0.063L	0.270 L×10 ⁻⁴	" "

流総指針解説による費用関数は1979年を基準年としている。また、工場、事業場排水処理費用は1975年を基準とするので、両年のデフレーター比1.2を後者に乗じた。なお工場、事業場排水処理費用にて、2次処理費用としては活性汚泥処理費用データを利用し、3次処理費用としては霞ヶ浦流域で最も負荷量比が高い産業分類18,19の業種で、活性汚泥+凝集沈殿+ろ過のプロセスの建設管理費用から活性汚泥に関する費用を差し引いて求めた。単位 費用：10⁶円、処理流量L:m³/d

るがこれについては次のように推定した。まず下水処理水量は基礎家庭汚水量を260 l/人/dとし、これに営業用水率0.3を加味して338 l/人/dを採用しこれに処理人口を乗じて求める。工場・事業場排水量としては西浦を主たる最終排出先とする特定施設の排水量データ²⁵⁾を用いて1981年度調査の西浦全工場・事業場排水量である75,298m³/d¹⁹⁾を割りふった。この方法では排水量50m³/d未満の事業場の影響が考慮されないが、これは全体排水量の1.9%¹⁹⁾であり重要ではないと考えた。

これらの諸数値に表4.3.3, 4.3.5で示す各負荷源の負荷原単位及び処理効率を考慮することによって負荷削減率と建設・維持管理費用の関係を算出することが可能となる。図4.3.2がそれを示したものであり、図中の維持管理費は建設費と同じ次元にするために現価係数を乗じたものを記してい

る。

さて図4.3.1及び図4.3.2を重ね合わせることによって上記シナリオによる浄化水質と浄化費用の関係を得ることができる。図4.3.3はその試算例である。

以上が本節において使用する霞ヶ浦西浦における水質浄化に関する費用効果モデルである。

表4.3.5 点源負荷の計算

(a)点源負荷計算表(T-P)

	普及率	原単位	2次処理残存率	3次処理残存率	流出率	
下水道	P_1	U_1	$(1-e_2)$	$(1-e_3)$	R_1	人口1人・1日当たり
し尿処理場	$(1-x_1)(1-P_1)$	U_2		—	R_2	"
し尿浄化槽	$x_1(1-P_1)$	U_3	$(1-e_4)$	—	R_3	"
雑排水	$(1-P_1)$	U_4	—	—	R_4	"
工場排水	$(1-x_2)P_2$	U_5	$(1-e_2)$	—	R_5	出荷額10 ⁶ 円/y・1日当たり
	x_2P_2	U_5	$(1-e_2)$	$(1-e_3)$	R_5	"
畜産排水	—	U_6	—	—	R_6	牛あるいは豚1頭1日当たり
水産負荷	—	U_7	—	—	R_7	鯉生産高1t/y・1日当たり

P_1 : 下水道普及率

x_1 : し尿浄化槽利用人口:くみ取り人口比

P_2 : 工場2次処理普及率

x_2 : 工場2次処理中3次処理普及率

(b) (a)の計算に用いた諸数値

	原単位		流出率		処理率	洗剤転換による原単位cut率
	記号		記号			
下水道	U_1	1.8g/人・d	R_1	1.0	$e_2=0.5$ $e_3=0.9$	0.2
し尿処理場	U_2	0.3g/人・d	R_2	0.8		0
し尿浄化槽	U_3	0.9g/人・d	R_3	0.8	$e_4=0.15$	0
雑排水	U_4	0.9g/人・d	R_4	0.6		0.4
工場排水	U_5	0.5g/10 ⁶ 円/d	R_5	1.0	$e_2=0.5$ $e_3=0.9$	0
畜産排水	U_6	牛56g/頭/d 豚25g/頭/d	R_6	0.005	農地還元	0
水産負荷	U_7	32.3g/d/t/y	R_7	1.0		0

