

公害研資料

No. 73

横浜市公害研究所報

第 11 号

1987年 3 月

横浜市公害研究所

は し が き

狩猟・採集によって生活する自然社会では、人間1人が生存していくのに5 km²の土地が必要であり、その条件では1千万人が地球の定員といわれます。しかし人間は農業を発明し、17世紀には5億人、更に工業を開発して20世紀には25億人に増加し、現在はいわば自然定員の500倍に達する50億人となっています。

我国においては20世紀初頭345百万人の人口が、現在1億2千万人と3倍増であり、都市人口では実に10倍の伸びを示す反面、一次産業従事者比が3/4であったものが3/40と激減しています。この数字の意味するところが、特に第2次大戦後の高度経済成長に伴う重化学工業社会の出現と、環境汚染を含めた様々な都市問題でした。

公害問題についていえば、ここ20年間ほどは、まさに巨大工業化に伴う特定大量汚染源との取り組みが急務であり主要課題であったといえます。近年、公害問題は産業公害型から都市生活型へと様変わりしているといわれますが、この表現をどう受けとめるべきでしょうか。産業型公害が現象として減少したとしても、それは、これまでに公も民も含めた誠意ある当事者のたゆまない努力の成果であり、その努力が今も持続して傾注されているからこそ公害現象を眼前に見せていないのであって、そしてその故に今までその背後にあって見え隠れしていた問題、人口が極めて稠密で高度工業技術の成果を縦横に駆使する現代都市が本来かかえている様々の他の環境問題が眼に触れ意識されるようになったのであって、公害発生の本質、メカニズムは変わっていないと見るべきでしょう。

この意味において、これまでも増して、社会の変貌をとらえつつも、その底流にも目を据えて、総合的、長期的な見通しを持って、環境汚染事象の科学的解明、対策の基礎的調査研究を着実地道に続け深めていくことが研究所に課せられた責務であると考えます。

本所報は、昭和60年度の業務実績ですが、調査研究報告は、中間報告を含めて現段階でまとめができたもの15編掲載しました。関係各位の御批判、御意見をいた

だき，さらに研究内容を発展させていきたいと考えております。

なお，当研究所は，昭和61年4月1日にその設立10周年をむかえましたので，別途「記念誌」を作成し，その10年のあしどりと実績をまとめております。あわせて御高覧いただければ幸いに存じます。

昭和62年 3 月

横浜市公害研究所長

宮 腰 繁 樹

目 次

I 業務報告編

大 気 部 門	1
水 質 部 門	1
公害セミナー	2

II 調査研究編

大 気 部 門

◦ 小型NO _x サンプラーによる道路沿道の窒素酸化物濃度	5
◦ 酸性降水に関する調査研究(第4報) — 酸性降下物の環境への負荷 —	17
◦ 酸性降水に関する調査研究(第5報) — 酸性ガスの挙動 —	29
◦ 沿岸都市域及び内陸域におけるアルデヒド類の挙動	37

騒音・振動部門

◦ 植樹帯による減音効果の研究(第2報) — 心理的減音効果 I —	45
◦ 道路トンネル抗口周辺における騒音調査	57

水 質 部 門

◦ 水域環境指標 - I 主成分分析による水質評価	69
◦ 水域環境指標 - II 主成分分析による底質評価	83
◦ 水域環境指標 - III 鶴見川のフナによる水域環境評価の研究	111

◦ 高級脂肪酸による市内河川の水質汚濁状況とその評価	133
◦ 横浜市内の地下水汚染調査結果について	143
◦ 横浜市における魚類を指標とした工場排水の規制手法 に関する研究(その2)	149
◦ 横浜市における魚類へい死事故について	161

地盤沈下部門

◦ 軟弱地盤の沈下に関する調査研究(第2報) —— 軟弱地盤層の沈下予測に関する一考察 ——	169
◦ 横浜市の沖積層と洪積層の沈下に関する一考察	181

Ⅲ 資 料 編

1. 人員及び組織	203
2. 主要機器一覧表	203
3. 予 算	205
4. 学会等研究発表	206
5. 雑誌投稿	209
6. 横浜市公害研究所発行資料(調査研究等報告書)	211
7. 横浜市公害研究所発行資料目録	213

I 大気部門

大気部門では、規制各課が行う工場・事業所に対する立入検査業務に伴って生じる検体および市民からの苦情に係る検体について迅速、正確に対処するために実施している。昭和60年度に実施した各項目ごとの検体数及び延べ項目数は次のとおりである。

表-1 昭和60年度

検体項目	検体数	項目数
重油中の硫黄分	343	343
炭化水素類	94	364
悪臭	156	156
浮遊粉じん及び重金属	70	70
その他	156	395
合計	819	1,328

1. 重油中の硫黄分

重油中の硫黄分の分析は、JIS-K-2541に基づく燃焼管式（空気法）及び蛍光X線法で行った。

2. 炭化水素

横浜市炭化水素系物質対策指導要綱に基づく各種化学工場、油槽所から排出される炭化水素類の測定及び悪臭検体中の炭化水素類の測定を行った。

3. 悪臭

三点比較式臭袋法及びガスクロマトグラフ等を用いて養豚、養鶏、油脂工場、印刷工場、食品工場等から排出される悪臭の臭気指数及び悪臭物質を測定した。

4. 浮遊粉じん及び重金属

一般環境及び道路沿道でローボリウムエアサンプラーを用いて、浮遊粉じんを採取し、Pb, Cd, Mn, Fe, V等の重金属の測定を行った。

5. その他

既定の項目に分類できないもの、たとえば、ばいじん、窒素酸化物、苦情などによる試料をその他としてまとめた。本年度は、大気課が実施した自動車走行実験による自動車排出ガス試料がほとんどであった。また、苦情検体については、分析依頼項目が広範囲にわたるため、電子顕微鏡、X線マイクロアナライザー、ガスクロマトグラフ質量分析装置等を用い、分析を行った。

II 水質部門

昭和60年度に実施した工場排水等の行政検体の分析業務は、次のとおりである。なお、行政検体数及び試験項目数を表-2に示した。

1. 工場立入調査に伴う検体の分析

昭和60年度に実施した工場立入調査とそれに伴って採取した検体数及び主な分析項目は、次のとおりである。

(1) 定期立入調査

工場排水 1,137検体……BOD, COD, 重金属他

(2) 東京湾岸自治体調査

工場排水 203検体……COD, 窒素, リン

(3) 指標面検査

魚類 185検体……ヘマトクリット値, 内視検査等

2. 環境調査に伴う検体の分析

昭和60年度に実施した環境調査とそれに伴って採取した検体及び分析項目は、次のとおりである。

(1) 化学物質調査（環境庁受託）

底質89検体, 海水72検体, 魚48検体……ジメチルナフタレン他

(2) 公共用水域水質測定（クロスチェック）

河川水及び海水計51検体……BOD, COD, 硝酸性窒素他

(3) 地下水汚染調査

井戸水等32検体……トリクロルエチレン他

(4) 中小河川調査

池水等30検体……BOD他

3. 除害施設の維持管理に伴う検体の分析

除害施設の維持管理のため毎月1回、原水、処理水等を採取し、BOD, COD, 重金属等の分析を行った。

4. 苦情処理等に伴う検体の分析

河川などにおける魚の浮上事故の原因調査に必要な魚の検査や水質分析を行った。

表-2

検体項目	検体数	項目数
工場立入調査	1,340	2,922
魚類調査	185	1,055
環境調査	317	381
除害施設	108	504
苦情処理等	27	41
合計	1,977	4,903

III 公害セミナー

1. はじめに

当研究所では、昭和52年度から「明日の都市環境を考える」を統一テーマに、公害・環境問題を市民と共に考えていく場として公害セミナーを開催している。

これは、その時宜にかなったテーマを選択して、研究所の研究内容の紹介もかねて年1回行っているものである。

昭和60年度は、第9回として、「静かなまちづくりをめざして——道路緑化と騒音——」というテーマにより、昭和60年11月30日（土）に130名の参加者を得て、次のような内容で実施した。

2. セミナーの開催

(1) 行政報告「騒音公害の現況と対策」（公害対策局騒音課長 福島徹二）

横浜市の騒音公害の現状、特に道路交通騒音を中心に、測定結果資料をもとに説明し、その対策としてのこれまでの取り組みや、横浜市の公害対策審議会からの答申（「横浜市の自動車公害対策の基本的あり方」）にもとづく今後の計画などについて報告を行った。

(2) 市民報告「生活と道路騒音」（港北区 辻 美子）

幹線道路沿いに居住する市民の1人として、騒音や排ガスなどに悩まされている現況について、昭和20年代からの沿道の居住環境が変化する過程の中で、本人の体験をふまえて報告を行った。その内、特に大型車の通過に伴う騒音の影響が大きいことを指摘し、その対策を要望した。

(3) 音の紹介（横浜国立大学助教授 田村明弘）

騒音を理解する上で必要な、音に関する基本的な用語（周波数・ホンなど）や、騒音の測定方法などについて、会場に持ち込んだスピーカを使って実際の騒音を流すとともに、スライドを使用してわかりやすく説明した。

(4) 研究報告①「植樹帯の減音効果」（公害研究所騒音部門 鹿島教昭）

昭和57年から59年にかけて横浜国立大学と共同で行った「植樹帯による減音効果に関する研究」のうち、模型実験の結果を中心に、植樹帯そのものによる減音効果（物理的減音効果）についての報告を行った。道路交通騒音と新幹線の通過音について、植樹帯を通した場合とそうでない場合の音の変わり具合を比較するため、それぞれの音を会場に流した。

(5) 研究報告②「植樹帯の心理的減音効果」（横浜国立大学助教授 田村明弘）

具体的に、ある場所を設定したスライドを使って、歩道と車道の間に植樹帯を設け、その高さを変えていった場合の「静かさ」に対するイメージの変化などについて説明を行った。

その際、音源に対する目隠し効果ともいうべき要因と、自然な高さの植樹帯の美しさといった要因によって、実際の減音量に換算して、3デシベルから4デシベルぐらいの心理的な減音効果が得られる旨の報告がなされた。

(6) 事例報告「潤いのあるまちづくり」（仙台市緑地課 斎藤昇裔）

「杜の都の環境をつくる条例」を制定するなど、緑化行政の上で特色をもつ仙台市の担当者として、市民と行政が一体となった緑化推進の取り組みについて報告を行った。仙台市の中心部を走る幹線道路沿いの街路樹の様子について、四季折々の表情豊かな美しいスライドを使って、わかりやすい説明がなされた。

(7) 自由討論（司会者 神奈川新聞 渡部 允）

11名の方々より意見や要望などが出され、活発な討議が行われた。出された意見等の主なものは次のとおりである。

まず、騒音の基本的な部分に関することとして、「カラオケの音にしても、好きな人にはそれほどうるさく感じられないというように、聞く人によって個人差が大きいのではないか」という意見が出され、それに関連して、「研究所で、生理的に快・不快な音の基準といったものを作ってもらえないか」という要望も出された。

次に、仙台市の緑化推進に対する関心から、その管理の具体的方法や費用に関する質問がなされたほか、「横浜にも日本大通のイチョウ並木といった誇るべき遺産があり、これが街づくりの基本となるのではないか」といった意見も出された。

これからの道路緑化を含めた街づくりについては、「開発の進みそうな郊外の緑地については、ぜひ守ってほしい」という要望が出されるとともに、「横浜の街づくりは各局がばらばらになっているので、公害対策局や研究所で調整機能を発揮してほしい」という意見も出された。

最後に、司会者の渡部氏より、『「アメニティ」つまり快適な環境とは、「コミュニティ」つまり人と人とのつながりの問題であり、こうした「コミュニティ」によって、騒音問題はかなり解決されるのではないかと思われる』という指摘とともに、「今日のこの研究を横浜市のほかの部局にも利用してもらって、よりよ

い都市環境をつくってほしい」というまとめのことばで閉会した。

(8) アンケート結果

15項目にわたる質問事項について、参加130名中75名から回答が寄せられた。そのうち、「あなたは現在道路騒音についてお困りですか」という問いに対しては、半数の人がなんらかの形で困っていると答えており、やはり今回のテーマに対する関心の高さが感じられた。

植樹帯の減音効果については、特に心理的な面での効果に対して80%以上の人が効果がありそうだという期待感を抱いており、さらに、街路樹や植樹帯などの道路緑化についても、90%以上の人が積極的に進めてほしいと要望しているなどの結果が得られた。

(公害研資料№70「第9回公害セミナー会議録」昭和61年2月)

小型NO_x サンプラーによる道路沿道の 窒素酸化物濃度

前田 裕行*, 平野 耕一朗*

要 旨

昭和58年9月、10月及び59年3月に市内の幹線道路沿道240地点に小型NO_xサンプラー（PTIO-NO_xサンプラー）を取り付け、延べ5～6回NO、NO₂濃度を調査した。その結果から、交通量の異なる道路、道路周辺建物の違いや交差点等の異なる条件下での道路沿道におけるNO_x濃度レベルの特徴及び自動車からのNO_x排出量と沿道NO_x濃度の関係について以下の知見を得た。

1) 全240地点の日平均濃度は、NO 127 ppb、NO₂ 46 ppbであった。NO₂日平均濃度の最高頻度を示した濃度範囲は41～60 ppbであり、60 ppb以下の地点数は214地点（全体の89.2%）であった。

2) 各地点で測定された道路沿道のNO、NO₂濃度は、自動車排出ガス常時測定局の測定値の挙動と同様に対数正規分布しており、NO₂では、約35 ppbを境界域とした二種類の分布が認められた。また、NOとNO₂濃度の回帰分析の結果、その傾きが横浜市内での自動車排出ガス常時測定局での値とほぼ一致する値であった。

3) 同一区間の道路で、その構造及び自動車通過台数がほぼ同一条件であっても場所による大きな濃度差が見られた。特に交差点等で濃度が高く、交差点から離れるにしたがい濃度が減少する傾向がみられたことから交通渋滞による影響と考えられた。

4) 沿道のNO_x濃度と自動車通過台数及び車種別車速別排出係数から推計した沿道のNO_x排出量との関係を見ると、各々において相関が認められたが、自動車通過台数よりも沿道のNO_x排出量の方が良い相関関係があった。推計したNO_x排出量(kg/km・day)(X)と沿道のNO_x濃度(ppb)(Y)との関係について、相関係数 $r = 0.751$ (n=20) 回帰式 $Y = 2.25X + 62.8$ が得られた。

1. はじめに

自動車排出ガスによる道路沿道の大気汚染は、過密化した都市部を持つ本市においても、依然として改善されずに今日まで続いている。特に、交通量の多い幹線道路周辺では、居住地域や商工業活動地域が近接する場合が多いため、道路から周辺の環境に及ぼす影響を調査し、道路周辺における汚染濃度を予測できるようにすることは公害対策上重要なことである。この目的に沿って、筆者らは昭和51年より、地形等が異なる幹線道路周辺について、自動車から排出される窒素酸化物(NO_x)の水平及び垂直距離減衰等について一連の調査を実施してきた^{1)～4)}。その結果、幹線道路(一日

当りの自動車通過台数40,000台)で実施した調査では、車道から3～4 m離れた場所で、調査日数の40%が二酸化窒素(NO₂)の環境基準の上限値(60 ppb)を超え、また下限値(40 ppb)についても90%を超える例が得られており、さらに、道路周辺では、接地逆転層の形成時は非形成時に比べて、一酸化窒素(NO)が2～4倍の濃度になり、その時の汚染濃度は、温度勾配にほぼ比例すること⁴⁾等が明らかにされた。これらの調査には、すべて窒素酸化物自動計測器(NO_x計)を調査地域に設置し、連続して長時間にわたるデータを得ることを目的として行ってきた。しかし、この方法では、測定地点における経時変化等の評価をする上で

NO_x Concentrations along the Roadside by Compact and Convenient
Passive NO_x Samplers

* Hiroyuki Maeda * Koichiro Hirano 横浜市公害研究所大気部門

は有効であるものの、使用機材が大型で重く、使用できる台数にも制約があって、NO_x濃度を面的あるいは立体的にとらえようとする場合、調査地点が数点以内に限られてしまう欠点があった。これに対し、同時に多数の地点でNO_x濃度を測定する方法があれば、NO_x濃度レベルの特徴をより具体的に比較検討することができる。このため、筆者らは、すでに個人暴露濃度測定用として開発したNO、NO₂濃度を同時に測定することができる小型のNO_xサンプラー（PTIO-NO_xサンプラー）を環境濃度調査に用いる場合の精度及び有用性を検討し、実用性のある測定方法として確立した^{5,6)}。

そこで、このサンプラーを用いる方法（PTIO-NO_xサンプラー法）により、市内の主要道路を中心に道路沿道直近の濃度を把握し、交通量、周辺地形及び建物状況等の異なる条件下におけるNO_x濃度レベルの特徴及び道路からのNO_x排出量と沿道NO_x濃度の関係について検討を行ったので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査期間及び調査地点

昭和58年9月6日から10日（調査回数4回）、10月3日から6日（3回）、59年3月7日から9日（2回）及び3月14日から16日（2回）までの期間中、各地点につき延べ5～6回調査を実施した。

調査道路は、横浜市域を南北の2つに分け、各々の地域を通る南北4本の系統のバス路線に沿って合計18本の道路を対象として選んだ。調査地点はそれぞれの道路沿道にあるバスの停留所近くに設けた。調査期間及び調査地点を表-1に示す。調査地点名及び各々の

調査地点の位置する幹線道路名についての一覧を資料-1に示す。

2-2 NO_x濃度測定方法

道路際のバス停留所付近の電柱、街路樹を利用し、PTIO-NO_xサンプラーを地上約2.5mに取り付け、24時間大気に暴露した。サンプラーは、1つの回収ルートにつき、30～40地点分まとめて乗用車を用いて約2時間以内に交換・回収した。回収作業は、同時に4つの回収ルート分をまとめて行った。回収したサンプラーは定法により分析し、NO、NO₂の日平均濃度を算出した⁶⁾。

2-3 常時測定局におけるNO_x濃度及び風向風速
調査期間中の常時測定局のNO_xデータ及び風向風速データを解析に用いた。

2-4 主要道路の交通量

昭和58年度及び60年度に横浜市が実施した道路交通情勢調査・一般交通量調査^{7,8)}によるデータの一部を解析に用いた。

3. 調査結果

3-1 道路沿道におけるNO、NO₂濃度

全240調査地点の全測定値及び調査地点別におけるNO、NO₂濃度の最高値、最低値、平均値を表-2、3に示した。全測定値についてのNOの最高濃度は地点No.218（国道16号線、高島本牧線）の701ppb、NO₂の最高濃度は、地点No.234（国道16号線）の160ppbであった。また、NO、NO₂、NO_x（NO+NO₂）の日平均濃度は、それぞれ127ppb、46ppb、173ppbであった。調査地点別日平均濃度は、NOについて、最高がNo.216（国道16号線、高島本牧線）の518ppbで

表-1 調査期間及び調査地点

調査回数	第1回目	第2回目	第3回目	第4回目	第5回目	第6回目
調査期間	昭和58年 9月6日(火)～ 9月7日(水)	9月7日(水)～ 9月8日(木)	9月8日(木)～ 9月9日(金)	9月9日(金)～ 9月10日(土)	昭和59年 3月14日(水)～ 3月15日(木)	3月15日(木)～ 3月16日(金)
調査地点	地点番号 1～111, 129～166の計149地点					
調査回数	第1回目	第2回目	第3回目	第4回目	第5回目	第6回目
調査期間	昭和58年 10月3日(月)～ 10月4日(火)	10月4日(火)～ 10月5日(水)	10月5日(水)～ 10月6日(木)	測定せず	昭和59年 3月7日(水)～ 3月8日(木)	3月8日(木)～ 3月9日(金)
調査地点	地点番号 112～128, 167～240の計91地点					

あり、最低がNo.124（市道）の25 ppbであった。また、NO₂については、最高がNo.234（国道16号線）の105 ppbであり、最低が、No.102（国道16号線）の26 ppbであった。

3-2 調査期間中の風向風速

調査期間中の風配図（保土ヶ谷区桜丘高校及び鶴見区生麦小学校）を図-1に示した。桜丘高校での最多風向頻度は、北北東で全体の31.5%を占め、北から東までの風が52.4%であった。日平均風速は、1.1~3.7 m/s（平均2.3 m/s）であった。生麦小学校では、北が全体の16.2%を占め、北西から北東までの風が52.1%であった。日平均風速は、1.8~3.5 m/s（平均2.6 m/s）であった。したがって、調査期間中の市域全体では、北ないし北東系の風（平均風速約2.5 m/s程度）が卓越していたと考えられる。

4. 考 察

4-1 NO, NO₂濃度の頻度分布

各調査地点で得られたNO, NO₂濃度の日平均値の

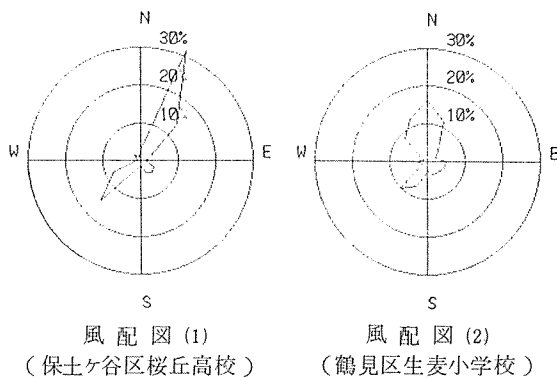


図-1 調査期間中の風配図

表-4-(1) NO日平均濃度の頻度分布

濃度範囲 (ppb)	度数	度数 (%)	累積度数	累積度数 (%)
1-40	2	1	2	1
41-80	49	20	51	21
81-120	80	33	131	55
121-160	53	22	184	77
161-200	28	12	212	88
201-240	16	7	228	95
241-280	4	2	232	97
281-320	4	2	236	98
321-360	0	0	236	98
361-400	0	0	236	98
401-440	1	0	237	99
441-480	0	0	237	99
481-520	3	1	240	100
521-560	0	0	240	100

頻度分布を表-4-(1), (2)に、そのヒストグラムを図-2-(1), (2)に示す。最高頻度を示した濃度範囲は、NOで81~120 ppb（80地点、全体の33%）、NO₂で41~50 ppb（102地点、全体の43%）であった。NO₂が60 ppbを超えた地点は、26地点あり、調査地点全体の11%であった。残りの214地点（全体の89%）では、60 ppb以下の濃度であった。

次に、各調査地点の全測定値（試料数1310）についての累積度数分布を対数正規確率紙上にプロットしたものを図-3-(1), (2)に示す。NO, NO₂共にほぼ対数正規分布をしているが、その分布形態は二つの濃度分布のものが合成されていることが推察される。

すなわち、NOの濃度分布は、パーセンタイルの大きいところ（99% 340 ppb以上）では、全体の対数正規

表-2 全240調査地点の全測定値におけるNO, NO₂濃度の最高値、最低値及び平均値
濃度単位: ppb

	NO	NO ₂
試料数	1310	1312
最高値	701 (3/8 No.218)	160 (9/6 No.234)
最低値	4 (9/6 No.125)	17 (9/6 No.27)
平均値	127	46

表-3 全240調査地点別NO, NO₂平均濃度の最高値及び最低値
濃度単位: ppb

	NO	NO ₂
試料数	240	240
最高値	518 (No.216)	105 (No.234)
最低値	25 (No.124)	26 (No.102)

表-4-(2) NO₂日平均濃度の頻度分布

濃度範囲 (ppb)	度数	度数 (%)	累積度数	累積度数 (%)
1-10	0	0	0	0
11-20	0	0	0	0
21-30	5	2	5	2
31-40	57	24	62	26
41-50	102	43	164	68
51-60	50	21	214	89
61-70	17	7	231	96
71-80	5	2	236	98
81-90	0	0	236	98
91-100	3	1	239	100
101-110	1	0	240	100
111-120	0	0	240	100

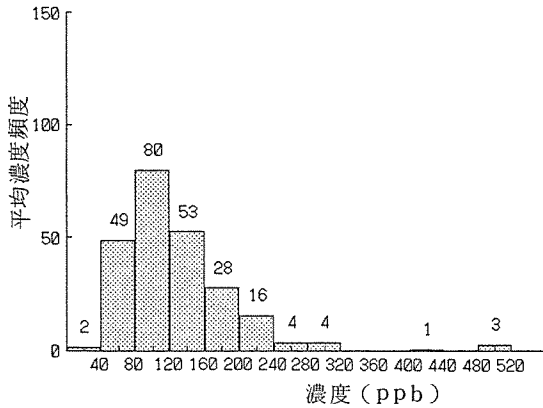


図-2-1) NO日平均濃度のヒストグラム

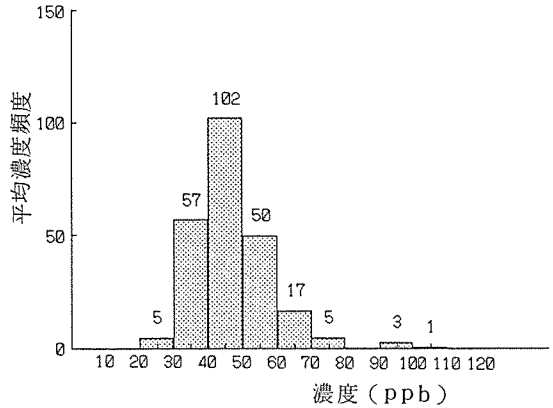


図-2-2) NO₂日平均濃度のヒストグラム

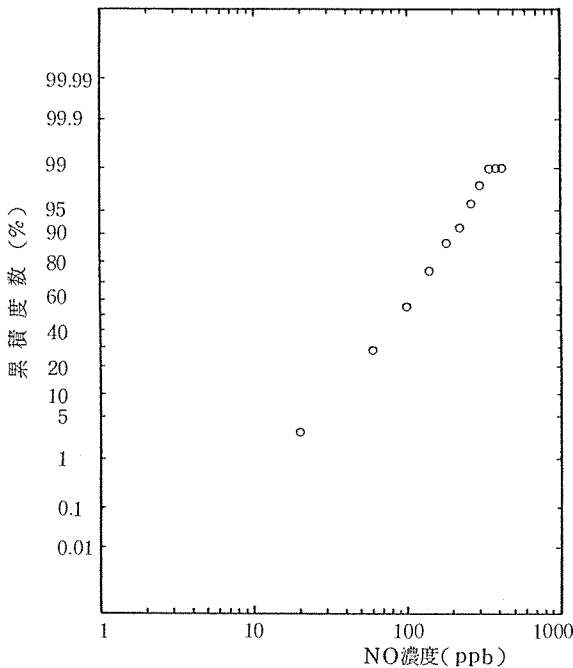


図-3-1) 対数正規確率紙上のNOの累積度数分布

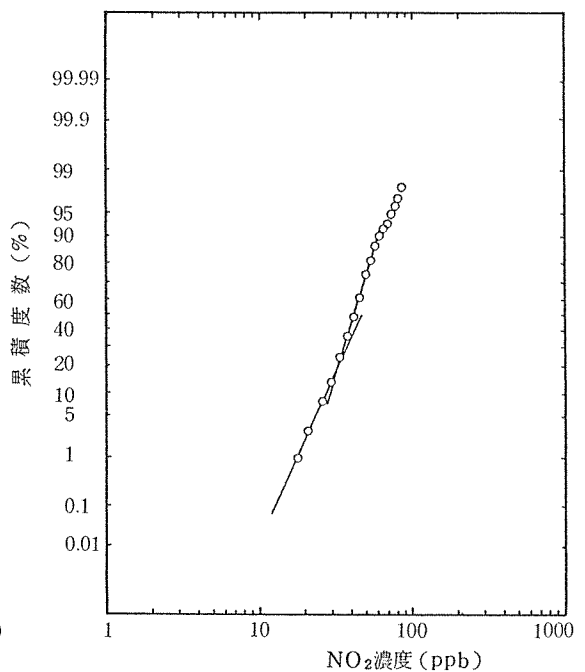


図-3-2) 対数正規確率紙上のNO₂の累積度数分布

型から明確に外れている。これは、NO濃度が340ppb以上の高濃度地点では、周辺道路、建物、自動車通過台数等その地点固有の環境条件の影響を強く受けているためと思われる。

一方、NO₂は、図-3-2)に見られるように、約35ppbを境に低濃度レベルと高濃度レベルとに分けられる二種類の分布を持つことが推察される。沿道におけるこのようなNO₂濃度分布の特徴は、図-4-1)~(3)に示す自動車排出ガス測定局においても同様な傾向が見られている⁹⁾。この理由として、次のことが考えられる。

沿道のNOは、大気中への拡散過程で主としてO₃と

の反応によりNO₂に酸化される¹⁰⁾。反応生成するNO₂は、沿道周辺でのO₃の濃度レベルのちがいにより左右され、NO排出量の少ない道路では、O₃が十分に供給されるため、NO+O₃→NO₂の反応が定期的に進む状況にある。一方、NO排出量の多い道路ではO₃が非常に少ないためこの反応が緩慢になる。すなわち図-3-2)及び図-4)によれば、NO₂濃度約35ppbを境に濃度の低い領域ではNO₂が常に増加している状況下での分布を示しており、約35ppb以上の領域ではO₃の供給不足によって反応が制限された状況でのNO₂の分布を示している。

この二種類の分布を分ける境界濃度が、ちょうど一

般環境におけるO₃のバックグラウンド濃度レベル(約30~40 ppb)に近いことは興味深い。

4-2 道路沿道におけるNO及びNO₂濃度の関係

道路沿道におけるNO、NO₂濃度の散布図を9、10月調査時期及び3月調査時期に分けて図-5-(1)、(2)に、また、全測定値(9、10月及び3月)について図-5-(3)に示す。相関係数は、それぞれ $r(9, 10) = 0.668$, $r(3) = 0.684$ 及び $r(全) = 0.645$ で、調査時期によって相関性に大きな違いはなかった。回帰式は、9、10月調査では $Y(NO_2) = 23.6 + 0.168 X(NO)$, 3月調査では、 $Y(NO_2) = 38.9 + 0.0783 X(NO)$ であり、3月調査結果の回帰式の傾きが9、

10月調査結果に比べて傾きが小さかった。このことは、道路沿道において、NO₂の生成割合が冬期の方が夏期に比べて小さいためと考えられた。また、同時期の市内の常時測定局データの例を表-5に示す。一般環境大気測定局では、回帰式の傾きが約0.2~0.7と、自動車排出ガス測定局の約0.1程度に比べ、大きい値である。このことは、一般環境大気測定局では、排出源から離れた場所に位置しているためNO_xに対するNO₂の占める割合NO₂/NO_xが大きくなり、これは、NO₂濃度に対してNO濃度が低くなることに起因している。今回の多数地点の道路沿道濃度調査結果(9、10月調査)からの傾き(0.168)は、自動車排出ガス測定局の

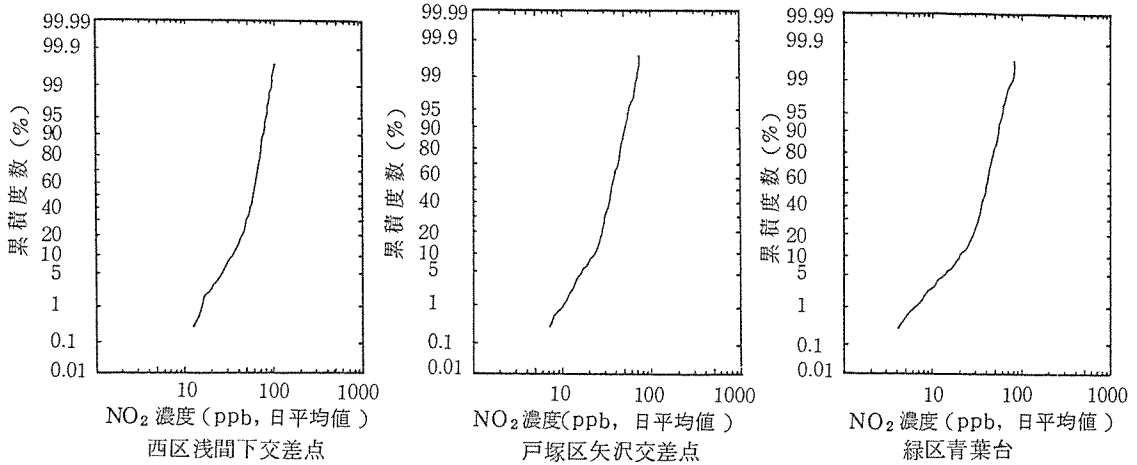


図-4-(1) NO₂濃度の累積度数分布 図-4-(2) NO₂濃度の累積度数分布 図-4-(3) NO₂濃度の累積度数分布

図-4 自動車排出ガス系測定局におけるNO₂濃度の累積度数分布(昭和60年度)⁸⁾

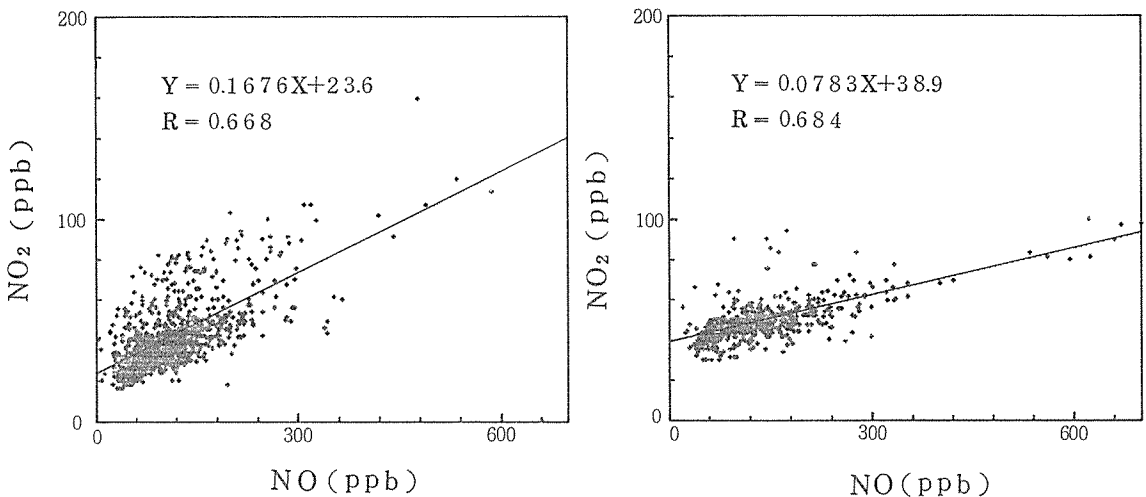


図-5-(1) 道路沿道におけるNO及びNO₂濃度の関係(昭和58年9、10月, n=837)

図-5-(2) 道路沿道におけるNO及びNO₂濃度の関係(昭和59年3月, n=473)

表-5 調査期間における常時監視測定局のNO、NO₂の
関係 9月1日~10月31日 x=NO, y=NO₂

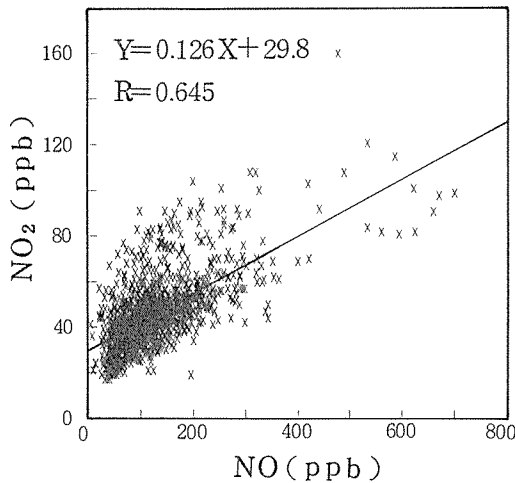


図-5-(3) 道路沿道におけるNO及びNO₂濃度の関係
(昭和58年9, 10月, 昭和59年3月 n=1310)

	自動車排出ガス測定局	一般環境大気測定局
測定局名	浅間下交差点 a)	港区総合庁舎
回帰式	y = 0.136x + 26.9	y = 0.219x + 0.233
相関係数	r = 0.416	r = 0.627
試料数	n = 58	n = 61
測定局名	都岡小学校 b)	保土ヶ谷区桜丘高校
回帰式	y = 0.114x + 23.4	y = 0.567 + 0.0195x
相関係数	r = 0.671	r = 0.764
試料数	n = 61	n = 60
測定局名	磯子警察署前 c)	金沢区長浜病院
回帰式	y = 0.0976x + 24.0	y = 0.749 + 0.0122x
相関係数	r = 0.566	r = 0.873
試料数	n = 59	n = 60

注) a)~c) 主要道路の方位と距離

a) NE 5 mに横浜生田線, SE 26 mに青木浅間線

b) NE 3 mに国道16号線, NW 75 mに丸子茅ヶ崎線

c) NW 10 mに国道16号線, NE 10 mに市道磯子方面
578号線

表-6 調査地点別高濃度地点一覧

順位	地点番号	道路名	(NOx 濃度順) 平均濃度(ppb)		
			NO	NO ₂	NOx
1	216	国道16号線(高島本牧線)	518	92	610
2	217	国道16号線(高島本牧線)	511	99	610
3	218	国道16号線(高島本牧線)	500	90	590
4	234	国道16号線	437	105	542
5	215	国道16号線(高島本牧線)	303	75	378
6	179	主要地方道 県道 横浜鎌倉線	304	72	376
7	12	国道1号線	290	69	359
8	131	主要地方道 市道 青木浅間線	284	52	336
9	202	国道1号線	265	61	326
10	13	国道1号線	255	66	321
11	220	国道133号線(本町線)	248	70	318
12	138	国道1号線	255	59	314
13	235	国道16号線	238	66	304
14	231	国道16号線	230	70	300
15	195	国道1号線	236	62	298
16	232	国道16号線	223	72	295
17	196	国道1号線	228	62	290
18	233	国道16号線	218	68	286
19	11	国道1号線	228	56	284
20	228	市道 大棧橋浦舟線	218	65	283

値とほぼ一致している。

次に、全調査期間を通じた測定値についての回帰式は、 $Y = 29.8 + 0.16X$ であった。このY切片の数値29.8は、測定地点のNO濃度が0のときのNO₂濃度を意味している。仮に全ての沿道で自動車が1台も走行していなければ道路からのNOの寄与がなくなり、各々の地点のNO₂は周辺のNO₂環境レベルの平均値的なものになると考えられる。一方、58,59年度の市内15箇所における一般環境大気常時測定局におけるNO₂日平均濃度の測定結果^{9, 11)}から市内全域のNO₂平均濃度

を算出するとそれぞれ31.6, 31.5 ppbであった。今回の調査結果から得られたNO, NO₂についての回帰式の傾き29.8は、これらの値とほぼ等しく、前述の様に周辺のNO₂環境濃度レベルを意味するものと考えられた。

4-3 道路沿道の高濃度地点の特徴

調査地点別NOx濃度の高い順に整理したものを表-6に示した。このうち最も濃度の高かったNo. 216から4位のNo. 234までは、NO濃度437~518 ppbの範囲であり、前述したように全地点の累積度数分布の99

パーセント値に位置し、他の地点に比べて異なる濃度分布を持つ地点である。特に、上位3地点(No. 216, No. 217, No. 218)は、いずれも高島本牧線にあり、沿道の片側に約7~8mの高さのコンクリート壁が連続して続いている沿道にある。しかもこの付近の交通量は、42,000台/day(桜木町七丁目)と市内でも多い方である⁷⁾。このため沿道から排出されたNO_xは、この遮閉物のために十分に拡散されず、沿道に滞留するものと考えられる。また、他の高濃度地点についても国道16号線や国道1号線の沿道であることが多く、いずれも交通量の多い場所となっている。次に、各測定地点が属する道路別に濃度を整理したものを表-7に示す。それぞれの道路での測定地点数に非常に差(少ない道路で2地点、多い道路で51地点)があり、その濃度レベルを一律に比較することはできないが、18路線(種類)の道路に分類すると、NO_x濃度レベルは、国道133号線、国道1号線、国道16号線の順に高い。なお、国道133号線は、今回の調査では、2地点しか調査地点を設定せず、このうち、No. 220(本町線)の濃度が非常に高かったため最も濃度レベルの高い路線となったものと思われる。一方、最も濃度の低かった

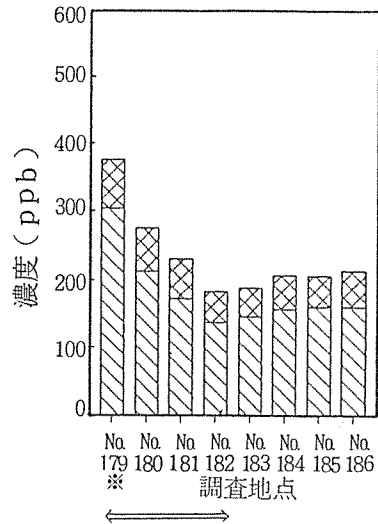
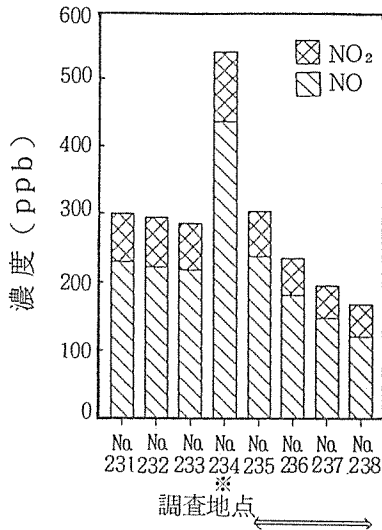
国道357号線では、No. 126~No. 128の3地点を測定したが、いずれも交通量の比較的少ない地点であった。

4-4 渋滞とNO_x濃度

同一道路の連続した調査地点でもNO_x濃度に著しい差が見られるところがあった。例えば図-6に示す道路沿道の一部では、道路構造、道路周辺の家並み、自動車交通量がほぼ同一条件と考えられるにもかかわらず、濃度の特に高い地点がみられ、この濃度差は、交

表-7 道路別の沿道平均濃度
(NO_x高濃度順)

道路名	NO	NO ₂	NO _x
国道133号線	185	64	249
国道1号線	159	51	210
国道16号線	153	49	202
国道15号線	153	48	201
大棧橋浦舟線	146	53	199
横浜鎌倉線	147	49	196
磯子産業道路	137	52	189
青木浅間店	133	46	179
山下本牧磯子線	119	56	175
横浜駅西口線	110	42	152
横浜上麻生線	108	41	149
汐見台平戸線	90	41	131
横浜駅根岸線	83	45	128
鶴見溝ノ口線	83	39	122
市道	64	48	112
青砥上星川線	72	35	107
一般道路	60	35	95
国道357号線	51	40	91



国道での測定例

県道での測定例

(※渋滞しやすい交差点、 \longleftrightarrow 間は同一道路)

図-6 同一道路における濃度差の著しいNO_x濃度測定結果の一例

通過台数による影響と考えられる。高濃度の地点は、信号待ちによる渋滞の著しい場所であり、そこから離れるにつれて濃度が減少し、その差は2倍以上になる例もみられている。

4-5 沿道のNOx排出量と今回の調査で得られた沿道のNOx濃度との関係

4-5-1 通過台数と沿道のNOx濃度との関係

今回の調査地点で得られた沿道のNOx濃度と58年度交通量調査報告書⁷⁾の交通量データを用いて、沿道のNOx濃度と沿道のNOx排出量との関係について検

討した。交通量データとの対比が可能であった地点は、全240地点のうち20地点であった。自動車通過台数（24時間値）と沿道NOx濃度の関係を図-7に示す。なお、58年度交通量調査結果から、対比地点の通過台数は24時間値として求めた。（12時間値のデータのみ地点は、市内全域についての昼夜率1.43を乗じて24時間値を求めた。）この結果、相関係数 $r = 0.633$ ($n = 20$) が得られ、相関係数の検定を行うと $H_0: \rho = 0$ $H_1: \rho \neq 0$ $f = n - 2 = 17$ のt分布表から $t_{0.05}(17) = 2.11$, 他方、 $|r| \sqrt{(n-2)/(1-r^2)} =$

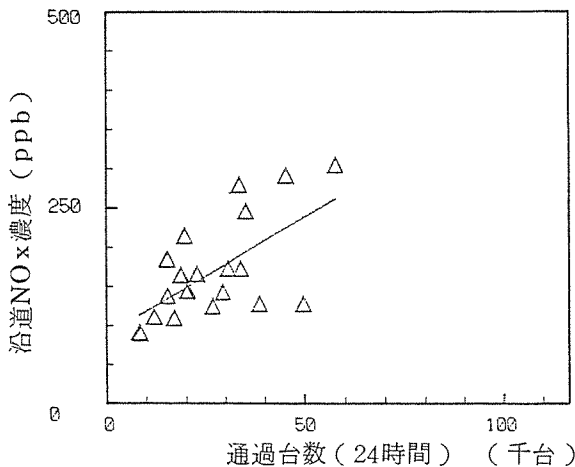


図-7 自動車通過台数と沿道のNOx濃度の関係

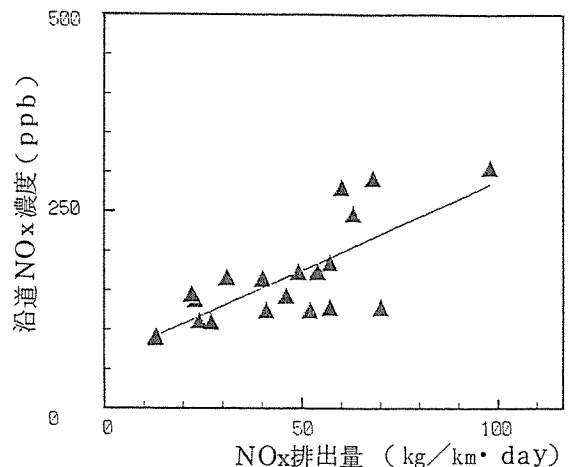


図-8 推計したNOx排出量と沿道NOx濃度の関係

表-8 車種別NOx排出量の推計結果

車種別推計NOx排出量
(g/km·day)

調査地点番号	道路名	交通量観測地点番号								推計NOx排出量	
		軽乗用車	乗用車	バス	貨物車	小型車	貨客車	普通車	特殊車	(kg/km·day)	
7	国道1号線	102	292	10813	2190	681	4729	5391	29882	5876	60
19	国道16号線	110	269	10075	4458	1192	5947	5527	18948	2570	49
30	青砥上星川線	613	183	3067	3168	212	1341	1345	2515	782	13
40	中山停車場線	611	125	2812	4562	293	1683	1364	1739	678	13
44	横浜上麻生線	311	219	12527	7691	1011	4082	4750	19447	4479	54
50	横浜上麻生線	312	246	10169	3789	926	5866	4967	16132	3989	46
61	横浜上麻生線	313	104	6745	2888	442	2014	1498	7090	1225	22
73	横浜上麻生線	314	116	3607	4215	632	3630	2142	7884	1752	24
80	青木浅間線	501	215	9526	9737	630	3299	3080	12738	1994	41
100	国道16号線	111	42	5596	2651	815	4900	1454	9972	1351	27
117	山下本牧磯子線	504	88	5362	5143	703	1822	1786	23689	1418	40
120	本牧方面第377号線	920	113	5239	2948	554	1976	3051	36869	1535	52
133	国道1号線	1102	393	18470	7414	1872	7752	9516	21454	2935	70
139	国道1号線	101	243	12976	2936	1546	9389	7168	20336	2666	57
172	汐見台平戸線	914	123	5439	1627	407	2260	1899	9684	1507	23
187	横浜鎌倉線	306	286	11456	11019	1337	6355	6641	14732	4715	57
196	国道1号線	1104	319	15964	3899	1540	8165	8400	25320	4426	68
201	国道1号線	1105	328	21994	7193	880	4056	4950	20497	3320	63
222	国道16号線	116	142	9429	2956	708	2917	3959	9702	1527	31
235	国道16号線	114	397	20168	5524	1756	11897	6882	44491	6623	98

※昭和58年度交通量調査報告書⁷⁾中における観測地点番号

3.37 母相関係数の範囲は $0.265 < \rho < 0.840$ となり、有意水準 5% で正の相関が認められた。

したがって、自動車通過台数の増加につれ、沿道の NOx 濃度も増加することが今回の結果でも得られている。

4-5-2 沿道の NOx 排出量の推計及び沿道の NOx 濃度の関係

実際に走行する自動車から排出される NOx 排出量を計算するにあたっては、沿道からの総排出量は車種別に異なり、また、車速及び時間別交通量の変化によっても異なる^{12,13)}ことから、自動車からの排出量は次のものを用いて推計した。

(1) NOx 排出量の推計

自動車からの NOx 排出量は、本市が昭和 60 年度に調査を行った車種別、車速別調査結果¹³⁾を用いた。また、24 時間交通量は、58 年度交通量データ⁷⁾から求め、これを 60 年度の車種別交通量データ⁸⁾から比例配分して、本調査年度である 58 年度の車種別交通量を推計した。

次に、各測定地点（対比地点）の属する幹線道路において、本市の調査結果で志速が得られている道路については、その平均車速を用い、また、車速が不明な道路については、平均車速 20km/h として、車種別の NOx 排出量を算出した。それらを加算し沿道の NOx 排出量 (kg/km・day) を算出した。その推計結果を表 8 に示した。

(2) 推計した NOx 排出量と沿道の NOx 濃度

各地点について推計した NOx 排出量 (kg/km・day) (X) と沿道 NOx 濃度 (ppb) (Y) との関係を図 8 に示す。この結果、相関係数 $r = 0.751$ ($n = 20$) 回帰直線 $Y = 2.25X + 62.8$ が得られた。

前述の通過台数と沿道 NOx 濃度との相関係数と、この推計 NOx 排出量と沿道 NOx 濃度との相関係数の差を検定すると次のようである。

試料相関係数は、それぞれ $r_1 = 0.633$ ($n_1 = 20$)、 $r_2 = 0.751$ ($n_2 = 20$) r_1 、 r_2 を z 変換し、 z_1 、 z_2 について $|z_2 - z_1| = 0.23$ $\alpha = 0.05$ の t 分布表から $2.086 \sqrt{1/(20-3) + 1/(20-3)} = 0.716$ これより $|z_2 - z_1| < z_{\alpha} \sqrt{1/(n_1-3) + 1/(n_2-3)}$ となり $\rho_1 = \rho_2$ の仮説は、棄てられない。したがって、相関係数には差が認められない。しかし相関係数は、後者の方が大きい値となった。沿道の NOx 濃度は、前述の交通量 (24 時間値) との関係 (図 7) よりも推定排出量を用いた方が (図 8) 良い相関関係があり、これらの調査結果及び推計結果は、ある程度

の誤差を持つものの、横浜市内に存在する多様な道路での沿道 NOx 濃度を推定する資料となり得るものと語られる。

5. ま と め

道路沿道地域の大气汚染対策には、道路から周辺の環境大気の汚染濃度の把握と共に、汚染濃度を予測する手法の検討が必要である。このための基礎的資料を得るため、昭和 58 年、9、10 月及び 59 年 3 月に幹線道路のバス路線に沿って、バス停留所付近の道路沿道 240 地点に小型 NOx サンプラー (PTIO-NOx サンプラー) を取り付け、NO、NO₂ 濃度を調査した。その結果、交通量や周辺建物状況及び交差点に近接した場所等の異なる条件下における NOx 濃度レベルの特徴及び沿道 NOx 濃度と道路からの NOx 排出量との関係について以下の知見を得た。

1) 全 240 地点の日平均濃度は、NO 127 ppb、NO₂ 46 ppb であった。NO₂ 日平均濃度の最高頻度を示した濃度範囲は、41~60 ppb であった。60 ppb 以下の地点数は、214 地点 (全体の 89%) あったが、残りの 26 地点 (全体の 11%) では、60 ppb を超えていた。

2) 道路沿道における NO、NO₂ 濃度は、対数正規分布しており、NO₂ は、低濃度域と高濃度域に分けられる二つの異なる分布を持っていた。これは、自動車排出ガス測定局における傾向と同様であり、この理由として拡散過程での O₃ との反応が考えられた。また、NO、NO₂ の回帰式の傾きは、本市域における自動車排出ガス測定局の値とほぼ一致する値であった。

3) 道路構造、自動車通過台数がほぼ同一条件の連続した道路の区間でも各地点で濃度に大きな差がみられた。この濃度差は、交通渋滞による影響と考えられ、交差点から離れるにしたがい濃度が減少する傾向がみられた。

4) 車速、車種別排出係数から算出した沿道 NOx 排出量の推計値及び自動車通過台数と沿道の NOx 濃度とは、共に相関が認められたが、沿道 NOx 排出量と NOx 濃度において、良い相関関係が見られた。各地点の推計した NOx 排出量 (kg/km・day) (X) と沿道の NOx 濃度 (ppb) (Y) との関係について、相関係数 $r = 0.751$ ($n = 20$) 回帰式 $Y = 2.25X + 62.8$ が得られた。

これらの調査結果及び推計結果は、周辺の環境濃度レベルや NOx サンプラーを設置する車線の位置によ

りある程度の誤差を持つものと考えられるが、NO_xサンプラーを用いる道路沿道調査では、多数地点の濃度把握が可能となるため、市内に存在する多様な道路での沿道のNO_x濃度を推定する資料を、今後きめ細かに得ることが可能となるものと思われる。

13) 横浜市公害対策局：横浜市窒素酸化物拡散シュミレーション調査(昭和60年度)，(1985)。

文 献

- 1) 中村 貢，米山悦夫，平野耕一郎，沖津正樹，鈴木正雄，前田裕行，太田正雄，高橋 潤：道路周辺地域への自動車排出ガス影響調査(中区新山下地域)，横浜市公害研究所報第2号，7-35(1978)。
- 2) 中村 貢，平野耕一郎，沖津正樹，太田正雄，鈴木正雄，米山悦夫，佐藤静夫，井上 勇，石塚謙一，三村美登利，林 久緒，鈴木英世，中村清治，市橋正之：I自動車排気ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第2報)-窒素酸化物の濃度分布調査-(神奈川県三沢地域)，横浜市公害研究所報第3号，5-13(1978)。
- 3) 鈴木正雄，中村 貢，米山悦夫，平野耕一郎，沖津正樹，太田正雄：II自動車排気ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第3報)-横浜市三沢地区区(国道1号線)におけるガス状物質，浮遊粉じん等の濃度分布調査-，横浜市公害研究所報第3号，14-23(1978)。
- 4) 中村 貢，米山悦夫：自動車排出ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第4報)-道路近傍における窒素酸化物濃度と逆転層の影響-，横浜市公害研究所報第5号，27-36(1980)。
- 5) 平野耕一郎，前田裕行，石井哲夫：PTIOを酸化剤としたNO，NO₂同時測定用個人サンプラー，第25回大気汚染学会講演要旨集，437(1984)。
- 6) 平野耕一郎，前田裕行，石井哲夫，米山悦夫：NO，NO₂の簡易測定法-分子拡散法によるNO，NO₂同時測定，環境と測定技術，12(12)，32-39(1985)。
- 7) 横浜市：昭和58年度交通量調査報告書，(1983)。
- 8) 横浜市：昭和60年度交通量調査報告書，(1985)。
- 9) 横浜市公害対策局：横浜市大気汚染調査報告書(第25報，昭和59年度)，(1984)。
- 10) 秋元肇：大気中における窒素酸化物の化学的挙動，第26回大気汚染学会シンポジウム講演要旨集，(1985)。
- 11) 横浜市公害対策局：横浜市大気汚染調査報告書(第24報，昭和58年度)，(1985)。
- 12) 関東地方建設局：昭和55年度交通量 常時観測調査報告書，(1980)。

資料—1—(1)

調査地点の道路名

地点番号	道	路	名	地点番号	道	路	名
1	主要地方道	市道	横浜駅西口線	61	主要地方道	県道	横浜上麻生線
2	主要地方道	市道	横浜駅西口線	62	主要地方道	県道	横浜上麻生線
3	主要地方道	市道	横浜駅西口線	63	主要地方道	県道	横浜上麻生線
4	国道1号線			64	主要地方道	県道	横浜上麻生線
5	国道1号線			65	主要地方道	県道	横浜上麻生線
6	国道1号線			66	主要地方道	県道	横浜上麻生線
7	国道1号線			67	主要地方道	県道	横浜上麻生線
8	国道1号線			68	主要地方道	県道	横浜上麻生線
9	国道1号線			69	主要地方道	県道	横浜上麻生線
10	国道1号線			70	主要地方道	県道	横浜上麻生線
11	国道1号線			71	主要地方道	県道	横浜上麻生線
12	国道1号線			72	主要地方道	県道	横浜上麻生線
13	国道1号線			73	主要地方道	県道	横浜上麻生線
14	国道1号線			74	主要地方道	県道	横浜上麻生線
15	国道16号線			75	主要地方道	県道	横浜上麻生線
16	国道16号線			76	主要地方道	県道	横浜上麻生線
17	国道16号線			77	主要地方道	県道	横浜上麻生線
18	国道16号線			78	一般道路	市道	が尾駅前通り
19	国道16号線			79	主要地方道	市道	青木浅間線
20	国道16号線			80	主要地方道	市道	青木浅間線
21	県道	青砥上星川線		81	主要地方道	市道	青木浅間線
22	県道	青砥上星川線		82	主要地方道	市道	青木浅間線
23	県道	青砥上星川線		83	主要地方道	市道	青木浅間線
24	県道	青砥上星川線		84	国道16号線		
25	県道	青砥上星川線		85	国道16号線		
26	県道	青砥上星川線		86	国道16号線		
27	県道	青砥上星川線		87	国道16号線		
28	県道	青砥上星川線		88	国道16号線		
29	県道	青砥上星川線		89	国道16号線		
30	県道	青砥上星川線		90	国道16号線		
31	県道	青砥上星川線		91	国道16号線		
32	県道	青砥上星川線		92	国道16号線		
33	県道	青砥上星川線		93	国道16号線		
34	県道	青砥上星川線		94	国道16号線		
35	県道	青砥上星川線		95	国道16号線		
36	県道	青砥上星川線		96	国道16号線		
37	県道	青砥上星川線		97	国道16号線		
38	県道	青砥上星川線		98	国道16号線		
39	県道	青砥上星川線		99	国道16号線		
40	一般道路	中山商店街通り		100	国道16号線		
41	国道1号線	(第二京浜国道)		101	国道16号線		
42	主要地方道	県道	横浜上麻生線	102	国道16号線		
43	主要地方道	県道	横浜上麻生線	103	国道16号線		
44	主要地方道	県道	横浜上麻生線	104	国道16号線		
45	主要地方道	県道	横浜上麻生線	105	国道16号線		
46	主要地方道	県道	横浜上麻生線	106	国道16号線		
47	主要地方道	県道	横浜上麻生線	107	国道16号線(旧道)		
48	主要地方道	県道	横浜上麻生線	108	国道16号線(旧道)		
49	主要地方道	県道	横浜上麻生線	109	国道16号線(旧道)		
50	主要地方道	県道	横浜上麻生線	110	国道16号線(旧道)		
51	主要地方道	県道	横浜上麻生線	111	国道16号線(旧道)		
52	主要地方道	県道	横浜上麻生線	112	市道(万国橋通り)		
53	主要地方道	県道	横浜上麻生線	113	市道(海岸通り)		
54	主要地方道	県道	横浜上麻生線	114	市道(海岸通り)		
55	主要地方道	県道	横浜上麻生線	115	主要地方道	市道	山下本牧磯子線
56	主要地方道	県道	横浜上麻生線	116	主要地方道	市道	山下本牧磯子線
57	主要地方道	県道	横浜上麻生線	117	主要地方道	市道	山下本牧磯子線
58	主要地方道	県道	横浜上麻生線	118	主要地方道	市道	山下本牧磯子線
59	主要地方道	県道	横浜上麻生線	119	主要地方道	市道	山下本牧磯子線
60	主要地方道	県道	横浜上麻生線	120	主要地方道	市道	山下本牧磯子線

資料—1—(2)

地点番号	道	路	名	地点番号	道	路	名
121	主要地方道	市道	山下本牧磯子線	181	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
122	市道			182	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
123	市道			183	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
124	市道			184	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
125	市道			185	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
126	国道	357号線	(産業道路)	186	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
127	国道	357号線		187	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
128	国道	357号線		188	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
129	主要地方道	市道	横浜駅西口線	189	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
130	主要地方道	市道	青木浅間線	190	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
131	主要地方道	市道	青木浅間線	191	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
132	国道	1号線		192	主要地方道	県道	横浜鎌倉線
133	国道	1号線		193	国道	1号線	
134	国道	1号線		194	国道	1号線	
135	国道	1号線		195	国道	1号線	
136	国道	1号線		196	国道	1号線	
137	国道	1号線		197	国道	1号線	
138	国道	1号線		198	国道	1号線	
139	国道	1号線		199	国道	1号線	
140	国道	1号線		200	国道	1号線	
141	国道	1号線		201	国道	1号線	
142	国道	1号線		202	国道	1号線	
143	国道	1号線		203	国道	1号線	
144	国道	1号線		204	国道	1号線	
145	国道	1号線		205	国道	1号線	
146	国道	1号線		206	国道	1号線	
147	国道	1号線		207	国道	1号線	
148	国道	1号線		208	国道	1号線	
149	国道	1号線		209	国道	1号線	
150	国道	1号線		210	市道	汐見台平戸線	
151	国道	1号線		211	市道	汐見台平戸線	
152	県道	鶴見溝ノ口線		212	市道	汐見台平戸線	
153	県道	鶴見溝ノ口線		213	市道	汐見台平戸線	
154	県道	鶴見溝ノ口線		214	国道	16号線(横浜本牧線)	
155	一般道路	東口駅前通り	(旧東海道)	215	国道	16号線(高島本牧線)	
156	県道	鶴見停車場線		216	国道	16号線(高島本牧線)	
157	県道	鶴見停車場線		217	国道	16号線(高島本牧線)	
158	国道	15号線	(第一京浜国道)	218	国道	16号線(高島本牧線)	
159	国道	15号線	(第一京浜国道)	219	国道	133号線(本町線)	
160	国道	15号線	(第一京浜国道)	220	国道	133号線(本町線)	
161	国道	15号線	(第一京浜国道)	221	国道	16号線(関内大通り)	
162	国道	15号線	(第一京浜国道)	222	国道	16号線(関内大通り)	
163	国道	15号線	(第一京浜国道)	223	国道	16号線	
164	国道	15号線	(第一京浜国道)	224	国道	16号線	
165	国道	15号線	(第一京浜国道)	225	主要地方道	市道	横浜駅根岸線
166	国道	15号線	(第一京浜国道)	226	市道	大栈橋浦舟線	
167	市道	汐見台平戸線		227	市道	大栈橋浦舟線	
168	市道	汐見台平戸線		228	市道	大栈橋浦舟線	
169	市道	汐見台平戸線		229	市道	大栈橋浦舟線	
170	市道	汐見台平戸線		230	市道	大栈橋浦舟線	
171	市道	汐見台平戸線		231	国道	16号線	
172	市道	汐見台平戸線		232	国道	16号線	
173	市道	汐見台平戸線		233	国道	16号線	
174	市道	汐見台平戸線		234	国道	16号線	
175	主要地方道	県道	横浜鎌倉線	235	国道	16号線	
176	主要地方道	県道	横浜鎌倉線	236	国道	16号線	
177	主要地方道	県道	横浜鎌倉線	237	国道	16号線	
178	主要地方道	県道	横浜鎌倉線	238	国道	16号線	
179	主要地方道	県道	横浜鎌倉線	239	市道	磯子産業道路	
180	主要地方道	県道	横浜鎌倉線	240	市道	磯子産業道路	

酸性降水に関する調査研究(第4報)

—酸性降水物の環境への負荷—

草野 一*, 渡辺善徳*, 鶴田治雄*

要 旨

酸性降水物の長期的観測の一環として、市内の数地点において調査を実施している酸性降水物中の水溶性成分について、昭和59、60年度の2年間のデータをまとめたところ、次のような結果が得られた。

- (1) SO_4^{2-} の全市平均降下量は昭和59年度 $3170 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{年}$ 、60年度 $3400 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{年}$ であり、また同じく NO_3^- の降下量は59年度 $1530 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{年}$ 、60年度 $1980 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{年}$ であった。
- (2) SO_4^{2-} 、 NO_3^- の降下量は夏に最も多く、冬に最も少ない傾向を示し、主に降水量によって左右された結果と考えられる。
- (3) Ca^{2+} 降下量の最大は春にみられた。これは春に大気中の Ca^{2+} 濃度及び降水量が比較的高いことによると考えられる。
- (4) NO_3^- の降下量は地域分布に大きな差はなかったが、 SO_4^{2-} の降下量は NO_3^- とは異なり、臨海部で多く内陸部に遠ざかるに従って少なくなる傾向がみられた。
- (5) 降下量は $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ の順であった。
- (6) 各成分の総降下量中に占める海塩粒子の割合を昭和59年度についてみると、 SO_4^{2-} 4%、 Cl^- 51%、 Ca^{2+} 2%、 Mg^{2+} 49%、 K^+ 38%と推測される。

1. はじめに

最近、関東地方の北西部を中心とした地域で、酸性雨等の酸性降水物によるとされるスギの枯死被害が指摘され¹⁾、現在環境庁・農林水産省(林野庁)によって被害の緊急実態調査が実施されている。酸性降水物によるとされる顕著な被害は現在これ以外には報告されていないが、これまでの全国における調査²⁾結果によって、降水の酸性化が確認されており、これらの調査の進展によっては、今後生態系において被害の実態が明らかにされる可能性もあり、長期的視野のもとに酸性降水物の環境への負荷を知ることは重要である。

そのため、昭和59年度から横浜市内の数地点及びその対照地点として三浦海岸(三浦市)において大気降水物を採取し、今回、昭和59、60年度の2年間にお

ける酸性降水物の水溶性成分について解析を行ったので以下に報告する。

2. 調査内容

2-1 調査期間及び地点

検討は昭和59年4月から61年3月までの2年間、図-1及び表-1に示す地点で採取した試料の分析結果を用いて行った。なお昭和60年度は59年度より4地点減じて、試料採取箇所を6地点に変更したが、これは6地点で市内の代表性が得られることを確認したことによる。

2-2 大気降水物の採取方法

大気降水物は、雨水等の湿性降水物及び粉じん等の乾性降水物を併せて採取する方法によって、1ヶ月単

Studies on acid precipitation in Yokohama (Report 4)

—Regional distribution and seasonal change of acid deposition—

* Hazime Kusano, * Yoshinori Watanabe, * Haruo Tsuruta

横浜市公害研究所大気部門

位で、自製容器（写真）に採取した。容器は、口径225mm、高さ250mmのポリエチレン製ロートを容量30ℓの同じ材質のタンクに直結させ、結合部に不溶解性成分の除去と検体の蒸発を防止するための石英ウール（事前に十分に超音波洗浄し、調査成分の不検出を確

認後使用）を挟んだ全高1170mmのものである。また、試料の回収時には貯水量の計量、ロート部、タンク部の純水による洗浄、及び石英ウールの交換を行った。

2-3 分析項目及び分析方法

水溶性成分の分析項目及びその分析方法を表-2に

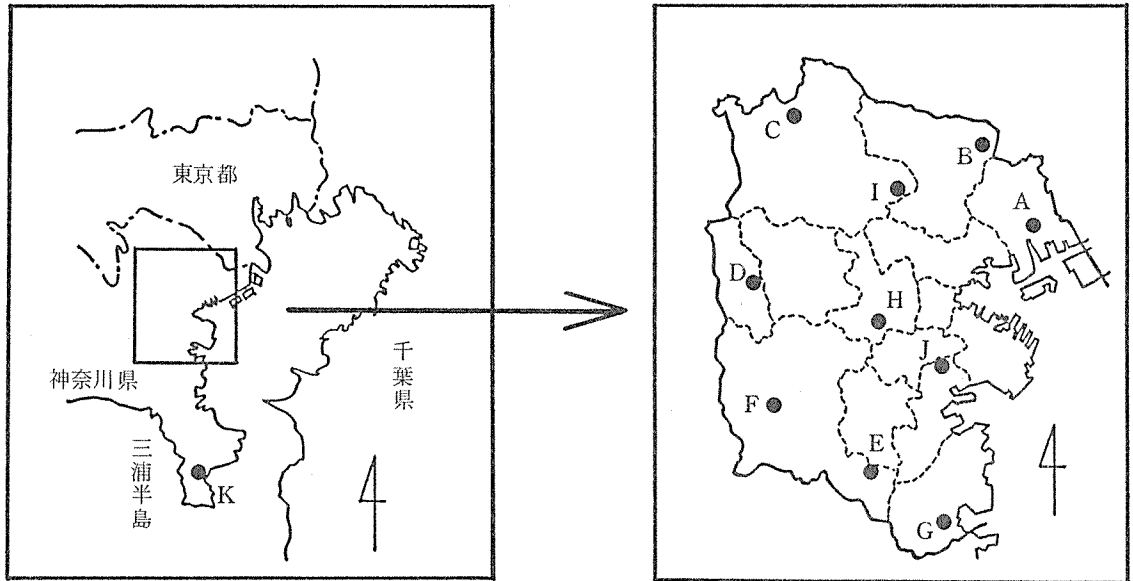


図-1 調査地点（図中の記号は表-1の記号に対応）

表-1 調査地点

○印が実施を示す

記号	調査地点	昭和59年度	昭和60年度
A	本町通（鶴見区）（鶴見保健所）	○	○
B	箕輪町（港北区）（日本大学高等学校）	○	○
C	鉄町（緑区）（桐蔭学園）	○	○
D	二ツ橋町（瀬谷区）（小児アレルギーセンター）	○	
E	上郷町（栄区）（山手学院）	○	
F	汲沢町（戸塚区）（汲沢小学校）	○	○
G	町屋町（金沢区）（東京電力㈱金沢営業所）	○	○
H	狩場町（保土ヶ谷区）（狩場北常時監視局）	○	
I	折本町（緑区）（㈱ヤナセ）	○	
J	滝頭（磯子区）（公害研究所）	○	○
K	三浦海岸（三浦市）（ホテルー富久）	○	○

折本町（緑区）は地上、その他は建物の屋上で調査



写真一大気降下物採取器

示した。なお分析には容器内上澄液を供試した。

3. 結果と考察

3-1 降水量の特徴

図-2に横浜地方気象台³⁾と、そこから約4 Km離れた地点(磯子区滝頭)における降水量(滝頭の降水量は貯水量から推測)の経月変化を示す。両地点の降水量は全体にほぼ一致していることから、降水量に関する以下の検討は、採取地点における貯水量から推測した降水量を使用して行った。

表-3に各調査地点の年間降水量を示す。昭和59年度は最大が町屋町(金沢区)の1323 mm, 最小が上郷町

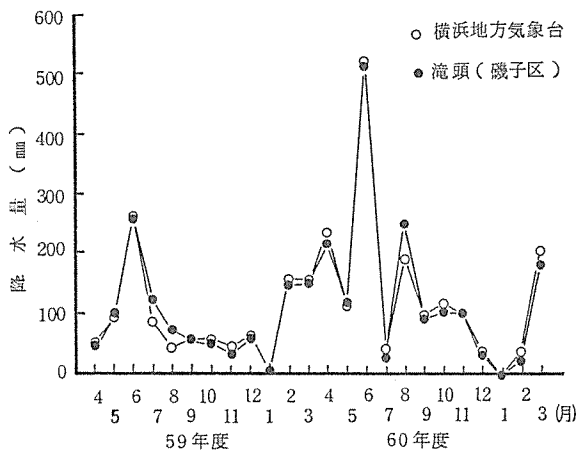


図-2 横浜地方気象台と滝頭における降水量の経月変化

表-2 分析項目及び分析方法

分析項目	分析方法
NH ₄ ⁺	インドフェノール法
K ⁺	原子吸光光度法
Na ⁺	同
Ca ²⁺	同
Mg ²⁺	同
SO ₄ ²⁻	イオンクロマトグラフ法
NO ₃ ⁻	同
Cl ⁻	同
(貯水量)	(メスシリンダー)

(栄区)の996 mmであり、平均は1148 mmであった。また60年度は最大1730 mm(町屋町(金沢区)), 最小1553 mm(鉄町(緑区)), 平均1648 mmで、地点差が小さく、また59年度の降水量に比べて約40%増加していた。

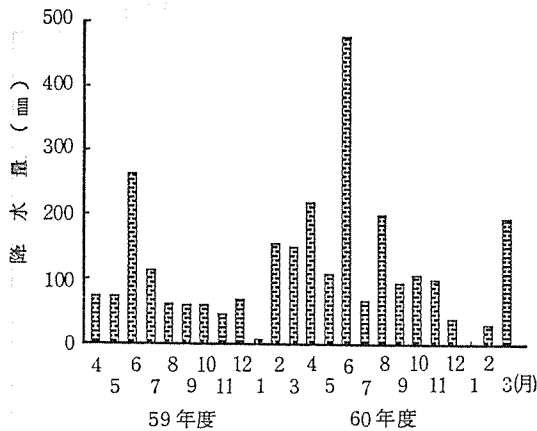
図-3に調査地点平均値の経月変化を示す。昭和59、

表-3 調査地点別降水量 (mm/年)

調査地点	昭和59年度	昭和60年度
本町通(鶴見区)	1135	1667
箕輪町(港北区)	1160	(1447)* ¹
鉄町(緑区)	1104	1553
二ツ橋町(瀬谷区)	1177	—
上郷町(栄区)	996	—
汲沢町(戸塚区)	1204	1614
町屋町(金沢区)	1323	1730
狩場町(保土ヶ谷区)	1041	—
折本町(緑区)	1204	—
滝頭(磯子区)	1136	1677
地点平均	1148	(1648)* ²

*¹ 3月が欠測のため、昭和60年4月から61年2月までの値

*² 箕輪町(港北区)を除く5地点の平均降水量



59年度は10地点，60年度は6地点（3月は箕輪町（港北区）を除く5地点）の平均降水量

図-3 調査地点平均降水量の経月変化

60年度とも降水量は6月が最も多く，1月が最も少なかった。また特に60年1月は1mmに満たない降水量であった。

3-2 降水量の季節変化

昭和59，60年度における各成分の月平均降水量を表-4に示す。また降水のpHを左右する主要な成分である SO_4^{2-} ， NO_3^- ， Ca^{2+} ， NH_4^+ 及び海塩粒子の代表的な成分である Na^+ について，各降水量及び濃度の季節変化を図-4及び図-5に示す。なお期間は昭和59年6月から61年2月までとし，春は3～5月，夏は6～8月，秋は9～11月，冬は12～2月と区分した。

なお， NO_3^- ， NH_4^+ については，1ヶ月単位での試料採取上，貯蔵中の変性が考えられるが，絶対値では問題があるものの相対的比較には特に支障がないものと考え，1ヶ月採取による分析値をそのまま検討に使

表-4 各成分の月平均降水量

($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{月}$)

年度	年月	H^+	NH_4^+	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-
昭和59年度	59. 4	0.17	66	11.1	72	113	18	361	194	188
	5	0.40	66	11.5	39	119	13	384	209	129
	6	3.27	100	19.8	73	76	14	506	225	224
	7	1.85	86	1.1	26	70	9	405	164	159
	8	0.46	5	0.6	40	45	8	130	50	141
	9	1.05	46	0.6	5	61	4	220	188	83
	10	0.57	27	0.6	56	56	11	181	88	207
	11	0.40	21	2.5	17	70	6	149	76	93
	12	0.55	10	2.5	31	83	9	176	53	133
	60. 1	0.06	6	1.5	16	45	5	81	44	53
	2	1.65	46	1.6	37	74	10	278	159	111
	3	2.38	13	2.1	122	216	26	320	85	318
昭和60年度	60. 4	3.81	51	7.8	126	148	28	462	256	245
	5	0.70	20	4.0	47	153	14	241	84	151
	6	8.50	133	24.0	452	140	74	826	300	910
	7	2.92	70	2.9	18	78	8	251	277	75
	8	0.47	9	2.0	74	121	19	235	78	244
	9	1.39	62	3.6	41	108	15	305	243	159
	10	1.07	47	13.9	73	78	11	259	143	155
	11	1.03	46	15.3	99	85	15	248	163	217
	12	0.08	25	7.8	51	66	9	151	77	132
	61. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	0.04	29	2.7	9	47	5	112	117	75
	3	1.14	89	5.1	38	108	17	305	259	332

昭和59年度は10地点（6月は滝頭（磯子区）を除く9地点）の平均値，60年度は6地点（3月は箕輪町（港北区）を除く5地点）の平均値

昭和61年1月は貯水量（降水量）が微量につき，降水量の算出不可

用したことを断っておく。

3-2-1 SO_4^{2-}

SO_4^{2-} の降下量は夏に最も多く、冬に最も少ない傾向を示した。降下量は試料中の成分の濃度と降水量の積で表わされるが、 SO_4^{2-} 濃度の季節変化は図-5-1に示すように、降水量の少ない秋(59年度)または冬(60年度)に最も高く、降水量の多い春・夏に低くなる傾向がみられる。なお、59年度の冬の平均濃度が低いのは、この年が例年と異なって20mm以上の降水が5回もあったことによるものである。いま、 SO_4^{2-} 濃度を夏冬の比でみると、夏は冬に対し0.5(60年度)で、四季を通じて2倍程度の濃度差となっている。一方、降水量を夏冬の比でみると6.9(60年度)で、この変化は極めて大きい。従って、夏は SO_4^{2-} 濃度が低いにもかかわらず降水量が多いことによって、降下量が多くなっており、また逆に冬は濃度が高いにもかかわらず降水量が少ないため、降下量が少なくなっている。なお降下量の変化の傾向は奈良県による調査⁴⁾等の結果と同様である。

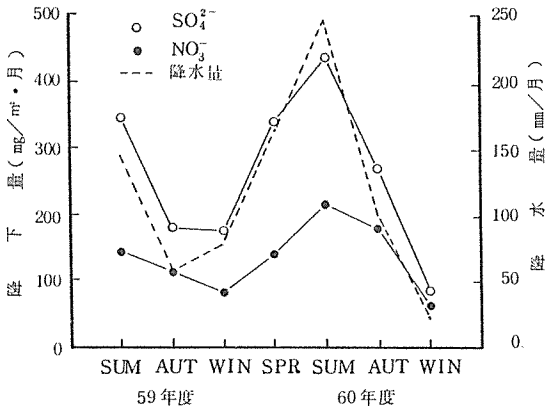


図-4-1 降下量の季節変化(1)

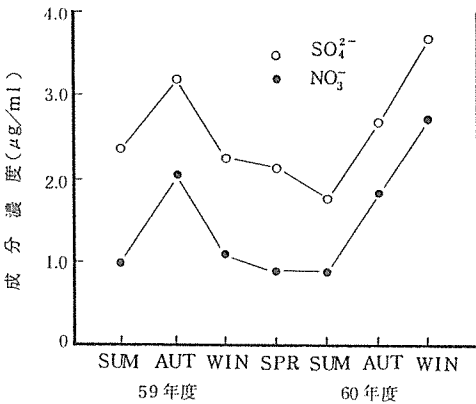


図-5-1 成分濃度の季節変化(1)

3-2-2 NO_3^-

NO_3^- の降下量も夏に最も多く、冬に最も少ない傾向を示した。 NO_3^- 濃度の季節変化は図-5-1に示すように、 SO_4^{2-} 濃度と同様、冬・秋に高く、春・夏に低くなる傾向がみられる。従って SO_4^{2-} と同様、夏は NO_3^- 濃度が低いにもかかわらず降水量が多いことによって降下量が多く、また逆に冬は濃度が高いにもかかわらず降水量が少ないため、降下量が少なくなっている。なお、 NO_3^- 濃度は SO_4^{2-} 濃度に比べて低い、これはそれぞれの先駆物質である NO_x 、 SO_2 の溶解度のちがいや、 NO_x から NO_3^- への変化の速度の問題、及び試料貯蔵中の変性等が複雑に関係しているためと考えられる。

3-2-3 Ca^{2+}

Ca^{2+} の降下量は春に最も多い傾向を示した。 Ca^{2+} 濃度の季節変化は図-5-2に示すように、冬に高く夏に低くなる傾向がみられる。そこで、夏の Ca^{2+} 濃度を1として他の季節の濃度を、昭和59、60年度の平均値でみると、春2.4、秋2.2、冬2.7となり、同様に

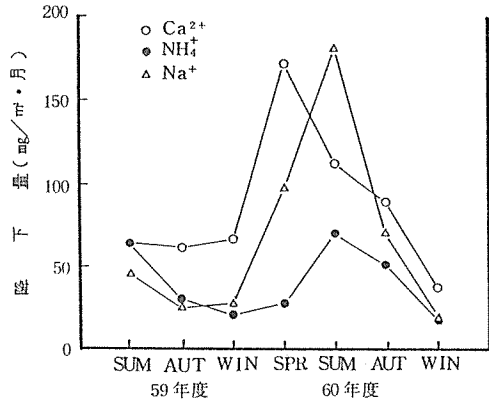


図-4-2 降下量の季節変化(2)

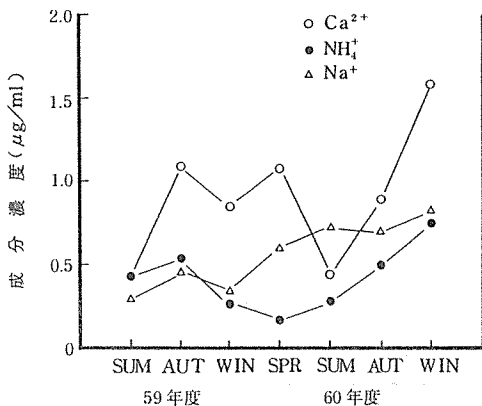


図-5-2 成分濃度の季節変化(2)

夏の降水量を1とした他の季節の降水量をみると、春0.8、秋0.4、冬0.3となる。従って、Ca²⁺濃度が比較的高く、降水量も比較的多い春に降下量が最も多くなっている。なお夏と春を比べると、降水量はほぼ同じであるが、降水中のCa²⁺濃度は、春のほうが夏のほぼ2倍になっている。これは春には強い風の日が多い（3月の日平均風速が4 m/s以上であった日数：昭和59年は11日、60年は17日、61年は15日）³⁾ため、骨材中にCa²⁺を多く含む道路ダスト⁵⁾や自然の土壌の舞い上がり等によって、下層大気中のCa²⁺濃度が高くなること⁶⁾、及びCa²⁺を多く含む中国大陸からの黄砂⁷⁾によっても大気中のCa²⁺濃度が高くなることによると考えられる。

3-2-4 NH₄⁺

NH₄⁺の降下量は夏に最も多く、冬に最も少ない傾向を示した。NH₄⁺濃度の季節変化は図-5-2に示すように、四季を通じて0.5 μg/ml程度であり、春が最も低い、季節的に大きな変化はみられない。従って、NH₄⁺は降水量が多い夏に降下量が多く、逆に降水量が少ない冬に降下量が少なくなっている。

3-2-5 Na⁺

Na⁺の降下量は夏に最も多い傾向を示した。Na⁺濃

度は図-5-2に示すように、四季を通じて変化幅が小さく、降下量は降水量との関係が強い。なお、Na⁺濃度の季節の変化幅が小さいのは、本市の東部がすべて海に面し、かつ南部も横須賀市、逗子市等の隣接市を隔てて海に近い、四季を通じて海塩粒子の影響を受けていることによると考えられる。

3-3 降下量の地域分布

昭和59、60年度における各成分の調査地点別年間降下量を表-5に示す。このうちNO₃⁻、SO₄²⁻、Ca²⁺、NH₄⁺の4成分について、地域分布の特徴を示すと次のようである。

3-3-1 NO₃⁻

図-6にNO₃⁻降下量の地域分布を示す。昭和59、60年度とも北部地域の降下量が比較的多いものの、市域全体における地域差は小さい。

これは本市の場合、NO_xの環境濃度に対する構成比率が移動発生源（自動車）が最も大きく、かつ発生源である自 車が市全域に面的に分布していることによると考えられる。なお昭和59年度に対して60年度の降下量は、地点平均で約30%の増加を示しているが、これは60年度に降水量が平均で約40%増加していることによると考えられる。

表-5 各成分の調査地点別年間降下量

(mg/m²・年)

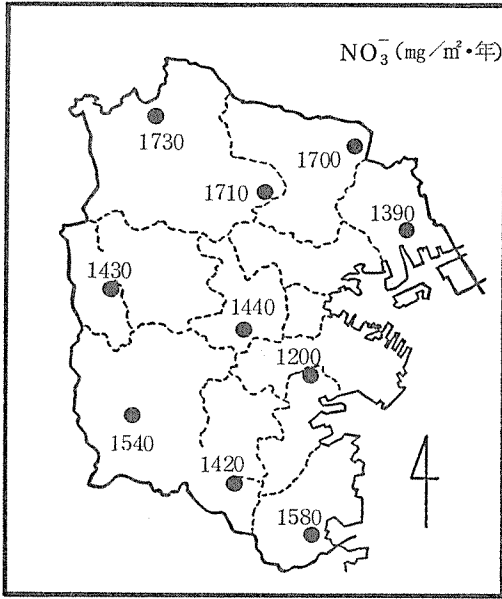
年度	調査地点	H ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻
昭和59年度	本町通(鶴見区)	10	486	62	537	1380	161	3620	1390	1970
	箕輪町(港北区)	9	562	54	455	1320	134	3320	1700	1850
	鉄町(緑区)	16	347	51	306	879	104	2600	1730	1360
	二ツ橋町(瀬谷区)	11	401	62	392	797	104	2530	1430	1520
	上郷町(栄区)	17	487	67	711	698	145	2950	1420	2100
	汲沢町(戸塚区)	8	514	44	453	983	114	2780	1540	1620
	町屋町(金沢区)	13	592	66	821	1260	194	4240	1580	2320
	狩場町(保土ヶ谷区)	19	500	40	465	782	126	3100	1440	1800
昭和60年度	折本町(緑区)	11	544	55	395	1220	117	3370	1710	1680
	滝頭(磯子区)	10	390	35	716	902	149	2900	1200	1950
	地点平均	13	486	54	532	1030	136	3170	1530	1840
	本町通(鶴見区)	25	647	115	1520	1320	311	4410	1970	3530
	箕輪町(港北区)	20	549	86	639	1430	156	3280	1870	2000
	鉄町(緑区)	22	579	69	447	892	118	2520	2450	1580
昭和60年度	汲沢町(戸塚区)	14	522	66	756	1020	159	2730	1800	2220
	町屋町(金沢区)	23	509	112	1520	1050	282	3700	1920	3410
	滝頭(磯子区)	22	591	81	1250	979	248	3430	1710	3100
	地点平均	21	575	90	1030	1140	215	3400	1980	2670

昭和59年度の滝頭(磯子区)は6月、60年度の箕輪町(港北区)は3月が欠測のため、これを除く11ヶ月の合計。ただし地点平均は12ヶ月に換算した合計の平均値。

3-3-2 SO₄²⁻

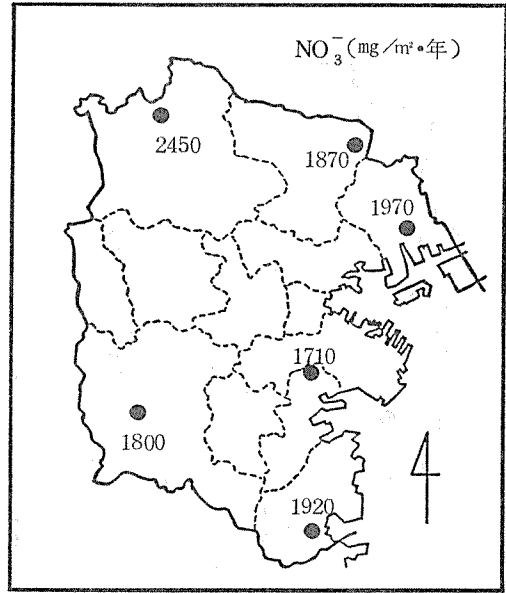
図-7にSO₄²⁻降下量の地域分布を示す。昭和59、60年度とも臨海部で多く内陸部に遠ざかるに従って少なくなる傾向を示し、59年度では臨海部4240mg/m²

・年(町屋町(金沢区)),内陸部2530mg/m²・年(二ツ橋町(瀬谷区)),60年度ではそれぞれ4410mg/m²・年(本町通(鶴見区)),2520mg/m²・年(鉄町(緑区))と、その差が大きい。NO₃降下量は地域差があ



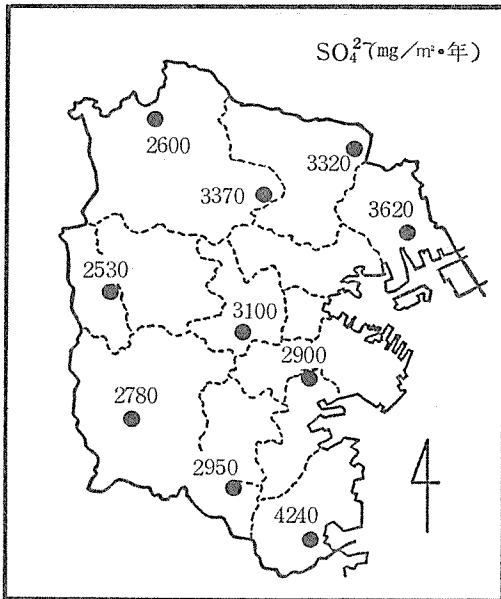
滝頭(磯子区)は6月を除く

図-6-1 NO₃降下量の地域分布 (昭和59年度)



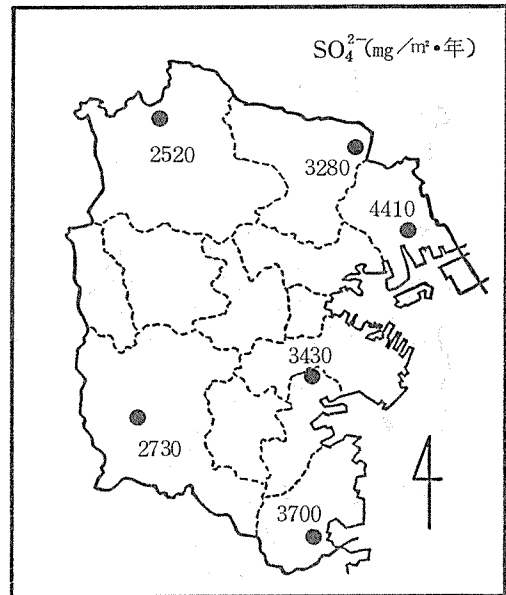
箕輪町(港北区)は3月を除く

図-6-2 NO₃降下量の地域分布 (昭和60年度)



滝頭(磯子区)は6月を除く

図-7-1 SO₄²⁻降下量の地域分布 (昭和59年度)



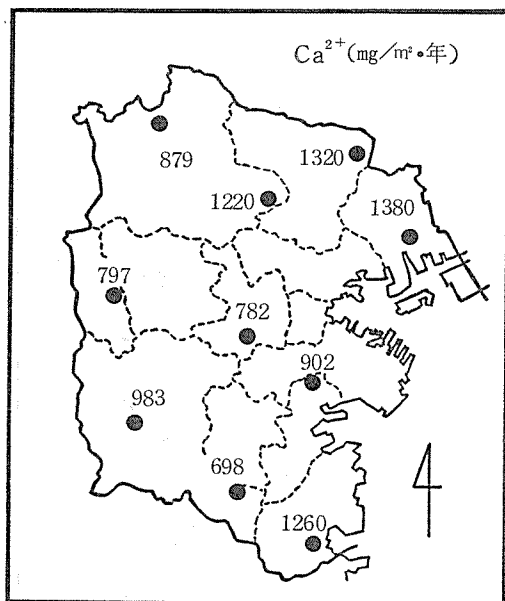
箕輪町(港北区)は3月を除く

図-7-2 SO₄²⁻降下量の地域分布 (昭和60年度)

より明確でなかったのに比べ、 SO_4^{2-} 降下量が臨海部で多い傾向を示したことは、本市や隣接する川崎市、横須賀市の臨海部に立地する SO_2 の大発生源が直接的な影響を与えていることが考えられる。なお、昭和59

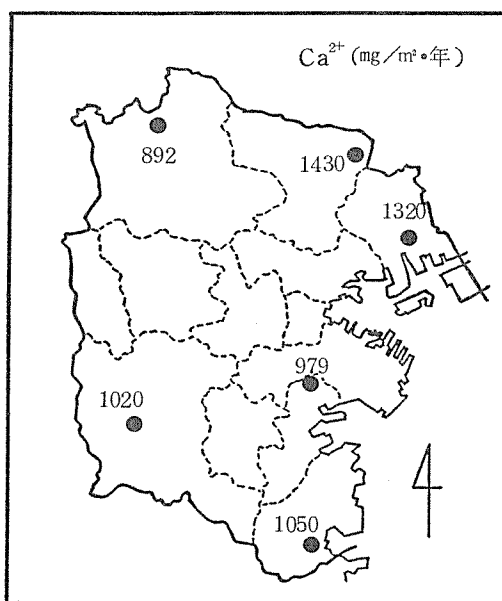
年度に対して60年度の降下量は、地点平均で約7%増加しているが、その増加率は NO_3^- 降下量(約30%)に比べて小さかった。

3-3-3 Ca^{2+}



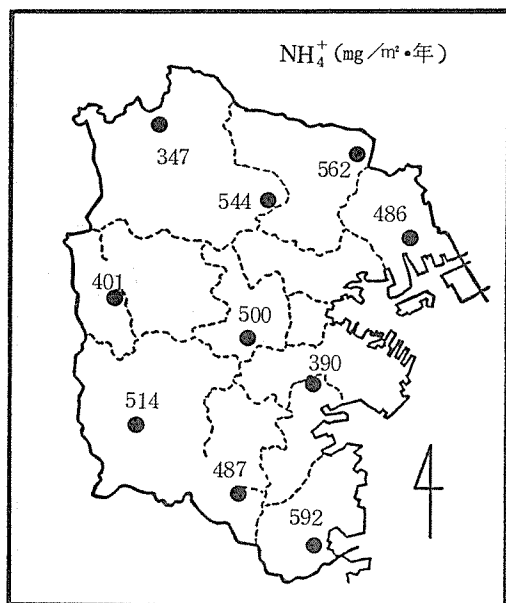
滝頭(磯子区)は6月を除く

図-8-1 Ca^{2+} 降下量の地域分布 (昭和59年度)



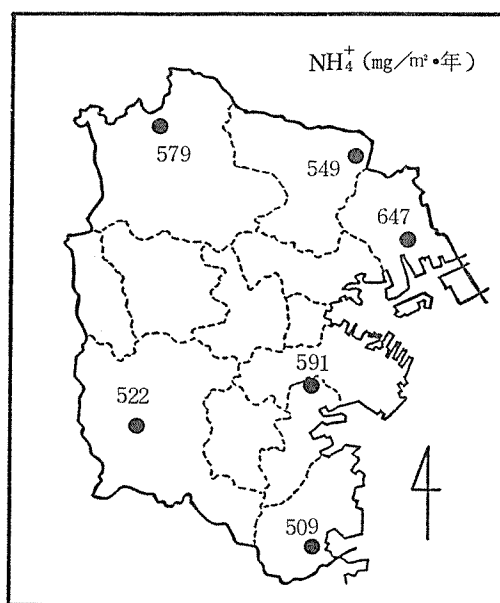
箕輪町(港北区)は3月を除く

図-8-2 Ca^{2+} 降下量の地域分布 (昭和60年度)



滝頭(磯子区)は6月を除く

図-9-1 NH_4^+ 降下量の地域分布 (昭和59年度)



箕輪町(港北区)は3月を除く

図-9-2 NH_4^+ 降下量の地域分布 (昭和60年度)

図-8にCa²⁺降下量の地域分布を示す。昭和59, 60年度とも臨海部で多く内陸部で少ない傾向が見られるものの明確な傾向はなく、道路ダストや自然の土壤等、Ca²⁺発生源の局地的な影響の強いことが考えられる。

3-3-4 NH₄⁺

図-9にNH₄⁺降下量の地域分布を示す。Ca²⁺と同様、臨海部で多く内陸部で少ない傾向が見られるものの、明確な傾向はない。

3-4 横浜及び他地域の成分降下量

本市及びその他各地域の成分降下量を表-6に示す。本市の降下量は昭和59, 60年度ともにSO₄²⁻が最も多く、地点平均値は59年度3170 mg/m²・年、60年度3400 mg/m²・年であり、以下Cl⁻>NO₃⁻>Ca²⁺>Na⁺>NH₄⁺>Mg²⁺>K⁺の順であった。これに対し、本市の調査の対照地点とした三浦海岸(三浦市)ではCl⁻>SO₄²⁻>Na⁺>NO₃⁻>Ca²⁺>Mg²⁺>NH₄⁺>K⁺の順で、本市の降下量と順位が異なるうえ、海塩粒子の代表的な成分であるCl⁻は昭和59年度1.8倍、60年度2.1倍、Na⁺は59年度2.6倍、60年度3.3倍、Mg²⁺は59年度1.8倍、60年度2.4倍と、いずれも本市よりも多い降下量を示した。一方SO₄²⁻降下量は59, 60年度ともに本市と同程度であった。また周囲に海を持たない奈良県⁴⁾ではSO₄²⁻>NO₃⁻>Cl⁻>Ca²⁺>Na⁺>NH₄⁺>K⁺>Mg²⁺の順で、三浦海岸とは反対に海塩粒子の成分の順位が本市の場合を下まわり、SO₄²⁻降下量は本市と同程度(本市の昭和59年度と奈良県の58年度を比較)であった。更に日本海に面す

る新潟県⁹⁾ではCl⁻>Na⁺>SO₄²⁻>NO₃⁻>Ca²⁺>Mg²⁺>NH₄⁺>K⁺の順で、海塩粒子成分の順位が本市の場合を上まわり、Cl⁻降下量が本市の4.9倍、Na⁺降下量も8.7倍で、太平洋側で海に面している三浦海岸と比べてもCl⁻降下量は2.7倍、Na⁺降下量は3.4倍と、多かった。これについては、10月から冬にかけての期間に、強い季節風の影響で海上が荒れ、海塩粒子の発生が高いことによると説明されている。またWMO(世界気象機関)のバックグラウンド大気汚染測定網の日本における測定局である綾里(岩手県)⁷⁾ではCl⁻>Na⁺>SO₄²⁻>Ca²⁺>NO₃⁻>K⁺>Mg²⁺>NH₄⁺の順で、海塩粒子の成分順位が高く、人為汚染に関係が深い成分順位が相対的に低い。またSO₄²⁻、NO₃⁻の降下量は本市のほうがそれぞれ1.4倍、2.4倍高く、汚染地域と非汚染地域の差が明確に示されている。なお前述の例(湿性降下物+乾性降下物)とは試料採取方法が異なり、湿性降下物についてのみの例ではあるが、アメリカ北東部⁹⁾についてみると、降下量はSO₄²⁻>NO₃⁻>Cl⁻>Na⁺>Ca²⁺>NH₄⁺>K⁺>Mg²⁺の順となっており、SO₄²⁻とNO₃⁻の降下量が他の降下量に比べて圧倒的に多い。

3-5 海塩粒子の寄与

前述のように本市の東部は海に面し、南部も海に近いため、市内の大気中には海塩粒子が入り込み、これの降下量への寄与も大きいことが考えられる。そこで各成分について総降下量に対する海塩粒子の寄与の割合を推測し、本市の降下量の特徴を検討した。なお海

表-6 各地域の年間成分降下量

(mg/m²・年)

地域	降水量 (mm)	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	調査期間	採取方法
59 横浜	1148	486	54	532	1030	136	3170	1530	1840	1984.4-1985.3	湿乾併取
60 横浜	1648	575	90	1030	1140	215	3400	1980	2670	1985.4-1986.3	"
59 三浦海岸	1006	154	66	1370	910	243	2940	1270	3380	1984.4-1985.3	"
60 三浦海岸	1462	309	170	3360	864	520	3380	1550	5660	1985.4-1986.3	"
奈良県	1236	432	216	672	852	144	3168	1464	1356	1983.6-1984.5	"
新潟県	1776	456	288	4656	768	612	4488	1236	9060	1984.5-1985.3	"
綾里(岩手県)	1034	120	410	2340	780	300	2310	630	4070	1984.1-1984.12	湿乾分取
アメリカ北東部	—	270	78	460	300	61	3120	1860	888	1976-1980	湿のみ

奈良県、新潟県については、1ヶ月値(文献)を年間値に換算している。

塩粒子の指標として（特に海方向以外の風の場合に、人為発生の影響を検討する必要があるが）、ここでは Na^+ を用いた。

表-7は、昭和59年度における各成分の総降下量中に占める海塩粒子の割合を示したものである。市内の全調査地点の平均値は、 SO_4^{2-} 4%、 Cl^- 51%、 Ca^{2+} 2%、 Mg^{2+} 49%、及び K^+ 38%であった。このことから本市では、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} は海塩粒子の寄与が極めて小さいこと、及び Mg^{2+} 、 Cl^- は50%前後が海塩粒子の寄与であることが推測される。なお SO_4^{2-} については土器屋等¹⁰⁾が、東京、大阪等太平洋側の工業汚染源に近い都市では降下量の90%以上が人為発生に由来している（海塩粒子の寄与は10%以下）としているが、本市の調査結果もこの結果にはば一致した。

表-7 成分降下量中に占める海塩粒子の割合（昭和59年度）

調査地点	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	Cl^-
本町通(鶴見区)	32	1	43	4	49
箕輪町(港北区)	31	1	44	3	44
鉄町(緑区)	22	1	38	3	41
二ツ橋町(瀬谷区)	23	2	48	4	47
上郷町(栄区)	39	4	63	6	61
汲沢町(戸塚区)	38	2	51	4	50
町屋町(金沢区)	45	3	55	5	64
狩場町(保土ヶ谷区)	44	2	48	4	47
折本町(緑区)	26	1	43	3	43
滝頭(磯子区)	75	3	61	6	66
地点平均	38	2	49	4	51
三浦海岸	54	6	72	12	73

滝頭（磯子区）は6月を除く11ヶ月間のデータを使用した。

海塩粒子由来の成分量 (X_m) は、 Na^+ をすべて海塩粒子由来とみなして、次式から算出した。

$$X_m = \left(\frac{X}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SEA}} \times (\text{Na}^+)_{\text{RAIN}}$$

ここで、 $\left(\frac{X}{\text{Na}^+} \right)_{\text{SEA}}$ は対象とする成分及び Na^+ の海水中の濃度比

$(\text{Na}^+)_{\text{RAIN}}$ は降水中の Na^+ 成分量

しかし一方、加藤等が新潟県で行った調査報告⁸⁾では、 SO_4^{2-} に係る海塩粒子の寄与は18~33%、また綾里⁷⁾では31%となっており、本市の調査結果と大きく異なる結果を示している。この理由としては、新潟県においては、前述のように横浜と新潟との気象条件のちがいがあること、綾里においては本市に比べて工場等からの SO_2 排出量が少ないことが考えられる。また海塩粒子の割合の高い Mg^{2+} と Cl^- について調査地点ごとにみると、海に近い南東部では Mg^{2+} 63~55%、 Cl^- 66~61%であるのに対し、海から離れた北部では Mg^{2+} 44~38%、 Cl^- 44~41%であり、これは市内北部では海塩粒子の寄与割合が小さくなっていること、人為発生等地上発生の影響が増加していることを示している。なお三浦海岸では Mg^{2+} 72%、 Cl^- 73%で、海に直面した地理的特徴が示されている。

3-6 乾性降下量の推測

大気中のガス状物質、粒子状物質は、降水に取り込まれて降下するか、あるいは直接地表面に降下する。この降下を乾性降下（沈着）とよんでおり、その量の総降下量に占める割合は、たとえば前述の綾里⁷⁾では SO_4^{2-} 44%、 NO_3^- 25%となっている。そこで、本報告の大気降下物採取方法によって得られた総降下物量から、同時点で別に降水についてのみ採取した成分量を差し引き、乾性降下量を推測（綾里では乾性降下物、湿性降下物は別々に採取している）してみた。その結果、表-8に示すように、総降下量に占める乾性降下量の割合は、 SO_4^{2-} 29%、 NO_3^- （検討を要するデータのある5、6月を除く）41%、 Cl^- 35%、 Ca^{2+} 72%であった。なお、 NO_3^- については、前述のように試料採取中の変性が考えられるので、数値は参考値である。

4. まとめ

本市では酸性降下物の環境への負荷を知る目的で調査を行っているが、昭和59、60年度の2年間についてまとめたところ、次のような結果が得られた。

(1) SO_4^{2-} の全市平均降下量は昭和59年度 $3170 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{年}$ 、60年度 $3400 \text{ mg}/\text{m}^2 \cdot \text{年}$ であり、また同じく

表-8 総降下量に占める乾性降下量の割合（昭和60年、滝頭(磯子区)）

	総降下量 ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{月}$)	乾性降下量 ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{月}$)	乾性降下量 総降下量 (%)
SO_4^{2-}	3820	1090	29
NO_3^-	1390	570	41
Cl^-	3470	1220	35
Ca^{2+}	1190	940	79

NO₃⁻の降下量は59年度1530mg/m²・年, 60年度1980mg/m²・年であった。

(2) SO₄²⁻, NO₃⁻の降下量は夏に最も多く, 冬に最も少ない傾向を示し, 主に降水量によって左右された結果と考えられる。

(3) Ca²⁺降下量の最大は春にみられた。これは, 春に大気中のCa²⁺濃度及び降水量が比較的高いことによると考えられる。

(4) NO₃⁻の降下量は地域分布に大きな差はなかったが, SO₄²⁻の降下量はNO₃⁻とは異なり, 臨海部で多く内陸部に遠ざかるに従って少なくなる傾向がみられた。

(5) 降下量はSO₄²⁻ > Cl⁻ > NO₃⁻ > Ca²⁺ > Na⁺ > NH₄⁺ > Mg²⁺ > K⁺の順であった。

(6) 各成分の総降下量中に占める海塩粒子の割合を昭和59年度についてみると, SO₄²⁻ 4%, Cl⁻ 51%, Ca²⁺ 2%, Mg²⁺ 49%, K⁺ 38%と推測される。

なお, 今回の検討では, それぞれの成分降下量は主として降水量に関係することが推察されたが, 乾性降下量の多いCa²⁺やNH₄⁺, NO₃⁻等の濃度の問題等が残っており, さらに気象条件や測定地点周辺の発生源と降下量との関係等詳細な検討を必要とする事項が数多くある。

今後は, 降水と乾性降下物の分別採取を行う等により, 乾性降下物の適切な把握等, 調査研究を充実していきたい。

文 献

- 1) 関口恭一, 原 善彦, 氏家淳雄: 関東地方における酸性降下物とスギ枯れについて, 第26回大気汚染学会講演要旨集, 431(1985)。
- 2) 例えば, 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会, 一都三県公害防止協議会: 湿性大気汚染調査報告書, 昭和58年度(1985)。
- 3) 日本気象協会横浜支部: 神奈川県気象月報(1984, 1985, 1986)。
- 4) 松本光弘, 植田直隆, 板野龍光: 降下ばいじんの水溶性成分の降下量, 大気汚染学会誌, 20, 218-227(1985)。
- 5) 福崎紀夫, 谷中隆明, 漆山佳雄, 霜島達雄, 市川義夫: 道路粉じんによる大気汚染実態把握のための基礎的検討(第1報), 新潟県公害研究所報告, 8, 18-23(1983)。
- 6) 横浜市公害研究所: 浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書(1983)。
- 7) 鶴田治雄, 草野 一, 渡辺善徳: 大気バックグラ

ウンド汚染観測地点(岩手県綴里)における降水および乾性沈着物質中の水溶性成分の挙動, 横浜市公害研究所報, 10, 25-33(1985)。

8) 新潟県環境保健部: 新潟県湿性大気汚染調査報告書(1986)。

9) J. William Munger, Steven J. Eisenreich: Continental-scale variations in precipitation chemistry, *Environ. Sci. Technol.*, 17, 32A-42A(1983)。

10) 土器屋由紀子, 葛城幸雄: 日本各地の主要化学成分の降下量, 第26回大気汚染学会講演要旨集, 412(1985)。

酸性降水に関する調査研究(第5報)

— 酸性ガスの挙動 —

渡辺善徳*, 草野 一*, 鶴田治雄*

要 旨

降水の酸性化現象を解明する調査研究の一環として、 HNO_3 ガス、 HCl ガスおよび粒子状物質を期別(昭和59年6～7月、昭和60年1～2月)に測定し、これらの物質の期別による挙動の違い、および降水に及ぼす影響について検討した。その結果、次の事が明らかとなった。

- (1) HNO_3 ガス濃度は冬期、梅雨期に低く、夏期に高くなり、特に夏期の日中に高くなる傾向を示した。
- (2) HCl ガス濃度は冬期、梅雨期、夏期の順に高くなり、 HNO_3 ガス同様、夏期の日中に特に高くなる傾向を示した。
- (3) 降水および粒子状物質中の陰イオン濃度を比較した結果、夏期においては、 HNO_3 ガス、 HCl ガスが雲粒及び降水に取り込まれていることが推測された。
- (4) 降水中の陰イオンとpHとの関係を期別に解析した結果、夏期の降水のpHを低下させる主因は NO_3^- であることがわかった。このことから、夏期においては、 HNO_3 ガスが雲粒及び降水に取り込まれ、降水のpHを低下させていることが推測された。

1. はじめに

酸性雨の問題は、北欧および北米において被害が深刻化し、国際的な環境汚染として取り上げられている。

我が国においても、昭和48年から50年にかけて関東地方で、眼の痛みや皮膚の刺戟を訴える人体被害がみられた¹⁾時点で、酸性雨に対する取り組みが始められたが、最近では、酸性雨によるとみられる杉の生態影響が報告²⁾されるなど酸性雨に対する関心も高まり、これに関する調査報告例もかなり多くなってきている。

しかしながら、その研究の多くは降水の成分を主としたものである。

酸性雨は、いうまでもなく大気汚染物質であるガス状物質および粒子状物質を降雨中にとり込んだ結果であり、酸性雨を解明するためには降水成分だけでなく、ガス状物質および粒子状物質についても同時に測定し、解析に供することが重要なことであると考えられる。

このような考えから、筆者らは前報³⁾で降水と粒子

状物質を測定し、粒子状物質中の Ca^{2+} が降水によって取りこまれ、降水のpHを高めていることを報告した。

今回は、降水のpHが明確に異なる梅雨期、夏期および冬期に焦点をあて、それぞれの期間についてガス状物質および粒子状物質の調査を行い、これらの物質の期別による挙動の違い、および降水に及ぼす影響について検討したので報告する。

2. 調査方法および分析項目

2-1 調査期間

ガス状物質および粒子状物質の調査は下記の期間に行い、梅雨期、夏期の区分については、夏型の気圧配置になった7月1日をもって夏期とした。

- (1) 梅雨期：昭和59年6月18日～6月30日(13日間)
- (2) 夏 期： " " 7月1日～7月10日(10日間)
- (3) 冬 期： " 60年1月28日～2月10日(14日間)

Field studies on acid precipitation in Yokohama (Report 5)

— Behavior of Acid gas —

*Yoshinori Watanabe, *Hazime Kusano, *Haruo Tsuruta

横浜市公害研究所大気部門

また、降水については、昭和59年6月から粒子状物質等の乾性降下物を補集しないで、雨水や雪といった降水のみを選択的に自動採取する方法によって採取したものを使用した。

2-2 調査地点

ガス状物質、粒子状物質及び降水の採取は、すべて横浜市公害研究所（磯子区滝頭）屋上で行った。

2-3 試料の採取方法

ガス状物質および粒子状物質の採取は、図-1に示す方法により、装置の前段で粒子状物質を、後段でガス状物質を捕集する二段ろ紙法⁴⁾で行った。

捕集用ろ紙は、前段ではテフロンろ紙（住友製 AF 07P）を、また、後段ではHClガスについては5%-Na₂CO₃含浸セルロースろ紙⁵⁾、HNO₃ガスについてはポリアミドろ紙（ザルトリウス社製）をそれぞれ使用した。

試料採取は、原則として、9時～12時、12時～15時、15時～18時、18時～翌朝9時に区分して期間中連続して行った。

一方、降水については、前述の自動採取法により各降水ごとに行った。

2-4 試料の分析

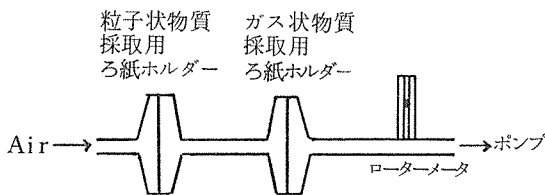


図-1 ガス状および粒子状物質の採取方法

表-1 分析項目及び分析方法

	分析項目	分析方法
成ガス分状	HNO ₃	イオンクロマトグラフ法
	HCl	同
粒子状成分	Na ⁺	原子吸光光度法
	SO ₄ ²⁻	イオンクロマトグラフ法
	NO ₃ ⁻	同
	Cl ⁻	同
降水成分	pH	イオン電極法
	Na ⁺	原子吸光光度法
	SO ₄ ²⁻	イオンクロマトグラフ法
	NO ₃ ⁻	同
	Cl ⁻	同

採取試料は、粒子状物質については、エチルアルコール、蒸留水1：9の混合抽出液10mlに、また、ガス状物質は、HClガスについては蒸留水、HNO₃ガスについては、Na₂CO₃、NaHCO₃ 1：1の水溶液10mlにそれぞれろ紙を浸し、超音波法により抽出を行い、表-1に示す方法で分析した。また、降水成分も表-1に示す方法で分析した。

3. 結果および考察

3-1 ガス状物質の期別変動

図-2に期別各成分の経日変化、表-2に期別日平均濃度、図-3、4にガス状物質の経日変化をそれぞれ示す。

3-1-1 HNO₃ガス

HNO₃ガスは、図-2からもわかるように日射の強

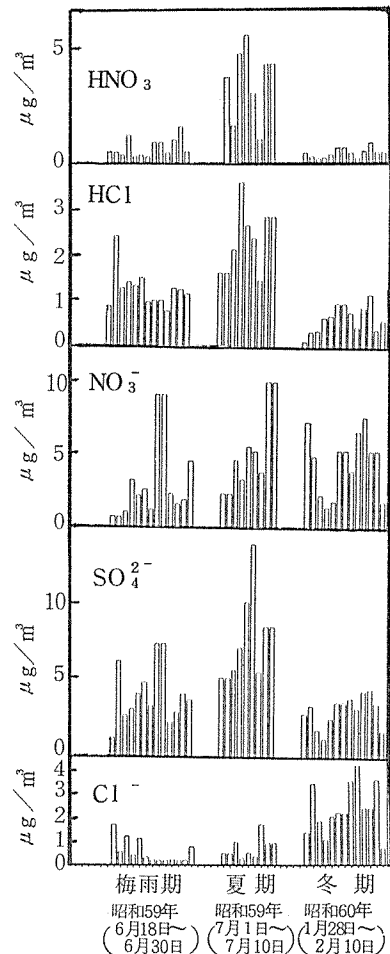


図-2 期別の各成分の経日変化

い夏期に濃度が高く、梅雨期および冬期に低い結果がみられ、その期別平均濃度は、表-2に示すように夏期の $3.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ に対し、梅雨期が $0.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、冬期が $0.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、夏期は梅雨期、冬期のそれぞれ、3.5、8.5 倍の濃度であった。

また、 HNO_3 ガスの経時変化は、図-3にみられるように、日中に濃度が高く、夜間に低くなる周期的な変動を示した。この傾向は夏期に特に顕著となり、12時から15時までの時間帯に $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ に達する高い濃度の日もみられた。

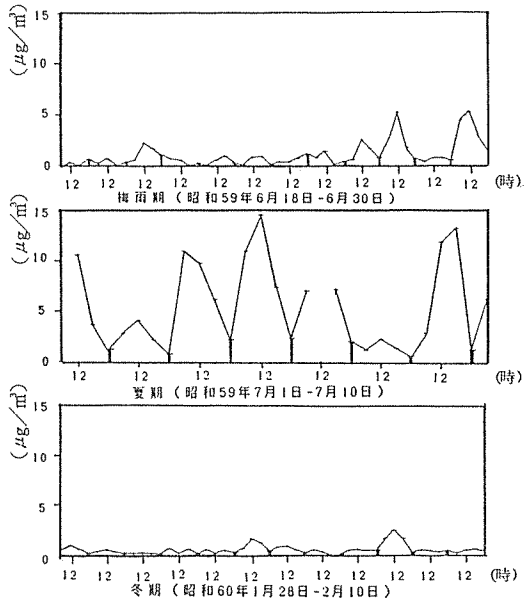


図-3 HNO_3 ガスの経時変化

(図中のTの時間帯は18~翌9時までを示す)

3-1-2 HCl ガス

HCl ガスは、図-2にみられるように、夏期に最も濃度が高く、次いで梅雨期、冬期の順で濃度が低くなる傾向がみられた。この夏期に濃度が高い傾向は、井口らが大阪市で測定した結果⁵⁾と一致した。なお、期別平均濃度(表-2)は夏期 $2.33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、梅雨期 $1.33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、冬期 $0.60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、夏期のHCl濃度は梅雨期、冬期にくらべ、それぞれ1.8倍、3.9倍の濃度であった。

また、HClガスの経時変化は、図-4にみられるよ

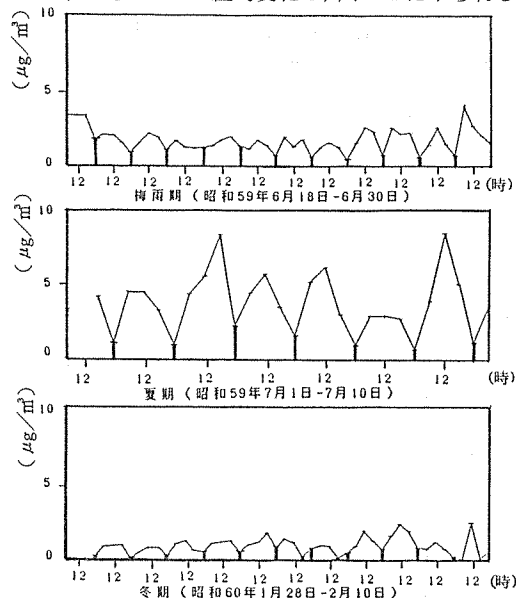


図-4 HClガスの経時変化

(図中のTの時間帯は18~翌9時までを示す)

表-2 ガス状成分及び粒子状成分の期別濃度

(日平均値)

成分		季節	梅雨期	夏期	冬期
			(昭和59年6月18日 ~6月30日)	(昭和59年7月1日 ~7月10日)	(昭和60年1月28日 ~2月10日)
ガス状成分	HCl ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	平均	1.33	2.33	0.60
		最高	2.38	3.64	1.14
		最低	0.85	1.43	0.32
ガス状成分	HNO_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	平均	0.93	3.24	0.38
		最高	2.82	5.59	0.86
		最低	0.22	1.00	0.13
粒子状成分	Cl^- ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	平均	0.71	0.76	2.46
		最高	1.18	1.78	4.31
		最低	0.17	0.28	1.11
粒子状成分	NO_3^- ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	平均	2.48	4.51	4.22
		最高	8.79	9.66	7.32
		最低	0.57	2.11	1.28
粒子状成分	SO_4^{2-} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	平均	4.08	7.75	2.96
		最高	7.32	13.93	4.41
		最低	1.13	5.07	1.13

うに、 HNO_3 ガスの挙動と類似した時間変動を示し、日中に高く、夜間に低くなる周期的変動を示した。この傾向は夏期に特に顕著にみられ、日中の最高濃度が $8.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ になる日もみられた。

3-2 粒子状物質中の陰イオンの期別変動

まず粒子状物質中の NO_3^- の期別平均濃度(表-2)をみると、夏期 $4.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、冬期 $4.22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、梅雨期 $2.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、梅雨期にやや濃度が低い傾向があるが、この梅雨期でも図-2にみられるようにならかなり高い濃

度を示す日がみられた。また、夏期、冬期の濃度はほぼ同じ傾向で、 HNO_3 ガスとは明確に異なる状況がみられた。

一方、粒子状物質中の SO_4^{2-} の期別平均濃度(表-2)は、夏期 $7.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、梅雨期 $4.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、冬期 $2.96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、前述の粒子状物質中の NO_3^- とは異なり、夏期に際立って濃度が高い傾向が明確にみられた。

また、 Cl^- について同様にみても、表-2に示すように冬期 $2.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、夏期 $0.76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、梅雨期

表-3 ガス状、粒子状および降水中成分の夏期と冬期の濃度(期間平均値)

	ガス状成分 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		粒子状物質中成分 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		降水中成分 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	夏期	冬期	夏期	冬期	夏期	冬期
HNO_3	3.24	0.38	-	-	-	-
HCl	2.33	0.60	-	-	-	-
SO_4^{2-}	-	-	7.75	2.96	2.55	1.26
NO_3^-	-	-	4.51	4.22	1.00	0.50
Cl^-	-	-	0.76	2.46	1.29	0.87

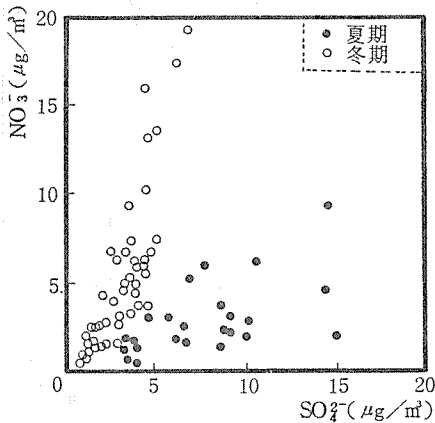


図-5 粒子状物質中の SO_4^{2-} と NO_3^- の関係

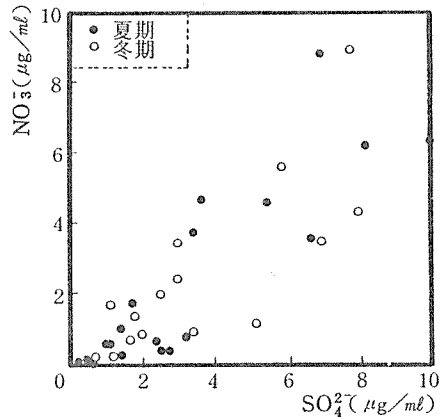


図-6 降水中の SO_4^{2-} と NO_3^- の関係

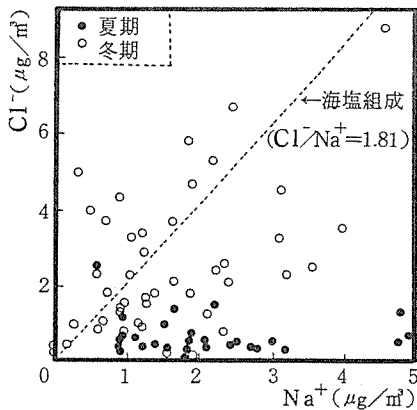


図-7 粒子状物質中の Na^+ と Cl^- の関係

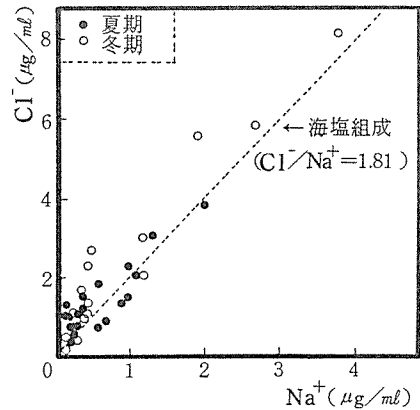


図-8 降水中の Na^+ と Cl^- の関係

0.71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、粒子状物質中の Cl^- 濃度 (図-2) は HCl ガスとは対照的に夏期、梅雨期に低く、冬期に高い傾向がみられた。

3-3 粒子状成分と降水成分との比較

大気中の汚染物質はレインアウトおよびウォッシュアウトによって降水に取り込まれることから、降水中の各種成分は大気中汚染物質の状況を反映することが予想される。

前項において、ガス状物質および粒子状物質中の陰イオンについて、期別にそれぞれの特徴を明らかにしたが、これらの特徴が降水にどの程度現われているかをみるために、降水中の各イオンと大気汚染物質との比較を、夏期、冬期について試みた。

表-3 にガス状、粒子状および降水中成分の夏期、冬期別濃度を示す。

3-3-1 SO_4^{2-} および NO_3^-

SO_4^{2-} については、表-3 に示すように降水中では夏期は冬期のほぼ2倍の濃度となり、粒子状物質中では夏期は冬期のほぼ2.6倍の濃度となっている。

また、 NO_3^- については降水中の NO_3^- 濃度は、夏期は冬期の2倍になっているのに対し、粒子状物質中の NO_3^- 濃度は、夏、冬期ほぼ同じ濃度であり、一方、ガス状の HNO_3 が夏期においてかなり高い濃度となっている。

次に、粒子状物質中の SO_4^{2-} と NO_3^- および降水中の SO_4^{2-} と NO_3^- の関係を図5、6に示す。

図-5では、粒子状物質中の $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ は、夏期と冬期では明らかに異なり、冬期はこの比が1よりかなり大きく、また、夏期は1より小さいという明確な特徴を示しているのに対し、降水中 (図-6) では夏期、冬期での明確な差はみられない。この傾向を表-3の平均値で示すと、降水中の $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ は夏期0.39、冬期0.40で両期でほぼ等しい比を示すのに対し、粒子状物質中の比は夏期0.58、冬期1.43と夏期のほうが小さい。

このように、粒子状物質中の $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ が期別で大きく異なるにもかかわらず、降水ではほぼ同じ比を示すということは、夏期には粒子状物質中の NO_3^- 以外の NO_3^- が大気中から供給されていることが考えられる。この粒子状物質以外の NO_3^- としては、 HNO_3 ガスが考えられる。

HNO_3 ガスは、夏期に濃度が高く、さらに後述の夏期における降水の pH 低下の現象と符合することからも、夏期の降水はガス状 HNO_3 をかなり取りこんでいると推定される。

3-3-2 Cl^-

Cl^- を平均値で示した表-3でみると、降水中の Cl^- 濃度は夏期のほうがやや高く、冬期のほぼ1.5倍の濃度となっているが、粒子状物質中の Cl^- 濃度は夏期のほうが冬期にくらべおよそ1/3に低下している。

図-7に粒子状物質中の Na^+ と Cl^- の関係を、また、図-8に降水中の Na^+ と Cl^- の関係を示す。粒子状物質中の Cl^-/Na^+ は、冬期は海水組成比をはさんで両端に大きくばらつき、また、夏期はほとんどが海水組成比よりも小さいという特徴がみられるのに対し、海水中の Cl^-/Na^+ は、夏期、冬期とも明確な差がみられない。うえ、海水組成比にかなり近い分布を両期とも示している。

このように、粒子状物質中の Cl^-/Na^+ が期別で大きく異なるにもかかわらず、降水中の Cl^-/Na^+ は期別でほとんど差がないということは、粒子状 Cl^- のほかにさらに大気中から Cl^- が供給されていることが考えられ、その供給源は夏期に濃度が高いガス状の HCl であると推定される。

3-4 期別による降水中の陰イオンと pH の関係

昭和59年6月から昭和61年2月までに得られた降水データのうち、梅雨期 (6月)、夏期 (7、8月)、冬期 (12、1、2月) のデータを使用し、 $\text{TA}((\text{SO}_4^{2-}) + (\text{NO}_3^-) + (\text{Cl}^-))$ に占める各陰イオン濃度の割合と pH との関係を図9~図11に期別に示す。

まず、夏期 (図-9) についてみると、 NO_3^- は TA に対する割合が大きくなると降水の pH が低くなり、 Cl^- は逆に割合が大きくなると降水の pH が高くなる傾向がみられた。また、 SO_4^{2-} については pH との関係は特にみられなかった。

したがって、夏期における降水の pH 低下には、 NO_3^- が主に関与していると考えられ、このことは前項で、夏期において、 HNO_3 ガスが降水にとりこまれていると推定したことを裏付けるものであるといえる。

しかし、 HNO_3 ガスと同様に、夏期において降水への取り込みが推定された HCl ガスについては、前述のように Cl^- 濃度が増すにつれ pH が高くなる傾向がみられたが、この点については海塩粒子に起因する Cl^- との関係も含め、今後検討すべき課題と考えている。

次に、梅雨期 (図-10) および冬期 (図-11) についてみると、どの陰イオン成分も pH との明確な関係がみられず、夏期における NO_3^- のように特定の成分だけが特に pH 低下に寄与する傾向はみられなかった。

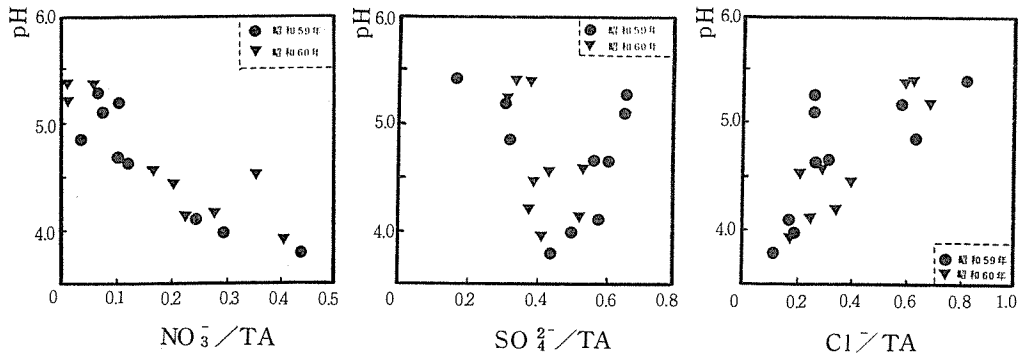


図-9 夏期における各陰イオンとpHとの関係

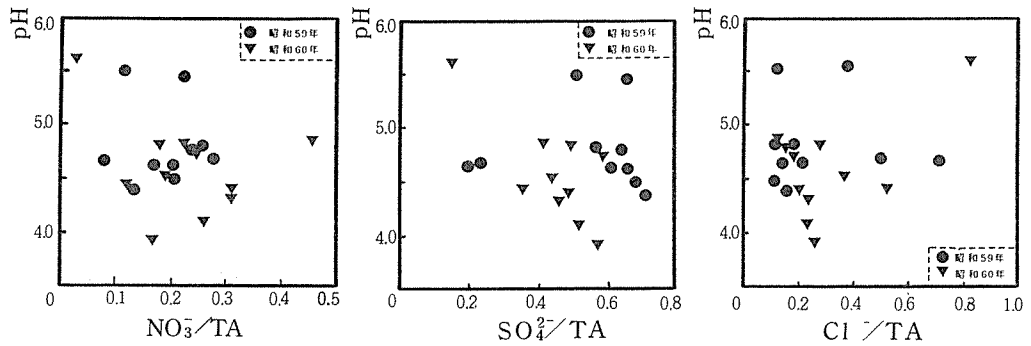


図-10 梅雨期における各陰イオンとpHとの関係

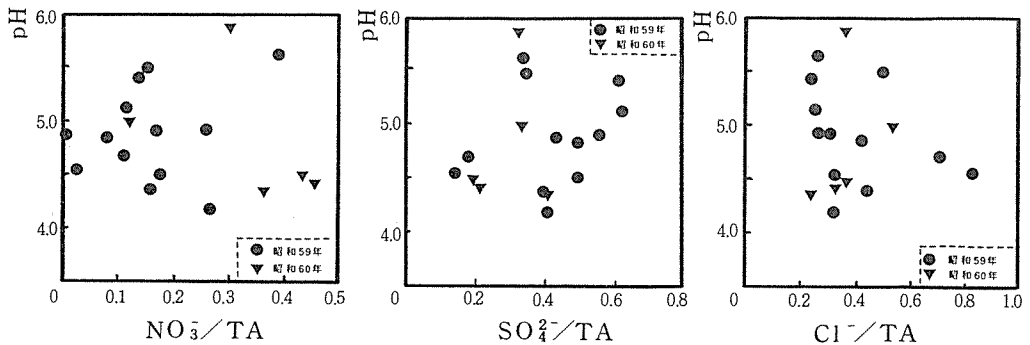


図-11 冬期における各陰イオンとpHとの関係

4. ま と め

降水の酸性化現象を解明する調査研究の一環として、 HNO_3 ガス、 HCl ガスおよび粒子状物質を期別(昭和59年6~7月, 昭和60年1~2月)に測定し, これら物質の期別による挙動の違いおよび降水に及ぼす影響について検討した。その結果, 次の事が明らかとなった。

- (1) HNO_3 ガス濃度は冬期, 梅雨期に低く, 夏期に高くなり, 特に夏期の日中に高くなる傾向を示した。
- (2) HCl ガス濃度は冬期, 梅雨期, 夏期の順に高くなり, HNO_3 ガス同様, 夏期の日中に高くなる傾向を示した。

(3) 粒子状物質中の SO_4^{2-} 濃度は, 冬期に比べ夏期に高くなる傾向を示したが, 粒子状物質中の NO_3^- 濃度は, 夏期, 冬期とも同程度の濃度であった。一方, 粒子状物質中の Cl^- 濃度は, 夏期に低く, 冬期に高くなる傾向を示した。

(4) 降水および粒子状物質中の陰イオン濃度を比較した結果, 夏期においては, HNO_3 ガス, HCl ガスが雲粒及び降水に取り込まれていることが推測された。

(5) 降水中の陰イオンとpHとの関係を期別に解析した結果, 夏期の降水のpHを低下させる主因は NO_3^- であることがわかった。このことから, 夏期においては, HNO_3 ガスが雲粒及び降水に取り込まれ, 降水の

pHを低下させていることが推測された。

なお、本報告は極めて短期間の測定データを基に検討を加えたものであるため、十分な考察ができなかったが、現在、同様の測定を継続して実施しているので、今後のデータの蓄積にあわせ、晴天時におけるガス状、粒子状物質中の各イオン濃度が降雨にどのように変るかという基本的な課題についてさらに検討を進めていきたいと考える。

文 献

- 1) 酸性雨対策検討会；酸性雨に係る情報収集整理結果報告書，（1983）。
- 2) 関口恭一，原 善彦，氏家淳雄：関東地方における酸性降下物とスギ枯れについて，第26回大気汚染学会講演要旨集，431（1985）。
- 3) 渡辺善徳，草野 一，鶴田治雄：横浜市における降水成分の調査研究（第2報）－都市域における降水に含まれるカルシウムの動態－，横浜市公害研究所報，No.9，51－57（1984）。
- 4) Okita T, Kaneda K, Yanaka T and Sugai Y: *Atmos. Environ.*, 8, 927～936（1974）。
- 5) 井口香織，岡 憲司，田口圭介，吉村健一郎：都市大気中の塩化水素および粒子状塩化物の分別測定，大阪府公害監視センター年報 93－101（1983）。

沿岸都市域及び内陸域におけるアルデヒド類の挙動

太田正雄*, 鶴田治雄*

要 旨

1984年7月30日から8月4日にかけて、内陸域における大気汚染の動態調査が行われた。この調査の一環として、沿岸都市域の横浜、東京及び、内陸域の高崎において、大気中のアルデヒド類の測定を行い、その挙動を検討したところ、以下のことがわかった。

- 1) アルデヒド類は各地域とも、日中の12時前後に最高値、夜間に最低値となる周期的な日変動を示した。
- 2) アルデヒド類の挙動を検討したところ、各地域とも3時間を単位とする測定条件下では、ホルムアルデヒドとアセトアルデヒドは類似した挙動を示したが、ブチルアルデヒドはこれらと異なる挙動を示した。
- 3) アルデヒド類の期間平均濃度は、沿岸都市域ではホルムアルデヒド>アセトアルデヒド>ブチルアルデヒド、内陸域ではホルムアルデヒド>ブチルアルデヒド>アセトアルデヒドの順となり、地域により、その傾向は異なっていた。また3種類のアルデヒドの和に占めるホルムアルデヒドの平均比率は横浜・東京55~58%、高崎38%を示し、夜間値(18時~6時)>昼間値(6時~18時)であった。
- 4) 日中についてアルデヒド類の二次生成の比率を、期間平均値を用いて推定したところ、横浜はホルムアルデヒド:26%、アセトアルデヒド:53%、ブチルアルデヒド:43%、東京はホルムアルデヒド:45%、アセトアルデヒド62%、ブチルアルデヒド:26%、高崎はホルムアルデヒド:45%、アセトアルデヒド:60%、ブチルアルデヒド:64%となり、二次生成量はかなり高い割合で存在することが推定された。

1. はじめに

アルデヒド類は生体に対し、強い刺激性を有するものが多く、特にホルムアルデヒドは環境大気中で塩化水素と反応し、発ガン物質のビスクロロメチルエーテル($\text{CH}_3\text{OCH}_2\text{Cl}$)を生成¹⁾することが知られている。また、アルデヒド類は、自動車、工場、事業場等で使用される化石燃料の不完全燃焼により発生し、さらに光化学反応による二次生成により大気中に存在する。

最近の調査²⁾によると、関東地方では、夏期の早朝、沿岸都市域の固定、移動発生源から排出された汚染物質が陸風により、東京湾、相模湾に運ばれ、さらに海上数10kmまで輸送されたあと、その汚染物質が海風により、沿岸域に再び輸送されるケースが観測されている。さらに気象条件によっては、光化学反応を起こしながら内陸に輸送され、関東北部においても高濃度の光化学オキシダントがみられることがある。

こうした光化学大気汚染への対策として、その原因物質である窒素酸化物や炭化水素等について、排出量の削減が進められているが、アルデヒドのような光化学反応に関与する物質を減少させることも一つの対策と思われる。そこで本調査では、環境濃度が比較的高く、反応性及び生成経路がそれぞれ異なるとされている3種類のアルデヒドすなわち、ホルムアルデヒド、(HCHO , 以下F・Aと示す)、アセトアルデヒド(CH_3CHO , 以下A・Aと示す)、ブチルアルデヒド($\text{C}_3\text{H}_7\text{CHO}$, 以下Bu・Aと示す)について、沿岸都市域(横浜、東京)、内陸域(高崎)における実態を把握するため調査を行ったので、その結果を報告する。なおこの調査は1984年に行われた、「内陸域における大気汚染の動態」観測班の共同調査の一部である。

Behavior of Aldehydes in Kanto Area

* Masao Ohta * Haruo Tsuruta 横浜市公害研究所大気部門*

2. 調査

2-1 調査期間

1984年7月30日9時から8月4日9時まで

2-2 調査場所

横浜市公害研究所 (横浜市磯子区)
 東京都公害研究所 (東京都千代田区)
 東武小学校 (高崎市上大類)

2-3 調査方法

試料採取はカートリッジ採取法により行い、試料採取用カートリッジは桑田ら⁹⁾の方法に準じて作製した。すなわちSEP-PAK C₁₈カートリッジに、2,4-ジニトロフェニルヒドラジン0.2%-リン酸0.5% / アセトニトリル溶液を2ml流下させ、N₂気流により余分なアセトニトリル溶液を押し出した後、減圧下でN₂気流を流しながらカートリッジを乾燥させた。試料の採取はカートリッジに、約1ℓ/min程度の流速で約3時間、環境大気を通気させたものを1試料とし、1日8個の試料を得た。

2-4 分析方法

SEP-PAK C₁₈カートリッジにアセトニトリルを2ml以上流下させ、全容を3mlに定容し、高速液体クロマトグラフにその10μℓを分取、注入した。高速液体クロマトグラフ-紫外線吸光度計による分離定量は表-1に示す条件で行い、F・A、A・A、Bu・A(n, iso混合)の3種類のアルデヒドについて定量分析を行った。

3. 結果及び考察

アルデヒド類および本調査に付随して行ったCO、Ox、O₃等の測定・観測結果を表-2、図-1~6に示す。アルデヒド類の測定値は3時間値、CO、O₃、Oxは自動測定機による1時間平均値、また炭化水素

はアルデヒド測定前後の瞬時値を平均した値で示した。また昼間値は6時~18時までの時間帯、夜間値は18時~翌6時までの時間帯とした。

3-1 各地域におけるアルデヒド濃度

3測定点におけるアルデヒド類、CO、Ox、O₃、C₃H₆/C₂H₂の測定結果を図-1~3および表-2に示す。各地域ともアルデヒド類は日中12時前後に最高値、夜間に最低値となる周期的な日変動を示した。沿岸都市域ではBu・AのピークがOxより1~3時間早く表れる傾向を示しているが、内陸域ではBu・AとO₃は同じ挙動を示していた。また3種類のアルデヒド類は図-4に示すように、各地域ともF・AとA・Aは大気中濃度が相互に強い関係がみられるが、F・AとBu・Aとの間にはそれほどの相関はみられなかった。

アルデヒド類の構成を平均値でみると、横浜、東京はF・A、A・A、Bu・Aの順に濃度が高かった。また高崎については欠測が多いため同列には比較できないが、Bu・Aの濃度が比較的高いのが特徴的でA・Aと順位が逆になっている。

表-1 HPLC運転条件

固定相	Develosil ODS (4.6mmφx25cm, 5μm)		
移動相	時間 (分)	アセトニトリル (%)	水 (%)
	0	55	45
	10	55	45
	10.1	70	30GE
	18.1	100	0
流量	1.0 ml/min		
温度	室温		
検出器	uv: 365 nm		

表-2 横浜、東京、高崎におけるR-CHO測定結果(1984)

測定地点	HCHO			CH ₃ CHO			C ₃ H ₇ CHO		
	最高	最低	平均	最高	最低	平均	最高	最低	平均
横浜	14.4	4.33	7.78	8.76	2.10	3.43	6.24	1.13	3.02
東京	45.8	2.62	15.9	25.2	nd	8.16	5.85	1.49	3.35
高崎	15.3	3.40	9.79	13.4	3.14	7.88	23.9	nd	8.06

(単位 μg/m³)

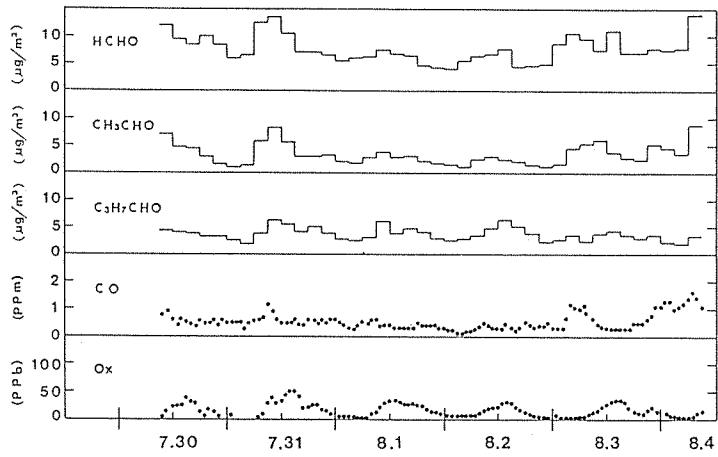


図-1 横浜におけるR-CHO, CO, Oxの経日変化(1984)

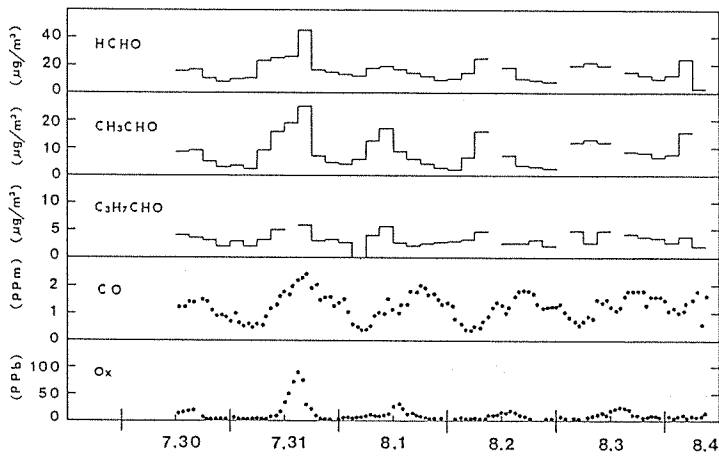


図-2 東京におけるR-CHO, CO, Oxの経日変化(1984)

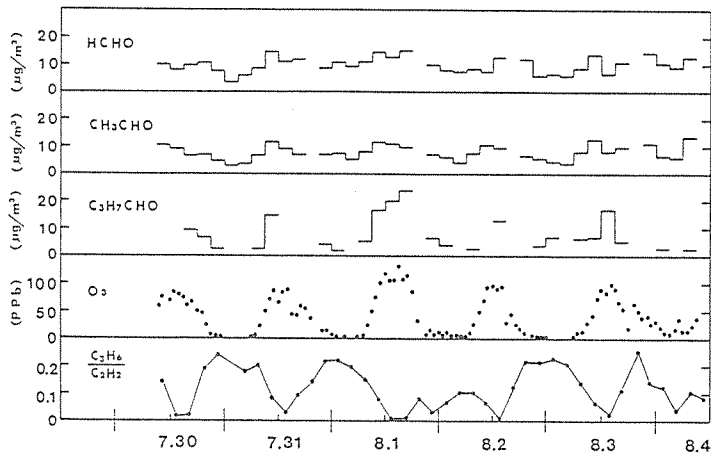


図-3 高崎におけるR-CHO, O₃, C₃H₆/C₂H₂の経日変化(1984)

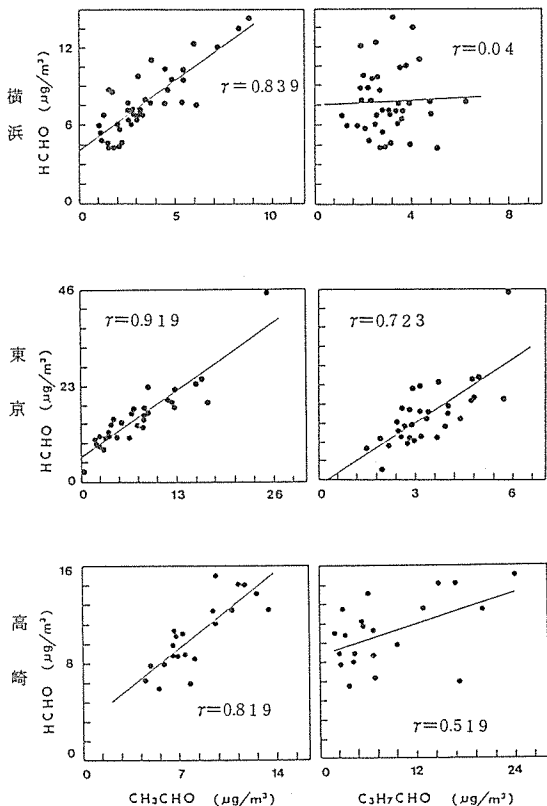


図-4 横浜，東京，高崎におけるHCHOとCH₃CHO, C₃H₇CHOとの相関

また、地域別にみると、F・A、A・Aは東京が高い濃度であり、同じ沿岸域にある横浜とくらべ、F・Aは2.1倍、A・Aは2.4倍の濃度を示している。

これは、東京におけるCO濃度が横浜のおよそ2倍になっていること、および自動車が大きな発生源となっているF・A⁴⁾の、アルデヒド類中に占める比率が横浜の55%、高崎の38%にくらべ、東京が58%とやや高い比率にあることから、F・A濃度が高い理由として、自動車が大きく関与していることがうかがわれる。

なお、アルデヒド類に占めるF・Aの比率が50%前後という結果はGrosjeanが行った都市大気における測定結果⁵⁾とも一致している。

3-2 アルデヒド類の大気中における輸送

沿岸都市域において発生した汚染物質が、陸風と海風的作用によって、光化学反応を起しつつ最終的には関東北部に輸送されることは、既に鶴田ら⁶⁾がモデル化しているが、このモデルに基づいてアルデヒド類の広域大気輸送について検討を行った。

図-5、6は図-1~3を書き直したものであるが、7月31日~8月1日について注目してみると、横浜が7月31日午前9時から正午の時間帯にF・A 13.6 μg/m³、Bu・A 6.15 μg/m³と調査期間中の最高値に近い値を示し、次いで東京が15時から18時の時間帯にF・A 45.8 μg/m³、Bu・A 5.85 μg/m³と調査期間中の最高値をそれぞれ出している。この日はオキシダント濃度も高く、東京、千葉、埼玉で光化学スモッグ注意報が発令され、横浜では15時に最高50 ppb、東京では15時に最高の90 ppbを示した。これらの汚染物質は、鶴田ら⁶⁾の解析によると翌日の午前中に高崎付近に到達し、8月1日は高崎においてO₃濃度 130 ppb(午前)、F・A濃度-

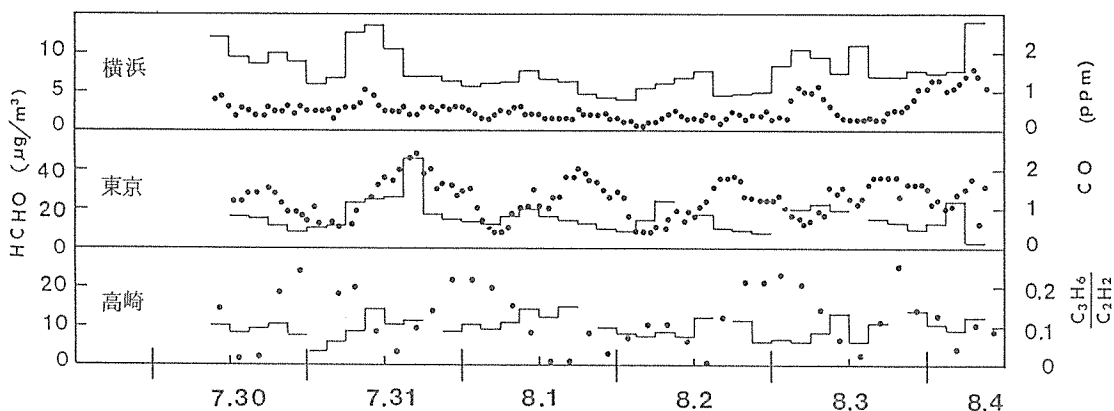


図-5 地域別(横浜, 東京, 高崎) HCHO, CO, C₃H₆/C₂H₂の経日変化(1984)

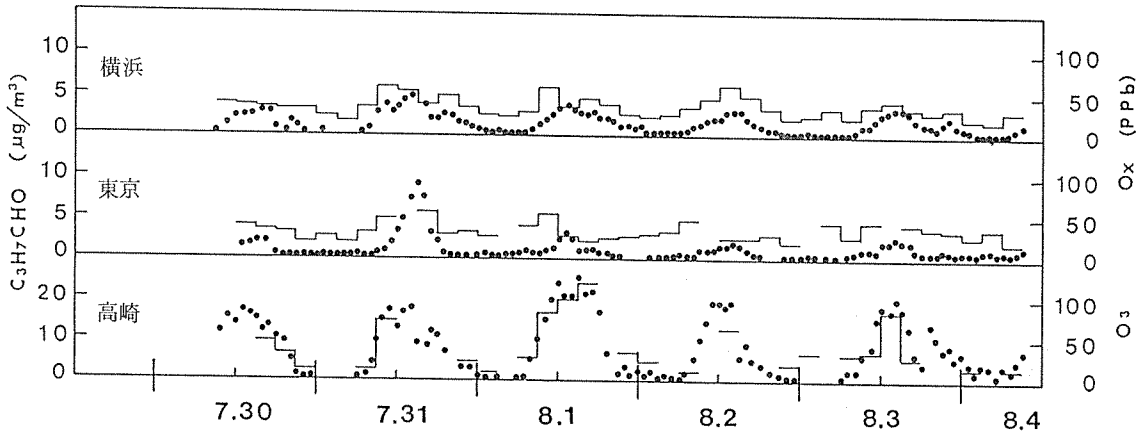


図-6 地域別（横浜，東京，高崎） C_3H_7CHO 、 O_3 、 O_x の経日変化（1984）

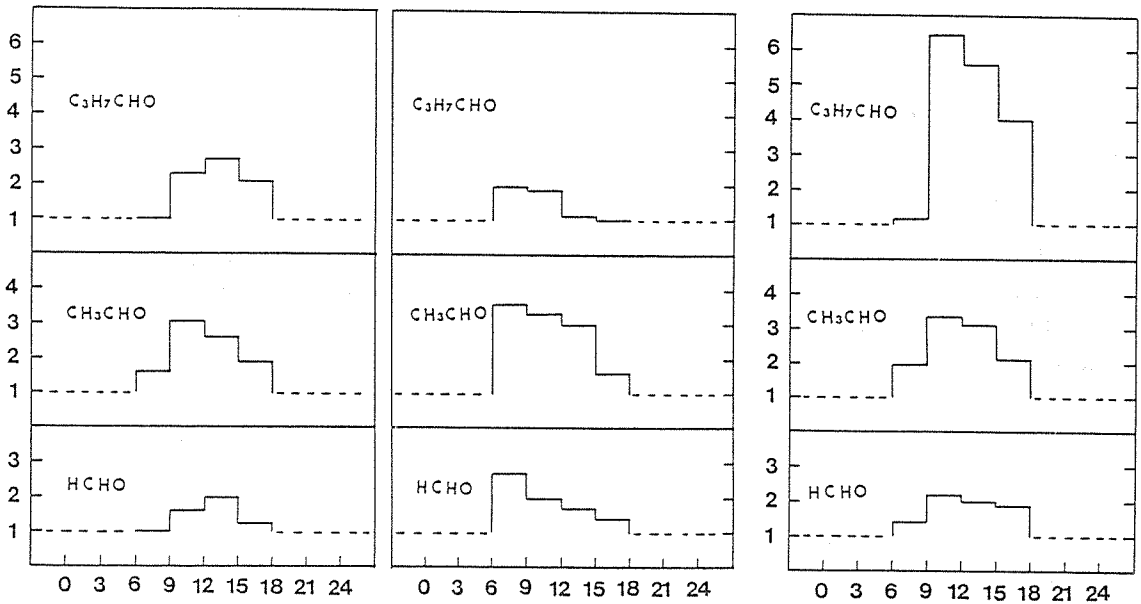


図-7 横浜，東京における $(R-CHO/CO)$ 日中/ $(R-CHO/CO)$ 夜間の最小値の経時変化

図-8 高崎における $(R-CHO/C_2H_2)$ 日中/ $(R-CHO/C_2H_2)$ 夜間の最小値の経時変化

$14.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $Bu \cdot A 16.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、また午後3時頃にはさらに沿岸都市域からの輸送も加わって、 O_3 濃度が上昇するとともに、 $F \cdot A$ が $15.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $Bu \cdot A$ が $23.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と最高値を示した。

この値を高崎における前日（7月31日）の最高値と比較すると、 $F \cdot A$ は1.1倍（期間平均濃度では約1.6倍）、 $Bu \cdot A$ は1.6倍（期間平均値では約3倍）それぞれ上昇し、期間中の最高濃度となっている。この濃

度は、沿岸都市域において発生した汚染物質の一つである $F \cdot A$ が主に変質分解しながら、また $Bu \cdot A$ は二次的に生成増加しながら、南風によって関東北部に運ばれてくる結果であると推定される。

3-3 二次生成の割合

各地域とも、アルデヒド類の濃度は図1～3に示すように、ピークは日中に現われているが、アルデヒド類は二次生成の割合が高いものほど日中（特に午後）

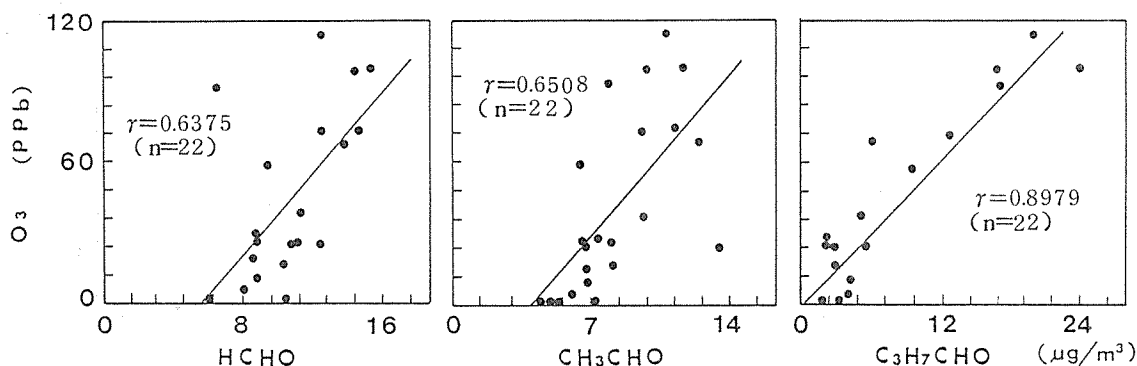


図-9 高崎における O_3 と $HCHO$ 、 CH_3CHO 、 C_3H_7CHO の相関

と夜間の濃度差が大きいといわれている⁷⁾。そこで二次生成の割合をみるため、昼間の時間帯の各 $R-CHO$ 濃度をその時間帯の CO 濃度平均値(高崎については C_2H_2)で除し、さらに夜間の $R-CHO/CO$ (又は C_2H_2)の最小値で除したものを図-7および図-8に示す。ここで夜間のアルデヒド濃度を CO 濃度(高崎については C_2H_2)で除したものの最小値をその地域の一次生成比とすれば、

$$\frac{[(R-CHO/CO)_{\text{日中}} - (R-CHO/CO)_{\text{夜間の最小値}}]}{(R-CHO/CO)_{\text{日中}}}$$
 は各アルデヒド類の全量に占める二次生成量の割合、すなわち二次生成率となるが、この計算によると、日中の $F \cdot A$ は横浜では最大49%平均26%、東京では最大63%平均45%、高崎では最大55%平均45%であった。また $A \cdot A$ については、横浜では最大67%平均53%、東京では最大72%平均62%、高崎では最大70%平均60%であった。さらに $Bu \cdot A$ については横浜では最大63%平均43%、東京では最大48%平均26%、高崎では最大84%平均64%であった。特に高崎における $Bu \cdot A$ の二次生成が平均で横浜の1.4倍、東京の2.5倍と大きいことが特徴的である。

また、高崎におけるアルデヒド類と O_3 との関係を、図-9に示す。アルデヒド各成分と O_3 の相関は、二次生成率の大きさと同じ傾向を示し、特に $Bu \cdot A$ と O_3 の関係は回帰直線の切片も小さく、相関係数 $r=0.89$ 、1%危険率で有意であったことから、ここに示した二次生成寄与率の仮定は、妥当性があると思われる。

4. ま と め

1984年夏、沿岸都市域の横浜、東京および内陸域の高崎の3地点において、3種類のアルデヒド(ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、ブチルアルデヒド)について、他の汚染物質とともに測定し、以下のことがわかった。

- 1) アルデヒド類は各地域とも、日中の12時前後に最高値、夜間に最低値となる周期的な日変動を示した。
- 2) アルデヒド類の挙動を検討したところ、各地域とも3時間を単位とする測定条件下では、ホルムアルデヒドとアセトアルデヒドは類似した挙動を示したが、ブチルアルデヒドは異なる挙動を示した。
- 3) アルデヒド類の期間平均濃度は沿岸都市域では、ホルムアルデヒド>アセトアルデヒド>ブチルアルデヒド、内陸域ではホルムアルデヒド>ブチルアルデヒド>アセトアルデヒドの順となり、地域によりその傾向は異なっていた。また3種類のアルデヒドの和に占めるホルムアルデヒドの平均比率は横浜・東京55~58%、高崎38%を示し、夜間値(18時~6時)>昼間値(6時~18時)であった。
- 4) 日中のアルデヒド類中に占める二次生成の比率を期間平均値を用いて推定したところ、横浜はホルムアルデヒド:26%、アセトアルデヒド:53%、ブチルアルデヒド:43%、東京はホルムアルデヒド:45%、アセトアルデヒド:62%、ブチルアルデヒド:26%、高崎はホルムアルデヒド:45%、アセトアルデヒド:60%、ブチルアルデヒド:64%となり、二次生成量はかなり高い割合で存在することが推定された。

謝 辞

文部省環境科学特別研究「内陸域における大気汚染の動態」観測班のデータを利用した。

文 献

- 1) C.C.Yao and G.C.Miller; Research Study on Bis(chloromethyl) Ether Formation and Detection in selected Work Environments, DHEW(NIOSH) - Publication No.79-118, Cincinnati, Ohio, (1979).
- 2) 横浜市公害研究所：南関東地域における光化学大気汚染に関する総合調査報告書，公害研資料 No.47. (1983).
- 3) Kuwata, M.Uebori, H.Yamasaki, and Y.Kuge: Determination of Aliphatic

Aldehydes in Air by Liquid Chromatography, *Anal. Chem.* **55**, 2013-2016(1983).

4) 太田正雄, 渡辺善徳：ディーゼル車から排出される有害物質の排出濃度及び排出係数，横浜市公害研究所報第7号 39-43(1982).

5) D.Grosjean: Formaldehyde and Other Carbonyls in Los Angeles Ambient Air, *Environ. Sci. Technol.* **16**.254-262 (1982).

6) 鶴田治雄：沿岸都市域から内陸域への大気汚染物質の輸送および変質過程(Ⅲ) -佐久盆地への光化学汚染気塊の長距離輸送過程のモデル化- 第26回大気汚染学会講演要旨集 445(1985).

7) 坂本和彦, 原誠志, 大塚壮一, 岩本一星, 八巻直臣：大気中アルデヒド類の測定：一次排出と二次生成, 第25回大気汚染学会講演要旨集 633(1984).

植樹帯による減音効果の研究(第2報) — 心理的減音効果 I —

鹿島教昭*, 田村明弘**

要 旨

本研究は市街地の一般道路に設置される植樹帯の減音効果について、物理的な面と心理的な面から究明することを目的として実施した。物理的效果については、既に第1報¹⁾として実験的研究結果を報告した。本報では心理的減音効果に関して、緑の多少による地区の分類とそれにレベルをコントロールした騒音を加える操作を行い、主に地区のイメージを評定することから緑の心理的減音効果を求めた結果を報告する。

延べ3回の心理実験をまとめると次のようになる。

- 1) 人が騒音を地区全体を構成する一つの要素とみなしていれば、緑の存在は心理的減音効果をもたらすと認められる。しかし騒音レベルが大きくなると、また人の注意が騒音に向いているとこの効果は認め難くなってくる。
- 2) 緑が多いことは静かなイメージを与える。しかしそれだけに騒音レベルが高まれば、静かなイメージとのギャップは大きくなり、騒音に対する反応も大きくなる。
- 3) 上記のギャップがゼロであることは、人がその地区のイメージにふさわしい“期待騒音レベル”とも言うべき騒音レベルを想定することを示している。

1. はじめに

道路交通騒音は都市住民に広く影響を与える公害である²⁾。その対策には音源対策、交通規制、道路構造の改善、緩衝地帯の設置等があるが、音源対策を別にして、市街地の一般道路では種々の社会的、経済的制約が伴ない上記対策が容易に採用されることは余りない。

しかし幅員3 m程の歩道に植樹帯を設置し、これを道路交通騒音対策に利用することは他の対策に比べ容易であり、可能性があると考えられる。そこで筆者らはこの植樹帯の物理的減音効果と緑の心理的減音効果を明らかにすることを目的としてこの研究を行った。既に植樹帯の物理的效果については報告した³⁾。また緑の心理的效果については巷間良く口にされるが^{4)~6)}その存在を科学的に明らかにした研究は現在のところあまりない。

人が情報を認知する場合には、その情報を取巻く全

体の枠組や、人がその情報にどの程度注意を向けているかが影響する。つまり、人が聴覚情報を評価する場合、背景となる場面が異なれば音響的に同一レベルであってもその評価は異なるであろう。例えば道路周辺への計画的な植樹帯等の設置は、道路景観の向上をもたらす、その緑による心理的減音効果が期待される。そこで本報では、市街地の一般道路を対象に、歩行者空間から眺めた緑の多少と、音に対する注意水準の両者をコントロールすることによって、緑による心理的減音効果のメカニズムを明らかにしたので、その実験結果を報告する。

2. 心理実験の経過と概要^{7)~9)}

表-1に緑の心理的減音効果に関する実験の経過と概要を示す。実験1では、聴覚情報を付加することなく、主に歩行者空間から撮影した視覚情報(スライド)

Study on effect by planting belts on noise attenuation(2nd Report)

— Subjective noise attenuation I —

* Noriaki Kashima 横浜市公害研究所騒音振動部門

** Akihiro Tamura 横浜国立大学工学部建築学教室

表一 1 心理的減音効果の研究経過と概要

実験	期 日	場 所	被験者	呈 示 情 報	呈 示 順 序	評 定	実 験 目 的
1	'82. 11/8, 11/10	横浜国大 工2-B教室	39名	視覚情報(実物写真) (20地区)	視覚情報のみ呈 示	SD法	地区のイメージを構成する要因及 び緑の有無との関係
2-A	'82. 11/12 ~11/17	横浜国大 環境工学実験 棟無響室	実験1 と同じ	視覚情報(実物写真) +聴覚情報(12地区)	両情報を同時に 呈示	ME法	騒音に注意が多く配分され聴く (Listen)状態のときの聴覚を通 じての評価が視覚情報に与える影 響、特に緑の効果
2-B	'82. 11/26 ~12/3	同 上	23名	実験2-Aと同じで 画像 を一部変更(12地区)	実験2-Aと同じ	ME法	
3	'82. 12/9 ~12/14	同 上	28名	視覚情報(実物写真) +聴覚情報(12地区)	両情報を同時に 呈示	SD法	音に対する注意配分の少ない聞く (Hear)状態での緑の減音効果

のみにより地区のイメージをSD法^{注1}(Semantic differential method)で評定させ、地区のイメージを構成する要因及びその要因と緑の多少との関係を明らかにする。ここでの主目的は緑の多少と静かさの関係を知ることにある。

実験2では、まず実験1で緑が多く静かと評定された地区と、緑が殆んどなく騒がしいと評定された地区を抽出する。これらの視覚情報に、4段階にレベルをコントロールした道路交通騒音を付加し、ある基準音と比較して何割ほど騒がしいか、騒がしくないかを推定するME法(Magnitude estimation method)で、音自体の騒がしさを評定する。ここでは視覚情報を背景として聴覚情報を聴く(Listen)状態で評定し、緑の多少との関係を明らかにする。

実験3は実験2と同様に視覚情報に聴覚情報が付加されているが、評定はSD法であり、実験1のようにあくまでも地区のイメージの評定である。ここでは聴覚情報を背景として、つまり聞く(Hear)状態で視覚情報を評定し緑の多少との関係を求める。

これらの実験は順次検討を加味しながら実施してきたので、次章からは実験の順序に従ってその内容を記述していく。また実験結果の検討においては、因子分析、分散分析、t検定、F検定等は全てSPSS¹⁰⁻¹¹⁾(Statistical Package for Social Sciences)を用いて分析した。なお本報は既報^{4,9)}の一部に更に加筆したものである。

3. 実験1 視覚情報のみによる地区のイメージの評定

3-1 実験目的

都市の様々な地区(本実験では主に歩行者空間から見て緑の多い地区或は少ない地区、車線数の多い地区または少ない地区)を対象として、視覚情報のみによって形成される地区のイメージを評定し、緑の多少と静かさを検討する。

3-2 実験方法

3-2-1 被験者と実験方法

被験者として男性35名、女性4名、年齢18才~23才の大学生を採用した。また実験場所には大学の教室を使用した。

3-2-2 実験の進行

図-1に示すように、1地区あたり3枚のスライドを順番に呈示時間2秒、間隔時間1秒の8秒間に見たのち、SD法により16対の形容詞を7段階の尺度で評定し地区のイメージを構成する。これを繰返して計20地区の各地区ごとのイメージ評定を行う。なお7段階

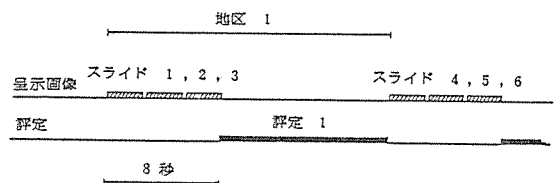


図-1 実験1の進行方法

注1 SD法は意味尺度法、意味微分法などと呼ばれ、人間に行動を起させる状況や対象が、その人にとっていかなる意味を持っているかを明らかにするものであり、統制された連想法と尺度評定法の結合されたものである。則ち、弁別(Differentiate)される概念と、その概念を段階づける反対の意味を持つ一対の形容詞尺度を被験者に与え、多段階で評定させ、多数の概念がなす多次元空間において、概念と尺度の結びつきの方向とその強度を明らかにするものである。そしてこの多次元空間を意味空間(Semantic space)と呼ぶ。本実験を例にとれば評定に用いた「好ましい-好ましくない」概念と「静かな-騒がしい」概念2つが2次元空間(2次元であるからX-Y平面に等しい)をなし、その中で評定値が強く「好ましい」方向に向くのか、或は強く「静かな」方向へ向くのかを明らかにするものである。本実験では16対の形容詞尺度を使用しているから16次元の意味空間を作っている。

とは、例えば「好ましいー好ましくない」について、「どちらともいえない」を中心に「非常に」、「かなり」、「やや」と評定する7つである。

3-2-3 実験装置

各地区のスライドは、電動シャッター付きのスライドプロジェクト(KODAK EKTAGRAPHIC M-ODEL B-2)をタキストスコープ(TAKEIKIKI)で制御することにより呈示する。

3-2-4 呈示スライド

東京都及び神奈川県内の様々な景観を持つ20地区について、各々3枚のスライドを作製した。各地区のスライドは沿道であることを基本とし、歩道及び歩道に該当する場所を直進歩行している場面を想定し撮影したものである。また1地区3枚のスライドは、個々のその地区のイメージを大幅に変えることのないように厳選した。

表-2に実験に使用したスライドの地区名を示す。

3-2-5 評定用語

イメージを形成する3つの代表的因子、即ち評価因子、力量性因子、活動性因子を中心に評定用語を選定した。使用した16の形容詞対は以下の通りである。

評価因子

「快いー不快な」「好ましいー好ましくない」

「美しいー醜い」「親しみやすいー親しみにくい」

力量性因子

「軽いー重い」「広々としたーきゅうくつな」

「柔らかいーかたい」「力のあるー力のない」

活動性因子

「静かなー騒がしい」「さびしいーにぎやかな」

「若いー老いた」「落ちついたー落ちつきのない」

その他

「自然なー人工的な」「調和のとれたー不調和な」

「明るいー暗い」「洗練されたー野暮な」

3-3 実験1の結果及び考察

3-3-1 形容詞尺度の因子構造

SD法で得られた評定平均値を、主因子法とバリマックス回転を用いた因子分析法¹²⁾に適用し、地区のイメージを形成する因子を抽出した。因子分析は一種の多変量解析であるが、多変量を何らかの外的基準¹³⁾と関係づけることなく、全ての変量を対等に扱い、それら相互の関係を分析する相関分析に属する。そしてその目的は、多変量によって表現されるものを、その多変量に潜在するより少数の代表的・仮説的なもので説明し単純化しようとするにある。芝¹⁴⁾は測定される本体のことを“個体”と呼び、個体についての様々な測定を“変量”と呼んでいる。ここでは実験に用いた20の地区を個体とし、16対の形容詞尺度の評定平均値を変量として、20×16のデータについて因子分析を行った。その結果抽出された因子のうち、因子負荷量が0.5以上のものを表-3に示す。

表-2 実験1で使用したスライドの地区名

地区番号	地区名	車線数	緑
1	表参道(店側)	5米	○
2	旧甲洲街道	2	×
3	関内横浜スタジアム横	4	○
4	関内国鉄ガード下	1	○
5	明治通り(渋谷)	4	△
6	野毛(商店街裏道)	1	×
7	野毛(商店街横)	4	×
8	大豆戸裏道(住宅街)	1	○
9	関内馬車道	2	○
10	甲洲街道裏道	1	○
11	烏山駅前商店街	1	×
12	青山通り(街路樹あり)	8	○
13	環状8号線	6	○
14	新宿御苑	—	○
15	弦巻5丁目	2	△
16	青山通り(街路樹なし)	8	△
17	井之頭通り	4	×
18	神奈川県庁横	2米米	○
19	大豆戸表通り	3	△
20	表参道(団地側)	5米	○

○△×の順に緑は減少する

米：片側1車線は駐車帯

米米：幅員は6車線に相当

表-3 因子負荷量(実験1)

評定用語	第1因子 第2因子 第3因子		
	(79.8%)	(13.4%)	(6.7%)
好ましいー好ましくない	0.73665		
美しいー醜い	0.70164		
調和のとれたー不調和な	0.67799		
洗練されたー野暮な	0.67469		
快いー不快な	0.65079	0.51041	
親しみやすいー親しみにくい	0.59203		
力のあるー力のない	0.57065		
広々としたーきゅうくつな	0.51547		
自然なー人工的な		0.70461	
静かなー騒がしい		0.69235	
落ちついたー落ちつきのない	0.59774	0.61617	
柔らかいーかたい		0.59364	
さびしいーにぎやかな		0.52251	
軽いー重い			0.78342
明るいー暗い			0.65832
若いー老いた			0.64445

()内は寄与率

第1因子は「好ましいー好ましくない」「美しいー醜い」「快いー不快な」等の評価因子群が高く、次いでその他の因子である「調和のとれたー不調和な」「洗練されたー野暮な」が高い。以上の評定用語を考慮すると地区のイメージは第1に好ましさ、美しさで評価されると考えられよう。

第2因子は「自然なー人工的な」「静かなー騒がしい」の尺度の因子負荷が高く、静かさの因子と言える。

第3因子は「軽いー重い」の尺度の因子負荷が高く、重々しさの因子と考えられる。

3-3-2 意味空間における各地区の布置

図-2は横軸に第1因子の代表として、「好ましいー好ましくない」尺度の評定平均値をとり、縦軸に本研究で着目している「静かなー騒がしい」(第2因子)尺度の評定平均値をとり、各地区を意味空間上に布置したものである。

この図から、地区番号8, 10, 13(環状8号線ではあるがスライドでは緑に遮ぎられてほとんど見えない), 14, 20の緑の多い地区は「好ましく、静かな」イメージの方向に、また番号2, 6, 7, 11, 17の緑のほとんどない地区は「好ましくなく、騒がしい」方向へ偏っている。地区番号15, 16, 19の地区は、緑は多少あるものの殺風景な道路が見渡せるだけのグループであり、余り好ましくないイメージの地区である。残りのグループは主に道路に面した商店街で、緑はあるものの広告や看板等で地区の景観を乱されたグループであ

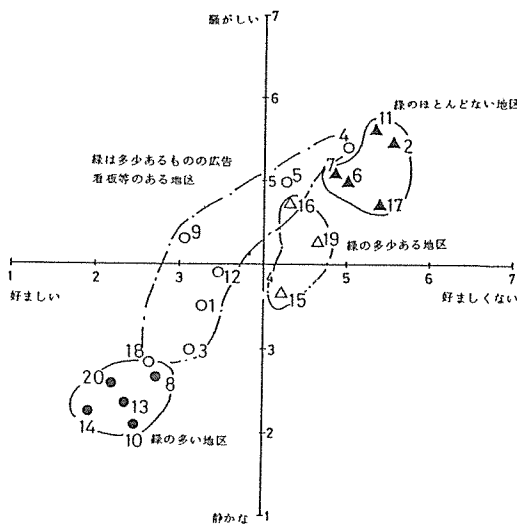


図-2 各地区の布置 好ましさー静かさ (印に添えた数字は地区番号)

る。そしてその乱された程度によって「好ましく、静かな」イメージと「好ましくなく、騒がしい」イメージの間を埋めるように分布している。

従って、視覚情報のみによって地区のイメージを形成する場合、緑が多いことは地区全体のイメージとして良好なイメージを持たせ、しかも聴覚情報を評定する「静かさ」にも心理的に影響を与えることが判る。しかし、緑が存在しても広告や看板等があると緑の効果は減少することも示している。

4. 実験2 視覚情報を背景とした場合の音の不快感の評定

4-1 実験目的

道路交通騒音の不快感を評定する際に、背景として緑の多い地区のスライドを呈示した場合と、緑のほとんどない地区のスライドを呈示した場合における評定値の差を検討する。つまり聴覚情報に注目しているいわばListenの状態で視覚情報を加えた場合、聴覚を通しての評価は視覚情報によってどの程度影響されるかの検討である。

なお実験2はAとBに分かれており、BはAの欠点(後述)をスライド変更によって改善し、かつAの検証を行なったものである。

4-2 実験方法

これより後の実験3まで、実験場所を横浜国立大学工学部建築学科・環境工学実験棟内無響室とした。被験者は、実験2-Aでは実験1と同じ構成であり、実験2-Bでは男性4名、女性19名、年齢は18~20才の大学生を採用した。

4-2-1 実験の進行

図-3に実験2の進行方法を示す。実験は常に暗騒音が流れている状態で行った。1地区についてまず基準音を8秒間流したあと5秒の間隔をとって1枚のスライドと評定対象音の呈示を8秒間続け、次の5秒間

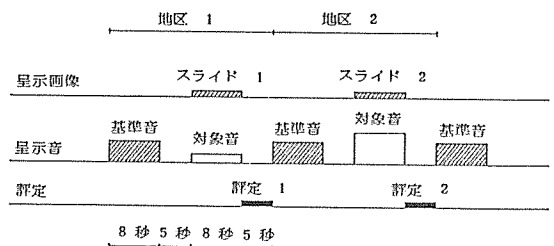


図-3 実験2の進行方法

で対象音の不快感を基準音と比較するME法で評定する。評定方法は、基準音の不快感を100とした時に、対象音の不快感が2倍に感じたら200，半分に感じたら50とする方法とした。

なお評定する道路交通騒音の背景となる地区は8地区とし、これにダミーの4地区を加えた計12地区とした。

4-2-2 実験装置

基準音と対象音は図-4に示す無響室内のテープレコーダ(SONY TC-R7-2)で再生し、増幅器(YAMAHA A-1)で増幅し、被験者の3m前方に置いたスピーカ(Victor QB-1H)で呈示した。暗騒音は無響室外のテープレコーダ(SONY TC-D5M)で再生し、増幅器(TRIO KR-3200)により増幅し、被験者の2.5m前方にあるスピーカ(Victor QB-1H)から呈示した。

スライドはスライドプロジェクタ(KODAK EK-TAGRAPHIC MODEL B-2)を用い、対象音と同時に被験者の3.5m前方のスクリーン上に手動

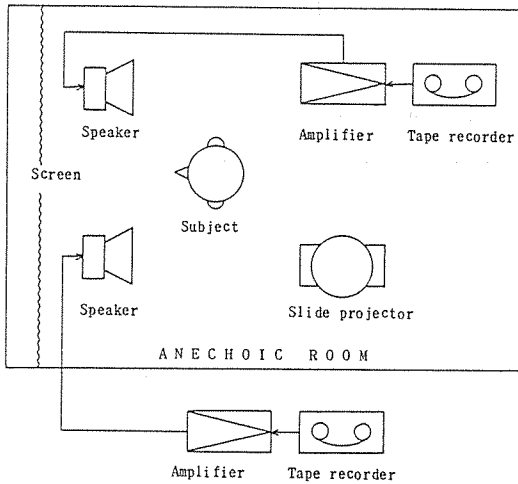


図-5 実験装置

表-4 対象音の音種及び騒音レベル

対象音記号	音種	騒音レベル(LAeq, dB)
L1	道路交通騒音	54
L2	〃	62
L3	〃	66
L4	〃	70
D	〃	47
I	〃	60
S	商店街(スピーカの音+人の声)	58
T	鉄道騒音(ガード下)	72

で呈示した。手動に変更した理由は、実験1でスライドの順送りに使用した電動スイッチの音が耳障りであったためである。

表-5 実験2-Aで使用したスライドの地区名と緑と対象音の組合せ

表示順序	地区番号	地区名	緑の多少※	対象音※※	緑と対象音の組合せ
7	6	野毛(商店街裏道)	G0	L1(54)	G0L1
3	8	大豆戸裏道(住宅街)	G1	L1(54)	G1L1
4	17	井之頭通り	G0	L2(62)	G0L2
10	3	関内横浜スタジアム横	G1	L2(62)	G1L2
1	7	野毛(商店街横)	G0	L3(66)	G0L3
8	13	環状8号線	G1	L3(66)	G1L3
12	16	青山通り(街路樹なし)	G0	L4(70)	G0L4
6	20	表参道(団地側)	G1	L4(70)	G1L4
11	21	環状8号線沿線団地	D	D(47)	D D
2	22	仙台一番街	D	S(58)	D S
5	10	甲州街道裏道	D	I(60)	D I
9	4	関内国鉄ガード下	D	T(72)	D T

※ G0: 緑がほとんどない, G1: 緑が多い, D: ダミー
 ※※ ()内は LAeq, dB

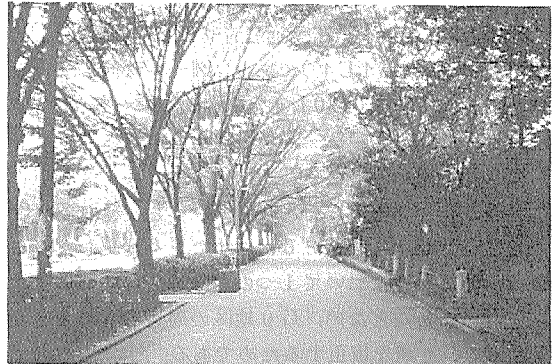


図-5 G1L4 表参道団地側



図-6 G0L4 青山通り(街路樹なし)

4-2-3 呈示音と呈示スライド

表-4に評定対象とした音の種類と騒音レベルを示す。対象音はL₁(54 dBAeq)からL₄(70 dBAeq)まで4レベルにコントロールされた道路交通騒音と、これに道路交通騒音以外のダミー音の4種を加えた計8種類である。また基準音には62 dBAeqのFMノイズを、また暗騒音には42 dBAeqの道路交通騒音を用いた。

呈示スライドは実験1で使用したものの中から、表-4に示した対象音と同時に呈示して不自然さを感じさせないものを選出した。ただしL₁~L₄の対象音と同時に呈示するスライドは各対象音ごとに2枚あり、1枚は実験1で緑が多く「静かな-騒がしい」尺度の評定値が「静かな」に偏る地区であり、他の1枚は緑がほとんどなく「騒がしい」に偏る地区である。

表-5に実験2-Aにおけるスライドの呈示順序、地区名、緑の多少と対象音の組合せを示す。緑の多少は実験者の判断によるが、緑の多い地区はG1とし、緑のほとんどない地区はG0と表現する。図-5は、70 dBAeqの最大道路交通騒音レベルと共に使用した緑の多い地区(G1L4)であり、図-6は同じく緑のほとんどない地区(G0L4)である。

4-2-4 実験2-Aから実験2-Bへスライドの変更

実験2-Aで使用したスライドのうち、緑の多いG1地区のスライドを表-6に示すごとく変更した。これは実験2-Aにおいて1つの対象音に用いたG1地区と緑のほとんどない、G0地区の周辺環境が大きく異なっていた点を修正するためである。即ち対象音L1については、G0地区が商店街の裏道で雑然とした雰囲気であるのに対して、G1地区は住宅街の中の道で整然とした雰囲気であった。また対象音L2、L3ではG1地区のスライドに自動車が写っていなかったこと、L4ではG0地区が8車線の道路幅員であるの

表-6 呈示スライドの変更

地区番号	記号	実験2-A	地区番号	実験2-B
8	G1L1	大豆戸裏道(住宅街)	-	馬車道裏道(商店街)
3	G1L2	関内横浜スタジアム横(車なし)	3	関内横浜スタジアム横(車あり)
13	G1L3	環状8号線(車なし)	13	環状8号線(車あり)
20	G1L4	表参道(団地側車線線数5)	12	青山通り(街路樹あり車線数8)

に対しG1地区では1車線の駐車帯を含む5車線の道路であったことなどである(表-2参照)。

以上のことを考慮して1つの対象音に使用する一対のG1とG0地区のスライドに整合性を持たせ、実験2-Aを実験2-Bで検証した。

4-3 実験2の結果及び考察

不快感の評定より得られた値(X)は次式によって整理した。ここではYを評定変換値と呼ぶ。

$$Y = 10 \log (X / 100)$$

実験2-Aにおける被験者全体のYの平均値と分散を表-7に、また実験2-Bにおけるそれらを表-8に示す。図-7、8はこれらを図示したものである。

一つの道路交通騒音レベルにおいて、緑の多い地区と緑のほとんどない地区における評定変換値の差に有意な差があるかについてt検定を行った結果、実験2-Aの対象音L1(54 dBAeq)の場合のみ危険率5%で有意であり、他の場合も含め緑の多少は評定値にほとんど影響を与えていない。

表-9は、表-7に示した実験2-Aの評定変換値の平均値を用いて、L1~L4の対象音のレベルと緑の多少の2要因による分散分析結果である。また表-

表-7 実験2-AのYの平均値、()内は分散

緑	対象音			
	L1	L2	L3	L4
G0	-0.73 (3.27)	1.16 (3.63)	1.83 (2.54)	3.42 (3.14)
G1	-1.97 (6.85)	1.21 (1.91)	1.79 (4.09)	3.13 (2.26)
t検定	米	-	-	-

米：危険率5%で有意

表-8 実験2-BのYの平均値、()内は分散

緑	対象音			
	L1	L2	L3	L4
G0	-0.62 (3.84)	1.74 (2.18)	2.04 (2.34)	3.69 (2.48)
G1	-1.02 (1.26)	1.40 (3.58)	2.01 (0.99)	3.26 (3.47)
t検定	-	-	-	-

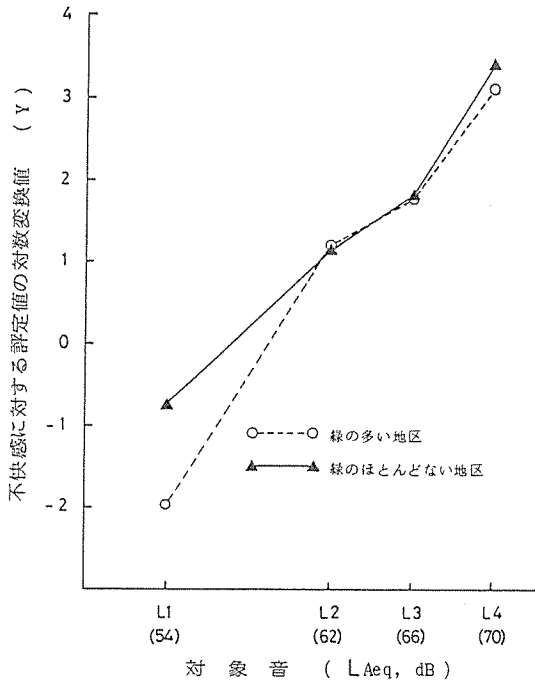


図-7 音に対する不快感の緑の多少による比較 (実験2-A)

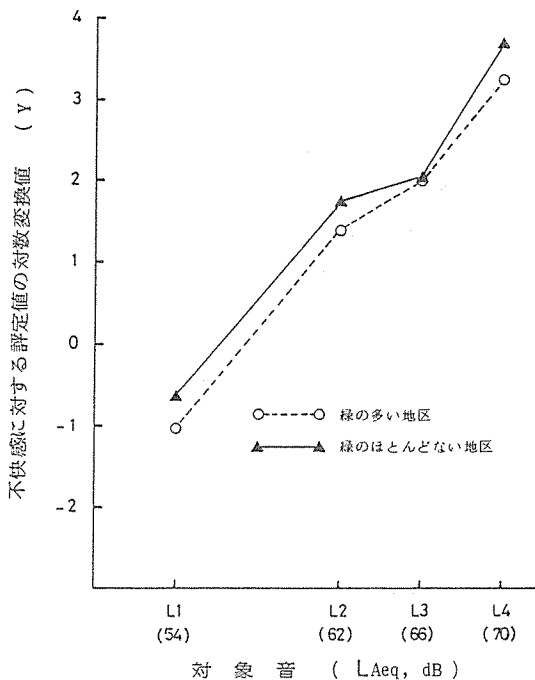


図-8 音に対する不快感の緑の多少による比較 (実験2-B)

表-9 実験2-A 分散分析結果

要因	平方和	自由度	平均平方	F値	F検定
レベル(L)	847.36	3	282.45	43.31	**
緑 (G)	10.97	1	10.97	1.68	-
L × G	19.92	3	6.64	1.02	-
残差	1930.57	296	6.52		

** : 危険率1%で有意

表-10 実験2-B 分散分析結果

要因	平方和	自由度	平均平方	F値	F検定
レベル(L)	440.30	3	146.77	22.07	**
緑 (G)	4.14	1	4.14	0.62	-
L × G	1.17	3	0.39	0.06	-
残差	1170.19	176	6.65		

** : 危険率1%で有意

10は実験2-Bの分散分析結果である。F検定によると実験2-Aでも2-Bでも、有意差を示すものは対象音のレベルだけであり、緑の多少やレベルと緑の交互作用は評定値に何等影響していないと言える。

実験2における検討項目は、聴覚情報に注意を向けている時、視覚情報を背景として与えると、聴覚情報に対する評価は視覚からの情報によってどの程度影響されるかというものである。結果をみると、同じ道路交通騒音レベル下において、緑の多い地区と緑のほとんどない地区のスライドを呈示した場合、騒音レベルの評価は緑の多少による影響を受けていない。つまり音の方に注意を向けていると、緑が多かろうと少なかろうと緑は音の不快感に関係ないということになる。

5. 実験3 視覚情報と聴覚情報による地区のイメージの評定

5-1 実験目的

視覚情報と聴覚情報が同時に存在する点では実験2と同じであるが、実験3では、聴覚情報が背景として存在する状況下において地区のイメージを実験1同様にSD法で評定し、緑の心理的効果を検討する。即ち音に対する注意配分の少ない聞く(Hear)状態のもとで緑の心理的減音効果を把握する。

5-2 実験方法

実験装置は実験2とほぼ同じであるが、スライドブ

プロジェクタのみSLIDEX FP-K5に変更した。
 また被験者には男性10名、女性18名、年令18~20才の大学生を採用した。

5-2-1 実験の進行

図-9に実験3の進行方法を示す。8秒間に1地区3枚のスライドを見て地区のイメージを形成することは実験1と同一である。ただし実験3ではスライド呈示と同時に実験2で使用した対象音も呈示した。評定は実験1と同様にSD法であり、評定用語も実験1で用いた16対の形容詞である。

5-2-2 呈示音と呈示スライド

呈示音と地区は既に表-4と表-5に示した実験2と同一のものであり、1地区に使用した3枚のスライドは実験1と全く同じものを用いた。ただし実験1で使用しなかった地区(表-5の呈示順序2及び11)については、対象音と同時に呈示した時不自然さを感じないスライドを新たに選定した。

5-3 実験3の結果及び考察

5-3-1 形容詞尺度の評定値

図-10~13に対象音別に形容詞尺度の評定平均値を示す。緑の多いG1地区と緑のほとんどないG0地区は、各対象音ごとに呈示したスライドの撮影場所がそれぞれ異なっているため直接の比較はできない。

しかし、1地区3枚のスライドを見せた結果から言えば、いずれの場合もG1地区は良いイメージへ偏り、G0地区は悪いイメージへ偏っているのが判る。そしてG1地区は対象音レベルに余り左右されずに「好ましく、美しく、快く、落ちついた」地区として評定されている。従って、これらの評定は騒音レベルにそれほど影響されず、主として視覚情報によって決定されると考えられる。つまり地区のイメージは第1に視覚情報によって形成されると言える。

次に聴覚情報に直接関係する「静かな-騒がしい」評定値を見ると、対象音レベルが大きくなっていても、G1地区はG0地区よりも全て「静かな」と評定されている。この結果が示す様に、地区のイメージを

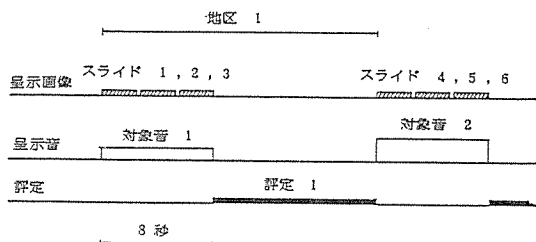


図-9 実験3の進行方法

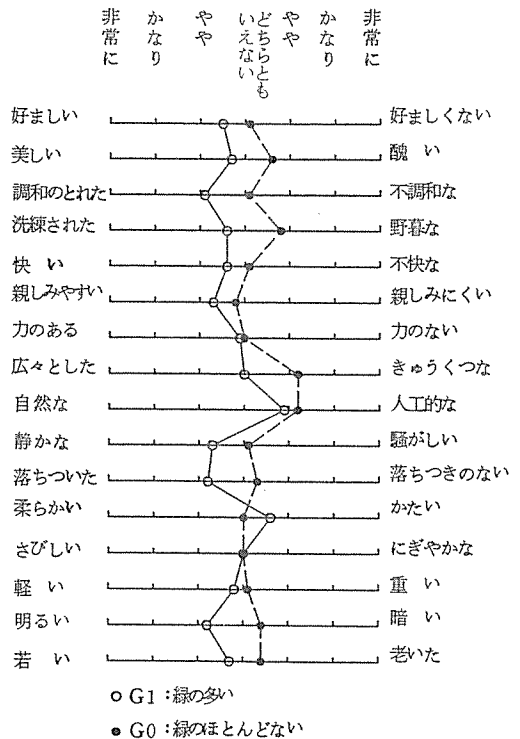


図-10 対象音L1における評定値

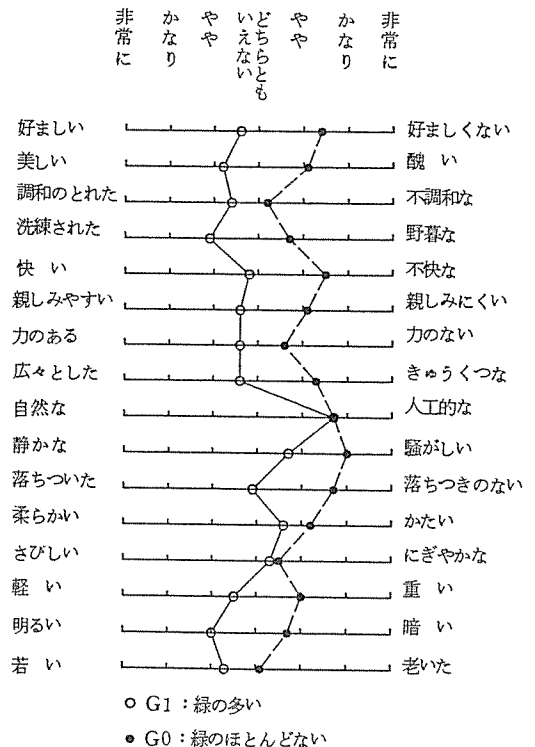


図-11 対象音L2における評定値

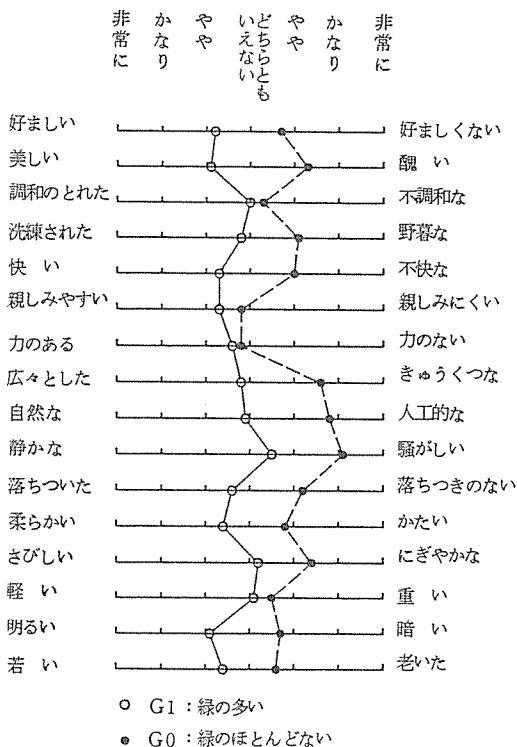


図-12 対象音 L3 における評定値

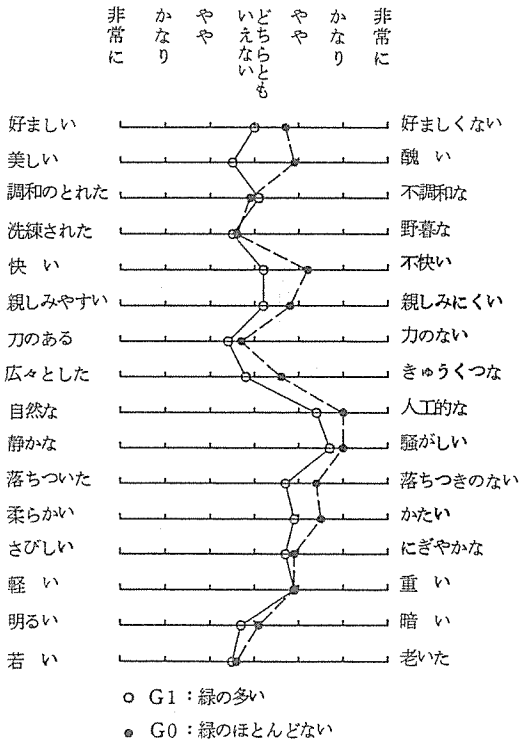


図-13 対象音 L4 における評定値

形成する場合に同一の騒音レベルを背景として付加しても、やはり実験1と同様に、緑の多い地区は「静かな」イメージを与える。

5-3-2 形容詞尺度の因子構造

表-11に因子分析結果の中から因子負荷量が0.5以上のものを示す。第1因子では「自然な-人工的な」「快い-不快な」「柔らかい-かたい」「親しみやすい-親しみにくい」「好ましい-好ましくない」の5尺度の因子負荷が高く、様々な意味を持っている。第2因子は「洗練された-野暮な」尺度の、また第3因子は「さびしい-にぎやかな」尺度の因子負荷量が高い。即ち第2因子は新しさの因子、第3因子は静かさの因子と言えよう。ここで第1因子が様々な尺度を含んでいるのは、都市景観が持つ多様性のためと思われる。あえて第1因子を推定すれば、実験1と比較して快さの因子かと思われるが実験1との共通性は乏しい。

聴覚情報を加えたことに直接関係する「静かな-騒がしい」尺度は、第1因子としても第3因子としてもある程度の因子負荷量があり、因子としての分離が不明確である。しかしこのことは実験1と異なりスライドに音を加えた結果と考えられ、音が都市を構成する一つの要因であることを示唆している。

5-3-3 「静かな-騒がしい」尺度について

表-12に「静かな-騒がしい」尺度の評定平均値を示す。各対象音別に緑の多いG1地区の平均値と緑のほとんどないG0地区の平均値との差についてt検定

表-11 因子負荷量(実験3)

評定用語	第1因子 (72.4%)	第2因子 (14.1%)	第3因子 (8.2%)	第4因子 (5.2%)
自然な-人工的な	0.77565			
快い-不快な	0.76542			
柔らかい-かたい	0.76230			
親しみやすい-親しみにくい	0.75542			
好ましい-好ましくない	0.73216			
落ちついた-落ちつきのない	0.64614		0.54024	
静かな-騒がしい	0.62349		0.56876	
美しい-醜い	0.59524			
軽い-重い	0.51439			
広々とした-きゅうくつな	0.50184			
洗練された-野暮な		0.73581		
若い-老いた		0.62483		
明るい-暗い		0.61659		
さびしい-にぎやかな			0.67975	
力のある-力のない				0.52084

()内は寄与率

した結果、対象音がL1, L2, L3の場合、G1地区とG0地区との間に危険率5%で有意差が認められたが、最も騒音レベルが高いL4の場合には認められなかった。これは騒音があるレベル以上になると、緑の多少にかかわらず騒がしいものは騒がしいと感じるためと考えられる。つまり低レベルの騒音を聞く(Hear)状態から高レベルの騒音を聴く(Listen)状態へ移行するのである。

表-13は評定平均値をもとに、対象音のレベルと緑の多少について行った分散分析結果である。F検定の結果をみると実験3では実験2(表9,10参照)に比べ、緑の要因が極めて大きく評定に影響を与えている。

5-3-4 評定値の実験1から実験3への変化

図-14は横軸に「好ましい-好ましくない」尺度をとり、縦軸に「静かな-騒がしい」尺度をとった意味空間における各地区の布置の変化である。図中の印に添えた数字iは実験3で使用した対象音Liを意味する。

実験1から3への変化は、最も小さい対象音L1に用いた緑のほとんどない地区以外は全て悪いイメージ(好ましくなく、騒がしい)の方向へ向かい、その変

表-12 実験3「静かな-騒がしい」尺度の評定平均値、()内は分散

緑	対 象 音			
	L1	L2	L3	L4
G0	4.18 (1.28)	5.98 (0.45)	6.09 (0.28)	6.04 (0.41)
G1	3.32 (1.36)	4.66 (1.15)	4.52 (2.73)	5.68 (0.99)
t 検定	*	*	*	-

米：危険率5%で有意

表-13 実験3 分散分析結果

要因	平方和	自由度	平均平方	下値	F 検定
レベル(L)	138.95	3	46.32	22.57	**
緑 (G)	59.42	1	59.42	28.95	**
L×G	18.12	3	6.04	2.94	*
残 差	443.25	216	2.05		

**：危険率1%で有意，*：同5%で有意

化量は緑の多い地区で大きい。また緑の多い地区の変化量は対象音レベルの大きさに比例して矢印の長さが大きくなっている。また音が付加された場合には、横軸に比べ縦軸での変化が大きく、好ましさの悪化に比べ静かさを悪化の程度が大きい。これらのことは、聴覚情報を表現する形容詞尺度は音が加わると大きく変化するのは当然としても、恐らく視覚情報によってほぼ決定される地区の好ましさも音の影響を受けることを意味する。

図-15に実験1と3における「静かな-騒がしい」尺度の評定平均値を示す。横軸は対象音レベルであり、そのレベルに用いられた地区が割当てられている。

スライドのみ(実験1)の場合、緑の多い地区(G1)は4地区とも同程度に静かと評定され、緑のほとんどない地区(G0)は4地区とも同程度に騒がしいと評定されており、緑の多少による評定値の差は明確である。スライドの提示に音を加えた場合(実験3)、対象音L1に用いた緑のほとんどない地区だけが静かな方向へ評定値が移行しているが、他の地区は全てスライド提示のみの場合より騒がしい方向へ移っている。緑の多少による評定値の差はスライドのみの場合より小さいが、L1, L2, L3では表-12に示したように有意差があり、L4では有意差がない。

図-16は図-15において実験1から実験3へと変化した評定値の変化量を示したものである。緑の多い地区では「騒がしい」方向への変化量が大きく、対象音

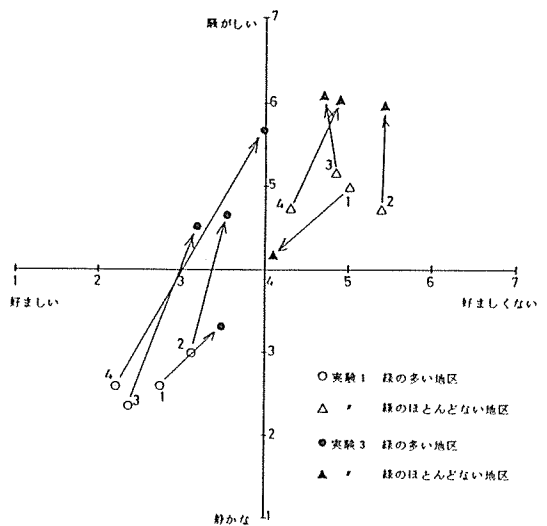


図-14 意味空間の布置の変化 好ましさ-静かさ (印に添えた数字例えば3は対象音L3の地区)

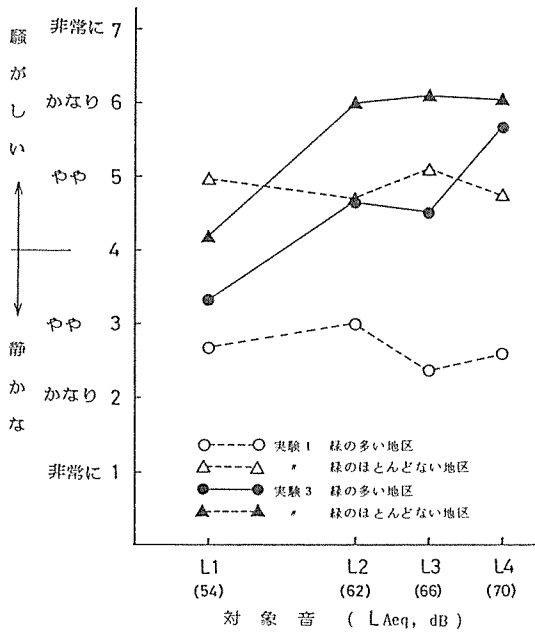


図-15 実験1と実験3の評定平均値

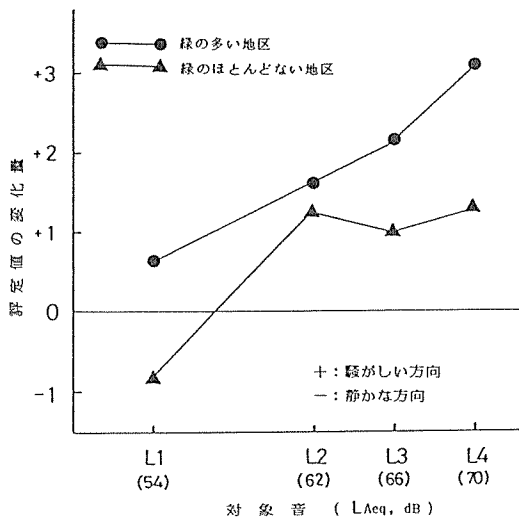


図-16 実験1から実験3への評定値の変化量

レベルが大きい程その変化量も大きくなる。一方緑のほとんどない地区では「騒がしい」方向への変化量は小さく、しかも対象音レベルが上昇しても変化量はほぼ一定になっている。ここで興味深いことは、対象音L1の緑のほとんどない地区では、音が加わると静かな方向へ移行していることである。これは視覚からイ

メージする騒がしさに対して、付加された騒音レベルが意外に小さいために生ずるイメージギャップによると思われる。実験回数を増やさなければ確たることは言えないが、この実験結果では緑のほとんどない地区において、L1とL2の間に、静かな方向にも騒がしい方向にも変化しない騒音レベルが存在することが推測される。緑の多い地区におけるその様な騒音レベルは、図から判断すると、緑のほとんどない地区より低レベルであると予想される。この様なレベルは地区において期待される音のレベル、いわば地区の“期待騒音レベル”と言えよう。

6. まとめ

主に道路周辺の緑を対象にして、市街地における緑の心理的減音効果の存在について、大学生を被験者としてスライドを用いた心理実験を実施し、人が緑の多い地区、それに反して緑のほとんどない地区に居る場合、彼らとその場面で騒音をどのように判断するかについて、次の3つの状況を設定し緑の多少との関係を求めた。

- I 被験者に視覚情報のみを与えた場合
- II 視覚と聴覚の両情報を与え聴覚情報を注意して聴く(Listen)場合

- III 上記IIと同様に2つの情報を与えるが、聴覚情報を背景として聞く(Hear)場合

以上の実験結果から次のことが明らかとなった。

- 1) 地区のイメージ形成には視覚情報の影響が大きい。緑の多い地区は良いイメージに、緑の少ない地区は悪いイメージに偏る。また聴覚情報は静かさのイメージに大きく影響する。そして視覚のみで形成されるイメージにも影響を与える。
- 2) 同じ道路交通騒音下では、緑の多い地区は緑の少ない地区に比べ、より静かなイメージを与え、心理的減音効果をもたらす。しかし騒音レベルが大きくなると、また人の注意が騒音に向いているとこの緑の効果は認めにくくなる。
- 3) ある地区にはその地区にふさわしい期待騒音レベルの存在が予想される。そして緑の多い地区はそうでない地区に比べ、その期待騒音レベルは小さくなることも予想される。
- 4) 緑の多い好ましい地区は期待騒音レベルが小さいために、騒音レベルが大きくなると原イメージとのギャップが広がり騒がしさを感じ易くなる。

7. おわりに

これまでの検討結果から緑の心理的減音効果が存在することが判明したが、そのメカニズムは明確となっていない。しかし視覚情報だけから得られる地区の期待騒音レベルが存在し、その騒音レベルの大小に対して緑の多少が大きく影響していることは明らかである。心理的減音効果はこの期待される騒音レベルと現実の騒音レベルとの相互作用に基づいていると思われる。今後この相互作用を明らかにすることが、心理的減音効果の定量化につながるものと思われる。

最後に本実験に御協力頂いた、石崎伸次（現東京大学大学院生 当時横浜国大大学院生）、勝山里美（現大林組 当時横浜国大大学院生）の両氏、並びに被験者の学生の皆様に深く感謝いたします。

文 献

- 1) 鹿島教昭, 中村俊亮, 田村明弘: 植樹帯による減音効果の研究(第1報) - 挿入損失としての物理的効果 -, 横浜市公害研究所報第9号, 73-83(1984).
- 2) 例えば, 久野和宏ら: 名古屋市域における住居の環境騒音暴露量に関する研究, 音響学会誌, 40(6), 388-398(1984).
- 3) 横浜市公害研究所: 道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 - 中間報告 -, 公害研資料No.49(1983, 3).
- 4) W.Allen, P.Dickinson: The tree lined barrier, Proc. Inter-Noise 77, B576-586(1977).
- 5) S.Yamada, T.Watanabe, S.Nakamura, H.Yokoyama, S.Takeoka: Noise reduction by vegetation, Proc. Inter-Noise 77, B599-B606(1977).
- 6) J.Kragh: Road traffic noise attenuation by belts of trees, J. Sound and vib., 74(2), 235-241(1981).
- 7) 田村明弘, 石崎伸次: 緑の心理的減音効果について(その1), 日本建築学会講演梗概集計画系, 97-98(1983.9).
- 8) 田村明弘, 鹿島教昭: 植樹帯による減音効果 - 心理的減音効果 -, 日本音響学会騒音研究会, N-8310-1(1983.10).
- 9) 田村明弘, 鹿島教昭: 植樹帯による心理的減音効果(その1). 日本音響学会講演論文集II, 523-524(1983.10).
- 10) 三宅一郎, 山本嘉一郎: SPSS統計パッケージ I 基礎編, 1刷, 東洋経済新報社(1976).
- 11) 三宅一郎, 中野嘉弘, 水野欽次, 山本嘉一郎: SPSS統計パッケージ II 解析編, 1刷, 東洋経済新報社(1977).
- 12) 芝 祐順: 因子分析法, 第2版, 東京大学出版会(1979).
- 13) 林知己夫, 樋口伊佐夫, 駒沢 勉: 情報処理と統計数理, 1-14, 初版第7刷, 産業図書(1979).
- 14) 芝 祐順: 因子分析法, 2-3, 第2版, 東京大学出版会(1979).