建設省編: 昭和55年流域別下水道整備総合計画調査と指針, 日本下水道協会ほか

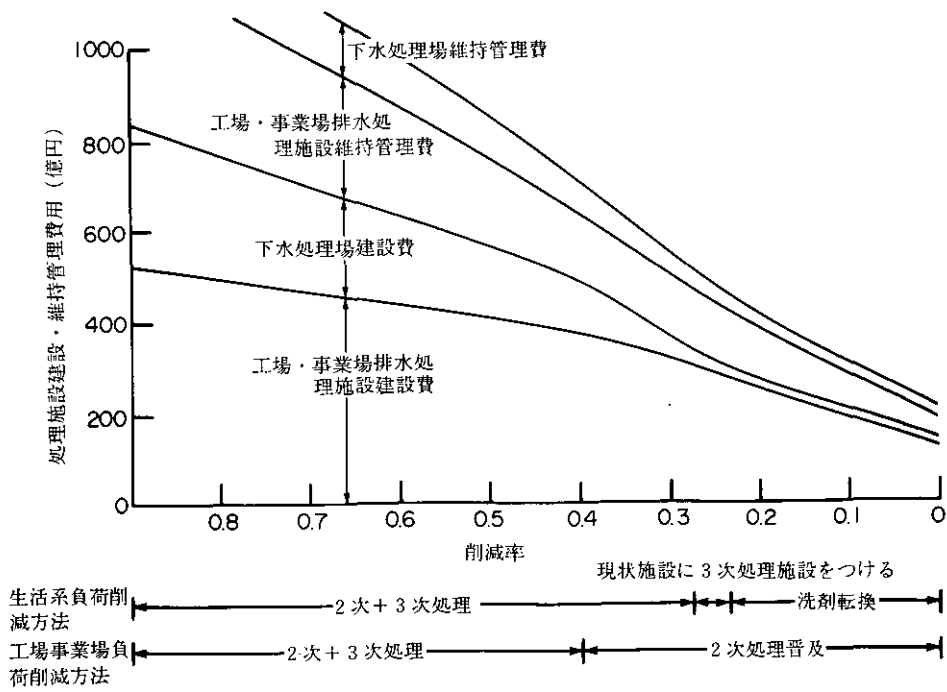


図4.3.2 霞ヶ浦西浦における汚濁負荷処理費用の試算

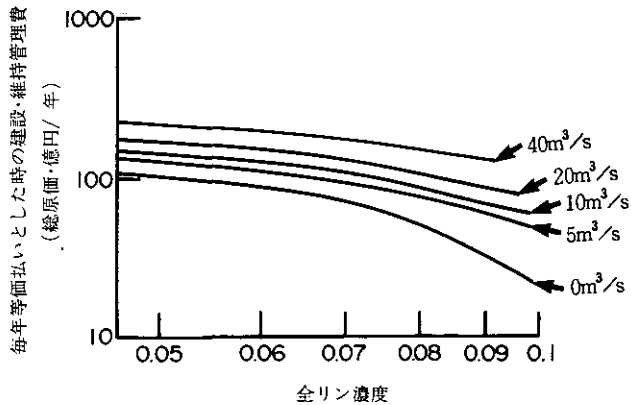


図4.3.3 霞ヶ浦西浦における水質浄化費用の試算

図に示す数字は那珂川からの浄化用水導入量を示す。導入水質はT-P 0.0525mg/lとしその費用については田井(1982)の試算値を利用した。

4.3.2 霞ヶ浦西浦の水質監視に関する費用便益分析

第4.3.1節においては霞ヶ浦西浦の水質浄化に関する一つの費用効果モデルを作成したが、これによって第3.2節において仮定した水質管理に関する費用曲線の具体的な形が与えられたことになる。すなわち水質監視の便益の推定式である式(3.2.28)あるいは式(3.2.32)中の $C(\bar{x}_1, x_0)$ 、 $C(x_0, P_0|X_1, \sigma)$ が算出でき、これを使用すれば監視便益の具体的な計算が可能となる。この際水質監視適正化の目的からは便益そのものよりも監視の精度(標準偏差)に対する限界便益を求めたほうが都合よい。式(3.2.28)及び式(3.2.32)に対応する限界便益 MB_1, MB_2 の計算式はそれぞれ

$$MB_1 = -\frac{\partial}{\partial \sigma} [C(\bar{x}_1, x_0) - \int_0^{\infty} C(x_0, P_0|X_1, \sigma) \text{prob}(Y) dY] \quad (4.3.3)$$

$$MB_2 = -\frac{\partial}{\partial \sigma} [C(\bar{x}_1, x_0) - \int_0^{x_0} C(x_0, P_0|X_1, \sigma) \text{prob}(Y) dY] \quad (4.3.4)$$

となる。ここに $C(\bar{x}_1, x_0)$ は現状水質 \bar{x}_1 を x_0 まで浄化する時の浄化費用であり、 $C(x_0, P_0|X_1, \sigma)$ は \bar{x}_1 の観測値として標準偏差 σ の精度の観測値 X_1 を得た時、この値をもととして基準水質 x_0 を P_0 の確率で下まわるような水質管理を行う費用である。また Y は $C(x_0, P_0|X_1, \sigma) = C(\bar{x}_1, Y)$ の解で管理の結果得られる実際の水質である。式(4.3.3)、(4.3.4)を取り扱うにあたっては X_1 、あるいは Y の分布型を定める必要があるが、ここでは X_1 の分布として期待値 \bar{x}_1 、標準偏差 σ の正規分布型を仮定した。また式中の積分、微分に関しては解析的に求めることが困難であるため数値計算により実行している。図4.3.4~4.3.7に示した図はこれらの計算例であり現状水算値0.102mg/lを計画水準50~95%として0.06~0.09mg/lにまで浄化する時の限界便益の変化を示したものである。

次に水質監視に関する限界費用は第3.6節式(3.6.164)から推定できる。図4.3.8はこの推定値を前述した限界便益と同じように横軸に限界費用をとり縦軸に監視の推定分散をとって記したものである。計算に使用した水質変動に関するパラメータ値については表4.3.6に示したものをを用い、式(3.3.164)中の測定単価を示すパラメータである α としては0.01(百万円/点・回)としている。

さて、微分法に基づく簡単な考察によれば、費用・便益の両曲線から適正な水質監視精度を求めるには、監視精度が低下するに伴い、図4.3.5などに示される限界便益曲線が限界費用曲線を下から上に横切る点を求めればよい。例えば、図4.3.9は処理施設建設費用に基づいた MB_2 曲線を用いてこの操作を示したものであり、 $x_0=0.07\text{mg/l}$ 、 $P_0=75\%$ とする時に適正な精度として、 $\sigma=7 \times 10^{-3}\text{mg/l}$ 程度、監視点数にして40点程度が必要であることが読み取れる。また図4.3.10、4.3.11はこのようにして求めた監視点数を計画水準 P_0 、及び計画目標水質 x_0 との関連で示したものであり、 P_0 、 x_0 が大きくなるにつれて適正点数が増加していることがわかる。