道路トンネル坑口周辺における騒音調査

中村俊亮*，鹿島教昭*

要 旨

道路トンネルの坑口周辺で坑口からの放射音の影響を調査した。調査はスピーカーを音源として用いた調査Ⅰ（調査トンネル数2）と、坑口周辺の道路端で実際の道路騒音を測定した調査Ⅱ（調査トンネル数6）から構成される。

調査Ⅰの調査結果から次の知見が得られた。

- (1) 吸音処理をしていないトンネル（無対策トンネル）は、トンネル内における音の減衰が少なく、トンネルの奥で発生した音もあまり減衰しないで坑口から放射される。トンネル内を吸音処理することは坑口からの放射音を減少させることに有効である。
- (2) 吸音処理をしたトンネルでは、トンネル内の音源の位置を変えると放射音の指向特性が大きく変化した。無対策トンネルではこの変化は少なかった。トンネルに吸音処理をした場合の効果（騒音減衰量）は、音源がトンネルの奥にあるほど大きく、また、受音点が坑口の正面から左右にずれるほど大きくなった。
- (3) 建設省土木研究所による手法（以下、土研方式）を用いて、坑口放射音の指向特性を計算すると、無対策トンネルでは実測値と計算値はほぼ対応した。

調査Ⅱからは次の知見が得られた。

- (1) トンネル坑口周辺の道路における坑口放射音の影響（騒音レベルの上昇）は、地上付近の測定点（高さ1.2m）で最も大きく、測定点が高くなるにしたがい小さくなった。無対策トンネルの場合、高さ1.2mの測定点におけるトンネルによる騒音レベルの上昇量は、坑口で12～15dB、坑口から10m離れた地点で6～10dBとなった。坑口から40m離れた地点でも1～3dBとトンネルの影響が見られたが、80m離れた地点では-1～1dBと、ほとんどの影響は見られなかった。
- (2) 吸音処理をしたトンネルにおける騒音レベルの上昇量（高さは1.2m）は、無対策トンネルに比べて坑口で5dB以上、坑口から10mの地点で3dB以上少なくなっていた。また坑口から40m以上離れた地点では1dB以下となり、トンネルの影響はほとんど見られなかった。
- (3) 土研方式を応用して音響学会式を補正する手法を用いて、トンネル坑口周辺の騒音レベルを予測すると、無対策トンネルの全ての測定点で実測値との差が3dB以内となった。

1. はじめに

近年、都市部における人口の増加は、今まで比較的人家の少なかった郊外の道路トンネル周辺にも宅地化を進めてきている。道路トンネルは、トンネル内の自動車騒音は遮へいするが、逆にトンネル坑口の周辺ではトンネルが無い場合に比べて騒音レベルを高くする¹⁾。これはトンネル坑口周辺では、トンネルを出た路上を走る自動車の騒音に、トンネル内の自動車騒音

が拡散減衰されずに坑口に伝搬し、坑口から放射される騒音に加わるためといわれている。

そこで、道路トンネルが坑口周辺の自動車騒音に与える影響を明らかにし、有効な騒音対策手法を探るため、トンネル坑口周辺で騒音調査を実施した。

調査は車両の通行を遮断したトンネル内で、スピーカーから音を発生させ坑内における減衰量及び坑口からの放射特性を測定した調査Ⅰと、トンネル坑口周辺の

Noise Around Road Tunnels

* Toshiaki Nakamura, Noriaki Kashima

* 横浜市公害研究所騒音振動部門

表-1 トンネルの概要

調査トンネル名	騒音対策の有無	高さ(m)	幅(m)	面積(m ²)	長さ(m)	トンネルの車線数	トンネルの交通量(台/H)	大型車混入率(%)
調査 I								
A	無	6.4	9.1	47.7	70	2	—	—
B	有 ^{注)}	7.2	9.4	62.6	100	2	—	—
調査 II								
C	無	6.4	10.1	53.4	320	2	1248~1302	7~12
D	無	5.3	8.0	36.1	180	2	900~1134	12~17
E	無	5.6	8.6	39.8	200	2	1152~1158	11
F	無	6.9	10.9	64.8	220	2	702~978	9
G	有 ^{注)}	6.4	8.7	47.0	280	2	942~1098	7~8
H(上り)	無	5.3	7.0	29.1	105	1	672~762	23~25
H(下り)	無	5.4	7.0	29.1	105	1	480~612	19

注) Bトンネル：横壁の高さ4.7 mまで吸音処理
 Gトンネル：横壁の高さ3.7 mまでと、天井(幅4.9 m)に吸音処理

道路端において実際の道路交通騒音を測定した調査 II にわけて実施した。

2. 調査内容

2-1 調査トンネル

調査の対象としたトンネルの概要を表-1に示す。調査 I はA及びBトンネルを、また、調査 II はC~Hの6トンネルを対象として実施した。なお、これらのトンネルのうちBトンネルは横壁の高さまで、Gトンネルは横壁高さ3.7 m、天井幅4.9 mの範囲にそれぞれ吸音処理が施されている。また、Hトンネルは上り用、下り用の2つのトンネルから構成されている。

2-2 測定機器

測定機器を以下に示す。

積分騒音計	リオンNL-11	4台
普通騒音計	リオンNA-09	3台
14 chデータレコーダ	ソニーUN61430W	1台
2 chデータレコーダ	クデルスキNAGRA IV-SJ	1台
帯域雑音発生装置	リオンSF-05	1台
スピーカ	リオンSS-02	1台
高速度レベルレコーダ	リオンLR-04	1台
オクターブ分析器	リオンSA-55	1台

2-3 測定方法

2-3-1 調査 I

調査 I における測定点と音源の位置を図-1に示す。測定点は坑口から20 m(Aトンネルの場合は19 m)離れ、かつ、坑口正面から0°、15°、30°、45°、55°の地点に設けた。また、マイクロホンの高さは地上から1.2、

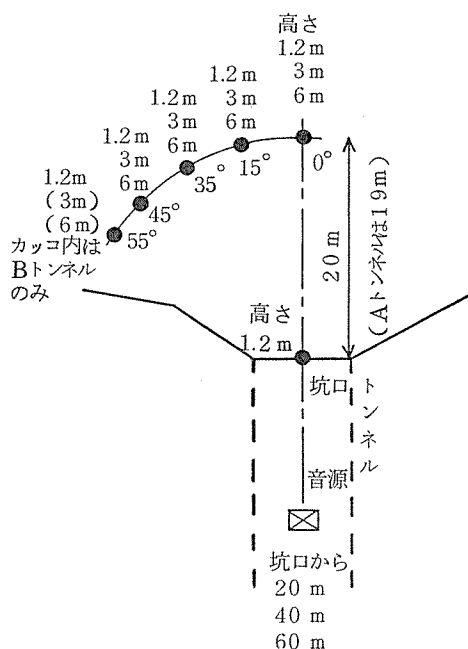


図-1 調査 I における測定点と音源の位置

3、6 m(ただしAトンネルの55°の測定点は、1.2 mのみ)とした。また、坑口にも測定点(高さ1.2 m)を設けた。

測定は、スピーカ(音源)の出力を一定とし、坑口からそれぞれ20 m、40 m、60 m奥へ入った地点でスピーカからピンクノイズを発生させ、この時の各測定点の音圧レベルを騒音計を通してデータレコーダに収録した。また、スピーカの正面から1 mの地点でも音圧レベルを測定し、合せてデータレコーダに収録した。

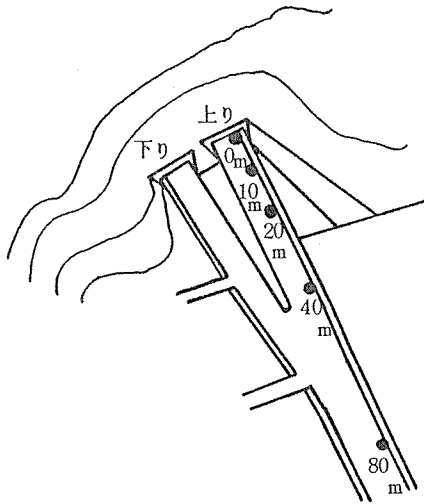


図-2 Hトンネルの測定点

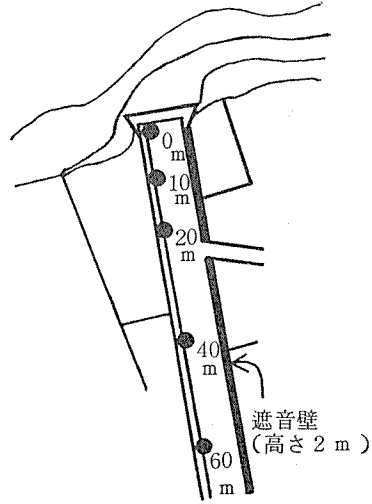


図-3 Gトンネルの測定点

分析はデータレコーダを再生し、オクターブ分析器を通して高速度レベルレコーダに記録させることにより行った。

2-3-2 調査Ⅱ

調査Ⅱではトンネル坑口周辺の道路端に測定点を設け、実際の道路交通騒音を測定した。測定点は原則として、坑口よりそれぞれ0, 10, 20, 40, 80m離れた道路端に設けたが、測定点周辺の状況により距離は若干変更し、マイクロホン高さは各地点とも1.2, 3, 6mとした(ただし、0mの地点では1.2m, また、80mの地点では1.2, 3mのみとした)。

測定場所は、いずれも2車線道路に設けられたトンネルであるが、Hトンネルはトンネルの手前(約40m)で上り、下りそれぞれ1車線道路に分岐し、上下線別々のトンネル(トンネル中心間の距離12m)で構成されている(図-2)。また、吸音処理しているGトンネルのトンネルを出た片側道路端(測定点の反対側)に高さ2mの遮音壁が建てられている(図-3)。

測定は2回に分けて実施した。1回目は坑口から0m(高さ1.2m)、10m(同1.2, 3, 6m)、20m(同3, 6m)の測定点で、2回目は坑口から0m、(同1.2m)、20m(同1.2m)、40m(同1.2, 3, 6m)、80m(同1.2, 3m)の測定点で実施した。各測定点の道路騒音を10分間測定し、データレコーダにA特性で収録するとともに、交通量、車種、車速についても測定した。分析はデータレコーダを再生し、レベルレコーダに記録して、L50(中央値)を算出した。

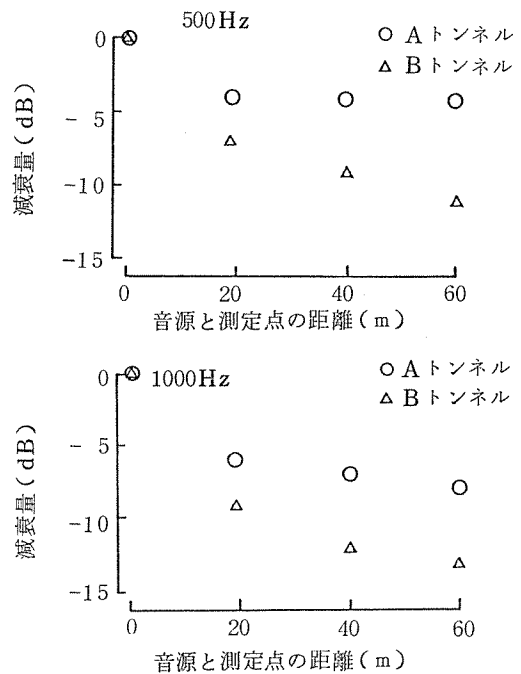


図-4 トンネル内の距離減衰
(測定点はトンネル坑口)

3. 測定結果及び考察

3-1 調査Ⅰ

3-1-1 トンネル内の距離減衰

自動車騒音で問題とされる500Hz, 1000Hzの音について、A・Bトンネル内の距離減衰を図-4に示す。これは各音源位置(20, 40, 60m)における坑口の測

表-2 トンネル内の距離減衰

周波数	場所	回帰式(距離が2倍になった時の減衰)	相関係数
500 Hz	Aトンネル	$L_x = -0.2 - 2.4 \text{ Log } X$ (0.7 dB/dd)	-0.969
	Bトンネル	$L_x = 0.2 - 5.9 \text{ Log } X$ (1.8 dB/dd)	-0.994
1000 Hz	Aトンネル	$L_x = -4.6 \text{ Log } X$ (1.4 dB/dd)	-0.996
	Bトンネル	$L_x = 0.1 - 7.3 \text{ Log } X$ (2.2 dB/dd)	-0.998

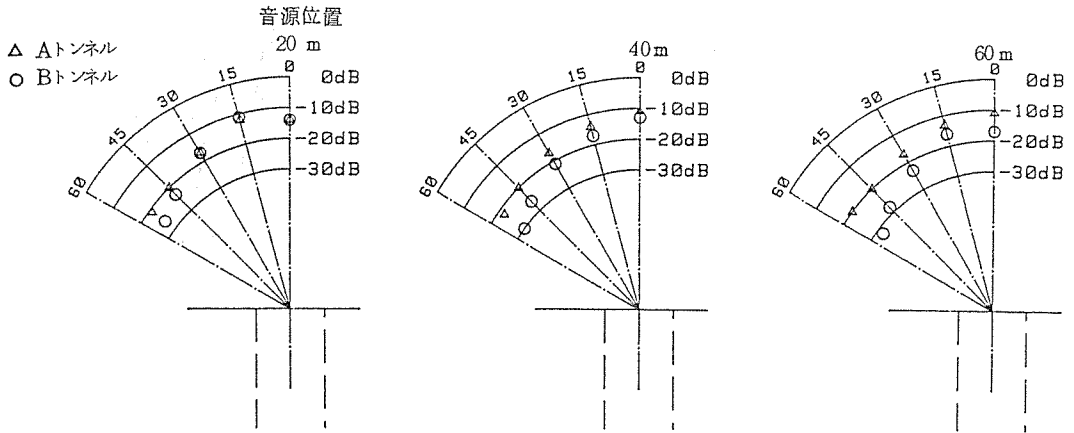


図-5 各測定点の減衰量(500 Hz, 高さ1.2 m)

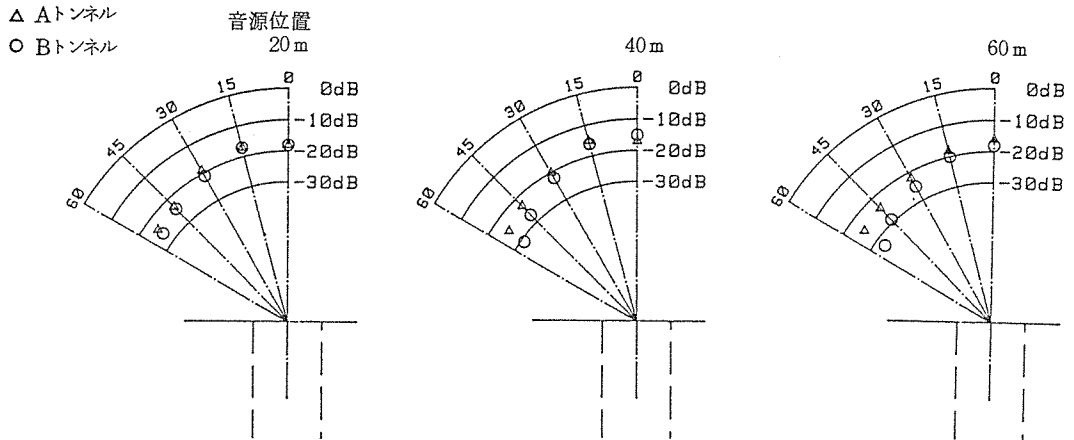


図-6 各測定点の減衰量(1000 Hz, 高さ1.2 m)

定点の音圧レベルを、音源から1mの地点とのレベル差(減衰量)で表わしたものである。この図から騒音対策の無いAトンネルは、吸音処理したBトンネルに比べ、音源がトンネルの奥にあっても音(特に500 Hz)があまり減衰しないことがわかる。ここで音源から坑口までの距離をX(m)とし、これの対数值Log X と減衰量(Lx dB)の回帰式を求めると表-2に示すような結果が得られた。

これらの回帰式からも、Aトンネルの距離減衰はBトンネルに比べて少ないことが示されている。

一般に地面上の点音源の減衰は6 dB/dd(距離が2倍になった時の減衰)であり、この数値と比較してみると、吸音処理をしたトンネルでもおよそ2 dB/ddしか減衰せず、トンネルが無い場合と比べ減衰量はかなり少ない。

△ Aトンネル
○ Bトンネル

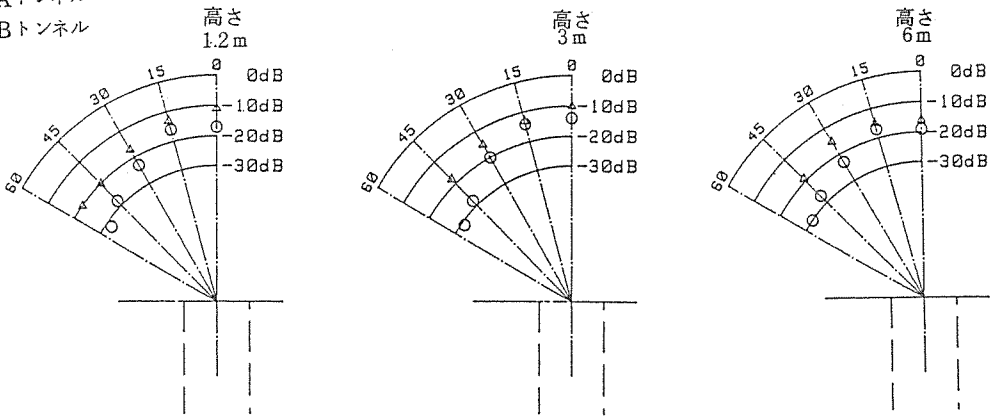


図-7 各測定点の減衰量
(500 Hz, 音源位置 60 m)

△ Aトンネル
○ Bトンネル

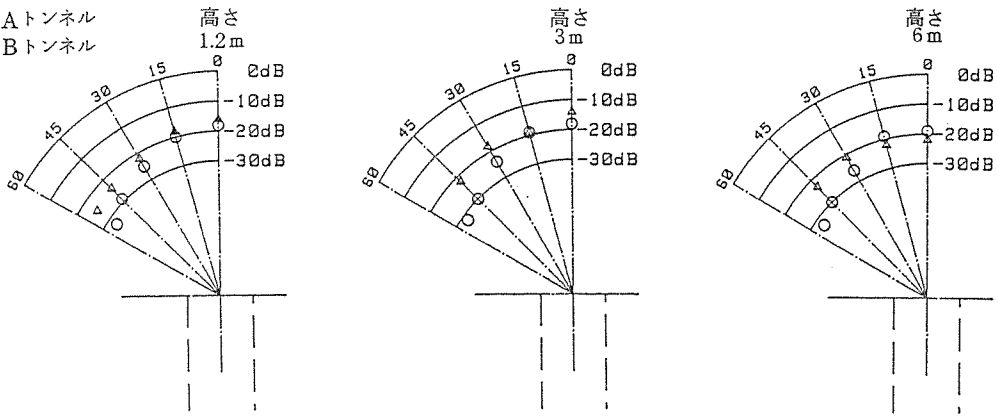


図-8 各測定点の減衰量
(1000 Hz, 音源位置 60 m)

3-1-2 坑口からの放射音

トンネル坑口から20m (Aトンネルの場合は19m)の地点(高さ1.2m)における、各測定点の音圧レベルの減衰量(音源から1mの地点とのレベル差)を図-5, 6に示す。

500 Hz (図-5)についてみると、音源が坑口から20mにある時、坑口の正面(角度0°)付近ではA、Bトンネル間に減衰量の差はほとんどみられないが、坑口の正面からずれる(角度を増す)につれ、減衰量が大きくなった。この傾向は吸音処理をしたBトンネルに、より顕著に表われた。また、音源の位置をトンネルの奥(60m)にすると、Bトンネルでは坑口正面でもAトンネルより減衰量が大きくなり、かつ、正面よりずれるにつれて両トンネルの減衰量の差は大きくな

った。Aトンネルでは音源の位置が奥になってもBトンネルのような大きな変化は見られなかった。

また、1000 Hz (図-6)についても500 Hz とほぼ同様な傾向が見られた。

以上の結果から、トンネル内に吸音処理をした場合の効果(減衰量)は、音源がトンネル奥にある時ほど大きく、かつ、受音点が坑口の正面からずれるほど大きくなるのがわかった。

図-7, 8は音源位置が坑口から60mにある時の減衰量を測定点の高さ別に示したものである。

A, Bトンネルとも、高さ6mの測定点はこの測定点に比べ、角度0°(坑口正面)での減衰量が多い。これは測定点の位置が高くなると、0°の位置でも高さ方向で坑口正面からずれるためと考えられる。

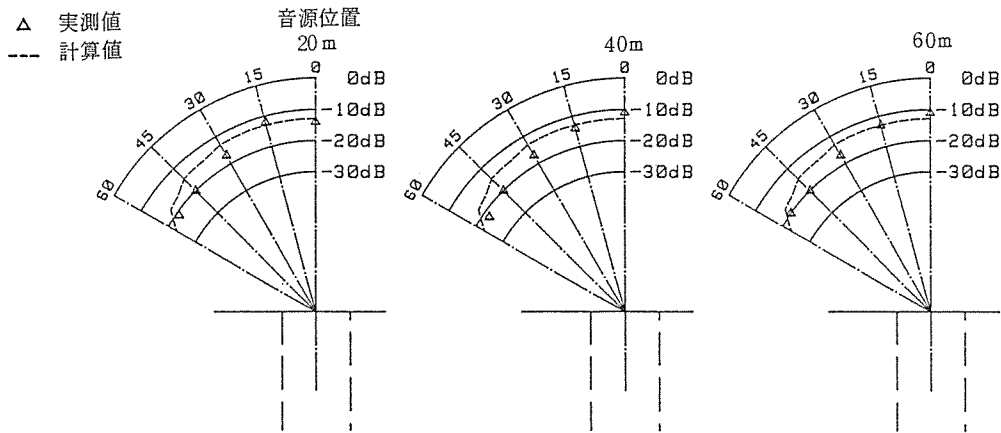


図-9 Aトンネルにおける実測値と計算値
(500 Hz, 高さ 1.2 m)

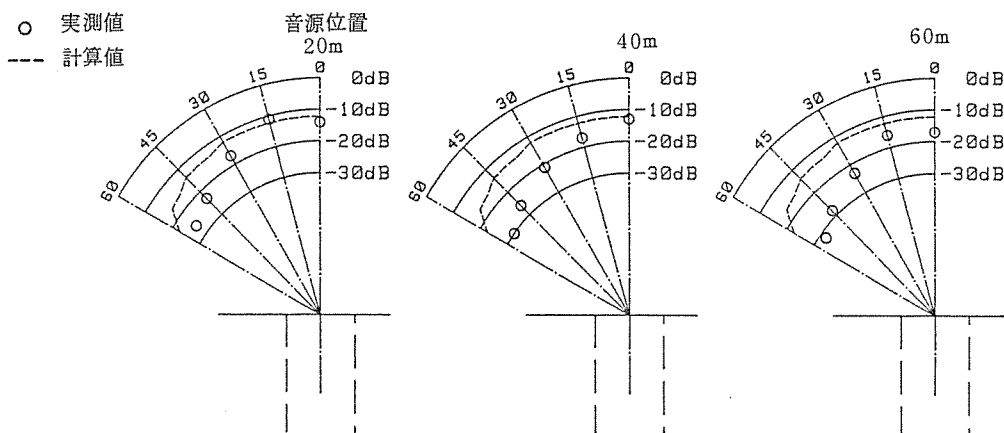


図-10 Bトンネルにおける実測値と計算値
(500 Hz, 高さ 1.2 m)

3-1-3 坑口放射音の計算

トンネル坑口から放射される騒音の計算手法については今までに何例か報告³⁾されている。これらのうちで比較的計算が簡易な建設省土木研究所による手法⁴⁾(以下、土研方式)を用いて実測値と計算値とを比較してみた。この土研方式は微小点音源が集めた仮想面音源をトンネル内の坑口近くに(位置は計算式により求める)設定し、受音点における音圧レベルをそれぞれの微小音源からの音の坑口端部における回折減衰として、実験式により計算する手法である。なお、回折減衰の計算には代表周波数として 500 Hz⁵⁾のフレネル数を用いた。以下に仮想面音源の位置及び回折減衰の計算式を示す。

$$\Delta \ell = 0.15 \sqrt{20 \cdot S} \quad \Delta \ell : \text{仮想面音源の坑口までの距離(m)}$$

$$S : \text{坑口面積 (m}^2\text{)}$$

$$\Delta L = 10 \cdot \text{Log}(0.2 + N) + 13 \quad \Delta L : \text{回折減衰量(dB)}$$

$$N : \text{フレネル数}$$

図-9, 10にA, Bトンネルにおける500 Hzの実測値と土研方式により求めた計算値を示した。(ただし、計算値の場合は坑口からの減衰量で示した。)

Aトンネル(図-9)においては、いずれの距離についても計算値と実測値とはほぼ対応した傾向を示している。Bトンネル(図-10)の計算値と実測値は音源位置が20mの坑口正面付近だけが対応しているが、測定点が坑口正面からずれるにつれて、又、音源がトンネルの奥になるにつれて対応が悪くなる傾向がみられた。これは土研方式の計算には吸音処理が考慮されていないため、吸音処理の効果が大きい場所ほど対応が悪くなる結果となっている。

以上のように計算値と実測値を比較した結果、吸音

表-3 坑口周辺の騒音レベル(無対策トンネル)

Cトンネル					
騒音レベル実測値(トンネルの無い場合) d B					
坑口からの距離	0 m	10 m	20 m	40 m	80 m
高さ 6 m		75(70)	72(70)	71(69)	
高さ 3 m		77(71)	74(71)	72(70)	70(71)
高さ 1.2 m	82(70)	77(71)	74(70)	73(70)	70(71)

Dトンネル					
騒音レベル実測値(トンネルの無い場合) d B					
坑口からの距離	0 m	10 m	20 m	40 m	80 m
高さ 6 m		72(69)	70(69)	69(69)	
高さ 3 m		74(69)	72(69)	70(70)	70(69)
高さ 1.2 m	82(70)	75(69)	73(70)	72(70)	71(70)

Eトンネル					
騒音レベル実測値(トンネルの無い場合) d B					
坑口からの距離	0 m	10 m	20 m	40 m	80 m
高さ 6 m		77(70)	75(70)	70(70)	
高さ 3 m		79(70)	75(70)	71(71)	70(70)
高さ 1.2 m	86(71)	80(70)	75(71)	72(71)	69(70)

Fトンネル				
騒音レベル実測値(トンネルの無い場合) d B				
坑口からの距離	0 m	10 m	20 m	30 m
高さ 6 m		75(68)	73(68)	69(65)
高さ 3 m		75(68)	73(68)	70(66)
高さ 1.2 m	81(68)	75(68)	73(68)	70(66)

Gトンネル

表-4 坑口周辺の騒音レベル(対策トンネル)

騒音レベル実測値(トンネルの無い場合) d B					
坑口からの距離	0 m	10 m	20 m	40 m	60 m
高さ 6 m		70(67)	69(67)	69(68)	
高さ 3 m		72(68)	71(68)	72(69)	71(68)
高さ 1.2 m	75(68)	72(68)	72(69)	72(69)	71(68)

処理をしていないトンネル坑口からの放射音の指向特性については土研方式によりほぼ計算できることが確認された。

3-2 調査Ⅱ

3-2-1 坑口周辺における騒音レベルの上昇量

実際の道路交通(2車線, 交通量702~1374台/時間)においてトンネルが坑口周辺の騒音レベルに与え

る影響(上昇量)について検討した。

表-3に騒音対策をしていないC, D, E, Fトンネル(以下, 無対策トンネル)について, 各測定点における騒音レベルと, トンネルが無いと仮定した場合の騒音レベル(予測値)を示す。トンネルが無いと仮定した場合の予測値の計算には, 平坦道路等の騒音予測において実測値との対応が良い⁷⁾, 音響学会による道路

表一 5 坑口周辺の騒音レベル(分離無対策トンネル)
Gトンネル

坑口からの距離		騒音レベル実測値(トンネルの無い場合) dB				
		0 m	10 m	20 m	40 m	80 m
高さ	6 m		73(70)	71(69)	69(70)	
高さ	3 m		74(70)	73(70)	71(71)	73(72)
高さ	1.2 m	80(70)	74(70)	71(69)	70(71)	73(73)

騒音予測式(以下、音響学会式)を用いた。

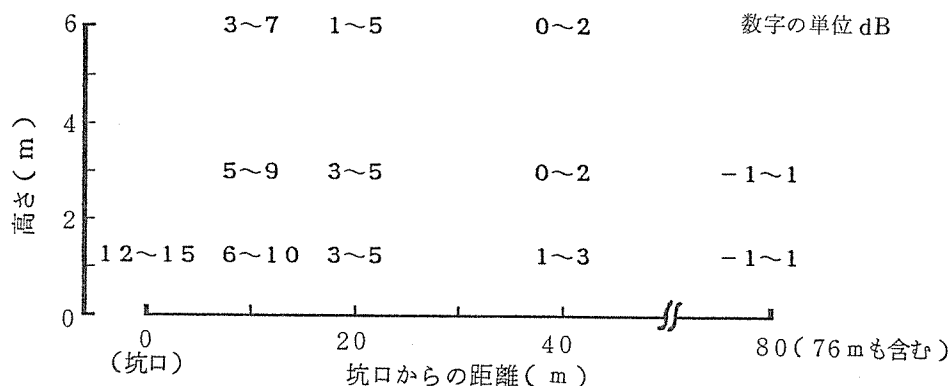
また、表一 4 に騒音対策(吸音処理)をしているGトンネル(以下、対策トンネル)の騒音レベル、及び、トンネルが無いと仮定した場合の騒音レベル(予測値)を示す。

さらに表一 5 に騒音対策はしていないが、上下線別々のトンネルに分れたHトンネル(以下、分離無対策トンネル)の騒音レベルと、トンネルが無いと仮定した場合の騒音レベル(予測値)を示す。ただし、トンネルが無いと仮定した場合の騒音レベルは上下線分離の道路配置における計算値で示す。

これらの結果をもとに、図一 11 にトンネルが有る場合と無いと仮定した場合のレベル差を、4 つの無対策トンネル(表一 3)についてまとめて示した。坑口周辺においては、トンネルが存在することによって騒音レベルがかなり上昇している。高さ 1.2 m における騒音レベルの上昇量についてみると、トンネル坑口が 12 ~ 15 dB と最も大きく、坑口から 10 m で 6 ~ 10 dB、坑口から 40 m 離れても 1 ~ 3 dB とトンネルの影響がみられる。しかし、80 m 離れると上昇量は -1 ~ 1 dB となり、ほとんどトンネルの影響はみられなくなっている。また、騒音レベルの上昇量を測定点の高さとの関

係でみると、地上付近で上昇量が最も大きく、高さとともに上昇量が小さくなっている。例えば坑口から 10 m 離れた測定点では、高さ 1.2 m で 6 ~ 10 dB、3 m で 5 ~ 9 dB、6 m で 3 ~ 7 dB となる。

図一 12 は対策トンネル(表一 4)におけるトンネルの有無による騒音レベルの上昇量を示したものである。坑口における上昇量は 7 dB と無対策トンネルに比べて小さいが、坑口から 20 ~ 60 m の高さ 1.2 ~ 3 m の測定点はいずれも 3 dB 上昇している。これは測定点の反対側道路端に建てられた遮音壁(高さ 2 m)による反射音の影響があったためと考えられる。そこで各測定点における反射音のレベルを計算し、実測値から反射音の影響を取り除いた場合の騒音レベルの上昇量を示したものが図一 13 である。高さ 1.2 m における騒音レベルの上昇量は、坑口で 7 dB、坑口から 10 m で 3 dB となり、無対策トンネルと比べると坑口で 5 dB 以上、坑口から 10 m で 3 dB 以上低い値となった。また、坑口から 40 m 以上離れた地点では騒音レベルの上昇は 1 dB 以内となり、トンネルによる影響はほとんど見られない。したがって、トンネル内の吸音処理はトンネル坑口周辺の騒音対策としてかなり有効である。



図一 11 トンネルによる騒音レベルの上昇量
(無対策トンネル)

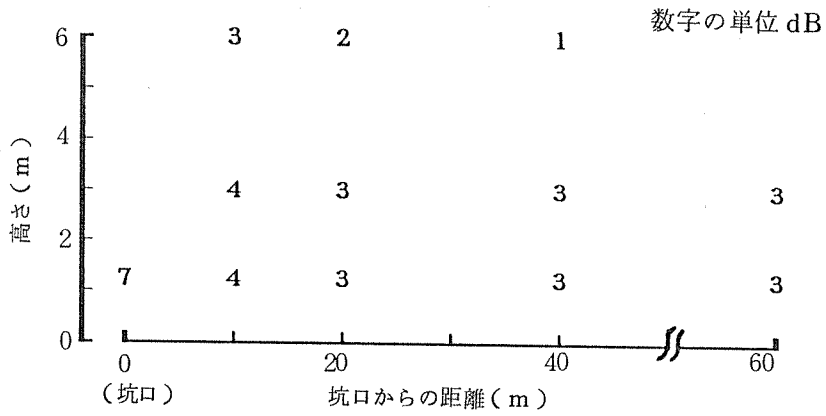


図-12 トンネルによる騒音レベルの上昇量
(対策トンネル, 反射音の影響修正前)

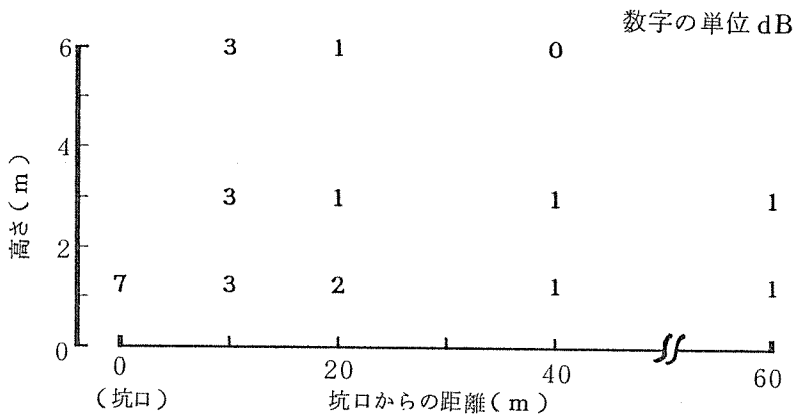


図-13 トンネルによる騒音レベルの上昇量
(対策トンネル, 反射音の影響修正後)

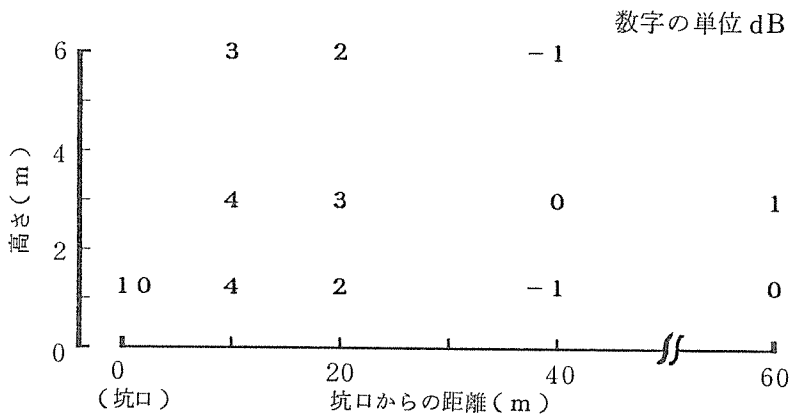


図-14 トンネルによる騒音レベルの上昇量
(分離無対策トンネル)

表-6 坑口周辺の騒音レベルの予測値

Cトンネル						
		騒音レベル予測値(実測値) d B				
坑口からの距離		0 m	10 m	20 m	40 m	80 m
高さ	6 m		76(75)	73(72)	71(71)	
高さ	3 m		76(77)	74(74)	71(72)	70(70)
高さ	1.2 m	83(82)	77(77)	74(74)	72(73)	70(70)
Dトンネル						
		騒音レベル予測値(実測値) d B				
坑口からの距離		0 m	10 m	20 m	40 m	76 m
高さ	6 m		75(72)	73(70)	71(69)	
高さ	3 m		76(74)	73(72)	71(70)	70(70)
高さ	1.2 m	84(82)	76(75)	73(73)	71(72)	70(71)
Eトンネル						
		騒音レベル予測値(実測値) d B				
坑口からの距離		0 m	10 m	20 m	40 m	80 m
高さ	6 m		77(77)	74(75)	72(70)	
高さ	3 m		77(79)	74(75)	72(71)	71(70)
高さ	1.2 m	85(86)	77(80)	75(75)	72(72)	71(69)
Fトンネル(上り)						
		騒音レベル予測値(実測値) d B				
坑口からの距離		0 m	10 m	20 m	30 m	
高さ	6 m		75(75)	72(73)	68(69)	
高さ	3 m		75(75)	72(73)	68(70)	
高さ	1.2 m	80(81)	75(75)	72(73)	68(70)	
Hトンネル						
		予測騒音レベル(実測値) d B				
坑口からの距離		0 m	10 m	20 m	40 m	80 m
高さ	6 m		75(73)	71(71)	70(69)	
高さ	3 m		76(74)	74(73)	72(71)	73(73)
高さ	1.2 m	83(80)	76(74)	73(71)	72(70)	73(73)

図-14に分離無対策トンネル(表-5)におけるトンネルの有無による騒音レベルの上昇量を示す。高さ1.2mにおける騒音レベルの上昇量は坑口で10dB、坑口から10mで4dBとなり、無対策トンネル(図-11)と比べてトンネルの影響が少ない結果が得られた。これはトンネルが2つに分離していることにより、1つのトンネル内の自動車数が減り、坑口放射音が低下することが主な原因と考えられる。このようにトンネルを2つに分離させることも、トンネル坑口周辺の騒音レベル低下にある程度効果があるといえる。

3-2-2 坑口周辺の騒音レベルの予測

道路交通流におけるトンネル坑口周辺の騒音予測については、土研方式を応用して音響学会式を補正する手法が佐々木ら⁸⁾により提案されている。そこで、この手法を用いてトンネル坑口周辺の騒音レベルを予測した。ただし、3-1-3で示したように土研方式はトンネル内を吸音処理した場合には適用できないため、対策トンネルについては予測の対象から除外した。

表-6に各トンネルにおける坑口周辺の騒音レベルの予測値と実測値を示す。実測値と予測値の差はいずれのトンネルも3dB以内であり、全58測定点のうち54測定点で実測値と予測値の差が2dB以内となった。このことから無対策トンネルにおいては、この手法により坑口周辺の騒音レベルはある程度の精度で予測できると考えられる。

4. まとめ

今回の調査結果をまとめ以下に示す。

- (1) 無対策トンネルでは、トンネル内の音の減衰が少なく、トンネル奥で発生した音もあまり減衰しないで坑口から放射される。トンネル内を吸音処理することは、坑口からの放射音を減少させる上で有効である。
- (2) 吸音処理をしたトンネルでは、トンネル内の音源の位置が変わると坑口放射音の指向特性が大きく変化した。無対策トンネルでは指向特性の変化が少なかった。また、吸音処理をした場合の効果(騒音減衰量)は、音源がトンネルの奥にあるほど大きくなり、受音点が坑口の正面からずれるほど大きくなった。
- (3) 土木研究所による手法(土研方式)を用いて、坑口放射音の指向特性を計算すると、無対策トンネルにおいては計算値と実測値はほぼ対応した。
- (4) 実際の道路交通においてトンネル坑口周辺の坑口放射音による影響(騒音レベルの上昇)は、地上付近で最も大きく、高さとともに小さくなる傾向があった。無対策トンネルの場合、高さ1.2mにおけるレベル

の上昇量は、坑口で12~15dB、坑口から10m離れた地点で6~10dB、坑口から40m離れた地点でも1~3dBを示しトンネルの影響が見られたが、80m離れた地点では-1~1dBとほとんど影響は見られなかった。

(5) 吸音処理をしたトンネルにおける騒音レベルの上昇量(高さ1.2m)は、無対策トンネルに比べて坑口で5dB以上、坑口から10mの地点で3dB以上少なくなっていた。また坑口から40m以上離れた地点のレベルの上昇量は1dB以下となり、トンネルによる影響はほとんど見られなかった。坑口の騒音対策としてトンネル内を吸音処理することはかなり有効であった。

(6) 上下線に分離したトンネル(無対策)におけるレベルの上昇量(高さ1.2m)は、坑口で10dB、坑口から10m離れた地点で4dBであり、無対策トンネルに比べてトンネルの影響が少なくなる傾向があった。

(7) 土研方式を応用して音響学会式を補正する手法を用いてトンネル坑口周辺の騒音レベルを予測すると、無対策トンネルの全ての測定点で実測値との差が3dB以内となった。

5. おわりに

今回の調査により、トンネル坑口騒音の対策としてトンネル内を吸音処理する方法の有効性が確かめられ、かつ、無対策トンネルの坑口周辺の騒音は本報で用いた手法によりある程度予測できることがわかった。

しかし、吸音処理をしているトンネルについては、今回、調査例が少なかったため、予測手法の検討を省略した。既に予測手法についての報告⁹⁾もあるので、今後、調査を充実しとりまとめを行いたい。

文 献

- 1) 横浜市公害対策局：横浜市交通騒音振動測定結果報告書(昭和48年度)，88-89(1973)。
- 2) 足立義雄他：道路トンネル坑口周辺の騒音に関する実験，土木技術資料，21(2)，35(1979)。
- 3) 例えば、石井貢，深野松三：矩形トンネル坑口外周辺の騒音，音響学会昭和55年度秋季講演論文集，227-228(1980)。
- 4) 足立義雄他：道路トンネル坑口周辺の騒音に関する実験，土木技術資料，21(2)，35-40(1979)。
- 5) 坂牧勉，植山聡：特殊部における騒音・大気汚染の予測手法について，日本道路公団技術情報，76，49-54(1985)。
- 6) 石井聖光：道路交通騒音予測計算方法に関する研究(その1)，音響学会誌，31(8)，507-517

(1975).

7) 例えば, 鹿島教昭, 樋高雄治: 国道に近接した高層集合住宅における遮音測定, 横浜市公害研究所報第5号, 71-77(1980).

8) 佐々木賢, 山下充康: 道路特殊箇所騒音の予測方法に関する検討, 音響学会誌, 40(8), 554-

558(1984).

9) 例えば, 山本貢平, 山下充康: 矩形吸音処理トンネルの坑口音指向特性の計算法に関する検討, 騒音制御工学会技術発表会講演論文集, 229-232(1986)

水域環境指標 - I

主成分分析による水質評価

福島 博*

要 旨

横浜市内の河川25地点の水質調査結果および測定計画の水質データを解析することにより、以下の知見が得られた。

- (1) 水質データに主成分分析の手法を適用し、BOD、T-P、NH₄-N、DOの4項目を特性値として第一主成分への寄与率を求めたところ、65.1%となった。第一主成分は、有機性汚濁や窒素、リン等を含んだ総合的な汚濁指標として利用することができた。
- (2) 主成分分析の結果から得られたスコアを用いて各水系の汚濁の評価を行った。市内においては、帷子川、鶴見川の両水系では比較的水質が良好に保たれていた。また、柏尾川では季節的な水質変動があまり見られず、境川本川では夏期を除いて汚濁が著しくなる等の特徴が明らかとなった。
- (3) 第一主成分のスコアを地図上にプロットし、市内における各水系の汚濁マップを作成した。
- (4) 1980～1982年度における市内6地点の水質データにこの手法を適用した。いずれの地点も4～10月にかけて、水質はほぼ安定に保たれていたが、1～2月の冬期には悪化する傾向が見られた。また、経年変化をみると、このうちの2地点では水質のわずかな改善の傾向が明らかとなった。

1. はじめに

我が国では、昭和46年に水質汚濁防止法が施行されて以来、水質保全局長通達（昭和46年環水管第30号）により採水の地点、方法、頻度等が決められ、調査の体系的整備がなされてきた。そして、現在、市内の公共用水域の水質調査は、水質汚濁防止法16条に基づいて毎年作成される測定計画により実施されている。

水域、特に河川における水質の評価は、BOD、SS等の生活環境に係る項目では、各類型別に環境基準達成率を中心に行われているが、その一方で、健康の保護に係る項目では、環境監視を目的としたモニタリングとしての意味が強いと思われる。

このように調査が行われるにつれて、環境基準項目の妥当性や水質調査のあり方についても、最近、議論が盛んである。^{1), 2)} その中で最も重要な課題は、この膨

大な測定計画のデータをいかに有効に活用して、住民や行政施策に還元していくかという点にあると考えられる。

こうしたことから、この数年、地方自治体を中心として、公共用水域の水質調査結果のデータに主成分分析(PCA)をはじめとする多変量解析の手法を適用する試みが行われている。³⁻⁷⁾

一般に水中の汚濁物質の成分は複雑であるため、単一の項目による水質の評価では、現実の水質の状況を正確にあらわすことは難しいと考えられる。従って、より多くの情報を含んだ指標を用いることができれば、水質を総合的にとらえ、さらに、より現実を反映した水質の全体像をも表現することが可能となる。

本報告では、横浜市内の主要水系である鶴見川、大岡川、帷子川、境川を対象に、水質等の調査を実施し、

Environmental Index of Water Area — I
Evaluation of Water Quality by Principal Component Analysis

* Hiroshi Fukushima 横浜市公害研究所水質部門

調査から得られたデータにPCAの手法を適用することにより、水質評価手法を作成するための検討を行った。また、新たな評価手法を過去3年間の測定計画のデータに適用し、市内河川の6地点における水質の経年、経月変化を求めた。

2. 調査方法

2-1 調査地点

調査地点は、表-1、図-1に示すとおりであり、市内の主な水系から25箇所の地点を選んだ。25の調査地点のうち、鶴見川5地点、境川4地点の計9地点は、公共用水域の測定計画に基づいた採水地点と一致している。

鶴見川水系では、ST-8が町田市に位置する鶴見川の源流部である。鶴見川(ST-6, 4)は途中で恩田川(ST-7, 5)と合流して東京湾へ流入する。

境川水系では、ST-17からST-13が境川本川、ST-12からST-10がその支川の柏尾川であり、合流後、ST-9を経て、相模湾へ流入する。

大岡川水系は最上流部の水取沢を源流とし、ST-19からST-18を経て横浜港へ注いでいる。

帷子川水系では、瀬谷区に位置する源流部を含め、下流部のST-21の柳橋まで、計5地点で調査を行った。

2-2 調査期間

1983年5月より1985年11月にかけて、春、夏、秋、冬の年4回の調査を行った。調査を実施した期日は表-2に示すとおりである。

なお、調査日を設定するにあたっては降雨等による影響がないよう注意した。また、周日の水質変動を考慮して、⁸⁾同一地点では、できるだけ同一時刻に採水するように努めた。

2-3 調査項目および分析方法

今回、調査した項目および使用した分析方法は表-3に示すとおりである。

なお、TOC、TDP、 PO_4-P 、TDN、 NH_4-N 、 NO_2-N 、 NO_3-N 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} の分析には、試料をメンブランフィルター(孔径 $0.45\mu m$)で濾過したものをを用いた。

2-4 解析に用いた測定計画の水質データ

1980~82年度の3箇年分の神奈川県における水質測定計画の調査結果^{9~11)}から、河川6地点、4項目を選び、解析のためのデータとして使用した。

表-1 調査地点

水系	St	調査地点	水系	St	調査地点
鶴見川水系	1	末吉橋	14	東西橋	
	2	大綱橋	15	高鎌橋	
	3	亀の子橋	16	境橋	
	4	千代橋	17	鶴間橋	
	5	都橋	大岡川水系	18	最戸橋
	6	水車橋		19	日下橋
	7	堀の内橋		20	水取沢
	8	鶴見川源流		帷子川水系	21
境川水系	9	新屋敷橋	22		わしやま橋
	10	古館橋	23		鎧橋
	11	鷹匠橋	24		大貫橋
12	駒立橋	25	源流		
13	あずま橋				

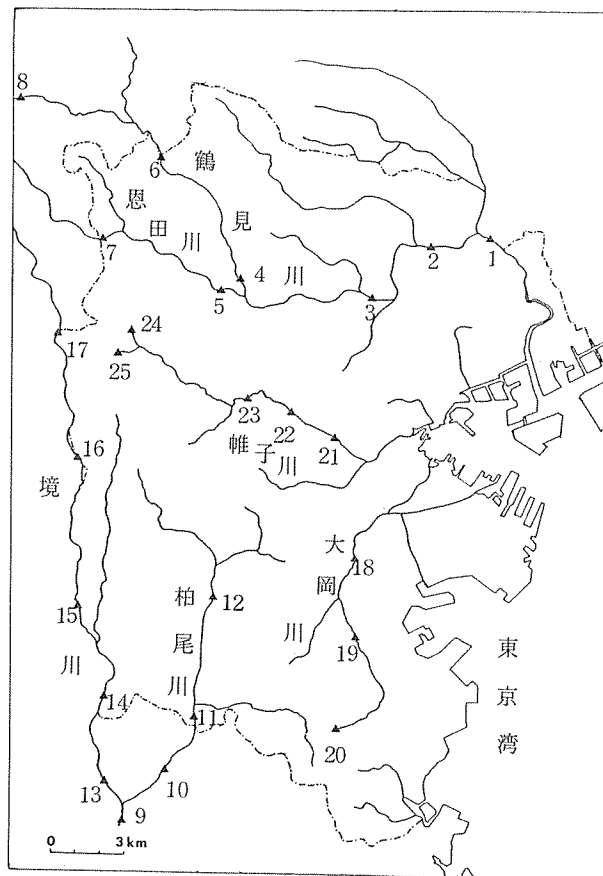


図-1 調査地点

表 - 2 調 査 期 日

	鶴見川水系	境川水系	大岡川水系	帷子川水系
春 季	1983. 5. 25 6. 2	1984. 5. 9	1984. 5. 10	1985. 5. 16
夏 季	1983. 8. 4	1984. 8. 6	1984. 8. 9	1985. 7. 29
秋 季	1983. 11. 7 11. 14	1984. 11. 14	1984. 11. 19	1985. 11. 11
冬 季	1984. 2. 20 2. 22	1984. 2. 13	1984. 2. 25	1984. 2. 25

表 - 3 分 析 方 法

調 査 項 目	分 析 方 法
COD (化学的酸素要求量)	100℃酸性過マンガン酸カリウム法
BOD (生物化学的酸素要求量)	ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法による20℃, 5日間の溶存酸素消費量
DO (溶存酸素)	ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法
TOC (全有機態炭素)	燃烧酸化・NDIR法
T-P (全リン)	過硫酸カリウム分解法
TDP (溶解性全リン)	過硫酸カリウム分解法
PO4-P (リン酸態リン)	モリブデン酸アンモニウム・L-アスコルビン酸法
T-N (全窒素)	アルカリ性過硫酸カリウム分解・紫外線吸光度法
TDN (溶解性全窒素)	アルカリ性過硫酸カリウム分解・紫外線吸光度法
NH4-N (アンモニア性窒素)	インドフェノール法
NO2-N (亜硝酸性窒素)	N-(1-ナフチル)エチレンジアミン・スルファニルアミド法
NO3-N (硝酸性窒素)	イオンクロマトグラフ法
Cl ⁻ (塩素イオン)	イオンクロマトグラフ法
SO4 ²⁻ (硫酸イオン)	イオンクロマトグラフ法

3. 結果と考察

3-1 水質調査結果の概況

今回の調査では、99個の試料について、表-3に示した14項目の分析を行った。そのうち、ここでは、BOD、T-N、T-Pの調査結果を中心に、その概要を述べることにする。

BOD、T-N、T-Pの調査結果を各々6段階の濃度範囲に分類し、水系ごとに区別して図-2から図-4に示した。

図-2をみると、BODでは5~10mg/lの濃度範囲の試料が31試料と全体の約3分の1を占めて最も多く、次いで、10~15mg/l、0~5mg/lの順序であった。全般的な傾向としては、5~15mg/lの濃度範囲を示す試料が全体の約半数を占めており、また、水系ごとに比較した場合でも、他の項目に比べて、6段階の各濃度範囲にその値が分布しているのが特徴であった。

T-Nの全試料の平均値は10.9mg/lであった。図-3をみると、全体では8~12mg/lの範囲の試料が最も多く、全試料のデータの分布状況も、正規分布に近い傾向を示した。

また、T-NはBODと比べると、水系ごとの特徴が

かなり明確にあらわれていた。すなわち、大岡川水系では、0~12mg/lの低濃度範囲にすべてのデータが、また、帷子川や鶴見川水系においては、4~16mg/lの範囲に多くのデータが分布していたが、境川水系では12~16、16~20mg/lの比較的高濃度の範囲を中心に値が集中していた。境川水系におけるT-Nの平均値は14.4mg/lと、市内河川の平均値をかなり上回っている。また、T-Nが20mg/l以上となる値を示すのは、今回の調査では境川水系のみであった。

T-Pの全試料の平均値は0.82mg/lである。T-Pの場合、0.3~0.6、0.6~0.9、0.9~1.2mg/lの範囲における試料数は、99試料のうち、各々20、21、20とほぼ同数であった。BODやT-Nと比べると、データが一定の濃度範囲に集中していないのが特徴であった。また、T-Nの場合と同様、図-4からも明らかに、水系によってデータの分布の形に特徴がみられた。すなわち大岡川や帷子川水系では、主として0~0.9mg/lの範囲にデータが集まっているのに対し、鶴見川ではT-P濃度がやや高くなり、境川水系では0.9~1.2、1.2~1.5mg/lと比較的高濃度の範囲にデータが集中していた。境川水系におけるT-Pの平均値は

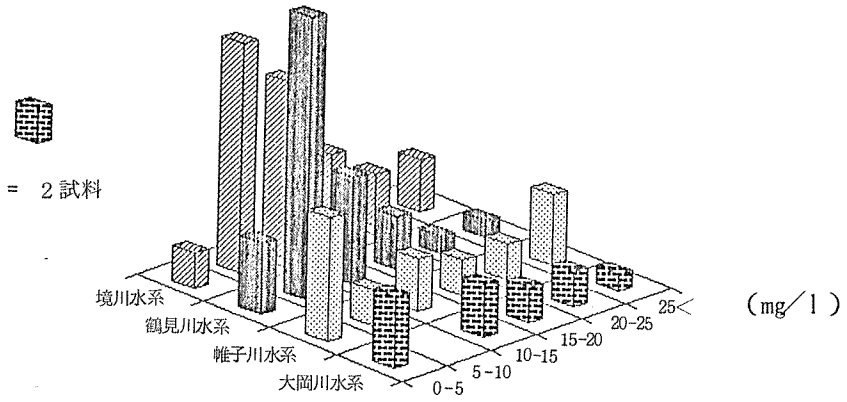


図 - 2 河川別 BOD 分布

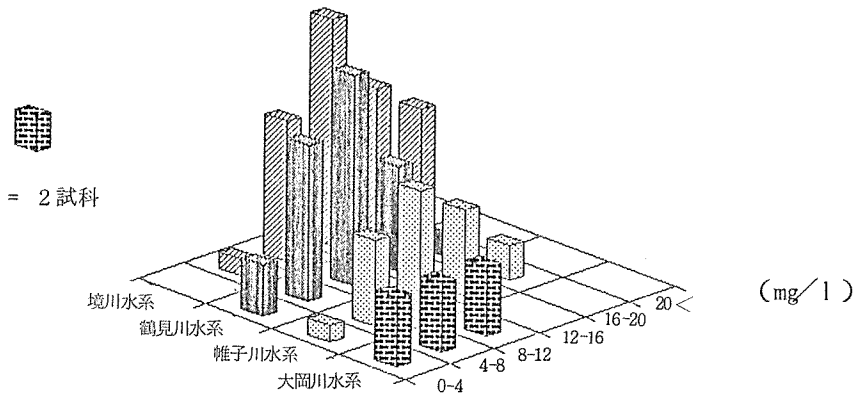


図 - 3 河川別 T-N 分布

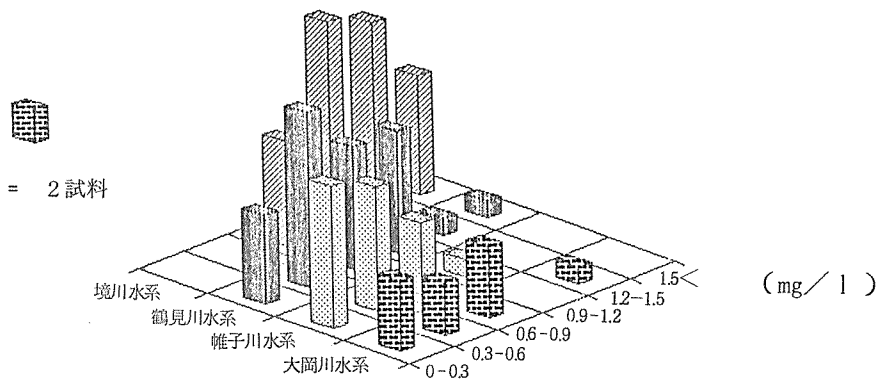


図 - 4 河川別 T-P 分布

1.25 mg/l であり、T-Nと同様、市内河川の平均値をかなり上回る傾向を示した。

3-2 単一項目による水質指標の限界

現在、河川の水質には水質汚濁防止法によってpH, BOD, DO, SS, 大腸菌群数の5項目の環境基準が設定されており、環境基準を目安にして、水質の評価が行われている。表-4には、一例として鶴見川のST-1における季節別の水質データの一部(BOD, T-N, T-P)を引用したが、次に示すように、単一の水質指標は、水質のひとつの側面をあらわしているに過ぎないことがわかる。

それは、表-4において、春と夏とを比較した場合、BODとT-Nの値の間には大きな差はないが、T-Pの濃度には約4倍の違いが見られ、このような時BODだけを用いると、当然ながらT-P間の相違は表示されないことになってしまうからである。

また、次に春と秋とを比較した場合では、T-NとT-Pにはあまり差は見られないが、BODの値には2倍の濃度差がある。このような場合も、T-N, T-P, BODの中の単一の項目で水質の相違を評価することには、真の水質の違いを正確に表示するという意味で問題があろう。

その一方で、項目間の相関が高い場合には、単一の項目を水質全体を表す有効な指標として利用することができると考えられる。しかし、実際のデータでは、多項目間にわたって高い相関性を有することは極めて稀であり、こうしたことが、昨今、水質の総合的評価に主成分分析をはじめとする多変量解析の手法が多く用いられるようになってきた背景のひとつになっているものと考えられる。

3-3 総合指標のための検討

3-3-1 主成分分析による解析

本報告では、一般に用いられている主成分分析の手法により、個々の水質項目の特性を合わせもつ主成分を導き出すことによって、解析を行った。なお、解析に用いたデータの数は、15項目×99検体=1,485個であった。

各水質項目間の相関係数は表-5のとおりである。この中で、相関係数が0.8以上を示した組み合わせは、BODとCOD, T-NとTDN, T-NとNH₄-N, TDNとNH₄-N, NH₄-NとT-P, NH₄-NとTDP, NH₄-NとPO₄-P, T-PとTDP, T-PとPO₄-P, TDPとPO₄-P, Cl⁻とSO₄²⁻の11組であった。

次に、相関係数行列を用い、15項目を特性値とした主成分の固有値と、固有値に対する累積寄与率を求めた結果を表-6に示した。

表-6から明らかのように、特性値の数を15とした場合、固有値が1以上となる成分の数は4つであり、第四主成分までの累積寄与率は78.6%であった。また、第一主成分への寄与率は47.0%と低く、測定値の主成分への寄与は良好でないことが明らかとなった。

そこで、第一主成分の寄与率を高めるために、15項

表-4 鶴見川・末吉橋(ST-1)における水質

	BOD	T-N	T-P	(mg/l)
春	6.0	10.00	0.65	
夏	6.7	9.28	2.59	
秋	11.3	10.81	0.46	
冬	13.1	14.16	1.01	

表-5 相 関 係 数 行 列

	A-TEMP	DO	BOD	COD	TOC	T-N	TDN	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	T-P	TDP	PO ₄ -P	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
A-TEMP	1.00														
DO	-0.02	1.00													
BOD	-0.14	-0.33	1.00												
COD	0.01	-0.40	0.83	1.00											
TOC	0.44	-0.22	0.35	0.51	1.00										
T-N	-0.01	-0.42	0.57	0.66	0.43	1.00									
TDN	-0.06	-0.42	0.54	0.62	0.39	0.96	1.00								
NH ₄ -N	-0.03	-0.51	0.54	0.63	0.45	0.87	0.90	1.00							
NO ₂ -N	0.18	-0.33	0.44	0.51	0.37	0.46	0.50	0.56	1.00						
NO ₃ -N	-0.20	0.11	-0.13	-0.18	-0.29	0.06	0.05	-0.27	-0.23	1.00					
T-P	0.07	-0.57	0.54	0.70	0.45	0.69	0.71	0.82	0.63	-0.29	1.00				
TDP	0.06	-0.50	0.45	0.55	0.38	0.69	0.73	0.85	0.66	-0.32	0.90	1.00			
PO ₄ -P	0.06	-0.48	0.42	0.53	0.37	0.69	0.74	0.85	0.65	-0.32	0.90	0.99	1.00		
Cl ⁻	0.13	-0.25	0.03	0.09	0.34	0.01	0.03	0.04	-0.11	-0.03	0.23	0.12	0.13	1.00	
SO ₄ ²⁻	-0.02	-0.14	0.05	0.09	0.23	-0.09	-0.05	-0.02	-0.22	-0.13	0.09	0.02	0.02	0.81	1.00

目の中から、因子負荷量の大きいBOD、COD、T-P、TDP、T-N、TDN、PO₄-P、NH₄-Nの8項目を選び出した。この中で、CODはBODと相関が良く、また、TDP、PO₄-PはT-Pとの相関係数がいずれも0.9に近く、こうした相関性の高い組み合わせは、1つの項目で表示することができる。

こうした一連の操作により、BODとT-P、NH₄-Nの3項目を選び、さらに、自浄効果の指標となるDOを加えた4項目を用いて主成分分析を行った。なお、DOの因子負荷量は小さいが、河川の環境基準が定められていることから、他の自治体においてもDOを特性値として用いている例が多い。

主成分分析の結果、固有値が1以上となる主成分の数は1つであり、第一主成分への寄与率は65.1%となった。表-7に示した主成分と4項目との関係式に、今回の調査から得られたデータを代入して求めた主成分の値は、一般にスコアと呼ばれるものである。

スコアと4項目との関係式から、第一主成分は有機性汚濁や窒素、リン等の富栄養化状態、あるいは自浄効果をも表す総合的な指標として用いることができると考えられる。固有ベクトルの符号は、DOが正、B

表-6 15項目を特性値とする主成分分析結果

成分	固有値	累積寄与率(%)
1	7.04	47.0
2	2.16	61.3
3	1.54	71.6
4	1.05	78.6

(固有値が1以上を主成分として表示)

OD、T-P、NH₄-Nの3項目が負となっていることから、スコアの値が負の方向に大きくなることは、水質の総合的な汚濁が進行している状態を示している。

3-3-2 スコアを用いた各水系の汚濁状況

表-8には、計算で求めたスコアの値を水系別、季節別に示した。また、図-5~図-9には、水系別に各季節ごとのスコアの値を図示した。

以下、スコアからみた各水系ごとの特徴について述べることにする。

1) 鶴見川水系

源流部(ST-8)を除いた各地点のスコアの平均値は、春、秋、夏、冬の順に値が負方向に大きくなり、水質の悪化する傾向が見られた。

源流部では、スコアの値が、2.39から2.47の範囲にあり、年間を通して水質が良好に保たれていることがわかる。鶴見川上流部(ST-8、6.4)においては、ST-6からST-4へと下流に進むにしたがい、春や夏に比べると、秋や冬ではスコアが減少し、水質の汚濁が見られた。

一方、恩田川水系(ST-7、5)では、ST-7からST-5へ下るにつれ、四季を通じてスコアが増加し、水質面で改善の傾向が見られた。ST-7の水質は、境川水系のST-17(鶴間橋)を除くと、冬期には市内で汚濁が最も著しい地点となった。全般的にみて、恩田川水系に比べると、鶴見川上流部の水質は年間を通して良好であった。

中流域より下のST-3からST-1にかけては、下流へすすむにしたがい、年間を通じてスコアは減少し、水質は一様に悪化している。この原因として、ST-3からST-1の途中で流入する支川の早瀬、矢上両川による影響が考えられた。公共用水域の測定結果(昭和59年度)¹²⁾によれば、矢上川(一本橋)の水質は、平

表-7 主成分分析結果

主成分		DO	BOD	T-P	NH ₄ -N	固有値	累積寄与率(%)
1	固有ベクトル 因子負荷量	0.41 0.67	-0.45 -0.72	-0.56 -0.91	-0.56 -0.90	2.60	65.1
2						0.72	83.1
3						0.50	95.6

(第1主成分スコア)

$$= 0.41 \times \frac{(\text{DO}) - 7.3}{2.3} - 0.45 \times \frac{(\text{BOD}) - 13.1}{11.8} - 0.56 \times \frac{(\text{T-P}) - 0.82}{0.54} - 0.56 \times \frac{(\text{NH}_4\text{-N}) - 5.92}{3.76}$$

表-8 水系別, 季節別にみた水質のスコア値※

水系	地点	春	夏	秋	冬	平均値
鶴見川系	1	0.10	-2.38	0.34	-1.11	-0.76
	2	0.61	-0.18	0.94	-1.08	0.07
	3	0.99	0.48	1.46	-0.60	0.58
	4	2.49	1.71	1.49	0.28	1.49
	5	1.00	0.69	0.60	-0.97	0.33
	6	2.14	1.65	2.07	1.55	1.85
	7	0.07	-0.31	0.22	-2.26	-0.57
	8	2.40	(欠)	2.39	2.47	2.42
境川系	9	-0.85	0.11	-1.25	-0.88	-0.72
	10	-1.25	-0.95	-1.57	-0.73	-1.13
	11	-0.92	-0.82	-1.30	-0.61	-0.91
	12	0.00	0.04	-0.50	0.17	-0.07
	13	-1.56	0.36	-1.59	-1.00	-0.95
	14	-0.36	0.57	-1.41	-1.08	-0.57
	15	-1.48	-0.13	-1.51	-1.19	-1.08
	16	-1.61	-0.61	-1.56	-1.82	-1.40
17	-6.25	-2.25	-5.33	-5.35	-4.80	
大岡川系	18	0.25	-1.38	-0.18	-1.28	-0.65
	19	1.27	1.27	-0.41	0.57	0.68
	20	3.23	2.92	2.82	3.43	3.10
帷子川系	21	-0.21	0.73	0.86	-0.25	0.28
	22	0.27	0.17	0.50	-0.51	0.11
	23	-0.35	0.94	2.18	-0.91	0.47
	24	0.91	0.89	0.83	1.24	0.97
	25	2.62	2.24	2.47	2.88	2.55

※ { DO=5, BOD=5, T-P=0.3, NH₄-N=4(河川C類型に準拠)の場合 スコアは 0.73
 { DO=2, BOD=10, T-P=1, NH₄-N=10(E ") " スコアは-1.62

均値でBOD 35 mg/ℓ, T-N 11 mg/ℓ, T-P 1.4 mg/ℓであった。

冬期, ST-3より下流ではスコアが低く,水質は悪化するが, 夏期においてもST-1ではDOが2~3 mg/ℓと低下するため, それがスコアの減少に大きく反映していた。

ii) 境川水系

各地点のスコアの平均値を季節別にみると, 夏, 冬, 春, 秋の順に水質が悪化している。

境川の支川である柏尾川(ST-12~10)では, 年間を通して, 上流から下流へと下るにつれスコアが減少しており, 汚濁が進行していた。また, 柏尾川では他の水系と比較して季節別の水質変動の小さいことが特徴であった。

一方, 境川本川(ST-17~13)においては, 夏期を除くと汚濁が著しく, 特にST-17の鶴間橋は, 今回調査した地点の中で最も水質の汚濁が顕著であった。ST-15より下流では水質面からみた変化はあまり見られないが, ST-17とST-16の間では, 水量の増加その他の作用により, 水質面での改善の傾向を見ることができた。

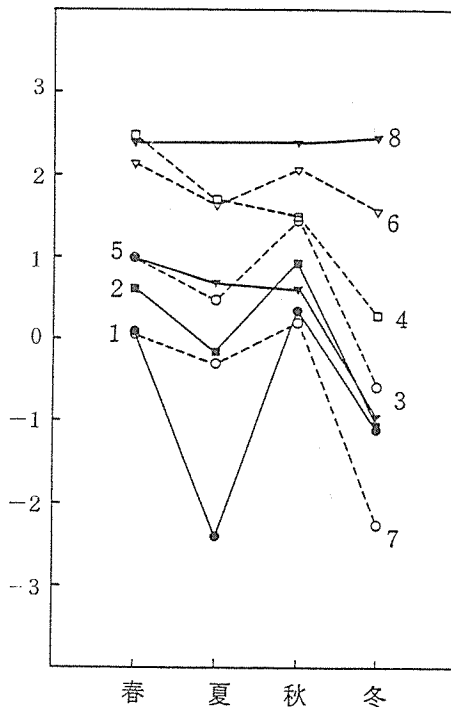


図-5 鶴見川水系のスコアの季節変化

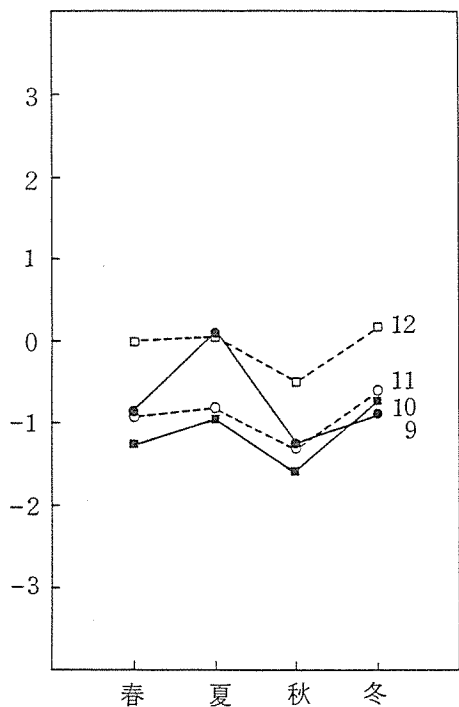


図-6 境川水系（柏尾川）のスコアの季節変化

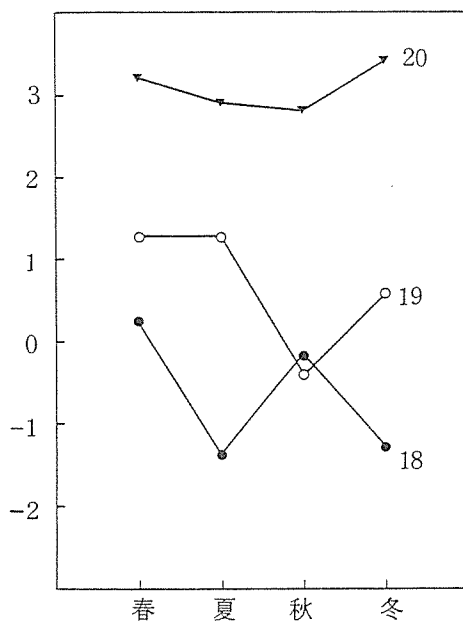


図-8 大岡川水系のスコアの季節変化

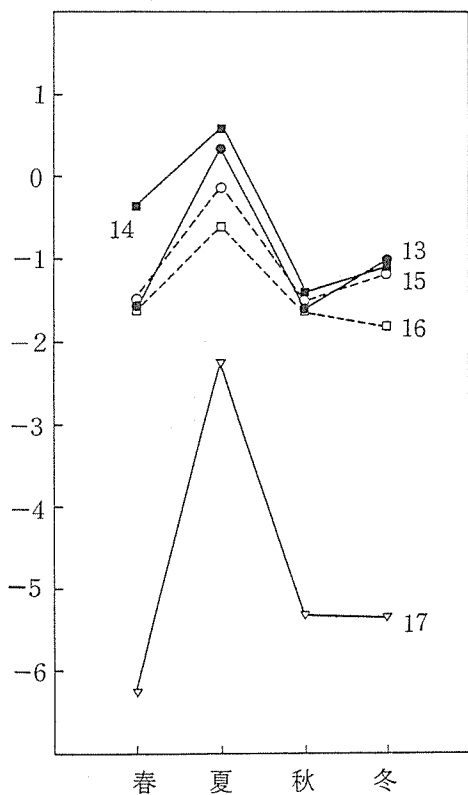


図-7 境川水系のスコアの季節変化

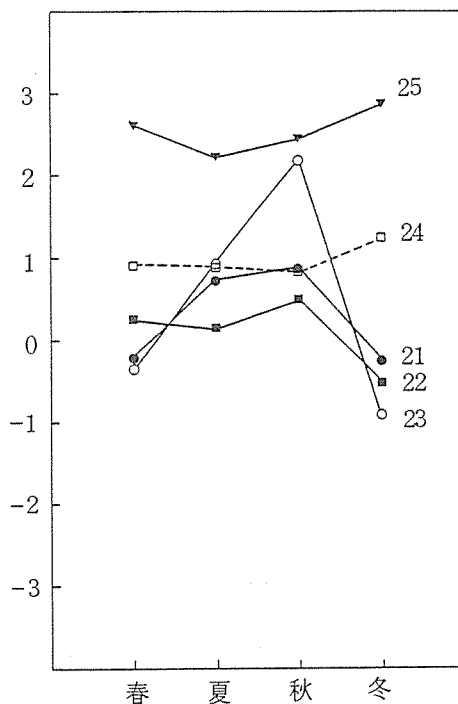


図-9 帷子川水系のスコアの季節変化

表-9 水系別，季節別のスコアの平均値

水系	春	夏	秋	冬	平均
柏尾川	-0.78	-0.41	-1.12	-0.51	-0.71
境川(本川)	-2.25	-0.41	-2.28	-2.09	-1.76
大岡川	0.76	-0.01	-0.30	-0.36	0.02
帷子川	0.16	0.68	1.09	-0.11	0.46
鶴見川	1.06	0.24	1.02	-0.60	0.43
平均	-0.21	0.02	-0.32	-0.73	-0.31

iii) 大岡川水系

源流部(ST-20)の水取沢は、特に冬から春にかけて水質が良好であり、今回調査を行った市内の源流域の中でも水質が最も清浄に保たれていた。他の水系と同様、下流に進むにつれ水質は悪化する傾向を示し、特にST-18では、夏期および冬期にスコアが低下した。

iv) 帷子川水系

他の水系と同様にST-25の源流部の水質は良好であった。また、ST-24の大貫橋における水質も一年を通してあまり変化が見られず、比較的良好であった。

ST-23より下流では水質変動の明確な傾向はみられないが、これは他水系に比べて帷子川水系の流達時間が短く、特に中流域より下流では生活排水等の影響を大きく受け、水質の変化が複雑になるためと考えられる。

表-9は、境川を本流と柏尾川とに分け、各水系ごとに源流部を除いた調査地点のスコアの平均値を季節ごとにまとめたものである。

各水系を全体的にみた場合、帷子川、鶴見川の両水系ではスコアの年平均値が各々0.46、0.43であり、比較的水質が良好に保たれているが、柏尾川では-0.71とやや水質が悪く、境川本川は平均のスコアが-1.76で、夏を除くと他の季節はすべて-2以下となり、汚濁の著しいことがわかった。

また、季節別にみると、鶴見川では夏期、下流部でのDO濃度の低下により水質が悪化するなど、一部の例外はみられるが、全般的には、夏期に水質は良好となり、冬期になって悪化することが確認された。

3-4 水系の汚濁マップ

調査の結果、得られた水質データをもとに、第一主成分のスコアの値を、いかに分かりやすく表示するかが、汚濁マップを作成する上での重要な課題である。

本報告では、春、夏、秋、冬における調査結果から

得られたスコアの値を、反時計方向に菱形で地図上の調査地点に描くこととした。また、水質の汚濁が著しい場合には、菱形の面積が大きくなるように符号の表示方法を調整した。図-10は水系の汚濁マップの一例である。

図-10では、菱形の面積が大きくなればなるほど、水質の総合的な汚濁が進んでいることが明らかとなり、また、季節的には、菱形が上下に伸びた場合は夏冬に、左右に伸びた場合には春秋に、汚濁の著しいことを示している。

このように、主成分分析の結果、得られたスコアの値を地図上に表示することにより、水質の汚濁状況や変化がより明らかになるものと考えられるが、その方法については、誰もが分かりやすく、水質全体の良否を視覚的に判断できるよう、さらに工夫して表すことが必要となろう。

3-5 総合指標の水質測定計画データへの応用

3-3-1における解析結果から得られた固有ベクトル(表-7)より、第一主成分のスコアを求める式を算出し、それに測定計画の公共用水域調査結果のデータを代入して、スコアを求めることとした。

使用したデータは、1980～1982年度の3箇年の鶴見川水系(亀の子橋、千代橋、都橋)、境川水系(鶴間橋、吉倉橋)、帷子川水系(水道橋)におけるものであり、また、使用した項目はBOD、DO、T-P、NH₄-Nの4項目である。

その結果の一例として、千代橋、都橋、鶴間橋における3箇年のスコアの経月変化を図-11～13に、また、図-14～15には各地点の3箇年のスコアの平均値を月別に示した。

図-14の3地点は、いずれも鶴見川水系である。いずれの地点も4月から10月にかけて、水質はほぼ安定に保たれており、特に9～10月には、年間を通して最も良好な状態となることが明らかとなった。しかしな

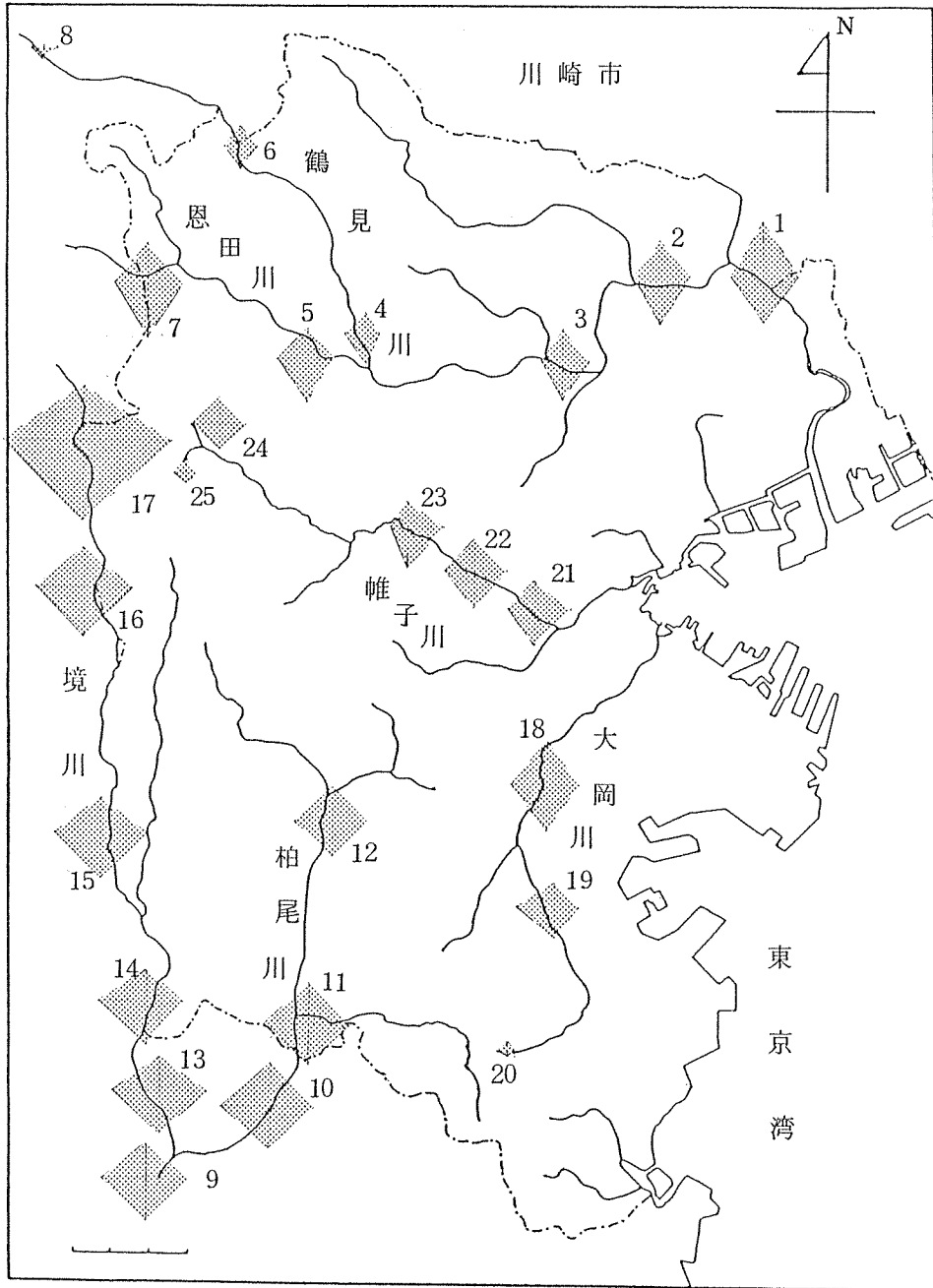


図-10. 第1主成分のスコアによる市内水系の汚染マップ

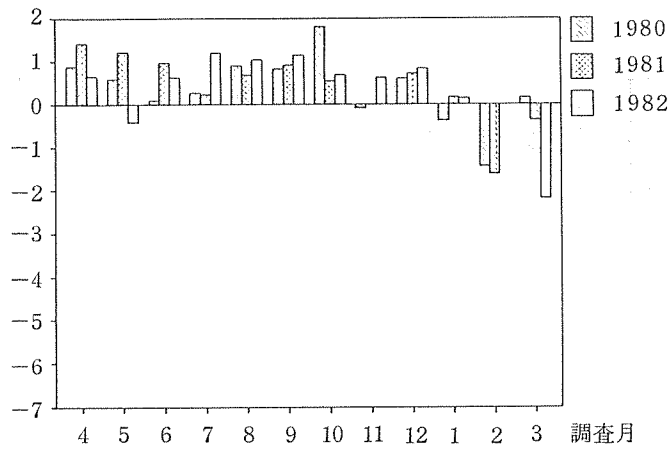


図-11 スコアの経月変化(地点:千代橋)

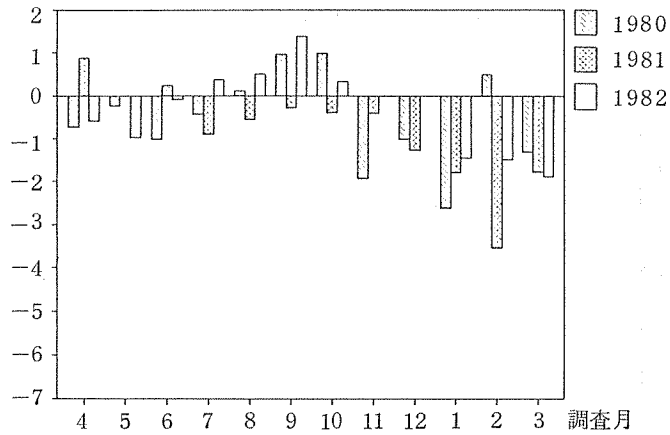


図-12 スコアの経月変化(地点:都橋)

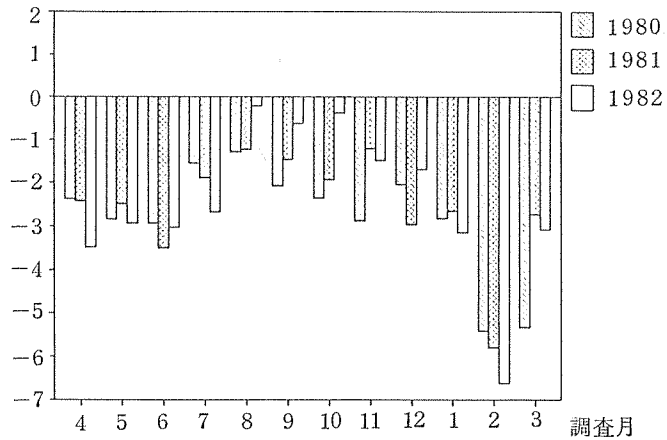


図-13 スコアの経月変化(地点:鶴間橋)

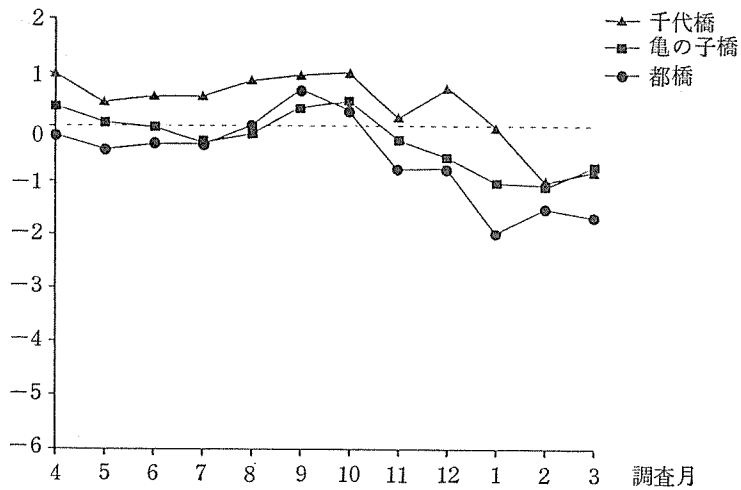


図-14 スコアの経月変化-(1) (3年間平均値)

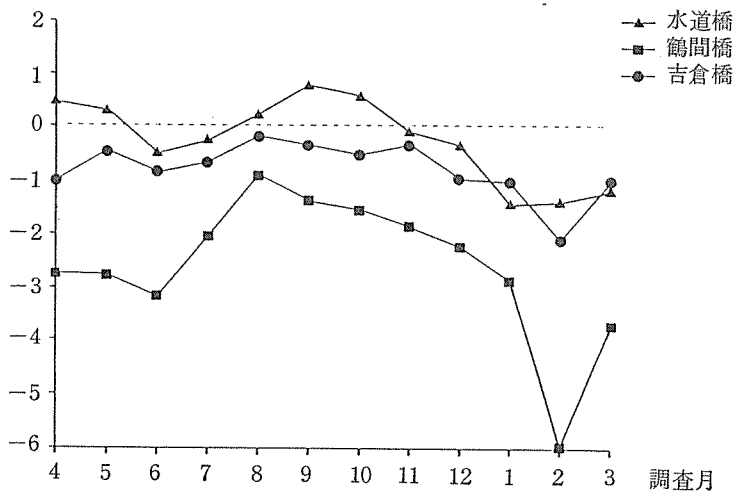


図-15 スコアの経月変化-(2) (3年間平均値)

がら、11～3月にかけて水質のスコアは減少する傾向が見られ、1～2月の冬期には水質が最も悪化した。

また、図-15においても、図-14で見られたのと同様な変動傾向を示した。その中でも、特に鶴間橋では他の地点と比べ、3-3-2でも述べたように水質が極めて悪く、スコアの値も2月に最低となった。

次に図-16には、各地点におけるスコアの年平均値を1980～1982年度の3年にわたり経年別に示した。3年間のデータを比較すると、千代橋、吉倉橋などで

は、スコアにあまり変化は見られないが、亀の子橋や鶴間橋においては若干の改善傾向が明らかとなった。

このように、PCAをはじめとして、今後解析手法をさらに検討することにより、測定計画の中の多くのデータを利用し、再評価することが可能となり得るものと考えられた。

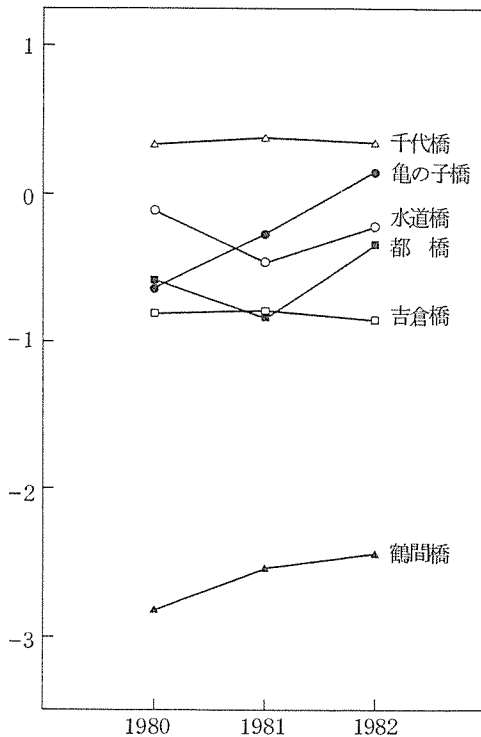


図-16 各地点におけるスコアの経年変化

4. ま と め

今回、実施した水質調査および測定計画の水質データの解析結果等から、以下に示す結論が得られた。

- (1) 市内河川におけるBODの値は、約半数が5~15 mg/lの濃度範囲にあり、水系にかかわらず、0~25 mg/lの範囲に分布していた。
- (2) 市内河川のT-Nは、8~12 mg/lの濃度範囲のものが最も多かったが、境川水系では20 mg/l以上の地点も見られた。
- (3) 市内河川のT-Pの平均値は0.82 mg/lであった。BODやT-Nと比べると、データが一定の濃度範囲に集中せず、分散しているのが特徴であり、T-Nと同様、特に境川水系で高濃度の試料がみられた。
- (4) 調査から得られたデータに主成分分析の手法を適用して解析を行った。調査した15項目の中から、BOD、T-P、NH₄-N、DOの4項目を特性値として選択し、第一主成分への寄与率を求めたところ、65.1%の値が得られた。第一主成分は、有機性汚濁や窒素、リン、あるいは自浄作用をも含めた総合的な汚濁指標として用いることができるものと考えられる。

- (5) 主成分分析の結果から得られたスコアを用いて、

各水系ごとの評価を行うと同時に、汚濁の特徴について記述した。

市内では、スコアからみて、帷子川、鶴見川の両水系では比較的水質が良好に保たれていた。また、柏尾川では季節的な変動があまりみられず、境川本川では夏期を除いて汚濁が著しくなる等の特徴が明らかとなった。

- (6) 第一主成分のスコアを地図上にプロットすることにより、市内における各水系の汚濁マップを作成した。また、この手法を測定計画の水質データに適用し、データの再評価を行った。

解析の手法や、その結果についての表示法を更に工夫すれば、水質汚濁の現状や変遷をより正確に把握することができるものと考ええる。

文 献

- 1) 環境庁水質保全局：昭和59年度 水質環境基準検討調査(1984)。
- 2) 環境庁水質保全局：昭和60年度 水質環境基準検討調査(1985)。
- 3) 伊藤伸一・宇都宮暁子他：多変量解析法の水質汚濁研究への応用—多摩川について—, 水質汚濁研究, 4(2), 91~95(1981)。
- 4) 岡敬一・吉見洋他：総合水質指標による神奈川県内河川水質の解析, 水質汚濁研究, 6(6), 407~413(1983)。
- 5) 吉見洋：河川水質項目の階級化と総合化手法について, 用水と廃水, 27(3), 21~26(1985)。
- 6) 福島博・小市佳延：鶴見川水系の水質変動解析と評価, 横浜市公害研究所報, 9, 137~144(1984)。
- 7) 広崎昭太：多変量解析法の水質評価への応用, 工業用水, 319, 33~45(1985)。
- 8) 福島博・小市佳延・大場栄次・福嶋悟：鶴見川流域における水質の周日変動, 横浜市公害研究所報, 10, 129~140(1985)。
- 9) 神奈川県：昭和55年度 神奈川県水質調査年表(1981)。
- 10) 神奈川県：昭和56年度 神奈川県水質調査年表(1982)。
- 11) 神奈川県：昭和57年度 神奈川県水質調査年表(1983)。
- 12) 神奈川県：昭和59年度 神奈川県水質調査年表(1985)。

水域環境指標 — II 主成分分析による底質評価

二宮勝幸*, 白柳康夫*, 小市佳延*

要 旨

横浜市内5河川の底質汚染調査を実施し、次の結果が得られた。

- (1) 各河川とも河口域での油分による汚染が目立ち、特に鶴見川下流では非極性油分の寄与率が高かった。
- (2) 支流からの影響などにより、特異的な汚染が認められる地点が存在していた。
- (3) 粒径別油分含有割合からみると、鶴見川河口では0.074 mm以下の粒子が油分汚染の約70%を占めていた。
- (4) CH_2/CH_3 比からみると、上流より下流の方が非極性油分の分解の程度が高く、n-アルカンはほとんど存在せず、UCM(Unknown Complex Mixture)だけであった。
- (5) 重金属類のZn, pb等は油分等と同様に、河口域で濃度が高い傾向が認められた。また季節的变化は冬期でやや高い傾向があったが、平均値の検定では有意差は認められなかった。
- (6) 横浜市内5河川の主要成分元素の濃度は各河川の平均値から判断すると、Siが20%程度、Alが5%程度、Feが5%程度、Caが2%程度、Kが1%程度の値であった。
- (7) 底質のバックグラウンド値として、3種類の 방법으로試みたところ、Znが100~150 $\mu\text{g/g}$ 程度、Cuが20~50 $\mu\text{g/g}$ 程度、Niが20~40 $\mu\text{g/g}$ 程度、Mnが1000 $\mu\text{g/g}$ 程度、Feが5%程度であると推定された。
- (8) 底質の総合指標(SPI:Sediment Pollution Index)を作成するために、正規分布に近似させた30項目のデータについて主成分分析を行ったが、第1主成分の寄与率は44%と低く、この結果からSPIを作成するには無理があった。
- (9) 項目数を減らして主成分分析を繰り返し行い、第1主成分の寄与率が78.7%と高い5項目の組合せ(I.L., T-Oil, T-N, S^2 ; Zn)をSPIに採用した。
- (10) SPIによって市内河川の底質の評価を行い、SPIは河口等の停滞性水域で高く、大岡川源流および鶴見川上流で低いことがわかった。

1. はじめに

近年、下水道の普及により河川水質は徐々に改善されつつある。しかし、必ずしも望ましい水質レベルに達しているとは言えないのが現状である。長期間にわたる水質汚濁の結果、汚染物質が底質に堆積し、水質に影響を与えていることも一因となっていると考えられる。そして汚染底質が水域環境に与える影響は今後ますます大きくなるものと推察される。それ故、水域

環境全体を把握し、評価するためには、底質の汚染状態を知っておくことは重要である。

そこで、横浜市内4水系5河川を対象に、夏と冬の2回、底質中の有機物・金属類等の汚染分布とその特徴を把握するため、総合的な環境調査を行った。また、底質汚染を総合的に評価するため、水質総合指標で用いられている統計学的主成分分析(PCA)による評価手法^{1) 2) 3)}の適用を試みたので、それらの結果につい

Environmental Index of Water Area - II

Evaluation of sediment pollution by principal component analysis

* Katsuyuki Ninomiya, Yasuo Shirayanagi, Yoshinobu Koichi,

横浜市公害研究所水質部門

表-1 調査地点名及び調査月日

水系	調査地点名	調査月日	St. NO	水系	調査地点名	調査月日	St. NO
鶴見川水系	扇島南	S.58. 8, 59. 2	St. 1	柏尾川水系	鶴間橋	S.59. 8, 60. 2	St. 21
	扇島北	"	St. 2		古館橋	"	St. 22
	鶴見川河口	"	St. 3		鷹匠橋	"	St. 23
	鶴見大橋	"	St. 4		久保橋	" (60. 2欠)	St. 24
	潮鶴橋	"	St. 5		駒立橋	"	St. 25
	鶴見川橋	"	St. 6	大岡川水系	弁天橋	"	St. 26
	新鶴見橋	"	St. 7		山下橋	"	St. 27
	末吉橋	"	St. 8		八幡橋	"	St. 28
	大綱橋	"	St. 9		最戸橋	"	St. 29
	亀の子橋	"	St. 10		日下橋	"	St. 30
	落合橋	"	St. 11		氷取沢	"	St. 31
	千代橋	"	St. 12	帷子川水系	金港橋	S.60. 2, 60. 7	St. 32
	都橋	"	St. 13		築地橋	"	St. 33
	堀の内橋	"	St. 14		水道橋	"	St. 34
	水車橋	"	St. 15		柳橋	" (60.2欠)	St. 35
境川	新屋敷橋	S.59. 8, 60. 2	St. 16		わしやま橋	"	St. 36
	あずま橋	"	St. 17		鎧橋	"	St. 37
	東西橋	"	St. 18		大貫橋	"	St. 38
	高鎌橋	"	St. 19		源流	"	St. 39
境橋	"	St. 20					

ても合わせて報告する。

各調査地点における測定結果を表3(a)~表3(d)に、相関係数を表4に示す。

2. 調査方法

2-1 調査時期及び地点

調査時期及び地点名を表-1, 図-1に示した。

St. 1から15までを鶴見川(St. 1と2は海域であるが、河口の前面なので含めた。)とし、そのうち、St. 13, 14は支流の恩田川である。

St. 16から25までは境川・柏尾川、そのうちSt.16から21までが境川、St. 22から25までが境川支流柏尾川である。St. 26から31までは大岡川、St.32から39までは帷子川である。

調査は昭和58年8月から昭和60年7月にかけて実施した。以下の考察で7月又は8月に行った調査を夏の調査、2月の調査を冬の調査という。

2-2 調査項目及び分析法

調査項目と分析法を表-2に示した。

表-2 分析項目及び分析法

pH, 酸化還元電位(Eh): 携帯用測定器
強熱減量(I. L.): 底質調査法 ⁴⁾
抽出物質(Ext): 酢酸エチル法 ⁵⁾
全油分, 非極性油分および極性油分(T-Oil, n-Oil, p-Oil): NMR法 ⁵⁾
n-Oilの寄与率(Cont):
$n-Oil / (n-Oil + p-Oil) \times 100$ から算出
全炭素, 全窒素(T-C, T-N): CHNコーダー
硫化物(S ²⁻): 衛生試験法 ⁶⁾
酢酸, プロピオン酸(A.A., P.A.):
ガスクロマトグラフ法 ⁷⁾
金属類: けい光X線法 ⁸⁾

3. 結果と考察

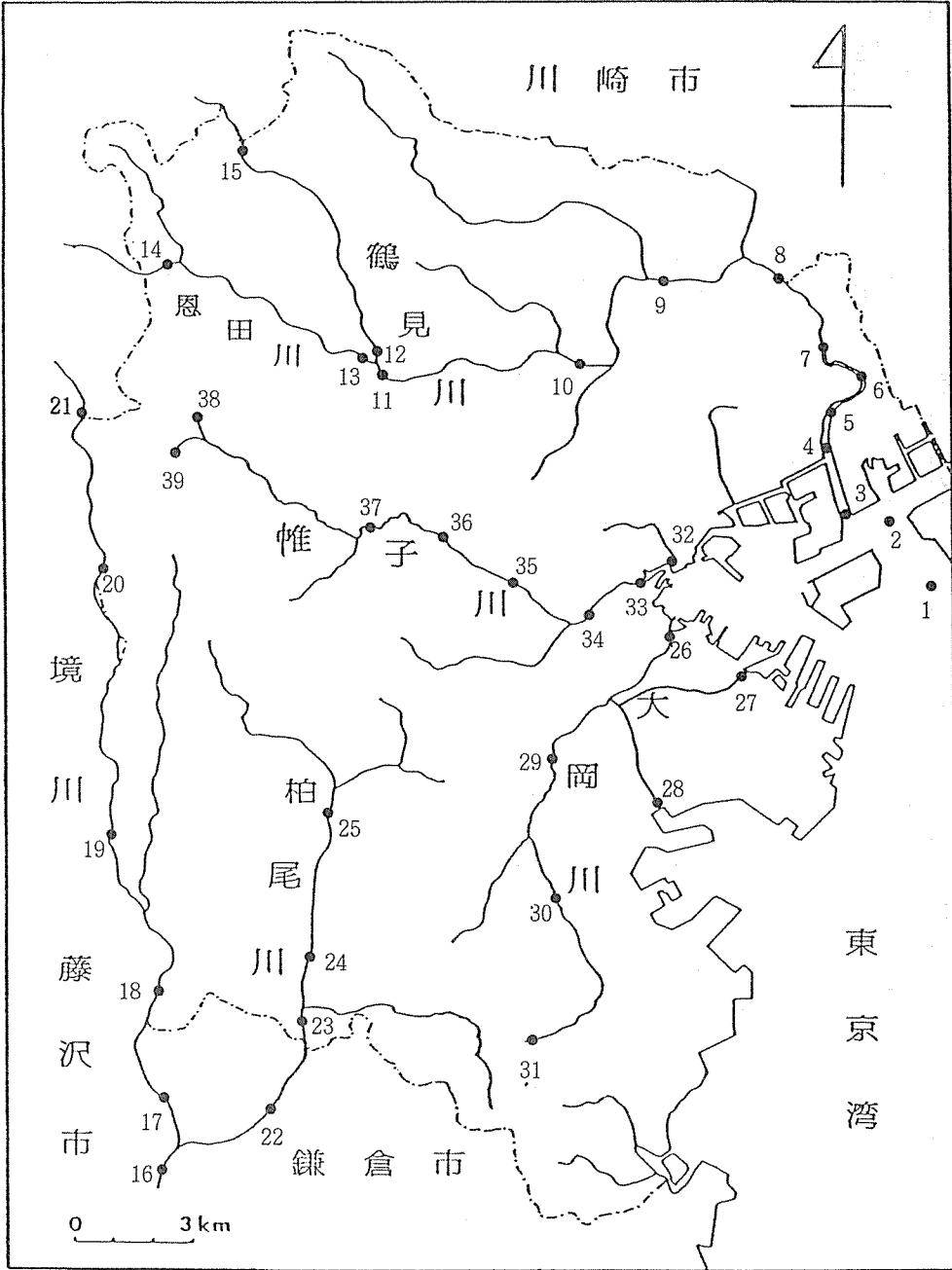


図 - 1 調 査 地 点

3-1 有機物

3-1-1 濃度分布状況

Eh, T-Oil, n-Oilの寄与率, 酢酸の地点別

・季節別濃度分布を図2~5に, 河川別のn-Oilの寄与率と抽出物質の関係(以下, 底質の特性図という)を図6(a)~図6(d)に示す。

表一 3 (a) 測定結果 (夏)

St.	Temp (°C)	pH	Eh (mV)	I. L. (%)	Ext (mg/g)	T-Oil (mg/g)	n-Oil (mg/g)	p-Oil (mg/g)	Cont (%)	T-C (mg/g)	T-N (mg/g)	S ²⁻ (mg/g)	A.A. (μg/g)	P.A. (μg/g)
1	26.0	7.7	-150	9.8	2.400	1.100	0.580	0.520	53	17.0	0.78	0.520	0.9	0.60
2	26.0	7.2	-150	7.8	2.200	1.100	0.550	0.510	52	24.0	1.50	0.710	<0.5	0.32
3	26.0	7.7	-200	11.0	7.600	2.400	1.400	1.000	58	25.0	1.80	2.900	3.1	12.00
4	28.0	6.9	-190	17.0	11.000	3.800	2.800	1.000	72	30.0	1.70	3.200	0.6	0.13
5	29.0	7.0	-180	11.0	20.000	13.000	11.000	2.700	80	43.0	1.60	3.500	8.6	10.00
6	30.0	6.8	-180	16.0	16.000	5.600	3.200	2.400	57	45.0	3.40	5.200	0.8	0.10
7	30.0	6.7	-230	3.0	2.300	0.390	0.200	0.190	52	5.2	0.27	3.200	<0.5	<0.05
8	26.0	6.8	57	12.0	14.000	11.000	8.200	3.000	74	46.0	3.20	0.860	0.2	0.04
9	27.0	6.7	27	8.9	3.500	2.500	0.880	1.600	36	28.0	2.60	0.320	3.9	0.81
10	28.0	7.2	75	5.5	0.380	0.150	0.053	0.097	36	3.3	0.30	0.034	2.1	0.05
11	32.0	7.1	2	4.1	1.900	1.100	0.330	0.760	31	15.0	1.40	0.500	2.2	0.80
12	28.0	7.2	16	1.1	0.240	0.090	0.031	0.063	33	1.3	0.19	0.036	8.0	0.98
13	27.0	7.5	67	2.3	0.780	0.300	0.110	0.180	38	3.5	0.32	0.042	3.4	0.78
14	28.0	7.6	220	1.9	0.940	0.430	0.180	0.250	42	2.7	0.29	0.024	1.0	0.06
15	28.0	7.6	200	1.4	0.450	0.190	0.073	0.120	39	1.4	0.16	0.022	0.9	0.02
16	28.0	7.1	15	2.3	1.100	0.480	0.200	0.280	42	4.7	0.66	0.110	26.0	8.30
17	28.0	7.1	95	2.0	1.000	0.380	0.170	0.210	44	2.7	0.40	0.042	16.0	2.40
18	28.0	6.9	-160	3.8	1.100	0.420	0.160	0.260	37	4.5	0.65	0.070	24.0	20.00
19	30.0	6.7	210	1.7	0.630	0.230	0.098	0.130	42	1.8	0.41	0.003	17.0	4.80
20	24.0	6.9	370	2.5	0.740	0.250	0.100	0.150	41	2.1	0.39	0.003	11.0	2.60
21	30.0	7.1	-150	2.7	2.300	1.000	0.640	0.390	62	6.6	1.30	0.160	14.0	4.80
22	30.0	7.2	140	2.3	0.870	0.370	0.140	0.220	38	2.7	0.36	0.077	2.3	0.31
23	29.0	7.1	120	4.0	0.880	0.320	0.110	0.210	34	3.4	0.43	0.033	5.1	0.44
24	29.0	7.1	55	4.0	1.200	0.500	0.170	0.330	34	5.0	0.60	0.055	7.0	0.67
25	28.0	7.0	-140	3.3	2.500	1.300	0.560	0.720	44	8.9	0.98	0.160	27.0	16.00
26	27.0	7.6	-220	13.0	9.800	4.600	2.400	2.200	53	37.0	2.90	1.800	5.2	1.70
27	26.0	7.9	-210	9.1	9.900	5.700	3.700	2.000	65	31.0	2.50	1.900	3.1	0.53
28	31.0	7.8	-210	9.3	8.300	3.300	1.900	1.400	58	24.0	1.60	1.300	5.8	6.10
29	30.0	7.7	-190	1.2	1.700	0.410	0.160	0.250	40	2.3	0.26	0.560	2.3	0.16
30	27.0	7.3	-53	1.5	0.710	0.290	0.098	0.190	34	2.3	0.21	0.390	19.0	5.90
31	27.0	7.8	420	1.7	0.150	0.067	0.019	0.048	28	2.5	0.20	0.004	4.9	0.09
32	26.0	7.7	-320	12.0	5.600	2.000	1.300	0.720	64	24.0	1.70	2.200	3.0	0.24
33	27.0	7.0	-250	13.0	18.000	5.500	3.100	2.400	56	46.0	3.00	8.100	2.0	0.09
34	26.0	7.2	-180	2.4	1.600	0.390	0.180	0.210	46	3.8	0.36	0.790	4.8	0.07
35	32.0	7.3	92	1.8	0.580	0.220	0.095	0.130	42	2.6	0.34	0.012	5.4	0.26
36	30.0	7.3	330	0.9	0.510	0.200	0.082	0.120	42	2.4	0.27	0.008	3.4	0.05
37	26.0	7.2	18	4.7	2.000	0.660	0.590	0.610	49	12.0	1.20	0.068	69.0	21.00
38	24.0	7.2	380	2.5	0.890	0.550	0.180	0.370	33	8.2	0.59	0.013	3.4	0.09
39	25.0	7.0	450	8.7	0.260	0.074	0.015	0.059	20	30.0	2.10	<0.001	15.0	0.19

表 - 3 (b) 測定結果 (夏)

St.	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Mn ($\mu\text{g/g}$)	P ($\mu\text{g/g}$)	S ($\mu\text{g/g}$)	Ti ($\mu\text{g/g}$)	V ($\mu\text{g/g}$)	Sr ($\mu\text{g/g}$)	Fe (%)	Si (%)	Al (%)	K (%)	Ca (%)
1	360	110	120	39	76	520	900	18000	3200	49	190	4.0	18	6.7	1.7	1.7
2	270	42	85	36	72	510	760	15000	3500	63	180	3.9	19	6.6	2.0	1.4
3	430	70	190	52	86	400	2400	14000	4200	110	170	4.3	16	7.3	1.4	1.3
4	640	110	290	60	220	430	2500	12000	5200	180	160	5.2	17	8.7	1.3	1.0
5	1200	190	360	69	530	390	3900	12000	4100	110	190	4.1	16	6.2	1.3	1.1
6	600	120	220	85	110	660	4700	10000	4900	160	170	4.8	17	8.4	1.2	1.1
7	140	10	46	37	20	360	680	2100	2300	38	170	2.7	24	5.4	1.7	1.4
8	740	150	300	92	150	1000	5300	4600	5300	190	150	5.4	17	9.0	1.1	1.4
9	260	37	120	48	44	750	2800	3400	4300	110	170	4.4	18	7.5	1.3	1.2
10	120	10	36	45	43	610	510	430	4100	110	170	4.0	23	5.3	1.5	1.5
11	170	17	93	72	64	690	2400	2500	5000	160	150	4.4	18	5.0	1.2	1.3
12	87	11	21	35	66	820	260	510	5300	120	160	4.4	27	5.1	1.6	1.6
13	83	<10	29	18	13	380	630	670	2100	33	190	2.8	25	5.2	1.6	1.9
14	110	<10	42	40	32	660	610	860	2000	39	160	3.9	30	5.5	1.4	2.3
15	71	<10	16	35	37	680	310	630	3200	73	150	3.7	26	4.3	1.6	1.4
16	230	58	66	35	48	1100	1300	1500	4600	140	210	5.7	34	8.1	0.87	2.4
17	180	11	55	49	53	1100	800	700	4700	170	170	5.8	24	3.8	0.78	2.2
18	190	31	67	53	86	1100	960	1000	7000	290	170	7.5	24	5.5	0.86	2.0
19	130	10	47	42	44	890	670	340	3600	120	160	5.4	30	3.9	0.98	2.1
20	140	21	63	47	44	870	710	350	3400	120	170	5.2	24	4.6	0.97	1.8
21	220	31	91	75	120	1200	990	2100	8200	400	120	8.4	21	3.7	0.91	1.5
22	260	24	58	32	20	1200	1200	1400	3800	120	220	5.0	27	5.7	0.83	2.9
23	200	10	54	27	38	1100	1100	1300	4300	130	200	5.0	26	4.3	0.87	2.3
24	190	16	48	31	41	1000	940	870	5000	140	180	5.4	28	3.6	0.93	2.2
25	230	29	90	32	25	820	1300	1800	3600	98	190	4.6	27	5.9	0.93	2.2
26	690	220	240	33	110	400	2400	12000	3900	94	190	4.9	22	5.9	1.3	1.6
27	670	190	220	35	80	390	1300	15000	3000	58	180	4.8	22	4.0	1.5	1.7
28	510	150	150	31	62	420	1700	11000	3700	83	230	4.5	22	5.1	1.2	2.6
29	160	26	40	28	21	750	650	3700	2800	58	180	4.3	26	4.2	0.98	2.3
30	150	59	24	21	51	2100	840	670	4900	170	160	7.0	27	2.8	0.62	3.1
31	130	<10	25	20	32	2300	840	210	5100	190	200	7.3	22	2.4	0.47	3.4
32	260	84	100	36	38	500	1300	21000	4300	49	180	5.1	20	8.8	1.6	1.7
33	600	270	220	50	120	480	3000	23000	4300	110	200	5.5	17	7.3	1.2	1.8
34	130	37	39	22	26	620	580	3000	3000	42	200	4.2	21	4.8	1.4	2.0
35	120	41	37	17	23	610	440	2100	3100	72	190	4.2	25	6.3	1.3	2.0
36	130	44	31	29	750	750	530	1400	3000	69	150	4.5	25	3.7	1.1	2.0
37	190	58	64	25	36	750	1500	1900	3400	61	190	4.2	18	4.3	1.3	2.0
38	150	48	84	42	80	1500	1200	390	4000	110	220	5.8	15	4.3	0.69	4.0
39	120	18	150	32	39	1700	2800	710	8000	240	270	7.4	9.5	5.2	0.46	2.9

表一 3 (c) 測定結果 (冬)

St. Temp { °C }	pH	E _h (mV)	I.L. (%)	Ext (mg/g)	T-Oil (mg/g)	n-Oil (mg/g)	p-Oil (mg/g)	C _{ont} (%)	T-C (mg/g)	T-N (mg/g)	S ²⁻ (mg/g)	A.A. (μg/g)	P.A. (μg/g)
1	8.2	-120	11.0	3.000	1.700	0.890	0.770	53	21.0	1.50	0.310	1.2	0.12
2	8.3	-100	8.6	2.000	0.940	0.490	0.440	53	19.0	1.30	0.350	0.5	0.09
3	8.5	-140	13.0	8.600	2.900	1.800	1.100	62	31.0	2.60	2.200	0.5	0.70
4	8.5	-140	13.0	7.400	3.200	2.400	0.790	75	24.0	1.70	2.200	0.7	0.52
5	8.0	-85	11.0	6.300	4.600	3.000	1.700	64	25.0	1.90	0.180	1.40	19.00
6	8.0	-200	12.0	16.000	6.400	4.200	2.200	66	38.0	2.70	3.500	0.6	0.14
7	8.0	-220	5.4	4.400	1.600	0.750	0.810	48	14.0	1.40	1.700	1.4	0.06
8	9.0	-190	4.6	4.300	1.200	0.460	0.710	39	9.2	1.00	1.800	1.3	<0.05
9	9.7	130	12.0	12.000	10.000	1.400	8.800	14	34.0	4.30	0.240	2800.0	2200.00
10	9.0	6.9	2.6	0.490	0.340	0.086	0.250	25	3.5	0.48	0.008	48.0	15.00
11	9.7	180	2.9	0.410	0.220	0.076	0.150	34	2.1	0.32	0.004	8.2	3.00
12	7.5	76	1.9	0.530	0.230	0.086	0.140	38	2.3	0.32	0.010	15.0	3.20
13	9.0	-26	7.8	2.400	1.200	0.340	0.830	29	16.0	1.70	0.280	66.0	43.00
14	11.0	140	3.8	3.300	1.700	0.410	1.200	24	16.0	1.70	0.054	30.0	9.50
15	7.8	180	1.9	0.830	0.460	0.130	0.330	29	4.5	0.51	0.012	9.3	0.55
16	11.0	130	14.0	2.200	1.100	0.330	0.730	31	9.6	1.40	0.021	70.0	19.00
17	11.0	260	1.6	0.760	1.900	0.720	1.200	37	2.4	0.36	0.015	2.8	0.59
18	11.0	88	3.2	1.200	0.310	0.100	0.210	34	2.8	0.56	0.056	8.2	2.20
19	13.0	6.7	2.4	1.100	0.280	0.095	0.180	34	1.9	0.52	0.009	4.2	0.42
20	13.0	270	1.6	1.600	0.220	0.100	0.120	46	1.5	0.47	0.190	2.0	0.12
21	14.0	-100	2.4	3.400	0.740	0.300	0.440	41	6.7	1.10	0.130	2.4	0.30
22	13.0	-170	4.9	7.800	3.200	0.570	2.600	18	16.0	2.20	1.400	120.0	31.00
23	12.0	2	10.0	7.300	4.400	1.400	3.000	32	34.0	4.60	0.190	160.0	37.00
24													
25	10.0	-210	12.0	15.000	7.100	2.800	4.300	39	44.0	5.00	2.800	200.0	37.00
26	8.5	-140	7.8	9.200	3.400	2.100	1.400	60	24.0	1.80	2.300	3.5	0.94
27	7.2	-180	9.2	10.000	5.300	3.600	1.700	68	34.0	1.90	1.100	9.1	4.30
28	10.0	-150	8.8	9.000	3.700	2.000	1.700	53	28.0	1.70	1.800	4.5	1.00
29	12.0	-68	2.7	3.700	1.000	0.470	0.540	47	5.7	0.53	0.720	0.6	<0.05
30	7.5	200	1.2	1.400	0.440	0.140	0.300	32	2.7	0.20	0.052	1.3	0.18
31	5.5	370	2.6	0.480	0.190	0.068	0.120	36	5.9	0.49	<0.001	4.1	0.49
32	9.5	-170	9.5	3.700	1.300	0.870	0.430	67	22.0	1.60	0.840	2.5	0.83
33	9.2	-180	17.0	20.000	8.400	4.000	4.400	47	6.8	5.20	5.700	8.2	0.61
34	9.4	-210	30.0	54.000	32.000	6.300	26.000	20	29.0	13.00	5.200	2500.0	1200.00
35													
36	11.0	130	1.6	1.400	0.440	0.180	0.250	42	3.6	0.42	0.053	4.2	0.17
37	10.0	-67	5.9	7.600	4.000	1.100	3.000	27	20.0	2.40	2.200	93.0	46.00
38	11.0	140	2.9	2.000	0.850	0.330	0.520	39	6.8	0.45	0.023	2.7	0.84
39	7.5	470	19.0	0.750	0.180	0.067	0.110	37	45.0	4.40	<0.001	13.0	0.43

表一3 (d) 测定结果 (冬)

St.	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Mn ($\mu\text{g/g}$)	P ($\mu\text{g/g}$)	S ($\mu\text{g/g}$)	Ti ($\mu\text{g/g}$)	V ($\mu\text{g/g}$)	Sr ($\mu\text{g/g}$)	Fe (%)	Si (%)	Al (%)	K (%)	Ca (%)
1	410	100	93	37	98	520	1100	19000	3200	47	190	4.6	21	6.2	1.7	1.6
2	290	95	87	33	65	460	880	15000	3300	36	170	4.3	22	6.7	2.1	1.3
3	480	110	190	51	88	380	2500	18000	4600	120	160	5.3	19	8.6	1.3	1.0
4	450	92	190	50	120	380	2100	9800	4300	110	150	4.9	19	7.2	1.2	0.90
5	490	130	210	45	200	330	3000	8400	3800	84	210	4.4	18	7.7	1.4	1.3
6	530	140	200	57	130	480	2700	15000	4700	110	160	5.3	19	9.7	1.5	0.90
7	230	21	87	42	28	320	1800	4500	3000	64	170	3.6	27	7.9	1.6	1.3
8	160	28	49	28	20	330	1300	3900	2800	38	160	3.3	24	6.2	1.7	1.0
9	280	32	120	60	26	560	4800	2900	3200	75	170	3.6	19	6.4	1.2	1.3
10	110	<10	35	43	34	650	690	530	4000	85	160	4.4	26	5.9	1.5	1.5
11	85	<10	35	36	36	610	470	510	3500	85	150	4.1	28	6.0	1.5	1.4
12	88	<10	33	32	43	640	590	810	3800	88	140	4.0	27	5.4	1.6	1.4
13	140	<10	65	27	41	520	1900	2700	3800	110	170	4.4	19	6.2	1.2	1.5
14	200	<10	63	28	24	970	2500	2200	3100	81	160	4.2	23	7.4	1.2	2.0
15	85	<10	19	31	33	1000	690	1000	2700	60	130	3.6	27	4.7	1.5	1.5
16	290	22	220	41	58	1200	1700	2400	5100	170	200	5.9	18	4.6	0.69	2.3
17	140	18	57	35	40	950	650	780	4100	140	210	5.5	22	5.6	0.87	2.4
18	180	25	60	66	99	1200	600	1000	7000	290	150	7.0	20	4.9	0.87	2.0
19	130	<10	50	29	20	560	430	870	3000	84	170	4.5	24	5.3	0.95	1.7
20	170	19	60	60	60	970	360	1700	4800	200	140	6.2	24	4.6	0.99	1.7
21	220	18	86	76	77	1000	640	4000	4800	200	120	6.4	21	4.3	0.93	1.6
22	290	43	82	27	41	770	2100	4100	4100	110	220	4.6	18	4.8	0.79	2.1
23	420	41	150	38	75	950	4700	4600	4900	130	170	5.0	18	4.8	0.84	1.5
24	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
25	500	69	180	40	98	740	2500	8900	4700	140	170	5.1	18	6.8	0.87	1.6
26	560	390	200	41	87	390	1700	14000	3700	64	230	4.7	19	6.2	1.3	2.1
27	630	240	210	43	91	420	1600	20000	3400	60	230	4.4	18	4.9	1.3	2.0
28	550	250	160	33	61	320	1700	16000	3400	51	280	4.4	16	4.6	1.1	3.2
29	220	46	66	30	14	640	760	6800	2700	32	190	4.1	25	5.7	1.1	2.4
30	140	<10	39	18	23	1500	660	1300	3400	88	210	5.8	23	4.6	0.67	3.6
31	120	<10	28	20	14	1500	540	550	3800	100	250	5.5	19	4.8	0.65	3.4
32	230	76	89	30	34	480	1100	16000	4100	57	170	4.6	20	6.2	1.5	1.5
33	730	230	240	45	84	340	3600	18000	4500	100	190	4.9	17	5.8	1.2	1.4
34	660	150	260	28	54	370	8300	15000	3600	100	190	4.2	12	4.0	0.90	1.6
35	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
36	160	<10	41	20	14	520	560	1600	2500	49	190	3.8	29	5.3	1.2	2.3
37	200	43	88	20	30	540	1600	4500	3100	65	190	4.0	21	6.1	1.2	1.9
38	200	29	84	58	120	1500	780	690	3900	110	210	5.9	21	5.1	0.76	3.4
39	140	<10	170	40	66	2900	2200	1200	9500	350	170	7.6	11	6.9	0.28	1.8

表 - 4 相 関 係 数

	Temp	pH	Eh	I.L.	Ext	T-Oil	n-Oil	p-Oil	Cont	T-C	T-N	S ²⁻	A.A.	P.A.	Ti
Temp	1.00														
pH	0.18	1.00													
Eh	-0.03	-0.17	1.00												
I.L.	-0.21	-0.47	-0.41	1.00											
Ext	-0.16	-0.23	-0.36	0.79	1.00										
T-Oil	-0.03	-0.11	-0.42	0.63	0.77	1.00									
n-Oil	-0.20	-0.33	-0.24	0.65	0.89	0.80	1.00								
p-Oil	-0.12	-0.31	-0.54	0.31	0.20	0.92	0.55	1.00							
Cont	-0.26	-0.11	-0.41	0.78	0.59	0.55	0.68	0.35	1.00						
T-N	-0.02	-0.32	-0.31	0.84	0.89	0.87	0.56	0.44	0.44	1.00					
S ²⁻	-0.18	-0.09	-0.60	0.65	0.76	0.60	0.61	0.46	-0.39	0.57	1.00				
P.A.	-0.17	-0.37	-0.03	0.42	0.58	0.67	0.22	0.82	-0.34	0.21	0.16	1.00			
Ti	0.07	-0.35	0.00	0.34	0.45	0.55	0.16	0.68	-0.02	0.07	0.10	0.97	1.00		
V	0.14	-0.27	0.16	0.24	-0.02	-0.02	0.03	0.06	-0.08	0.09	-0.03	-0.05	-0.08	1.00	
Zn	-0.03	0.05	-0.56	0.70	0.73	0.70	0.91	0.41	0.63	0.75	0.54	0.13	0.09	0.06	1.00
Pb	-0.08	0.19	-0.54	0.55	0.58	0.49	0.65	0.29	0.59	0.60	0.40	0.64	0.04	0.09	0.93
Mn	0.07	-0.11	0.65	-0.22	-0.38	-0.30	-0.33	-0.21	-0.41	0.07	-0.15	-0.11	0.02	-0.04	0.04
Cr	0.08	0.08	-0.30	0.42	0.38	0.42	0.76	0.09	0.57	0.50	0.16	-0.07	-0.10	-0.07	0.59
Cu	-0.07	-0.10	-0.44	0.82	0.71	0.68	0.85	0.42	0.56	0.82	0.62	0.65	0.17	0.13	0.24
Ni	0.10	-0.31	-0.18	0.27	0.23	0.23	0.44	0.05	0.39	0.38	0.16	0.25	0.04	0.08	0.43
Sr	-0.04	0.29	0.06	0.10	0.08	0.06	0.06	0.06	-0.05	0.14	0.05	0.07	-0.01	-0.02	-0.09
P	-0.12	-0.39	-0.28	0.80	0.84	0.85	0.71	0.77	0.09	0.72	0.87	0.57	0.59	0.51	0.18
S	-0.16	0.32	-0.68	0.66	0.55	0.44	0.53	0.28	0.63	0.64	0.44	0.67	0.06	0.03	0.10
Fe	0.07	-0.08	0.28	0.01	-0.12	-0.14	-0.09	-0.14	-0.05	0.01	-0.01	-0.14	-0.15	-0.16	-0.83
Si	0.20	0.12	0.14	-0.70	-0.49	-0.46	-0.46	-0.37	-0.17	-0.69	-0.59	-0.42	-0.22	-0.18	-0.41
Al	-0.17	-0.18	-0.37	0.46	0.23	0.18	0.36	0.01	0.45	0.57	0.21	0.39	-0.05	-0.01	0.04
K	-0.02	0.22	-0.48	0.05	0.02	0.00	0.10	-0.07	0.39	0.08	-0.10	0.17	-0.07	-0.04	-0.52
Ca	0.09	0.28	0.47	-0.40	-0.29	-0.27	-0.34	-0.16	-0.36	-0.37	-0.29	-0.34	-0.11	-0.12	0.00

	V	Zn	Pb	Mn	Cr	Cu	Ni	Sr	P	S	Fe	Si	Al	K	Ca
V	1.00														
Zn	-0.04	1.00													
Pb	-0.17	0.82	1.00												
Cr	0.63	-0.39	-0.41	1.00											
Cu	0.20	0.74	0.45	-0.15	1.00										
Ni	0.49	0.92	0.21	-0.06	0.54	1.00									
Sr	-0.22	0.18	0.35	0.07	-0.03	0.03	1.00								
P	0.10	0.66	0.43	-0.17	0.37	0.74	0.36	1.00							
S	-0.28	0.71	0.78	-0.52	0.35	0.64	0.15	0.18	1.00						
Fe	0.86	-0.05	-0.05	0.73	0.12	0.07	0.29	0.02	-0.03	1.00					
Si	-0.25	-0.49	-0.41	-0.05	-0.38	-0.66	-0.31	-0.29	-0.61	-0.16	1.00				
Al	-0.10	0.37	0.27	-0.36	0.06	0.46	0.34	-0.09	0.36	0.45	-0.22	1.00			
K	-0.61	0.12	0.18	-0.75	0.06	-0.00	-0.01	-0.28	-0.11	0.42	-0.72	0.17	1.00		
Ca	0.05	-0.31	-0.14	0.58	-0.29	-0.34	-0.41	0.62	-0.32	-0.33	0.37	0.10	-0.52	1.00	

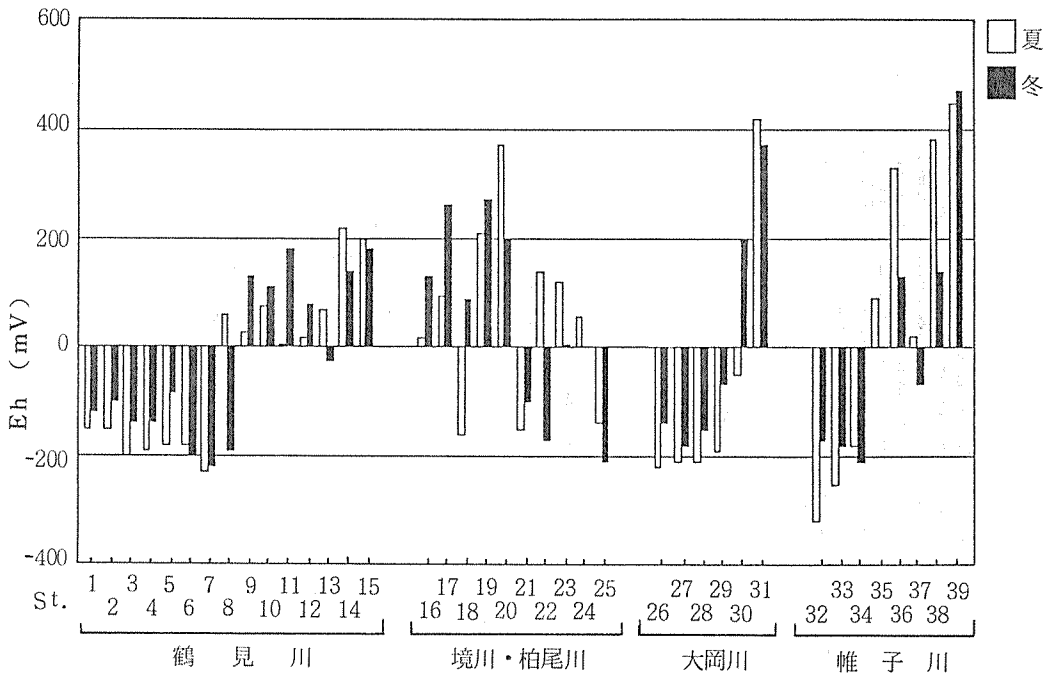


図 - 2 Eh の 分 布

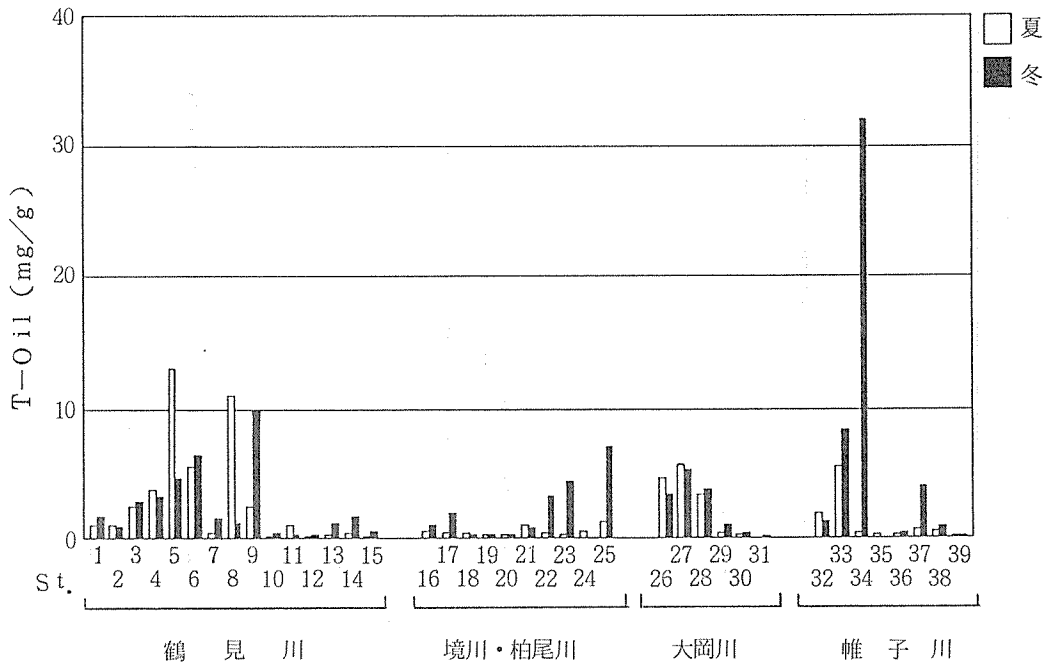


図 - 3 T-Oil の 濃 度 分 布

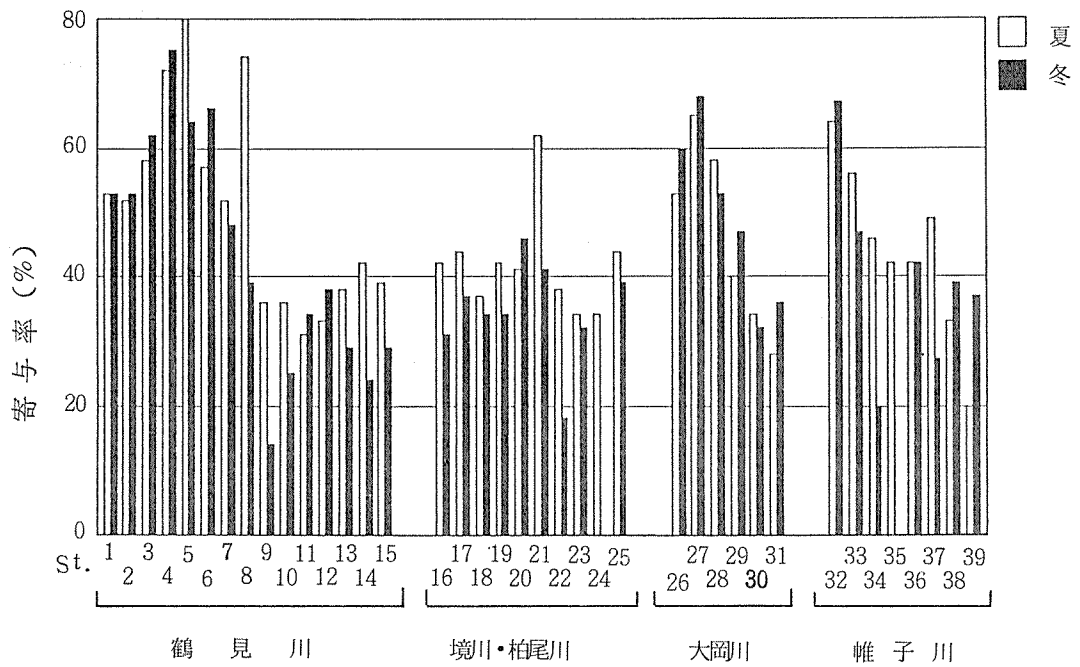


図 - 4 寄与率の分布

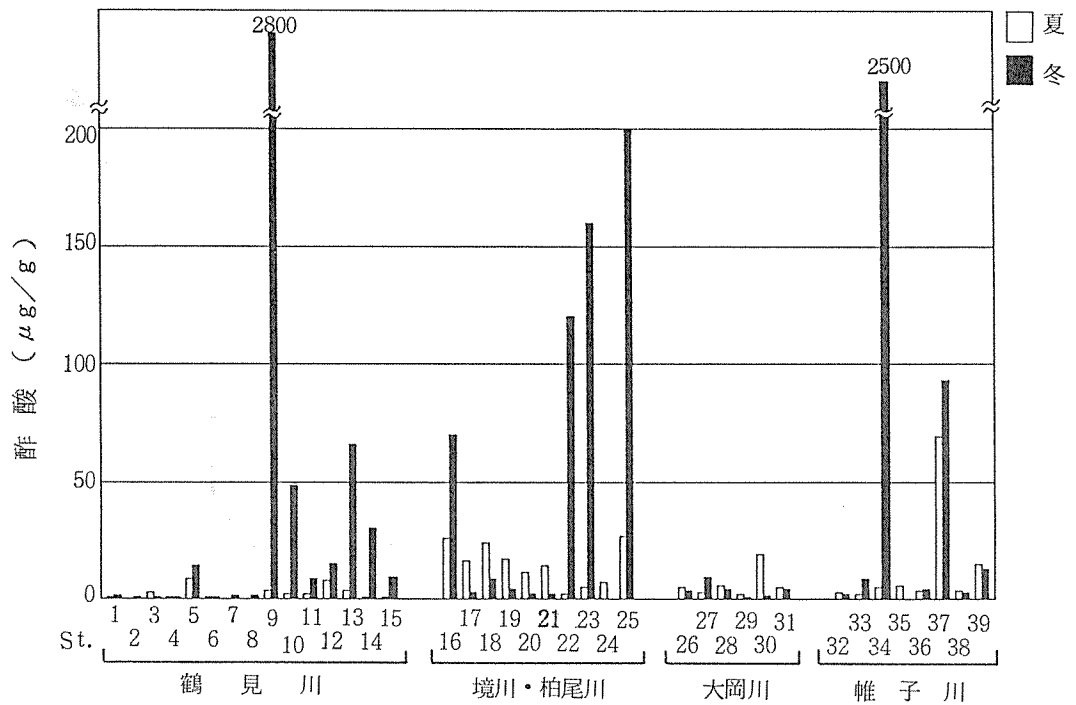


図 - 5 酢酸の濃度分布

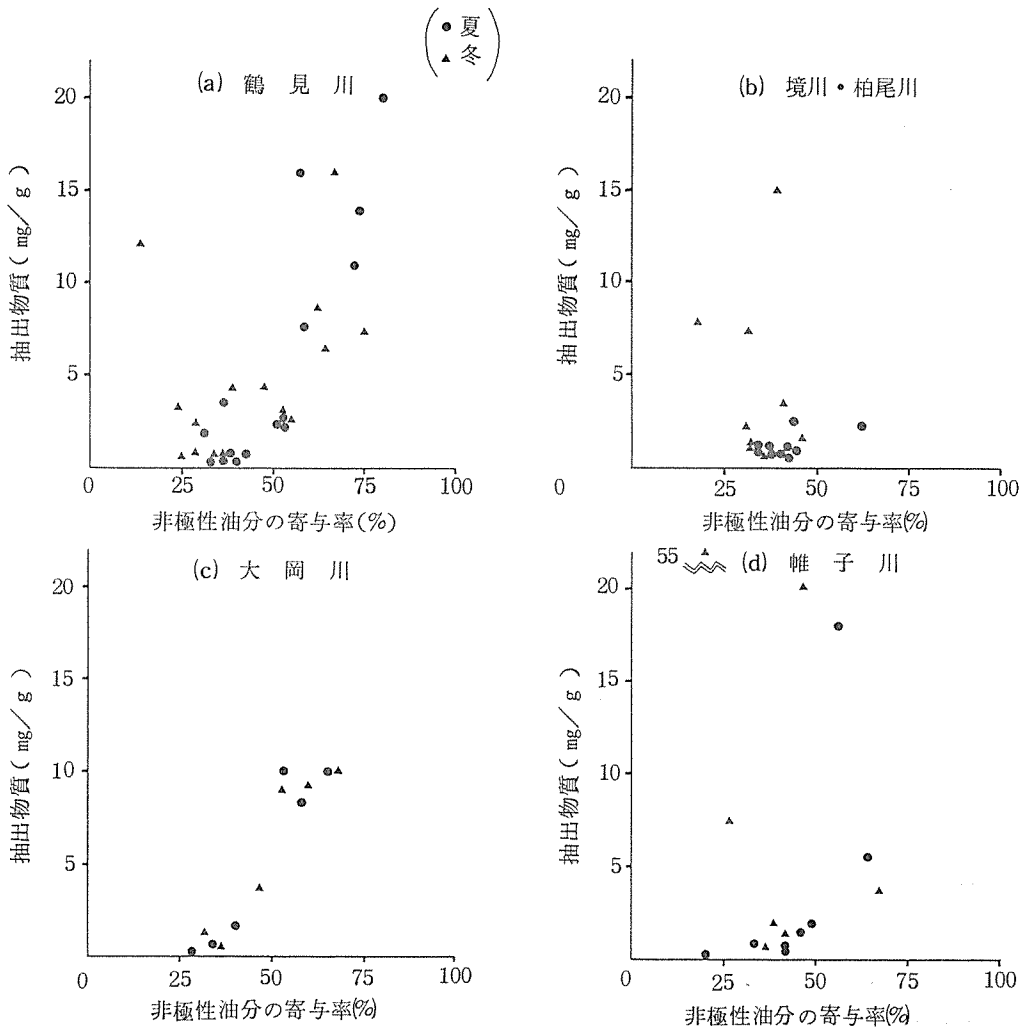


図 - 6 底質の特性図

(1) 鶴見川

鶴見川については、57年度に油分による底質汚染調査を実施した。その結果、河口から6 Km付近までの下流が著しく汚染され、上流では鶴見川本流に比べ恩田川の汚染が大きいこと、そして油分中の非極性油分の割合 (n-Oil の寄与率) から油分性状の違いによる汚染底質の特性を把握できることを報告した⁵⁾

今回も前回とほぼ同様な調査結果が得られているが、支流合流点付近に相当する St. 8 の夏と St. 9 の冬の T-Oil はいずれも 10 mg/g を超え、前回の調査時ではいずれも 0.1 mg/g であったのに比べ、かなり高い値を示した。しかも、それらの n-Oil の寄与率は、各々 74, 14% を示しており、前者では石油系、後者では生活系による局所的な汚染があったものと考えられる。

また、鶴見川本流と恩田川の合流点より上流では、夏に比べ冬の方が T-Oil の汚染が大きくなる傾向を示した。これは降雨量の少ない冬の方が河川水量も少なく、汚染物質が底質に保持され易いためと思われる。

一方、海域に相当する St. 1・St. 2 の 2 地点の T-Oil は $0.94 \sim 1.7 \text{ mg/g}$ であり、下流部ほど汚染されていないかった。しかもその 2 地点の n-Oil の寄与率は約 50% であり、下流部の値より低い値を示した。

有機汚濁度の高い底質は還元状態にあり、そこでは嫌気性微生物によって有機物が分解消費されている。代謝物として、有機酸・アルコール・硫化水素等があるが、今回は硫化物・酢酸・プロピオン酸について調査した。まず、硫化物と密接に関連している Eh では、

図-2から、EhはSt.8より下流では、冬より夏の方が低い傾向を示した。

これは、4水系5河川的全調査地点のEhと対数変換した硫化物との相関係数は-0.90と極めて高いことからわかるように、硫化物が酸化還元を示すEhに大きく関与しており⁹⁾硫化物を生産する硫酸還元菌の活動が温度の高い夏により活発になるためと考えられる。また、下流から河口域にかけて有機物濃度が高く、微生物による分解活動が盛んなために嫌気的な状態にあることと、海水の遡上によって硫酸イオンが供給されており、硫酸還元菌による硫化水素生成の条件が整っていることも原因となっているものと考えられる。

次に酢酸については、硫化物等とは異なり、河口域より上流部において高い濃度を示した。これは、嫌気状態が進行して酢酸等の有機酸生成がピークに達する頃、これらを利用するメタン発酵菌や硫酸還元菌が増殖を開始し、感潮域では硫酸還元菌等に有機酸が消費されるため¹⁰⁾酢酸濃度が低くなったものと思われる。また、上流では夏より冬に酢酸濃度が高くなる傾向を示した。河川水量の少ない冬は、底質に堆積した有機物が除去されにくいいため、酢酸濃度が高くなったものと思われる。

(2) 境川, 柏尾川

河口域の調査を行っていないので、鶴見川の場合のように上流と下流の汚染程度の比較を明確に表わすことはできないが、上流の数地点でもEhが-150 mV前後の負の値を示しており、鶴見川と異なり、境川・柏尾川では上流域でも汚染が進んでいるものと思われる。実際、T-Oil濃度分布などから、特に境川に比べ、柏尾川の冬において、その傾向が顕著に表われていた。このことは底質の特性図からも推察される。St.22の冬の非極性油分の寄与率が18%とかなり低い値を示しており、生活系排水の影響が考えられる。一方、境川の最上流部に相当するSt.21の夏のそれは62%と同水系の中で最も高く、石油類などによる局所的な汚染を受け易い地点と思われる。

(3) 大岡川

Ehがプラスとなった地点は上流のSt.30, St.31であり、St.29および河口域のSt.26, St.27, St.28は夏、冬の調査を通じて0 mV以下となり、季節別では夏の方が低い値となった。河口域3地点の中でも、St.27のn-Oilの寄与率は65~68%と高く、石油系による汚染の受け易い地点であると考えられる。底質の特性図から、同水系は他の3水系に比べ、夏と冬

変動が小さかった。これは同水系の下水道がほぼ完備されており、発生源からの直接的な汚染物質の流入の影響がないためと思われる。

(4) 帷子川

Ehは上流部でプラス、下流および河口域でマイナスの値となっていた。しかし、上流のSt.37の冬は負の値を示した。St.37はExtおよびT-Oilの値が上流の中でも大きく、しかもそのn-Oilの寄与率は27%と小さいことから、生活系排水による汚染があったものと思われる。一方、同河川の調査地点のうち源流部のSt.39のILは夏・冬、各々8.7%、19%と河口域と同程度のかなり高い値を示した。

さらに、同地点のT-Oilは同河川で最低値を示すが、逆にT-C・T-Nはかなり高い値を示した。3-2-1(4)の項で述べるように、その地点でCuとPの濃度が高いことを含めて考えると、St.39が農地に隣接しており、肥料や農薬等の影響があったためと考えられる。

3-1-2 粒径別油分濃度

前述したように、各河川とも河口域で汚染が顕著であった。一般に小粒径懸濁物質は単位重量あたりの表面積が大きく、有機物質含有量が多いことから、小粒径の底質中に重金属などの汚染物質が高濃度で存在している¹¹⁾そして、小粒径懸濁物質は沈降速度が小さいため下流まで運搬され、河口域では凝集作用により沈降できるほどの大きさの粒子となり、更に水の流れがゆるやかになるため沈積し易くなる。このため、各河川とも河口域で汚染が顕著であった。汚染底質対策を行う場合、底質の性状、特に微細粒子の構成割合・微細粒子中の汚染物質濃度などを把握しておく必要がある。汚染物質が油分である場合は重金属とは異なり、底質を構成している粒子に付着あるいは吸着されているものと思われる。

そこで鶴見川の冬の底質試料を粒径別に分画し、その重量分布・油分濃度・油分含有割合について検討した。上流から下流に位置するSt.12, St.7, St.3の3地点で採取した試料を用い、それらについて粒径を

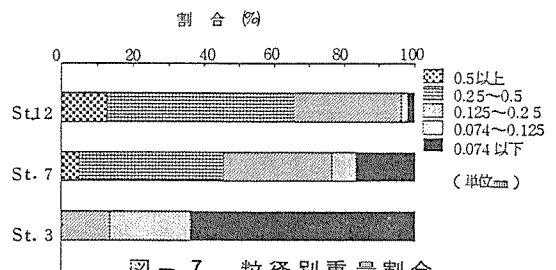


図-7 粒径別重量割合

0.5 mm以上・0.5～0.25 mm・0.25～0.125 mm・0.125～0.074 mm・0.074 mm以下の5つに分画した(図7)。図7から上流より下流の方が微細粒子の割合が多くなっており、河口の底質は全て0.25 mm以下の粒子で構成されていた。

次に各地点の粒径別画分について油分濃度を測定した結果を図8に示す。微細粒子の方が高濃度を示す傾向があり、St. 7の0.125 mm以下の粒子では4000 $\mu\text{g/g}$ であった。一方、粒径の大きい粒子も油分濃度が高い傾向を示すのは、生物由来のデトリタス(生物残骸)によるためと考えられる。さらに、各画分について、n-Oilの寄与率を求めたが、いずれも各地点の寄与率程度の値を示し、各画分による違いは認められなかった。

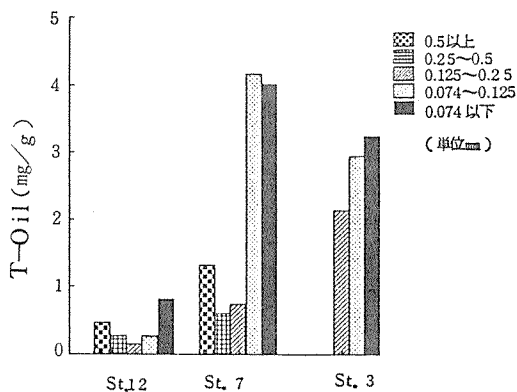


図-8 粒径別油分濃度

粒径別油分含有割合を図9に示す。図9から、St. 3およびSt. 7では粒径別重量割合と比べ0.125 mm以下の粒子の油分含有割合は大きい。St. 3では、重量割合とあまり変わらない油分含有割合を示した。St. 7では粒径0.074 mm以下の微細粒子がほぼ50%の油分を、そしてSt. 3では70%を占めていた。

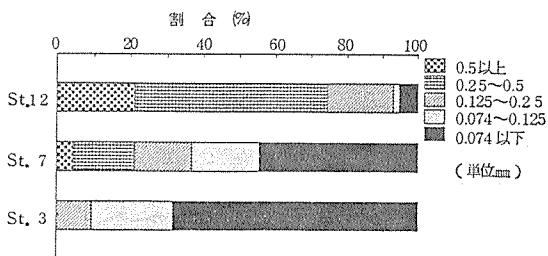


図-9 粒径別油分含有割合

3-1-3 非極性油分の成分組成の違いについて Guard¹²⁾は生物分解前後の石油の¹³C-NMRスペク

トルから末端メチル基に対する内部メチレン基の比を求め、生物分解後にその比が減少していることを示した。そして、これは平均的アルキル鎖長の減少、即ち大きなアルキル側鎖を有する分子ほど優先的かつ速やかに生物分解されるためと説明している。一方、手塚ら¹³⁾は¹H-NMRの0.5～2.0 ppmに現われる2つのピークをその積分曲線の変曲点を境にして、0.9 ppmの第1ピークをメチルプロトン、1.3 ppmの第2ピークをメチレンプロトンと考え、メチルプロトン対メチレンプロトンのピーク面積積分値の比、 CH_2/CH_3 が原油ごとに異なる値を持ち、原油相互の違いを明確にできることを示した。そこで鶴見川の冬の底質の非極性油分について、¹H-NMRを用いた手塚らの方法と同様に CH_2/CH_3 比を測定し、その分布を求めた(図10)。上流から下流に行くのに従い、 CH_2/CH_3 は減少する傾向が明確に現れている。これらのことを合わせると、鶴見川では上流より下流の方が非極性油分の分解の程度が大きいことを意味しているものと推察される。

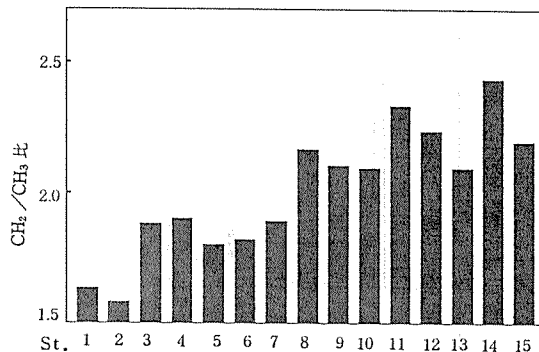


図-10 鶴見川の CH_2/CH_3 比の分布

村上ら¹⁴⁾はキャピラリーカラムを用いたGC-MSで原油の微生物分解について調べた結果、非極性画分が最も分解され易く、その中のn-アルカンが炭素数に関係なく、ほぼ同じ割合で微生物分解されて行くことを明らかにした。

そこで、鶴見川の冬の試料の中、St. 1, 5, 8, 14のn-Oilについて油分濃度が一定になるように調整し、その一定量をキャピラリー・ガスクロマトグラフで分析した(図11)。鶴見川の水質の非極性油分のガスクロマトグラムより、上流から下流に向ってn-アルカンのピークが小さくなり、下流ではほとんどがUCM(Unknown Complex Mixture)と呼ばれている枝式・環式の炭化水素の混合物の山だけになっている。そして、上流ではn-アルカンのピーク高は低分子量

から高分子量のものまであまり変化がないのに対して、下流では高分子量ものが少なく、炭素数16~20の低分子量のピークが目立っている。しかし、St.1ではほとんどn-アルカンのピークはなく、UCMの山だけとなっている。

3-2 金属類

3-2-1 濃度分布状況

底質に含有される金属類の中で、汚染質的元素と考

えられるZn, Cu, Pb等の元素¹⁵⁾、及び特徴的な挙動がみられた元素についての河川毎の状況を述べる。図12から17にZn, Cu, Pb, Mn, P, Sの結果を示した。

(1) 鶴見川

夏期、冬期の2回の調査結果ともZn, Cu, Pb, CrがSt.6より下流の河口域で濃度が上昇しており、前面海域へ出てからは拡散希釈することにより減少傾向が認められた。Sは上流から下流になるにつれ次第に

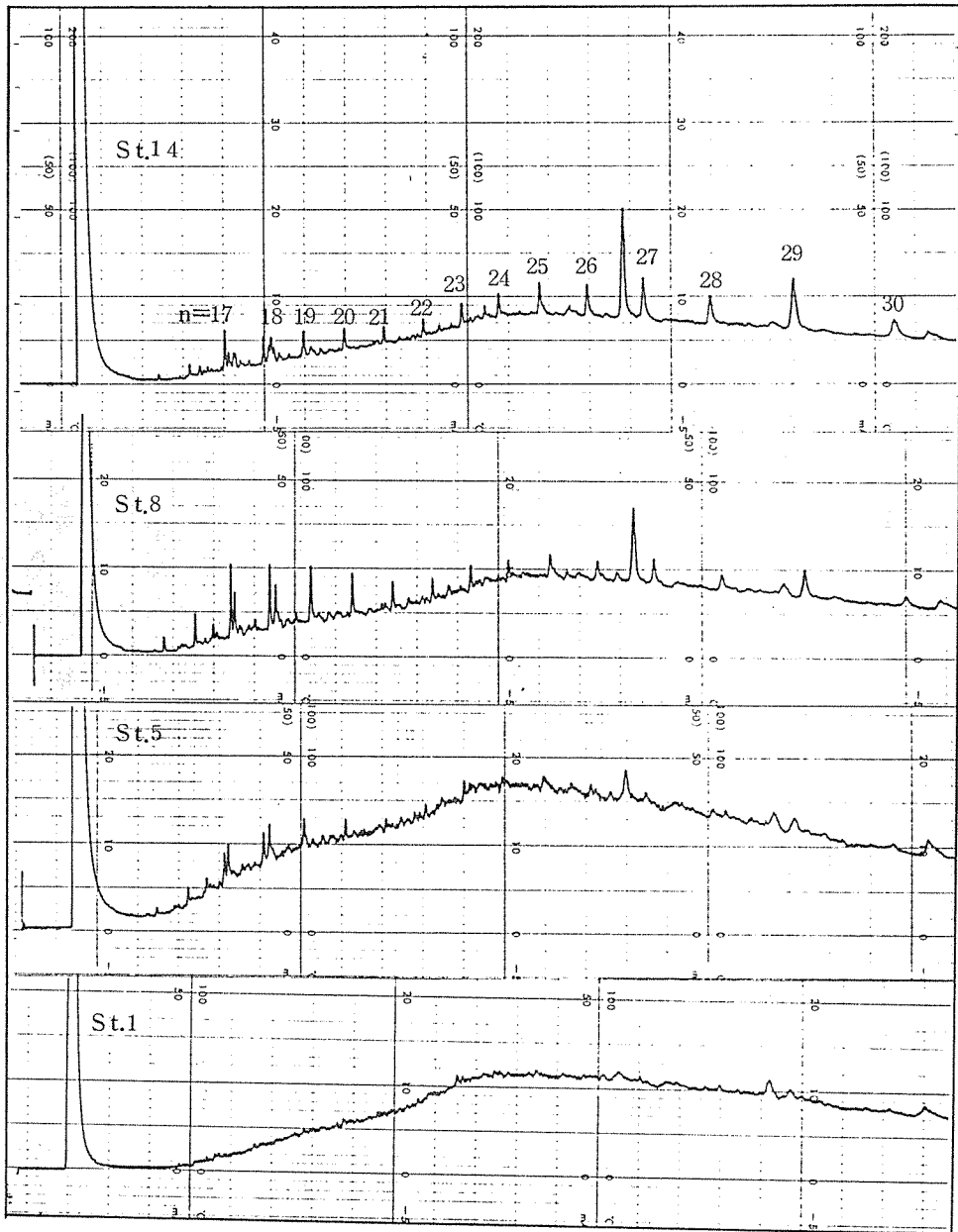


図-11 鶴見川の水溶性油分のガスクロマトグラム

濃度が上昇しており、特に St. 6 で急増し、海域へ出てからも増加傾向が認められた。これらに対して Mn は下流になるほど濃度が低下するという、逆の傾向を示した。

鶴見川の横浜市内の最上流地点 St. 15 では Zn, Cu, Pb 等の濃度は最小値を示したが、恩田川の最上流地点 St. 14 では付近に団地等があり、その影響により比較的に高値を示した。

(2) 境川・柏尾川

境川では市内の最上流地点の St. 21 で Zn, Cu 等が比較的に高値を示し、その後 St. 20, 19 で減少し、St. 18 から増加傾向になり、柏尾川が合流した後の St. 16 で最高値を示した。柏尾川でも上流の St. 25 で Zn, Cu 等が高値を示し、下流の St. 24, 23 と減少傾向を示した。両河川とも上流で Zn, Cu 等の汚染質的要素の濃度が高く下流で減少するという、鶴見川等とは逆の傾向が認められた。

(3) 大岡川

大岡川の源流部である St. 31 は Zn, Cu 等が最小値を示し、その後 St. 30, 29 とやや増加し、河口域の、St. 26, 27, 28 で著しい増加を示した。大岡川の 3 河

口の中では St. 26, 27 で高値を示し、St. 28 は両地点よりも低値であった。これらの元素に対して Mn は全く逆の傾向を示した。

また Pb は鶴見川・帷子川の河口域に比較して高値を示した。

(4) 帷子川

Zn, Pb, S については最上流地点の St. 39 で最小値を示したが、Cu と P は高値を示した。これは St. 39 が農地に隣接しているため、肥料や農薬等の影響があったためと考えられる。その後 St. 35 まではあまり大きな変化がなく、St. 34 で急増し、河口域の St. 32, 33 でも高値を示した。帷子川の 2 河口においては St. 33 の方が St. 32 の約 2 倍の高値を示した。Mn は St. 39 で高値を示し、St. 37 で半減しその後はあまり変化を示さなかった。

(5) 季節変化

全地点における夏期、冬期の平均値を比較すると、Zn, Cu, Pb 等の汚染質的要素は、冬期でやや高くなっていたが、平均値の有意差検定を行ったところ、危険率 5% で有意差は認められなかった。

各地点ごとには夏期と冬期と大きな差がある地点も

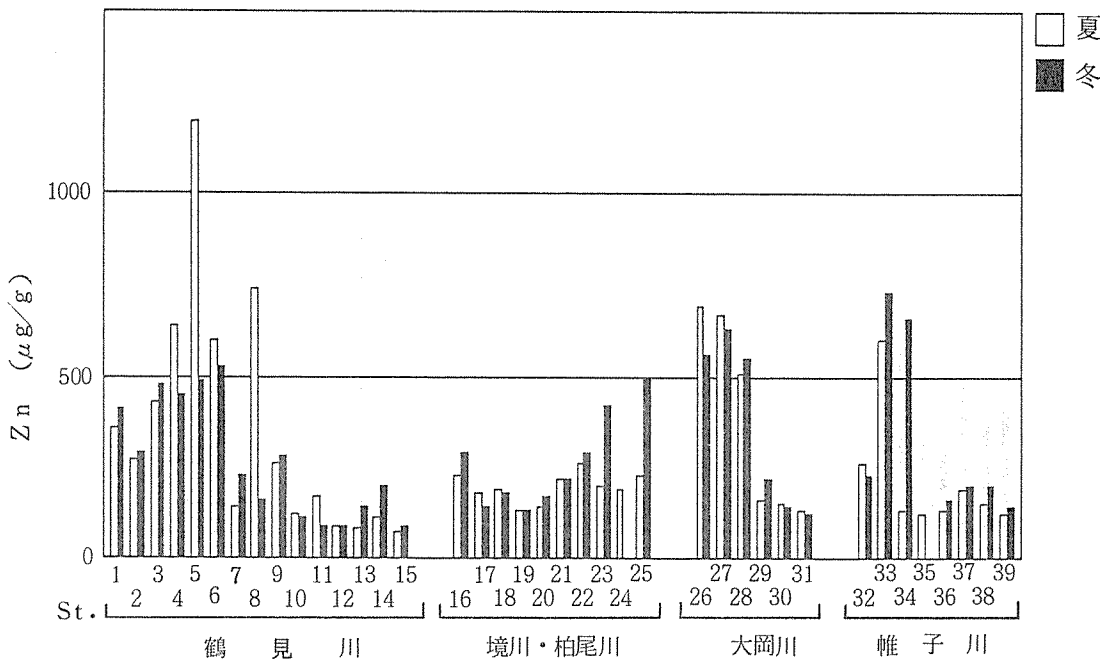


図 - 12 Zn の濃度分布

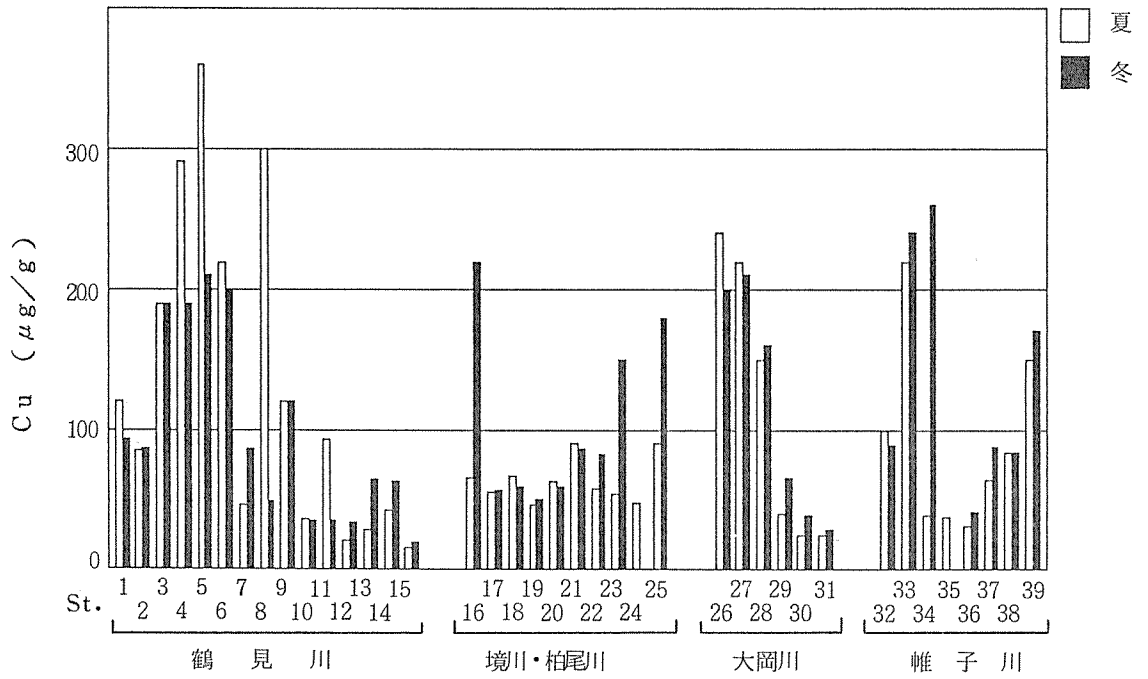


図 - 13 Cu の濃度分布

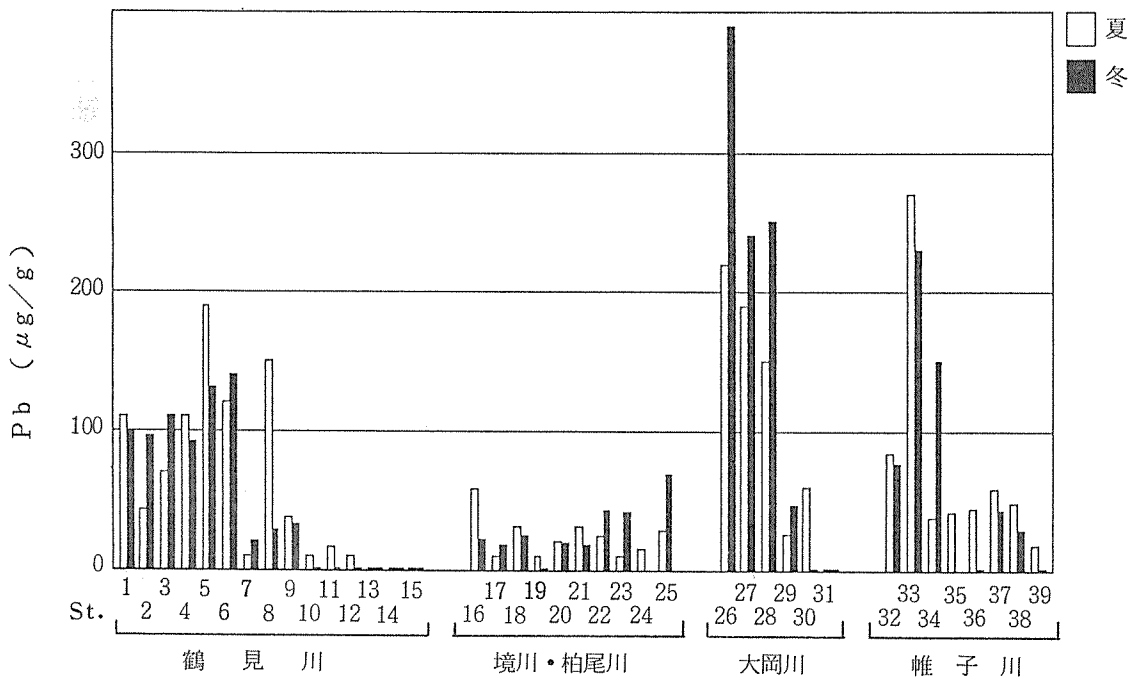


図 - 14 Pb の濃度分布

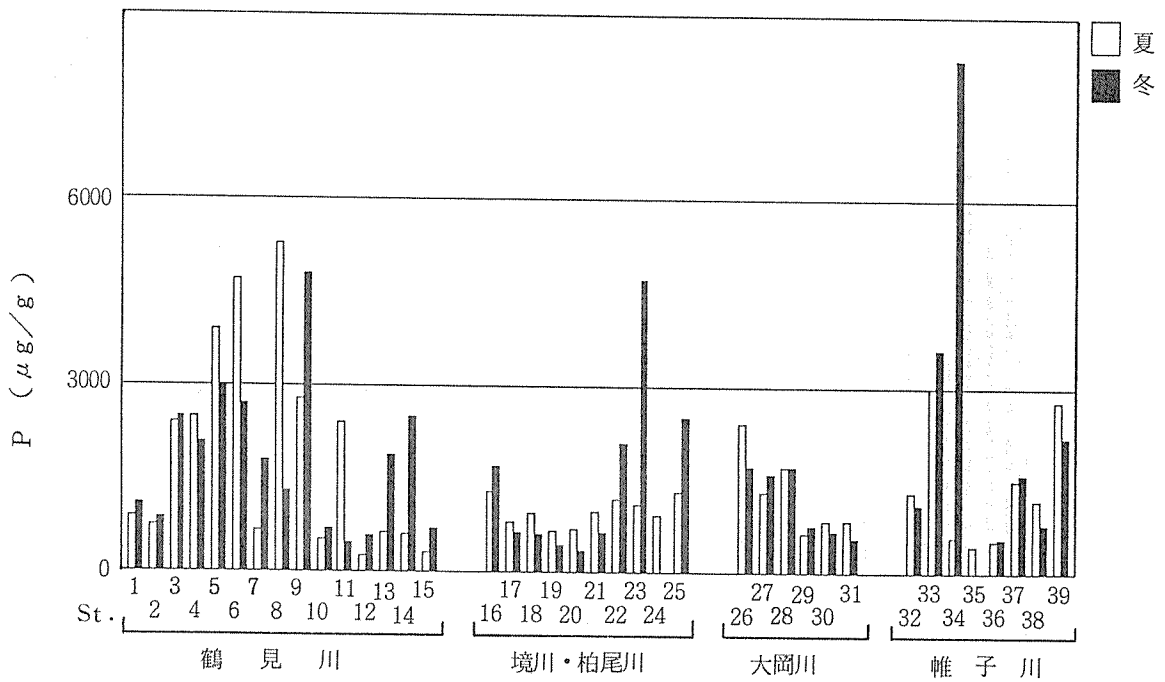


図 - 15 P の濃度分布

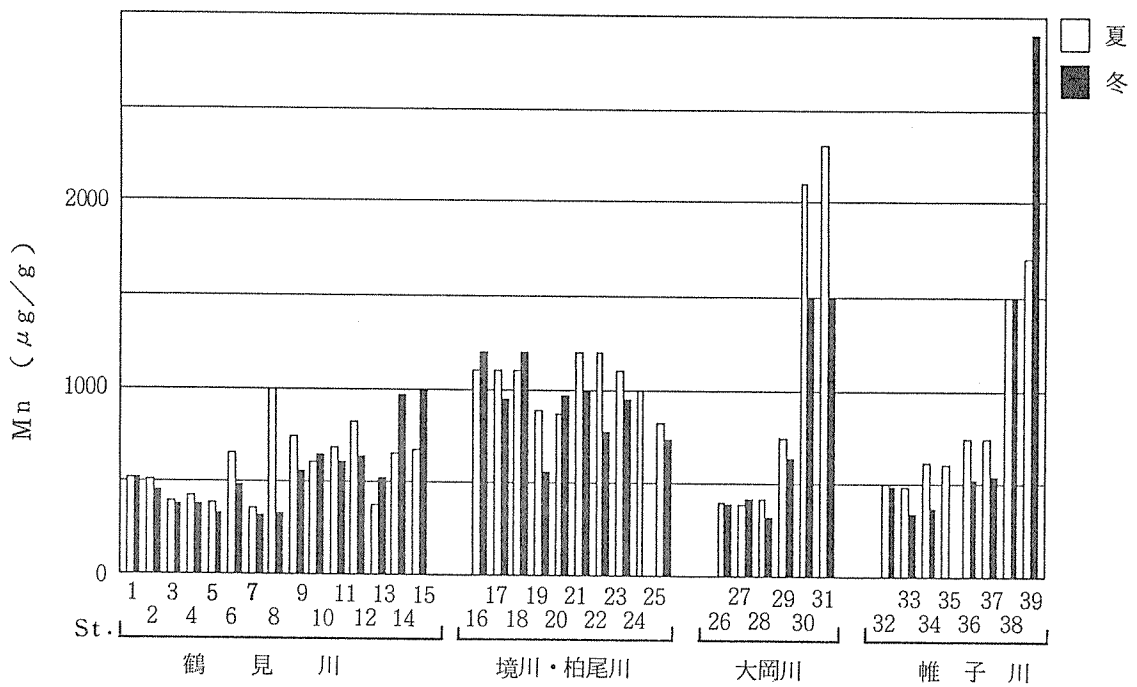


図 - 16 Mn の濃度分布

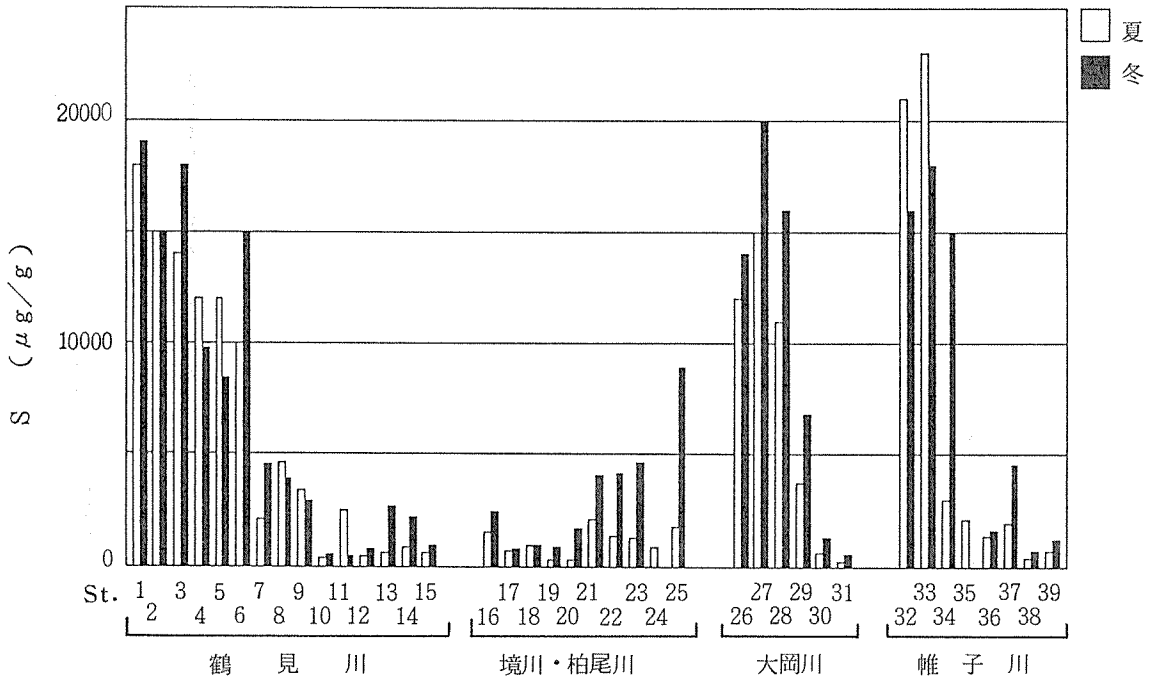


図 - 17 S の濃度分布

あったが、底質のサンプリングによるバラツキあるいは浚渫等の影響もあり、一概に季節による変化とは考えにくい。

3-2-2 主要成分元素の河川別特徴

底質の主要成分元素であるSi, Al, Fe, Ca, K, Ti等はその周辺の地質に由来する。図-18に各河川ごとのSi, Al, Fe, Caのヒストグラムを示した。ま

た、表-5に各河川別の平均値とTaylor¹⁶⁾による地殻における元素の存在度とを示した。これには母材鉱物と関連の高いV, Srも合せて示した。

一般的に地殻値よりも低い値となっているが、これは地殻における平均値であり、底質中には有機物も多量に含まれているために低くなったと考えられる。

また平均値の有意差検定を行ったところ次の組合せ

表 - 5 主要成分元素の河川別平均値

	全地点	鶴見川	境川・柏尾川	大岡川	帷子川	地殻
Si (%)	21.8	21.9	23.5	21.7	19.2	27.7
Al (%)	5.69	6.63	4.98	4.60	5.72	8.13
Fe (%)	4.93	4.22	5.69	5.14	5.12	5.00
Ca (%)	1.91	1.39	2.02	2.61	2.19	3.63
K (%)	1.17	1.48	0.88	1.01	1.08	2.59
Ti (μg/g)	411	375	477	365	433	440
V (μg/g)	113	91	168	87	106	135
Sr (μg/g)	180	165	175	210	194	375

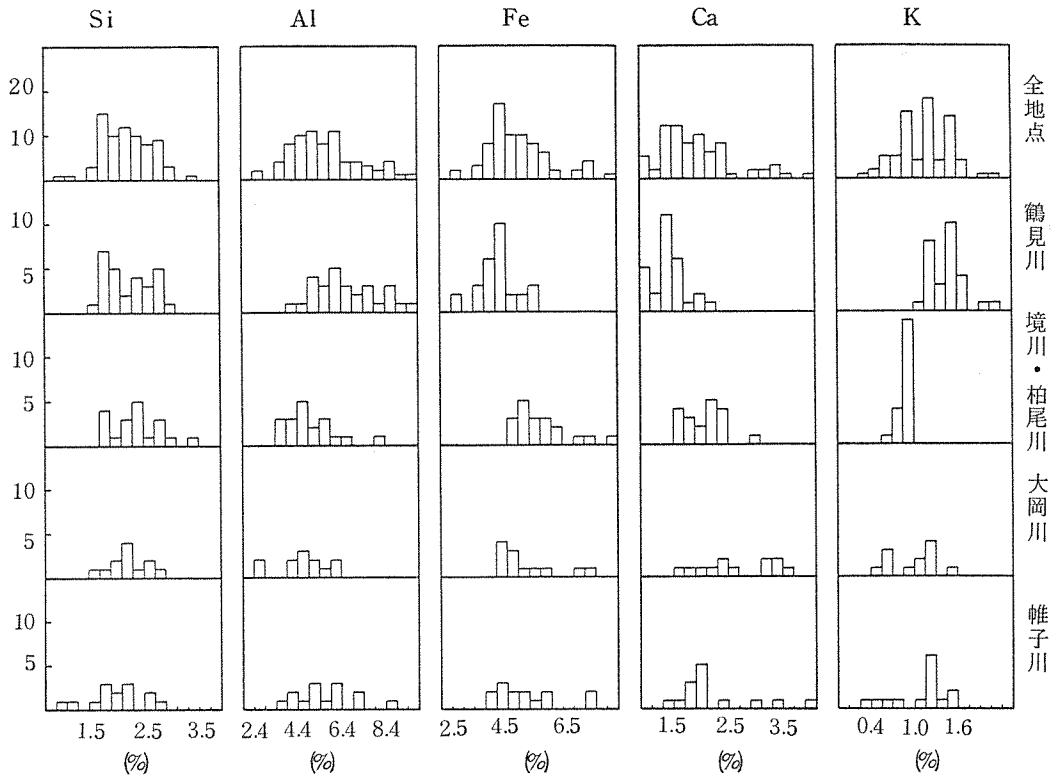


図 - 18 主要成分元素の河川別ヒストグラム

では危険率 5% で差が認められた。

Si : 境川・柏尾川 (高) - 帷子川 (低)

Al : 鶴見川 (高) - 境川・柏尾川, 大岡川 (低)

帷子川 (〃) - 大岡川 (低)

Fe : 境川・柏尾川, 大岡川, 帷子川 (高) - 鶴見川 (低)

各河川でやや差があるものの、サンプル数が河川により異なっており、サンプル数が少ない河川もあり、正規分布をしていないものも認められるため、地質的な差を判断するまではいたらなかった。

各河川の平均値から考えると、横浜市内河川の主要成分元素の濃度は、Si : 20%程度、Al : 5%程度、Fe : 5%程度、Ca : 2%程度、K : 1%程度、Ti : 0.4%程度の値であった。

3-2-3 元素間の相関

表-4 に示した元素間の相関係数から、金属類では Zn-Pb-Cu-P-S のグループ間、また Ti-V-Fe-Mn のグループ間で相関性が高くなっていることがわかる。前者は汚染質的なグループであり、特に重金属類の Zn-Pb-Cu の間では相関係数が 0.7 以上 (危険率 1% で 0.302 以上で有意) と非常に高い相関性が

認められた。この傾向を河川別に細かくみると、Zn-Pb-Cu の関係はすべての河川で認められるが、鶴見川、大岡川ではこれらに加えて Cr, Ni も同様な傾向を示すが、境川・柏尾川、帷子川では認められず、特に帷子川では P, S もこのグループからはずれている。これらの原因としては金属類が粒度により濃度組成が異なることが一因として考えられる。¹⁵⁾ また河川流域の汚濁源の種類も関係していると考えられる。

次に Ti-V-Fe-Mn のグループは底質の母材鉱物に基づくものと考えられる。¹⁵⁾ これらの間でも相関係数は 0.58 以上と高い相関性を示している。これらも河川別にみるとやや傾向が異なり、鶴見川では Mn がこのグループからはずれており、Ti-V-Fe も汚染質的グループに高い相関を示した。境川・柏尾川ではこれらのグループに加えて Cr, Ni が同様な傾向を示しており、大岡川、帷子川では Ti-Fe-Mn のグループであった。

このように元素間の相関係数から、河川別にはやや異なることもあるが、汚染質的な金属としては Zn, Pb, Cu が代表的であり、底質の母材鉱物に基づくものとしては Ti, V, Fe, Mn が代表的なものであると考えられる。

3-2-4 バックグラウンド値の推定

前述のように重金属類の Zn, Pb, Cu 等は汚染質的な元素と考えられるが、底質中の重金属類は底質を構成している鉱物中等に元来存在しており、分析値を汚染という観点から評価するにあたっては各河川における各元素のバックグラウンド値(以下BG値とする)を把握しておく必要がある。BG値の推定法としては種々試みられているが、今回は3法について検討した。

(1) 汚染の影響のない地点の分析値をBG値とする。

通常よく用いられる方法で、河川源流部等の非汚染地点の値をBG値とするものである。今回の調査地点では大岡川の St.31, 帷子川の St.39が市内にある源流部であるが、鶴見川と境川は源流部が市内に位置していない。鶴見川については市境の St.15が水質的にも比較的汚染されていないので¹⁷⁾この地点の値を用いることとした。境川については市境の St.21は境川の他の地点と比較してもかなり汚染されているため用いることができなかった。このように境川を除く3河川は最上流地点で、汚染質の元素はほとんどが最小値を示していた。これらの値をまとめて表-6に示した。帷子川の Cu の値が高いが、前述の様にこの地点が農業専用地区内にあるため、農薬等の影響が考えられる。また、2回の分析値に差が大きい項目もあり、この方法を用いる時には1地点から多数のサンプリングを行う等の精密な調査をする必要があると考えられる。さらにこの方法では源流部の値でその河川の代表値とするわけであるが、BG値は河川水の流下にもない汚染物質の流入が全くないと仮定した場合でも、鉱物の変成作用、微細粒子の下流での堆積による粒度組成の変化等により地点ごとに変化すると考えられるので、厳密には適当でないと考えられる。しかし比較的簡便な方法であり、地点の選定が適切であれば良い値が得られると考えられる。

(2) 有機的汚染項目との回帰直線より推定する。

重金属類と有機物との相関を利用した方法であり、その水系における最小値を推定し、その値をBG値とするものである。重金属類と有機物との相関性については多数の報告^{18)~20)}が見られるが、ほとんどが有機物として I.L. を用いている。しかし、I.L. は有機物のみの値とはいえず、測定精度もあまり高くなく、また最大値と最小値の幅も5~10倍程度である。そこで今回は有機物として T-Oil と T-C を用いてみた。BG値の求め方としては回帰式に I.L. 等の BG値を代入すれば求められるが、その値を決める必要がある。I.L. の BG値は地質による差は、それほどないと考えられるので今回は柴原らの報告した値²⁰⁾を用いることとした。T-Oil は最大値と最小値との幅が100倍程度あり、BG値もほぼゼロと見なしても計算式に大きな影響がないので回帰式の切片をBG値とした。T-C についてはBG値をゼロと見なすのは無理であり、T-C のBG値に関する文献等も見当たらないため、今回の調査結果の最小値 1.3 mg/g を用いて計算した。その結果を表-7に示した。表の中で相関係数が危険率1%で有意なものだけ値を示した。表からわかるように Fe は鶴見川においてのみ有意な相関を示し、Mn は大岡川においてのみであった。このように有機物と相関を示さないものには適用できないのが、この方法の欠点ともいえる。また用いた有機物により大きな差は見られないが、全般的に相関の良いのが T-Oil であり、BG値もゼロと見なせることもあり、T-Oil は適用しやすいと考えられる。

(3) 汚染により付加された部分を選択的に抽出分析し、全分析値との差をBG値とする。

重金属類の存在形態を分析するときなどに用いられる抽出法を利用した方法である。しかし抽出試薬の選定、抽出条件の設定が問題となる。抽出試薬に関する報告は数多く見られるが^{19, 20, 22)}底質における重金属類の存在形態の多様性から抽出試薬の種類を限定するの

表-6 非汚染地点の分析値

	鶴見川 St.15	大岡川 St.31	帷子川 St.39	(境川 St.21)
Zn ($\mu\text{g/g}$)	71, 85	130, 120	140, 120	220, 220
Cu ($\mu\text{g/g}$)	16, 19	25, 28	170, 150	91, 86
Ni ($\mu\text{g/g}$)	35, 31	20, 20	40, 32	75, 76
Mn ($\mu\text{g/g}$)	680, 1000	2300, 1500	2900, 1700	1200, 1000
Fe (%)	3.7, 3.6	7.3, 5.5	7.6, 7.4	8.4, 6.4

表-7 有機物との回帰式より推定されたバックグラウンド値

		全地点		鶴見川		境川・柏尾川		大岡川		帷子川	
		相関係数	BG	相関係数	BG	相関係数	BG	相関係数	BG	相関係数	BG
Zn ($\mu\text{g/g}$)	I.L.	.764	155	.929	88	.794	185	.967	187	.594	
	T-Oil	.887	135	.876	130	.888	162	.987	113	.941	115
	T-C	.755	136	.929	64	.945	168	.987	119	.228	
Cu ($\mu\text{g/g}$)	I.L.	.874	47	.906	25	.946	57	.956	47	.868	51
	T-Oil	.827	50	.870	43	.642	60	.977	22	.732	67
	T-C	.826	42	.904	17	.711	61	.977	24	.647	
Ni ($\mu\text{g/g}$)	I.L.	.338	35	.609	33	-.180		.755	22	.462	
	T-Oil	.406	34	.762	33	-.202		.854	21	.372	
	T-C	.348	34	.737	29	-.145		.816	22	.362	
Mn ($\mu\text{g/g}$)	I.L.	-.180		-.297		-.016		-.753	1650	.274	
	T-Oil	-.348	950	.111		-.385		-.788	1560	-.434	
	T-C	-.152		-.045		-.315		-.768	1530	.418	
Fe (%)	I.L.	.081		.715	3.7	-.142		-.500		.524	
	T-Oil	-.046		.695	3.8	-.273		-.551		-.133	
	T-C	.062		.725	3.6	-.233		-.520		.631	

表-8 0.5N HCl 抽出法により推定されたバックグラウンド値

	全地点		鶴見川		境川・柏尾川		大岡川		帷子川	
	AV.	S.D.	AV.	S.D.	AV.	S.D.	AV.	S.D.	AV.	S.D.
Zn ($\mu\text{g/g}$)	129	102	118	67	132	40	213	197	82	25
Cu ($\mu\text{g/g}$)	62	40	58	37	58	26	77	60	63	36
Ni ($\mu\text{g/g}$)	32	11	35	9.5	37	11	25	9.7	27	8.9
Mn ($\mu\text{g/g}$)	593	417	340	126	832	230	826	683	590	390
Fe (%)	4.1	1.1	3.4	0.5	5.0	1.1	4.4	1.3	4.0	1.0

は困難である。この中で比較的簡便で安定性があるのが 0.5 N HCl による抽出法²⁾である。しかし Cu 等の抽出率には問題があるとされている。この抽出法を用いると各地点ごとの BG 値が求められるという長所がある。0.5 N HCl を用いた結果を表-8 に示した。Ni と Fe は標準偏差が比較的小さいが、他の元素はかなり大きかった。

以上 3 種の方法について述べたが、表-9 に 3 種の方法により推定した BG 値を示した。なお、回帰法は全油分を用いた結果である。多少の差はあるものの、全体としては Zn で 100~150 $\mu\text{g/g}$ 程度、Cu で 20~50 $\mu\text{g/g}$ 程度、Ni で 20~40 $\mu\text{g/g}$ 程度であるといえる。Mn については溶出等の問題もあり、一概にはいえないが 1000 $\mu\text{g/g}$ 程度であると思われる。Fe も鶴見川で低めであるが 5% 程度であると思われる。参考に地

殻の値を示したが、Zn ではやや高めであり、Cu、Ni は低めであり、Mn、Fe はほぼ近い値を示していた。

3-3 主成分分析による総合指標

3-3-1 データの整理

主成分分析によるデータ解析は、データの持つ安定した構造を明らかにすることが目的であるので、データを正規分布に近づける操作や、集団から飛び離れた“異常値”を検定する操作が事前に必要となる²⁾。

そこで今回は、各項目の原データ、平方根変換データ、対数変換データの 3 通りについて度数分布図および歪度・尖度を検討し、最も正規分布に近い変換方式を求めた。ただし、原データ中において定量下限値未満の値は定量下限値の 1/10 に置き換えた。さらに、Eh については各値に 500 を加えた。その結果、Te、mp、Si、K は無変換、Cont、Al は平方根変換、そ

表-9 3種の方法により推定したバックグラウンド値

	推定法	全地点	鶴見川	境川・柏尾川	大岡川	帷子川	地 殻
Zn ($\mu\text{g/g}$)	(1)非汚染地点		78	(220)	125	130	70
	(2)回帰法	135	130	162	113	115	
	(3)抽出法	129	118	132	213	82	
Cu ($\mu\text{g/g}$)	(1)		18	(89)	27	160	55
	(2)	50	43	60	22	67	
	(3)	62	58	58	77	63	
Ni ($\mu\text{g/g}$)	(1)		33	(76)	20	36	75
	(2)	34	33		21		
	(3)	32	35	37	25	27	
Mn ($\mu\text{g/g}$)	(1)		840	(1100)	1900	2300	950
	(2)	950			1560		
	(3)	593	340	832	826	590	
Fe (%)	(1)		3.7	(7.4)	6.4	7.5	5.0
	(2)		3.8				
	(3)	4.1	3.4	5.0	4.4	4.0	

の他25項目は対数変換によって正規分布に近づいた。

次に上の変換方式により変換されたデータについて異常値の棄却検定を行った。棄却基準は平均値から標準偏差の3倍以上離れた数値とした。これにより、出現確率3/1000以下の数値が棄却される²³⁾この検定によって検出された異常値を含む試料のデータは、他の項目の値が異常値でなくてもすべて解析から除外した。除外したデータは3組である。

異常データ除外後のデータについて、再度項目毎に正規分布に近づくと思われる変換方式を検討した。変換によって歪度・尖度にあまり差異のないpHやTemp, Si, Kは原データを用い、Cont, Alは平方根変換を、その他には対数変換をすることにした。各項

表-10 各測定項目の変換方式

変換方式	項 目
原 デ ータ	pH, Temp, Si, K
平方根変換	Cont, Al
対 数 変 換	Eh*, I.L., Ext, T-Oil, n-Oil, p-Oil, T-C, T-N, S ²⁻ , A.A., P.A., Ti, V, Zn, Pb, Mn, Cr, Cu, Ni, Sr, P, S, Fe, Ca

*原データに500を加える

目の変換方式をまとめて表-10に示す。

3-3-2 主成分分析

正規分布に近似するよう数値変換された30項目のデータの相関行列を用いて主成分分析を行った。相関行列を表-11に、主成分分析結果を表-12に示す。固有値が1以上となる主成分の数は5と多く、また第1主成分の寄与率は43.7%であり、第1主成分への全体の情報要約効率は低い。したがって、この第1主成分のスコアを用いて総合指標を作成するのは不適当と思われる。