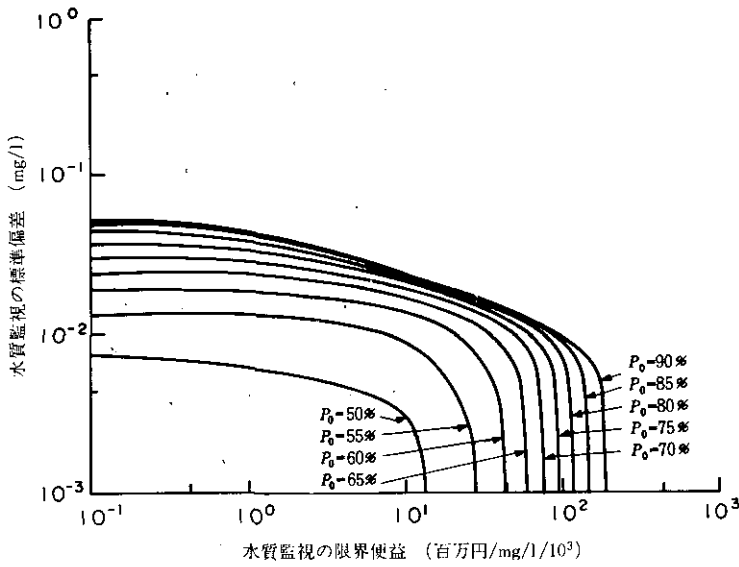


図4.3.4 MB₁の試算例

現状水質値 $\bar{x}_1=0.102\text{mg/l}$ 、目標水質値 $x_0=0.07\text{mg/l}$ として計画水準 P_0 の効果を検討した図である。水質管理費用としては処理施設建設費のみを計上している。

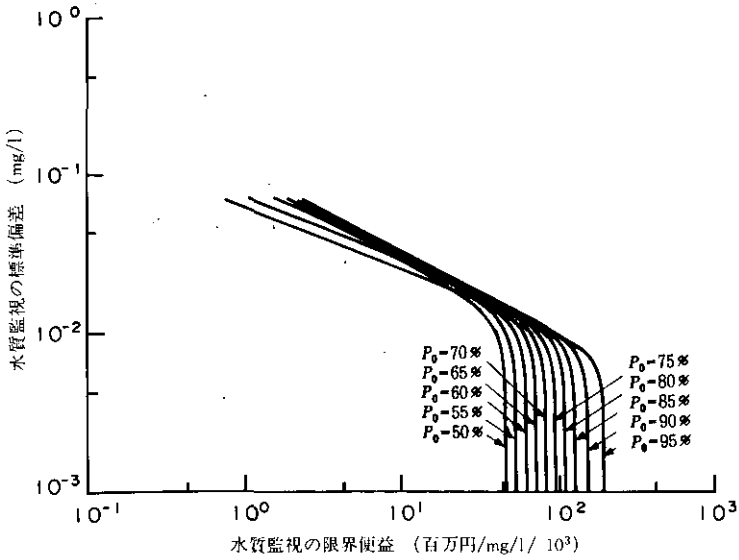


図4.3.5 MB₂の試算例

現状水質値 $\bar{x}_1=0.102\text{mg/l}$ 、目標水質値 $x_0=0.07\text{mg/l}$ として計画水準 P_0 の効果を検討した図である。水質管理費用としては処理施設建設費のみを計上している。

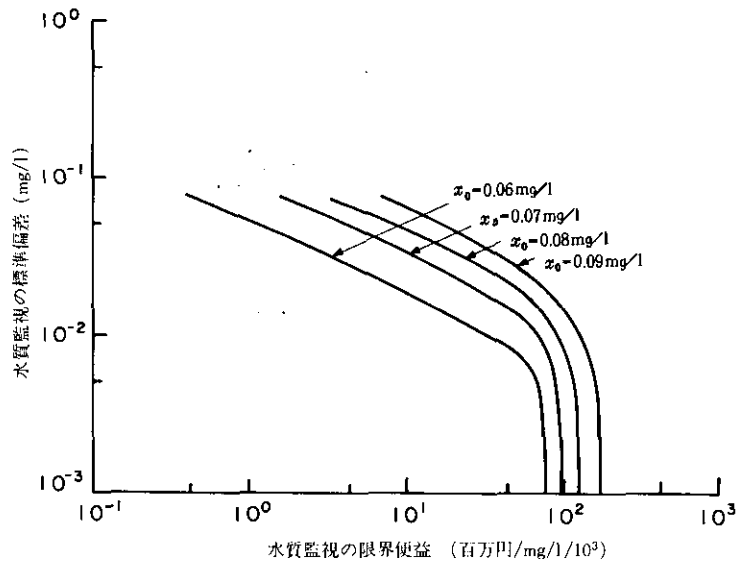


図4.3.6 MB₂の試算例

現状水質 $\bar{x}_1 = 0.102 \text{ mg/l}$, 計画水準 $P_0 = 75\%$ として目標水質 x_0 の効果を検討した図である。水質管理費用としては処理施設建設費のみを計上している。

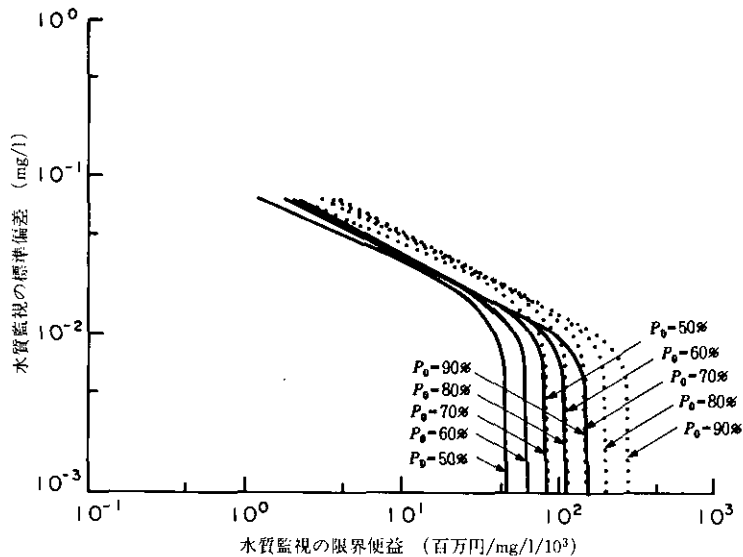


図4.3.7 MB₂の試算例

現状水質値 $\bar{x}_1 = 0.102 \text{ mg/l}$, 目標水質 $x_0 = 0.07 \text{ mg/l}$, 実線は水質管理費用として処理施設建設費のみを計上した場合であり, 点線は維持・管理費も考慮した場合である。