そこで、第1主成分の寄与率をあげるために、30項目間の相関係数や各項目の固有ベクトルの大きさを考慮し、他の汚濁項目をも代表するような項目を選択して主成分分析を行うことにした。選択した項目は、有機汚濁物質の指標としてI.L., T-N, 油汚濁指標としてT-Oil, n-Oil, p-Oil, 代謝産物指標としてS²⁻, 金属のうち人為的汚濁に関連のある指標としてZn, Ni, 地域的特徴の指標としてMn, の以上9項目である。これら9項目に対しては、項目間の重みが同一になるように基準化操作を加えた。この操作を加えたデータについて、項目数と組合せを種々変化させて、主成分分析を試みた。結果の一部を表-13に示す。PCA.4は各指標を過不足なく取り入れてあり、かつ第1主成分の寄与率も78.7%と高いため、この5項目(I.L., T-Oil, T-N, S²⁻, Zn)を総合指標作成に使用することとした。

表 - 11 数值变换後の相関係数

	Temp	pH	Eh	I.L.	Ext	T-Oil	n-Oil	p-Oil	Cont	T-C	T-N	S ²⁻	A.A.	P.A.	Ti
Temp	1.00														
pH	0.14	1.00													
Eh	-0.04	-0.25	1.00												
I.L.	-0.21	0.01	-0.75	1.00											
Ext	-0.23	0.06	-0.68	0.72	1.00										
T-Oil	-0.26	0.02	-0.62	0.71	0.95	1.00									
n-Oil	-0.05	0.26	-0.59	0.47	0.59	0.93	1.00								
p-Oil	-0.27	0.04	-0.54	0.89	0.80	0.77	0.77	1.00							
Cont	-0.01	0.17	-0.88	0.48	0.84	0.78	0.79	0.73	1.00						
T-N	-0.15	-0.16	0.19	-0.06	-0.11	-0.06	-0.15	0.07	-0.52	1.00					
S ²⁻	-0.05	-0.11	-0.03	0.15	-0.01	-0.02	-0.02	0.13	-0.23	0.45	1.00				
A.A.	0.05	-0.31	0.08	0.30	-0.01	-0.02	-0.02	-0.02	-0.05	0.35	0.13	1.00			
P.A.	0.14	-0.42	0.28	0.07	-0.12	-0.11	-0.14	-0.10	-0.18	0.14	0.28	0.26	1.00		
Ti	-0.10	0.16	-0.64	0.78	0.89	0.87	0.90	0.82	0.65	0.77	0.78	0.71	0.12	1.00	
V	0.13	0.21	-0.65	0.56	0.69	0.67	0.72	0.62	0.58	0.58	0.56	0.68	0.03	0.27	1.00
Zn	0.14	-0.22	0.66	-0.40	-0.57	-0.54	-0.58	-0.48	-0.55	-0.34	-0.31	-0.67	0.31	0.31	0.90
Pb	-0.03	-0.07	-0.33	0.59	0.51	0.53	0.57	0.47	0.49	0.53	0.55	0.36	-0.06	0.21	0.54
Mn	-0.14	-0.03	-0.50	0.87	0.81	0.79	0.81	0.75	0.56	0.85	0.39	0.52	0.11	0.11	0.34
Cu	-0.05	-0.31	-0.21	0.38	0.37	0.37	0.39	0.30	0.40	0.31	0.39	0.26	-0.23	0.07	0.49
Ni	-0.03	0.31	0.01	0.17	0.07	0.08	0.08	0.13	-0.07	0.21	0.09	-0.05	0.11	0.07	-0.11
Sr	-0.10	-0.15	-0.80	0.80	0.73	0.76	0.71	0.75	0.27	0.85	0.87	0.46	0.13	0.25	0.33
P	-0.20	0.28	-0.40	0.74	0.87	0.81	0.85	0.76	0.68	0.77	0.72	0.80	-0.28	-0.02	-0.06
Fe	-0.04	-0.14	0.23	0.05	-0.10	-0.12	-0.11	-0.11	-0.07	0.03	0.13	-0.28	0.26	0.22	0.82
Se	0.19	0.03	0.17	-0.70	-0.44	-0.40	-0.41	-0.42	-0.19	-0.71	-0.68	0.16	0.01	-0.06	-0.45
Si	-0.21	-0.22	-0.41	0.61	0.53	0.55	0.55	0.48	0.44	0.59	0.55	0.41	-0.28	0.06	0.04
Al	-0.04	0.21	-0.47	0.18	0.21	0.23	0.28	0.16	0.41	0.14	0.04	0.44	-0.45	-0.24	-0.52
K	0.13	0.25	0.44	-0.46	-0.41	-0.40	-0.42	-0.33	-0.42	-0.35	-0.42	-0.44	0.27	0.08	-0.04
Ca															
V	1.00														
Zn	-0.02	1.00													
Pb	0.62	0.80	1.00												
Mn	0.46	0.67	0.60	1.00											
Cr	0.20	0.90	0.71	-0.33	1.00										
Cu	0.49	0.42	0.36	-0.05	0.73	1.00									
Ni	-0.21	0.22	0.24	-0.19	0.51	0.53	1.00								
Sr	-0.22	0.75	0.52	-0.66	0.44	0.74	0.36	1.00							
P	-0.30	0.83	0.72	-0.68	0.44	0.74	0.23	0.19	0.57	1.00					
S	-0.26	0.12	0.13	0.68	-0.50	0.22	0.32	0.12	0.15	0.18	1.00				
Fe	-0.26	-0.48	-0.39	0.02	-0.50	-0.67	-0.31	0.01	-0.62	-0.44	0.28	1.00			
Si	-0.10	0.46	0.30	-0.45	0.31	0.54	0.34	-0.04	0.52	0.56	-0.21	0.26	1.00		
Al	-0.67	0.09	0.14	-0.77	0.02	-0.03	0.02	-0.26	-0.11	0.43	0.74	0.16	0.40	1.00	
K	0.05	-0.28	-0.19	0.58	-0.36	-0.31	-0.46	0.60	-0.29	-0.44	0.33	0.13	-0.58	-0.62	1.00

表-12 30項目による主成分分析結果

主成分	Z ₁	Z ₂	Z ₃	Z ₄	Z ₅	Z ₆
固有値	13.10	5.36	2.71	2.08	1.52	0.90
寄与率	43.7%	17.9%	9.0%	6.9%	5.1%	3.0%
累積寄与率	43.7%	61.6%	70.6%	77.5%	82.6%	85.6%

表-13 主成分分析結果(第1主成分のみ)

No. 固有ベクトル	PCA.1	PCA.2	PCA.3	PCA.4	PCA.5	PCA.6
I.L.	0.367	0.409	0.458	0.443	*	*
T-Oil	*	0.445	0.468	0.476	*	*
n-Oil	0.419	*	*	*	*	-0.494
p-Oil	0.399	*	*	*	-0.495	-0.468
T-N	0.375	0.411	0.461	0.452	-0.436	*
S ²⁻	0.349	0.377	*	0.387	-0.457	-0.453
Zn	0.402	0.439	0.468	0.473	-0.483	-0.455
Mn	-0.260	-0.284	-0.274	*	-0.350	0.353
Ni	0.197	0.224	0.254	*	*	*
固有値	5.28	4.44	3.88	3.93	3.52	3.85
寄与率	65.9%	63.5%	64.7%	78.7%	70.3%	77.0%

*解析に含まない項目

3-3-3 総合指標

各地点の総合指標(以下SPIとする)は上記組合せの第1主成分スコア算出式より算出した。算出式は次のとおりである。

$$\begin{aligned}
 SPI = & 0.443 \times \frac{\log(I.L.) - 0.652}{0.362} \\
 & + 0.476 \times \frac{\log(T-Oil) + 0.051}{0.552} \\
 & + 0.452 \times \frac{\log(T-N) + 0.049}{0.407} \\
 & + 0.387 \times \frac{\log(S^{2-}) + 0.855}{1.14} \\
 & + 0.473 \times \frac{\log(Zn) + 0.651}{0.275} \\
 = & 1.22 \times \log(I.L.) + 0.862 \times \log(T-Oil)
 \end{aligned}$$

$$+ 1.11 \times \log(T-N) + 0.339 \times \log(S^{2-}) + 1.72 \times \log(Zn) + 0.710$$

I.L.: % T-Oil, T-N, S²⁻; Zn: mg/g

図-19に地点ごとのSPIを、図-20にSPIによる汚濁分布図を示す。

鶴見川では、SPIはSt.1~8で高い。これらの地点は河川延長上の海域および海水の遡上による停滞性水域であり、上流より運ばれてきたSS等が沈殿・堆積しやすく、これが底質の汚濁度を高めているものと思われる。上流では、SPIはSt.12, 15で低いのに対し、恩田川のSt.13, 14では高く、さらに冬には値が高くなる。この傾向は水質調査結果²⁴⁾とも一致している。

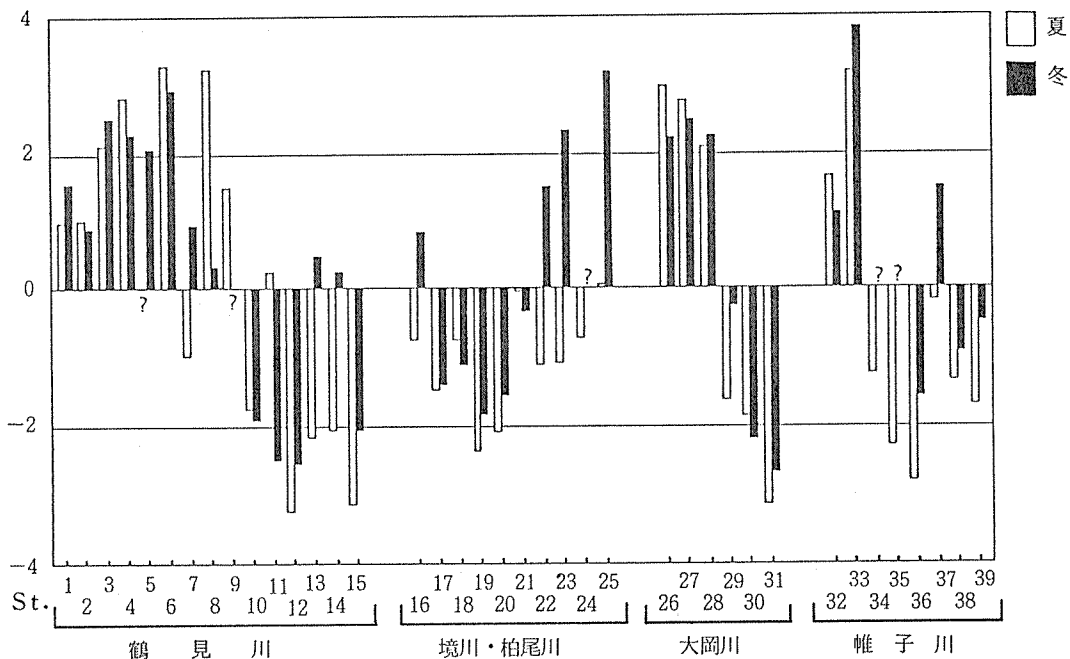


図 - 19 調査地点のSPI
?: 欠測またはデータ除外

境川・柏尾川では、SPIはほとんどの地点で夏よりも冬の方が高い。特に柏尾川の冬は顕著であり、St. 23, 25のSPIは他の河川の河口と同程度の大きな値である。境川のSt. 17~20では比較的低いが、St. 21で多少高くなっている。SPIが柏尾川の方で高いのは柏尾川の方が川幅が広くて流速が遅いため、SS等が堆積しやすいことによるものと思われる。

大岡川では河口のSt. 26~28でSPIは高く、遡につれて低くなる。St. 31の夏・冬の平均値-2.91は全地点中最も低い値である。

帷子川の河口では、St. 32のSPIが他の河口にくらべて低い値なのに対し、本流のSt. 33では他よりも高く、冬の値3.83および夏・冬の平均値3.50は全地点中最も高い値である。上流ではSt. 37が比較的高い。

このように市域全体では、河口等の停滞性水域の底質は汚濁度が高く、大岡川源流および鶴見川上流の底質は汚濁度が低いと考えられる。季節的には、冬のSPIが夏より高い地点が全地点数の2/3あり、一般に底質の汚濁度は冬に高くなる傾向が見られる。

4. まとめ

横浜市内5河川の底質汚染調査を実施し、次の結果が得られた。

(1) 各河川とも河口域での油分による汚染が目立ち、

特に鶴見川下流では非極性油分の寄与率が高かった。

(2) 支流からの影響などにより、特異的な汚染が認められる地点が存在していた。

(3) 粒径別油分含有割合からみると鶴見川河口では、0.074 mm以下の粒子が油分汚染の約70%を占めていた。

(4) CH_2/CH_3 比からみると、上流より下流の方が非極性油分の分解の程度が高く、n-アルカンはほとんど存在せず、UCM(Unknown Complex Mixture)だけであった。

(5) 重金属類のZn, Pb等は油分等と同様に、河口域で濃度が高い傾向が認められた。また季節的变化は冬期でやや高い傾向があったが、平均値の検定では有意差は認められなかった。

(6) 横浜市内5河川の主要成分元素の濃度は各河川の平均値から判断すると、Siが20%程度、Alが5%程度、Feが5%程度、Caが2%程度、Kが1%程度の値であった。

(7) 底質のバックグラウンド値として、3種類の方法で試みたところ、Znが100~150 $\mu\text{g/g}$ 程度、Cuが20~50 $\mu\text{g/g}$ 程度、Niが20~40 $\mu\text{g/g}$ 程度、Mnが1000 $\mu\text{g/g}$ 程度、Feが5%程度であると推定された。

(8) 底質の総合指標(SPI: Sediment Polluti-

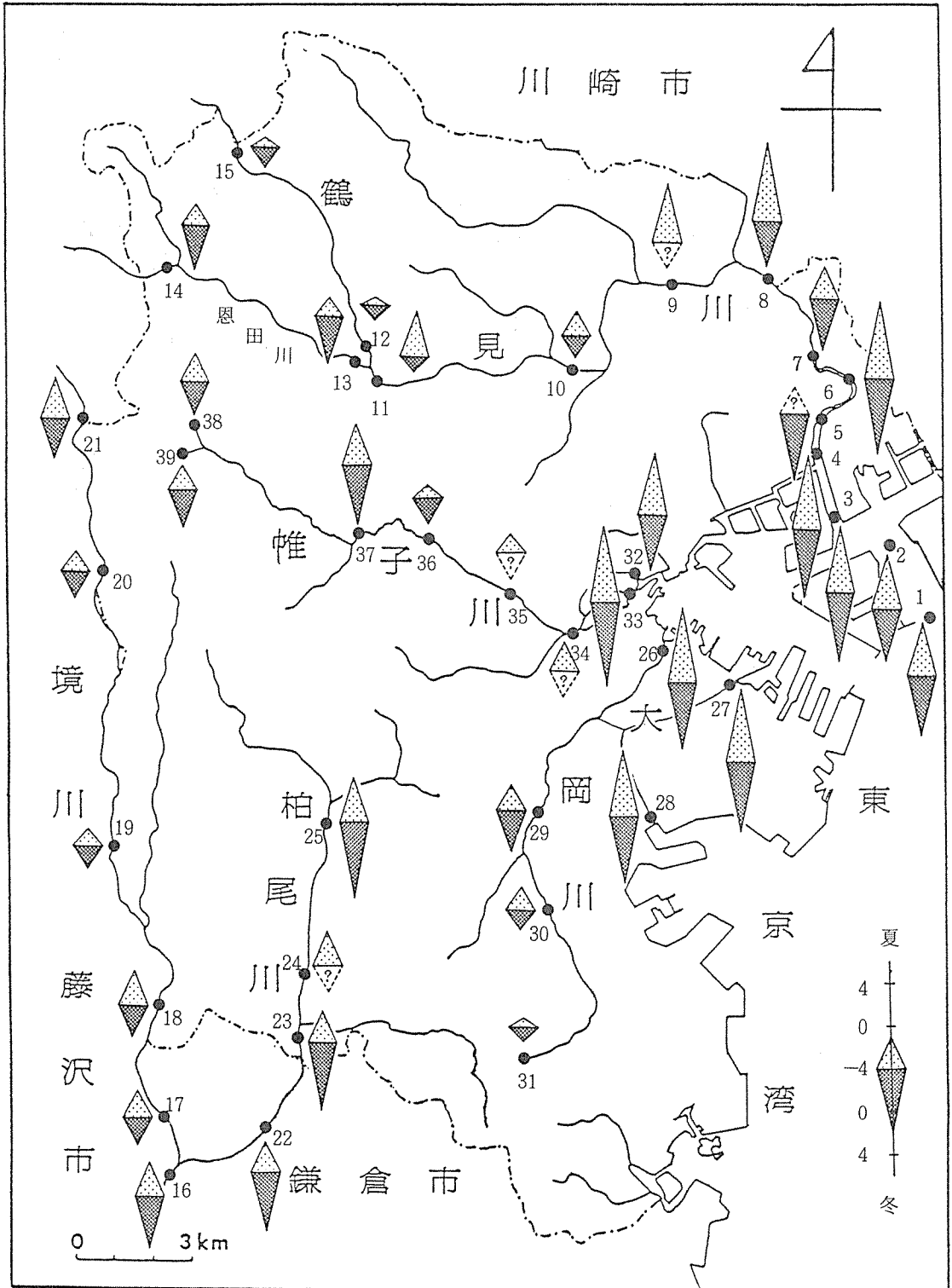


図-20 SPIによる底質の汚濁分布図

on Index) を作成するために、正規分布に近似させた30項目のデータについて主成分分析を行ったが、第1主成分の寄与率は44%と低く、この結果からSPIを作成するには無理があった。

(9) 項目数を減らして主成分分析を繰り返し行い、第1主成分の寄与率が78.7%と高い5項目の組合せ(I, L., T-Oil, T-N, S²; Zn)をSPIに採用した。
(10) SPIによって市内河川の底質の評価を行い、SPIは河口等の停滞性水域で高く、大岡川源流および鶴見川上流で低いことがわかった。

文 献

- 1) 岡敬一, 吉見洋, 井口潔, 小森谷廣子: 総合指標による神奈川県内河川水質の解析, 水質汚濁研究, 6, 407-413(1983).
- 2) 廣崎昭太: 多変量解析法の水質評価への応用, 工業用水, 319, 33-45(1985).
- 3) 清水徹, 中井美代子, 伊達悦二, 橋本敏子, 信宗正男, 妹尾正登, 白根義治: 大竹沿岸の有機排水による底質汚染, 用水と廃水, 20(2), 169-187(1978).
- 4) 環境庁水質保全局: 底質調査方法, 昭和50年度版.
- 5) 二宮勝幸: 油分による鶴見川の底質汚染, 横浜市公害研究所報, 8, 119-126(1983).
- 6) 日本薬学会編: 衛生試験法注解, 金原出版, 946-947(1980).
- 7) 池田勝洋: 淀川水源における有機酸について, 大阪市水道局水質試験所調査報告書, 31, 19-23(1979).
- 8) 白柳康夫: 底質のけい光X線分析法の検討, 横浜市公害研究所報, 8, 103-110(1983).
- 9) 二宮勝幸: 平潟湾および金沢湾の底質調査結果, 平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告書, 横浜市公害研究所, 39-55(1986).
- 10) 合田健 編: 水質工学(応用編), 丸善, 156-161(1976).
- 11) 山県登 編: 生物濃縮-環境科学特論-, 産業図書, 221-224(1978).
- 12) H. E. Guard, W. M. Coleman: The use of ¹³C nuclear magnetic resonance spectrometry for characterization of petroleum residues and for the study of petroleum biodegradation, *Chemosphere*, 9, (7/8), 377-383(1980).
- 13) 手塚真知子, 山柳みちえ, 柳生不二子, 田中誠之: 赤外吸収法とプロトン核磁気共鳴法による原油の分類法の研究, 分析化学, 29, 376-380(1980).
- 14) 村上昭彦, 鈴木一信, 山根晶子: 海洋微生物による原油の分解について, 水質汚濁研究, 8(6), 373-379(1985).
- 15) 白柳康夫: 底質における金属類の粒度分布および存在形態, 横浜市公害研究所報, 9, 161-167(1984).
- 16) Taylor; S. R.: Abundance of chemical elements in the continental crust - a new table, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 28, 1273-1285(1964).
- 17) 福島博, 小市佳延: 鶴見川水系の水質変動解析と評価, 横浜市公害研究所報, 9, 137-144(1984).
- 18) 藤村葉子, 吉澤正, 藤本千鶴, 宇野健一, 森山茂: 公共用水域底質調査結果, 千葉県水質保全研究所年報, 9, 137-144(1984).
- 19) 下川洪平, 加藤邦夫, 渡辺憲人: 河川の底質中の重金属について, 衛生化学, 29, 45-62(1983).
- 20) 柴原真理子, 山崎理恵子, 西田和夫, 鈴木潤三, 鈴木静夫, 西田英郎, 多田史: 河川底質土の重金属分布(第3報), 衛生化学, 21, 173-182(1975).
- 21) 多田史, 高島斗成, 川口紀子, 土井春代, 鈴木静夫: 河川底質土の重金属分布(第5報), 22, 339-344, (1976).
- 22) 文部省「環境化学」特別研究“試料保存”研究班: 環境試料の保存とそれを用いた環境変化の解析法に関する研究(I), 1-6(1983).
- 23) 小林竜一: 現代の統計/基礎と応用, サイエンス社, 46-47(1975).
- 24) 福島博: 水域環境指標I-主成分分析による水質評価, 横浜市公害研究所報, 11, 69-81(1986).

水域環境指標－Ⅲ

鶴見川のフナによる水域環境評価の研究

一 亜種別，性別，季節別の形態，血液，血清成分について一

樋口 文夫*

要 旨

鶴見川に生息するフナを指標魚として血液生理学的観点からモニタリング手法の基礎的検討を行い，以下の成績を得た。

- (1) 調査期間は1983年2月から1986年2月の3年間であった。供試魚の年齢組成は2歳魚が多く占めた。
- (2) 鶴見川に生息しているフナは鰓耙数，背鰭軟条数，赤血球長径から区分すると，キンブナの雌雄2倍体，ギンブナの雌3倍体が多く占め，まれに2倍体であった。
- (3) フナ亜種間の血液，血清成分の比較では，赤血球数，平均赤血球容積(MCV)に有意差がみられた。
- (4) 性別の比較ではキンブナ雄が雌より高値の項目が多かったが，Caはキンブナ雌で有意に高値であった。これらのことから以後，赤血球数，MCVを除いてキンブナ，ギンブナをあわせて性別に検討した。
- (5) フナの血液，血清成分の季節変化はヘモグロビン量，ヘマトクリット，グルコース，Ca等が一峰性の変化，総タンパク量，総コレステロールが二峰性の周年変化を示し，生殖サイクル等との関係が示唆された。
- (6) 性別ではCaを除いて雄が高値であった。
- (7) 以上のことからフナ健康状態評価に必要な生理学的基礎数値が得られた。
- (8) 野外と室内飼育魚の値を比較すると，グルコース，総タンパク量，総コレステロール等で差がみられ，飼育条件，取り扱い等の差を反映していた。

これらのことから自然環境に生息するフナの血液，血清成分は種々の変動要因の中で季節との関係が高く，繁殖期の春，活動，疲弊期の夏は外部環境の変化に影響を受けやすい時期と推測された。また水域環境評価のモニタリング手法への導入は，目的にあった検査項目を選べば適用できるものと思われた。

1 はじめに

本研究は，魚類の分布状況および指標魚の生理状態に基づいて生息環境を総合的に評価する方法を検討することにあつた。

今回は生理学的側面から鶴見川に生息するフナ類を指標魚として血液，血清成分を中心に各種変動要因の解析とともに生息環境を評価するための基準値について検討した。

ところで指標魚としてフナ類を選定した理由は市内河川でコイ，モツゴとともに広く生息し，水質汚濁との関係では汚れた水域からきれいな水域まで出現する。特に鶴見川では上流から下流域まで多数出現する。また採集のし易さ，魚体のサイズがこの種の研究に適していると考えたからであった。

2 材料と方法

Environmental Index of Water Area-Ⅲ

Studies of monitoring methods by Crucian Carp (*Carasius auratus*) in
Thurumi River

* Fumio Higuchi, 横浜市公害研究所水質部門

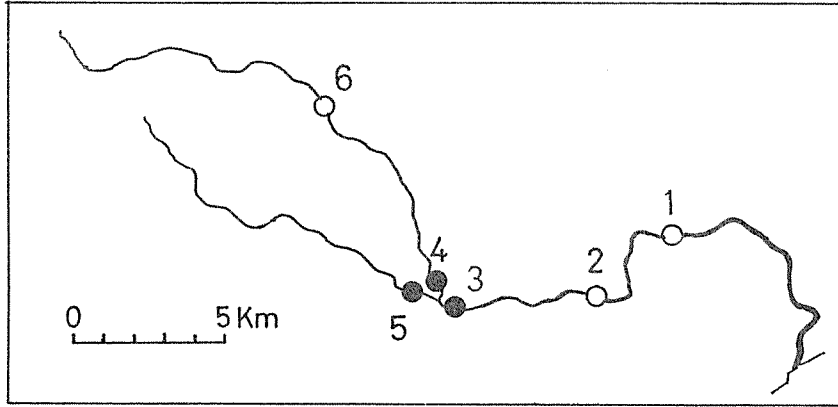


図1 鶴見川のフナ調査地点(1~6)と血液検査実施地点(1, 2, 6)

(1:大綱橋, 2:亀の子橋, 3:落合橋, 4:千代橋, 5:都橋, 6:水車橋)

2-1 調査地点

鶴見川水系の上, 中, 下流域に位置する水車橋, 亀の子橋, 大綱橋の3地点であった。また魚類相調査として落合橋, 千代橋, 都橋の3地点を加え計6地点であった(図1)。

2-2 調査時期

調査は1983年2月から1986年2月まで, 年4回の頻度で行った。地点別にみると水車橋と亀の子橋は1983年2月から同年11月まで調査を行い, 大綱橋と亀の子橋は, 1984年2月から1986年2月に実施した。魚類相調査は1984年5月から1985年2月に実施した。

2-3 調査方法

魚類の採集と測定の手順は以下の要領で行った。

(1) 投網, タモ網による採集, (2) 採集したフナ類は大型ポリ桶に収容した。収容時, 携帯用エアポンプで通気は十分に行った。(3) 供試魚は外観異常の有無を判定し, 所定の形態計測を行った。(4) 採血は尾部血管から, ヘパリン処理, 無処理の2種類の注射器を用いて行った。(5) 血液と供試魚はアイスボックスの中に入れ, すみやかに研究室内へ持ち帰った。

これら野外での作業時間は約2時間, 主に午前中であった。また調査時に水温, DO, pHを測定した。

(6) 血液は血液成分, 形態分析と遠心分離器(4000rpm, 10分間)により血清を得, その成分分析を行った。(7) 供試魚は肝臓, 筋肉, 脊椎骨に解剖別され重金属測定に供した。

2-4 検査項目と方法

形態計測した主な項目は体長, 体重, 体高, 背鰭軟条数(主鰭条数), 鰓耙数, 生殖腺重量, 生殖腺重量%(生殖腺重量 $\times 100$ /体重), 肝臓重量, 肝臓重量

量(肝臓重量 $\times 100$ /体重), 肥満度(体重 $\times 1000$ /体長³)であった。なお体長, 体重, 肥満度を除く他の項目は1984年2月以後から計測した。

血液形態と成分の検査項目と方法は, つぎのとおりである。赤血球のサイズ(長径, 短径)はMay-Grüwalds染色法で血液塗沫標本を作成し, 1500倍実体顕微鏡を用い, 接眼マイクロメータにより1個体あたり100個の長径, 短径を測定した。ヘモグロビン量(Hb)はシアンメトヘモグロビン法, ヘマトクリット(Ht)は毛細管法, 赤血球数(RBC)はBürk-Türk血球計算板法を用いて行い, これら3項目から赤血球恒数, すなわち, 平均赤血球ヘモグロビン濃度(MCHC = $Hb \times 100 / Ht$), 平均赤血球容積(MCV = $Ht \times 10^7 / RBC$), 平均赤血球ヘモグロビン量(MCH = $Hb \times 10^7 / RBC$)を算出した。

血清成分の検査項目と方法は, 浸透圧は蒸気圧法, ナトリウム(Na), カルシウム(Ca), マグネシウム(Mg)は原子吸光法, クロライド(Cl)はシャルズ, シャールズ変法, 総タンパク量(TP)は屈折計法, グルコース量(Glucose)はO-トルイジンホウ酸法, 総コレステロール(TC)はRosental法で行った。なお採血量に応じてメトヘモグロビン量をVan Assendelft法, グルタミン酸ピルビン酸トランスアミナーゼ(GTP)をReitman Frankel法で測定した。Cl, Glucose, TC, GTPは臨床検査用キッド(和光純薬製)を用いて分析した。

2-5 解析方法

フナの種類は形態計測値の相互関係から亜種の区分を行い, これをもとにして亜種別, 性別の血液, 血清成分の差について比較検討した。

季節別では、春(3,4,5月), 夏(6,7,8月), 秋(9,10,11月), 冬(12,1,2月)の区分により性別に集計し、平均値、標準偏差を求め検討した。ただし、1985年6月は春として取扱った。また鶴見川で採集し室内で1年以上にわたって飼育したフナの各成分と野外の値とを比較検討した。

3 結果と考察

3-1 鶴見川の水質と血液、血清成分

3-1-1 フナ分類

日本に生息するフナ属の分類は亜種の段階で区分されている。しかしこの亜種の区分は成長、地理的変異、相互の交雑等によって複雑な形質変化を示し、いまだ統一した分類法が確立されていない¹⁾。従来より分類基準項目としては体色、体高、背鰭軟条数、背鰭基底長、鰓耙数^{2,3,4)}、腸型⁵⁾、染色体数⁶⁾などの外部、内部形態の特徴があげられている。ここでは中村^{2,3)}の分類法に従って背鰭軟条数、鰓耙数、染色体数を基準として鶴見川の水質を調査した。中村によるフナ属3亜種の形質区分を表1に示した。これによればキンブナ、ギ

表1 フナ3亜種の形態的特徴

亜種名	背鰭軟条数	鰓耙数	染色体数	性
キンブナ	13~15	36~40	2n	♂♀
ギンブナ	16~18	45~57	2n, 3n, 4n	♀>♂
ゲンゴロウブナ	17~19	106~120	2n	♂♀

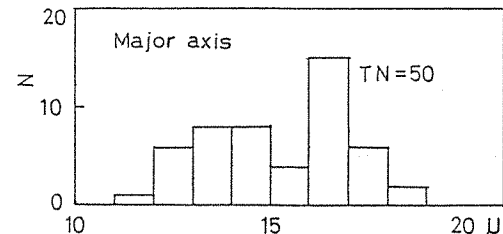
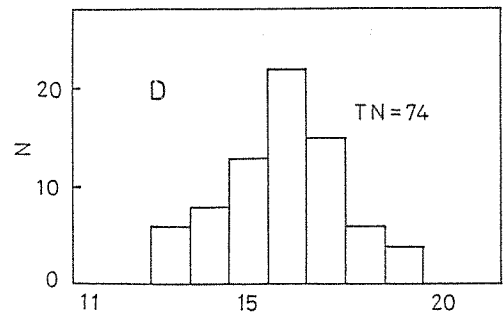
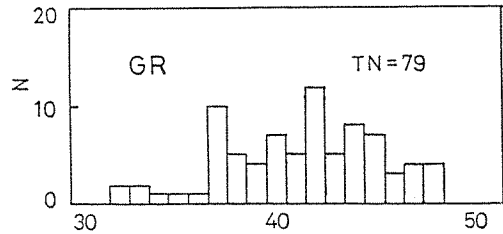
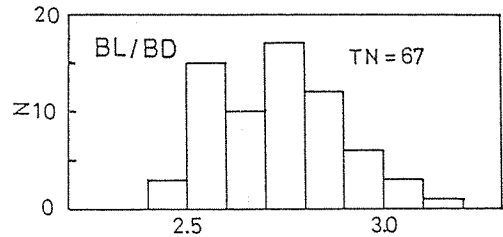
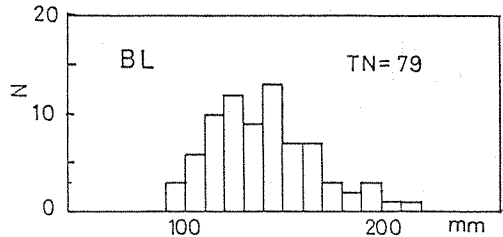
注 中村は他にニゴロブナ、ナガブナを別亜種として区分している。

ンブナ、ゲンゴロウブナの3亜種の中でゲンゴロウブナは鰓耙数によって区分することができる。キンブナ、ギンブナでは背鰭軟条数、鰓耙数によって区分することができるとしているが、谷口⁷⁾、瀬崎(私信)は背鰭軟条数、鰓耙数の差がキンブナ、ギンブナの区別にあたっての決定的特徴とはなりがたく中間の特徴を示す個体が存在することを指摘している。次に染色体数から両亜種をみると、キンブナは染色体数が2n(2倍体)、ギンブナは2n, 3n(3倍体)、4n(4倍体)が存在する。小林^{8,9)}、瀬崎¹⁰⁾、Liu¹¹⁾はこの染色体数(2n, 3n)の違いを赤血球径の大きさによって区分できるとした。すなわち赤血球の長径が15μ以上であれば3n、それより以下ならば2nとした^{12,13)}。今回はこの値を参考値として検討した。また体高比(体長/体高)はキンブナ、ギンブナ、ゲンゴ

ロウブナの明確な区分はないが、差があることが知られており、さらに成長による形質変化²⁾が認められていることから、今回は体長、体高比、鰓耙数、背鰭軟条数、赤血球長径、短径を基に鶴見川の水質の種類について検討する。

なお比較検討に供試した尾数は79尾であったが、項目によって欠測値があり、有効測定値は79~50の範囲であった。

3-1-2 形態計測値



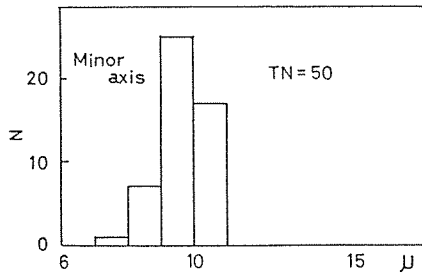


図2 体長 (BL), 体高比 (BL/BD), 鰓耙数 (GR), 背鰭軟条数 (D), 赤血球長径 (Major axis), 短径 (Minor axis) のヒストグラム, TNは総数

図2に体長 (BL), 体高比 (BL/BD), 鰓耙数 (GR), 背鰭軟条数 (D), 赤血球長径 (Major axis), 短径 (Minor axis) のヒストグラムを示した。

体長は中央値が145mmで, 110, 120mm台の数が多かった。最小値が98mm, 最大値が210mmであった。

体高比は中央値が2.75であったが, 2.5台の数も多かった。最小値が2.42, 最大値が3.10であった。

鰓耙数は中央値が42であったが, 37の数も多く, 最小値が32, 最大値が48の範囲で分散が大きかった。

背鰭軟条数は中央値が16で, 最小値が13, 最大値が19であった。正規型の分布を示していた。

赤血球長径は16.5 μ に中央値があり, 15 μ 台を境として13, 14 μ 台の数が比較的多かった。最小値が11.98 μ , 最大値が18.18 μ であった。

短径の中央値は9.5 μ であり, この9 μ 台が全体の半数を占めた。最小値は7.89 μ , 最大値は10.88 μ で, 分散は小さかった。

3-1-3 形態計測値の関係と亜種の区分

体長, 体高比, 鰓耙数, 背鰭軟条数, 赤血球長径,

短径の6項目の関係についてみた。

表2に相関係数を示し, また図3~7に相関が高度に有意 ($P < 0.01$) であったものについて相関図を示した。

体長と他の項目との関係は, 赤血球短径との間で有意 ($P < 0.05$) な正の相関を示したが, その他の項目では相関が低かった。

体高比は背鰭軟条数及び赤血球短径とに負の相関 ($P < 0.05$) がみられた。体高比と背鰭軟条数は高い負の相関 ($P < 0.01$) を示した。相関図3より回帰直線は, $Y = 27.776 - 4.321X$ (Y : 背鰭軟条数, X : 体高比) であった。

鰓耙数は背鰭軟条数, 赤血球長径との間で高い正の相関々係 ($P < 0.01$) が認められた。各々の回帰直線は $Y = 7.239 + 0.209X$ (Y : 背鰭軟条数, X : 鰓耙数), $Y = 0.250 + 0.271X$ (Y : 赤血球長径, X : 鰓耙数) であった。相関図4より鰓耙数と背鰭軟条数との分布をみると, 鰓耙数が41以上, 背鰭軟条数が16以上のグループと40以下と15以下のグループに大部分の個体が含まれていた。ただし背鰭軟条数は16の値で重複する個体が出現し, 15% (11/74) の個体は2グループに含まれなかった。次に相関図5をみると長径は15から16 μ の中間値の15.5 μ 以上と鰓耙数41以上, 15.5 μ 未満と40以下の2グループに多くの個体が含まれた。この2グループに含まれなかったのは14% (7/50) の率であった。

背鰭軟条数と赤血球長径, 短径との関係は, 長径とに高い正の相関々係 ($P < 0.01$) を示した。その回帰直線は $Y = 5.267 + 0.632X$ (Y : 赤血球長径, X : 背鰭軟条数) であった。相関図6より背鰭軟条数と長径の分布をみると, 16以上と15.5 μ 以上, 15以下と15.5 μ 未満の2グループに多くの個体が含まれ, それ以外は

表2 フナの形態間の相関係数

	体長	体高比	鰓耙数	背鰭軟条数	長径	赤血球短径
体長		67注1)	79	74	50	50*
体高比	-0.091		0.011	-0.084	0.154	0.305
鰓耙数			67	62***	50	50*
背鰭軟条数			-0.294	-0.445	-0.227	-0.297
赤血球長径				74***	50***	50
赤血球短径				0.541	0.640	0.260
					45***	45
					0.637	0.201
						50***
						0.512

注 1) 尾数, 相関係数

2) *: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$ で有意差ありを示す。

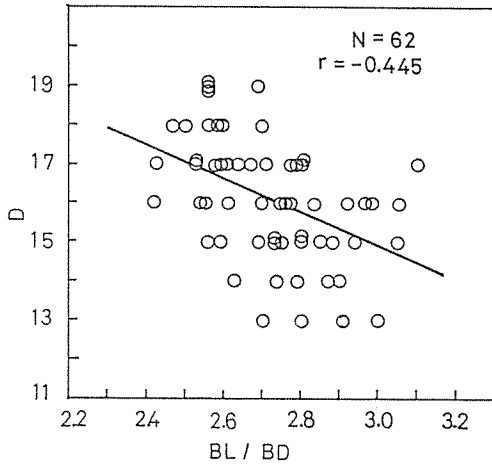


図3 体高比(BL/BD)と背鰭軟条数(D)の相関図

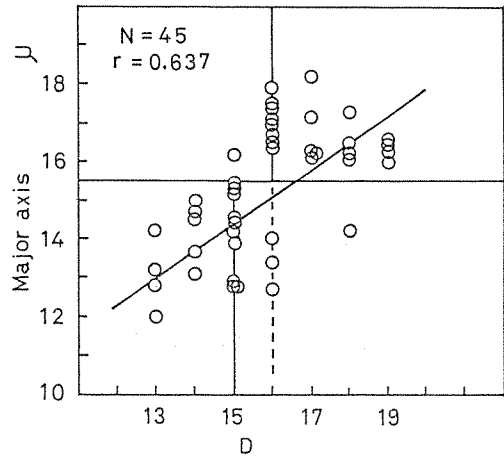


図6 背鰭軟条数(D)と赤血球長径(Major axis)の相関図

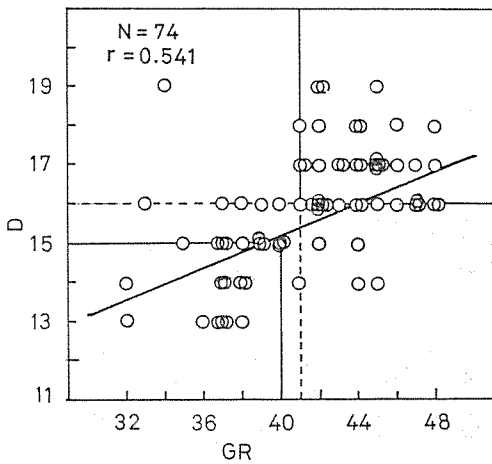


図4 鰓耙数(GR)と背鰭軟条数(D)の相関図

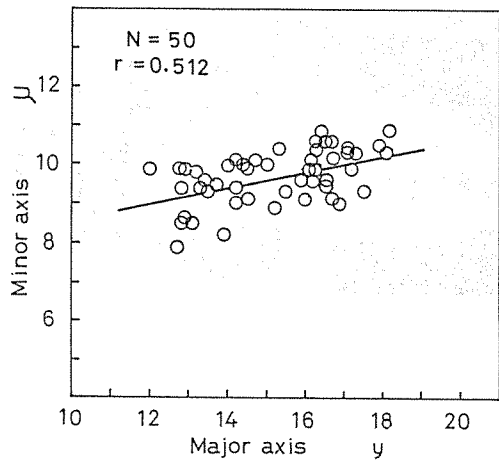


図7 赤血球長径(Major axis)と短径(Minor axis)の相関図

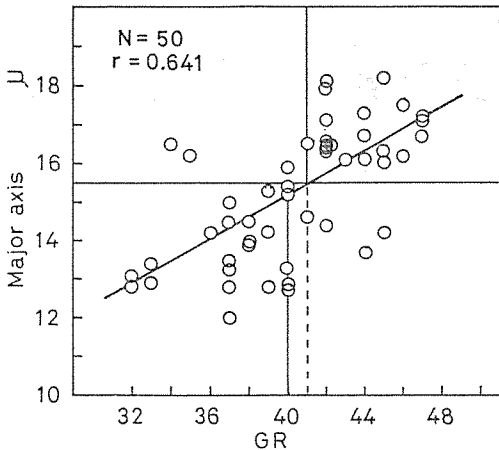
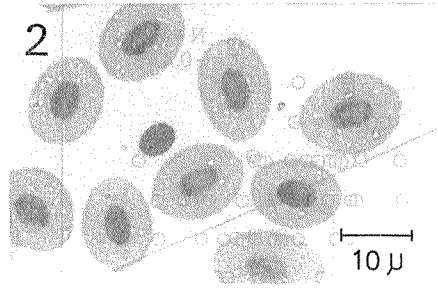
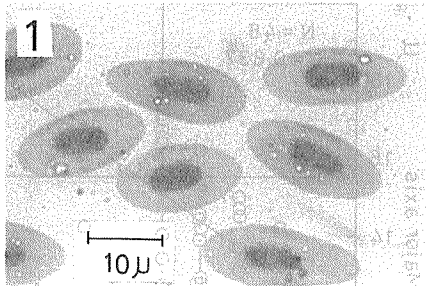


図5 鰓耙数(GR)と赤血球長径(Major axis)の相関図

11% (5/45) の率であった。

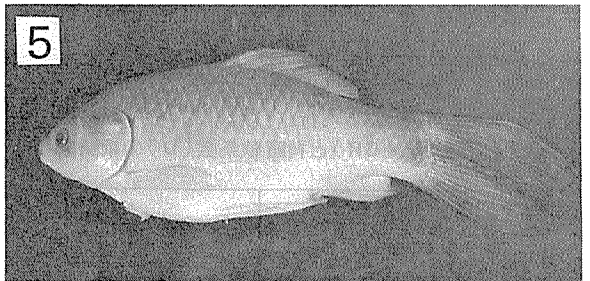
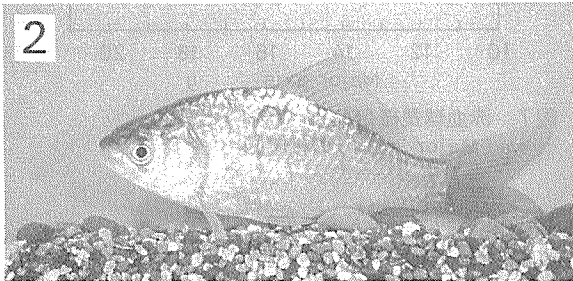
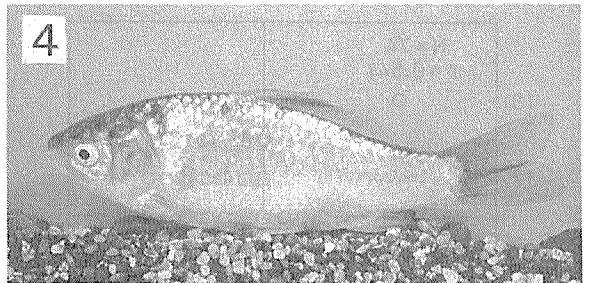
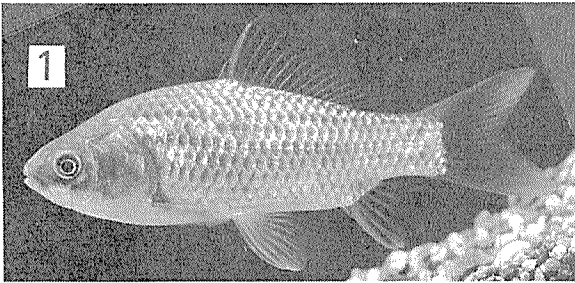
赤血球長径と短径の関係は高い正の相関係数($P < 0.01$)を示し、回帰直線 $Y = 6.575 + 0.205 X$ (Y : 短径, X : 長径)であった。相関図7からは、長径が 15.5μ で区分できるが、短径では明確でなかった。

以上のことから鶴見川のフナは鰓耙数、背鰭軟条数、赤血球長径の相互関係からみると、2つのグループに区別することができるが、体高比との関係では明確な区別はできなかった。そこで上記3項目の区分値をまとめると、鰓耙数が41以上と40以下、背鰭軟条数が16以上と15以下、赤血球長径が 15.5μ 以上と未満とであった。次に今回の区分値と中村、瀬崎の分類法を比較すると、鰓耙数は中村のキンブナ、ギンブナの区分に対比して今回の40以下のグループはキンブナに一致し



写真Ⅰ ギンブナの赤血球サイズ

No. 1. ギンブナの♀3倍体(長径 18.63μ), No. 2. ♀2倍体(長径 13.56μ)
May-Gruva Id 染色



写真Ⅱ 鶴見川のフナ

- No. 1. キンブナ♂2倍体 BL. 89 mm
- No. 2. ギンブナ♀3倍体(体高が高い)BL. 103 mm
- No. 3. ギンブナ♀3倍体 BL. 118 mm
- No. 4. ギンブナ♀2倍体 BL. 113 mm
- No. 5. テツギョ(フナとキンギョとの交雑種?)
♀. BL. 195 mm

ていた。しかし41以上のグループはおおよそギンブナに一致するが、若干異なる数であった。背鰭軟条数は15以下、16以上のグループは中村によるキンブナ、ギンブナにそれぞれ一致していた。しかし浜口らによる相模川のフナの亜種の区分とは異なっていた。赤血球長径は瀬崎らの2倍体、3倍体の基準値15 μ よりやや高値であるが、魚体の状態、塗沫標本作成時等の誤差を考慮すればそれほど異なった値とはなっていない、つまり15.5 μ 未満を2倍体、15.5 μ 以上を3倍体にあたると考えてよいと思われた。

これらのことから亜種の区分は各項目の最小値、最大値を含めてみると鰓耙数が32~40、背鰭軟条数が13~15のグループをキンブナ、鰓耙数が41~48、背鰭軟条数が16~19のグループをギンブナとして差支えないものと判断された。また赤血球長径との関係ではキンブナが2倍体、ギンブナは3倍体によって占められていた。

他のフナについては鶴見川¹⁴⁾、相模川¹⁵⁾、多摩川¹⁶⁾でゲンゴロウブナが確認されているが、筆者らの市内河川の魚類相調査¹⁶⁾では確認していない。鶴見川に生息しているとしてもその数は少ないものと思われた。また今回の調査ではキンギョとフナの雑魚と思われるテツギョを確認した。

3-1-4 亜種別、性別の出現尾数

今回の亜種の区分値をもとに性別に出現尾数を示したのが表3である。ただし鰓耙数、背鰭軟条数、赤血球長径の3項目で欠測値がない個体44尾について検討した。

表3 亜種別・性別の出現尾数

	キンブナ		ギンブナ		不明		計	
	実数	%	実数	%	実数	%	実数	%
雄	6	37.5	0	0.0	6	75.0	12	27.3
雌	10	63.5	20	100.0	2	25.0	32	72.7
計	16	36.4	20	45.5	8	18.2	44	100.0

この表からキンブナ、ギンブナの出現頻度はキンブナが36.4%、ギンブナが45.5%、不明が18.2%であった。

性別ではキンブナが雌雄が存在し両性型で、性比は6/10で雌に片寄った値であった。ギンブナは全て雌で、単性型を示した。不明は雌雄が存在するが、雌に片寄った値を示した。この不明魚を赤血球長径からみると、雄は全て2倍体、雌は2倍体と3倍体であった。この3倍体の雌1尾をギンブナ、残る2倍体雌1尾を

鰓耙数、背鰭軟条数から判断すると2倍体ギンブナの区分になった。雄の場合は鰓耙数、背鰭軟条数からは判断できなかった。しかし小林⁶⁾は関東地方のフナ類について研究した結果、ギンブナは2倍体、3倍体、4倍体が存在し、それがすべて雌であり、これを表日本型としたことからみると、この雌はキンブナの可能性が大きい。

以上の結果から、鶴見川のフナはキンブナ、ギンブナが多く生息し、キンブナは両性型で2倍体が生息しており、ギンブナは単性型で3倍体、若干2倍体も生息していた。またギンブナの4倍体と2倍体雄が生息するか否かについては不明であった。

倍数体のギンブナの繁殖は、gynogenesis（雌性発生）により行われており、コイ、ドジョウ等の他種の雄の精子が引き金となって受精せずに卵発生が開始し、雌だけが出現することが知られている²⁾。鶴見川のギンブナも同様な繁殖法を行っていると思われる、また雄の役割をキンブナが担っていることが示唆されるが、この点に関しては今後の検討課題である。

3-1-5 亜種別、性別の血液、血清成分

表4.5.6に亜種別、性別の形質、形態及び血液、血清成分を示した。亜種の区分は44尾中、ギンブナの2倍体雌1尾を除く、キンブナ22尾、ギンブナ21尾の43尾となった。

亜種別の比較はキンブナ、ギンブナ雌間で、性別の比較はキンブナの雌雄間で行った。

フナ亜種間の形態の比較では体高比がキンブナが高く、鰓耙数、背鰭軟条数、赤血球長径、短径はギンブナがキンブナより大きかった。キンブナ性別間の比較では形態的な差はなかった（表4）。

キンブナの性別間の比較ではどの項目も差はあまりなかった（表4）。

つぎに体長、体重、肥満度をみると、キンブナ雄が体長、体重で若干低値を示したが、雌の亜種間の差はなかった。生殖腺重量%はキンブナ、ギンブナの雌間の差はあまりなかったが、キンブナでは雌雄で差は明確で、雌は雄の3倍以上の率を示した。また肝脾臓重量%は亜種間の差はないが、性別では雌より雄が高値を示した（表5）。

亜種別、性別の血液、血清成分を表6に示した。

血液成分のヘモグロビン量(Hb)、ヘマトクリット(Ht)、赤血球数は赤血球数において亜種間で差がみられた。ギンブナよりキンブナの方が赤血球数が多く、キンブナの性別の比較では雌が高値を示した。ヘモグロビン量、ヘマトクリットは亜種間ではギンブナが高

表4 亜種別,性別の形態の平均値,標準偏差

亜種	性	尾数	体高比		鰓耙数		背鰭軟条数		長	赤径	血球短径	(μ)径
キンブナ	雄	12	2.80	0.14 ^注	38.0	3.5	14.5	1.2	13.75	0.93	9.58	0.74
	雌	10	2.78	0.16	38.0	2.4	14.6	0.7	13.96	1.08	9.32	0.63
ギンブナ	雌	21	2.68	0.14	43.4	2.9	17.2	1.2	16.77	0.60	10.02	0.59

注: 平均値, 標準偏差

表5 亜種別,性別の形態および内臓々器重量%の平均値,標準偏差

亜種	性	尾数	体長 mm		体重 g		肥満度		生殖腺重量%		肝臓重量%	
キンブナ	雄	12 ^注	132.3	18.4	82.7	43.6	32.8	4.0	2.96	1.02	4.10	1.26
	雌	10	141.2	26.4	97.8	57.7	32.0	3.1	9.23	3.94	3.07	1.74
ギンブナ	雌	21	142.5	27.0	103.2	63.9	32.2	3.1	8.44	5.58	2.94	1.76

注 尾数, 平均値, 標準偏差, 表6も同様

表6 亜種別,性別の血液,血清成分の平均値,標準偏差

亜種	性	尾数	ヘモグロビン量 g/100ml		ヘマトクリット %		赤血球数 ×10 ⁴ /mm ³		MCHC 10 ⁻⁹ mg		MCV μ ³	
キンブナ	雄	11	7.74	1.34	31.9	5.4	129.1	22.8	24.4	2.1	253.7	64.9
	雌	10	7.65	0.70	30.4	3.2	133.3	22.1	25.3	2.2	233.4	41.0
ギンブナ	雌	21	7.91	0.89	32.0	3.6	105.5	26.0	24.8	1.6	317.0	69.2

亜種	性	尾数	MCH 10 ⁻⁹ mg		総タンパク量 g/100ml		グルコース mg/100ml		総コレステロール mg/100ml		浸透圧 mOsm	
キンブナ	雄	11	61.3	13.6	5.10	1.23	162.4	104.1	360.3	131.1	274.6	10.0
	雌	10	58.9	11.1	4.63	0.91	100.8	76.9	305.1	86.1	266.9	9.4
ギンブナ	雌	21	78.9	19.1	4.45	0.95	124.6	72.7	274.0	107.3	267.9	6.6

注 1) 米米: P < 0.01 亜種別(キンブナ雌とギンブナ雌)の比較で有意差があったことを示す。
 2) 米米: P < 0.01 性別(キンブナの雄と雌)の比較で有意差があったことを示す。

値を示し、性別では雄が高値を示す傾向にあったが差は少なかった。統計学的には赤血球数が亜種別の雌で有意差 ($P < 0.01$) を示し、性別では有意差はなかった。

赤血球恒数の平均赤血球ヘモグロビン濃度 (以下 MCHC), 平均赤血球容積 (以下 MCV), 平均赤血球ヘモグロビン量 (以下 MCH) は亜種別では MCHC を除いて, MCV, MCH がギンブナで高値を、性別では同じ項目で雄が高値を示す傾向にあった。MCHC の亜種別, 性別の差は, MCV, MCH に比べて少なかった。統計学的には MCV が亜種間で有意差 ($P < 0.01$) を示した (表 6)。

以上から血液成分は亜種間の赤血球数, MCV で差が顕著で, 2 倍体, 3 倍体の赤血球の大きさに帰因した結果を示した。また MCHC が亜種間であまり差がみられなかったことは, 赤血球容積の大小に関係なく血液中に含まれるヘモグロビン濃度はほぼ一定であることを示している。瀬崎ら¹³⁾はギンブナの 2 倍体, 3 倍体の血液成分について検討し, 同様な知見を得ている。性差ではヘマトクリット, ヘモグロビン量が雄で高く, Munkittrick ら¹⁸⁾, Burton ら¹⁹⁾の成熟キンギョと一致していた。

血清成分の総タンパク量 (TP), 総コレステロール (TC), グルコース (Glucose), グルタミン酸ピルビン酸トランスアミナーゼ (以下 GPT) は亜種別の比較では, 総タンパク量, 総コレステロールがギンブナで高値, グルコース, GPT はギンブナで高値であった。性別では全ての項目で雄が高値を示し, 特にグルコースで顕著であった。しかし統計学的にはいずれの項目も有意差はなかった。

血清成分の無機塩類の浸透圧, Na, Ca, Mg, Cl は亜種別の Na がギンブナで低値であったが, 他の項

目は差があまりなかった。性別では浸透圧を除いた他の項目で雌が高値を示した。統計学的には性別の Ca で有意差 ($P < 0.01$) を示し, 雌で高値であった。亜種別では差はなかった。

血清成分の中には生殖腺の発達程度, 成熟度と関連する項目がある。尾崎の総説²⁰⁾, 笹山ら²¹⁾は, 魚類で卵巣の発達度合と Ca が相関があることを, またキンギョに発情ホルモンを注射すると Ca 量が増加することを指摘しており, 今回の結果で雌が高値を示したことの意味を説明していると考ええる。また他の成分のタンパク量, コレステロールはコイ²²⁾が雌雄で差がなく, ニジマス²³⁾では, 成熟した雌で高値を示すことが報告されている。しかしながらギンブナ雌はいずれも雄より低値を示し一致したものとなっていない。これらの理由の一つとして活動度の程度を示すグルコース, ヘモグロビン量が雄で高く, 雌で低い, つまり活動度の差とともに取り扱い時のストレスによって浸透圧の高値, すなわち軽度の脱水症状をきたし, タンパク量, コレステロール等を雄でより増加させたのかもしれない。

以上の結果からギンブナ, ギンブナの亜種別の差は染色体数と関連した赤血球数, MCV に大きく現れた。また性別では, Ca で差を示したことから, フナの血液, 血清成分を検討する場合, 赤血球数, MCV を除けば亜種の区分を厳密にみる必要がなく, むしろ性別に留意して検討すべきことが明かになった。

3-2 フナの形態, 血液, 血清成分の季節変化

3-2-1 水温, DO (溶存酸素量), pH

図 8 に水温, DO の季節変化を, 表 7 に春 (1983年 5 月, 1984年 5 月, 1985年 6 月), 夏 (1983年 8 月, 1984年 7 月, 1985年 8 月), 秋 (1983年 11 月, 1984年 11 月), 冬 (1983年 2 月, 1984年 2 月, 1985年 2 月) の水温, DO, pH の平均値, 最小値, 最大値を

Na mM		Ca mM		Mg mM		Cl mM		GPT KU	
12		11		11		5		9	
132.9	19.3	2.889	0.527	2.162	0.301	106.5	11.8	16.2	3.7
9		9米米注2)		9		5		6	
136.3	17.5	3.887	1.026	2.238	0.366	107.1	5.9	13.8	5.0
21		21		21		10		16	
129.7	11.8	3.980	0.970	2.158	0.352	105.7	3.2	17.5	7.8

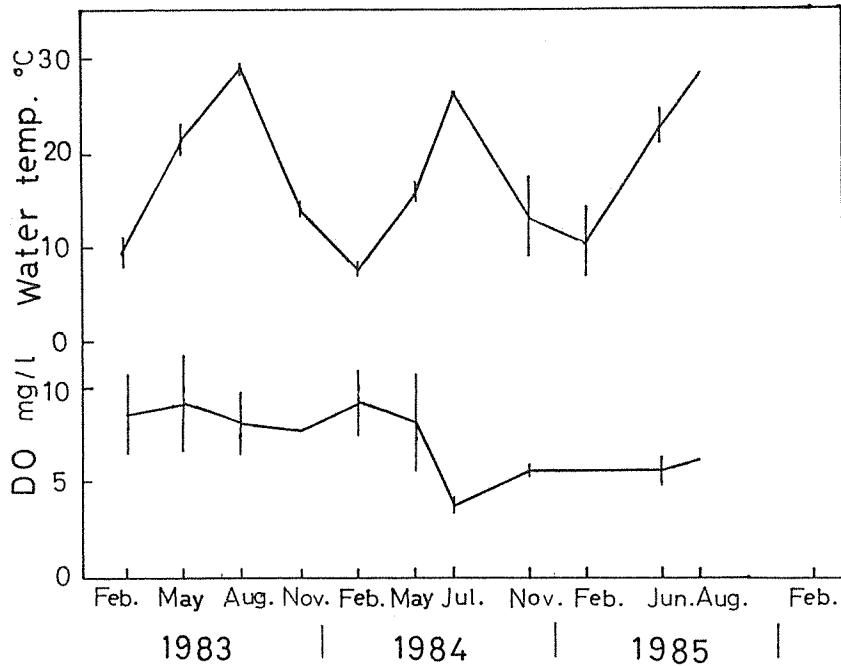


図 8 水温，溶存酸素量（DO）の季節変化
+：平均値±標準偏差

表 7 調査時の水温，DO，pH

季節	回数	水温 (°C)			DO (mg/l)			pH		
		平均値	最大	最小	平均値	最大	最小	平均値	最大	最小
春	6	20.3	24.0	16.0	7.6	11.0	5.2	7.5	8.5	7.2
夏	5	27.8	29.5	26.0	4.2	9.3	3.8	7.6	8.6	7.0
秋	3	13.4	16.1	9.8	6.3	7.8	5.2	7.2	7.6	7.0
冬	6	9.4	13.4	7.3	9.0	10.6	7.0	7.2	7.4	6.8

示した。

水温は春が平均値20.3℃，夏が27.8℃，秋が13.4℃，冬が9.4℃であり，春が秋より高温を示した。調査期間中の最小，最大水温は7.3℃，29.5℃であった。

DOは夏が平均値4.2mg/lで低く，冬が9.0mg/lで高値を示し，春，秋が7.6，6.3mg/lの値を示した。調査期間中の最小値が3.8mg/l，最大値が11.0mg/lであった。この最小値は1984年7月に出現した。しかし全体としてDOの季節変化は少なかった。

pHは夏が平均値7.6で高く，秋，冬が7.2で低値であった。調査期間中の最小値が6.8，最大値が8.6であった。

以上の水質の季節変化の中で1984年7月のDO値が低かったが，総じてあまり問題がないものと思わ

れた。なお水質の詳細な状況については水域環境指標1に報告されている²⁴⁾。

3-2-2 供試魚

血液検査魚の117尾の中で調査年月ごとの尾数と体長，体重を表8に示し，体長組成を図9に示した。

供試魚は外部，内部観察により著じるしい異常所見がない個体を選んだ。調査回数ごとの供試尾数の平均値は約10尾で，最小値が4尾，最大値が15尾であった。性別の検討は1984年2月より行い，その出現率は調査年月で異なるが，合計で雌が雄の4倍以上の高値を示した。

体長は全体の平均値が128.4mm，最小値が51mm，最大値が245mmであった。年齢を推定するにあたっては採集年月を考慮に入れなければならないが，おおよそ2歳

魚以上と思われた。

体重は全体の平均値が86.1g，最小値が7.6g，最大値が408gであった。

3-2-2 形態の季節変化

肥満度 (FI)，生殖腺重量% (Gon%)，肝臓重量% (Hepa%) の季節変化を図10に示した。

肥満度の季節変化は春あるいは夏に高値を示し，冬，秋に低値を示した。1984年，1985年は春に高く，夏に低かった。性別では雌と雄とで差があまりなかった。

生殖腺重量%は冬から春にかけて上昇し，夏は顕著に低下した。それ以後徐々に高くなった。性別にみると雌が1984年5月で13.4%，1985年6月で11.4%，雄は

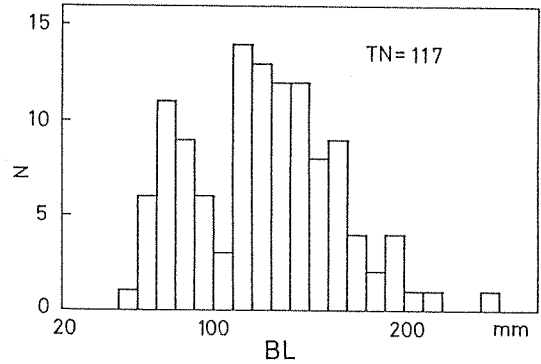


図9 血液検査供試魚の体長組成

表8 供試魚の性別の体長，体重

項目	性	1983								1984			
		Feb		May		Aug		Nov		Fe ^{注1)}	May		
体長	雄									0	2		
	雌									5	12		
	計	10 ^{注2)}		13		13		4		6 ^{注3)}	14		
		108.4	28.9	106.1	25.1	86.1	22.5	77.6	21.8	139.5	44.9	135.4	37.6
体重	雄									0	2		
	雌									4	12		
	計	10		13		13		4		6 ^{注3)}	14		
		61.7	39.0	41.6	26.2	30.1	19.4	20.2	14.6	115.8	78.4	109.8	97.4
項目	性	1984				1985				1986			
		Jul		Nov		Feb		Jun		Aug		Feb	
体長	雄	3		0		3		6		0		0	
	雌	4		7		9		9		9		5	
	計	9 ^{注3)}		7		12		15		9		5	
		104.7	41.9	163.9	37.2	125.7	12.7	143.5	17.4	135.0	15.0	171.0	19.9
体重	雄	3		0		3		6		0		0	
	雌	4		7		9		9		9		5	
	計	9 ^{注3)}		7		12		15		9		5	
		107.3	95.0	109.9	19.6	64.0	23.9	104.2	54.8	80.8	25.1	169.4	65.8
		74.5	56.1	109.9	19.6	106.7	72.7	113.0	62.8	80.8	25.1	169.4	65.8

注 1) 性の区別は1984年2月より行った。
 2) 尾数，平均値，標準偏差。
 3) 性不明の尾数が含まれる。

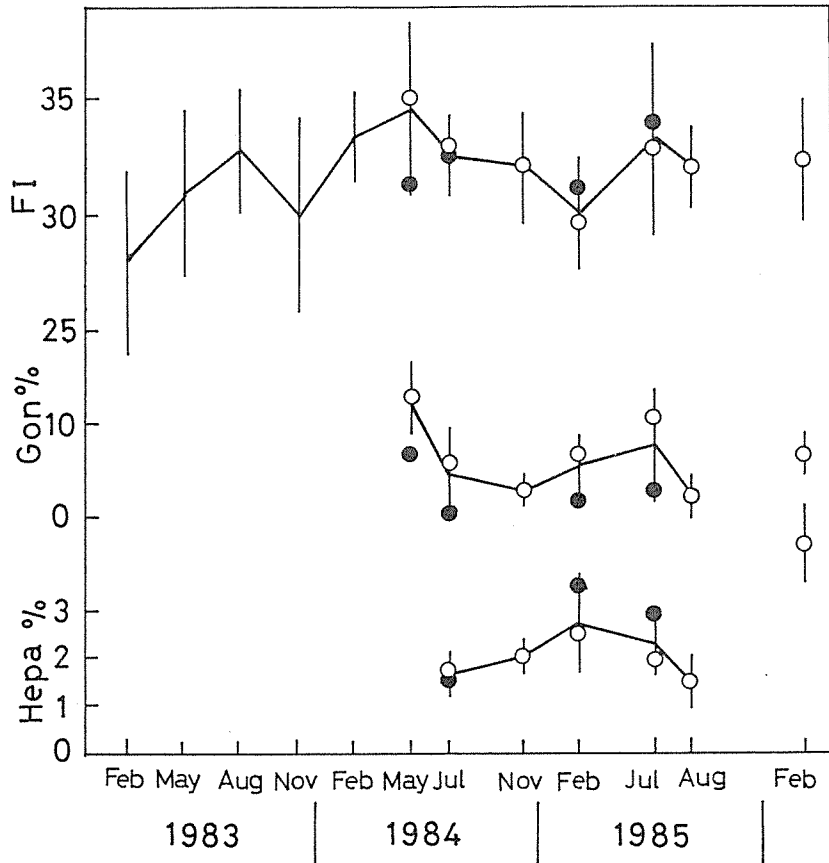


図10 肥満度 (FI), 生殖腺重量% (Gon%), 肝臓重量% (Hepa%) の性別の季節変化 +: 計の平均値±標準偏差 ●: 雄の平均値 ○: 雌の平均値

1985年6月で2.7%で約4倍以上の差を示した。8月は雌雄とも低下し、雌で6.4%, 雄で0.6%であった。これらはフナの産卵期(5, 6, 7月)に向けての卵の成熟と産卵, 放精, 8月の繁殖後の状態を示しており, 結果的には肥満度も低下すると考えた。

肝臓重量%の変化は, 秋から冬にかけて上昇し, 春, 夏と低下し, 生殖腺重量%の変化に先んじた傾向を示した。性別では1985年2月, 6月で雄の方が雌より高い値を示した。尾崎²⁵⁾は他の魚類でも同様な季節変化を示すことを指摘し, 比肝重が増大することによって生殖腺への栄養の移動が行なわれ, 生殖腺が発達する。成熟すると比肝重は低下するという。今回, 冬に高値を示し, 生殖腺への栄養補給がすでに冬期に開始あるいは準備されていると思われた。野外飼育したコイ²²⁾も同様な傾向を示し, さらに肝臓重量%と血清成分との関係ではタンパク量, コレステロール等と高い正相関を示したことから肝臓の栄養補給の役割

を裏付けている。比肝重の雌雄差では雌の方が高値を示すという報告が多く, 今回の結果と一致しなかった。体重から生殖腺重量を差引いた真の比肝重でも同様の結果であり, 肝臓の発達において雌雄間で若干の時間的ずれがあるのかもしれない。

3-2-4 血液成分の季節変化

ヘモグロビン量(Hb), ヘマトクリット(Ht)の変化を図11に, MCHC, MCHは表9に示した。

ヘモグロビン量は季節変化があまり明確でなかったが, 1984年を除いておおそ春から夏に上昇し, 8.5 mg/100ml以上, 秋に低下し, 7mg/100ml前後の値となった。性別は春に雄が雌より高く, 他の季節では雌が低かった。

ヘマトクリットは冬から春にかけて約35%と高値, 夏, 秋に30%前後の低値を示し, 一峰性の年変化を示した。性別では春に雄が雌より高値であった。

平均赤血球ヘモグロビン濃度(MCHC)は季節変

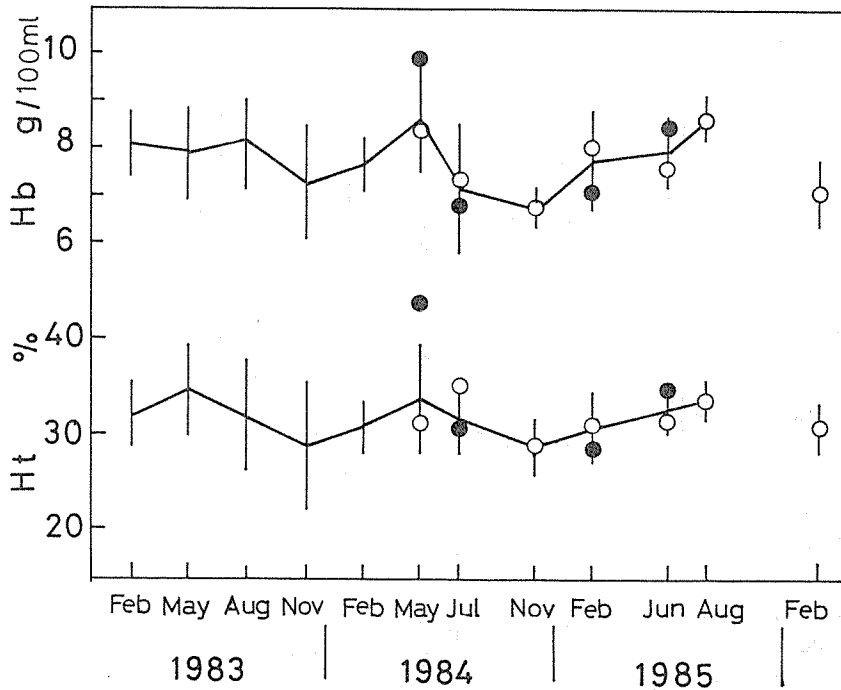


図11 ヘモグロビン量(Hb),ヘマトクリット(Ht)の性別の季節変化
 +:計の平均値±標準偏差 ●:雄の平均値 ○:雌の平均値

化が明かでなかった。性別でも差はあまりなかった。

平均赤血球ヘモグロビン量(MCH)は冬に高値を示す傾向を示したが、一定の変化がなく、性別では常に雌が雄より高値であった。

これら血液性状の季節変化について検討された報告は多い。その中でコイ^{22,26)}のヘモグロビン量、ヘマトクリットは春、秋に高値を示し夏、冬に低値になり二峰性の変化を示すとしている。また水温との関係では多くは水温上昇期に高値を示すことが報告されている^{18,20,27)}。フナではコイと異なり一峰性の変化を示し、ヘマトクリットは5月にピークがあった。またヘモグロビン量も春あるいは夏に高値を示す傾向があり、水温上昇期、活動期に対応した変化と思われた。性別の1984年5月、1985年6月の結果ではヘモグロビン量、ヘマトクリット双方で雄が雌より高値であり、繁殖行動の雌雄差²⁸⁾に関連した結果と考えられるが、今後、この活動量の性差については検討すべき点であると思われた。

3-2-5 血清成分の季節変化

総タンパク量(TP)、総コレステロール(TC)、グルコース(Glucose)の季節変化を図12に示した。

総タンパク量は春、秋で高値で、4.5g/100ml前後、夏、冬に低値で3~4g/100mlを示し、二峰性の年変

化を示した。性別では秋が不明であるが、雌雄間で差はあまりなかった。

グルコースは春から夏にかけて上昇し、1985年8月では200mg/lの高値を示した。秋、冬は低値で、周年変化としては一峰性の変化を示した。性別は夏を除いて冬、春で雄が雌より高値であった。

総コレステロールは1983年5月を除いて秋、春に高値で300mg/100ml以上、冬、夏に低値で260mg/100ml前後を示し二峰性の年変化を示した。春と秋では秋が高値を示す傾向にあった。性別は春、夏、冬ともに雄が高かった。

コイ²²⁾では総タンパク量、総コレステロールとも冬に高値、夏に低値の一峰性の季節変化を示し、フナとは異なる結果となった。これは天然魚と飼育魚との栄養状態、生殖腺の成熟度の差からきているものと思われる。Sano²⁹⁾はニジマスで総タンパク量が6月、9月に高値になることを見ており、また秋から冬にかけての変動は性腺の成熟と関係あるだろうとしている。性差では総タンパク量、総コレステロールが成熟雌で雄より高値であるという報告がある²³⁾。サケ科の繁殖期はコイ科とは異なることから血清成分の季節変化を一概に比較することはできないが、フナの場合、二峰性の年変化を示したことはサケ科と一致し、性差では

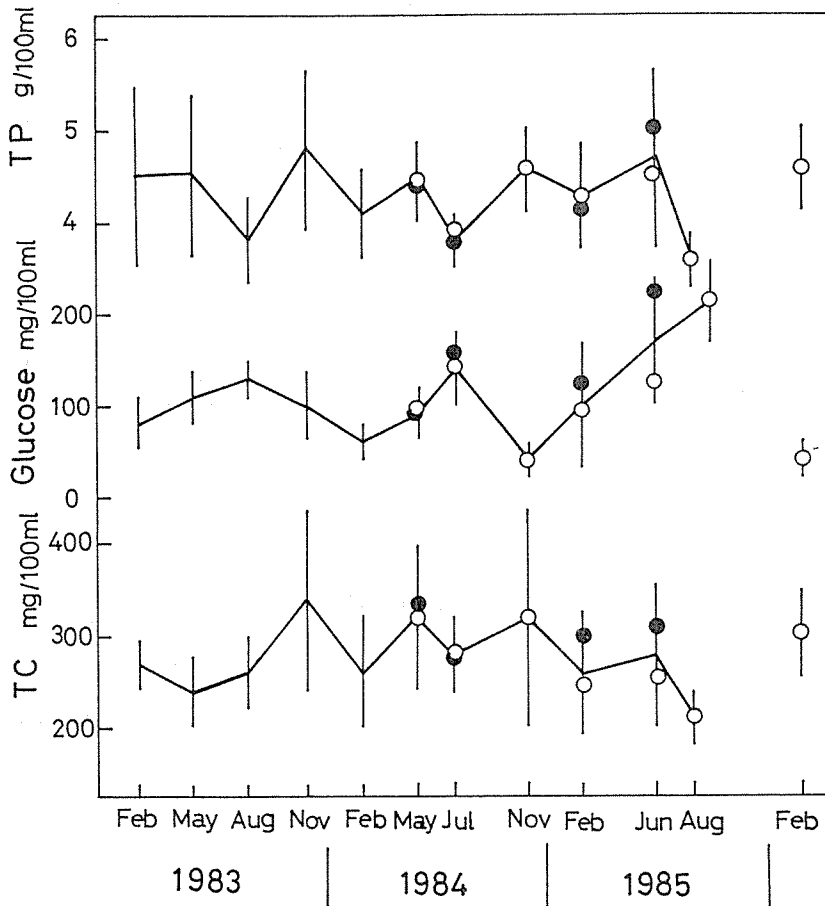


図12 総タンパク量 (TP), グルコース (Glucose), 総コレステロール (TC) の性別の季節変化

+ : 計の平均値 ± 標準偏差

● : 雄の平均値 ○ : 雌の平均値

一致しなかった。しかしフナは春に総タンパク量、コレステロールとも高値を示したのは生殖腺の成熟に関連したものと思われ、さらに水温上昇期の体成長への供給も考えられる。また秋で高値を示した理由は、水温下降期であり、体成長より合成、蓄積あるいは生殖腺への供給の準備が行われる時期³⁰⁾と考えられる。夏の低値は産卵後と活動代謝量の増加に関連した変化と思われた。

グルコースはコイでは一定の季節変化がなかった。しかしフナでは夏で高く、冬に低値を示す明かな変化を認めた。Hille²³⁾はニジマスでも同様な傾向を示すとしており、成長、活動上昇期における糖代謝の抗進が示唆された。雌雄の比較では1984年5.7月、1985年6月で雄が高値を示し、ヘモグロビン量等と同様に繁殖時期における活動度の差を反映したと思われた。

3-2-6 血清無機塩類の季節変化

血清浸透圧 (Osm), Ca, Mg の変化を図13に示した。また Na, Cl については表9に示した。

浸透圧の変化は春に高値で270 mOsm/kg以上、夏、秋に低値でほぼ260 mOsm/kgを示し、一峰性の年変化を示した。性別では春に雄が雌より若干高値を示したが、差はわずかであった。

Caは季節変化はあまり明確でないが、春、冬に高値、1984年5月で4.08 mMを示し、夏が3.00 mM以下の低値を示した。性別では秋が不明であるが、他はいずれも雌が雄より高値であった。特に1984年の春で差が大きかった。

Mgの季節変化はあまり明確でなかった。性別では雌雄間で差はなかった。

Na, Clは変動が大きく一定の傾向がみられなかった。性別による差はあまりなかった。

血清無機塩の中でCaは他の塩類とは異なる結果を

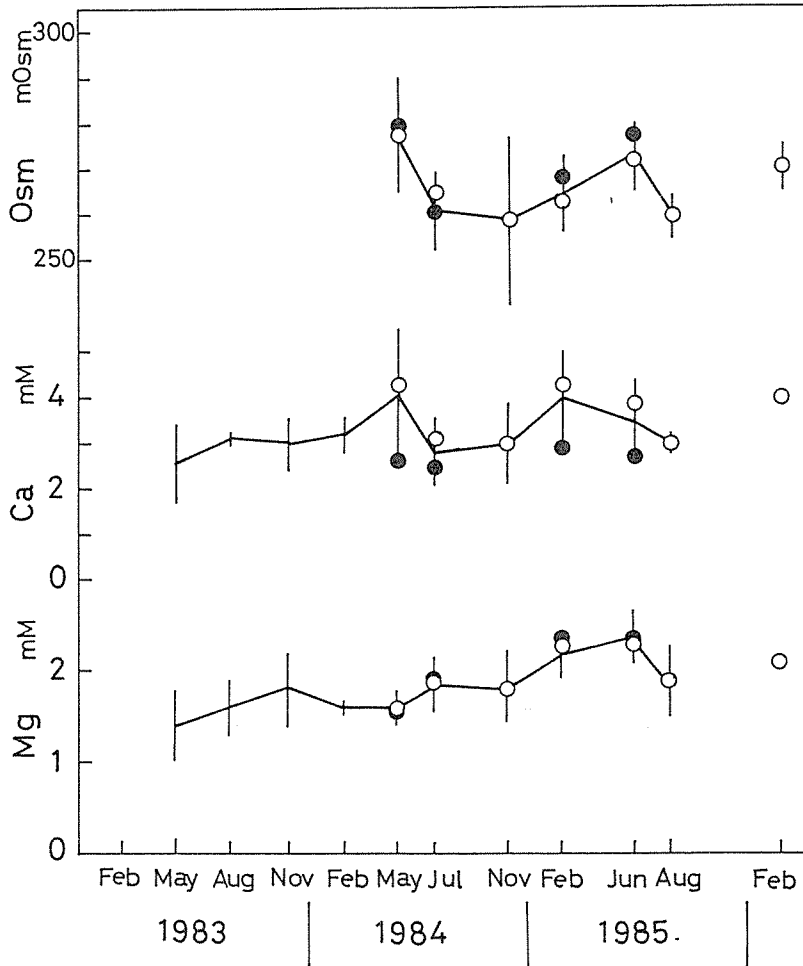


図13 浸透圧 (Osm), Ca, Mg の性別の季節変化

+ : 計の平均値土標準偏差 ● : 雄の平均値 ○ : 雌の平均値

示し、雄雌間で差が顕著であった。血清Caはタンパクと結合し、肝臓から卵巣に供給されて卵黄形成に寄与する。またこれらは生殖ホルモン(エストロゲン)の作用によるものであることが知られている^{20, 21)}。これらのことから成熟したフナは卵形成に向けて冬に血清Ca濃度を高めていくものと推測されたが、Caと正相関を示すといわれているタンパクの変化とはかならずしも一致したものとなっていなかった。生殖腺成熟に関与する成分の挙動に時期的な違いあるものと推測される。

Na, Cl, Mgは明確な季節変化を示さなかったが、Heinikeら³¹⁾はキンギョで水温30℃より20℃に順化した時の方が高くなり、コイ²²⁾では冬期で高まることが指摘されている。浸透圧は、春に高値で、浸透圧とその成分の無機塩類とは同じ変化を示さなかった。血

清浸透圧が冬より春に高値を示したのは取り扱い等のストレスによる影響を無視することはできないが、成長、繁殖時期に無機塩類を除く他の成分が増加することと関係しているのかもしれない。

3-2-7 GPT, メトヘモグロビンの季節変化

グルタミン酸ピルビン酸トランスアミナーゼ(以下GPT)と1985年5月から検査項目に追加したメトヘモグロビンの変化について検討したのが表10である。

GPTは春、夏に高値、秋に低値を示した。性別では1984年7月、1985年6月がいずれも雌が高値であった。

メトヘモグロビンは夏に18.8%の高値、冬に7.3%の低値であった。性別は尾数の関係で検討できなかった。

血清中のGTPはコイの場合²²⁾、春に高値を示した。このタンパク合成、分解酵素は正常魚

表9 MCHC, MCH, Na, Cl の性別の季節変化

項目	性	1983								1984			
		Feb		May		Aug		Nov		Feb		May	
MCHC (%)	雄									0		2	
	雌									4		9	1.0
	計	10	注1)	10		8		4		24.9	1.7	26.7	2.9
		25.3	2.8	22.9	1.5	26.3	5.3	25.3	12.6	24.9	1.7	25.9	3.0
MCH (10 ⁻⁹ mg)	雄									0		2	7.6
	雌									4		9	
	計	10		10		8		4		93.2	26.1	86.5	19.3
		67.7	16.6	59.7	13.0	66.2	12.3	54.5	10.7	93.2	26.1	80.4	22.2
Na (mM)	雄									0		2	0.0
	雌									4		11	
	計			11		7		3		130.2	9.9	125.7	11.2
				122.1	5.5	137.0	8.3	114.2	2.6	130.2	9.9	126.9	10.6
Cl (mM)	雄									0		2	6.5
	雌									4		11	
	計			11		7		2		106.1	7.6	109.9	2.2
				102.8	6.9	111.2	2.5	101.8	6.8	106.1	7.6	110.6	3.2

項目	性	注2)1984		1985								1986	
		Jul	Nov	Feb		Jun		Aug		Feb			
MCHC (%)	雄	3		0		2		6		0		0	
	雌	4		7		9		9		8		5	
	計	9		7		11		15		8		5	
		22.3	5.3	23.2	1.1	25.7	1.2	24.1	1.6	25.6	2.5	22.9	1.8
MCH (10 ⁻⁹ mg)	雄	3		0		2		6		0		0	
	雌	4		7		9		9		8		5	
	計	9		7		11		15		8		5	
		58.1	8.7	72.4	15.9	76.3	26.2	65.6	13.9	81.5	14.8	75.4	12.4
Na (mM)	雄	3		0		3		6		0		0	
	雌	3		7		9		9		9		5	
	計	8		7		12		15		9		5	
		117.3	19.1	135.3	27.3	120.0	8.0	147.0	8.0	125.2	8.8	127.2	6.9
Cl (mM)	雄	2		0		2		3		0		0	
	雌	2		5		7		6		6		0	
	計	5		5		9		9		6		0	
		79.3	24.7	106.1	7.8	105.3	2.7	105.8	5.6	106.7	3.0		
		94.3	19.6	106.1	7.8	107.5	7.5	104.0	5.6	106.7	3.0		

注1) 尾数, 平均値, 標準偏差, 表10も同様 2) 性不明の尾数が含まれている。

にも存在し, 細胞膜の透過性, 壊死が生じると血中に放出し, 活性値は高くなる。しかしながらコイの健康魚の値は春が28.3k単位, 夏が14.9k単位に対してフナでは春が19.4k単位, 夏が21.0k単位で差はわずか

であった。これらのことからGPTの変化は肝機能障害としてみるより水温上昇期の肝機能亢進に付随した変化としてみた方がよいようである。

次にメトヘモグロビンは正常赤血球内に存在するが,

表10 GPT, メトヘモグロビンの性別の季節変化

項目	性	1984		1985		1986		
		May	Jul	Nov	Feb	Jun	Aug	Feb
GTP (KU)	雄	1 28	3 12.7 1.5	0	1 25	6 15.0 1.3	0	
	雌	3 26.7 10.0	6 22.8 8.3	5 7.8 3.7	8 14.0 5.2	8 18.4 7.4	9 22.6 5.3	
	計	4 27.0 8.2	9 19.4 8.4	5 7.8 3.7	9 15.2 6.1	14 16.9 5.8	9 22.6 5.3	
メトヘモ グロビン (%)	雄					1 8.9	0 0	
	雌					3 7.3 3.4	7 18.8 5.7	5 7.3 2.3
	計					4 7.7 2.9	7 18.8 5.7	5 7.3 2.3

高濃度の亜硝酸等が含まれる水に曝露されるとヘモグロビンが酸化されてメトヘモグロビンの量が増加する。その結果、ヘモグロビンの本来の役割である酸素運搬能等に支障をきたす。メトヘモグロビンは分析方法によって値の変動が大きいといわれている。今回は Evelyn-Malloy 法³²⁾を改変した Van Assendeleff 法³³⁾を用いたのだが、個体によって変動が大きく今後検討を要するが、室内飼育(流水式水槽)の正常フナの場合、6.0%の値を得た。この値と今回の値とを比較すると、冬の低値の7.3%、夏の18.8%といずれも野外で高値、特に夏は、軽度のメトヘモグロビン血症になっていることが示唆された。ちなみに水質のNO₂-Nの値は調査時期が異なるが夏0.64mg/l、冬0.28mg/lであった。また鶴見川でフナ類が分布する水域のNO₂-Nの濃度範囲は平均値0.40mg/l、最大値が1.04mg/l、最小値が0.04mg/lであった。Palachek ら³⁴⁾はキャットフィッシュ、ティラピア、ブラックバスに対する急性毒性について検討し、鋭敏な魚種のキャットフィッシュ、ティラピアは外界水のNO₂-Nが1.5mg/lのときメトヘモグロビンは10~20%の値になることを報告し、またLC₅₀ 96時間値はそれぞれ7.1、16.2mg/lであった。これからみると鶴見川のNO₂-N濃度は低値であり、急性影響はあまりないものと思われる。しかしメトヘモグロビンが夏で比較的高値であったことは、溶存酸素量とともにこの時期でのNO₂-Nの影響について注目する必要がある。

3-2-8 季節変化のまとめ

今までみてきたように血液成分、血清成分は一定の

季節変化を示す項目が多かった。成熟魚にとっては生殖サイクルは重要であり、体成長とともに季節変化の主要な原因になっている。

各項目の変化パターンをまとめてみる。

① 春から夏にかけてピークがある一峰性の変化
ヘモグロビン量、ヘマトクリット、グルコース、GPT, 浸透圧

② 春あるいは冬にピークがある一峰性の変化
Ca

③ 春と秋にピークがある二峰性の変化
総タンパク量、コレステロール

④ その他
MCHC, MCH, Na, Cl

性別では雄の尾数が少なかったが、ヘモグロビン量、ヘマトクリット、グルコース、コレステロール、Caが雌雄の間で差を生じた。

以上の変化パターンと形態の季節変化とを対応させて生理生態的観点から周年変化を要約すると、

冬：静止、貯蔵期→春：成長、繁殖期→夏：活動、疲弊期→秋：回復期
のようになる。

これらの期間中、外部環境の急激な変化に対し鉛敏に反応する時期は夏の活動、疲弊期と思われる。すなわち産卵後の疲弊、水温上昇による活動度の亢進等が相乗的に魚体へ過度のストレスとなって現われる。

また体内の各物質代謝系の働きが最も活発になる、繁殖期の春もまた外部環境の影響によって攪乱され易い時期と推測された。ちなみに環境条件と繁殖との関

表 11 季節別，性別の形態，血液，

季節	性別	肥満度	生殖腺重量 %	肝臓重量 %	ヘモグロビン量 g/100ml	ヘマトクリット %	MCHC %	MCH 10 ⁻⁹ mg	総タンパク量 g/100ml	グルコース mg/100ml									
春	雄	7 ^{注1)} 33.2	6 5.3	4 3.47	8 2.08	8 2.97	8 0.34	8 8.88	8 0.88	8 36.8	8 4.9	8 24.3	8 1.5	8 59.8	8 24.3	8 4.86	8 1.08	8 192.3	8 83.5
	雌	21 34.2	19 3.5	5 12.57	18 4.79	18 1.96	18 0.55	18 8.03	18 0.80	18 31.6	18 3.1	18 25.4	18 2.6	18 76.1	18 19.5	19 4.49	19 0.65	21 108.4	21 37.2
	計	42 ^{注2)} 33.4	25 3.8	9 10.48	36 5.73	36 2.41	36 0.69	36 8.21	36 1.05	36 33.7	36 4.7	36 24.5	36 2.3	36 68.4	36 17.7	39 4.61	39 0.79	37 126.6	37 59.2
夏	雄	3 32.8	3 0.7	2 0.63	3 0.23	3 1.55	3 0.50	3 6.79	3 1.45	3 30.7	3 2.5	3 22.3	3 5.3	3 58.1	3 8.7	3 3.80	3 0.35	3 150.9	3 36.5
	雌	15 32.5	10 1.8	11 4.78	12 2.82	12 1.68	12 0.53	12 8.27	12 1.20	12 34.5	12 3.5	12 24.1	12 4.0	12 76.6	12 17.3	14 3.74	14 0.32	14 184.4	14 56.4
	計	27 32.7	15 1.8	13 3.60	25 3.92	25 1.66	25 0.51	25 7.96	25 1.19	25 32.1	25 3.7	25 25.1	25 4.6	25 73.5	25 15.6	27 3.69	27 0.39	20 163.0	20 51.4
秋	雄	0 32.2	0 2.5	0 3.20	0 2.0	0 2.13	0 0.42	0 6.79	0 0.38	0 29.4	0 2.8	0 23.2	0 1.1	0 72.4	0 15.9	0 4.57	0 0.54	0 43.2	0 19.6
	雌	6 31.3	6 3.2	3 3.20	7 2.0	7 2.13	7 0.42	7 7.09	7 0.83	7 30.3	7 4.1	7 23.5	7 1.5	7 65.2	7 15.7	10 4.60	10 0.68	10 62.4	10 39.7
	計	11 31.2	6 1.8	3 1.90	11 0.28	11 3.60	11 0.28	11 7.09	11 2.61	11 28.5	11 9.2	11 24.7	11 1.2	11 63.8	11 27.9	10 4.15	10 1.06	10 123.6	10 109.4
冬	雄	3 31.6	2 3.1	2 7.13	2 1.77	2 3.39	2 1.41	2 7.65	2 0.76	2 30.8	2 2.7	2 24.8	2 1.9	2 81.4	2 23.8	2 4.23	2 0.49	2 69.2	2 47.8
	雌	18 31.1	12 2.9	12 6.39	12 2.51	12 3.42	12 1.30	12 7.85	12 0.78	12 31.5	12 3.4	12 25.0	12 2.1	12 76.3	12 21.6	31 4.26	31 0.72	31 77.5	31 50.1
	計	33 31.1	14 2.9	14 6.39	14 2.51	14 3.42	14 1.30	14 7.85	14 0.78	14 31.5	14 3.4	14 25.0	14 2.1	14 76.3	14 21.6	31 4.26	31 0.72	31 77.5	31 50.1

注 1) 尾数，平均値，標準偏差，表 12 も同様。 2) 性別と計の尾数が異なるのは性不明尾数を加えて

係を検討した報告は多く，温度，光，栄養状態（エサ条件）などの因子が繁殖に影響することが指摘されている³⁵⁻³⁷⁾。キンギョでは温度の条件が強く作用し，生殖適水温の約20℃～25℃の範囲で生殖腺が発達し，排卵，産卵が起こるが，適水温を大きくはずれると起こらなくなる。光周期は長日条件が有効に作用するが，キンギョでは温度ほど重要な要因となっていない。栄養状態は卵サイズ，卵質，卵数に影響を及ぼし，栄養不良だと生殖腺の退行が起こりやすいことが知られている。

3-3 評価基準値

3-3-1 基準値の設定

水域における環境モニタリングに用いられる指標生物はバクテリア，藻類，無脊椎動物等が主で，魚類に

関しては比較的少ない³⁸⁾。また魚類に限って既存の文献をみても，単一物質による毒性，蓄積性評価，不特定各種汚染物質に対する影響評価などが多く³⁹⁾，今回の様な自然環境に生育する魚類の健康状態による評価の試みはWedemeyerら⁴⁰⁾がサケ科で行っている以外あまりない。その大きな理由は魚種，年齢，成長，性，生殖周期，季節，取り扱い等の変動要因が結果判定を困難にするからである。しかし主要な要因について解析し，それを基に判定基準を設定して行けば健康状態の評価も可能と思われる。フナの場合は亜種の区分などの分類学的な問題点が残されているが，血液，血清成分から見る限り，亜種の区分はあまり問題でなく，むしろ季節，生殖周期，性における変動が大きかった。これらのことから今回は，季節別，性別に血液，

血清成分の平均値，標準偏差

総コレステロール mg/100 ml	浸透圧 mOsm	Na mM	Ca mM	Mg mM	Cl mM	GPT KU	メトヘモグロビン %
8 318.1	8 75.8	8 278.3	7 8.4	7 143.0	7 12.5	5 2.693	1 0.289
21 293.7	21 85.3	20 275.0	20 11.4	20 135.3	20 14.6	17 4.140	3 1.166
38 282.9	29 68.2	39 275.9	38 10.6	38 133.2	38 19.9	33 3.418	4 1.24
3 281.4	3 47.6	3 260.7	3 10.1	3 117.3	3 19.1	3 2.506	0 0.387
14 241.2	13 9.6	12 262.1	12 6.3	14 123.2	14 11.6	14 3.041	7 0.610
23 246.6	18 49.4	24 260.3	24 7.8	25 127.0	25 11.7	25 2.885	7 0.463
0	0	0	0	0	0	0	0
7 321.3	7 115.9	7 258.9	7 18.7	7 135.3	7 27.3	5 3.000	6 0.885
10 343.7	7 129.3	10 258.9	10 18.7	10 129.0	10 24.5	10 2.994	6 0.778
3 300.7	3 37.3	3 268.7	3 9.3	3 115.9	3 15.2	3 2.928	1 0.319
18 267.4	14 70.3	18 265.9	18 9.0	18 123.7	18 8.4	16 4.014	5 0.737
31 272.4	17 64.7	21 266.4	21 8.8	21 123.1	21 10.0	19 3.855	5 0.789

いるためである。

血清成分の値をまとめたのが表11である。

この表から秋の性別の尾数が少なく、今後例数を追加していく必要があるが、フナの生理学的基礎数値が得られたものと考えた。

3-3-2 室内飼育フナとの比較

鶴見川で採集したフナを恒温室内に設置した流水式水槽(50mm³)に収容し、2年間飼育したものを供試魚とした。水温は20℃±5℃であった。DOは6~9mg/lであった。供試魚の体長、体重の平均値±標準偏差は120.3±12.3(mm)、56.9±20.6(g)であった。なお餌給は1日あたり体重の約1%あてに行い、餌はコイ用配合飼料(日本配合飼料KK)を用いた。

室内飼育フナの形態、血液、血清成分を表12に示した。

野外の基準値の表11と室内の値とを比較する。

形態の生殖腺重量%，肝臓重量%は野外の冬の値に近似していた。肝臓重量%は室内が野外のいずれの季節の値より高値であった。雄の尾数が少なかったが、性別でも室内の方が高値を示した。

ヘモグロビン量、ヘマトクリット、MCHC、MCHはMCHを除いて野外の冬の値と同様であった。

血清成分の総タンパク量、総コレステロールはともに室内は野外の値に比して明かな高値を示し、特に総コレステロールでは野外で最高値、343.7mg/100mlに比較しても120mg/100ml以上の差を示した。

グルコースは野外の秋、冬を除く他の季節で室内の2、4倍の高値を示した。

浸透圧は室内が野外での冬の値、Na、Mgはいずれ

表12 室内飼育フナの形態，血液，血清成分

性	肥満度	生殖腺重量%	肝臓重量%	脾臓重量%	ヘモグロビン量g/100ml	ヘマトクリット%	MCHC%	MCH 10 ⁻⁹ mg	総タンパク量g/100ml
雄	3 32.6 2.6	3 3.80 0.35	3 5.40 1.15	3 6.61 0.51	3 28.9 6.5	3 23.5 4.0	3 57.9 17.6	3 5.90 1.13	
雌	19 31.5 2.9	19 6.79 4.20	19 3.74 2.14	19 7.99 1.07	18 31.7 4.1	18 25.3 3.0	19 65.5 12.6	18 5.18 0.66	
計	22 31.7 2.8	22 6.38 4.03	22 3.97 2.09	22 7.81 1.11	21 31.3 4.4	21 25.1 3.1	22 64.5 13.1	21 5.29 0.75	

性	グルコースmg/100ml	総コレステロールmg/100ml	浸透圧mOsm	Na mM	Ca mM	Mg mM	GPT KU	メトヘモグロビン%
雄	2 28.8 6.7	3 515.9 165.3	2 274.5 13.4	3 123.1 16.9	3 3.190 0.926	3 2.075 0.275	1 13	3 6.43 2.93
雌	15 36.2 13.2	18 456.9 77.6	17 267.8 9.5	14 111.9 19.4	15 3.542 1.035	15 1.555 0.646	2 8.0 2.8	13 5.90 2.37
計	17 35.3 12.7	21 465.3 91.1	19 268.5 9.7	17 113.9 16.0	18 3.483 1.001	18 1.641 0.627	3 9.7 3.5	16 6.00 2.38

注 CIは欠測項目であった。

の季節でも野外より低値であった。Caは室内が高値であった。

GPTは秋を除いて、室内で低値、メトヘモグロビンも室内が低値であった。

以上の結果から野外と室内との差は、肝臓重量%、総タンパク量、総コレステロールが室内で高値であり、MCH、グルコースは、室内が低値であった。タンパク、脂質成分が室内でより高値を示したことは飼育、エサ条件の差に帰因したものと思われ、またグルコースが室内で低値を示したことは取り扱い等によるストレスの影響が室内で少なかったと思われた。

なお、血清無機塩類は浸透圧を含め野外より室内が低値を示す傾向にあり、ストレスを考慮して考える必要があった。

3-3-3 評価基準値のまとめ

今までの検討結果から野外での血液、血清成分は取り扱い等のストレスの影響で高値を示す成分があるが、環境要因に対応した変化を十分把握できると考える。

そこで健康状態を評価するための有効な指標をあげれば、(1)呼吸機能の指標としてヘモグロビン量、ヘマト

クリット、メトヘモグロビン、(2)肝機能、栄養状態の指標として総タンパク量、総コレステロール (3)活動代謝量、ストレスの指標としてグルコース、浸透圧あるいはNa、Cl、(4)生殖腺の指標としてCaがある。以上の指標は目的に応じて選択し、簡略化を計ることも可能である。また今後の課題として、疾病、外観、内観の異常所見との関係を検討し、他の河川との比較検討も必要であろう。

今回、得られた解析結果は実河川に生息する指標魚の健康状態をモニターすることにより水域環境を総合的に評価するための基礎的資料となりうるものであり、今後もさらに検討を進めていきたい。

謝 辞

本研究をまとめるにあたり、数々の御教示、御鞭撻をいただいた東京水産大学名誉教授・尾崎久雄博士、東京水産大学教授・池田弥生博士、また数多くの文献と御意見を頂いた江ノ島水族館・瀬崎啓次郎氏、横須賀市自然博物館・林公義氏、平塚市博物館・浜口哲一氏に対し厚く感謝の意を表する。

4 まとめ

鶴見川に生息するフナを指標魚として生理学的観点からモニタリング手法の検討を行ない、以下の知見を得た。

- (1) 調査時期は1983年2月から1986年2月の3年間であった。
- (2) 供試魚の尾数は、亜種別、性別の変動要因の解析で79尾～44尾、季節変化は117尾であった。年齢組成は特に2歳魚が多く占めた。
- (3) 鶴見川のフナの種類は、鰓耙数、背鰭軟条数、赤血球長径から区分するとキンブナの雌雄2倍体、ギンブナ雌3倍体が多く出現し、他にギンブナ雌2倍体、交雑種が少数出現した。
- (4) フナ亜種間(キンブナ雌とギンブナ雌)の血液、血清成分の差は、2倍体と3倍体の赤血球長径に帰した赤血球数、MCVで有意であった。
- (5) キンブナの性別の比較ではCaを除いて雄が高値を示す傾向があった。統計学的にはCaが雌で有意に高値であった。
- (6) 赤血球数、MCVを除いた項目の季節変化は、成長、生殖サイクルと関係していることが示唆された。
- (7) 水域環境評価のための基礎的資料となる血液、血清成分値が得られた。
- (8) 野外と室内との測定値の比較は取り扱い、エサ条件における差として生じた。

以上のことからフナの生理状態を評価する場合、成長、繁殖期等の生殖サイクルを考慮して評価する必要がある。また活動、疲弊期の夏は魚にとって外界の変化に鋭敏で影響を受けやすい時期と示唆された。

文 献

- 1) 小林 弘：倍数性ギンブナの日本および日本周辺地域の分布とその起源について、海洋科学, 17, 75-81 (1985)。
- 2) 中村守純：日本のコイ科魚類, 資源科学研究所 (1969)。
- 3) 中村守純：原色淡水魚類検索図鑑, 北隆館(1963)。
- 4) 宮地伝三郎, 川那部浩哉, 水野信彦：原色日本淡水魚類図鑑 改訂版, 保育社 (1975)。
- 5) 加福竹一郎：フナ品種の内部形態について, フナ属の種類とその分化, 中間報告, 日本魚類学会シンポジウム (1975)。
- 6) 小林 弘：日本および日本周辺地域の倍数体ブナの分布, 日本女子大学紀要, 29, 145-161 (1982)。
- 7) 谷口順彦：電気泳動法によるフナ類の種・種族の

判別および類縁関係, 魚類種属の生化学的判別 (日本水産学会編), 水産学シリーズ9, 恒星社厚生閣, 65-79 (1975)。

- 8) 小林 弘・川島康代・竹内直政：フナ属魚類の染色体の比較研究, 特にギンブナに現われた倍数性について, 魚類学雑誌, 17, 153-160 (1970)。
- 9) 小林 弘・中村修子：2倍体, 3倍体の赤血球径について, 日本女子大学紀要, 21, 155-163 (1974)。
- 10) 瀬崎啓次郎・小林 弘・中村守純：2倍体および3倍体ギンブナの赤血球径の比較, 魚類学雑誌, 24, 135-140 (1977)。
- 11) S.M.Liu, K.Sezaki, K.Hashimoto, H.Kobayashi, M.Nakamura: Simplified Techniques for Determination of Polyploidy in Ginbuna *Carassius auratus langsdorfi*, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 44, 601-606 (1978)。
- 12) 瀬崎啓次郎：ギンブナの赤血球径について, 動物園水族雑誌, 16, 23-26 (1974)。
- 13) K.Sezaki, S.Watanabe, K.Hashimoto: A Comparison of Chemical Composition between Diploids and Triploids of "Ginbuna" *Carassius auratus langsdorfi*, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 49, 97-101 (1983)。
- 14) 横浜市下水道局：下水処理水放流先河川の生物相調査結果の概要, 10-11 (1984)。
- 15) 浜口哲一・林 弘章：平塚市に産するフナの分類について平塚市博物館研究報告「自然と文化」(7), 19-37 (1984)。
- 16) 君塚芳輝, 多紀保彦：多摩川下流域の魚類相, 大田区の水生物, 7-28 (1985)。
- 17) 樋口文夫, 水尾寛己：横浜市内河川の魚類相, 横浜の川と海の生物 (第4報), 横浜市公害対策局公害資料126, 57-84 (1986)。
- 18) K.R.Munkintrick, J.F.Leachman: Hematocrit Values in Feral Goldfish, *Carassius auratus* L., as indicators of the Health of the Population, *J. Fish. Biol.*, 23, 153-161 (1983)。
- 19) C.B.Burton, S.A.Murray: Effect of Density on Goldfish Blood. I. Hematology, *Comp. Biochem. Physiol.* 62A, 555-558 (1979)。
- 20) 尾崎久雄：血液の生理, 魚類生理学講座I, 録書

- 房(1975).
- 21) 笹山雄一・小黒千足:カルシウム代謝とホルモン(1), 下等脊椎動物を中心に, ホルモンと水・電解質代謝, ホルモンの生物学7(日本比較内分泌学会編), 学会出版センター, 103-124(1981)
- 22) 樋口文夫・水尾寛己, 島中潤一郎, 福島 悟:野外飼育におけるコイの血液成分の季節, 年齢, 性による変化(1), 横浜市公害研究所報, 10, 101-117(1985).
- 23) S. Hille: A Literature Review of the Blood Chemistry of Rainbow Trout, *Salmo gairdneri* Rich, *J. Fish Biol*, 20, 535-569(1982).
- 24) 福島 博:水域環境指標 I, 主成分分析による水質評価, 横浜市公害研究所報, 11, 69-81(1986).
- 25) 尾崎久雄:消化の生理(上), 魚類生理学講座VI, 緑書房(1971).
- 26) 尾崎久雄・池田弥生:魚類の健康評価技術の開発に関する研究, 魚病体策技術開発研究成果報告書, 東京水産大学, 30-49(1980).
- 27) A. H. Houston, M. A. Dewilde: Thermoacclimatory Variations in the Haematology of the Common Carp (*Cyprinus carpio*), *J. Exp. Biol.*, 49, 71-81(1968).
- 28) H. A. Poston: Effects of Sex and Reproductive Stage on Haemoglobin levels in brown trout. Nutrition of the Trout, *Fish. Res. Bull.*, 29, 28-29(1966).
- 29) T. Sano: Haematological Studies of the Culture Fishes in Japan 3, Changes in Blood Constituents with Growth of Rainbow Trout, *J. Tokyo Univ. Fish*, 46, 77-87(1960).
- 30) V. J. Bye: The Role of Environmental Factors in the Timing of Reproductive Cycles, *Fish Reproduction. Academic Press*, 187-205(1984).
- 31) E. A. Heinicke, A. H. Houston: Effect of Thermal Acclimation and Sublethal Heat Shock upon Ionic Regulation in the Goldfish, *Carassius auratus* L., *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 22, 1455-1476(1965).
- 32) K. A. Evelyn, H. T. Malloy: Microdetermination of Oxyhemoglobin, methemoglobin, and Sulfhemoglobin in a Single Sample of Blood, *J. Biol. Chem.*, 126, 655-662(1938).
- 33) 松原高覧:臨床検査技術全書III, 血液検査, 三輪史朗編, 医学書院, 47-49(1979).
- 34) P. M. Palachek, J. R. Tomasso: Toxicity of Nitrite to Channel Catfish (*Ictalurus punctatus*), Tilapia (*Tilapia aurea*), and Large Mouth Bass (*Micropterus salmoides*); Evidence for a Nitrite Exclusion Mechanism, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41, 1739-1744(1984).
- 35) 山本喜一郎:生殖. 魚類生理改訂増補, 川本信之編. 恒星社厚生閣, 245-286(1977).
- 36) 吉岡寛:環境と成熟・産卵, 淡水魚, 魚類の成熟と産卵, (日本水産学会編)水産学シリーズ6, 恒星社厚生閣, 55-65(1974).
- 37) 高橋裕哉:繁殖, 実験動物としての魚類, 江上信雄編, ソフトサイエンス社, 44-66(1981).
- 38) J. Hellawell: Biological Surveillance and Water Quality Monitoring, Biological Monitoring of Inland Fisheries, Edited by J. S. Alabaster, A. S. Publisher, 69-88(1977).
- 39) 田端健二:生物学的実験手法による水質評価, 公害と対策, 17, 419-426(1981).
- 40) G. A. Wedemeyer, W. T. Yasutake: Clinical Methods for the Assessment of the Effects of Environmental Stress on the Fish Health, Technical Papers of the V. S. Fish and Wildlife Service, Washington, D. C (1977).

高級脂肪酸による市内河川の水質汚濁状況とその評価

大場 栄次*

要 旨

横浜市内を流れる主な河川の鶴見川（恩田川2地点を含む9地点）、境川（6地点）、柏尾川（3地点）、大岡川（3地点）、帷子川（河口付近3地点を含む8地点）における、河川水中の高級脂肪酸濃度（ラウリン酸、リノール酸、ミリスチン酸、オレイン酸、パルミチン酸及びステアリン酸）を季節毎に年4回調査したところ、脂肪酸の平均濃度は市内河川全体で300 ppb前後であった。鶴見川水系の高級脂肪酸総濃度（検出された物質の総濃度）は上流域から下流域まで比較の変動の少ない値を示した。また帷子川水系と境、柏尾川水系の高級脂肪酸総濃度は、下流域より上流域の調査地点で高い値を示していた。大岡川水系の高級脂肪酸総濃度は下流域になるに従って高い値を示した。

また、中、下流域で4種以上の淡水魚が生息している調査地点の高級脂肪酸総濃度の平均値（221 ppb）を基準とし、調査地点の高級脂肪酸総濃度との比の対数を取り、脂肪酸汚濁指数（PIF）とし河川の水質評価を試みた。

1. はじめに

現在の水質汚濁に関連する河川水の評価は、ある物質の濃度をそのまま表現して評価することとは別に、河川水中に生息する生物種などを尺度として評価することも大切なことである¹⁾

河川水に直接関係している生物によって市内河川の水質を評価する場合、現在われわれが大きな目標としている「魚が生息する河川環境」を基本に考えると、多くの魚種が生息している河川水域が代表的な水域であるものといえよう。

この目標に向けて、代表となる水域あるいは調査地点の抽出にあたっては、なるべく市内の主要河川全体から抽出することが望ましい。しかし、横浜市内河川の生物相調査結果²⁾から報告されている通り、現在の市内河川で5種以上の淡水魚が生息している水域は鶴見川の1部分の水域であり、帷子川、境、柏尾川、大岡川の調査水域では5種類以上の淡水魚が確認されている水域は存在していない。よって4種以上の淡水魚が採取された調査地点を抽出してみると、今回の高級

脂肪酸濃度を調査した市内5河川のうち源流部を除いても2河川から抽出されたため、4種以上の淡水魚が生息している調査地点を抽出することが、現在のところ一番妥当であろう。

そこで今回の報告では、生活系排水の影響を示すと考えられる市内河川水中の高級脂肪酸濃度の実態調査結果を示すとともに、横浜市内河川の生物相調査結果²⁾から代表に選んだ地点での河川水中の基準として、水質汚濁の程度を評価することを試みた。

2. 調査方法

2-1 調査地点

鶴見川（支流、恩田川を含む）、境川、柏尾川、大岡川、帷子川の各調査地点を表-1に示す。

2-2 調査時期

鶴見川、境川、柏尾川、大岡川、帷子川の各調査時期を表-1に示す。

2-3 高級脂肪酸の分析方法

洗濯用粉石鹼や入浴用石鹼にはオレイン酸、パルミ

Evaluation of river water pollution by fatty acid in Yokohama

* Eiji Ohba, 横浜市公害研究所水質部門

チン酸、ステアリン酸が35%~60%含まれており、またオレイン酸やパルミチン酸は、家庭や飲食店で使用している動、植物性油に含まれている。その内ステアリン酸は特に牛脂に多く含まれている。このことから生活系排水中に多く含まれているラウリン酸、リノール酸、ミリスチン酸、オレイン酸、パルミチン酸、ステアリン酸の6種類の高級脂肪酸について図-1に示す分析方法で分析を行った。

表-1 調査地点

河川名	地点番号	地点名	河川名	地点番号	地点名
鶴見川	T-1	末吉橋	大岡川	OH-1	最戸橋
"	T-2	大綱橋	"	OH-2	日下橋
"	T-3	亀の子橋	"	OH-3	上之橋
"	T-4	落合橋			(水取沢)
"	T-5	千代橋	境川	S-1	新屋敷橋
"	T-6	水代車橋	"	S-2	あずま橋
"	T-7	源流部	"	S-3	東西橋
恩田川	O-1	都の内橋	"	S-4	高鎌橋
"	O-2	堀の内橋	"	S-5	境橋
昭和58年11月、59年2月に調査			"	S-6	鶴間橋
帷子川	K-1	月見橋	柏尾川	KS-1	古館橋
"	K-2	築地橋	"	KS-2	匠立橋
"	K-3	水道橋	"	KS-3	駒立橋
"	K-4	柳橋			
"	K-5	わしやま橋			
"	K-6	鑑橋			
"	K-7	大貫橋			
"	K-8	源流部			
昭和60年2月、5月、7月、11月に調査			昭和59年5月、8月、11月、60年2月に調査		

3. 結果及び考察

3-1 市内河川の高級脂肪酸濃度

調査河川別の高級脂肪酸総濃度について、4回の測定結果の平均を図-2に示した。(但し鶴見川は秋季と冬季の年2回の調査結果から考察する。)

これを総濃度(6物質の高級脂肪酸の濃度の合計)からみれば、鶴見川(恩田川を含む)では、源流部を除く各調査地点で200~300ppb程度の濃度であった。

帷子川では、図-2Bからわかるように鑑橋で高い総濃度を示して、次第に下流域の調査地点になるにしたがい濃度が低下する傾向がみられた。

大岡川では、上流域の調査地点よりも下流域の調査地点になるほど次第に高い濃度を示した。

境川は鶴間橋を除いては鶴見川とほぼ同程度の濃度であった。境川の鶴間橋の濃度は、同河川の他の調査地点に比較して著しく高い濃度を示していた。しかし、鶴間橋より約4Km下流の境橋になると総濃度では90%近く減少していた。

柏尾川は、図-2Eに示すように他の河川に比べて低い総濃度を示した。

試料水(500ml)

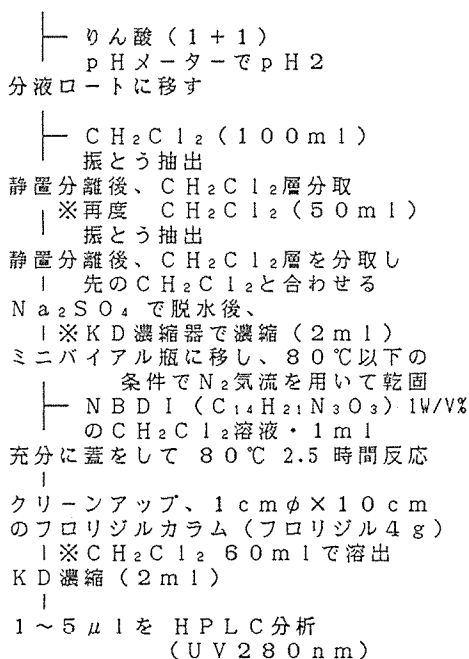


図-1 高級脂肪酸分析フロー

今回調査した高級脂肪酸6物質のうち、検出された物質の総濃度を100%とした場合、表-2に示すようにオレイン酸、パルミチン酸、ステアリン酸の3物質ではほぼ90%の割合を示し、この3物質で河川水中の高級脂肪酸濃度を代表できると考えられた。この中でもパルミチン酸(約40%)、ステアリン酸(約30%)の割合が高いことがわかった。

3-2 市内河川の各高級脂肪酸の季節変動

季節毎の高級脂肪酸総濃度を図-3に示した。

河川ごとに、それぞれの調査地点についての季節変動を図-4~図-7に示した。

鶴見川では秋季より冬季の方が、源流部の調査地点を除くすべての調査地点で高い高級脂肪酸総濃度となった。

帷子川では、図-5に示すように、源流部を除く帷子川のすべての調査地点で、夏季は濃度が低く冬季は高い値になった。

大岡川では、図-6に示す通りで、秋季と冬季に高い値を示した。

境川及び柏尾川では図-7に示すように、秋季に高い高級脂肪酸総濃度を示す地点が多くみられた。

3-3 高級脂肪酸から見た汚濁指数

市内河川は過去の調査結果³⁾からも明らかなように、

現状の河川は社会生活に起因する汚染要因の加えられた都市河川であるため、有機汚濁物質の一部である高級脂肪酸による負荷がある。

今回調査した市内河川における、各調査地点の高級脂肪酸総濃度から、汚濁状況を簡単な数字で表す指数（以下脂肪酸汚濁指数とする）を求め、市内河川の水質の評価を試みた。

評価にあたり現在われわれが求めている市内河川環境の目標は、魚が生息できる水質であることから、この目標を基本にして、横浜市内河川の生物相調査結果²⁾から、4種の魚種が生息していると確認された調査地点における、高級脂肪酸の濃度のとき汚濁指数がおお

よそ0になるように評価することにした。なお4種以上の魚が生息している調査地点であっても、満潮時に海水が遡上する所では海水魚も生息魚の種類数に含まれるが、ここでは市内の河川について同一条件で比較できるように海水魚は除外した。この抽出した調査地点の水質は、市内河川において4種以上の魚種が生息できる河川水の水質と考えることができる。このときの水中の高級脂肪酸総濃度をもって水質を代表させることとした。4種以上の魚種が生息している調査地点は表-3に示すとおりであり、これらの地点のうち、源流部の地点を除く中、下流6地点の高級脂肪酸総濃度を平均した値(221 ppb)をここでは許容水質濃度と考えた。高級脂肪酸総濃度から水質の汚濁の程度を評価するものとして、脂肪酸による汚濁指数を用いる

表-2 高級脂肪酸検出割合

河川名	ラウリン酸	リノール酸	ミリスチン酸
鶴見川	2.3 %	5.6 %	4.8 %
恩田川	1.7 "	3.9 "	4.6 "
帷子川	2.1 "	7.3 "	2.2 "
大岡川	2.8 "	9.2 "	2.6 "
境川	1.2 "	7.7 "	2.9 "
柏尾川	1.9 "	7.7 "	1.9 "
河川名	オイレン酸	パルミチン酸	ステアリン酸
鶴見川	17.7 %	38.1 %	31.5 %
恩田川	14.5 "	43.2 "	31.9 "
帷子川	16.5 "	37.6 "	34.3 "
大岡川	15.6 "	37.1 "	32.7 "
境川	16.5 "	41.4 "	30.2 "
柏尾川	13.7 "	36.1 "	38.6 "

表-3 抽出調査地点と総高級脂肪酸平均濃度

河川名	調査地点名	高級脂肪酸平均濃度
鶴見川	大綱橋	255 ppb
"	亀の子橋	280 "
"	落合橋	110 "
"	千代橋	310 "
"	水車橋	210 "
帷子川	大貫橋	160 ppb

※高級脂肪酸総濃度は年平均の値

表-4 各調査地点の脂肪酸汚濁指数

鶴見川	脂肪酸汚濁指数	帷子川	脂肪酸汚濁指数	境川	脂肪酸汚濁指数
末吉橋	+0.06	月見橋	-0.12	新屋敷橋	-0.07
大綱橋	+0.06	築地橋	+0.19	あずま橋	+0.18
亀の子橋	+0.10	水道橋	+0.19	東西橋	+0.15
落合橋	-0.30	柳橋	+0.22	高鎌橋	-0.10
千代橋	+0.04	わしやま橋	+0.33	境橋	+0.01
水車橋	-0.02	鎧橋	+0.41	鶴間橋	+0.98
源流部	-1.44	大貫橋	-0.14		
		源流部	-1.23		
恩田川	脂肪酸汚濁指数	大岡川	脂肪酸汚濁指数	柏尾川	脂肪酸汚濁指数
都橋	-0.03	最戸橋	+0.22	古館橋	-0.11
堀の内橋	-0.09	日下橋	+0.16	鷹匠橋	-0.46
		上之橋	-1.49	駒立橋	-0.13
		(水取沢)			

ことにした。ここで、脂肪酸汚濁指数（PIF）はつぎの式から求めることができる。

$$PIF = \log \left(\frac{\text{調査地点の濃度}}{\text{許容水質濃度}} \right)$$

算出されるPIFは、分子の値すなわち評価の対象とする地点の高級脂肪酸濃度が大きくなれば正の大きな値となる。

また許容水質濃度と調査した地点の高級脂肪酸総濃度が同じであれば、PIFの値は0になる。今回調査した、各河川の調査地点の脂肪酸汚濁指数が、正を示すか負を示すかで各調査地点の水質を評価することができる。さらに脂肪酸濃度指数が0より小さい値を示し

た調査地点は、4種以上の魚種が生息できる河川水質と考えることができる。各調査地点の脂肪酸汚濁指数を表-4に示す。実際に魚類の生息状況と脂肪酸汚濁指数を比較してみると+0.3以上の脂肪酸汚濁指数を示した調査地点で、魚が生息している地点もあった²⁾

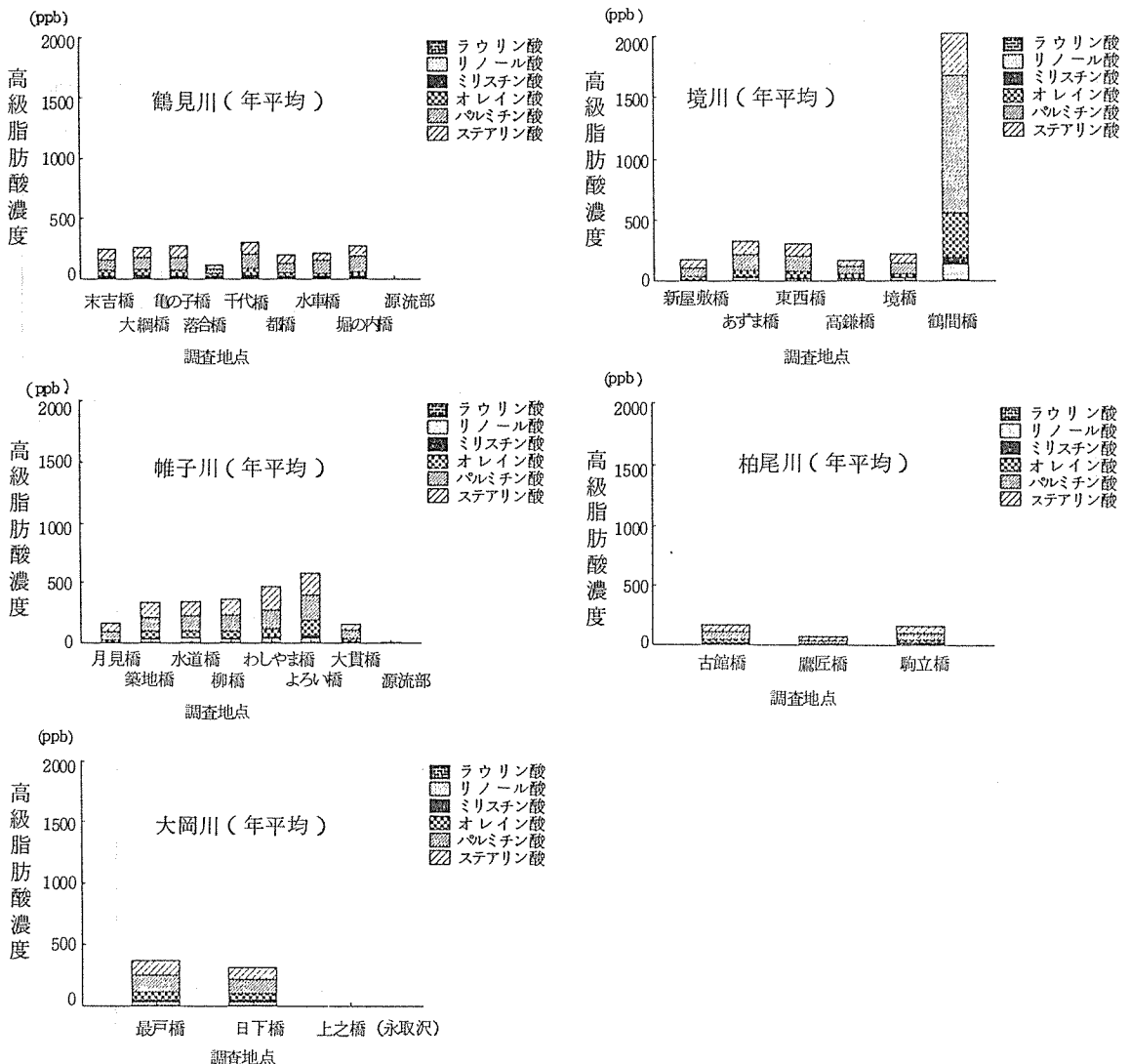


図-2 市内各河川の調査地点における高級脂肪酸濃度

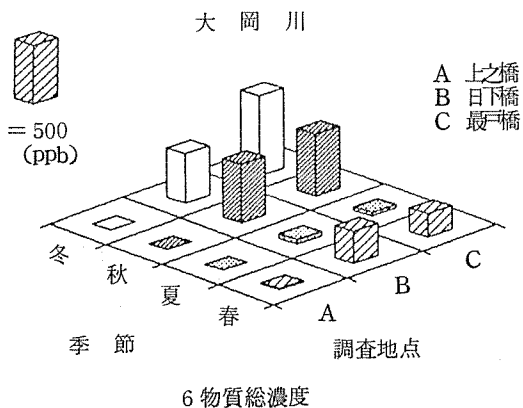
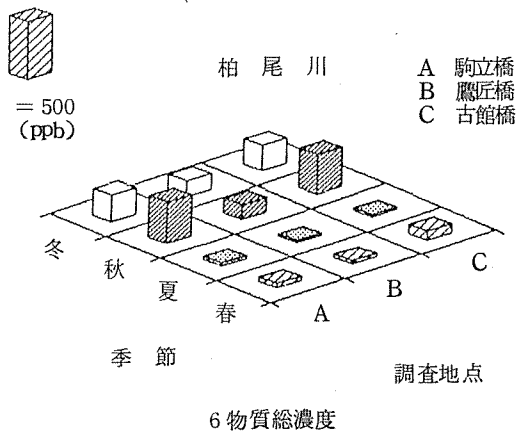
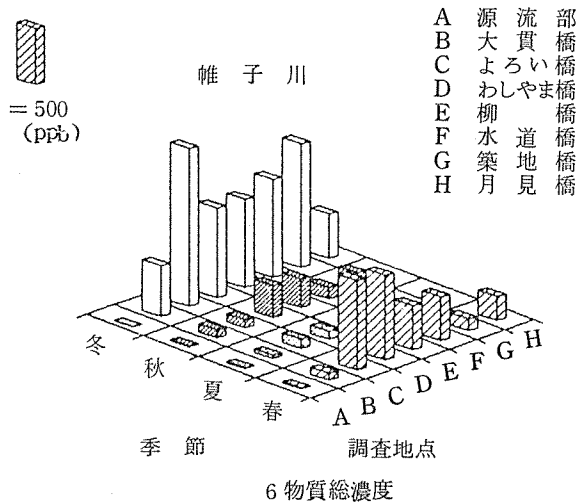
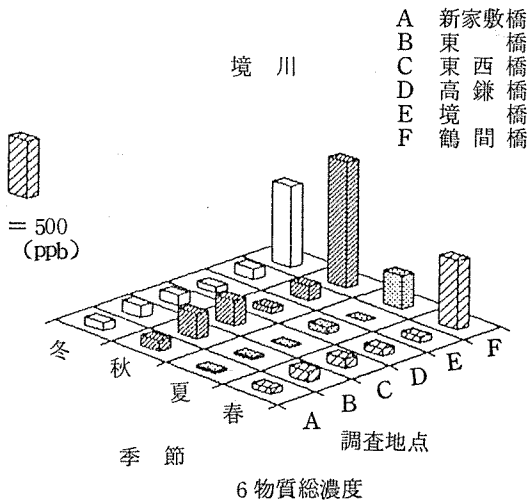
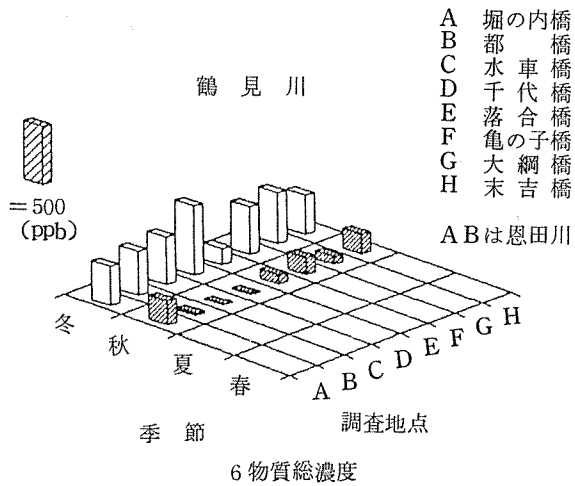


図-3 市内河川の高級脂肪酸総濃度の季節変動

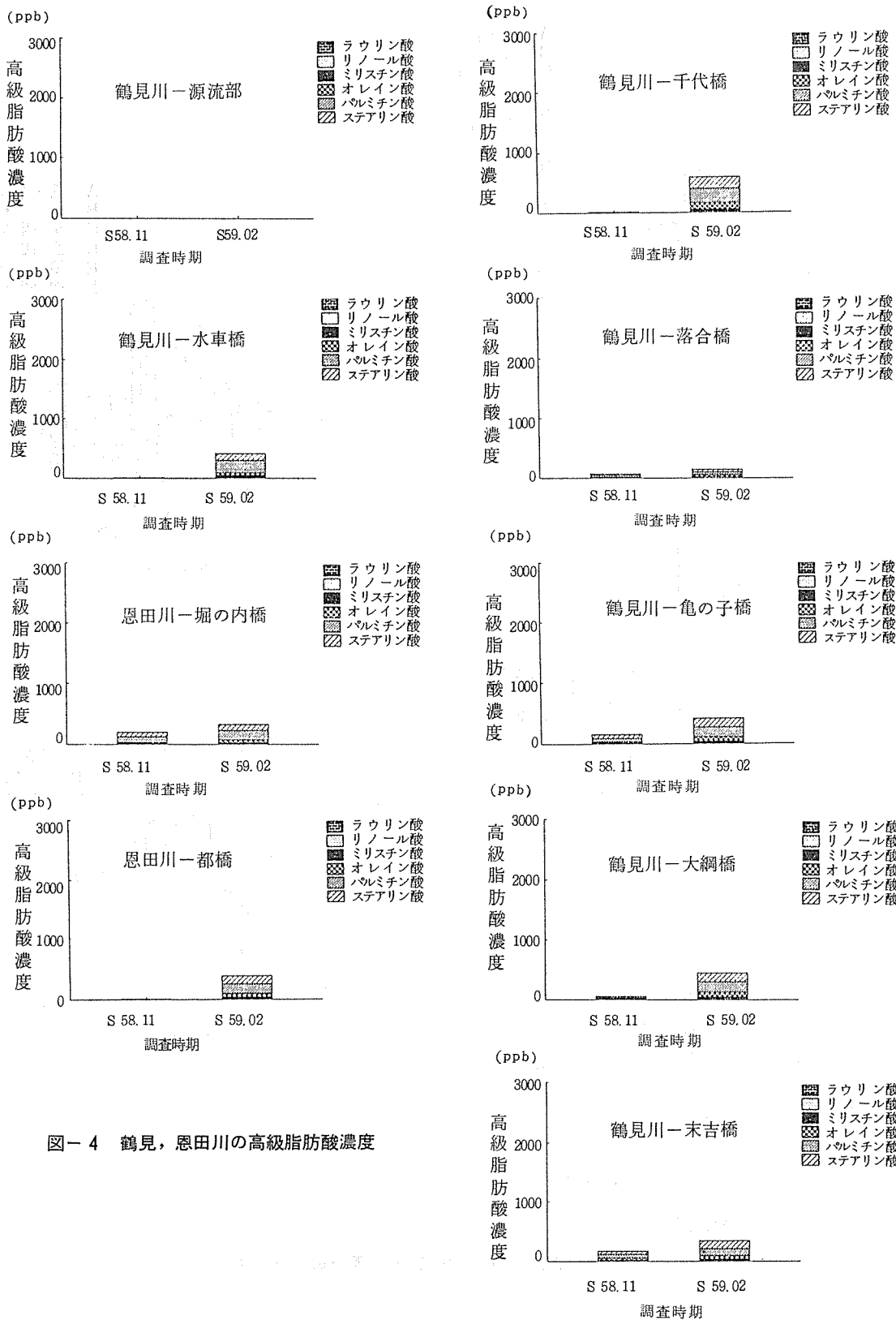


図-4 鶴見, 恩田川の高級脂肪酸濃度

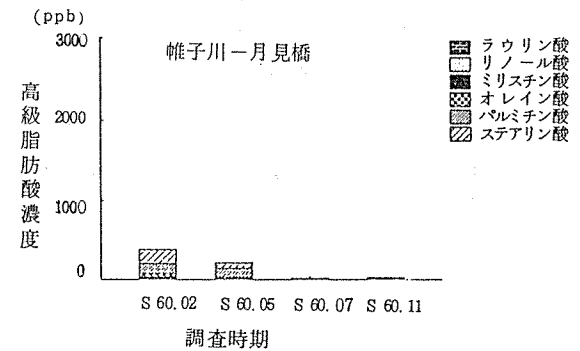
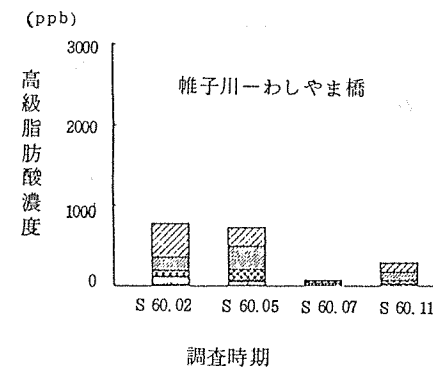
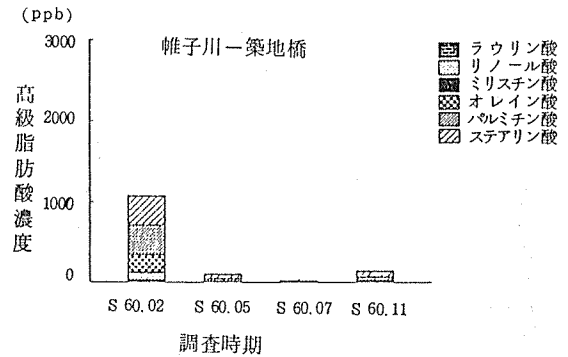
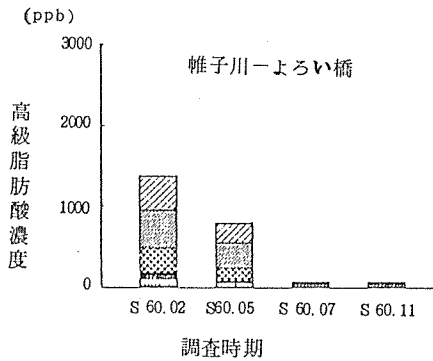
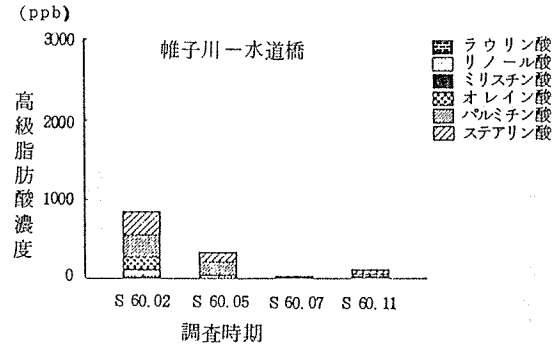
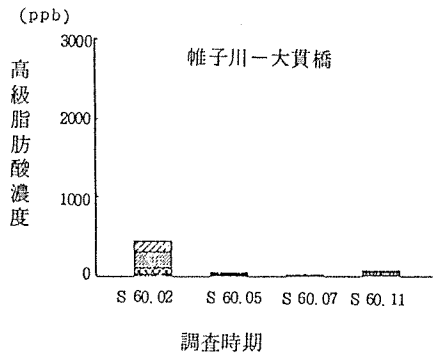
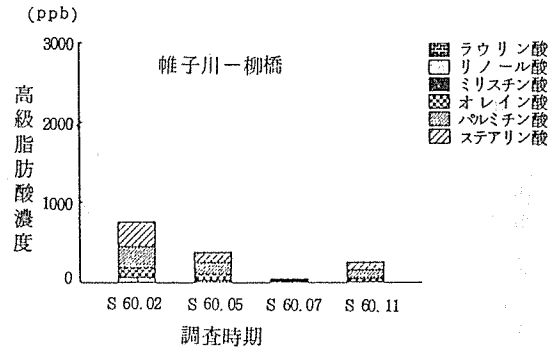
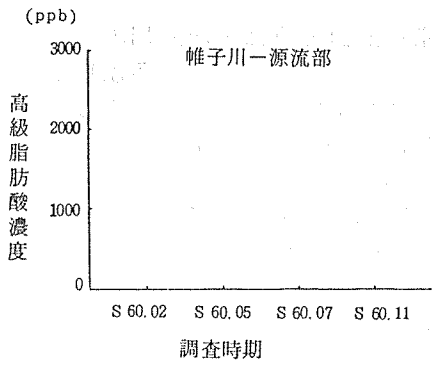


図-5 帷子川の高級脂肪酸による季節変動

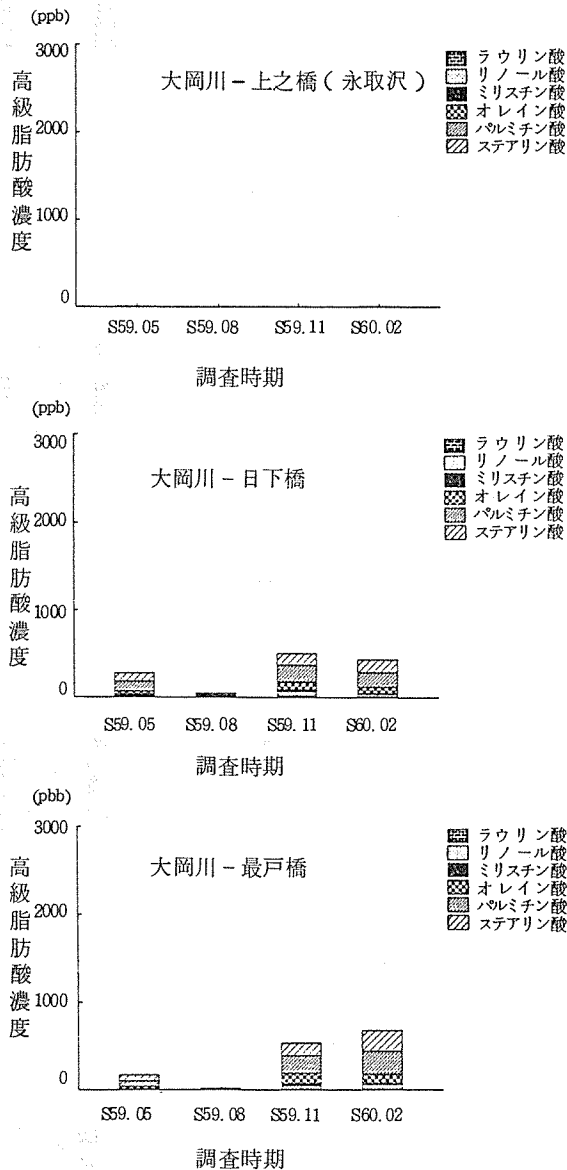


図-6 大岡川の高級脂肪酸による季節変動

4. 高級脂肪酸からみた市内河川の汚濁状況

脂肪酸汚濁指数を便宜的に0.2ごとに区分し、市内河川の汚濁指数の分布を図-8に示した。

脂肪酸汚濁指数から市内河川の状況を見ると、4種以上の淡水魚種の生息に適さない河川は、大岡川と帷子川の中、下流部であった。

5. まとめ

ある地域においての水域環境の状態を考えると、河川水中に含有される成分の濃度が水域環境の状態を示すのに適当な場合が多いが、ここではある地域で現在求めようとしている一つの水域環境の目標を置き、この目標に対して、その地域ではどのような水域環境であるかを見るために、少し角度を変えた観点から脂肪酸濃度で汚濁の程度を評価する方法を考えてみた。

鶴見川は上流域から下流域までほぼ一定した高級脂肪酸総濃度であった。また生息魚種も多く、上流域から下流域まで広い範囲にわたり生息している魚の種類も多かった。帷子川と大岡川は、源流域を除いて上流域から下流域まで高級脂肪酸総濃度の高い河川であった。境川も上流域の一部を除いては、鶴見川と同じような濃度であった。また柏尾川は、市内河川のなかでは最も濃度が低い河川であった。季節的には市内河川のほとんどが、冬季と秋期に高い濃度を示した。

また、4種以上の淡水魚が生息している中、下流の調査地点における高級脂肪酸総濃度の平均値(221 ppb)を基準とし、調査地点の高級脂肪酸総濃度との比の対数を取り脂肪酸汚濁指数(PIF)とし河川の水質評価を試みた。

文献

- 1) 半谷 高久 編：水文学講座9，汚染水質機構，初版2刷，共立出版。(1975)。
- 2) 横浜市公害対策局：横浜の川と海の生物(第4報)，公害資料 126(1986)。
- 3) 大場 栄次：市内河川における脂肪酸濃度分布について，横浜市公害研究所報，9，145-150 (1984)。

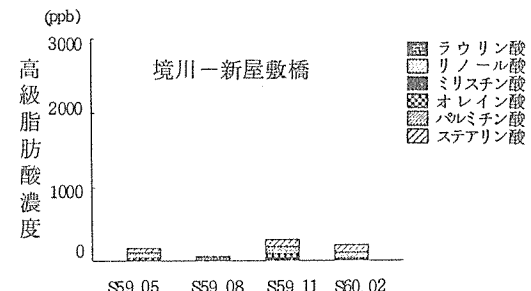
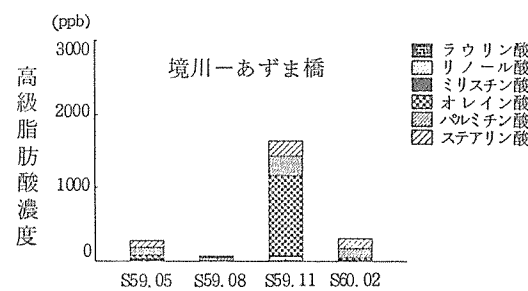
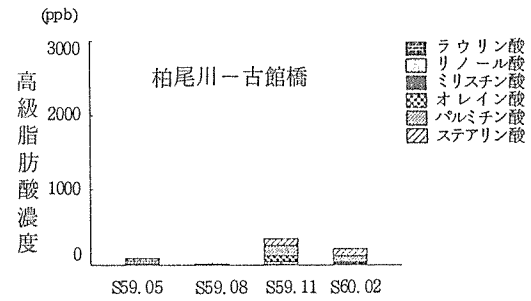
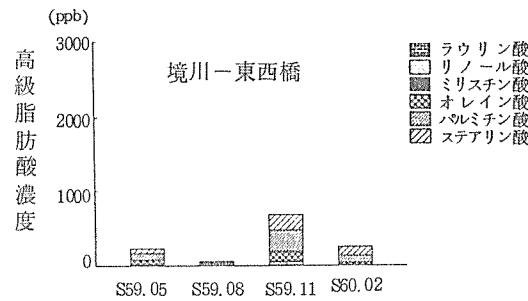
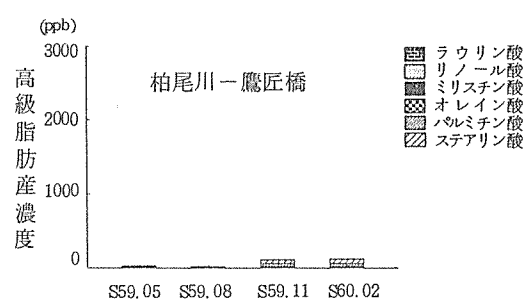
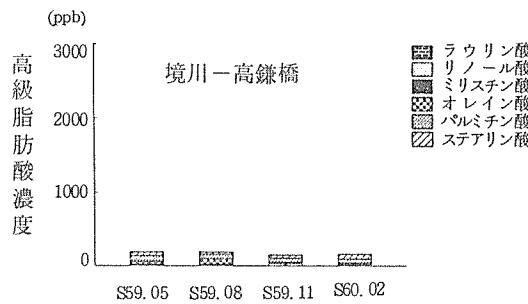
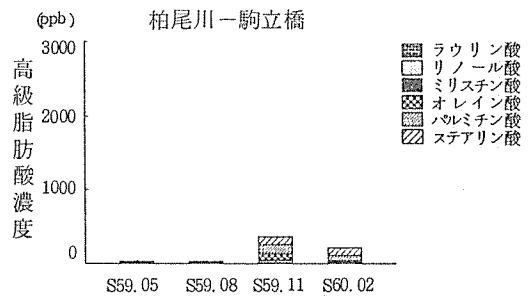
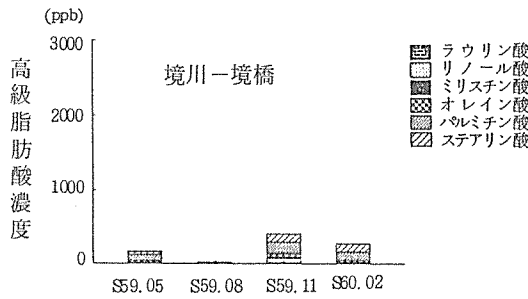
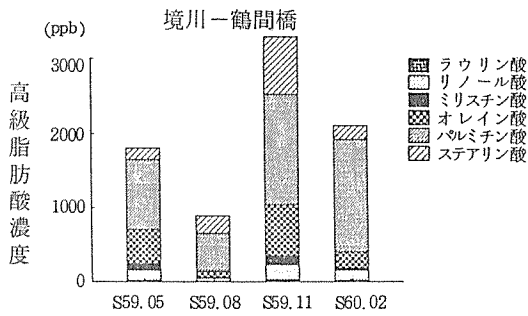


図-7 境川及び柏尾川の高級脂肪酸濃度による季節変動

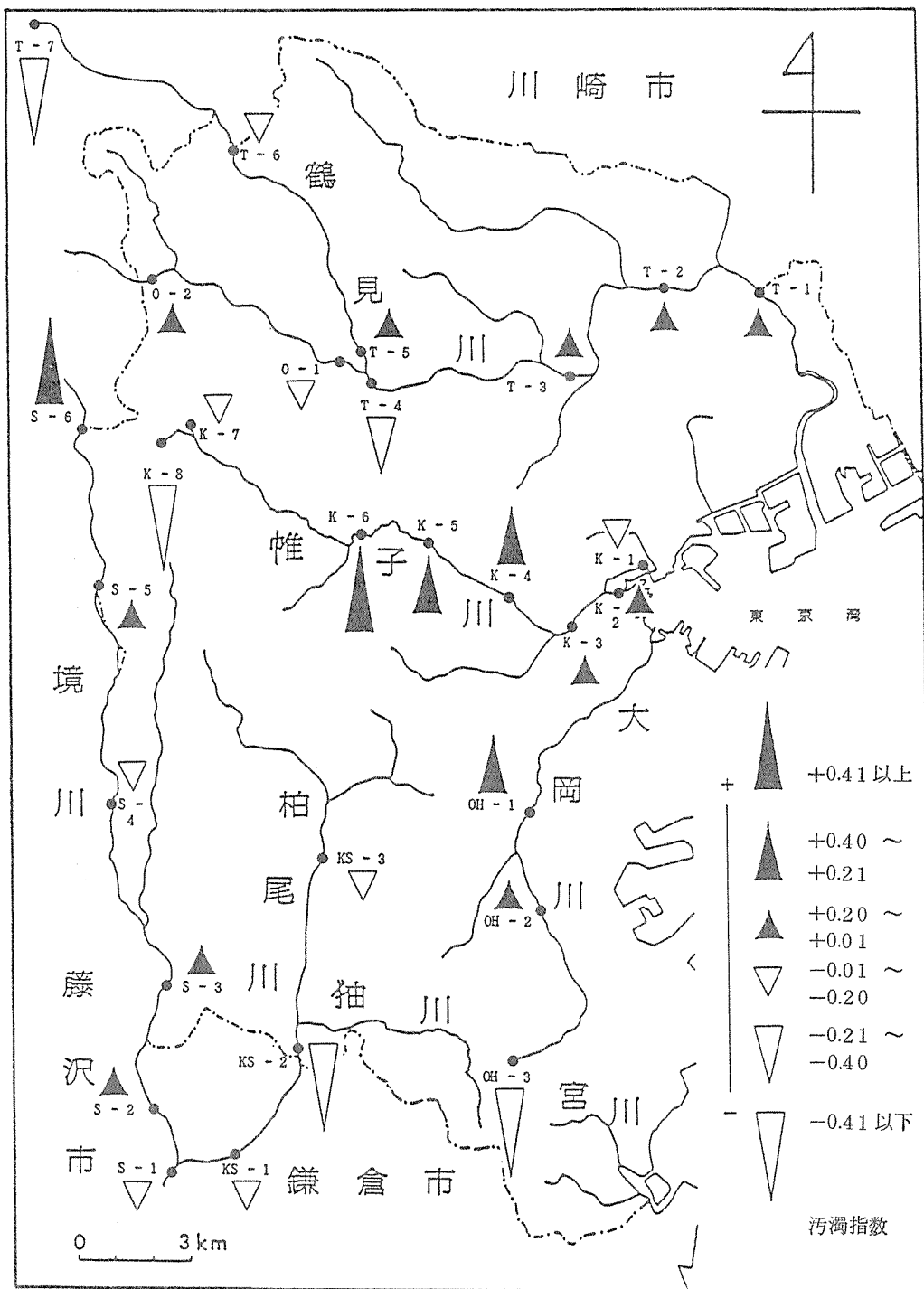


图 - 8 汚濁指数分布图

横浜市内の地下水汚染調査結果について

福島 博^{*}，二宮勝幸^{*}，大場栄次^{*}
白柳康夫^{*}，小市佳延^{*}

要 旨

過去において、トリクロロエチレン等の物質が検出された地域の井戸を選び、水中の濃度の季節変動について調査したところ、次の結果が得られた。

- (1) 1,1,1-トリクロロエタンは、今回調査した8井のうち3井から検出され、3井とも同様な季節変動を示したが、いずれも10 μ g/l以下と低濃度であった。
- (2) トリクロロエチレンは8井のうち2井から検出された。検出された井戸では3年間にわたりトリクロロエチレン濃度が横ばいか、やゝ減少する傾向がみられた。
- (3) テトラクロロエチレンは多くの井戸から飲料水暫定水質基準値を超えた濃度で検出された。調査時期が異なっても同様に検出されていることから、地下水中でかなり安定な状態で存在していると思われた。

1 はじめに

従来、我が国の地下水汚染問題は、六価クロム、シアン等の流出による地域的な汚染事故が数例散見する程度であったが、昭和57年度に環境庁が実施した有機塩素化合物等の全国実態調査¹⁾の結果、地下水の広域的な汚染が明らかとなり、大きな社会問題となった。

この調査は、環境庁が横浜市を含む全国15都市を選び、各都市の浅井戸、深井戸、河川水の100箇所を対象に、トリクロロエチレン等18項目について、初めて全国的な規模で調べたものであり、地下水汚染の警告を与える貴重な資料となった。

我が国では現在、生活用水使用量の約30%が地下水に依存している²⁾と報告されており、この問題は単なる環境汚染だけでなく、飲用という観点から、国民の健康に直接重大な影響を及ぼしかねないものであるといえよう。

本市においても、こうした調査結果をふまえ、その後、昭和58、59年度に市内井戸におけるトリクロロエチレン等3物質の汚染実態調査を行ったところ、多く

の汚染された井戸の存在が確認された³⁾。このため、汚染原因の究明や対策、あるいは汚染機構の解明が急務となっている。

現在、多くの自治体では、こうした共通の課題を抱えているが、汚染の実態把握が中心となっているのが現状であり、汚染と地質との関係や地下水への汚染物質の侵入経路等について研究をすすめている例は、数件見られるに過ぎない^{4,5)}。

そこで本報告では機構解明のための第一歩として、過去の調査の結果から、井水が高濃度に汚染されている2地区を選定し、年間の季節変動を明らかにすることを目的として調査を実施した。

2 調査方法

2-1 調査地域

調査を行った場所は、図-1、2に示した保土ヶ谷(以下H地区とする)、戸塚(以下T地区とする)両区の各々4箇所(各々4箇所の井戸)である。これらの井水は、個人用では0.1~0.5 m^3 /日、工業用としては100~200 m^3 /日、

Investigation on Contamination of Ground Water in Yokohama City

*Hiroshi Fukushima, Katsuyuki Ninomiya, Eiji Ohba, Yasuo Shirayanagi, Yoshinobu Koichi, 横浜市公害研究所水質部門

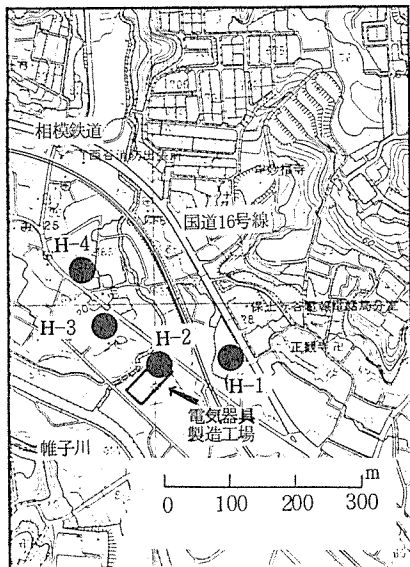


図-1 調査地域-その1 (H地区)

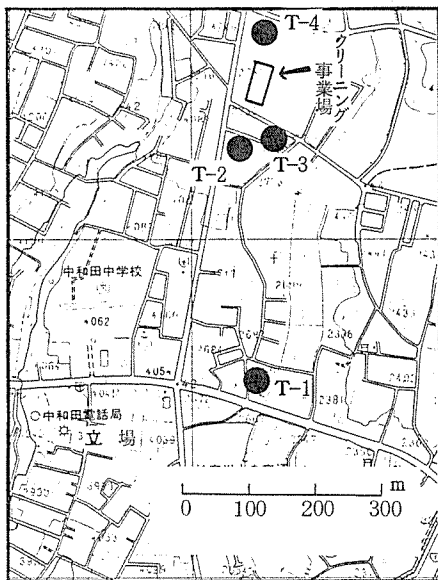


図-2 調査地域-その2 (T地区)

毎日、使用されている。

H地区において、H-2は電気機械器具を製造する事業場内に位置する井戸であり、この事業場では、主に金属部品の脱脂洗浄用として、1,1,1-トリクロロエタン（以下 TCET）、トリクロロエチレン（以下 TCE）、テトラクロロエチレン（以下 PCE）を使用している。H-1の井戸はH-2の東側の高台にあり、過去の調査結果では、これら3物質はいずれも検

出されていない。H-3、H-4においては、今までに主として、PCEがいずれも $100\mu\text{g}/\text{l}$ 以上と暫定水質基準値（ $10\mu\text{g}/\text{l}$ ）を大きく超える濃度で検出された。H-2のみが深井戸（約80m）であり、その他はすべて浅井戸であった。

T地区においては、T-2、T-3の北側にクリーニング事業場があり、ここでは主にドライクリーニング剤として、PCEを多量に（ $3500\text{kg}/\text{月}$ ）使用している。クリーニング事業場の北に位置するT-4においては、過去の調査で3物質は検出されていないが、T-2、T-3特にT-3では、PCEが暫定水質基準値を超えて検出された。T-1～T-4はすべて浅井戸であり、井水は主に洗車、散水用として使われている。

2-2 調査方法

調査した項目およびその測定方法は表-1に示すとおりである。調査は、昭和60年5月、8月、12月、昭和61年2月の4回にわたって実施した。試料は共栓ガラスびんに泡立てないよう静かに採取し、満水にして密栓した。運搬時は水冷し、直ちに厚生省水道環境部長通知（昭和59年環水第15号）に基づく常法（溶媒抽出法）により分析を行った。

表-1 調査項目およびその方法

項 目	測 定 方 法
気 温	ガラス製棒状温度計による
水 温	ベッテンコーヘル水温計による
色 相	目 視
pH	比色法
電気伝導率	電気伝導率計による
酸化還元電位	酸化還元電位計による
1,1,1-トリクロロエタン	溶媒抽出-ガスクロマトグラフ分析法*
トリクロロエチレン	
テトラクロロエチレン	

* 厚生省環境衛生局水道環境部長通知
（昭和59年2月18日、環水第15号）に準拠

3 調査結果

3-1 気温、水温

地下水は一般に、年間を通して水温が一定しており、水質的にも清浄であることが知られている。

今回、調査した8本の井戸では図-3に示すように、気温の変動幅に比べると小さいものの、水温にも季節

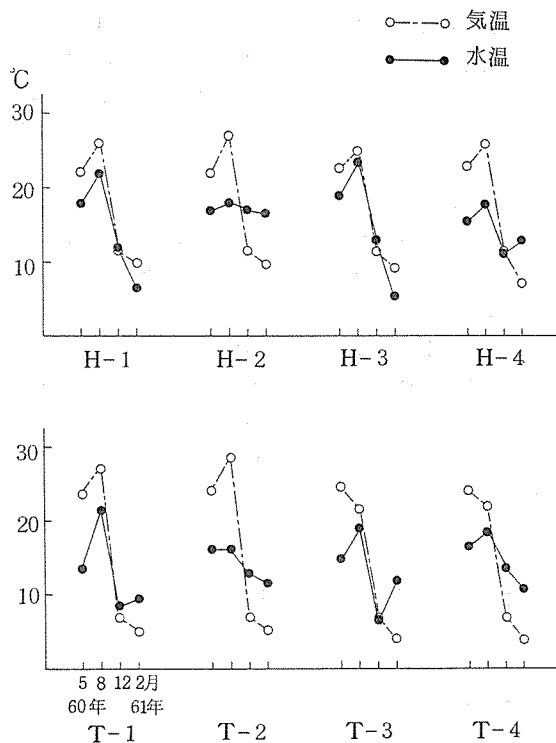


図-3 気温、水温の季節変動
 EC_{25} ($\mu S/cm$)
 Eh (mv)

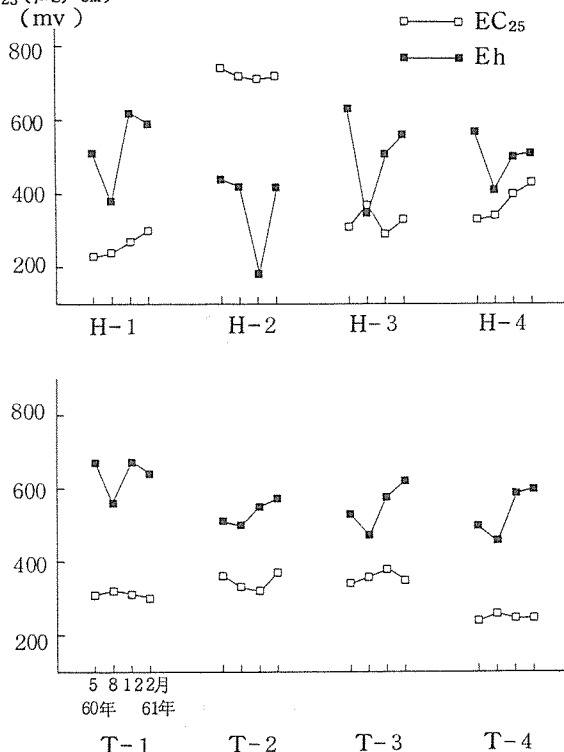


図-4 電気伝導率、酸化還元電位の季節変動
 (EC_{25}) (Eh)

変動が見られた。しかし、H-2、H-4、T-2、T-4では夏季でも水温が20℃以下、冬季においても10℃以上に保たれていた。特に、H-2は深井戸であるため、年間を通して水温がほぼ一定であった。

3-2 電気伝導率 (EC_{25})、酸化還元電位 (Eh)

T地区の EC_{25} は図-4に示すとおり、4本の井戸とも200~400 $\mu S/cm$ の範囲にあり、季節変動もあまり見られなかった。また、これらの値は、市内の河川水における EC_{25} 、すなわち300~400 $\mu S/cm$ とほぼ同程度であった。

一方、H地区ではH-2に高い値が見られた。H-2の井水はフミン質様の茶褐色を呈しており、700 $\mu S/cm$ 以上の値を示した。また、H-1、H-4においては夏季に比べ、冬季に高い傾向となった。

Ehは、環境、特に河川や湖沼の底泥が好気性か嫌気性かを知る有力な尺度となる。水中の有機物は酸化される際に酸素を消費し、酸素がなくなると嫌気性となり、底質の内部では還元状態になることが知られている。

T地区では4回の調査の結果、季節変動はあまりなく、Ehで500~700 mVの値を示した。

H地区ではT地区に比べて季節変動が大きく、H-2では200 mV以下となることもあった。

3-3 1,1,1-トリクロロエタン (TCET)

他の2物質に比べると毒性が低いため、暫定水質基準値は300 $\mu g/l$ と最も高い。この物質はTCEの代替溶剤として生産量が増加しており、80%以上が金属洗浄用として、またドライクリーニング剤としても一部使用されている²⁾。

今回の調査では、図-5に示すように8井のうち3井からTCETが検出され、また3井とも同様な季節変動を示したが、いずれも10 $\mu g/l$ 以下と極めて低濃度であった。

今までに行われた調査³⁾によれば、H-4で2.2 $\mu g/l$ 、T-2で9.3 $\mu g/l$ 、T-3で24 $\mu g/l$ 、それ以外の井戸では検出限界以下であり、今回もほぼ同様な値となった。

また、環境庁の調査結果⁴⁾では、検出率が他の2物質の27~28%に比べ、14%と約2分の1であった。TCETだけでなく、使用量の多い代表的な有機塩素化合物は安価であるため、経済的に回収メリットが少なく、生産量の大部分が環境中に排出されるものと考えられる。

3-4 トリクロロエチレン (TCE)

TCEは80%が金属洗浄剤として、その他、溶剤、

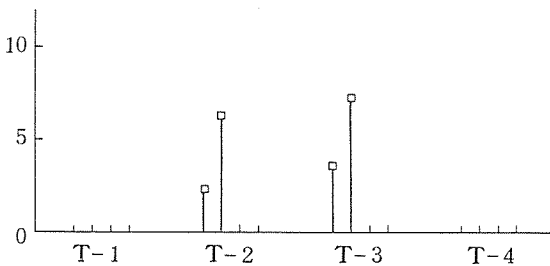
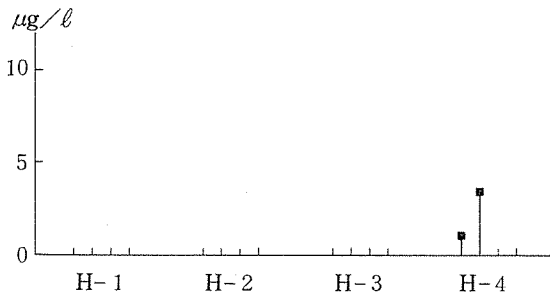


図-5 1,1,1-トリクロロエタン濃度の季節変動

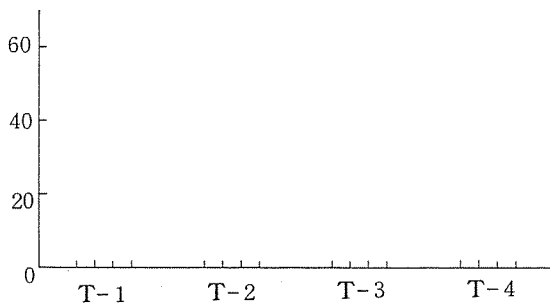
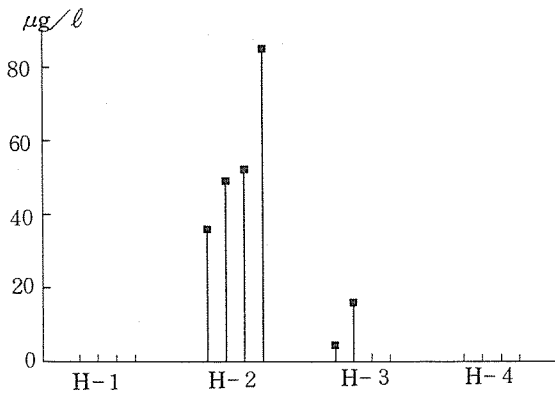


図-6 トリクロロエチレン濃度の季節変動

抽出剤としても広く使われている²⁾。また、TCEは、その代替品として、より低毒性のTCETが用いられるようになってきたこともあって、生産、出荷量は減少傾向にあるが、最近では半導体のプリント基板の洗浄への使用が増加している。

今回の調査結果は図-6に示すとおりであるが、2-1で述べたT地区のクリーニング事業場ではTCEを使用しておらず、T地区の井戸からTCEは全く検出されなかった。

H地区で検出されたのは、H-2、H-3の2つの井戸である。H-2では昭和57~58年にかけてTCEが75~100 µg/l検出されているが、今回の調査では35~85 µg/lとなっており、TCE濃度は3年間、あまり変化していないといえよう。また、H-3では以前22~28 µg/lの濃度であり、今回はやや減少する傾向がみられた。

3-5 テトラクロロエチレン (PCE)

PCEは45%がドライクリーニングに、20%が金属の脱脂洗浄に使われているが、溶剤としての需要は減少しており、その代わりに、フロン113の合成原料としての需要が著しく伸びている²⁾。

過去に行われたH地区の調査において、H-1、H

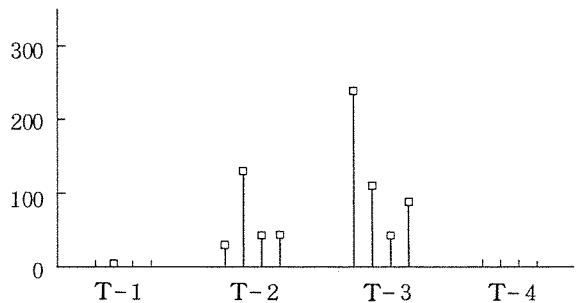
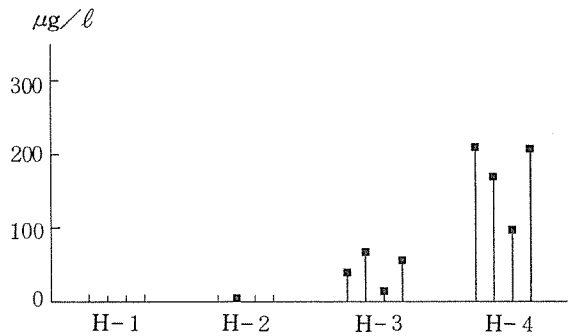


図-7 テトラクロロエチレン濃度の季節変動

ー2の井戸ではPCEがすべて検出限界以下であり、今回も同様の結果となった。また、H-3では110~130 $\mu\text{g}/\text{l}$ の濃度であったものが、今回の調査では減少していた。H-4では、以前は160~170 $\mu\text{g}/\text{l}$ の濃度であり、今回も98~210 $\mu\text{g}/\text{l}$ とほぼ同様な値となった。

このように、調査時期が異なっても過去に検出された井戸では、やはりこれらの物質が検出されており、地下水の中でかなり安定な状態で存在していることがわかった。

一方、T地区においては、T-2で74 $\mu\text{g}/\text{l}$ の濃度であったものが、今回は29~130 $\mu\text{g}/\text{l}$ とほぼ同程度であるのに対し、T-3では3500 $\mu\text{g}/\text{l}$ と高濃度のPCEが大きく減少し、43~240 $\mu\text{g}/\text{l}$ となった。

T地区でこのような変化の相違が見られたのは、地下における水流の動きや滞留時間等の複雑な要因によるものと考えられる。

また、PCEは4井とも四季を通して暫定水質基準値の10 $\mu\text{g}/\text{l}$ を越えており、今後とも調査を実施すると同時に、汚染機構を究明するためには、物質の侵入経路や土壌等への吸着特性についても研究する必要があると思われる。

4 まとめ

過去の調査においてトリクロロエチレン等の物質が検出された市内の2地域を選び、8井を対象として、これら物質の濃度の季節変動について調査したところ、以下の結果が得られた。

- (1) 1,1,1-トリクロロエタンは、今回調査した8井のうち3井から検出され、3井とも同様な季節変動を示したが、いずれも10 $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下と低濃度であった。
- (2) トリクロロエチレンは、8井のうち2井から検出された。検出された井戸では、3年間にわたりトリクロロエチレン濃度が横ばいか、やゝ減少する傾向が見られた。
- (3) テトラクロロエチレンは、8井のうち主に4井から暫定水質基準値を大きく越える濃度で検出された。調査時期が異なっても同様に検出されていることからみて、地下水中でかなり安定な状態で存在していると思われる。

謝 辞

本調査の実施にあたり、調査地域の選定、試料の採取等に関して、公害対策局水質課 若林信夫氏の協力を得た。ここに感謝する次第である。

文 献

- 1) 河崎哲久：地下水汚染の現状と対策，水質汚濁研究，8(5)，264-268(1985)。
- 2) 日本水質汚濁研究協会：有機ハロゲン化合物による地下水汚染とその制御対策-環境変異原と生体影響-，13-65(1984)。
- 3) 横浜市公害対策局水質課：「有機塩素系化学物質による地下水汚染実態調査」報告書(1985)。
- 4) 田中克彦他：有機塩素系化合物による地下水等の汚染状況について，第19回水質汚濁学会講演集，219~220(1985)。
- 5) 木戸一博他：低沸点有機塩素化合物の地下水における挙動について，第19回水質汚濁学会講演集，221~222(1985)。

横浜市における魚類を指標とした 工場排水の規制手法に関する研究(その2)

水尾寛己*, 樋口文夫*, 畠中潤一郎*, 福島 悟*, 斉藤治子*,
山口一誠**, 阿久津卓**, 佐野定雄**, 宗像美代子**

要 旨

本報告では指針に基づく実際の工場の飼育状況や検査結果、排水の評価について、昭和54年度から58年度までの5ケ年間について5工場を対象に検討した結果を示した。その結果、水質分析では把握できない排水の生物への影響について一定の評価が可能であることが示唆された。

1 はじめに

前報¹⁾において工場排水規制への魚類指標導入の背景、研究の経過、飼育指針、暫定排水評価指針の内容について報告した。また、昭和61年2月に本研究の背景および実際の飼育実施工場の概要、飼育状況、排水評価例等を網羅した報告書²⁾を作成した。本報では、実際の飼育実施工場の概要、飼育水質、管理状況、検査結果、排水評価例について概要を報告する。

2 実施工場の概要

本市は、前報で報告したように当初10社11工場と「工場排水規制における魚類指標の導入」(フィッシュチェック)の内容を含む公害防止契約(以下協定という)を締結した。10社のうち、三井東圧(株)については、他の協定工場と異なった内容での契約で「構内緑地一部を公園化し、地域住民に開放し、人工河川をつくり、それにより飼育する」こととした。他工場については、対照区と排水区の二池を設け、飼育指針に基づき飼育することとしている。また、契約の後、全廃となった工場、製造工程の大幅変更から工程排水が殆んどなくなった工場、及び近く公共下水道へ接続する工場(2社)等その後の状況が変化した工場について

は、「フィッシュチェック」の対象外となった。従って昭和61年現在「フィッシュチェック」については、飼育指針に基づかない三井東圧化学(株)も含め、6社で実施している。ここでは、本市で定めた飼育指針に基づき「フィッシュチェック」を実施している5社の工場の概要について述べる。実施している工場は、東京ガス(株)鶴見・末広工場、電源開発(株)磯子火力発電所、日産自動車(株)第3地区、アジア石油(株)横浜工場、及び千代田化工建設(株)子安研究所の5社である。

(1) 東京ガス(株)鶴見・末広工場

当会社は、鶴見区に「鶴見工場」と「末広工場」の二つの工場をもち、二つの工場は、製造規模に違いはあるが、同じ工程で都市ガス等を製造し、ほぼ同質の廃水を出す。二次処理された末広工場の排水は鶴見工場で一括三次処理されている。総使用水量は約54,800 m³/日で、海水が42,800 m³/日、工業用水2,500 m³/日、回収水8,500 m³/日で、水の用途は間接冷却水が52,000 m³/日、製品処理用洗浄水1,400 m³/日、原料用水140 m³/日、ボイラー用水220 m³/日などである。当工場の工程排水の主なもののはガス液(石炭に含有している水分が乾溜時に石炭ガスの一部となって蒸発し、途中石炭ガスが冷却される工程で、再び凝縮し、分離してく

Monitoring Methods of Industrial Wastewater by Fish Rearing, Yokohama (2)
Hiromi Mizuo*, Fumio Higuchi*, Junichiro Hatakenaka*, Satoshi Fukushima*,
Haruko Saito*, Ichisei Yamaguchi**, Taku Akutsu**, Sadao Sano**, Miyoko Munakata**

* 横浜市公害研究所水質部門

** 横浜市公害対策局水質課

る。この分離液をいう)で、その他スクラバー排水、ボイラーの凝縮排水等である。

ガス液はアンモニア、シアン化合物及びフェノールを含有し、BODで3,000~4,000 ppmと高い廃水である。

排水処理は図-1に示すように、活性汚泥処理の後、凝集沈殿、急速濾過、活性炭吸着処理を行っている。

(2) 電源開発(株)磯子火力発電所

ここは、石炭専焼の火力発電所である。総使用量は、約1,170,000 m³/日で、海水が1,156,000 m³/日、工業用水が4,000 m³/日でその他回収水400 m³/日、上水500 m³/日などである。水の用途は、海水は間接冷却水として使われ1,156,000 m³/日で、その他温調用水3,300 m³/日、ボイラー用水250 m³/日などである。

当工場の工程排水としては、排煙を脱硫する脱硫排水、純水装置からの再生排水、発電系排水、作業排水などがある。

図-2に示すとおり、現在飼育池で試験している水は発電系排水、作業排水、生活系排水を凝集沈殿、濾

過、活性炭吸着などの処理後のものである。

(3) 日産自動車(株)第3地区

当会社は市内に四つの工場をもっていて、協定は四つの工場全部を対象にしているが、「フィッシュチェック」については、協議の上「第3地区」に適用することとした。

当工場はエンジン等の材料の加工と組立を行っている。総使用水量は約5,500 m³/日で、工業用水5,100 m³/日、上水400 m³/日である。水の用途は間接冷却水2,100 m³/日、直接冷却水700 m³/日、洗浄用水370 m³/日、ボイラー用水260 m³/日その他である。工程排水は、加工使用される切削油や機械油等の汚染による油分が主である。

排水処理は図-3に示すように工程排水は凝集処理、生活排水は加圧浮上処理を行い、その後濾過、活性炭吸着処理している。排水の協定基準はCOD 3 mg/l(最大)、油分 1 mg/l(最大)などである。

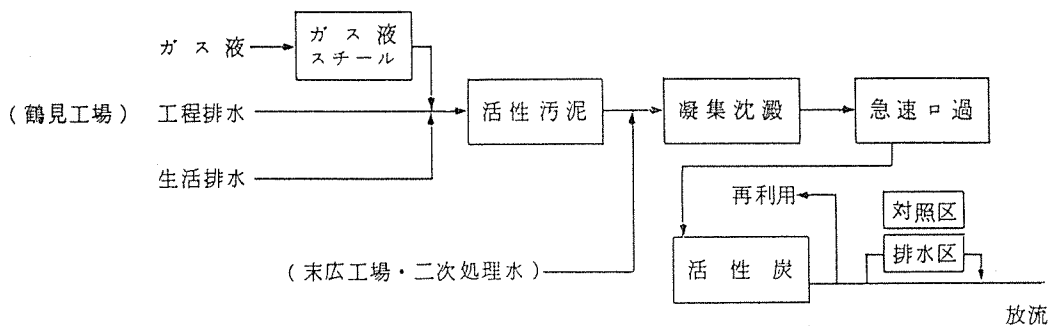


図1 排水の処理方式(東京ガス)

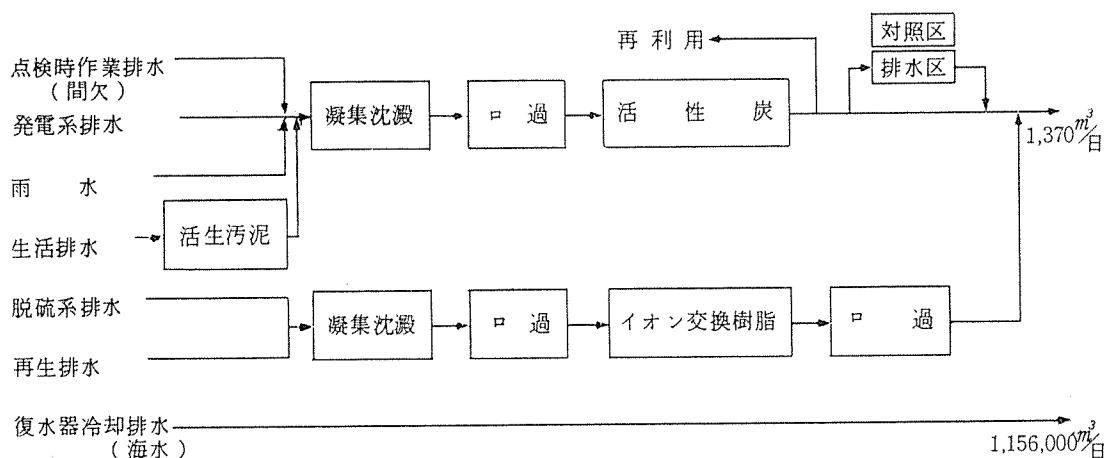


図2 排水処理のフロー(電源開発)

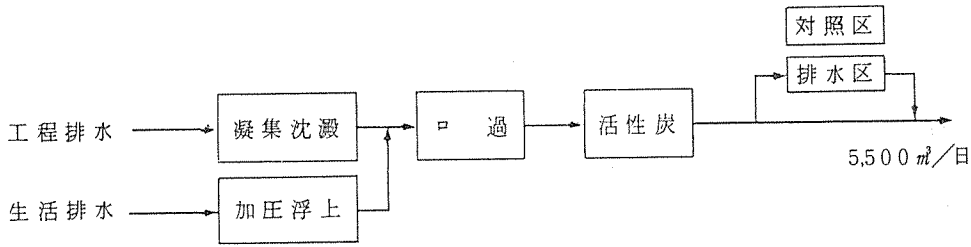


図-3 排水処理のフロー（日産自動車）

(4) アジア石油(株)横浜工場

当工場は、石油精製からの各種石油製品（ガソリン、灯油、重油等）の製造を行っている。総使用水量は約263,000 m³/日で海水228,000 m³/日、工業用水7,800 m³/日、上水400 m³/日、回収水26,800 m³/日で、水の用途は、間接冷却水に256,000 m³/日、製品洗浄用水3,500 m³/日、ボイラー用水2,600 m³/日などである。当工場からの工程排水は、石油精製工程で、蒸留、脱硫装置から排出される無機塩類を含んだ排水と純水装置からの再出排水、ポンプのシール排水、タンクの洗浄排水などであ

る。排水処理は図-4に示すようにプロセス排水、ケミカル排水については最終的に活性炭吸着処理を行っている。

(5) 千代田化工建設(株)子安研究所

当工場は研究所であり製品はない。研究所の業務は、石油精製、石油化学及び公害防止プロセスの研究開発、及び情報処理である。総使用水量約300 m³/日で上水110 m³/日、工水10 m³/日、回収水180 m³/日で、主な用途は、間接冷却水60 m³/日、ボイラー用水80 m³/日、洗浄用水30 m³/日その他である。排水の処理は図-5に

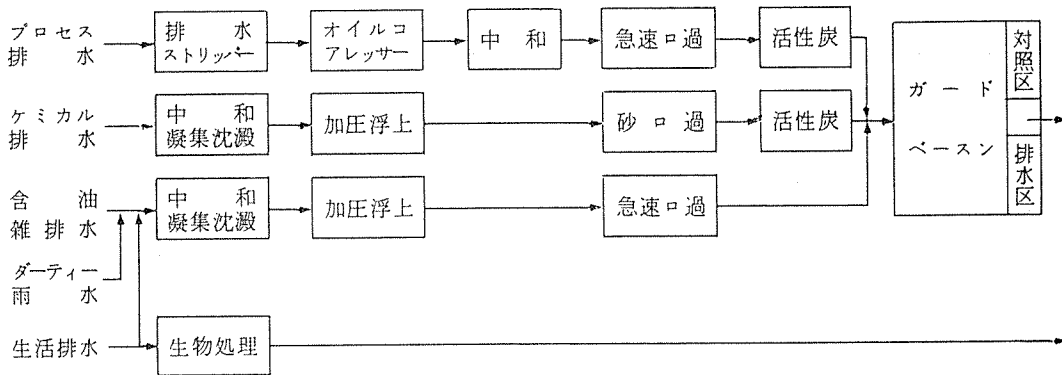


図-4 排水処理フロー（アジア石油）

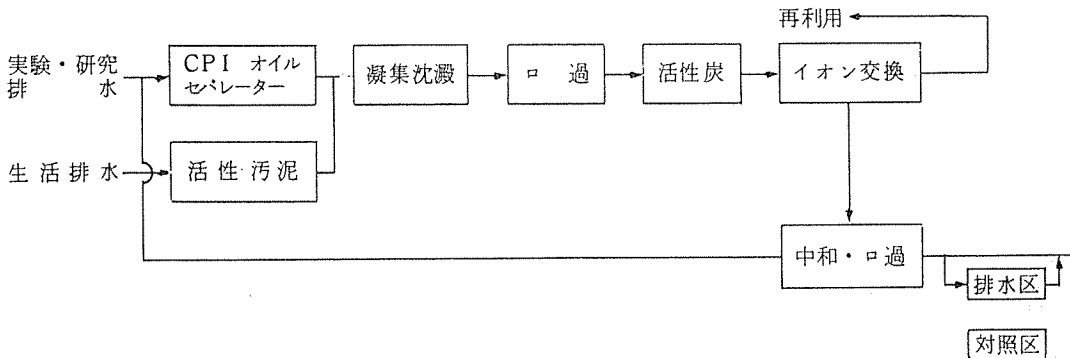


図-5 排水処理フロー（千代田化工）

示すように、主な排水は凝集沈殿、活性炭吸着、イオン交換処理されている。

3 飼育環境面（水質）について

排水の魚への影響を把握するためには、その前提条件として、まず通常の飼育環境としての水質が魚にとり適正である必要がある。そのために必要な水質測定をおこなう。

飼育指針ではそのような目的から、項目として、pH換水率、DO、水温、電気伝導率、COD、 $\text{NH}_4\text{-N}$ を測定している。表-1に54年度から58年度までの各工場における飼育水質を示した。まずpHについては、各工場とも年次的、季節的に比較的安定しており7.5前後を示していた。換水率については、指針では6~10回/日となっているが、実際には6回/日以下となっている場合が多く、特に対照区の換水率に低い傾向が見られた。この理由は両区の水温調整および節水などからであり、換水率の低下による水質悪化については、清掃頻度を多くするなど対処している。

平均水温については、各工場とも、体照区と排水区の差が各年度とも3℃以内に調整されている。水温は冬季10℃以下、夏季30℃ぐらいまでと屋外での飼育試験のため外界の気象条件に対応して変化している。DOについては、A、B、C、D、E工場の排水区、対照区とも5mg/lを下回ることにはなかった。塩分濃度については、表-2に各工場の傾向を示した。塩分濃度の目安指標として電気伝導率で比較するならば、表-1に示すとおり各工場とも対照区に比べ排水区が高く、各年度においても同様な傾向を示した。A工場とB工場においては塩分濃度で7,000mg/l以上の濃度になる時もあるため、評価において塩分の影響で排水評価を難かしくしないために、5,000mg/l以上の濃度になる場合は、一時的に排水の池への流入をストップするなどの措置を行うこととしている。C、D工場の排水区においては、電気伝導率で950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 以下と低いが、対照区の100~200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 前後に比べるとやや高い傾向を示している。CODについては、各工場の対照区はA工場の3mg/lを除いては2mg/l以下で、排水区は、A、B、E工場は

表-1 各工場の飼育水質（54~58年度）

項目	工場	A	B	C	D	E	CONTROL
換水率		4.5~7	4~8	2~10	2~8	5~12	2~7
pH		7.0~7.6	6.5~8.0	7.0~8.3	7.2~8.2	5.9~7.9	7.0~8.6
Wt(℃)		季節的变化 (6~28℃)	季節的变化 (8~23℃)	季節的变化 (10~24℃)	季節的变化 (7~26℃)	季節的变化 (6~23℃)	季節的变化 (6~28℃)
DO(mg/l)		>5	>5	>5	>5	>5	>5
電気伝導率($\mu\text{S}/\text{cm}$)		1,500 ~5,600	1,800 ~9,800	470 ~1,000	500~900	1,000 ~7,000	100~220
COD(mg/l)		4~10	2~11	1~3	—	4~10	1~3
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)		0.4~4.1	37~220	0.1~0.3	—	5~12	0.1~4.0

注) — は欠測

表-2 各工場の塩分組成について

工場名	A	B	C	D	Cの体照区	Dの対照区
測定年月日	1980. 2.13	1980. 2.20	1979.11.	1980. 1.21	1979.11.	1980. 1. 2
電気伝導率($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5,550	—	1,000	—	200	—
蒸発残留物(mg/l)	4,680	—	600	—	120	—
Na^+ (mg/l)	1,385	730	80	145	10	7
K^+	59	—	5	—	3	—
Fe	1.7	2	—	<0.01	—	0.1
Ca^{++}	44	14	100	17	25	7
Mg^{++}	26	12	5	16.4	5	3.7
NH_4^+	1.5	300	—	—	—	—
SO_4^{--}	2,460	1,500	200	—	30	—
SO_3^{--}	0.6	—	—	—	—	—
S	<0.1	—	—	—	—	—
Cl^-	480	870	150	91	15	6.2
NO_3^-	2.0	100	15	—	15	—
PO_4^{--}	1.0	0.2	—	0.15	—	0.12
SiO_2	—	—	10	—	5	—

注) — は欠測を示す。

2~11 mg/l に対し、C工場においては、1~3 mg/l 以下の水質を示している。以上より飼育環境面から水質をみると、A、C、D、E工場においては、飼育水質として一応満足していると考えられるが、B工場においてはNH₄-Nが高濃度で飼育水質としては不適当である。現在、B工場においては対照水による希釈を行っている。

4 飼育管理面について

試験に用いる魚（指標魚）は、1977年から1980年までの4年間は神奈川県淡水魚増殖試験場で飼育したコイを用い、1981年からは、群馬水産試験場で飼育したコイを用いている。試験魚は本来は純系のをを用いるのが望ましいが、本市のように屋外で長期間飼育する試験の場合は純系でないことによるデメリットよりも、逆に純系でないことによるメリットがある。すなわち、環境変化に対し耐性が強く、魚の飼育が容易であることなどである。しかし、少くとも系統があまりに違いすぎたり、飼育母集団や飼育管理が毎年異なるのでは試験魚としての再現性が全く失われてしまうので、入手魚、入手先等については公的試験機関としている。購入魚はまず病魚、傷害魚を除くための一次選別を行い、病魚発生予防のための薬浴を数日間行い、その後約2ヶ月間研究所で飼育を行い、約8gぐらいの大きさに育て、その後、工場へ配布している。

工場での飼育は、1978年から1981年頃までは、工場等の飼育技術の不馴れや市の指導不足等から工場の対照、排水両区で魚病の発生が多く見られた。また、冬期における病魚の発生がB工場、C工場で見られ、A工場では比較的少なかった。この原因については、一点は冬期の体長・体重測定時における傷害、ストレスからくる回復が夏期に比べて遅いことがあげられた。もう一点は、測定を屋外で実施しているA工場の場合は、測定時と飼育時の水温差がないのに対し、屋内で測定しているB工場、C工場の場合は屋外へ戻す時に水温差が考えられ、それからくる疾病と思われる場合が少なくなかった。

以上から、1982年頃からは、冬期の体長・体重の測定を中止した。又、飼育技術的諸改善により、1982年以降、飼育技術的に安定してきた。以下に各工場の飼育時における魚病の発生状況について述べる。

A工場は54年度に排水区で12月26日の測定時に29尾の魚が不明なのを確認、又、変形魚、眼球突出魚が見られた。55年度は、対照・排水両区に体長・体重測定後に死亡魚が数尾見られた。56年度は、排水区で尾ひ

れ欠損魚が秋頃に目立った。57年度は、特に目立った病魚は見られなかった。58年度は1月9日に、対照、排水両区に赤斑症が出現するが治癒した。

B工場は54年度は対照区・排水区とも死亡魚が多く、対照区で12尾、排水区で8尾で、除去魚も骨曲り等の理由から見られた。55年度は両区で3月頃、細菌性白雲症が発生し、対照区で16尾、排水区で12尾除去した。56年度は、両区で皮膚孢子虫症が現れた。57年度は、1月にキドロネラの寄生虫症が見られ、又薬浴中、散気管のミスから排水区の15尾が酸欠死亡した。58年度は、排水区で穴あき病が発生し、25尾除去した。

C工場は54年度はダククロギルス（寄生による貧血）と細菌性症病との合併症とみられる症状が見られ、対照区で21尾、排水区で48尾死亡した。

再度、飼育を4月9日からやり直した。その年の6月4日に排水区の魚の腸内にエアが溜り、突然15尾死亡した。55年度は、9月10日に飼育を開始し、途中キドロネラ症や松かさ症、細菌性疾病症が合併して起こり、翌年4月9日に再度試験をやり直した。56年度は、4月26日に排水区にワタカブリ症が発生し、4月28日から薬浴を行い、その中で、薬浴ミスにより69尾死亡した。57年度は4月に白点病、5月に黒斑病が発生したが薬浴により治癒した。58年度は2月に細菌性白雲症が発生したが4月25日に治癒した。

D工場は54年度から58年度まで病魚の発生はほとんど見られなかったが、対照区は残留塩素の含んだ工水を用いるためチオ硫酸ナトリウム（ハイポ）中和を行っているが、中和不足からの塩素残留の問題もあり、成長量において排水区の魚に比べて対照区の魚の方が悪い傾向が見られる。

E工場は各年度とも飼育期間中、病魚等の異常は見られなかった。

5 飼育魚の検査結果

指針に基づく検査の結果を要約し、表3~7に示す。

(1) A工場の検査結果

54年度は体長、体重、内視異常出現率、ヘマトクリット値、ヘモグロビン濃度、赤血球数の6項目で有意水準1%で平均値に差、非生残率で有意水準5%で差が見られた。非生残率で差が見られたのは、12月の測定時に排水区で29尾の魚が不明になったことによる。内視異常出現率で排水区が高かったのは、肝臓の色調異常や鯉の鰓弁の軟骨の形態異常によるものである。また血液性状からも排水区に貧血傾向が見られた。

55年度は、外視異常出現率、内視異常出現率、ヘマ

表 3 A 工場の検査結果

項目	年度 対・排	54年度			55年度			56年度			57年度			58年度		
		対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検
生死率	死亡	1/105	2/105	-	8/92	7/92	-	2/108	2/107	-	2/106	2/106	-	2/100	3/100	-
	死非生残	45/105	34/105	※	17/92	13/92	-	4/108	11/107	※	3/106	7/106	-	2/100	3/100	-
成体	長	14.3 (2.0)	13.2 (1.3)	※	14.6 (1.49)	13.6 (2.20)	※	11.1 (1.1)	11.6 (1.2)	-	14.9 (1.2)	15.0 (1.5)	-	12.2 (1.1)	12.3 (1.2)	-
	長体重	71.4 (30.2)	55.3 (14.8)	※	76.0 (21.46)	65.3 (27.02)	※	38.5 (1.16)	40.7 (12.3)	-	84.3 (17.5)	87.3 (23.8)	-	49.9 (12.5)	51.0 (12.4)	-
形態	外観異常出現率	0/30	0/30	-	0/30	21/30	※	0/30	3/30	-	1/30	27/30	※	4/30	7/30	-
	内観異常出現率	1/14	13/14	※	0/30	7/10	※	4/13	8/13	-	0/11	6/10	※	0/10	7/10	※
血液	ヘマトクリット値	43.63 (3.22)	27.80 (3.95)	※	37.90 (4.11)	30.78 (2.26)	※	37.36 (2.05)	33.90 (2.71)	※	40.07 (3.93)	40.01 (3.44)	-	32.9 (5.4)	32.7 (3.6)	-
	ヘモグロビン濃度	9.88 (1.34)	6.67 (0.71)	※	8.95 (0.89)	7.28 (1.09)	※	8.05 (0.70)	7.24 (0.39)	※	8.52 (0.50)	8.91 (0.84)	-	8.0 (0.4)	6.9 (0.8)	※
	赤血球数	157.4 (16.8)	128.0 (12.2)	※	162.6 (28.9)	145.6 (23.3)	-	145.9 (24.0)	159.1 (22.0)	-	155.8 (17.87)	166.0 (12.30)	-	124.3 (18.5)	121.4 (15.7)	-

注) ※有意水準5%で差あり()内は標準偏差 -は差なし
 ※※有意水準1%で差あり

表 4 B 工場の検査結果

項目	年度 対・排	54年度			55年度			56年度			57年度			58年度		
		対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検
生死率	死亡	12/107	8/107	-	2/97	0/97	-	0/96	0/97	-	0/105	15/105	※	0/110	0/110	-
	死非成残	25/107	22/107	-	20/97	13/97	-	13/96	5/97	※	3/105	21/105	※	1/110	25/110	※
成体	長	18.4 (2.2)	16.9 (2.2)	※	13.7 (1.45)	13.4 (1.67)	-	10.8 (1.05)	10.2 (0.98)	-	14.2 (1.26)	14.1 (1.26)	-	10.7 (1.00)	10.1 (0.95)	-
	長体重	172.7 (68.3)	142.7 (57.8)	※	71.2 (24.82)	67.0 (27.3)	-	34.2 (10.6)	39.4 (9.7)	-	72.6 (20.9)	71.7 (17.7)	-	31.9 (9.14)	26.9 (8.01)	-
形態	外観異常出現率				0/30	0/30	-	1/30	2/30	-	4/30	3/30	-	29/30	15/30	※
	内観異常出現率	3/14	2/14	-	3/14	10/13	※	3/10	10/10	※	1/11	1/11	-	1/10	1/10	-
血液	ヘマトクリット値	42.73 (3.85)	37.73 (3.82)	※	29.55 (2.1)	27.55 (6.46)	-	31.40 (2.52)	33.36 (3.90)	-	40.20 (2.18)	41.20 (2.49)	-	35.23 (2.63)	32.94 (2.67)	-
	ヘモグロビン濃度	9.49 (0.94)	7.59 (0.79)	※	8.70 (1.14)	9.05 (1.71)	-	6.46 (0.61)	6.58 (0.56)	-	8.29 (1.09)	8.52 (0.71)	-	7.75 (0.67)	5.35 (0.53)	※
	赤血球数	168.5 (22.3)	144.8 (27.7)	※	154.9 (20.5)	175.7 (29.5)	-	123.1 (18.3)	137.9 (18.1)	-	153.7 (24.07)	149.9 (37.01)	-	140.2 (21.6)	118.3 (12.7)	※

表 5 C 工場の検査結果

項目		54 年度			55 年度			56 年度			57 年度			58 年度		
		対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検
生	死 亡 率	2/17	21/48	※	0/34	0/35	-	1/110	71/110	※	5/104	1/104	-	0/123	0/123	-
	死 非 生 残 率	4/17	22/48	※	0/34	5/35	※	20/110	74/110	※	9/104	1/104	※	1/123	4/123	-
成	体 長	18.5 (1.8)	17.7 (1.6)	-	7.3 (0.92)	7.1 (0.80)	-	8.5 (0.90)	8.8 (1.40)	-	12.2 (1.15)	11.7 (1.00)	-	11.6 (1.23)	11.5 (1.07)	-
	長 体 重	163.0 (41.5)	138.7 (33.5)	-	10.2 (4.50)	9.0 (2.70)	-	16.40 (5.89)	18.40 (8.68)	-	49.6 (13.84)	43.4 (11.63)	-	43.4 (14.03)	42.1 (12.30)	-
形	外 観 異 常 出 現 率	0/30	0/30	-	0/30	0/30	-	1/30	1/30	-	3/30	4/30	-	3/30	1/30	-
	態 内 観 異 常 出 現 率	3/15	5/14	-	6/10	4/10	-	3/13	3/13	-	0/10	0/10	-	0/10	0/10	-
血	ヘマトクリット値	33.85 (3.61)	30.05 (4.60)	※	29.64 (3.68)	31.27 (2.79)	-	34.48 (2.53)	33.04 (2.33)	-	42.71 (3.60)	42.78 (3.47)	-	38.93 (3.50)	38.25 (2.97)	-
	ヘモグロビン濃度	7.87 (0.63)	7.25 (1.35)	-	8.31 (0.87)	8.65 (0.74)	-	7.91 (0.76)	7.57 (0.84)	-	9.16 (0.72)	8.67 (1.82)	-	8.41 (0.47)	8.25 (0.62)	-
	赤 血 球 数	155.8 (18.8)	127.6 (26.9)	※	151.3 (10.8)	179.9 (14.0)	※	154.3 (54.3)	154.8 (18.6)	-	167.4 (24.15)	149.2 (21.05)	-	141.4 (13.5)	139.8 (18.6)	-

表 6 D 工場の検査結果

項目		54 年度			55 年度			56 年度			57 年度			58 年度		
		対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検
生	死 亡 率	0/102	0/99	-	0/95	0/95	-	1/102	0/102	-	1/110	0/110	-	0/100	0/100	-
	死 非 生 残 率	8/102	2/99	-	13/95	3/95	※	3/102	3/102	-	2/110	3/110	-	0/100	4/100	※
成	体 長	12.8 (1.60)	14.0 (2.20)	※	12.8 (1.06)	14.5 (1.38)	※	11.4 (1.42)	12.5 (1.17)	-	13.3 (1.00)	13.6 (1.34)	-	11.5 (0.75)	12.4 (1.10)	※
	長 体 重	59.1 (21.7)	74.7 (35.1)	※	60.1 (12.3)	82.5 (22.4)	※	36.8 (11.2)	48.4 (13.6)	※	62.5 (13.7)	73.8 (18.0)	※	43.3 (8.00)	53.8 (14.6)	※
形	外 観 異 常 出 現 率	/			0/30	0/30	-	5/30	1/30	-	1/30	2/30	-	1/30	0/30	-
	態 内 観 異 常 出 現 率	/			1/16	11/13	※	1/13	1/13	-	0/10	2/10	-	0/10	2/10	-
血	ヘマトクリット値	29.98 (2.95)	34.78 (2.25)	※	34.61 (4.72)	36.69 (3.42)	-	34.36 (2.34)	35.25 (3.37)	-	39.68 (3.05)	40.44 (3.02)	-	34.56 (2.81)	39.58 (1.71)	※
	ヘモグロビン濃度	7.42 (1.67)	9.17 (0.93)	※	10.64 (1.53)	10.14 (1.02)	-	8.03 (0.86)	7.95 (0.54)	-	8.58 (0.62)	8.77 (0.71)	-	7.36 (0.64)	8.02 (0.36)	※
	赤 血 球 数	170.7 (56.8)	169.7 (26.4)	-	161.3 (29.9)	155.4 (12.5)	-	155.1 (13.6)	155.5 (25.6)	-	141.6 (24.58)	156.8 (26.41)	-	128.8 (12.3)	128.8 (19.8)	-