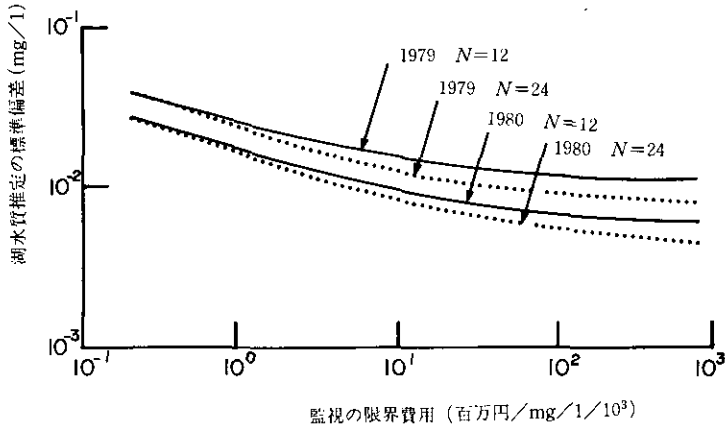


図4.3.8 平均湖水質濃度推定の限界費用

表4.3.6 湖沼における全リンの空間的変動に関するパラメータの例。

湖沼名	平均水質値 (mg/l)	σ_2^2 (mg/l) ²	C (mg/l) ²	-a1 (mg/l) ² /km	備考
西浦(1)	0.090	1.06×10^{-3}	0.111×10^{-1}	0.930×10^{-2}	公共用水域の水質測定結果, 茨城県, 1979
西浦(2)	0.102	3.21×10^{-4}	0.750×10^{-2}	0.854×10^{-3}	" " 1980
六道湖	0.036	1.99×10^{-5}	0.501×10^{-4}	0.104×10^{-4}	" " 島根県, 1980
琵琶湖南湖	0.029	3.90×10^{-5}	0.256×10^{-3}	0.287×10^{-4}	水質年報, 建設省
小川原湖	0.023	2.57×10^{-5}	0.110×10^{-3}	0.634×10^{-5}	県南公共用水域水質分析結果, 青森県, 1977

本節では西浦(1), 西浦(2)の値を用いた。ここに示している平均水質値は各監視点の単純平均値であり σ_2^2 はその時間的変動に関する分散である。

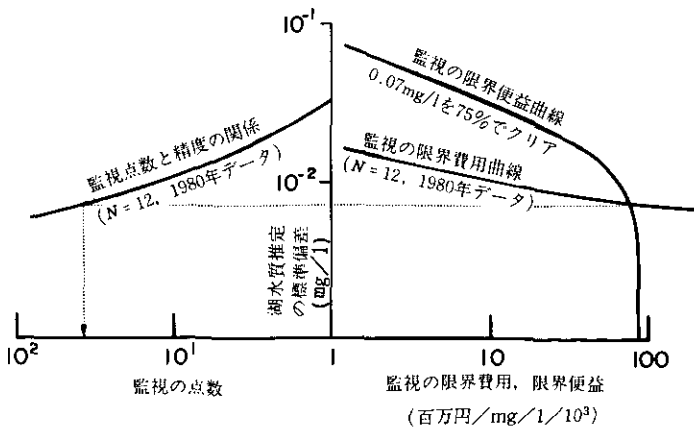


図4.3.9 監視の費用便益分析

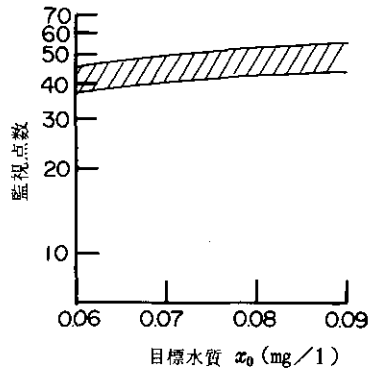


図4.3.10 本節の方法で求めた適正監視点数を目標水質 x_0 との関連で示す。斜線は1979年, 1980年の各年のパラメータを用いた時の変化の範囲を示している。限界便益曲線は MB_2 , $P_0=75\%$ を使用している。

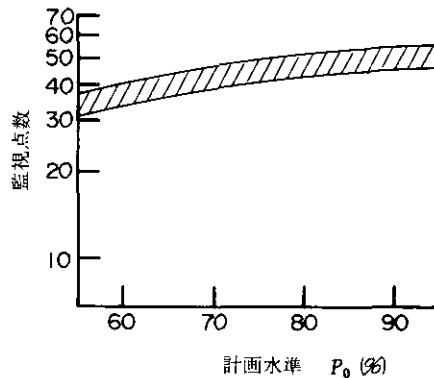


図4.3.11 本節の方法で求めた適正監視点数を計画水準 P_0 との関連で示す。斜線は1979年, 1980年の各年のパラメータを用いた時の変化の範囲を示している。限界便益曲線は MB_2 , 現状水質 0.102mg/l , 目標水質 0.07mg/l としている。

4.3.3 モデル湖沼の水質監視に関する費用便益分析

第4.3.1, 4.3.2節で取り上げた霞ヶ浦西浦は湖規模, 水質汚濁の進行状況, あるいはその管理のし易さなどからみて必ずしも我が国湖沼の代表的な例とは言い難い。そこで本節では汚濁構造が簡単な任意規模の模式的な湖を想定しこれを対象とした監視計画の検討を行う。

まず, 湖の諸元を次のように定める。

- 1) 湖面積を $A(\text{km}^2)$, 流域面積を $S(\text{km}^2)$, 流域人口を $P(\text{人})$ とする。
- 2) 流域の主たる産業は農業であり, 人口1人当たり25aの畑を栽培する。
- 3) 年間降水量は $1,600\text{mm}$ であり, そのうち60%が湖に流入する。

また、湖流域における現状の全リンの負荷状況を次のように仮定する。

- 1) 生活排水中雑排水は無処理のまま湖中へ放流している。
- 2) 生活排水中し尿は系外へ持ち出している。
- 3) 工場・事業場排水は無視し得る。
- 4) 畜産・水産排水は無視し得る。
- 5) 面負荷のうち上記した畑負荷以外は山林負荷として計算し得る。

以上のようなモデル湖沼に対し下水道施設の建設によって湖沼浄化を図ることを考える。ただし処理は3次処理まで行い、その処理水は湖へ放流することにする。霞ヶ浦モデルで用いた値を参考にして表4.3.7のように原単位及び処理効率を設定すれば下水道及率 $100P_1\%$ のときの全リンの流出負荷量 L_e は

$$L_e = [P(0.865 - 0.45P_1) + 60S] \times 10^{-6} \text{t/d} \quad (4.3.5)$$

となる。次にモデル湖沼の水質モデルとしては、霞ヶ浦モデルと同じように完全混合槽モデルを用いるが、内部負荷量に対する知見が乏しいためにこれを沈降速度に押し込めて考えることにする。以上の仮定から湖水質 c は次の式(4.3.6)によって表すことができる。

$$c = \frac{L_e}{Q_c + w_e A} = \frac{L_e}{w_c S + w_e A} \quad (4.3.6)$$

ここに w_c は降水流出高であり本モデルでは $1.6\text{m/y} \times 0.6 = 0.96\text{m/y}$ である。 w_e は内部負荷の影響を考慮にいたった見かけの沈降速度でありChapra²⁷⁾、Dillonら²⁸⁾などの値が報告されているが、ここではVollenwider²⁹⁾が経験的に求めた 10m/y を使用した。

図4.3.12はこのモデル湖沼の一般性を検討する意味で我が国における代表的な20湖沼についてその湖面積、流域面積、及び流域人口から式(4.3.5)、(4.3.6)によって全リン濃度を計算し、観測値と

表4.3.7 (a)全リン面負荷計算表

	面積	流出原単位	流出負荷量
	km ²	kg/km ² /d	kg/d
畑地	$0.25 \times 10^{-2} P$	0.19	$0.475 \times 10^{-3} P$
山林	$S - 0.25 \times 10^{-2} P$	0.06	$0.06 S - 0.15 \times 10^{-3} P$
計			$0.06 S + 0.325 \times 10^{-3} P$

(b)全リン点負荷計算表

	普及率	原単位	処理残存率	流出率
	—	g/人・d	—	—
下水道	P_1	1.8	0.05	1.0
雑排水	$(1 - P_1)$	0.9	—	0.6

の適合性を調べたものである。各湖沼が持つ固有性などを捨象した本モデルによる計算値が比較的実測データと相関が高いことがわかる。なお、この計算にあたっては下水処理は2次処理まで、またその普及率は我が国の政令指定都市以外における値である15%(1978)を仮定した。式(4.3.5), (4.3.6)によれば湖水質 c は流域人口密度 P/S 、湖面積・流域面積の比 A/S 及び下水道普及率 P_1 の3変数によって規定される。特に前2者は湖水質を一定値とすると一次関係を有す。図4.3.13はこれを示したものであり、例えば無処理時($P_1=0$) $10\mu\text{g/l}$ 及び3次処理時($P_1=1$) $10\mu\text{g/l}$ の直線に囲まれた斜線部に湖特性点($A/S, P/S$)が存在する湖沼では下水道の適切な普及によって湖水全リン濃度 $10\mu\text{g/l}$ を維持することが可能である。

以上がモデル湖の概要であるが、この湖沼における水質浄化計画に必要とされる監視点数の検討を以下に行った。なお、モデル湖における全リンの空間的変動に関するパラメータとしては、表4.3.5を参考にして

$$\frac{\sigma_2}{\bar{x}_1} = 0.2 \quad \frac{\sqrt{C}}{\bar{x}_1} = 0.5 \quad \frac{\sqrt{|a_1|}}{\bar{x}_1} = 0.2(1/\sqrt{\text{km}}) \quad (4.3.7)$$