トクリット値、ヘモグロビン濃度の4項目で有意水準1%、体長、体重の2項目で有意水準5%で差が見られた。

外観異常出現率に見られた異常は、排水区で尾ひれ等の欠損している魚が多かったことによる。56年度はヘマトクリット値、ヘモグロビン濃度の2項目に有意水準1%、非生残率で有意水準5%で差が見られた。57年度は、外観異常出現率、内観異常出現率で有意水準1%で差が見られた。58年度は、内観異常出現率、ヘモグロビン濃度の2項目で有意水準1%で差が見られた。

54年度から58年度まで全体的に見ると、54年度当初に比べ、55～58年度になるにつれ、両区で差の見られる項目は減少しているが、傾向としては、外観異常、鰓の形態異常、及び貧血傾向など排水区に問題が多い。しかし、57～58年度において両区に見られる差の項目数が少なくなってきており、これは工程系の使用原材料の減少による水質の改善と関連していると思われる。

(2) B工場の検査結果

54年度は体長、体重、ヘマトクリット値、ヘモグロビン濃度の4項目で有意水準1%、赤血球数で有意水準5%で差が見られた。55年度は、内観異常出現率に

有意水準1%で差が見られた。また、細菌性白雲症の発病からの魚の除去により、両区の非生残率が高かった。

56年度は、55年度と同様に内観異常出現率で有意水準1%、非生残率で有意水準5%で差が見られた。57年度は、死亡率で有意水準1%、非生残率で有意水準5%で差が見られた。差の原因は、排水区の魚が1月29日の薬浴中に散気ミスにより酸欠死したためである。58年度は、外観異常出現率、ヘモグロビン濃度の2項目で有意水準1%、非生残率、赤血球数の2項目で有意水準5%で差が見られた。非生残率に差が見られたのは、穴あき病が発生し、25尾除去したことによる。この時の疾病が、先の血液性状の結果に反映している可能性も考えられる。54年度から58年度までの全体的傾向としては、排水区に問題があるように思われる。この排水の問題がNH₄-Nに帰因するのか、他の物質と関連しているかについては、NH₄-Nの濃度があまりにも高いためにはっきりしない。

(3) C工場の検査結果

54年度は、死亡率、非生残率、赤血球数3項目で有意水準1%、ヘマトクリット値で有意水準1%で差が見られた。このうち、排水区で死亡率、非生残率が高

表 7 E 工場の検査結果

項目	年 度 対・排			55 年 度			56 年 度			57 年 度			58 年 度		
	対	排	検	対	排	検	対	排	検	対	排	検			
死 亡 率	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-			
死 非 生 残 率	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-			
成 体 長	12.3 (1.21)	11.9 (1.40)	-	11.4 (0.57)	11.5 (0.47)	-	12.2 (1.12)	12.2 (0.70)	-	10.9 (0.66)	10.7 (0.68)	-			
長 体 重	48.4 (12.9)	45.5 (17.0)	-	38.0 (6.20)	38.1 (5.02)	-	52.3 (16.2)	50.2 (9.77)	-	37.2 (6.76)	34.3 (6.42)	-			
形 外 観 異 常 出 現 率	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-			
態 内 観 異 常 出 現 率	1/10	5/10	-	0/10	0/10	-	0/20	0/20	-	0/20	0/20	-			
血 液	ヘマトクリット値	35.59 (3.30)	33.66 (4.93)	-	30.84 (4.05)	32.81 (3.50)	-	37.76 (2.33)	39.58 (4.52)	-	35.71 (1.88)	35.71 (2.27)	-		
	ヘモグロビン濃度	8.02 (0.92)	8.29 (1.07)	-	6.99 (0.87)	7.56 (0.77)	-	9.25 (0.70)	9.95 (1.27)	-	8.70 (0.54)	9.18 (0.51)	-		
	赤 血 球 数	143.8 (18.66)	149.3 (18.96)	-	172.3 (8.96)	151.6 (26.0)	-	182.9 (19.7)	178.0 (29.6)	-	134.2 (15.1)	149.5 (20.0)	-		

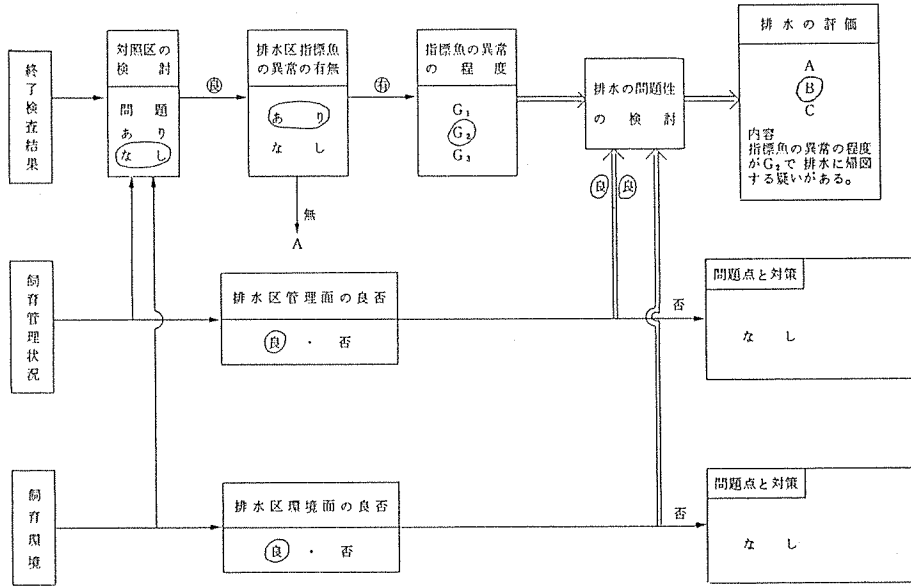


図6 排水評価例(その1) 56年度 A工場

表8 各事業場の年度別排水評価例一覧表

工場名	検討項目	年度		54		55		56		57		58		備考
		結果・評価	排水評価	検討結果	排水評価	検討結果	排水評価	検討結果	排水評価	検討結果	排水評価			
A	異常の有無 管理面 環境面	有 (G ₃) × ×	-	有 (G ₃) × ○	-	有 (G ₂) ○ ○	B	有 (G ₂) ○ ○	B	有 (G ₂) ○ ○	B			
B	異常の有無 管理面 環境面	有 (G ₃) ○ △	B	有 (G ₁) ○ △	A	有 (G ₂) ○ △	B	有 (G ₂) × △	-	有 (G ₂) ○ △	B	環境面で、NH ₃ -N が高く、その影響 も考えられる。		
C	異常の有無 管理面 環境面	有 (G ₂) × ○	-	有 (G ₂) × ○	-	有 (G ₂) × ○	-	有 (G ₁) ○ ○	A	無 (G ₀) ○ ○	A			
D	異常の有無 管理面 環境面	- × ×	-	- × ×	-	- ○ ×	-	有 (G ₁) ○ △	A	- ○ ×	-	対照区の注入水中 の残留塩素が高い ため、対照区の指 標魚に異常あり。		
E	異常の有無 管理面 環境面	無 (G ₀) ○ ○	A	無 (G ₀) ○ ○	A	無 (G ₀) ○ ○	A	無 (G ₀) ○ ○	A	無 (G ₀) ○ ○	A			

注) ○;良 ×;不良 △;変則的 -;排水評価及び異常の有無を評価できない

かったのは、6月4日に腸内にエアが溜まって15尾死亡魚が発生したことによる。55年度は、非生残率で有意水準5%で差、赤血球数で有意水準1%で差が見られたが、赤血球数は排水区の魚の方が値は大きく、排水区の魚に貧血傾向は見られなかった。56年度は、死亡率、非生残率の2項目で有意水準1%で差が見られた。この差の原因は、5月11日薬浴ミスから排水区の魚が69尾死亡したことによる。57年度は非生残率で有意水準5%で差が見られ、対照の方が高いが、これは対照区に魚病が発生したことによる。58年度は両区で差は見られなかった。54年度から58年度までの全体的傾向としては、54～56年度までにおいては、飼育技術的トラブルが多く、排水との関連性ははっきりしない。57、58年度においては、飼育技術的にも比較的安定してきており、両区でほとんど差は見られなかった。

(4) D工場の検査結果

54年度は体長、ヘマトクリット値の2項目で有意水準1%、体重、ヘモグロビン濃度の2項目で有意水準5%で差が見られた。血液の検査結果からは、対照区の方が問題で貧血傾向が見られた。55年度は体重、内観異常出現率の2項目で有意水準1%、非生残率、体長の2項目で有意水準5%で差が見られた。体長、体重については、排水区の方が良好であるのに対し、内観異常出現率は、排水区が $\frac{11}{13}$ と高く、肝臓の色調異常によるものである。

56年度は、体重において有意水準5%で差が見られ、排水区の方が成長は良好であった。57年度も56年度と同様な傾向を示した。58年度は、非生残率、体長、体重、ヘマトクリット値、ヘモグロビン濃度の5項目に差が見られた。成長は排水区の方が良く、血液性状も排水区の方が高い値を示した。54年度から58年度までの全体的傾向としては、対照区に問題が見られることと、56、57年度になるにつれ、両区での差は少なくなってきていた。

(5) E工場の検査結果

55年度から58年度までの期間、両区での差は全く見られなかった。この工場は池の規模が小さいことと、飼育管理も良好で、この4年間の検査結果からみて、排水区はほとんど問題がないように思われる。

(6) 重金属の蓄積について

また、54年度飼育魚と56年度飼育魚について、A、B、C、Dの4工場について重金属の蓄積について検討したが両区で特に著しい差は見られなかった。

6 指針に基づく排水評価について

排水の評価は、図-6に示すように、まず対照区の検討を行い、その後、排水区指標魚の異常の有無、程度について、排水区の管理面の検討の結果を踏まえて、排水の影響による異常かどうか、すなわち「排水の問題性」の検討を行うこととしている。その上で排水をA、B、Cの3段階で評価する。

以上により行った排水評価例を表-8に示した。

A工場は54、55年度は管理面、環境面において問題があり評価できず、56～58年度においては評価Bとなっている。B工場は54年度評価B、55年度評価Aで、56年度は評価B、57年度は管理面に問題があり評価できず、58年度は評価Bとなっている。C工場は54年度から56年度まで飼育管理面に問題があり評価できず、57、58年度においては、評価Aとなっている。D工場については、57年度を除いては、飼育管理面に問題があり評価できない。E工場においては、54～58年度の5年間、飼育管理、環境面に問題は見られず、評価は毎年Aとなっている。

7 まとめ

所報10号において指針の概要を報告した。本報では、指針に基づき飼育している工場の概要、および飼育状況、検査結果、ならびに排水の評価例を示した。

排水の評価は飼育開始の初年度から2～3年間は、管理面や環境面に問題が見られ、評価できない工場が多かった。その後、諸改善により、各工場とも排水評価ができる状況になった。評価の内容からは、各工場とも生・死のレベルでは一応一年間飼育可能な水質を示しており、評価Cの工場は見られなかった。しかし、工場により差が見られ、毎年Aの評価の工場、A又はB、Bが比較的多い工場などかなりの幅を示し、理化学分析とは違った形で排水評価が可能であることを示した。

今後は排水の評価の内容と排水との関係について更に検討し、適正な評価と排水の安全性に関する有効な資料とする必要がある。また、本市で策定した手法を今後広く普及していく上で方法論的検討も行う必要がある。

最後に本研究に多大なるご指導・ご鞭達をいただいた「魚類指標排水規制基礎研究会」、
「魚類の健康評価基礎研究会」の方々、毎年魚を供給していただいた神奈川県淡水魚増殖試験場、群馬水産試験場、及び化学物質の検索を行っていただいた大阪市環境科学研究所の方々、ならびにこの研究に協力して下さった工場

及び関係者各位に厚く感謝を申し上げます。又、研究の後半でお亡くなりになった故人、四竈安正博士に感謝するとともに、心よりご冥福をお祈り申し上げます。

文 献

- 1) 水尾寛己，樋口文夫，畠中潤一郎，福島 悟，山口一誠，阿久津卓，佐野定雄；横浜市における魚類を指標とした工場排水の規制手法に関する研究，横浜市公害研究所報，10，89-99（1985）。
- 2) 横浜市公害研究所，魚類指標排水規制基礎研究会・魚類の健康評価基礎研究会：魚類指標による工場排水規制手法に関する研究（1986）。

横浜市における魚類へい死事故について

二宮 勝 幸*

要 旨

昭和51年度から59年度に横浜市水域で発生した魚類へい死事故について、事例解析を行った結果、以下のことがわかった。(1) へい死事故は昭和51年度から59年度の間に85件発生し、原因別に酸欠(豪雨に伴う汚染底質の巻き上げや赤潮など気象条件に関係するもの)・工場(工場および工事排水)・原因不明が各々56, 13, 31%を占めた。(2) 昭和56年度以降、へい死事故は増加しており、夏期に酸欠に起因するものが目立った。(3) コイの放流が影響していると考えられるへい死事故が増加しており、その頻度の高い水域は柏尾川下流・大岡川中流であった。

1 はじめに

横浜市では「魚がすみ、釣りや水遊びがたのしめる海や川を市民の手に取りもどす」ことを環境目標にあげ、そのために様々な施策を実施している。実際、横浜市内の河川は昭和30年代後半から40年代前半にかけて、かなり汚染されていたが、工場排水規制の強化・下水道の整備等により、徐々にではあるが水質に回復の兆しが見られてきている。また、土地利用の高度化により自然環境の少なくなった都市域では、市民の手で魚が放流されその生息域を広げつつある。しかし、水質的にはまだ問題があるため、年間10件前後、魚類へい死事故が発生している。このようなへい死事故は、局地的かつ一時的な水質の悪化のために引き起されたと考えられる。しばしばへい死事故が発生するような水域でも事故の原因が明らかとなり、その加害要因を取り除けば、生物が生息するに耐えうる水域環境を復活させることができる。このようなことから事故原因を知るといことは本市の環境目標を達成するために重要な役割を担っている。しかし、加害要因は知られている限りでも極めて複雑多岐にわたるから、系統的に原因を追究することが必要となってくる¹⁾。そのためには、まず過去に発生したへい死事故について整理・解析しておくことは重要である。

そこで、横浜市内河川および海域で昭和51年度から

59年度までに発生した魚類へい死事故について事例解析を行ったので報告する。

2 方法

事例解析は「公害との戦い」昭和51年から57年度版及び「横浜環境白書」昭和58年から60年度版の資料に基づいて行った。

3 結果と考察

へい死事故発生件数は51年度から59年度の間に毎年3~18件、合計85件あった。原因としては、水温の上昇および豪雨による汚染底質の巻き上げに伴う酸欠と赤潮など気象条件に関係するもの(以下、酸欠という)が48件、シアン・アルカリなどの工場排水と河川改修工事などに伴うアルカリ性のコンクリート排水に起因するもの(以下、工場という)が11件、そして原因不明(以下、不明という)が26件であった。百分率で表すと酸欠、工場、不明それぞれ56, 13, 31%になる。

次に原因別発生件数、発生地点分布、魚種別発生件数について述べる。

3-1 原因別経年変化

図1に魚類へい死事故発生件数の原因別経年変化を示す。51年度から52年度および56年度から59年度にかけての発生件数が多く、年間ほぼ10件以上あった。特

A study of the mortal causes on fish in Yokohama

* Katsuyuki Ninomiya, 横浜市公害研究所水質部門

に59年度は18件と最も多かった。一方、53年度から55年度にかけては少なく、最も少なかったのは55年度の3件で、次に53年度の4件であった。51、52年度の特徴としては原因不明の占める割合が多いこと、工場に起因するものが他年度が年間1件程度なのに対しても3件と多いことである。これは工場での排水管理が

徹底していなかったことが原因していたと考えられる。58、59年度についても原因不明の件数がともに4件と多くなっている。一方、酸欠に起因するものは51年度から55年度まで年間2～4件と横ばいであったが、56年度以降増加してきており、特に59年度では13件と最も多かった。

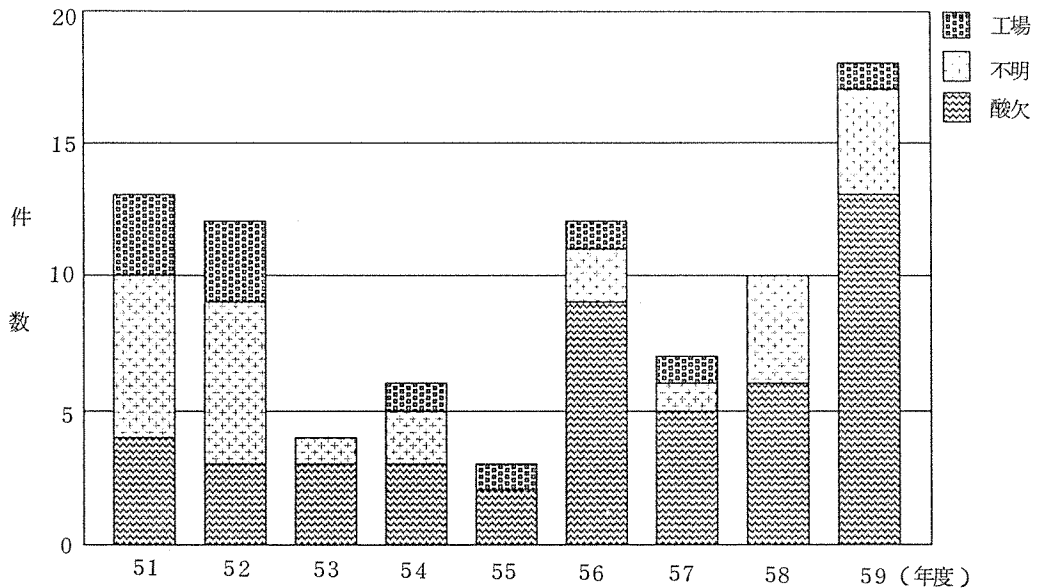


図1 魚類へい死事故発生件数の原因別経年変化

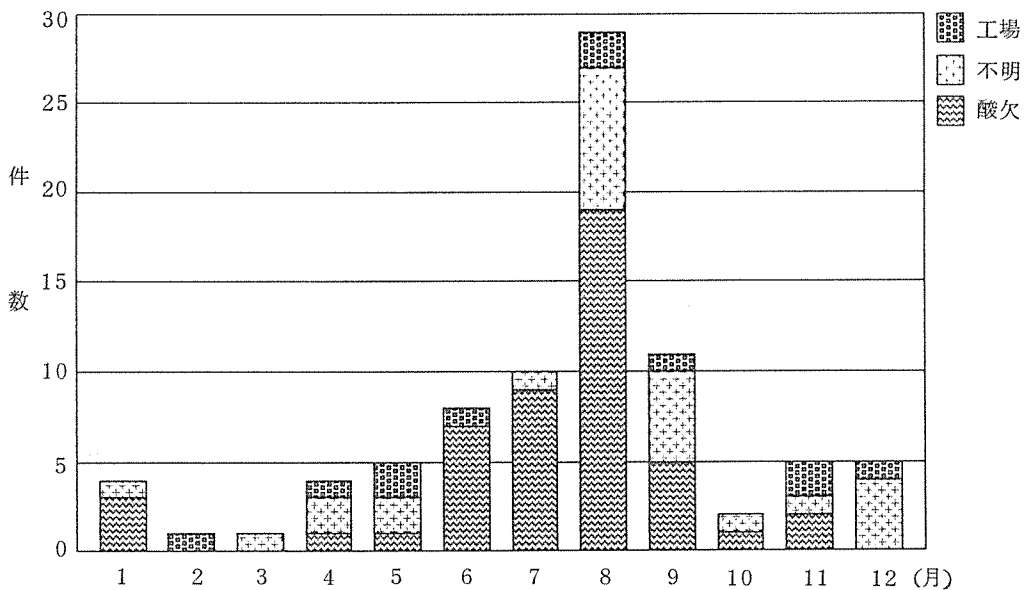


図2 魚類へい死事故発生件数の月別頻度分布

3-2 月別頻度分布

図2に月別頻度分布を示す。6月から9月にかけて発生件数が多く、特に8月が際立っており29件もあった。原因は酸欠である場合が多く、8、9月では原因不明の件数も多い。一般に、酸欠など気象条件に関係する事故は夏に多いといわれているが^{2),3)}、横浜市水域でも同じ傾向がみられた。このように夏に酸欠に起因する事故が多いのは、温度の上昇など気象条件による影響も大きい。水域への生活系負荷の流入・水域内に堆積している汚染底質などが複雑に絡み合った結果と考えられる。それ故、酸欠は魚類へい死の直接的原因であるが、その背後にある様々な要因を含めて酸欠の機構を追究することが魚のすめる望ましい水域環境を作る前提になる。一方、工場に起因するものは年間0~3件発生しているが、一定の傾向は見い出せなかった。

3-3 曜日別頻度分布

人間の社会活動は1週間を単位として行われている。もし、事故原因に社会活動の要素が大きく反映しているとすれば、1週間の中で何らかの傾向が見出せるはずである。図3に曜日別頻度分布を示す。1週間の中、日曜日の発生件数が4件と最も少なく、他の曜日ではいずれも10件以上であった。また、工場に起因するものは月曜日から土曜日にかけて1~2件発生しているが、日曜日では0件となっている。魚類へい死事故の

発生日時は、発見が遅れるなどして必ずしも正確に把握されているとは限らないが、工場等の産業活動の小さい日曜日は事故が少ないものと思われる。酸欠に起因するものはやはり日曜日が最も少なく2件で、他の曜日が5件以上で火曜日が最も多く13件であった。原因不明のものは月曜日と金曜日で最も多くともに7件、次いで土曜日の4件であった。

3-4 水域別経年変化

次に魚類へい死事故の年度別水域別発生件数について調べた。表1に魚類へい死事故発生件数の水域別経年変化を、図4に年度別発生地点分布を示す。

まず、水域別発生件数については、鶴見川が40件で全件数85件のほぼ半分を占めていた。これは鶴見川が市内で最も規模が大きく、魚種も比較的多いためと思われる。次いで多いのが大岡川の12件、柏尾川の8件、帷子川の5件の順であった。これら3河川はいずれも、ここ1~3年の間にへい死事故が多発しており、特にボラの溯上が見られる柏尾川ではその傾向が顕著で56年度まで事故はなく、57~59年度の間に全件数に相当する8件のへい死事故が発生していた。この理由としては、市民による魚の放流があげられる。即ち、これら3河川は魚、主としてコイの放流が盛んであるが、放流水域にはへい死要因が潜在しており、必ずしも魚の生息に適切な場所とは限らないからである。平潟湾については53、56、57年度に計4件発生し、その中53

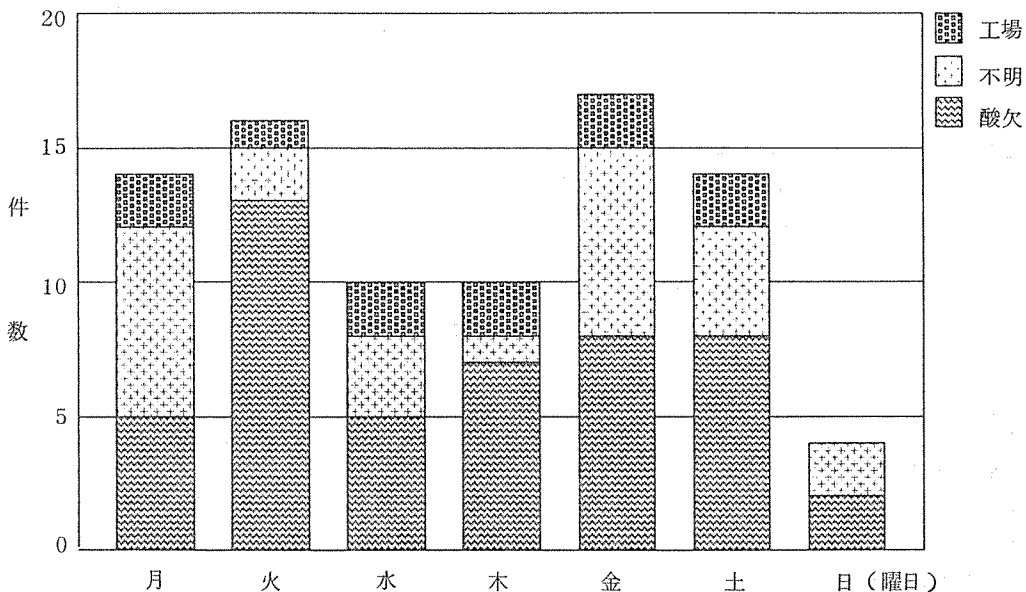


図3 魚類へい死事故発生件数の曜日別頻度分布

表－1 魚類へい死事故発生件数の水域別経年変化

年度	水域名	鶴見川	帷子川	大岡川	柏尾川	宮川	入江川	運河等	扇島沖	横浜港	本根 牧岸	平潟湾	計
昭和 51		10	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	13
52		8	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	12
53		0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	4
54		4	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	6
55		1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	3
56		5	1	2	0	0	0	1	0	1	0	2	12
57		2	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	7
58		3	0	2	4	0	1	0	0	0	0	0	10
59		7	3	3	3	0	0	2	0	0	0	0	18
計		40	5	12	8	3	2	7	1	1	2	4	85

- 注) 1. 河川水域については支川を含む。
 2. 運河等とは海に直接流入する小河川を含む。
 3. 柏尾川には境川も含む。

年度と56年度の事故は規模が大きく、ハゼがいずれも1万匹以上死亡した。

しかし、それ以降についてはへい死事故は起っていない。これは赤潮・酸欠などのへい死要因がなくなったからではなく、ハゼが姿を消すほど平潟湾の汚濁が進行しているためと考えられる⁹⁾。一方、海域に相当する扇島沖・横浜港・本牧根岸では52年度と56、57年度にへい死事故が各々2件ずつ発生している。52、53年度には東京湾全域で赤潮が発生しており、海域でのへい死事故を引き起すほど気象条件等が赤潮発生に適していたものと考えられる。

発生地点についてみると(図4)、鶴見川では早淵川の上流を除いてほぼ全域で事故が発生している。鶴見川本流上流の3件に比べ恩田川では10件とかなり多くなっている。水質・底質の調査結果⁹⁾によると鶴見川本流に比べ恩田川の方が汚濁が進んでおり、恩田川では水域の汚染と結びつくへい死要因が多かったものと考えられる。なお、鶴見川本流では51～53年度の間に3件事故が発生し、それ以降は発生していない。鶴見川中流に流入する支流の江川では全件数9件中、51～53年度の間に8件も発生しており、特異的であった。その他鶴見川では、早淵川および下流から河口にかけて発生頻度が高かった。原因別にみると、工場に起因するものが9件あり、横浜市水域の工場を原因としたへい死事故全件数12件の大部分を占めている。

帷子川では下流で発生頻度が高いが、59年度に中流・上流でも各1件発生している。原因はすべて酸欠によ

るものであった。また、平潟湾の事故も全て酸欠であった。大岡川では中流と横浜港に近い下流で、柏尾川では独川との合流点付近で発生頻度が高く、原因はほとんど酸欠によるものであった。その他、南部沿岸域の埋立地の感潮河川である聖天川・富岡川でも59年度に酸欠によるへい死事故が発生している。

3-5 魚種別経年変化

魚種別魚類へい死事故件数を河川と海域に分けて、表2に示す。河川ではフナ・コイが圧倒的に多く、87件中69件で8割近くを占めており、次にモツゴ・ドジョウ・オイカワの順になっている。なお、オイカワ・ヨシノボリについては51、52年度の事故の際に観察されたものである。海域では12種類の魚が確認されているが、ハゼ・ボラで54件中35件、6割強を占めている。また、セイゴ・コノシロ・イシモチ・メバル・アイナメ・ネズボの6種類については51年度から53年度の間へい死事故が発生している。これは52、53年度にかけて、東京湾全域で赤潮が発生しており、その影響が強くと現れたためである。

次に比較的発生件数の多いフナ・コイ・ハゼ・ボラについて、魚種別へい死事故発生件数の経年変化を調べた。その結果を図5に示す。コイについては57年度以降、へい死事故発生件数が著しく増加している。水域別経年変化の項で述べたように、この理由として最近コイの放流が盛んに行われているが、その放流水域が一時的な水質の悪化などによりコイの生息に不適な状態になることがあるためと考えられる⁹⁾。フナにつ

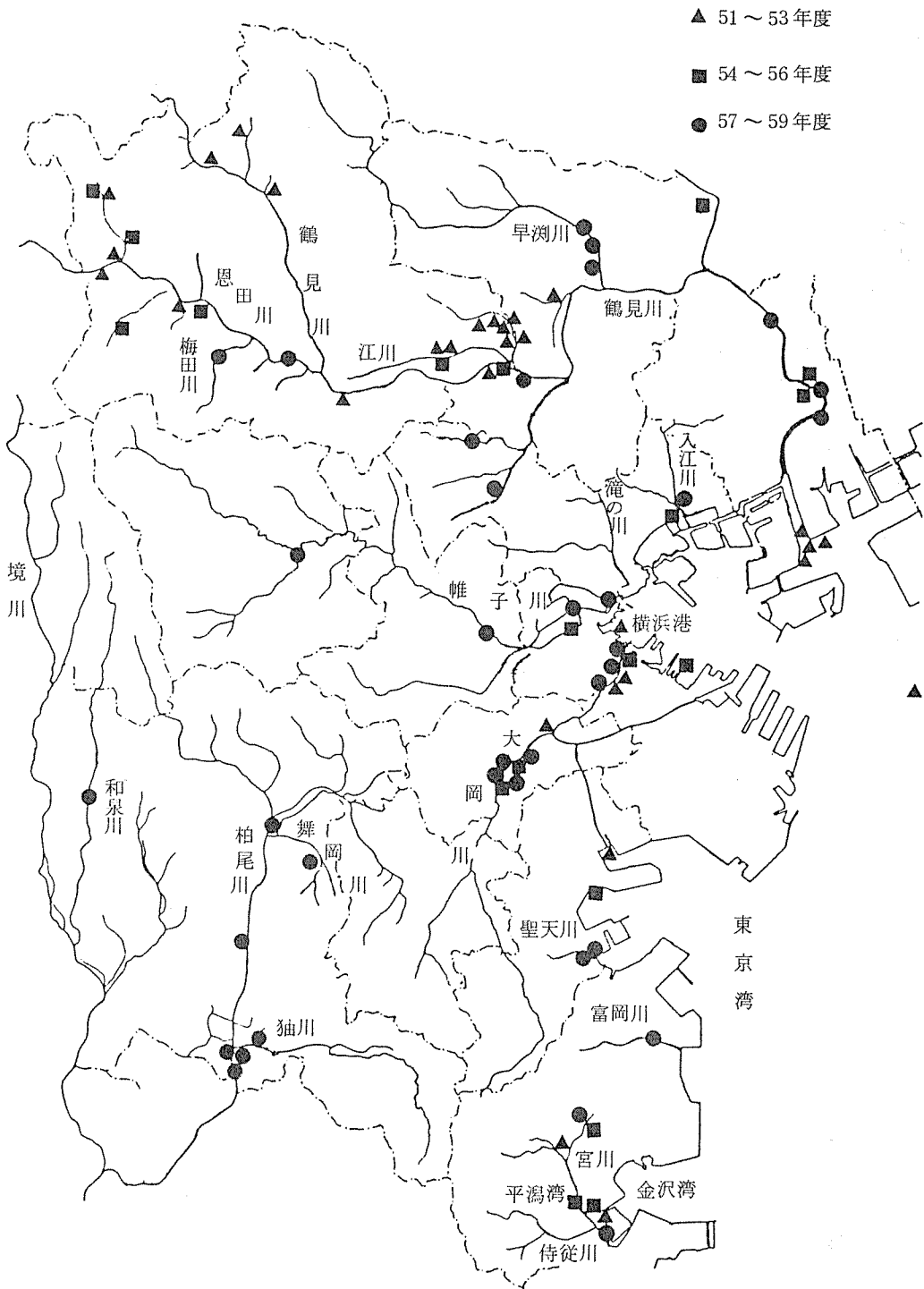


図4 年度別魚類への死事故発生地点

いてもコイと同様の傾向が認められる。ハゼについては毎年1件から5件へい死事故が発生しているが、ピークの56年度の5件を境にして減少しており59年度には発生していない。ボラについては、へい死事故のない年もあるが、56年度以降1件から4件の割合で発生し、発生場所は沿岸あるいは河川であった。河川では特に柏尾川で頻度が高かった。

4 まとめ

昭和51年度から59年度に横浜市水域で発生した魚類へい死事故について調べたところ、以下のことが明らかとなった。

- (1) へい死事故は昭和51年度から59年度の間に85件発生し、原因別にみると酸欠48件、工場11件、不明26件であった。
- (2) 昭和56年度以降、へい死事故件数は増加しており、夏期に酸欠に起因するものが目立った。
- (3) コイの放流が影響していると考えられるへい死事故件数が近年増加しており、その発生頻度の高い水域は柏尾川下流及び大岡川中流であった。

文 献

- 1) 日本水産資源保護協会：へい死事故原因調査法，新編水質汚濁調査指針，恒星社厚生閣，451-514
- 2) 加藤邦夫，村瀬秀也，伊藤啓一，下川洪平：県下

表-2 魚種別魚類へい死事故発生件数

(河川)		件数	(海域)		件数
フ	ナ	35	ハ	ヤ	22
コ	イ	34	ボ	ラ	13
モ	ツ	9	ウ	ナ	4
ド	ジョウ	8	セ	イ	3
オ	イカワ	4	ア	ナ	3
ナ	マ	3	コ	ノ	3
ヨ	シノ	2	ア	イ	1
ハ	ヤ	1	イ	シ	1
メ	ダ	1	ネ	ズ	1
			メ	バ	1
			イ	ナ	1
			メ	ゴ	1
9 種類		87 件	12 種類		54 件

における魚類のへい死について（昭和45～52年度），岐阜県公害研究所報，6，51-56（1977）。

3) 清水正信，成瀬洋児，加藤豊雄，土山ふみ，村上哲生，鎌田敏幸：都市水域における魚類のへい死について，名古屋市公害研究所報，9，59-64（1979）。

4) 横浜市公害対策局：横浜の川と海の生物（第4報），公害資料126，181-225（1986）。

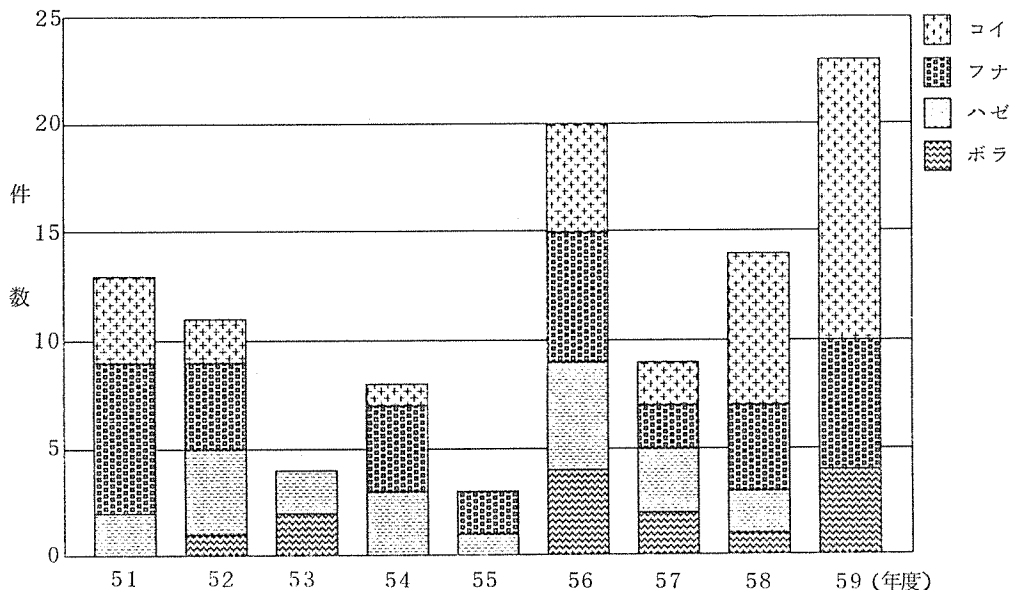


図5 魚種別魚類へい死事故発生件数の経年変化

- 5) 福島 博：鶴見川水系における有機物と陰イオンに関する基礎調査，横浜市公害研究所報，**9**，75-80（1982）。
- 6) 白柳康夫：鶴見川水系における底質の主成分元素および重金属濃度，横浜市公害研究所報，**8**，111-118（1983）。
- 7) 二宮勝幸：油分による鶴見川の底質汚染，横浜市公害研究所報，**8**，119-126（1983）。
- 8) 横浜市公害対策局：横浜の川と海の生物(第4報)，公害資料126，57-83（1986）。

軟弱地盤の沈下に関する調査研究（第2報） — 軟弱地盤層の沈下予測に関する一考察 —

杉本 実^{*}，梅原 順造^{*}

要 旨

横浜市域に分布する軟弱地盤層の沈下に関する調査研究には地質構造の解明を始めとして土質特性、地下水動向等、基礎となる資料の収集整理と解析が不可欠である。

本論はこのうち、全市域を対象とした軟弱地盤層の地質構造と地盤沈下地帯の沈下が最終的にどの程度見込まれるかについて考察したものであるが、これらの調査結果から次のような知見が得られた。

- (1) 軟弱地盤層の層厚は鶴見川中・下流、帷子川下流、大岡川下流、金沢低地等で約25～50m、柏尾川中流で約10～25mであり、地盤沈下はこれらの5地域で大きく現れている。
- (2) 軟弱地盤層の堆積物は海成層が主体で、地質を大別すると⑦ 均質なシルト層及び粘土層、① 砂質シルト層、⑦ 砂質土層、⑤ 砂州に区分される。
- (3) 地盤沈下地域の沈下予測はデータ量の不足から十分な解析ができなかったがしかし、全市域の今後の沈下量を把握する必要性から時系列データを用いて双曲線法による沈下予測を試みた。その結果、鶴見川、帷子川、大岡川、金沢、柏尾川の5低地では各々若干異った予測式が示されたが、全体的にみて残留沈下量は、

$$\Delta S = [(1.45 \sim 2.07) - 1] S \quad (S : \text{実測累積沈下量mm})$$

となった。

1 はじめに

地盤沈下防止対策等の基礎資料を得るため、横浜市域の地盤構造の解明と沈下機構に関する調査研究は開所以来一貫して進められてきた。軟弱地盤構造と土質特性を主体とする調査結果は近く取りまとめて公表する予定であるが、地盤沈下のメカニズムについては多くの要素が複雑に組み合わさっているため、必要条件が十分満たされないかぎり、解析的検討は困難である。また、多くの仮定を取り入れて解析を行ってみても結果的には実測値と予測値は一致しないのが実状である。

しかし、地盤沈下対策を進める上では現状の累積沈下を確実に把握し、今後の残留沈下量についてある程度まで予測しておく必要がある。

そこで本報告では比較的簡単でかつ一般化されてい

るいくつかの解析方法について検討し、これまで測定されてきた水準測量の結果¹⁾²⁾を用いて地盤沈下地域の地盤ならびに沈下特性について考察した。

2 調査地点の地形地質概要

本市の地形は海拔60～100mの丘陵地と海拔30～80mの台地及び海拔2.5～25mの沖積低地・埋立地から形成されている（図-1参照）。

丘陵地は多摩丘陵が本市の中央部を経て、三浦半島に張り出し、多摩丘陵地帯を中心に西は相模原台地、東は下末吉台地、北は武蔵野台地³⁾⁴⁾で形成されている。

沖積低地はこれらの台地や丘陵地が開析され樹枝状に不規則に広がって形成された谷底に軟弱なシルトや粘土が堆積した超軟弱な地層で、本論ではこれらの軟

Studies on Ground subsidence of Soft Ground (Part 2)

— Prediction of Ground Subsidence on Soft Ground —

*Minoru Sugimoto, Junzou Umehara, 横浜市公害研究所地盤沈下部門

弱地層と埋立地を総称して軟弱地盤層と呼ぶ。

また、本市の主な河川低地は鶴見川低地、帷子川低地、大岡川低地、金沢低地、柏尾川低地の5低地であるが、これらの低地は軟弱地盤層で地盤沈下が最も顕著に現われている地域でもある。

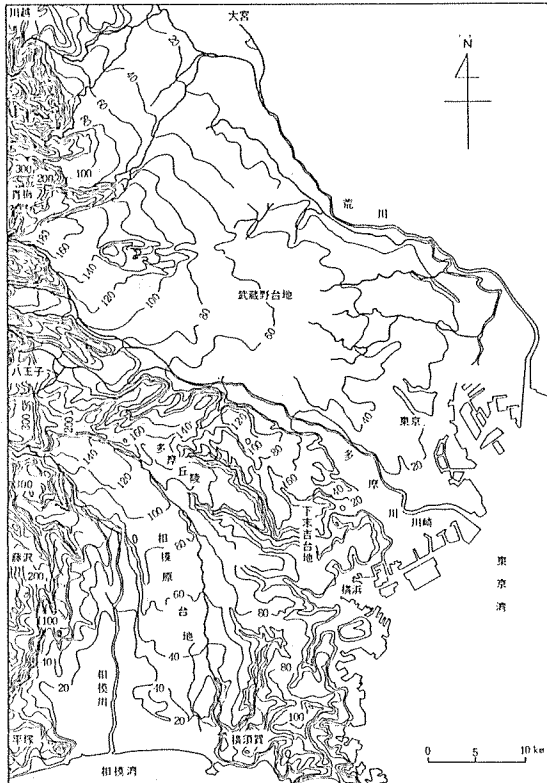


図-1 横浜付近の地形分類図

3 調査方法

本市では地盤沈下の状況を把握するため、市域面積約42,908 haのうち、約17,523 haの沖積低地（軟弱地盤地帯）を対象にして、水準基標603点、測量延長約589 Km（昭和59年度）について毎年1回一等水準測量を実施している。

本論はこれらの実測データを使って双曲線法による地域別の残留沈下特性と沈下パターンについて考察するとともに軟弱地盤層の層厚分布から実測沈下特性を検討するものとした。

4 地盤沈下の予測手法の検討

地盤沈下の予測手法については表-1⁹⁾に示すとおり、いくつかの解析方法がある。この表から明らかなように解析にはかなりの資料が要求される。

本市の場合、地盤沈下予測に利用しうるデータの種

類は① 水準測量結果、② 地盤沈下観測所の地下水位、③ ボーリング結果から求める地層構成、④ 土質試験結果等であるが、この中でも②の時系列データは市域全体で8カ所のデータであるが、地下水位低下以前のものはない。

また、④の土質試験データでは圧密常数のデータが極端に不足しており、③は沖積層（軟弱地盤層）に限定された地質のデータである。このような状況下で全市域の沈下予測を可能とするのは時系列データとしての水準測量データの利用のみである。

そこで今回は水準測量結果から得られる沈下曲線が双曲線に比較的類似する傾向のものを使って、各々最終沈下量を予測し、軟弱地盤地帯における沈下の特徴を考察した。

4-1 双曲線法による予測手法

双曲線法は図-2に示すように圧密沈下時間曲線が双曲線に類似することを仮定して予測するものである。

最終沈下量 S_f と残留沈下量 ΔS は次式によって得られる。

$$S_t = S_0 + \frac{tp - t_0}{\alpha + \beta (tp - t_0)} \dots\dots(1)$$

ただし、 t_0 ：検討始点の時間（年）

tp ：現在時点の時間（年）

t ：予測時点の時間（年）

S_0 ：検討始点における沈下量（mm）

S_t ：検討時点よりも t 年後の沈下量（mm）

α, β ：図-2に示した関係を用いて求められる常数。

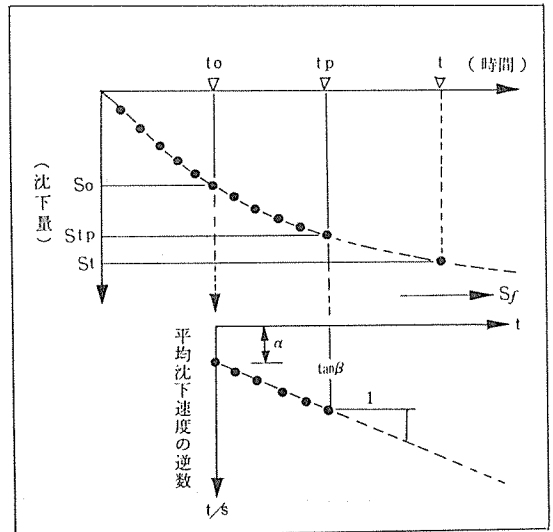


図-2 双曲線法説明図

表-1 地盤沈下予測手法

資料集の 状況	目的	基礎となる 解析手法	最 小 限 必 要 な デ ー タ						備 考	
			表層 地形	時系列データ			土質・構造データ			
				沈下	揚水	地下水位	土質 常数	地質構 造/層厚		その他
各種 データ が 豊 富 な 地 域	1. 過去の推移がそのまま将来も続けられるか。 莫然と過去の傾向が続くと考えた場合 水位の傾向がそのまま続くと考えるのが良い場合	時系傾向による予測		○						
		最終沈下量の予測 重ね合わせ法				○	○	○		
		鉛直一次元モデル		○		○	○	○		
	揚水層の傾向がそのまま続くと考えるのが良い場合	揚水量・沈下量のみを用いた予測		○	○					隣接地域の揚水量の影響が無視できる場合
		平面二次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	1つの帯水層で代表できる場合
		断面二次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	断面線に对称に井戸が分布している場合
		準三次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	帯水層の数がそれほど多くない多層構造としてとらえられる場合
		三次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	
	2. 地下水位を将来どのレベルに保持すれば沈下がなくなるのか。また、将来の地下水位を与えた場合、どんな沈下状態になるのか。	最終沈下量の予測 重ね合わせ法					○	○	○	
		鉛直一次元モデル		○		○	○	○		
3. どの地域の揚水量をどの程度コントロールすれば沈下がなくなるのか。または、地域毎の揚水計画に対して沈下量はどうか。	揚水層一沈下量のみを用いた予測		○	○					隣接地域の揚水量の影響が無視できる場合	
	平面二次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	1つの帯水層で代表できる場合	
	準三次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	帯水層の数がそれほど多くない多層構造としてとらえられる場合	
	三次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎		
4. どの帯水層からの揚水をどの程度にすれば沈下が落ちつくのか。または、帯水層別の揚水量計画に対してどれ位沈下するか。	断面二次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	断面線に対象に井戸が分布している場合	
	準三次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎	帯水層の数がそれほど多くない多層構造としてとらえられる場合	
	三次元モデル(注)		◎	◎	◎	◎	◎	◎		
データがあまりない地域	5. 現在は沈下が生じていないが、今後揚水が進むとどうなるのか。	地形条件によるQ/S比の違いを利用した予測	○							精度は横断的重回帰分析より悪い
		横断的重回帰分析モデルによる予測	○					○		

○ 一点あるいは小領域データ
◎ 面的なデータ

注) 解析手法の名称は、地下水流動モデルの名称であり、実際の沈下量の計算には、最終沈下量の予測、重ね合わせ法、あるいは鉛直一次元モデルを用いる必要がある。

ここでは(1)式の t , t_0 を ∞ と仮定して最終沈下量を求めると

$$S_f = S_0 + \frac{1}{\beta} \dots\dots\dots(2)$$

$$\Delta S = S_f - S_{tp} \dots\dots\dots(3)$$

の関係で予測することができる。

4-2 沈下パターン分類と検討

戸塚駅周辺の地盤沈下調査によれば、地盤沈下の経年的変化の特徴に3種類のタイプがみられた。

すなわち、① 継続的な沈下を示すタイプ、② ゆるやかな沈下から急激な沈下に変化して加速していくタイプ、③ 一時的に大きな沈下を示すタイプ等であった。

そこで、これらについて全市域の軟弱地盤層を対象に沈下パターンの分類を行った。

図-3、図-4は各々の沈下パターンを分類整理した結果である。

図-3の(I)パターンは沈下が一定勾配で緩やかな沈下を示すこと、(II)パターンは緩やかな沈下から急激な沈下を示すこと、(III)パターンは急激な一定勾配の沈下が続くこと、(IV)パターンは急激な一定勾配の沈下から少しずつ減少して緩やかな曲線沈下に変わること、図

4の(V)パターンは緩やかな一定勾配の沈下から急激な沈下に変化し、再び緩やかな一定勾配の沈下に変わることである。

沈下曲線と掘削工事との関係については前報¹⁾でも考察したが、その一例として一定勾配で沈下していた値は工事開始と共に急激な沈下を示すことが明らかにされている。また、地下水揚水や掘削工事等の影響が少ない地域では沈下が一定勾配で緩やかなものが多いが、掘削工事が開始されればそれに伴って沈下は急激に大きくなり、工事完了と共に緩やかな一定勾配の沈下を示すようになる。この傾向は軟弱地盤における一般的な圧密沈下曲線に類似しており、本市の沈下曲線を長期的にみると同様の傾向を示すものが多いと考える。したがって沈下パターンが各々異なる理由につい

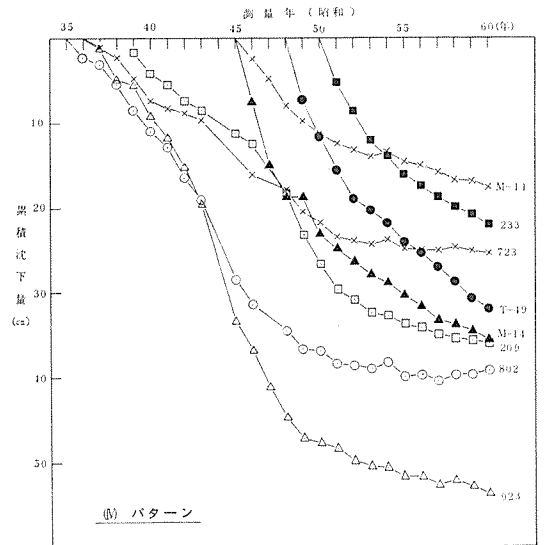
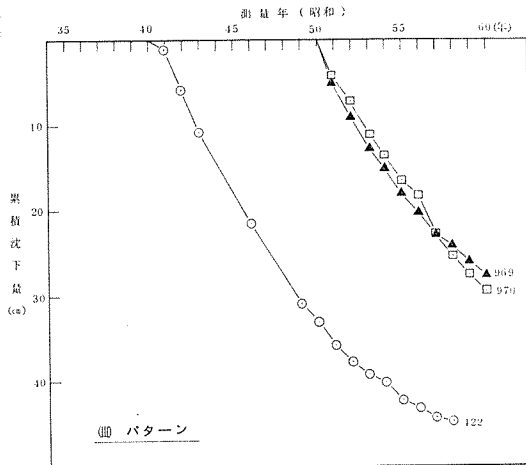
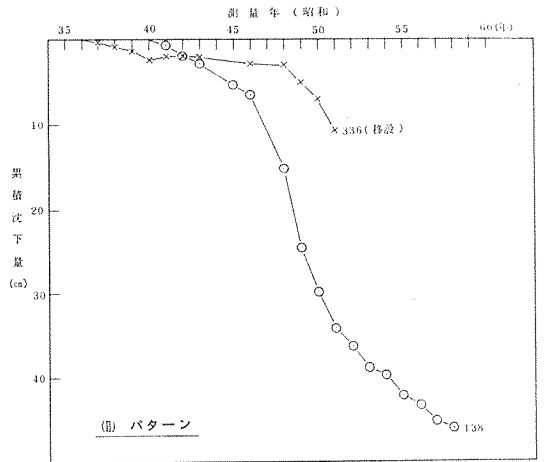
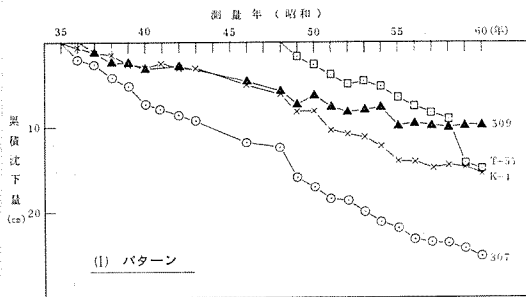


図-3 沈下パターン分類図

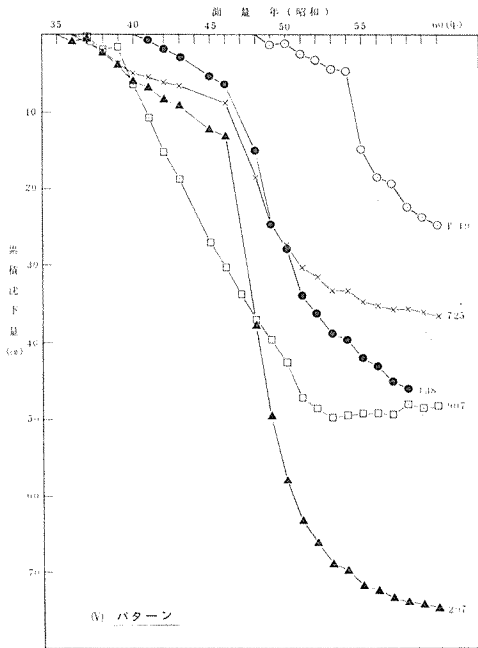


図-4 沈下パターン分類図

でも観測地点の潜在的な沈下曲線のどの部分から測定が開始されたかによって沈下パターンが各々異なるものと考えられる。

図-4(V)の沈下パターンはこれらの理由を最も良く示しており、図中の138, 206, 207, 227, 725等の沈下曲線は昭和46年頃まで一定勾配の緩やかな沈下であるが、同51年頃まで急激に大きな沈下を示す。同51年頃からは緩やかな沈下曲線となり、それ以降からは一定勾配の緩やかな沈下になっている。

以上のことから本論では双曲線法による予測解析を試みるので図-3(IV)と図-4(V)パターンの傾向を示すデータを採用した。

5 調査結果及び考察

5-1 軟弱地盤層の層厚分布

図-5は本市の軟弱地盤層厚を等深線で示したものである。

地層厚が30m以上の地域は① 鶴見川低地の港北区新羽町付近から下流域、② 帷子川低地の保土ヶ谷区天王町付近から下流域、③ 大岡川低地の南区山王町付近から下流域、④ 金沢低地の金沢区泥亀町、同区町屋町、同区六浦町(旧平潟湾の埋立地)から現在の平潟湾に至る地域等である。

柏尾川低地の層厚は25m以下で戸塚区吉田町付近が10~15m、金井町付近が25m前後である。

各々の代表的な地質断面は図-6~図-10^{7,8,9)}に示す。

5-2 地盤沈下地域における残留沈下量予測

本市における5低地のデータから今後の残留沈下量を予測したところ、鶴見川低地(中流)では最大残留沈下量が約30~50cmとなり、帷子川低地(下流)では約70~80cm、大岡川低地(下流)では約10~25cm、金沢低地では約7~10cm、柏尾川低地(中流)では約10~25cmとなった。

これらの最大残留沈下量はこれまで検討^{7,8,9)}されてきた代表地点の圧密沈下解析による予測沈下量とはかなりの差があり、双曲線法の予測が大き目にてている。

この理由として地下水位低下量の増加や圧密沈下解析には二次圧密沈下が考慮されていないことなどが考えられる。

また、今回予測された値は軟弱地盤の粘性土層が主に圧密するものと考えているが、これを圧密沈下解析から検討した一部地域の報告⁹⁾と比較検討した結果、層厚が30mの地域では沈下発生から約24年~34年ではほぼ終局に近づくことが示され、その後の沈下は地下水位の変動等による影響でわずかではあるが長期間に及ぶ沈下を示すものとする。

5-3 地盤沈下地域における沈下量の分布

図-11~図-14は地盤沈下地域における累積沈下量の予測分布図である。

これによって、5低地のどの地域でどの程度の沈下が生じるかが面的に把握される。

すなわち、鶴見川低地(図-11)においては綱島駅付近、新羽付近、條原町付近、新横浜駅付近で沈下が最大となる。

帷子川低地(図-12)では横浜駅付近が最大となり、大岡川低地(図-12)では関内駅~吉野町に至る大通り公園付近が最大となる。

金沢低地(図-13)では金沢文庫駅付近と柳町付近が最大となる。

柏尾川低地(図-14)では沈下の中心が分散され、最も大きな沈下を示す地域は金井町付近であり、その他は下倉田付近、上倉田付近、戸塚駅付近で生じている。

一方、これらの地域においては双曲線法で予測した最終沈下量(S_f)と実測累積沈下量(S)との関係を図に示したのが図-15~図-19である。

また、これらの関係は、おおよそ次のようになる。

鶴見川低地下流 $S_f = 1.45 S \sim 1.92 S$ (mm) (図-15)

帷子川低地下流 $S_f = 1.54 S \sim 1.93 S$ (mm) (図-16)

大岡川低地下流 $S_f = 1.54 S \sim 1.77 S$ (mm) (図-17)

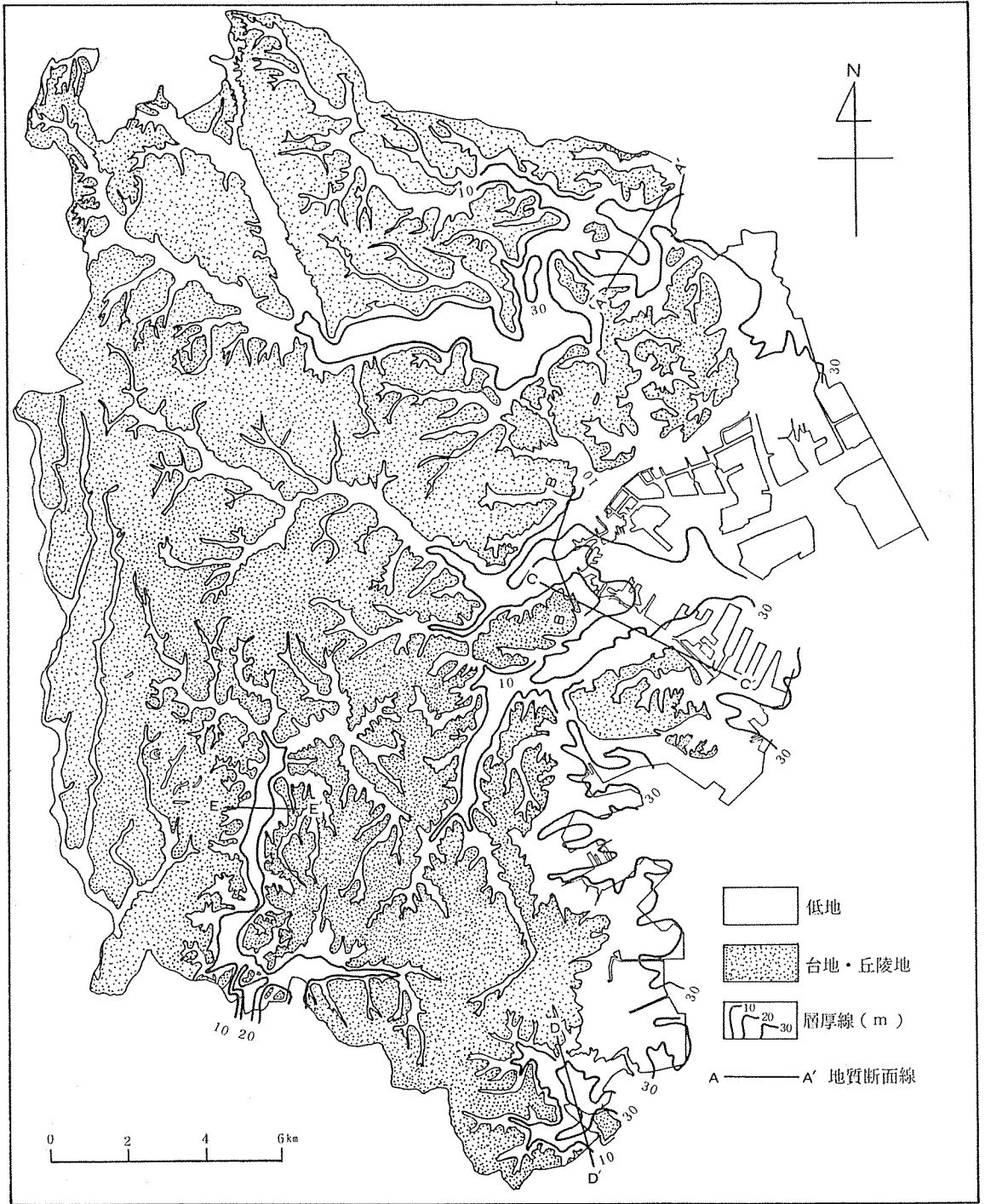
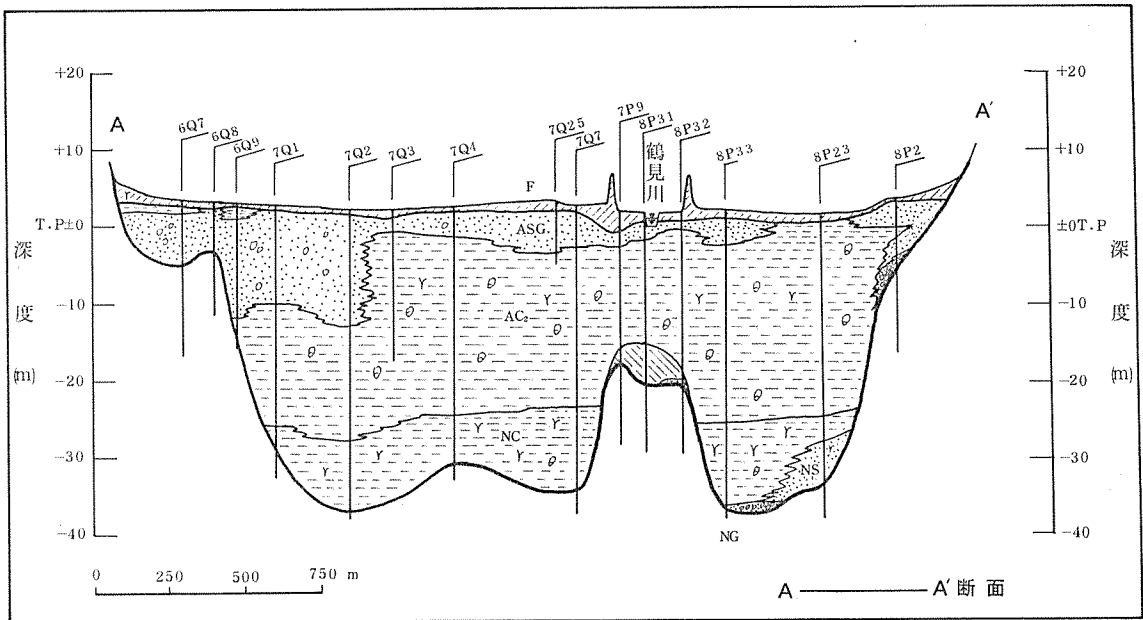
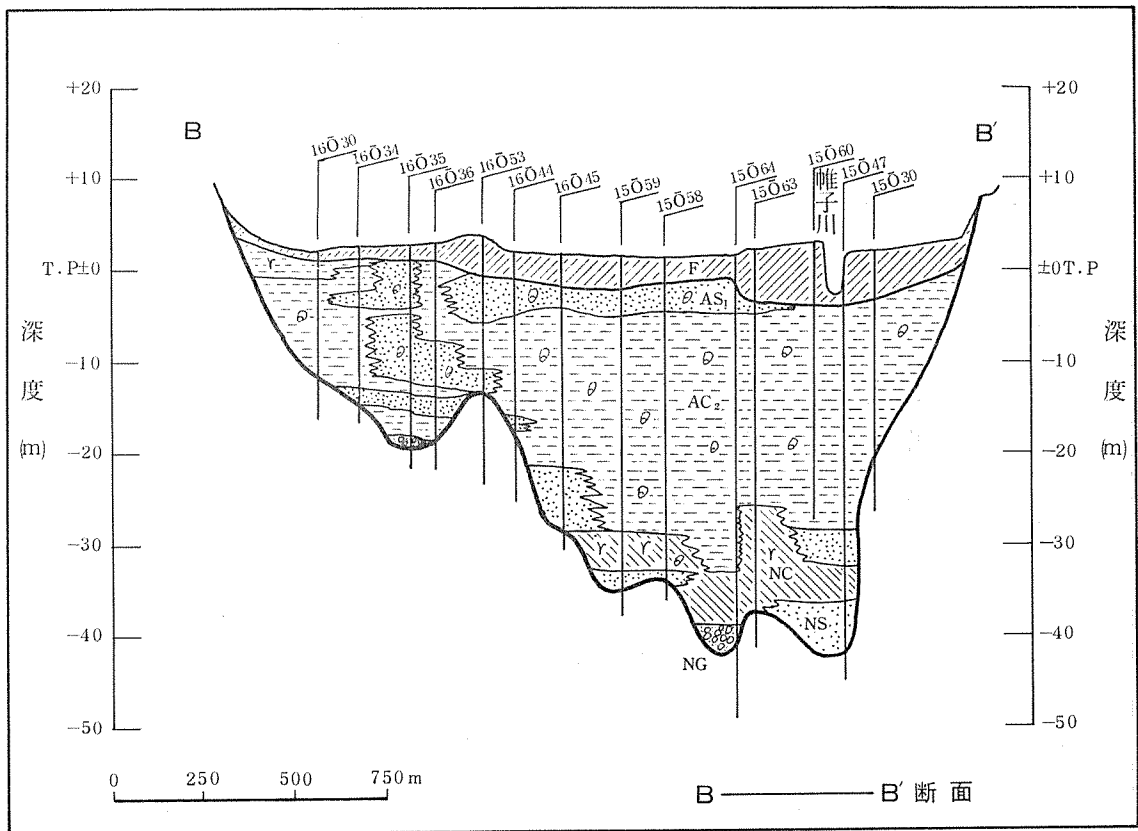


圖-5 軟弱地盤層等深線圖



図一六 鶴見川低地の地質断面図



図一七 帷子川低地の地質断面図

金沢低地 $S_f = 1.65S \sim 2.07S$ (mm) (図-18)

柏尾川低地 $S_f = 1.72S \sim 1.93S$ (mm) (図-19)

以上の関係を各々比較すると、鶴見川低地、帷子川低地、大岡川低地の S_f は $1.45S \sim 1.93S$ であるのに対し、金沢低地、柏尾川低地の S_f は $1.72S \sim 2.07S$ と若干今

後の沈下量が大きくなっている。

また、全体的にみても最終沈下量は現在までの実測累積沈下量の1.45倍～2.07倍の範囲となる。

一方、残留沈下量 $\Delta S = S_f - S$ であるから

$$\Delta S = ((1.45 \sim 2.07) - 1) S$$

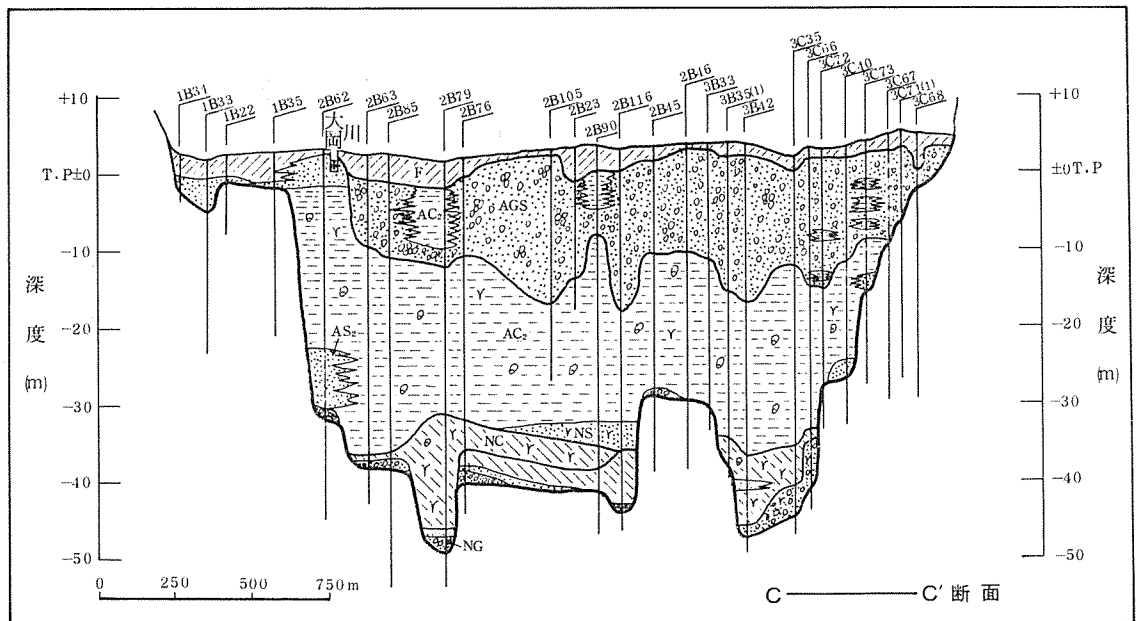


図-8 大岡川低地の地質断面図

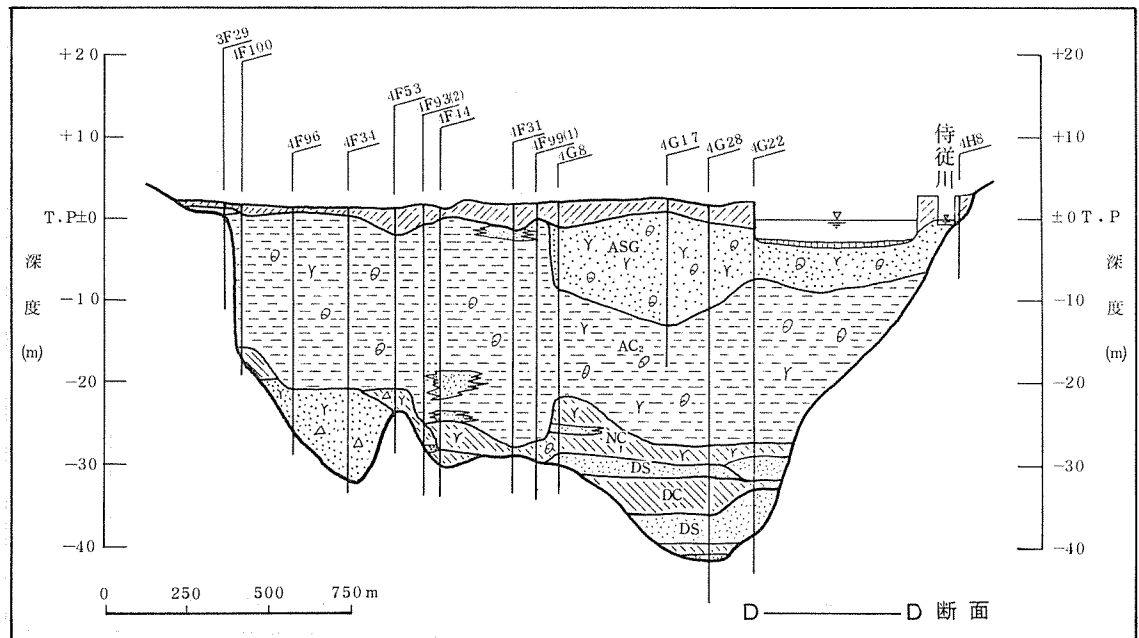
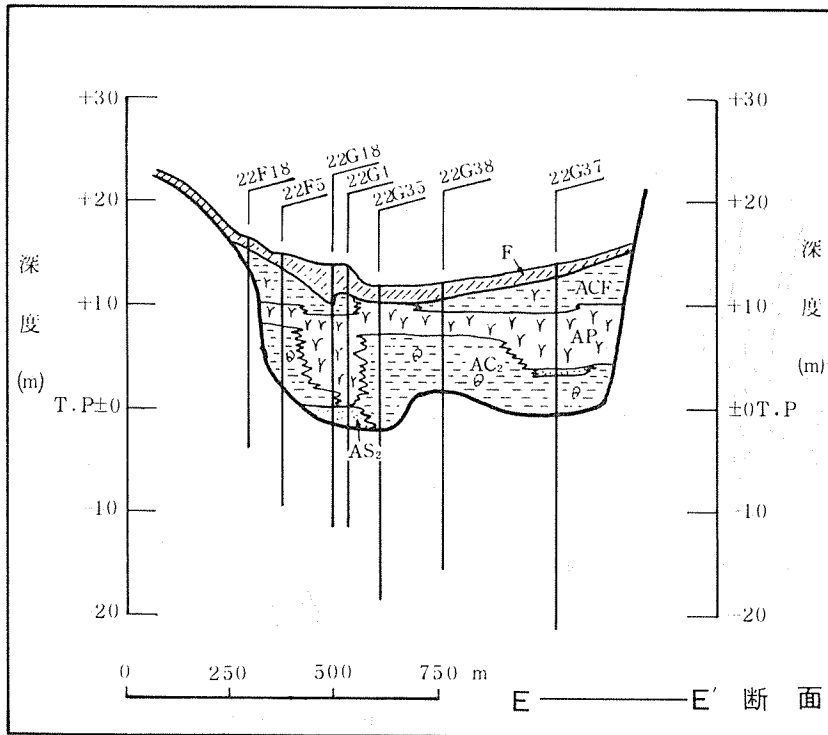


図-9 金沢低地の地質断面図



図一 10 相尾川低地の地質断面図

となる。

6 まとめ

横浜市域に分布する軟弱地盤層の地質構造を解明し、地盤沈下の最終沈下量について時系列データからその解析を試みた。

その結果、本市の軟弱地盤構造と地盤沈下特性でいくつかの知見が得られた。

- 1) 本市の軟弱地盤層は主に鶴見川低地、帷子川低地、大岡川低地、金沢低地、柏尾川低地の5地域に分布し、下流域の埋没谷が深い地域に厚く堆積する。
- 2) 軟弱地盤層の層厚は各低地によって異なるが、大別すると鶴見川中・下流、帷子川と大岡川下流、金沢低地等で約25~50m、柏尾川低地中流で10~25mである。
- 3) 軟弱地盤層の地質構造は各低地によって異なるが、柏尾川低地と鶴見川低地の上流に1~8mの腐植土層が堆積するのが特徴であり、鶴見川低地、帷子川低地、大岡川低地、金沢低地等の河口域に砂州が厚く堆積する。

地質を大別すると海成堆積物が主体で、①均質なシルト層及び粘土層、②砂質シルト層、③砂質土層、④砂州等に区分される。

4) 双曲線法による地盤沈下地域の予測沈下層は図一11~図一14に示す分布状況となる。

5) 本市の地盤沈下地域は軟弱地盤層が厚く堆積する5低地であるが、これらの低地における残留沈下量(ΔS)の予測式は一応の目安として

$$\Delta S = ((1.45 - 2.07) - 1) S$$
(S : 実測累積沈下量mm)が考えられる。

今後の課題

盛土荷重等による軟弱地盤の圧密沈下は実的な面で双曲線法による予測解析が利用され、広く認められている。しかし、地下水位の低下や変動による軟弱地盤の沈下予測を双曲線法によって解析した報告例はなく、一般的に利用しうことは現在認められていない。そこで、今回は双曲線法を時系列データに適用して解析した結果、比較的よく適合した。

今後は双曲線法が地下水位の低下や変動による沈下でも簡易な予測手法として広く実用化できるよう検討して行きたい。

謝 辞

この解析を進めるに当り、関係各機関の多数の資料

(単位cm)

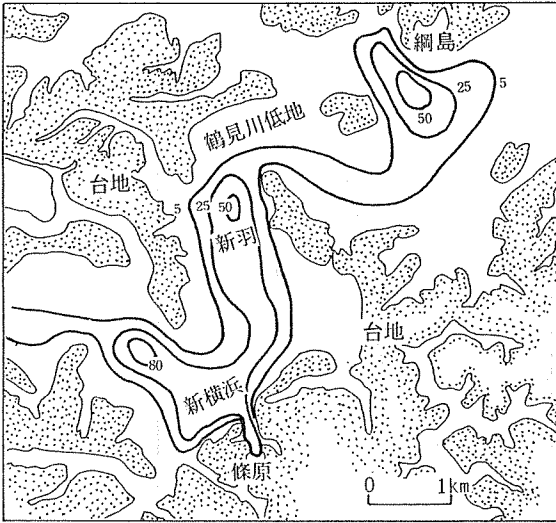


図-11 鶴見川低地の残留沈下予測分布図

(単位cm)

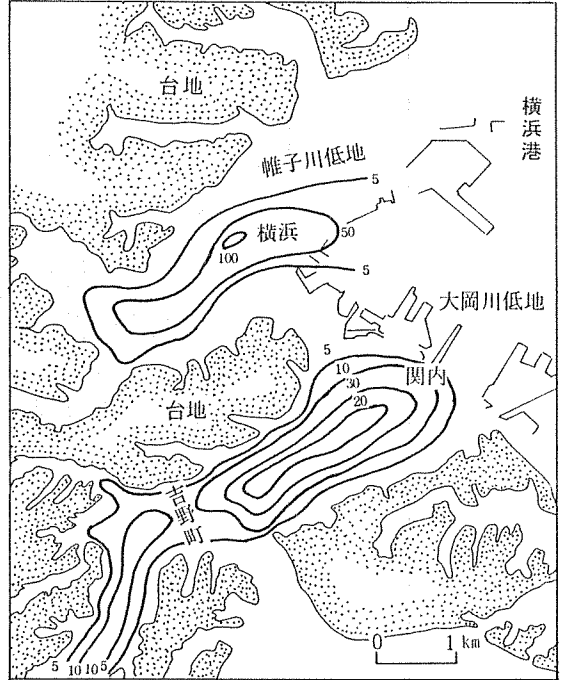


図-12 帷子川および大岡川低地の残留沈下予測分布図

(単位cm)

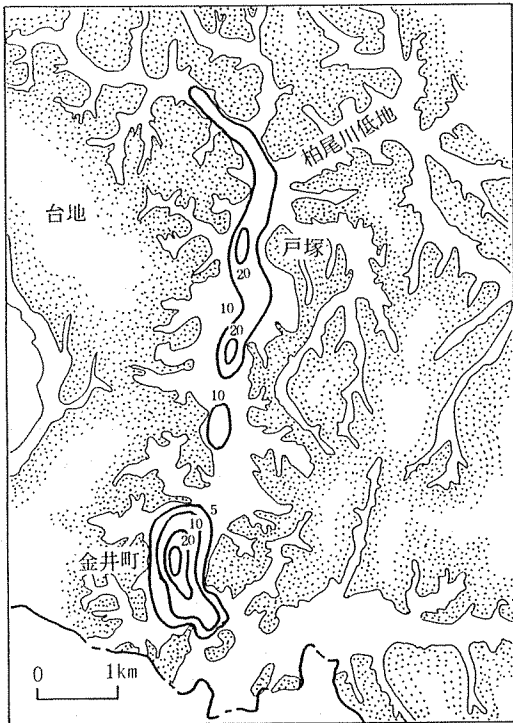


図-14 柏尾川低地の残留沈下予測分布図

(単位cm)

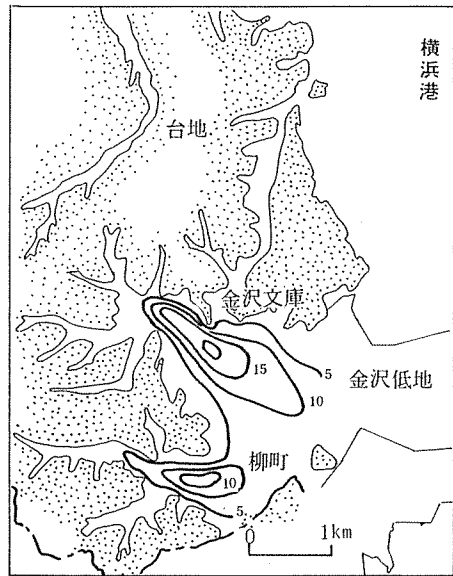


図-13 金沢低地の残留沈下予測分布図

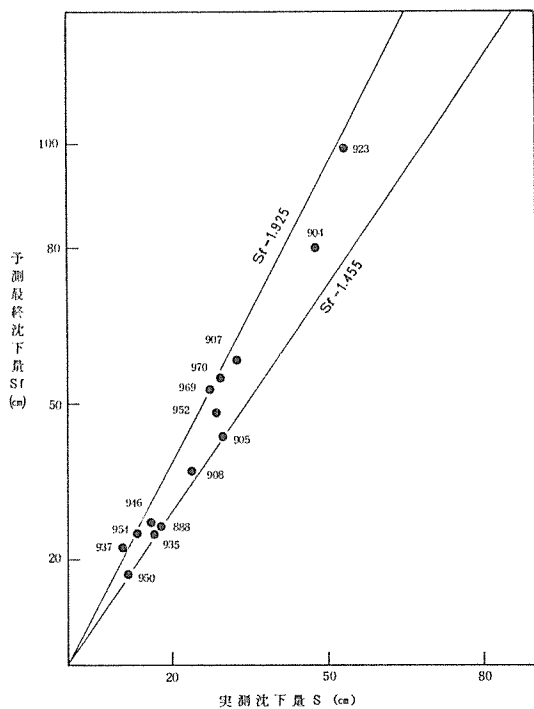


図-15 鶴見川低地（中流域）
の S_f / S 関係図

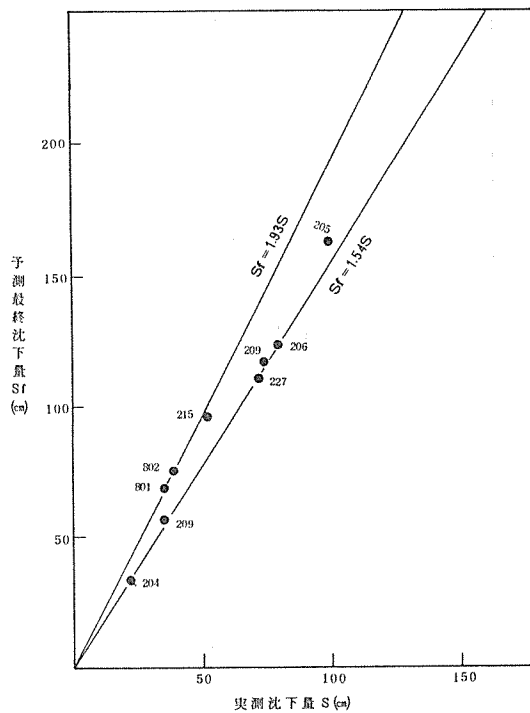


図-16 帷子川低地（下流域）
の S_f / S 関係図

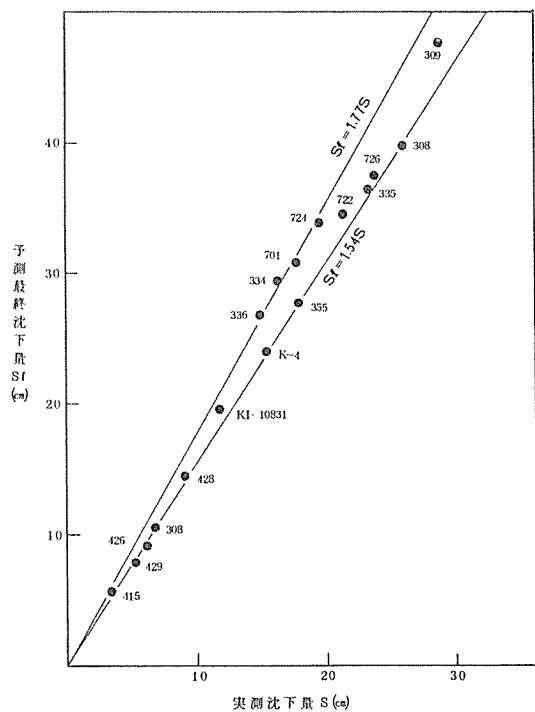


図-17 大岡川低地（下流域）
の S_f / S 関係図

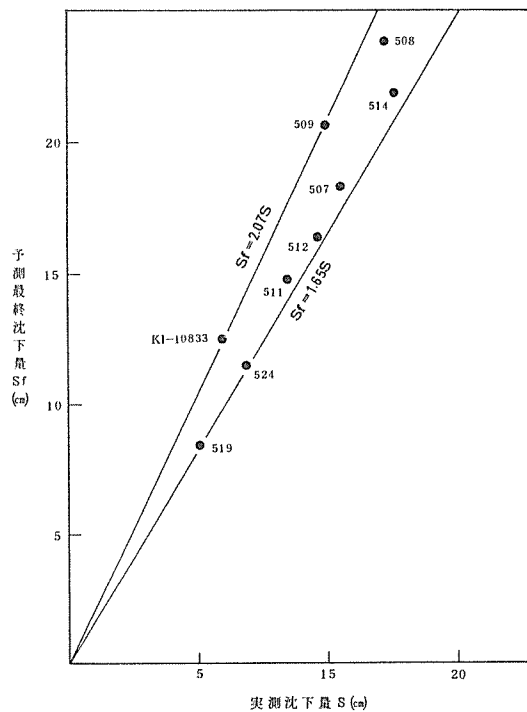


図-18 金沢低地の S_f / S 関係図

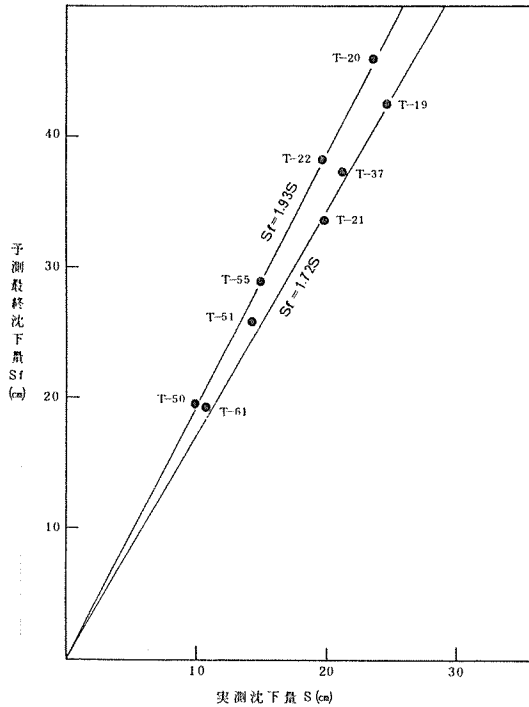


図-19 柏尾川低地の S_f / S 関係図

を活用させていただいた。また、軟弱地盤構造の解析では神奈川県立博物館学芸員松島義章氏に御指導いただき、沈下の予測手法については東海大学工学部助教授赤石勝先生に御教示いただいた。

これらの方々に対し、深く感謝致します。

参考文献

- 1) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表（1959～1986）。
- 2) 横浜市公害対策局：横浜市地盤沈下報告書（1973～1986）。
- 3) 三梨昂，菊地隆男：横浜地域の地質，地質調査所，1～96（1982）。
- 4) 岡重文，菊地隆男，桂島茂：東京西南部地域の地質，地質調査所，1～148（1964）。
- 5) 環境庁：昭和56年度地盤沈下予測手法調査報告書，1～278（1982）。
- 6) 稲田倍穂：土質工学，鹿島出版会，70～71（1985）。
- 7) 杉本実：戸塚駅周辺の地盤沈下について，横浜市公害研究所報，5，199～218（1980）。
- 8) 横浜市公害研究所：横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤層調査報告書，1～56（1984）。
- 9) 杉本実：新横浜駅周辺の地盤沈下について，横浜市公害研究所報，6，183～200（1981）。
- 10) 梅原順造，杉本実：軟弱地盤層の沈下予測に関する考察，公害研究合同発表会講演要旨集（神奈川県公害研究機関協議会）第10回，10～12（1986）。
- 11) 杉本実，梅原順造：軟弱地盤層の沈下に関する調査研究（戸塚地域内の地盤沈下，間隙水圧に関する調査）（第1報），横浜市公害研究所報，10，165～178（1985）。

横浜市の沖積層と洪積層の沈下に関する一考察

杉本 実*, 梅原順造*

要 旨

沖積低地（軟弱地盤層）の沈下解明については前報¹⁾において各地層別の沈下と間隙水圧のデータ解析を行ったところであるが、これにより軟弱地盤層の地層別収縮量が各々異なり、地下水位の回復によって砂質土層等は膨張することなどが明らかにされた。

本論はこの研究の一環として、沖積低地下位地層の洪積層（相模層群、上総層群）について、沈下の実態を究明し、洪積台地と沖積低地の沈下比較から本市の地盤沈下特性を明らかにするものであり、調査結果から次の知見が得られた。

① 洪積台地の沈下は極めて小さく、一部はリバウンド現象がみられる。洪積台地と沖積低地の沈下速度の比は0.7～6.7%の範囲である。これに対し、埼玉東北地区の洪積層と沖積層の沈下速度の比は約38%であり、本市の洪積台地の沈下が極めて小さいことが立証された。

② 新横浜駅前公園観測所における洪積層と沖積層の沈下比較では洪積層が全体の約25%を占めている。

また、25～60m区間の洪積層は全沈下量の約19%を占め、60～117m区間では膨張傾向がみられる。

これに対し、新羽公園観測所の40～80m区間の地層は膨張が顕著に現れ、応力・ひずみ経路図からも地層の挙動が明らかとなった。

③ 上記、両観測所の沖積層の沈下予測を試みたところ、新横浜駅前公園観測所で約66～100mm、新羽公園観測所で約50～70mmが今後の沈下層として推定される。

1 はじめに

南関東のデルタ地帯が形成された地史過程は利根川水系を始めとして多摩川、相模川にその起源をみることができる。そしてこれらの河口域には広大な海岸平野が形成され、最終氷期の海退時を境にして下位に洪積層、上位に沖積層が発達している。

本市はこの南関東の南端部に位置し、北を多摩川、西を相模川に挟まれた丘陵地と台地（以下洪積台地と呼ぶ）が発達した都市である。したがって、広大な平野に位置する都市と違い、河川堆積物が極端に異なる平地と台地が起伏に富んでいるのが地理的特徴の一つである。

一般に広域的な地盤沈下は沖積層の発達する海岸平

野^{2)～4)}に多くみられ、その一部は沖積層下位の洪積層まで地層の収縮が認められている。

これらの原因は地下水の過剰揚水によるものが多いといわれているが、この点、本市の地盤沈下の原因は若干異っているようである。すなわち、本市では沖積層での局部的沈下が多く、地下水位は全体的に年々回復しているにもかかわらず、依然として急激な沈下が発生し、建造物被害等が生じている地域がみられる。

この原因は① 平野部が少ないこと、② 良好な地下水帯水層が少なく、地下水の貯留規模が小さいこと、③ 沖積層が極めて軟弱なこと、④ 都市の中心が沖積低地に集中し、都市開発が活発なこと、⑤ 地下水揚水井戸が沖積低地に集中し、過剰揚水であることな

A Study on Ground Subsidence of Alluvium Deposits and Diluvim Deposits in Yokohama.