とし、 $\alpha=0.01$ (百万円/点・回)と仮定している。

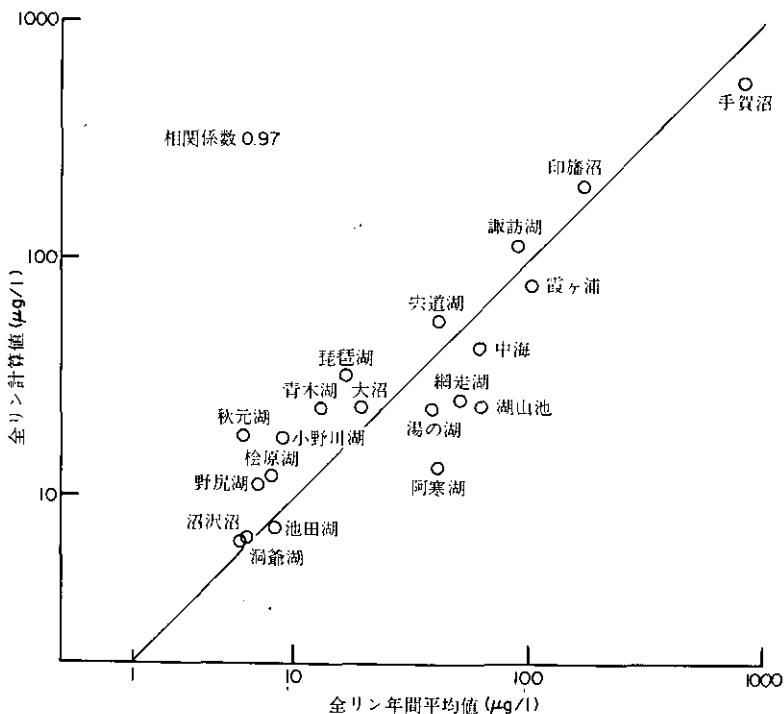


図4.3.12 モデル湖沼計算式により算出した全リン濃度と、観測全リン年間平均値(下水道普及率(人口比)を15%と仮定している。観測値は1980年度を基準としている。

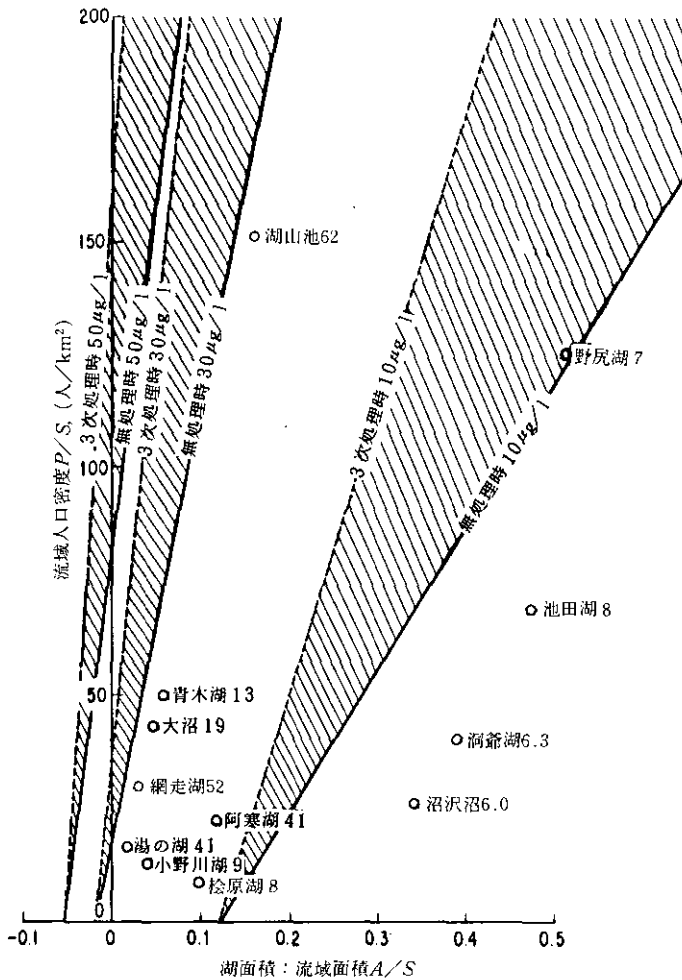


図4.3.13 モデル湖の特性

モデル湖では流域人口密度と湖面積流域面積比によって湖水質濃度の取り得る範囲が定まる。図中に示された斜線部は下水道普及率によって変化できる範囲である。また湖名の後に示された数字は1980年度の全リン年平均観測値である。

まず、現状では下水道普及率0%と仮定しているから、上記した流域人口密度及び湖面積・流域面積比の2変数によって湖水質は決定される。あるいは人口密度、湖面積及び現状水質値を設定すれば湖特性を示すもう一つの変数である流域面積は定まってしまう。以上の観点から、図4.3.14～図4.3.17は湖面積、人口密度、及び現状水質値を独立変動として適正監視点数を算出したものであり、図4.3.14、4.3.15は現状水質値に対する依存性を、図4.3.16は計画水準 P_0 による変化を示す。また図4.3.17は施設建設費に対し、監視費用が占める割合を示したものである。なお、これらの例はいずれも式(4.3.4)で示される MB_2 曲線を用いて計算を行っている。このように、本節で仮定した水質管理シナ

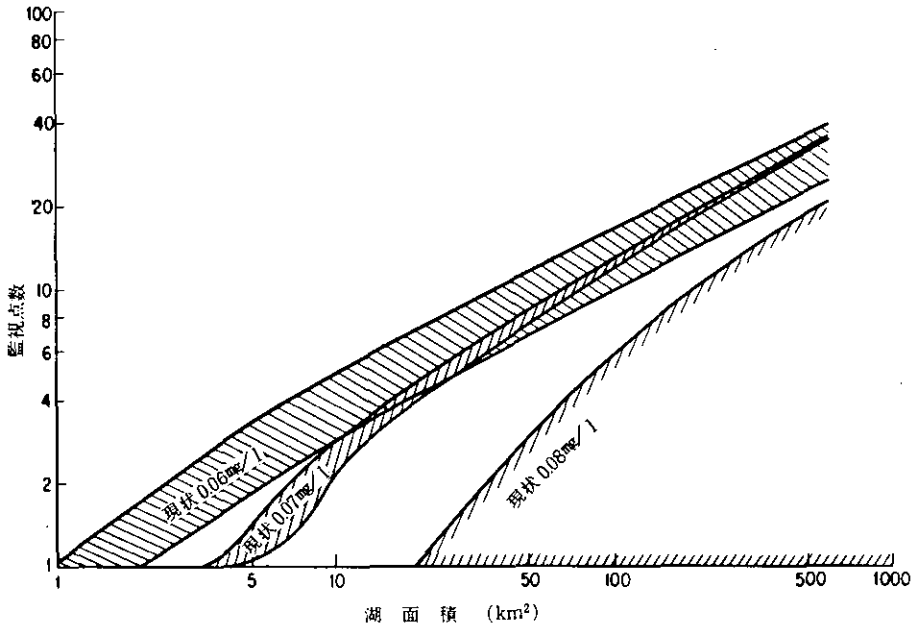


図4.3.14 モデル湖の最適監視点数
 基準水質0.05mg/l, 12回の観測
 斜線は人口密度20人/km²~300人/km²と変化した場合の最適点数の変化の範囲を示す。計画水準は50%である。

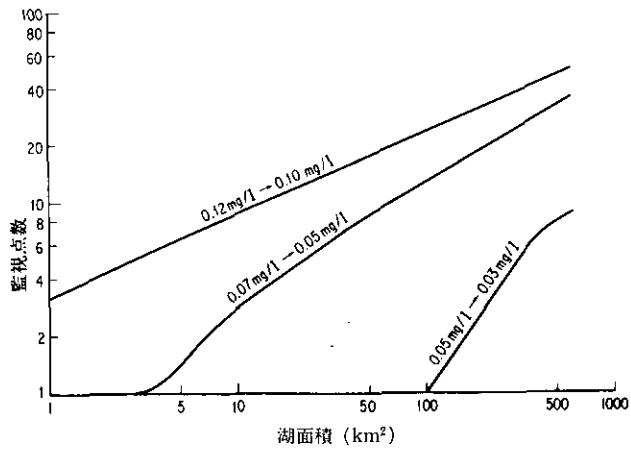


図4.3.15 モデル湖の最適監視点数
 全リン濃度を0.02mg/l低下する計画をたてた時に要する監視点数。計画水準50%、人口密度300人/km²の場合。

リオでは現状水質が高いほど、また管理水準が高いほど数多くの監視点数を必要とする。また現状水質0.07mg/lを0.05mg/lにまで下げる浄化計画に必要とされる監視費用は施設建設費の0.01~0.05%であることがわかる。なお、図4.3.14、4.3.16によって示される適正監視点数と湖面積の関係は、図4.3.2に示した現行のそれと類似した傾向を示している。現行の測定点数はそれぞれの湖沼に固有の経緯から決められたものであり、一方計算結果はある種の大きな仮定の下に得られたものであって、この両者の類似がどのような意義を有するのか現時点で結論を出し得るものではないが、一つ興味ある結果と言えよう。

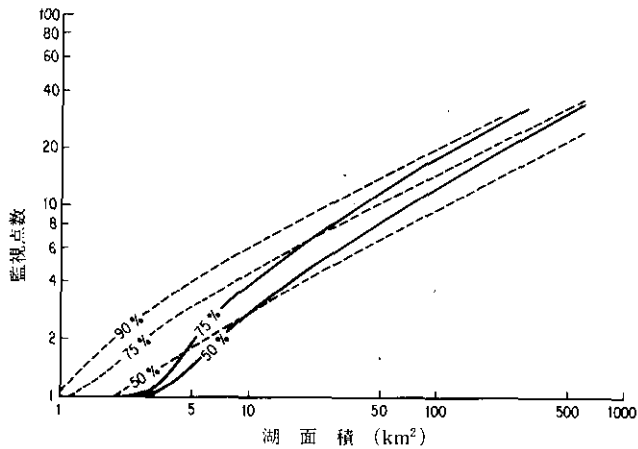


図4.3.16 モデル湖の最適監視点数
基準水質0.05mg/l, 人口密度300人/km², 12回の観測。点線は現状水質0.06mg/l, 実線は現状水質0.07mg/lの場合である。図中の数字は計画水準を示す。

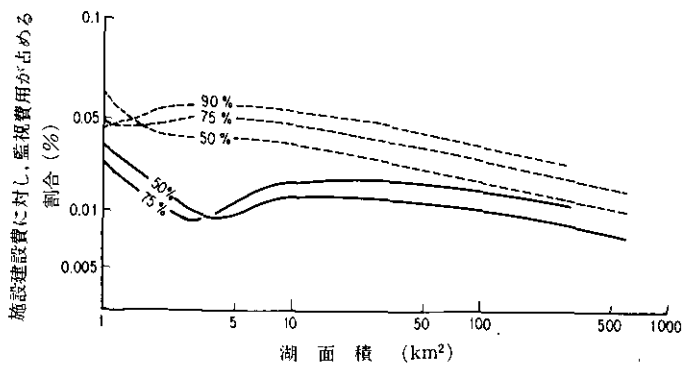


図4.3.17 監視費用と施設建設費
基準水質0.05mg/l, 人口密度300人/km², 12回の観測。点線は現状水質0.06mg/l, 実線は現状水質0.07mg/lの場合である。図中の数字は計画水準を示す。

引用文献

- 1) 社会調査研究所(1980)：陸水域関係調査報告書(湖沼)。第2回自然環境保全基礎調査，環境庁委託。
- 2) 環境庁水質保全局(1971)：水質調査方法。環水管第30号(昭和46年9月30日付水質保全局長通達)。
- 3) 環境庁水質保全局水質管理課(1975)：新訂水質汚濁防止法の解説。中央法規出版，東京。
- 4) 環境庁水質保全局(1981)：全国公共用水域水質年鑑。芙蓉情報センター。
- 5) 環境庁長官官房総務課環境調査官(1979)：全国環境事情。ぎょうせい，東京。
- 6) 環境庁長官官房総務課環境調査官(1982)：環境調査月報。部内資料，昭和55年1月～昭和57年12月。
- 7) 茨城県(1980)：公共用水域の水質測定結果，昭和55年度。
- 8) 茨城県企業局(1980)：茨城県企業局水質年報，12，昭和55年度。
- 9) 茨城県内水面水産試験場(1980)：茨城県内水面水産試験場調査研究報告，17，茨城県行方郡玉造町。
- 10) 建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所(1982)：霞ヶ浦，環境と水質。
- 11) 環境庁長官官房総務課環境調査官(1982)：地方環境保全施策，ぎょうせい，東京。
- 12) 環境庁(1977)：昭和52年度総理府所管一般会計歳出予算明細書(水質保全局)。
- 13) Horie, S. (1962) : Morphometric features and the classification of all the lakes in Japan. Mem. Coll. Sci., Univ. Kyoto, XXXIX (3), 191-262.
- 14) 鈴木静夫(1963)：日本の湖沼。内田老鶴圃新社，東京。
- 15) Richardson, W.L. (1980) : Data management requirements for Great Lakes water quality modeling. Proc. of the second American-Soviet Symposium on the use of mathematical models to optimize water quality management, U.S.Environmental Protection Agency, EPA-600/9-80-033, 37-56
- 16) 津田勉(1982)：霞ヶ浦における富栄養化防止対策。国立公害研究所調査報告，第21号，143-154。
- 17) 茨城県(1982)：霞ヶ浦富栄養化防止基本計画。茨城県告示第1218号。
- 18) 勝又豊高(1982)：霞ヶ浦富栄養化防止条件と下水道の対応。下水道協会誌，19(216)，2-13。
- 19) 地域開発コンサルタンツ(1982)：汚濁負荷削減計画策定調査報告書。茨城県委託。
- 20) EX都市研究所(1981)：霞ヶ浦長期水質予測調査報告書。茨城県委託。
- 21) 国土開発技術研究センター(1978)：昭和52年度霞ヶ浦汚濁制御調査報告書。建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所委託。
- 22) 建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所・水資源開発公団霞ヶ浦開発建設所(1973)：湖内底泥堆積量と底泥による水質汚濁の影響。霞ヶ浦水質現況調査報告書。
- 23) 建設省(1980)：流域別下水道整備総合計画調査，指針と解説。日本下水道協会，東京。
- 24) 日本産業機械工業会(1976)：排水処理技術ガイドライン，調査報告書，第1部，調査の概要。環境庁委託。
- 25) 茨城県(1980)：汚水に係る特定施設を有する工場・事業場一覧表，届出特定事業所一覧表。
- 26) 田井慎吾(1982)：霞ヶ浦富栄養化防止対策の事業費とエネルギー消費について。国立公害研究所調査報告，第21号，109-117。
- 27) Chapra, S.C. (1975) : Comment on "An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes" by W.B. Kirchner and P.J. Dillon. Water Resour. Res., 2(6), 1033-1034.

- 28) Dillon, P.J. and W.B. Kirchner(1975) : Reply to Chapra's comment. *Water Resour. Res.*, **2**(6), 1035-1036.
- 29) Vollenweider, R.A. (1975) : Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Hydrol.* **37**, 53-84.

おすび

本研究は水質の監視システムのあり方を湖沼を例にとってシステム解析的アプローチによって考察したものである。本研究で得られた結果を要約すると以下の通りである。

- 1) 水質監視システムの適正化に関する従来の研究をレビューし、それらの問題点と今後の方向を示した。
- 2) 水域の水質管理の立場から水質監視の便益を定量化する手法を提案した。
- 3) 湖沼・内湾などの2次元的水域での代表水質値を精度よく推定する方法、及び監視点の配置法を開発し、霞ヶ浦などの現場データを用いた実証的な検討を行った。
- 4) 2), 3)において開発された手法を組み合わせ、水質管理から見た水質監視の適正な精度、それに要する監視点数、費用などの決定方法を提案した。さらにこの方法を実際の湖沼に適用した。

まえがきにも触れたように“監視システムの評価基準の設定”及びそれに対応する“具体的な設計・管理手法の開発”は環境監視を行う上で大きな問題点をなす。本研究において開発、検討された方法は、必ずしもこれらのすべてを取り扱ったものではないが、いくつかの重要な部分においてはそれらの問題点を一貫した論理と定量的な方法によって扱い得ることを示したものと考える。

なお、本研究で提示した考え方と手法は例示したような“監視点の数と配置決定問題”にとどまらず二次元データの収集処理評価に関し幅広く適用できると考えられ、今後こうした見地に立った検討が一層活発化する端緒となることを期待してむすびとする。

本研究において示した計算はすべて本研究所に設置されたELMES (人間環境評価実験施設) 付属のミニコンピュータVAX11/780 (DEC社) を使用して行った。総合解析部森口祐一研究員には同計算機の保守・管理を通じ多くの協力を得ておりここに感謝の意を表する次第である。

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 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.
(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 Orthoclaadiinae 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年度特別研究中間
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55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 土壤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 Orthoclaadiinae recorded 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-窒素化合物系光化学反応の研究。——昭和54年度特別研究中間報告——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)。(1983)
- 第 45 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——研究総括——昭和53~55年度。(1983)
- 第 46 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——特別研究報告 第1分冊——昭和54~55年度。(1983)
- 第 47 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——特別研究報告 第2分冊——昭和54~55年度。(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)

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)
- No10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1978. (1979)
- No11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No13 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.
- No14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem—Progress report in 1978-1979. (1980)
- No15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1977-1978. (1980)
- No16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- No17* 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)
- No18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- No19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Lake current of Kasumigaura (Nishiura) —1978-1979. (1981)
- No20* 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, *Mycrocystis*—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.

- No44* 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)
- No45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Outlines of special research project—1978-1980. (1983)
- No46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- No48* Study on Optimal Allocation of Water Quality Monitoring Points. (1983)

in Japanese

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

No. 48

国立公害研究所研究報告 第48号

(R-48-'83)

昭和58年10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.

October 1983