* Minoru Sugimoto, Junzou Umehara, 横浜市公害研究所地盤沈下部門

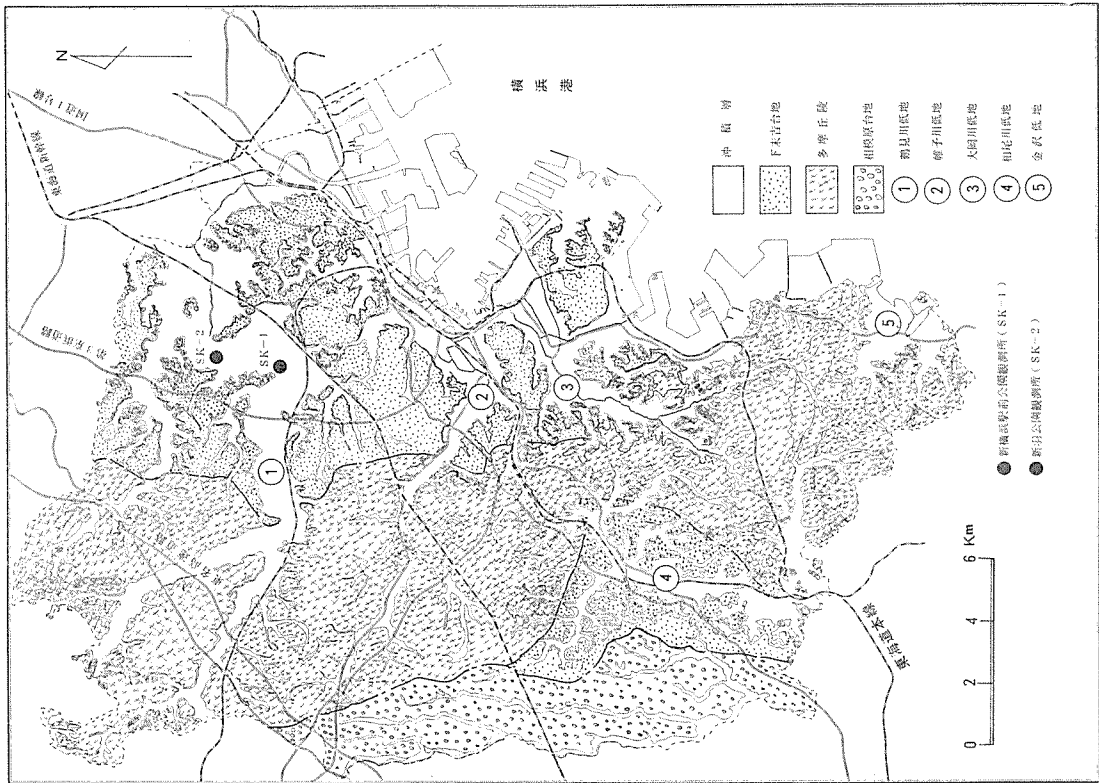


図-1 横浜の地形と調査位置図

どが挙げられる。

以上のことから本市の地盤沈下は洪積台地を狭んだ超軟弱な沖積低地に集中し、かつ局所的な地盤沈下現象として位置付けられるので主に沖積低地を中心にして1959年から水準測量網を整備し、定期的な観測を開始した。

また、1960年以降1972年までには8地点に地盤沈下観測所を設置し、地下水位と地盤沈下の状況を常時観測している。

本論はこれらの観測データを基に、沖積層における沈下と洪積層の沈下について考察し、地盤沈下機構解明の基礎資料を得るものである。

2 調査方法

調査方法は1959年～1985年の本市における760点の水準測量データと地盤沈下観測所2地点の地下水位データ及び地盤沈下データ^{11, 12)}を使用して考察した。

2-1 水準測量データの解析

水準測量データの解析では、1/25,000の地形分類図にそれぞれ水準点番号を記入し、沖積低地の中心付近に分布する水準点のグループ(AC2)と洪積台地に接近するグループ(AC1)と洪積台地上の水準点グループ(D)の3グループに分類整理した。

また、水準点変動の累積地盤沈下量は観測期間が異なっているものがあるため、沈下曲線図から平均的な沈下の速度を算出して比較検討することにした。

2-2 地盤沈下観測データの解析

使用した観測データは新横浜駅前公園観測所(以下SK-1あるいは新横浜という)と新羽公園観測所(以下SK-2あるいは新羽という)の地下水位及び地盤沈下データである。この両者の地層別収縮量と地下水位(以下水位と呼ぶ)の変動状況を考察し、各地層内の応力とひずみの状況を検討した。

3 調査地域の概要

3-1 調査の範囲と観測地点

図-1は本市の沖積低地と洪積台地を区分した地形概要図である。

これより沖積低地を大きく分類すると、① 鶴見川低地、② 帷子川低地、③ 大岡川低地、④ 柏尾川低地、⑤ 金沢低地などに分けられる。この中でも特に鶴見川低地の面積は大きくその他の低地はさほど面積は大きくない。

また、洪積台地は本市全体の約7割を占めており、南部では第三紀末から第四紀初期にかけて堆積した上総層群が露出する。

3-2 横浜市の地質概要と層序区分

本市の地質概要と層序区分を図-2、図-3に示す。

本市の地表で確認される表層地質は上総層群（前期更新世）、相模層群（中期更新世）及び沖積層（ローム層を含む）であるが、このうち、上総層群と相模層群の地層区分はかなり細分化されており、後期更新世末のローム層を含めると約45~50種類にも及んでいる。

このため、地層の連続性を解明する作業においてはかなり困難を来している。

その一例を上総層群について挙げると、同時代・同堆積物と思われる地層が、市南部と市北部で異なり、市中央部を境にして、まったく異なった層序区分となり、これらの対比は現在行われていない。

そこで本論では地層を上総層群、相模層群及び沖積層に大区分し、以下にこれらの説明を進める。

3-2-1 上総層群の地質構造

横浜市域に分布する上総層群は市南部¹³⁾において下位地層より順に① 深沢層または浦郷層、② 野島層、③ 大船層、④ 小柴層、⑤ 中里層、⑥ 浜層または富岡層に区分されている。

市北部^{14~16)}は、① 上星川層、② 鶴川層、③ 稲城層、④ 柿生層、⑤ 王禅寺層、⑥ 出店層、⑦ 生田層、⑧ 飯室層、⑨ 高津層にそれぞれ区分されている。

これらの上総層群は第三紀末から第四紀の始めにかけての主に浅海底に堆積した地層であり、房総半島の上総層群と対比されている（房総・三浦研究グループ伊田、三梨、青木、杉原、新井、河井らの研究で主として有孔虫化石、火砕質鍵層によって対比を可能にした）。

また、当研究所が行った調査では房総半島における上総層群の梅ガ瀬層中位の地層が本市の南端に露出する小柴層の火砕質鍵層と対比されており、上総層群と

しての位置付けが明確にされている。

上総層群は三浦層群の上に不整合に重なる地層である。

三浦層群は① 下山口層、② 田越川層、③ 三崎町層、④ 油壺層、⑤ 初声層、⑥ 豆子層、⑦ 池子層から構成される第三紀の地層であり、上総層群とは明確に区分されている。

本市南部地域においてはこれらの層群がしばしば混同されている報告がみられる。

3-2-2 相模層群の地質構造

相模層群の名称は相模造盆地運動によって堆積した地層の総称であり、海進~海退の繰り返される環境において堆積した海成層、陸成層、風成層から構成される。

本市においては南部地域に厚く堆積するものと考えられているが、地下部分の地質構造は現在把握されていない。

露頭調査から把握されている相模層群は市南部において、下位地層より順に① 長沼層、② 屏風ガ浦層、③ 上倉田層、④ 山王台ローム層、⑤ 西根層、⑥ 西根ローム層、⑦ 新沢層、⑧ 舞岡層、⑨ 舞岡ローム層、⑩ 戸塚層、⑪ 土橋ローム層、⑫ 下末吉層、⑬ 下末吉ローム層、⑭ 善行礫層に区分されている。

市北部は、① 上倉田層、② おし沼砂礫層、③ 多摩Ⅱローム層、④ 鶴見層、⑤ 早田ローム層、⑥ 寺尾層、⑦ 土屋ローム層、⑧ 下末吉層、⑨ 下末吉ローム層、⑩ 小原台砂礫層にそれぞれ区分されている。

3-2-3 台地・丘陵地の地質構造

台地及び丘陵地の区分は地形面の海拔高度とその上位に堆積するローム層の種類によって決定されているが、本市域では① 多摩丘陵、② 下末吉台地、③ 武蔵野台地がその代表的なものがある。

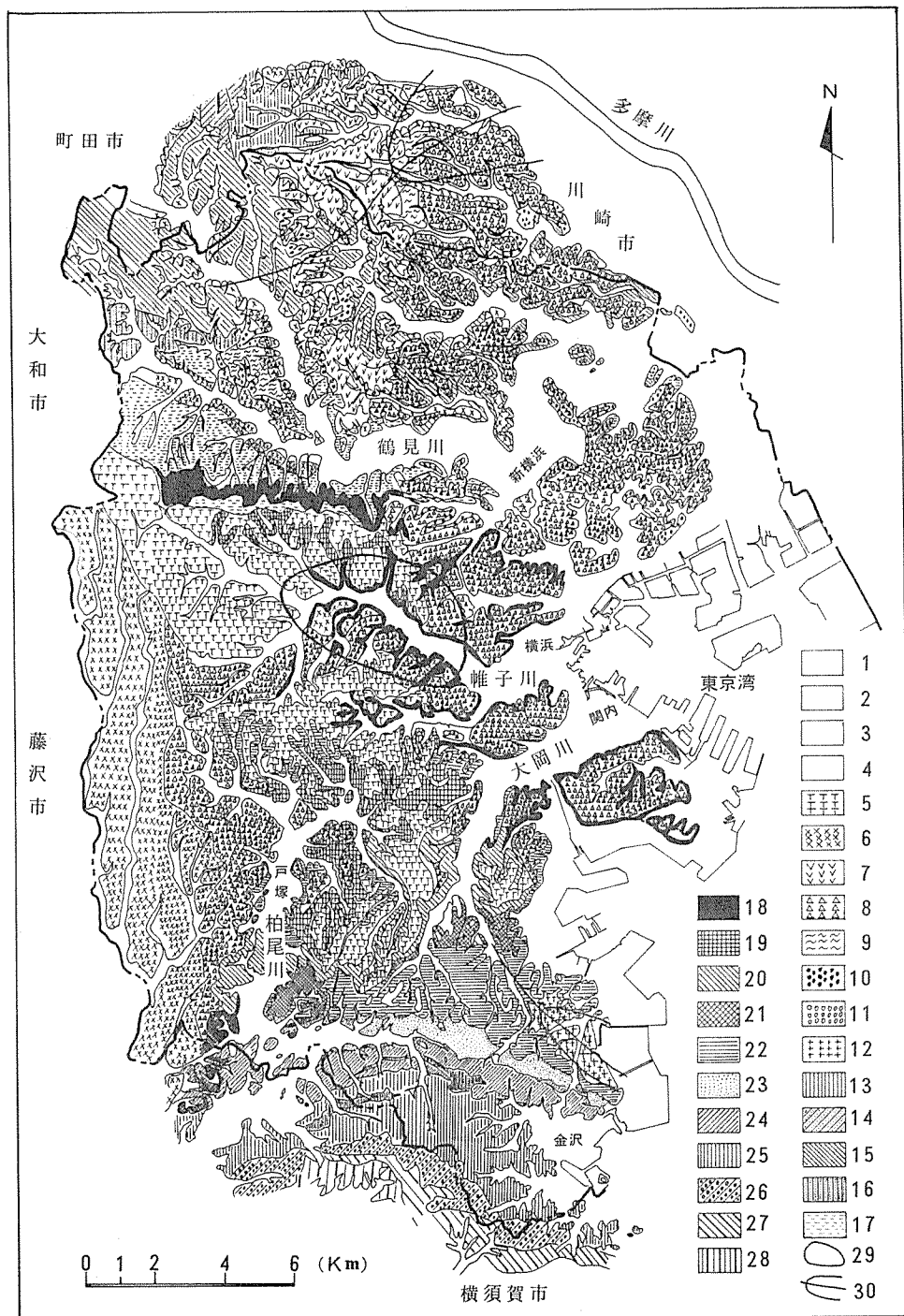
丘陵台地には最上位に新期ロームの武蔵野ローム層や下末吉ローム層、多摩ローム層等で覆われた相模層群と上総層群とから成っている。各ローム層の層厚は各々異なるが、約4~8mと推定されている。

図-4は堆積地層を模式的に断面図で示したものであり、測量水準点は模式図の起伏の激しい地形の位置に設置されている。

3-2-4 沖積低地の地質構造

横浜市域に分布する沖積低地は全面積の約3割程度であり、河川低地と埋立地で形成されたものである。

河川は比較的小規模であるが、埋没谷は深く、特に沿岸地域の河口部での発達と、これを構成する地層は



1 : Am 沖積層, 埋立地, 2 : Cg 小原台砂礫層 (未記入) 3 : Tk 高津層 (未記入), 4 : Im 飯室層 (未記入), 5 : Tc 新期ローム (未区分), 6 : M1 武蔵野礫層及びビローム層, 7 : Tz1 多摩立ローム層, 8 : S 下末吉層及びビローム層, 9 : So1 早田ローム層, 10 : Tm 鶴見層, 11 : Os おし沼砂礫層, 12 : Hm 浜層, 13 : Ik 生田層, 14

: Dd 出店層, 15 : Oz 王禅寺層, 16 : Kk 柿生層, 17 : Tr 鶴見層, 18 : Hh 上星川層, 19 : Km 上倉田層, 20 : By 屏風ガ浦層, 21 : Ng 長沼層, 22 : Nz 中里層, 23 : Ko 小柴層, 24 : Of 大船層, 25 : Ug 浦郷層, 26 : I 池子層, 27 : Z 逗子層, 28 : 半盆状構造, 29 : フォーム構造

図-2 横浜の地質概要図

複雑であり、かつ超軟弱である。

主な沖積低地は既に述べたように鶴見川低地、帷子川低地、大岡川低地、柏尾川低地及び金沢低地である。

この5地域の低地の特徴は ① 鶴見川低地では河川勾配が比較的緩やかであり、堆積物は粘土・シルトに富む。

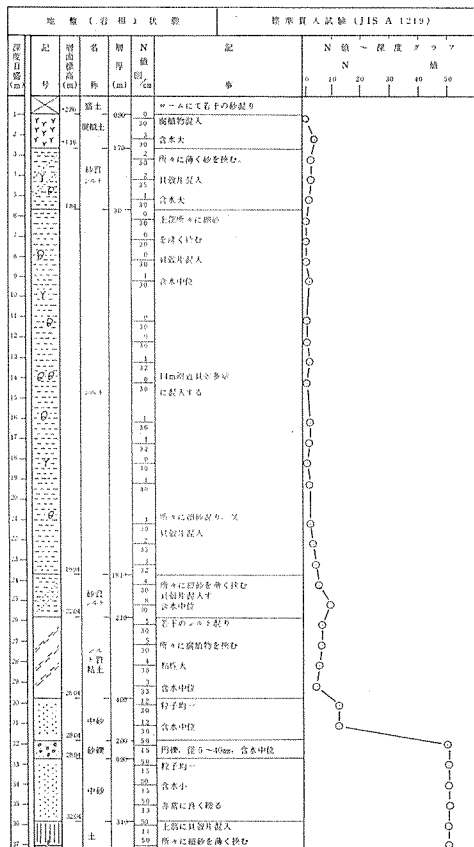
上流域の地層はシルト、砂質土、腐植土等で構成さ

れた河成堆積物である。

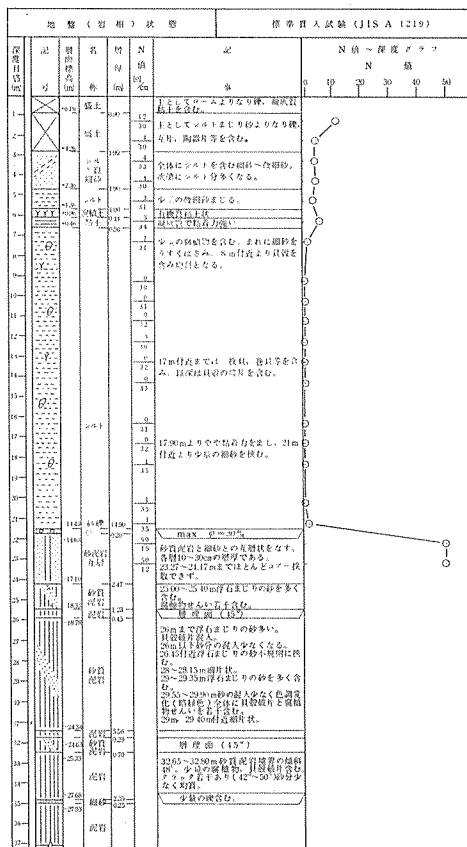
下流域及び中流域（緑区佐江戸町付近を境に上流・中流を区分する）は海成堆積物である。

下流域は多摩川の影響を受けた粗粒砂及び礫が堆積し砂州が発達している。層厚は河口付近で約50~60mである。

② 帷子川低地における中流域は星川ドーム構造の中



新横浜駅前公園観則所



新羽公園観則所

図-3 横浜の地質層序区分図

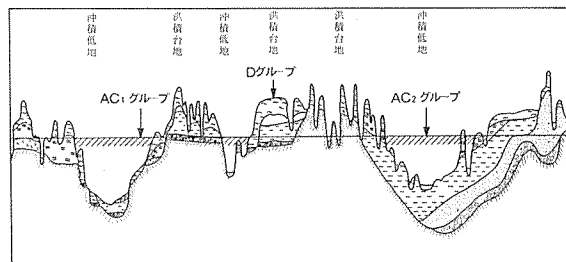


図-4 洪積台地・沖積低地模式図

心部となり、隆起地形の影響で沖積層厚は浅い。

下流では急激に沖積層が厚くなり、横浜駅前近の河口部で約50~60m程度となる。当地域の地質は海成のシルト・粘土が主体で超軟弱層が堆積する。

③ 大岡川低地と金沢低地は①、②と同様の地質構成であるが、河口部に砂州を約3~17mの層厚で堆積し、埋没谷形成過程でシルト・粘土の埋没に重要な役割を果たしたと考えられている。沖積層の層厚は両者とも河口付近で約40~50mである。

④ 柏尾川低地は後背湿地帯で形成された腐植土層が

厚く、広範囲に分布し、その層厚は約1~8mである。層は砂質土層が堆積し、層厚は薄いが流域に沿って広
 当地層の下位層はシルト・粘土を主体とする海成堆積物であり、松島¹⁾は当低地を貝化石によって考察し、全低地の中で最も層厚は薄いが、地質は特に軟弱で
 古大船湾の湾奥に当たるとしている。沖積層の最下位 である。

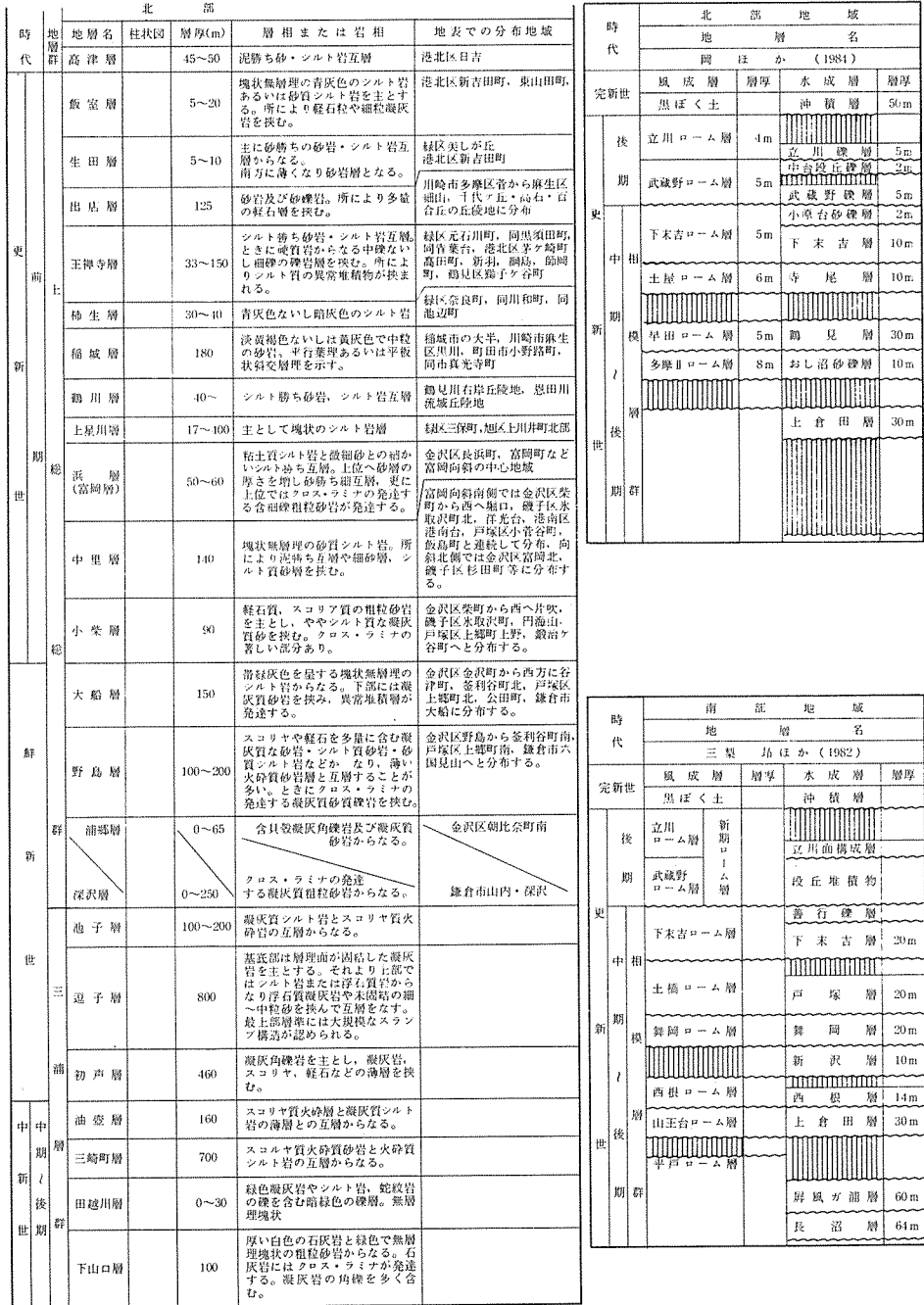
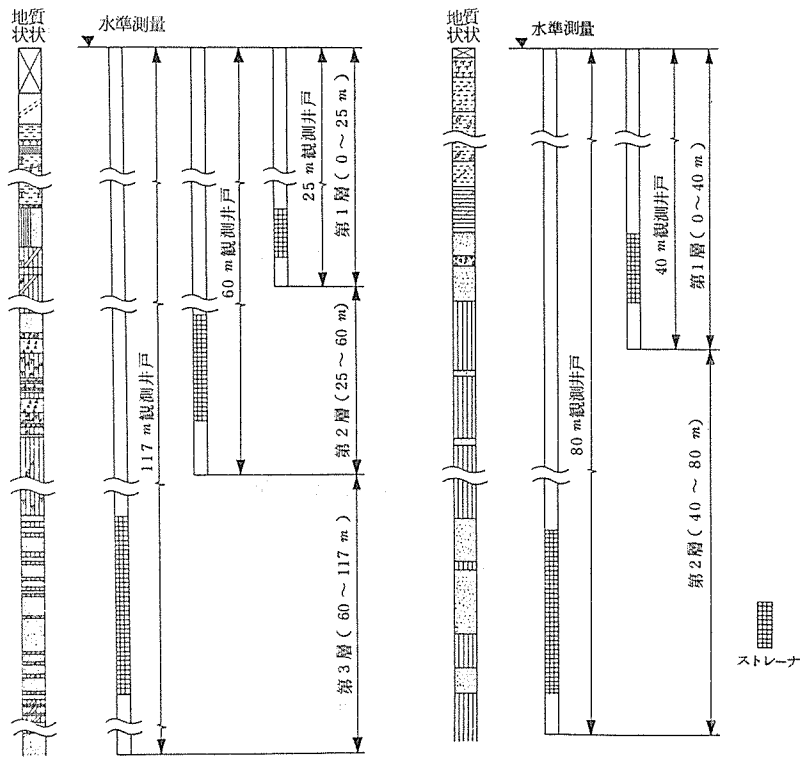


図-5 新羽公園・新横浜駅前公園観測所
 地質柱状図(沖積部分)



新横浜駅前公園観測所
新羽公園観測所

図-6 新横浜駅前公園・新羽公園観測所観測井ストレーナー位置

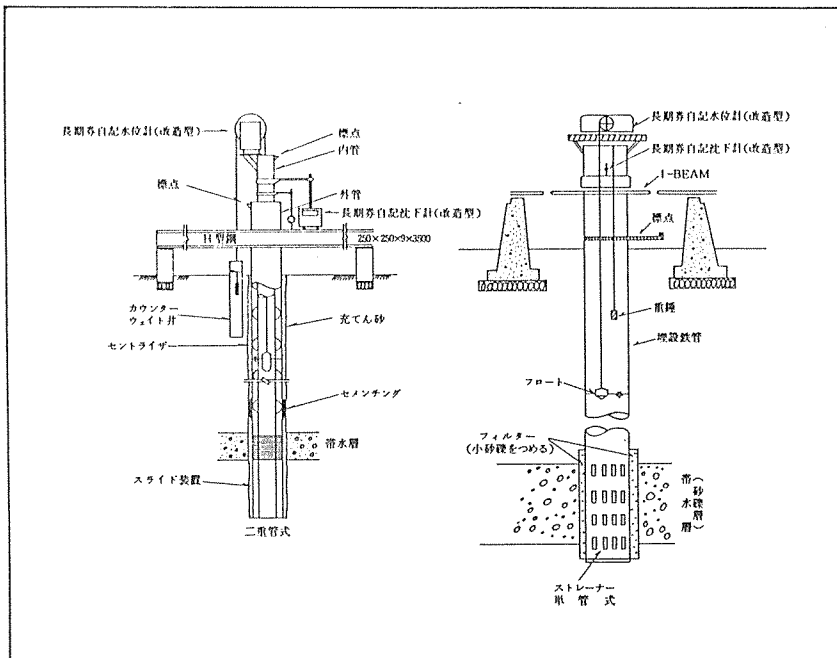


図-7 観測井構造図

番号	名称	所在地	構造				観測開始年月	測定の種類	
			深度(m)	種別	口径(mm)	ストレーナの位置(m)			標高(m)
1	新横浜駅前公園観測所	港北区 新横浜3丁目 駅前公園東端	25	単管	200	T.P+ 22.0~25.0	7.9716	昭和 53.6	収縮量・ 地下水位
			60	〃	〃	50.8~56.8	7.9873		
			117	二重管	300	95.5~106.5	7.8990		
2	新羽公園観測所	港北区 新羽町 新羽公園	40	単管	200	30.0~36.0	4.2540	46.9	〃
			80	〃	100	62.8~72.0	4.2625		
						75.0~76.5			

表-1 新羽公園・新横浜駅前公園観測所諸元

3-2-5 新横浜駅前公園及び新羽公園観測所の地質と観測井構造

図-1に示した新横浜観測所(SK-1)は新横浜駅より北方約0.7kmに位置し、鶴見川の中流部に当たる。観測井設置に伴う地質調査は深度200mまで行われており、地質柱状図は図-5に示したとおりである。当地点の沖積層厚は約21mであり、その下位層は相模層群と上総層群で構成される洪積層である。相模層群と上総層群を分ける境界は明確にされていないが、図-6に示したように地層は固結シルトと固結砂が互層に堆積し、固結砂の地層が当地域における唯一の帯水層とみられる。

また、新羽観測所(SK-2)はSK-2より約1.8km北方の場所に設置されている。

SK-2の地質調査は深度80mまで行われ、地質柱状図は同じく図-5に示した。

当地点の沖積層厚は約32mであり、その下位地層は前者と同様、固結シルトと固結砂が互層状に堆積する洪積層から成り、固結砂の地層が帯水層となっている。

なお、沖積層の地質層序はSK-1、SK-2とも大差なく下位から①砂層、②海成のシルト・粘土層、③砂質シルト層、④腐植土層等で構成されている。

一方、両者の観測井構造は図-6に示すとおりである。SK-1は25m、60m、117mの3本の井戸で、これにより、地下水位の変動と各地層の収縮を観測している。SK-2は40m、80mの2井で観測している。

観測井による各地層区間の測定は図-7に示す方法で行い、地表面に設置したI型ビームと井戸に固定し

た沈下計の読みから地層間の収縮量を求めている。なお、表-1に観測井の諸元を示す。

4 調査結果

4-1 沖積低地と洪積台地の沈下比較

図-8は沖積低地上の水準点グループ(AC2)、洪積台地に接近する水準点グループ(AC1)、洪積台地上の水準点グループ(D)をそれぞれグループ別にまとめて図示した沈下速度図である。

図-9はAC2グループの沈下曲線図、図-10はA

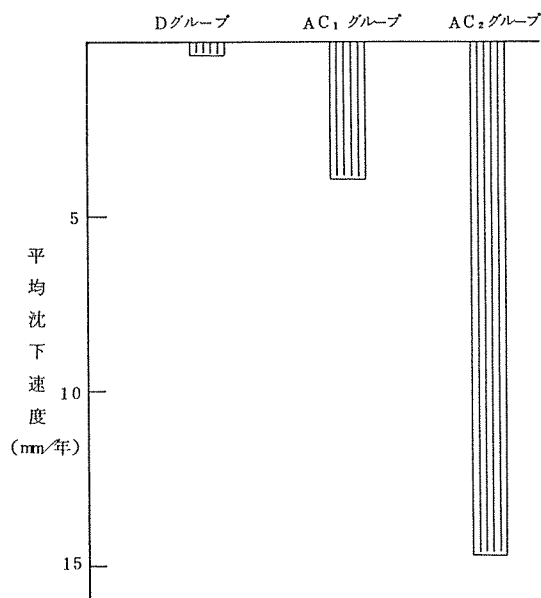


図-8 地盤沈下速度図

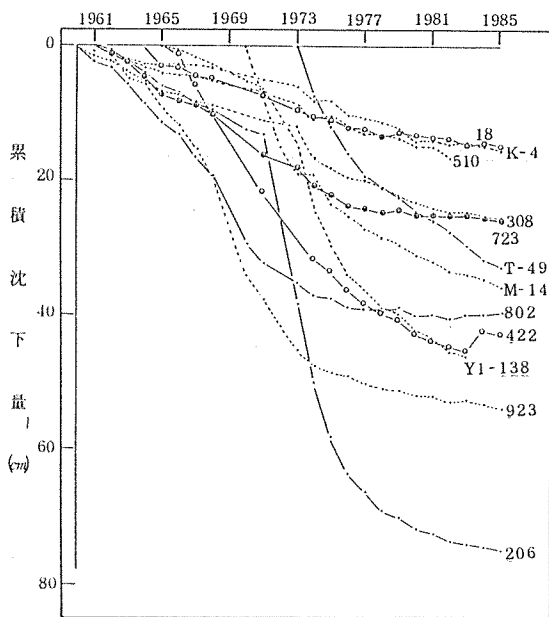


図-9 沖積低地中心付近の沈下曲線図

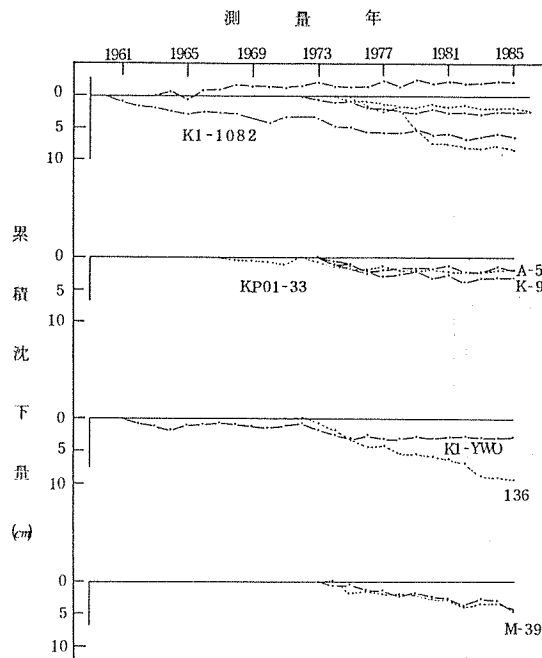


図-11 洪積台地の沈下曲線図

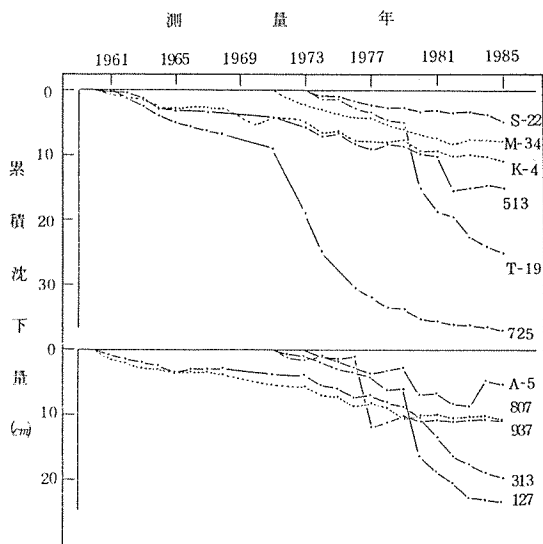


図-10 洪積台地に接近する沖積低地の沈下曲線図

C 1 グループの沈下曲線図、図-11はDグループの沈下曲線図をそれぞれ示したものである。

これらの図からDグループの沈下状況を見ると、沈下している地点の沈下速度は0.01~3mm/年であり、沈

下が極めて少ないことがわかる。

また、Dグループでは約4割の水準点がリバウンド現象を生じていることもわかる。

Dグループに対し、AC 2グループの沈下速度は3~40mm/年で沖積低地で、大きな沈下が示されている。

AC 1グループの沈下速度は0.2~10mm/年であり、DグループとAC 2グループの間である。

すなわち、各グループの沈下はAC 2 > AC 1 > Dの関係が示され、平均沈下速度でその割合を求めると

D : AC 2 = 1 : 37, AC 1 : AC 2 = 1 : 4の関係が得られ、洪積台地の沈下速度は沖積低地の約2.7%に過ぎない値である。

4-2 新横浜駅前公園観測所の地盤変動

4-2-1 地下水位の経年変化

図-12, 13, 14はそれぞれ新横浜観測所における25m井戸、60m井戸及び117m井戸の地下水位経年変化図である。これらは観測月の1日と15日の値を抽出して図示したものである。これによると水位変動幅は各々大きな値を示しており、最大2mに達するものもある。

また、図には示していないが水位変動幅を週単位で見ると約0.1~0.9mの範囲で変動し、月単位では約0.5~2.0mの変動がみられる。

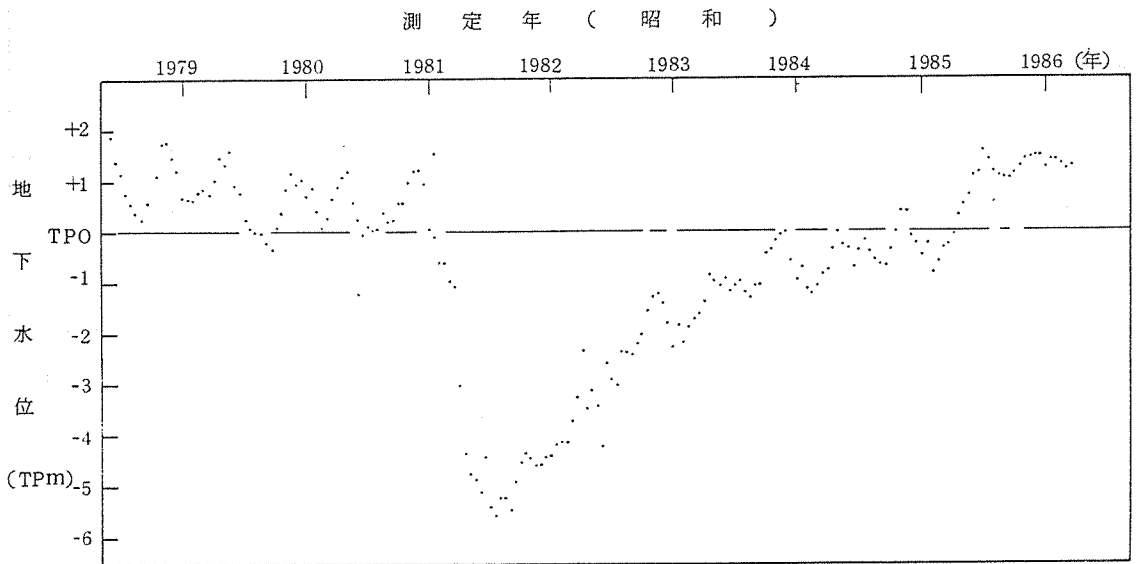


図-12 地下水位経年変化図(新横25m井戸)

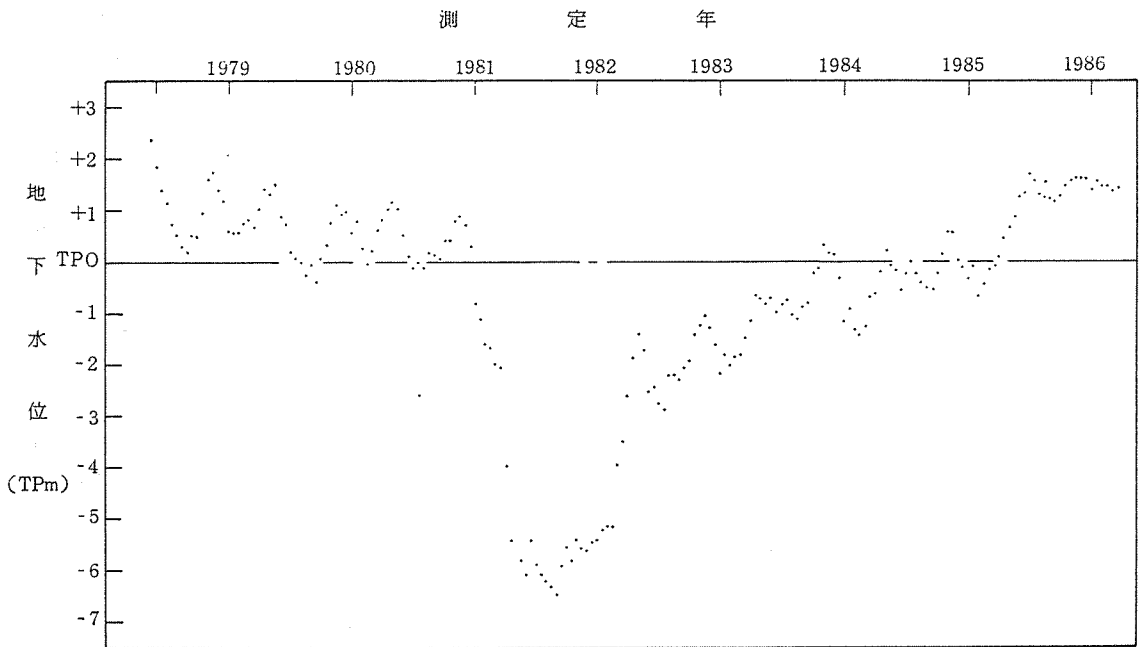


図-13 地下水位経年変化図(新横浜60m井戸)

以上のことを踏まえながら図-12の水位変動をみると、1978～1980年は標高±0～+2.0m（以下標高はT・Pで表示する）の範囲で毎年5, 6, 10, 11, 12月の水位が高く、1, 2, 8, 9月の水位が低い値を示している。さらに水位は1980年の12月頃から6月頃までの半年間、急激に低下し、約7mの水位差がみられる。その後水位は上昇し、1982年10月頃にT・P-1.2mとなり、その後上昇、低下を繰り返しながらも上昇傾向を示し、1986年にはT・P+1.5m前後まで水位回復している。

図-13は60m井戸の水位変動状況を示したものであるが、水位変動の傾向は前者の25m井戸と非常によく似ている。また、水位が急激に低下したときの最低水位はT・P-6.7mであり、25m井戸の最低水位より約1.1m低下している。

一方、図-14は117m井戸の水位変動状況であるが、全体の傾向としては前者の25m井戸と60m井戸の変動と良く対応し、5, 6, 10, 11月の水位が高く、1, 2, 8, 9月の水位が低く、周期的な水位変動が生じている。また、1980年12月～1982年2月頃の水位はT・P-1.8m前後まで低下し、その間の水位差は約3.5mである。いったん低下した水位はT・P±0m付近までは回復した後、低下と回復のサイクルを繰り返しながら少しずつ回復し、1985年1月以降から急速に回復し始め、現在に至っては当初水位まで回復している。

以上、三本の水位変動状況を比較した結果から推察すると、当観測所付近の地下水は3層の帯水層から地下水を揚水し、特に60m付近からの揚水量が多いもの

と考えられる。また、25m付近での揚水は地下水が沖積層と直結しているため、沖積層の下位では水位低下により約 0.63 kg f/cm^2 の有効応力が増加し、上部層へと圧密が進行しているものと考えられる。

4-2-2 地層の収縮・膨張と経年変化

新横浜における深度117mまでの地層を3層に分割し、各々の地層収縮について検討する。

すなわち、第一層は0m～25m区間（沖積層が主体）第二層は25m～60m区間、第三層は60m～117m区間とし、各々の地層収縮量については図-15に示した。

図からは第一層（0～25m）の地層収縮が最も大きく現れていることがわかる。また、先に示した図-12の地下水位の変動状況と比較すると、地下水位の急激な低下が始まった時期（1981年3月）と地層収縮の開始時期がほぼ対応し、その後地下水位が回復しても地層収縮量には変化がみられず、ほぼ一定速度で収縮が続いている。これに対し、第二層（25～60m）では地下水位の低下（図-13と比較）と地層収縮の時期は前者と同様であるが、地下水位の回復に伴って、地層収縮は停止し、更に水位の回復が進むにしたがって若干ではあるが膨張傾向が続いている。

また、地層収縮初期、すなわち、水位低下の始まった頃から地層収縮は他の層（第一・第三層）より速い速度で急激に収縮するのが特徴的である。この理由については詳しくは圧密常数や土粒子構造の検討をする必要があるが、図-5の柱状図から考察すると、第二層の地質は固結シルトと固結砂が互層に堆積し、両者とも約1/2の割合で構成されていることからみて、第

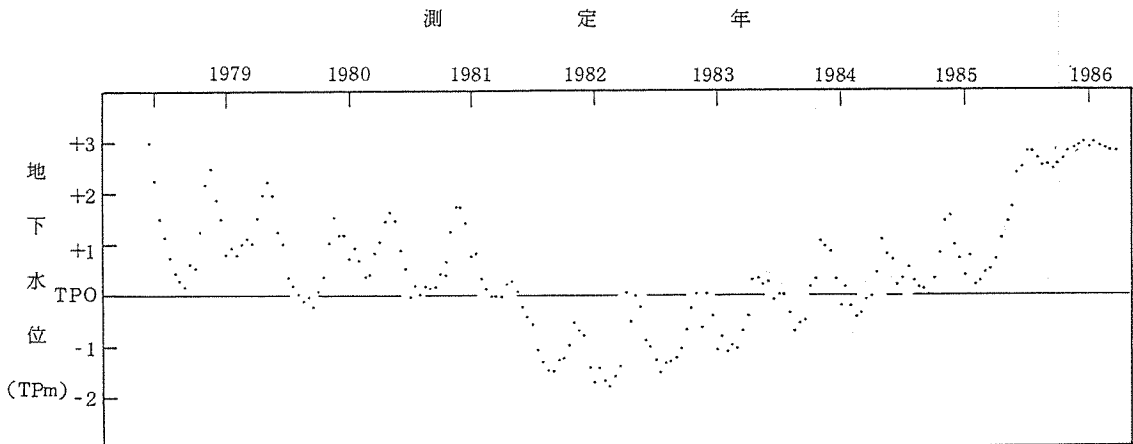


図-14 地下水位経年変化図（新横浜117m井戸）

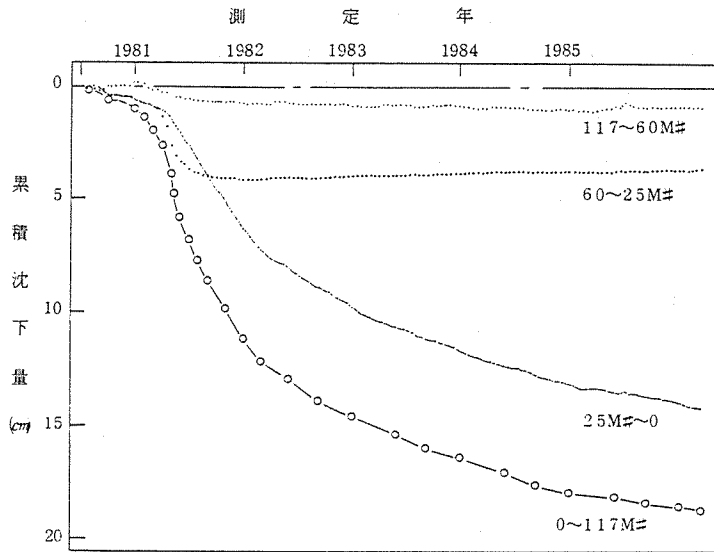


図-15 層別沈下経年変化図(新横浜)

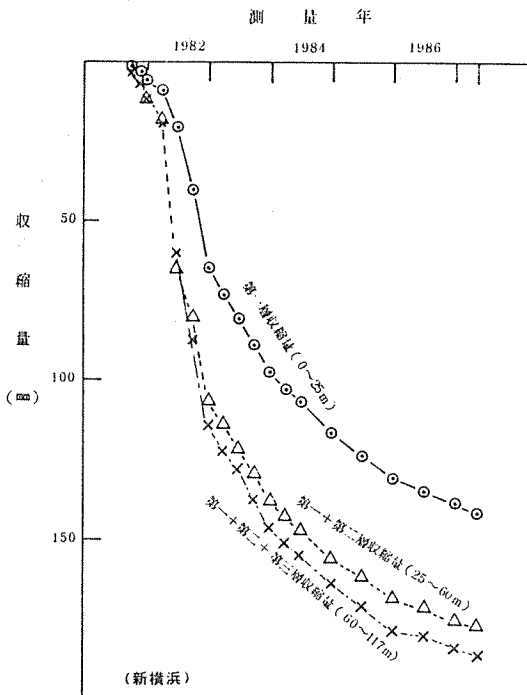


図-16 沖積・洪積地層収縮図(新横)

二層は透水性が良く、即時的な収縮を示すものと思われる。

第三層の地層収縮は三者のうち最も収縮量が少ない。また、1981年1月前後と1985年7月前後には地層が若干膨張しているのがみられ、経年的変化ではわずかに収縮傾向を示している。図-14の地下水位経年変

化図との比較においては、前二者と同様の傾向を示し、1980年12月頃から始まった水位低下に対し、地層はいったんわずかに膨張するが、約2カ月経過後からは緩やかな曲線で収縮し、1981年8月以降はわずかな収縮と膨張がみられるものの収縮量はほとんど変わっていない。

一方、図-16は第一層から第三層までの地層別の収縮量を加算して示したものである。これより全地層の収縮量と各地層の占める割合が明確となる。

そこで1986年4月現在における沖積層と洪積層の沈下割合を検討する。

当地点の沖積層深度は約21mのところであるから、これを第一層とみなして、第二、第三層を洪積層とすれば、沖積層は全収縮量の(第一、第二、第三の収縮量でこれを100とする)約76%、洪積層は全収縮量の約24%である。

また、洪積層の第二層は全収縮量の約19%、洪積層の第三層は全収縮量の約5%であり、深度の深い地層が収縮割合が少ないことがわかる。

また、第一層の単位厚さ当りの地層収縮量は約5.68 mm/m、第二層は約1.03 mm/m、第三層は約0.158 mm/mである。

なお、各井戸の管頭は毎年水準測量でその変動を調査しているが、管頭変動量は117m井戸で年間平均値で約+0.66mmのリバウンド量である。

4-2-3 応力とひずみの関係

金属やコンクリート等の物性は一般に弾性体として

取り扱われているが、土の性質は塑性体として扱われている。したがって土の変形に関しては圧密試験や三軸圧縮試験等によるものが多く、沈下解析に当たっては体積圧縮係数 M_v や圧密係数 C_v 及び弾性係数 E 、ポアソン比 γ 等の土質常数が必要となる。

図-17～図-19は地下水位の低下と回復を有効応力（以下 σ と呼ぶ）の増減としてとらえ、各地層の収縮はひずみ ϵ （ $\Delta s/S$ =収縮量/地層厚）で示し、縦軸に σ 、横軸に ϵ の関係を示したものである。これらの図は圧密の時間的遅れ等を考慮していないため、 $\sigma \sim \epsilon$ 経路（単純な曲線ではないので経路と呼ぶことにする）にはずれが生じているものと思われるが、地層内の σ の増減によって ϵ がどのような挙動を示すか興味がある。すなわち、 $\sigma \sim \epsilon$ 経路図からは室内で行う三軸試験の状態をそのまま現場で再現したようなものであり、得られたデータは貴重なものと考えられる。

図-17には第一層の $\sigma \sim \epsilon$ 経路が示され、 σ の増加に伴って ϵ が発生し、 σ が停止しても ϵ は進み、かつ、 σ が減少しても ϵ は単調に増加し、更に σ が増加と減少を繰り返しながら初期状態まで減少しても ϵ は増加を続けている。

また、初期の $\sigma \sim \epsilon$ の関係から弾性係数として E を

試算すると E は約 $6 \times 10^2 \text{ kgf/cm}^2$ ($1/E = 1.7 \times 10^{-3} \text{ cm}^2/\text{kgf}$) が求められる。

図-18は第二層の $\sigma \sim \epsilon$ 経路図であるが、これも前者と同様、 σ の増加に伴って ϵ も増加し、 ϵ が 7.5×10^{-4} 付近までは一軸・三軸試験の曲線と似た形を示している。

σ がいったん停止し、減少すれば地層は少しずつ膨張傾向を示している。また、 $\sigma \sim \epsilon$ の関係から E を求めると E は約 $1.1 \times 10^3 \text{ kgf/cm}^2$ ($1/E = 9.1 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{kgf}$) である。

図-19は第三層の $\sigma \sim \epsilon$ 経路図であるが、 $\sigma \sim \epsilon$ は複雑な経路をたどり、地層内は収縮と膨張が常時繰り返されている状態がわかる。

図によれば、原点からスタートした ϵ は σ の減少によって膨張を続け、弾性的な挙動が示される。 σ の増加によって ϵ はいったん原点にもどり、そのままひずみ続けるが、再び σ の増加によって ϵ は増加し、収縮と膨張が繰り返されている。第三層の E は約 $5.7 \times 10^3 \text{ kgf/cm}^2$ ($1/E = 1.75 \times 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{kgf}$) である。

4-3 新羽公園観測所の地盤変動

4-3-1 地下水位の経年変化

新羽観測所における40m井戸と80m井戸の地下水位経年変化図を図-20、21に示す。データの取り扱い

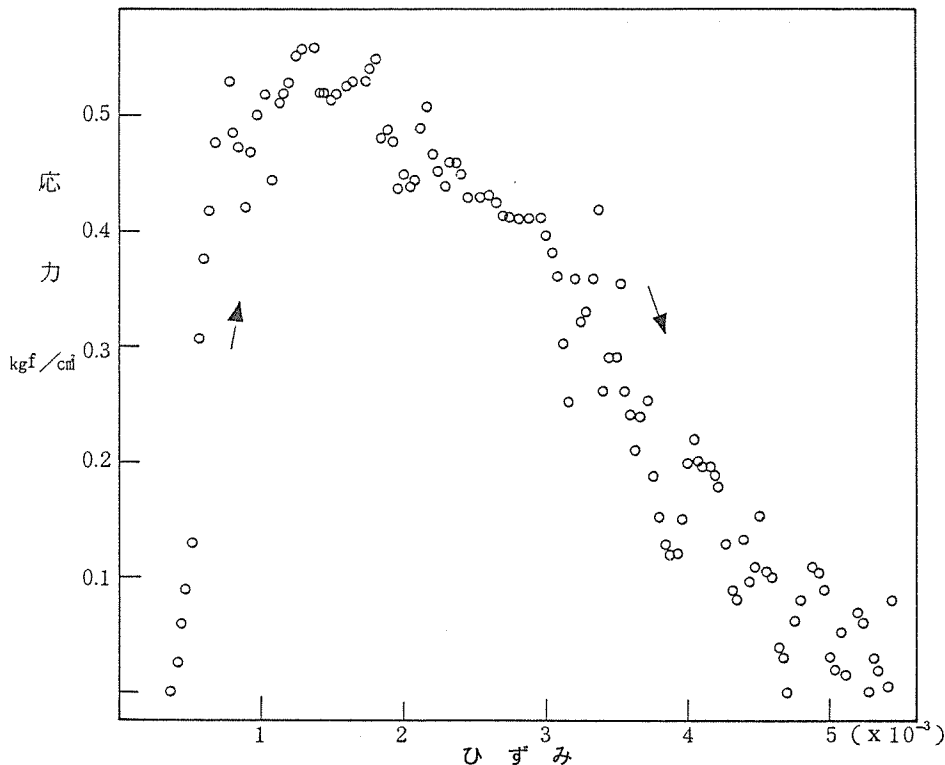


図-17 応力とひずみの関係図（新横浜0～25m）

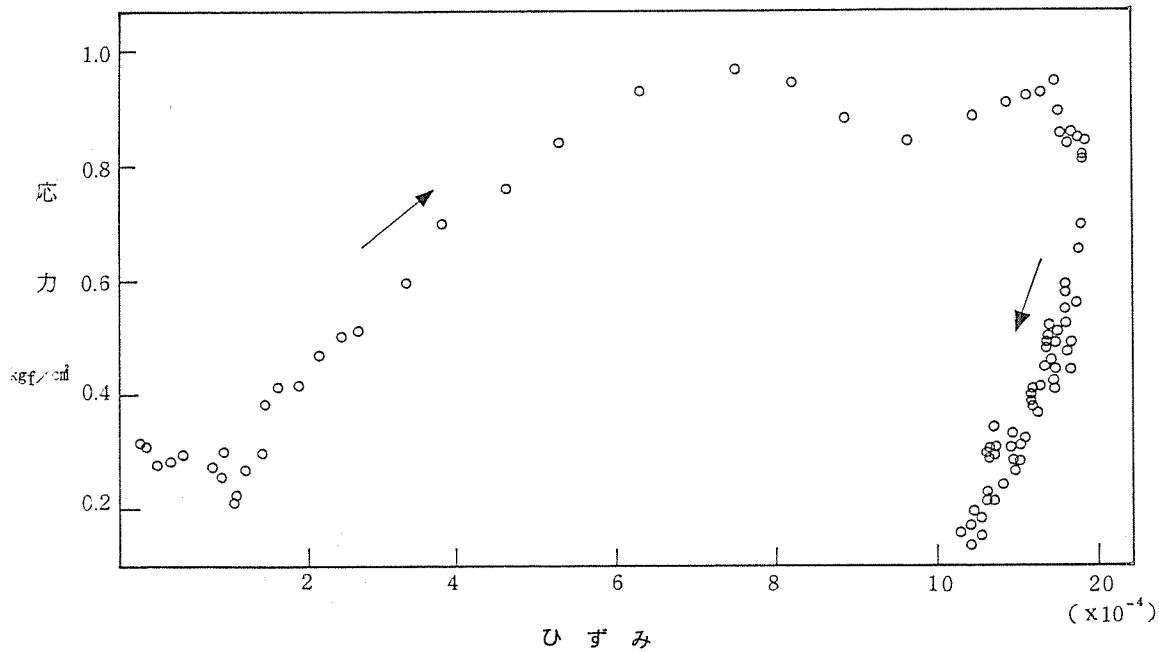


図-18 応力とひずみの関係図(新横浜25~60m)

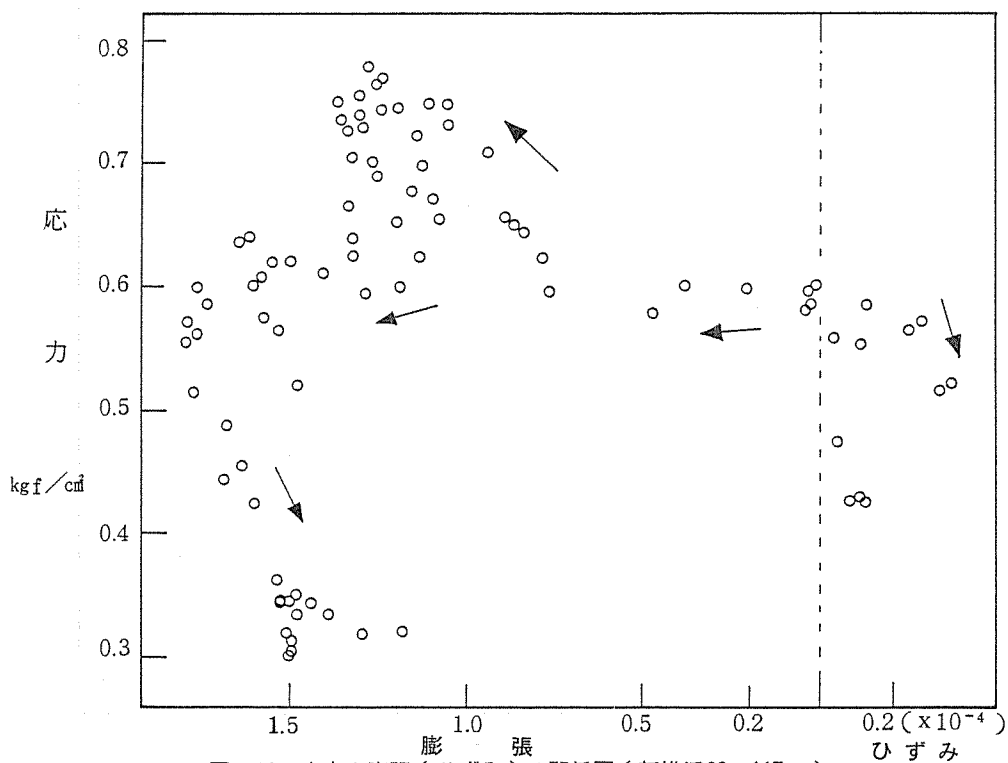


図-19 応力と膨張(ひずみ)の関係図(新横浜60~117m)

新横浜観測所と同様であるが、観測開始時期は当観測所の方が新横浜より約7年早く、データは豊富である。当観測所の水位変動は新横浜と同様の傾向を示し、変動幅が大きいのが特徴である。また、水位変動の週間変動幅は約0.2~1.5m、月間変動幅は約0.2~2.2mで、水位は常時低下と回復を繰り返して振幅の激しい状態が続いている。また、観測開始時の1975年1月頃の水位はT・P-3.5~-5.5mの範囲であったが、1977年1月頃ではT・P-5.5~-7.0mまで低下し、それ以降の水位は上昇と低下を繰り返しながら回復し、1978年2月頃からT・P-2.5~-0.5mの範囲で周期的な変動がみられる。周期的なくり返しの時期は水位低下期が7、8、9、10、11月頃、上昇期が1、2月頃で12月中旬から水位は急激に上昇するのが特徴的である。

一方、図-21の水位変動幅は週間値で約0.2~2.0m、月間値で約0.3~2.5mで前者と同様、水位変動の激しい状態がみられる。また、1973年の観測開始時には水位がT・P-11.5~-16.0mまで低下しており、1974年1月頃から1975年1月頃までいったん回復してT・P-6.0m(1975年~1976年は欠測、実際の水位は更に回復していたものとする)まで回復するが、再びT・P-10~-11mまで低下し、それ以降の水位は前者と同様の傾向を示して、T・P-6.5~-4.5mの範囲で変動が繰り返されている。また、水位変動の時期は前者と全く同じで、回復期が1、2月、低下期が7月~11月頃となっている。

4-3-2 地層の収縮・膨張と経年変化

図-22はSK-2の地層について、深度0~40m区間(沖積層が主体)を第一層、深度40~80m区間(洪積層)を第二層に区分し、層別収縮量を経年変化で示したものである。図中の点線は第一層の収縮量を示し、実線は第二層の収縮と膨張量を示したものである。すなわち、第一層の収縮は1972年の観測開始から1973年1月頃まで短期間で収縮量が大きく現れている。また、この時期の水位データは記録されていないため、対比できない。しかし、図-20と図-21の水位変動状況は全体的にみると相関性が極めて良く、図-20の不足部分がある程度まで推定することは可能と考える。このことから1973年頃は水位が地表面より約17~20mも低下しており、第一層の収縮はかなり大きかったものと考えられ、1973年以降からは水位の回復とともに収縮量も少なくなっている。

一方、第二層は1972年~1986年間、継続してわずかではあるが膨張傾向にあり、現在約5mmの膨張量である。この理由は前者と同様であり、水位が約10m前後

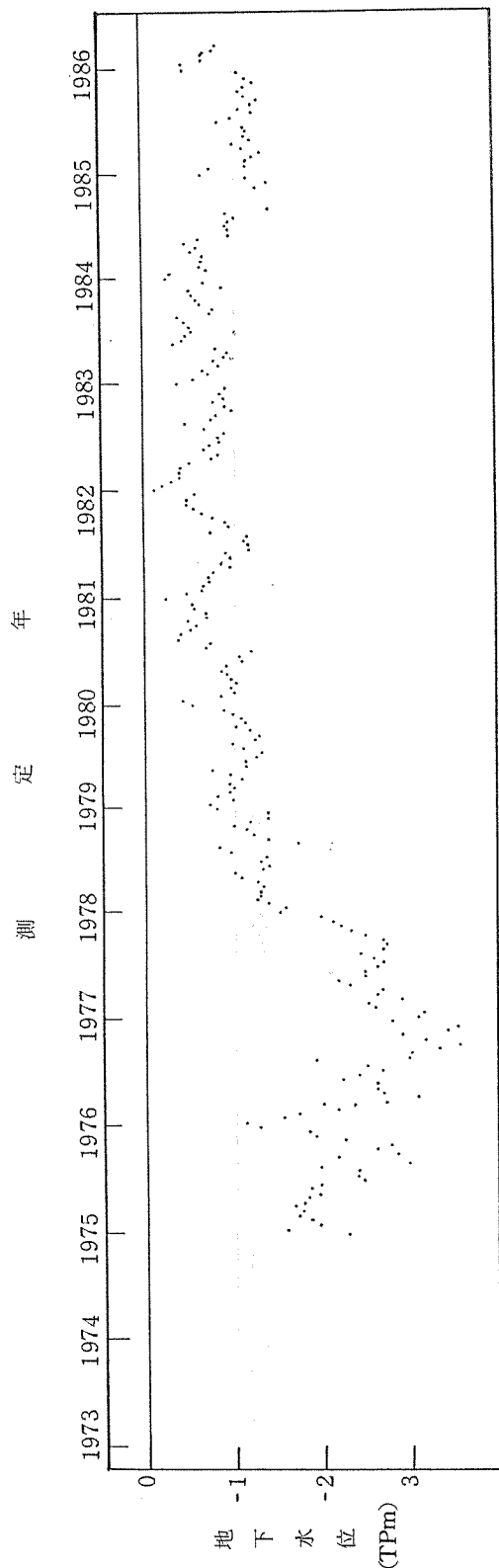


図-20 地下水位経年変化図(新羽40m井戸)

測 定 年

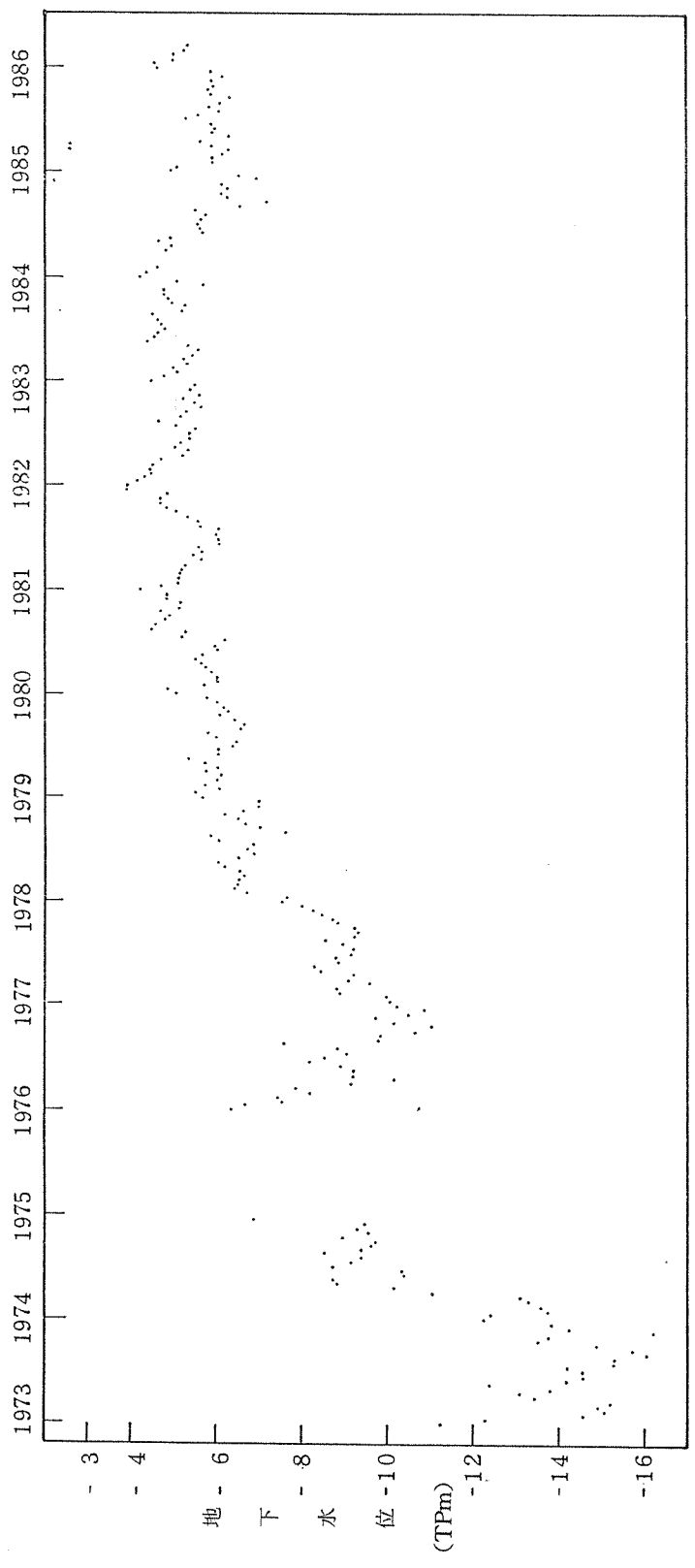


図-21 地下水位経年変化図(新羽80m井戸)

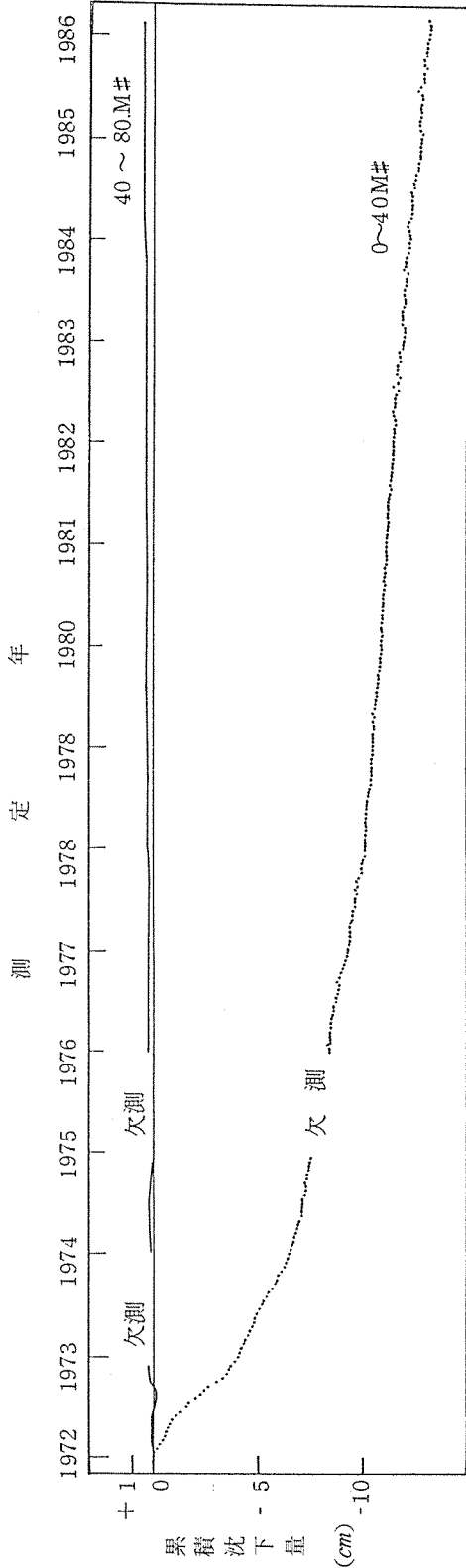


図-22 層別沈下経年変化図(新羽)

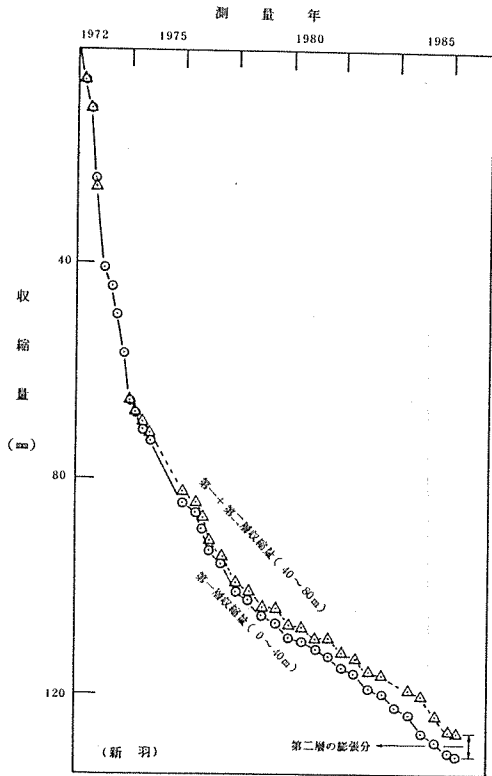


図-23 沖積・洪積地層収縮図(新羽)

まで上昇したためと考える。

図-23は第一層と第二層の収縮状況を図示したものである。1986年4月現在で第二層の膨張と第一層の収縮との比は約3.8%である。また、第一層の単位厚さ当たりの収縮量は3.18mm/m、第二層の膨張量は0.125mm/mとなっている。また、精密水準測量の経年的な変動は全体的に第二層の膨張量の線上にあり、第一層の収縮と第二層の膨張との差でほぼ一致している。

4-3-3 応力とひずみの関係

SK-1で考察したと同様の考察をSK-2で進めることにする。しかし、SK-2の水位は以前かなり低下していたものと思われる、観測開始から水位は回復に向かっていている。

このため、 $\sigma \sim \epsilon$ 経路では σ 増加期がみられない。

図-24は第一層の $\sigma \sim \epsilon$ 経路図であるが、 σ の増加に伴っても増加し、 σ 減少が生じてでも ϵ はそのまま増加傾向を続けている。

図-25は第二層の $\sigma \sim \epsilon$ 経路図であるが、 σ の減少によって ϵ も減少し、第二層がSK-1の第三層と類似

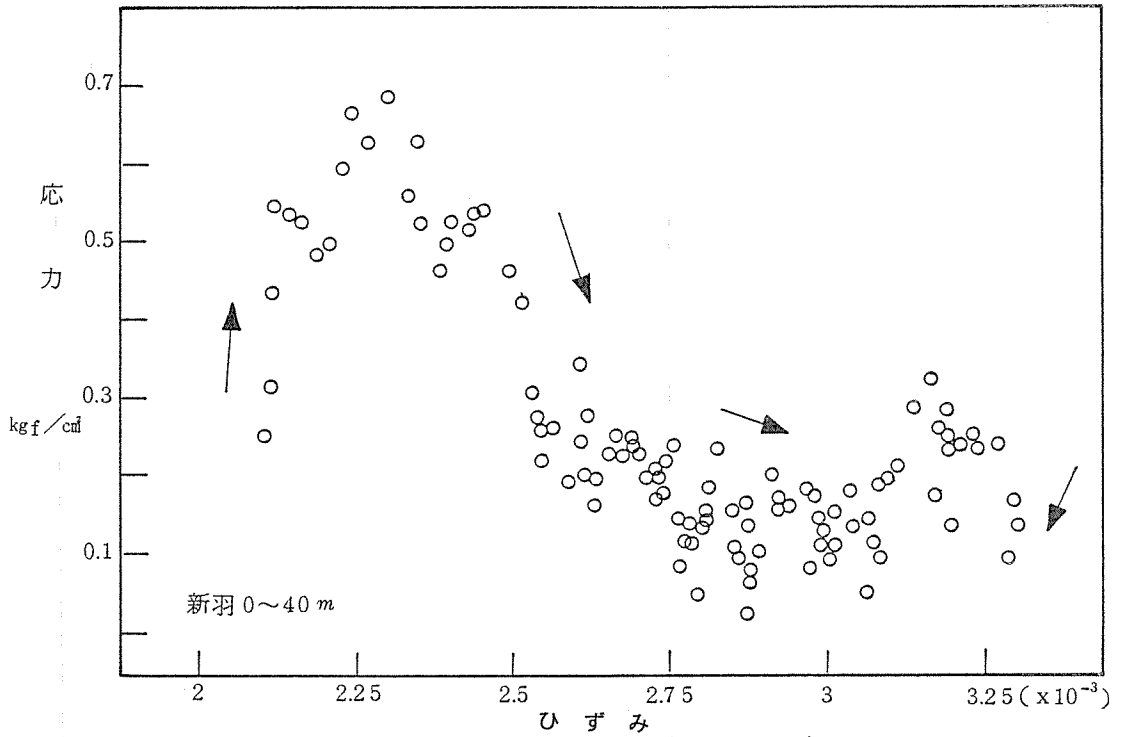


図-24 応力とひずみの関係図(新羽0~40m)

膨 張

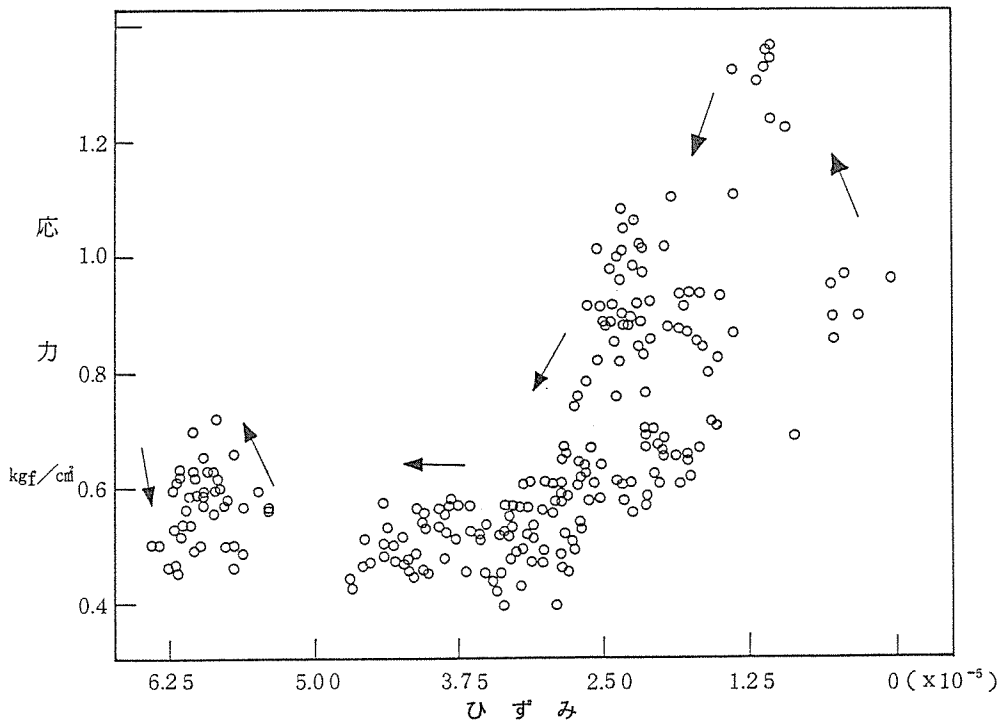


図-25 応力と膨張の関係図(新羽40~80m)

した傾向を持ち、弾性的な挙動を示している。

5 考察

広域的な地盤沈下現象は東京、名古屋、大阪、新潟、千葉などにみられるように深度数百メートルから数千メートルに及ぶ帯水層からの過剰揚水であると言われている。これに対し本市では地下水揚水井戸の深度がただか二百メートルまでであり、帯水層の構造も固結砂から成る地層が主体である。

したがって本市では洪積層での沈下がほとんど無いものと考えられていた。

しかし、今回の解析結果では沖積層に接する洪積層においては地下水位の低下に伴って地層収縮が発生し、回復によって膨張することが明らかにされ、地盤沈下の予測は洪積層の沈下を考慮しなければならない結果となった。

また、洪積台地の沈下量はわずかな値であり、地盤沈下の9割以上が沖積低地で発生していることが示された。

地盤沈下は広域的なものではなく局部的な沈下で示

され、軟弱地帯で地層が厚く堆積した場所に大きく現れ、急激な沈下が示されている。

以上のような沈下現象は本市特有のものと考えられるが、台地と低地の沈下について若干考察してみる。

図-26、27は建設省国土地理院¹⁸⁾がまとめた、埼玉・東北部地区の台地と低地の沈下量を示したものである。

これを本市の場合と比較すると、低地においてはほぼ同じ傾向を示し、埼玉地区の沈下速度が年間14.1～33.3mm/年に対し、本市は3～40mm/年である。

また、台地においては埼玉地区がかなり大きく、本市の値より4～285倍である。

千葉県公害研究所¹⁹⁾は浦安地盤沈下観測所の観測データから沖積層の地盤沈下予測解析を行い、地下水位の回復がみられても沖積層は引き続き収縮する結論を得た。

図-28は解析資料の一部であり、地下水頭を応力、地層収縮量をひずみとして応力～ひずみ図として示している。図中のC-1は0～60m地層、C-2は60～150m地層、C-3は150～220m地層を示しているが、沖積層を主体とするC-1地層の応力～ひずみ図は本

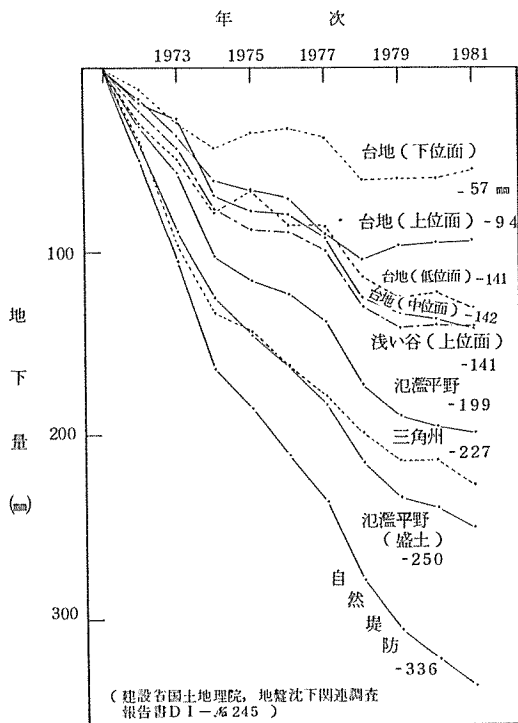


図-26 各種地層の沈下曲線図

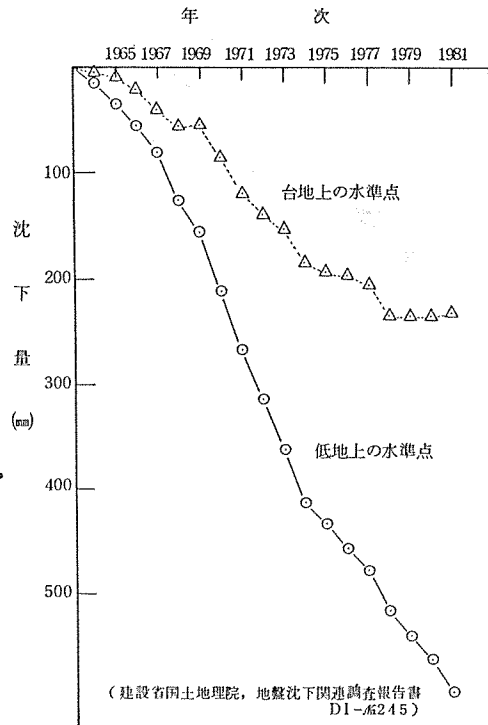
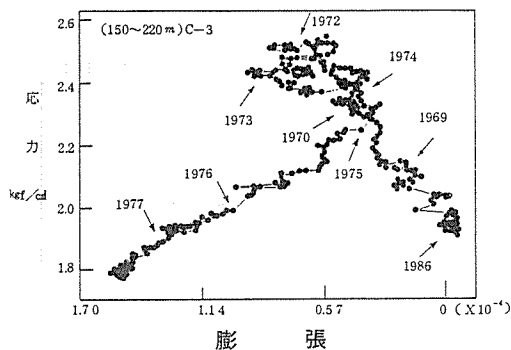
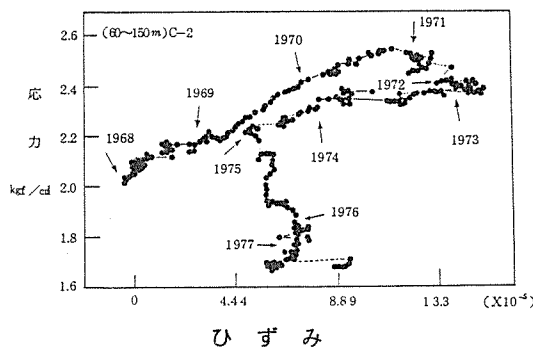
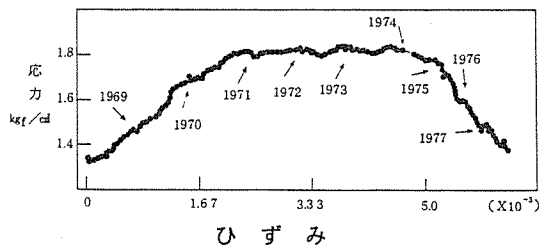


図-27 沖積低地・洪積台地の沈下量図



千葉県公害研究所地盤沈下研究事業報告第4号(昭和54年3月)

図-28 応力-ひずみ曲線

市の新横浜第一層(0~25m)の応力~ひずみ図(図-17)と良く似た傾向を示している。

また、洪積層のC-2地層とC-3地層は各々形は異なっているが、応力とひずみの関係において弾性的な傾向を示し、応力減少によって地層の膨張がみられる。

このように応力とひずみの関係においては本市の場合顕著にみられなかったが、応力減少による地層膨張はわずかながら認められており、地下水位の回復によって洪積層が膨張する事実が認められた。

なお、両観測所周辺における最終沈下予測量につい

ては別稿¹⁹⁾で検討しているが、それによれば今後、新横浜付近で20~40cm、新羽付近では40~50cmの沈下が見込まれ、地盤沈下は継続するものと思われる。

6 まとめ

本市の地盤沈下が沖積低地に集中し、洪積台地においてはわずかの沈下に過ぎない状況はこれまでの水準測量成果あるいは軟弱地盤の沈下に関する調査研究の結果等から把握されていた。しかし、これらの関係を量的に把握し、また沖積層下位の洪積層の地層収縮等は他都市の例を参考にする程度で本市独自の解析が行われていなかった。

このため、沖積層の沈下を水準測量データから解析する上では、洪積層の沈下を是非把握する必要があり、今回の解析でこれらの知見が得られた。

- 1) 本市の地盤沈下を沖積低地の中心付近の沈下グループと洪積台地に接近する沈下グループと洪積台地の沈下グループに分類し、沈下速度で比較したところ、沖積低地中心付近における沈下グループの平均沈下速度は年間約10mmのものが最も多かった。洪積層グループの沈下速度は0.02mm/年~3mm/年の範囲で全体の4割がリバウンド現象として表れていた。また、リバウンドの速度は0.2mm/年~1.3mm/年の範囲であった。洪積台地に接近する沈下グループは洪積台地の沈下グループと沖積低地中心付近の沈下グループの中間を示し、沈下速度は0.2mm/年~10mm/年の範囲である。
- 2) 本市と埼玉東北部地区とで比較したところ、沖積層においては同様の傾向を示したが、洪積層では埼玉東北部地区に比べ本市は著しく小さな値であった。
- 3) 新横浜駅公園観測所と新羽公園観測所の地盤について、各地層別とその挙動を解析したところ、両者の沖積層は地下水位が上昇しても地層はそのまま収縮する状況が示された。

洪積層は両者とも複雑な挙動を示し、全体的には地下水位の上昇によって地層膨張が表われている。

また、特に新横浜付近で深度25m~60m区間の地層は、地下水位低下時期と同時期に急激な収縮を示し、地下水位回復に伴って膨張する様相が顕著に示された。

5年間の全収縮量を層別でみると0~25m間の沖積層が約76%、25~60m間及び60~117m間の洪積層が各々約19%と約5%の割合で収縮していた。

- 4) 地下水位の変動と各地層の挙動を応力とひずみの関係で示したところ、沖積層の応力ひずみ経路は有効応力が減少してもひずみは生じ地層収縮がみられる。また、洪積各層のひずみ及び膨張経路は有効応力の増

減によく対応し、両者が一体となって複雑な挙動を示しており、当地盤が常時変動している状況がうかがわれる。

なお、これらの関係を本市と、千葉県が解析した浦安地盤沈下観測所地盤について比較したところ、沖積層の応力・ひずみ経路は同様の傾向を示し、両者の沖積層は有効応力が減少しても地層収縮は継続していた。また、深層部分の洪積層の挙動についても全体的な傾向は両者とも変わらず、応力・膨張経路は複雑に挙動しつつも応力減少によって地層膨張が生じている様相が現れている。

7 今後の課題

本市の地盤沈下について、沖積低地と洪積台地との沈下比較から本市の沈下がほぼ沖積低地で発生していることが明らかにされた。また、沖積低地の沈下機構をより明確にし、必要な防止対策を構じる目的で、まず、沖積低地の地質構造と堆積環境の解明を急務とし、ボーリングの資料収集整理を開所以来、一貫して進め、沖積地盤の解明に取り組んでいる。これらの調査結果は近日中に公表する予定であり、今後は空白地帯のボーリング資料の取得と、沖積地盤の応力分布性状の把握を急務として調査する必要がある。併せて、層序区分された各地層の収縮状況と相模層群と上総層群の地層収縮の分類整理も地下水揚水量の多い地域では解明すべき問題点として今回の調査で明らかにされた。また、水位変動の激しい地層では水位変動の影響を考慮した予測解析が必要である。今後はこれらの点の調査研究と当研究所がこれまでに蓄積した貴重な地盤資料を本市のあらゆる事業に活用できるよう整備を図っていった。

謝 辞

この報告書作成に当っては横浜国立大学工学部土木工学科の今井教授の御指導をいただいた。また、建設省国土地理院を始めとして千葉県公害研究所地盤沈下研究室発行の資料および公害対策局水質課の地盤沈下関係資料を多数利用させていただいた。これらの方々に深く感謝いたします。

文 献

1) 杉本・梅原：軟弱地盤層の沈下に関する調査研究

(第1報)、横浜市公害研究所報、10、165～178 (1985)。

2) 石井 求：関東平野(その1)東京の地盤沈下、土と基礎、25(6)、29～36(1977)。

3) 東京都土木技術研究所：東京都総合地盤図1、技報堂、1～90(1977)。

4) 桑原、植下、板橋：濃尾平野の地盤沈下、土と基礎、25(6)、53～60(1977)。

5) 東海三県地盤沈下調査会：濃尾平野の地盤沈下と地下水、名古屋大学出版会、1～224(1985)。

6) 石井 皓：関東平野(その2)千葉の地盤沈下：土と基礎、25(6)、37～44(1977)。

7) 楡井、古野、中村：浦安地盤沈下観測井系のデータ解析(沖積層の地盤沈下予測を中心として)、千葉県公害研究所地盤沈下研究事業報告、4、1～28(1979)。

8) 中町弘伸：大阪平野の地盤沈下、土と基礎、25(6)、61～68(1977)。

9) 大阪地盤編集委員会：大阪地盤、土質工学会、1～414(1977)。

10) 青木 滋：新潟平野の地盤沈下、土と基礎、25、21～28(1977)。

11) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表(1959～1986)。

12) 横浜市公害対策局：横浜市地盤沈下報告書(1973～1986)。

13) 三梨、菊地：横浜地域の地質、地質調査所、1～96(1982)。

14) 寿門晋吾：多摩丘陵の地形と地質、波丘地農業研究所報、1(1958)。

15) 徳永、郷原、桑野：多摩丘陵の地質、資源科学研究所、387、43～60(1949)。

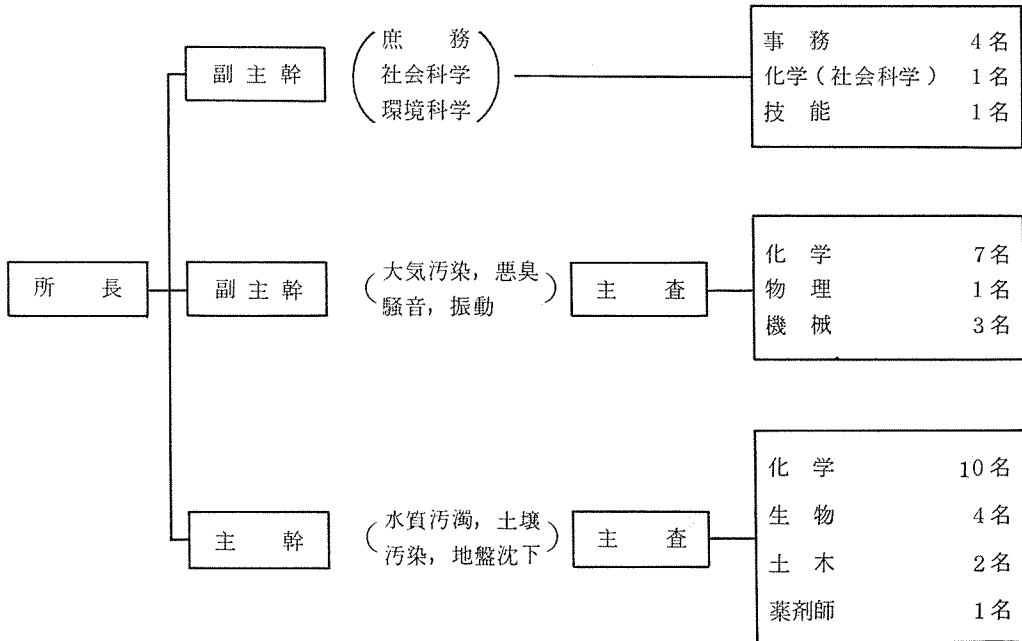
16) 岡、菊地、柱島：東京西南部地域の地質、地質調査所、1～148(1964)。

17) 松島義章：古大船湾の貝化石群集(その湾奥部について)、神奈川県立博物館研究報告自然科学、1(5)、31～42(1972)。

18) 建設省国土地理院：地盤沈下関連調査報告書(埼玉東北部地区)、1～100(1983)。

19) 杉本、梅原：軟弱地盤の沈下に関する調査研究(第2報)、横浜市公害研究所報、11、169～180(1986)。

1. 人員及び組織



2. 主要機器一覧表

品名	規格	数量	配置
ガスクロマトグラフ質量分析計	島津GC-MS-LKB9000	1式	第二機器分析室
同上用データ処理装置	島津GC-MS-PAC300	1式	"
走査型電子顕微鏡	日立S-550型	1式	電子顕微鏡室
同上用X線分析装置	The keveX 5100	1式	"
蛍光X線分析装置	理学電機MODEL 4053A3	1式	第二機器分析室
原子吸光光度計	日電パリアンAA-1150A	1式	第一機器分析室
"	島津AA-620	1式	"
"	島津AA-630-02	1式	"
ガスクロマトグラフFID他	島津GC-6AMPTF他	9式	第三機器分析室
液体クロマトグラフ	島津LC-4A	1式	第二機器分析室
赤外分光光度計	日本分光3A	1式	恒温室
光化学反応実験装置	600Aスモークチャンパー	1式	"
分光光度計	日立139-0018	2式	3階天秤室 5階天秤室
"	ダブルビーム自記 日立200-10型	1式	第二水質実験室
分光蛍光光度計	日立MPF-4	1式	放射能研究室
水銀分析計	島津UV-201	1式	第一機器分析室
低温灰化装置	ヤマト科学PR-503	1式	"
二次導函数数量ガス分析装置	LEAR SIEGLER MODEL400	1式	恒温室
超軟X線発生装置	SOFTEX-CSM-2	1式	第二機器分析室

品名	規格	数量	配置
標準粒子発生装置	東京高周波電気炉SRF-305W	1式	工学実験室
標準ガス精密希釈装置	製鉄化学工業SDS-401	1式	恒温室
窒素酸化物自動記録計	MONTIOR RABS MODEL-8440	1台	第二大気実験室
"	紀本電子工業MODEL-214	1台	"
"	"	1台	"
オキシダント自動記録計	電気化学	1台	"
オゾンメータ	京都電子工業OX-21	1台	"
風向風速計	海上電機SA-200	1台	"
"	" RA-211S	1台	"
イオン濃度測定装置	オリオン801A型	1台	"
多チャンネルデジタル騒音計	リオンSV-70型の改良型	1台	騒音研究室
データレコーダ	NAGRAIV-SJ型	1台	"
騒音振動解析装置	YHP5420型	1式	"
データ処理装置	YHP9845A	1式	"
シアンイオン蒸留装置	桐山製作所製	1式	第一水質実験室
アンモニアイオン	"	1式	"
ふっ素イオン	"	1式	"
水銀分解装置	"	1式	"
グデルナーダーニッシュ濃縮装置	"	2式	第二及び第三 水質実験室
流動電位測定装置	島津ZP-10B	1式	4階予備室
魚に対する慢性毒性試験装置	関東工機製作所製	1式	生物研究室
"	"	1式	"
波高分析機	東芝USC-1 MODEL10	1式	放射能研究室
電子計算機	ACOS 250(賃借)	1式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL 226	1式	第二大気実験室
攪拌実験装置	佐竹化学機械工業製	1式	処理実験室
標準圧密試験器(3連型)	丸東S43-3UL-1	1台	地盤沈下研究室
ソイルミキサー	" SE-27	1台	"
一軸圧縮試験装置	" SG-2033	1式	"
核磁気共鳴装置	日立製作所R-600型	1式	第二機器分析室
凝縮核モニター	日本科学工業MODEL3020	1台	第二大気実験室
14チャンネルデータレコーダ	ソニーUN61430W	1台	騒音研究室
イオンクロマトグラフ	ダイオネックス社MODEL10	1台	第三水質実験室
全有機炭素分析計	ベックマンMODEL915-B	1台	第一機器分析室
高精度NOx計	ダイレック社DY8400型	1台	第二大気実験室
恒温式オートサンプリングシステム分光光度計	日本分光工業製 UVIDEC610C型 ダブルビーム分光光度計	1台	"
高精度オゾン計	紀本電子工業製	1台	"
高精度弾性波速度測定装置	丸東製作所製	1台	地盤沈下実験室
炭素・水素・窒素(CHN)分析計	柳本CH.Nコーダー-MT-3型	1台	第二大気実験室
クロロフィルメータ	ターナーデザイン社 MODEL 1D-00OR	1台	生物研究室
電気炉	西村工業製	1台	第一水質実験室
三軸圧密試験記録装置	理研電子製	1式	地盤沈下実験室

品名	規格	数量	配置
1/3オクターブ 実時間自動分析装置	リオン SA-25	1 式	騒音研究室
凍結濃縮装置	大洋科学工業 FC-6	1 台	第2水質実験室
水生植物による水処理実験用装置	公害研究所設計	1 式	処理実験室
煙道用水銀連結分析計	日本インスツルメンツ DM-C1	1 式	工学実験室
圧密自動記録装置	理研電子 MODEL DACT-6	1 式	地盤沈下実験室
F I D ガスクロマトグラフ	日立製作所 263-70	2 台	第3機器分析室

3. 昭和60年度 予算額

(単位：千円)

科目	金額	付記
共済費	183	社会保険料
賃金	4,842	
報償費	420	
旅費	1,875	普通旅費
需用費	90,213	消耗品費 27,418
		燃料費 305
		食糧費 644
		印刷製本費 6,697
		光熱水費 46,181
		修繕料 8,968
役務費	3,591	通信運搬費 1,840
		手数料 1,611
		筆耕翻訳料 140
委託料	40,718	清掃その他委託料
使用料及び賃借料	15,135	
工事請負費	21,600	雑工事費
備品購入費	21,900	
負担金補助及び交付金	230	会費及び負担金
公課費	51	
計	200,758	

管理運営費	96,393
試験検査費	9,745
主要機器維持管理運営費	13,620
調査研究事業費	36,000
機器等整備事業費	20,000
施設改修工事費	23,900
公害教育啓発等 その他事業費	1,100
計	200,758

4. 学会等研究発表

学会大会名		題名	発表者・共同研究者
日本水産学会春季大会	60. 4	コイ (<i>Cyrinus Carpio</i>)における摂餌率と飼料効率について(その2) — 水温との関係 —	○水尾寛己・樋口文夫・畠中潤一郎・福嶋悟
〃	〃	コイの高・低水温曝露時における生理学的反応	樋口文夫
日本気象学会(47回春季大会)	60. 5	沿岸域から内陸域への大気汚染物質の輸送および変質過程(Ⅱ) — 1984年夏期調査の事例解析 —	鶴田治雄
神奈川県公害研究機関協議会公害研究合同発表会(第9回)	60. 6	小型捕集器によるNO, NO ₂ 同時測定法について	○前田裕行・平野耕一郎・石井哲夫
〃	〃	限外ろ過膜を適用した高濃度活性汚泥法の評価実験	○遠田和雄・野木一男・下村光一郎・大矢昌弘
〃	〃	横浜市内河川における藻類増殖潜在能力調査による富栄養化の現況について	福嶋悟
土質工学研究発表会(第20回)	60. 6	横浜南部沿岸地域の軟弱地盤構造と地盤沈下特性について	杉本実
横浜市衛生局・公害対策局研究発表会(第20回)	60. 8	鶴見川水系の水質変動とその評価手法について	福島博
第3回エアロゾル科学・技術研究討論会	60. 8	ミクロンオーダーのフライアッシュ粒子による非等速吸引の誤差について	佐俣満夫
〃	〃	都市大気中のエアロゾルの降水の化学成分に及ぼす影響	○鶴田治雄・渡辺善徳・草野一
日本音響学会昭和60年度秋季発表会	60. 9	植樹帯による物理的減音効果(その3) — 葉面積と挿入損失との関係 —	○鹿島教昭・田村明弘・鈴木弘之(横浜国大)
〃	〃	植樹帯による物理的減音効果(その4) — 植樹帯と遮音壁の併用効果 —	○鹿島教昭・田村明弘・鈴木弘之(横浜国大)
日本気象学会(第48回秋季大会)	60.10	沿岸域から佐久・上田盆地への光化学汚染気塊の輸送過程と局地風系	鶴田治雄
日本陸水学会(第50回)	60.10	都市河川の藻類増殖潜在能力	福嶋悟
〃	〃	重金属汚染河川(山形県・間沢川)における付着藻類の周年変化	○福嶋悟・畠山成久・安野正之(国立公害研)・横山宣雄(山形大学)
〃	〃	梯川の生物相に及ぼす重金属の影響	○畠山成久・佐竹潔(国立公害研)福嶋悟
〃	〃	殺虫剤投入後の付着藻類の多様性の変化	○猪口真美(日本工学院)・安野正之・佐竹潔(国立公害研)・福嶋悟
〃	〃	サホコカゲロウ(<i>Baetis sahoensis</i>)幼虫の体色変化とその要因	○小林紀雄(旭技研)・金田彰二(日本工学院)・福嶋悟
日本水処理生物学会(第22回)	60.10	中小都市河川における水辺環境の回復に関する研究(1), 水路維持用水としての下水処理水の水質	○川原浩(東京都環境科学研)・岡田光正(国立公害研)・福嶋悟・武藤敦彦(日本環境衛生センター)

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
日本水処理生物学会 (第22回)	60.10	中小都市河川における水辺環境の回復に関する研究(2), 水路維持用水に生育する底生生物	○福嶋悟・武藤敦彦(日本環境衛生センター)・川原浩(東京都環境科学研)・岡田光正(国立公害研)
大気汚染学会 (第26回)	60.11	小型NOx サンプラーによる常時監視測定局周辺の濃度分布調査	○平野耕一郎・前田裕行・石井哲夫・米山悦夫
"	"	NOx サンプラーによる道路周辺濃度分布調査(1) — 窒素酸化物発生量と周辺地域への汚染寄与 —	○平野耕一郎 「神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会」
"	"	小型NOx サンプラーによる道路沿道の窒素酸化物濃度	○前田裕行・平野耕一郎・石井哲夫・米山悦夫
"	"	非メタン炭化水素自動計測器の機種差試験	○平野耕一郎・前田裕行
"	"	濃縮試料導入法を用いた非メタン炭化水素自動計測器の試作	○前田裕行・平野耕一郎
"	"	降水成分に関する調査研究(V) — 横浜における大気降下物中の水溶性成分の地域分布と経月変化 —	○草野一・渡辺善徳・鶴田治雄
"	"	関東地方の酸性雨に関する研究(第5報) — 1983年共同調査期間の気象 —	○小山功(都環境科研)・鶴田治雄 「関東地方公害対策推進本部大気汚染部会」
"	"	関東地方の酸性雨に関する研究(第7報) — 降水のPHに影響を及ぼすカルシウム —	○渡辺善徳・草野一・鶴田治雄 「関東地方公害対策推進本部大気汚染部会」
"	"	関東地方の酸性雨に関する研究(第10報) — 降水の汚染機構に関する考察(その一) —	○鶴田治雄・渡辺善徳・草野一 「関東地方公害対策推進本部大気汚染部会」
"	"	日本におけるバックグラウンドオゾンの挙動(第2報) — 春季高濃度現象の考察 —	鶴田治雄
"	"	沿岸都市域から内陸域への大気汚染物質の輸送および変質過程(III) — 佐久盆地への光化学汚染気塊の長距離輸送過程のモデル化 —	鶴田治雄 「内陸域における大気汚染の動態」観測班
"	"	臨海部から内陸域にかけての上空における炭化水素成分濃度の変化について	○須山芳明(神奈川県公セ)・高橋篤(川崎市公研)・鶴田治雄 「内陸域における大気汚染の動態」観測班
"	"	道路周辺地域における浮遊粉じんの挙動(第5報) — 炭素成分の挙動と他成分との関係 —	○新井久雄・鈴木正雄(現, 横浜市こども科学館)・太田正雄・渡辺善徳
"	"	横浜市内における浮遊粒子状物質とその構成成分の特徴(III) — 炭素成分の濃度と他の成分との関係 —	○鈴木正雄(現, 横浜市こども科学館)・新井久雄
"	"	サーマル法による粉じん中の有機炭素及び元素炭素の検討	新井久雄
"	"	発生源用NOx計に与える高水分及びばいじんの影響	○佐保満夫・太田正雄・渡辺善徳

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
大気汚染学会 (第26回)	60.11	固定発生源から排出されるばいじんの 多元素分析による排出特性(第2報)	○佐俣満夫・太田正雄
"	"	固定発生源から排出されるPAHs濃 度(II)	太田正雄
"	"	ダスト測定における非等速吸引の影響 (I) — ミクロンオーダーのフライアッ シュ粒子使用 —	佐俣満夫
"	"	沿岸都市域から内陸域への大気汚染物 質の輸送および変質過程(IV)	○太田正雄・鶴田治雄 「内陸域 における大気汚染の動態」観測班
環境保全・公害防止研 究発表会(第12回)	60.12	横浜市における魚類を指標とした工場 排水の規制手法について	○水尾寛己・樋口文夫・畠中潤一 郎・福嶋悟・斉藤治子(横浜市公 害研)・山口一誠・阿久津卓・佐 野定雄(横浜市公害対策局)
水質汚濁学会 (第20回)	61.3	界面活性剤による魚のへい死事故	○二宮勝幸・水尾寛己・飯塚貞男・ 白柳康夫
"	"	工場排水規制における生物学的手法の 導入について	○水尾寛己・樋口文夫・福嶋悟・ 畠中潤一郎・斉藤治子(横浜市公 害研)・山口一誠・阿久津卓・佐 野定雄(横浜市公害対策局)
"	"	鶴見川中流域における水質の周日変動	○福島博・大場栄次・小市佳延・ 福嶋悟
"	"	工場排水の鯉を用いた急性毒性試験	斉藤治子

5. 雑誌等投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
科学	6 0.5	鶴田治雄	光化学スモッグの碓氷峠越え

(要旨)

東京湾岸地帯で生成した光化学汚染気塊が、中部山岳地帯で日中形成される熱的低圧場によって誘起される局地風で、関東山地北部の高度 1000 m の障壁を越えて、東京から 150 km 離れた佐久盆地へ輸送される機構を立体調査から明らかにした。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
環境と測定技術	6 0.12	平野耕一郎	NO, NO ₂ の簡易測定法

(要旨)

分子拡散法による NO, NO₂ 同時測定について測定原理と測定方法を解説した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究(2) (国立公害研究所研究報告第99号)	6 0.3	島山成久(国立公害研) 佐竹潔(国立公害研) 福嶋悟	重金属汚染河川の生物相の解析 I エルモンヒラタカゲロウの生息密度及びコカゲロウ中の重金属濃度

(要旨)

コカゲロウの重金属濃度は特に Cd と Zn において著しく高かった。例えば同時に分析したシマトビケラ (*Hydropsyche* spp.) に対し、Cu では 11.8 ± 8.6 (7 地点), Zn では 5.7 ± 1.8 (8 地点) 倍の濃度を示した。Cu ではこのようなことはなく、両者に明らかな差は認められなかった。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究(2) (国立公害研究所研究報告 第99号)	6 0.3	福嶋悟・島山成久(国立公害研究所)・安野正之(国立公害研究所)・横山宣雄(山形大学)	重金属汚染河川の生物相の解析 II 付着藻類群落の周年変化

(要旨)

廃止鉱山から流出する重金属によって汚染された山形県間沢川の定点において付着藻群落の種組成の周年変化を 1983 年 5 月から翌年の 6 月まで週 1 回、ただし冬期間は 10 日に 1 回の調査により調べた。

調査期間中に出現した付着藻は 51 回の調査で 22 種と極めて少なかった。その内 14 種がケイ藻で種ごとの出現回数は *Achnanthes minutissima* の 41 回, *Surirella ovata* の 16 回以外は 1~3 回と少なく、その現存量もわずかであった。*A. minutissima* の全ケイ藻中に占める割合は通年 100%, またはそれに近い値を示した。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
水質汚濁研究	Vol. 8 No. 3 1985	二宮勝幸 広田 穂 (横浜国立大学)	NMRによる環境試料の分析

(要旨)

近年の、特に固体を対象としたNMRの技術的進歩を紹介し、あわせて底質中の油分の分析への応用例を報告した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
横浜の川と海の生物(第4報) (横浜市公害対策局公害資料 No. 126)	6.13	水尾寛己・樋口文夫・福嶋悟 畠中潤一郎ほか	①横浜市内河川の水質環境調査 ②横浜市内河川の魚類相 ③横浜市内河川の底生動物相 (底生動物相, コカゲロウ およびユスリカ幼虫の分布 とその特徴) ④横浜市内河川の沈水植物 ⑤横浜市内河川の付着藻類

(要旨)

横浜市内を流れる鶴見川, 帷子川, 大岡川・境川, 柏尾川, 宮川, 侍従川の計6水系42地点で昭和59年8月と60年1月に水質と生物相調査を行い, 各地点の生物相の経年的変化を明らかにするとともに, 生物による水質評価を行った。

6. 横浜市公害研究所発行資料（調査研究等報告書）

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
№ 68	平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告書	昭和61年3月

（要 旨）

昭和57年度から同58年度の2ケ年にかけて、平潟湾および金沢湾両水域の汚濁実態について、水質、底質ならびに底生動物のそれぞれの面から調査した。さらに、周辺河川から平潟湾への汚濁物質等の流入実態について、昭和58年度に調査を実施した。また、平潟湾の浄化対策について、既存の文献に基づく一般的な考察も試みた。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
№ 69	魚類指標による工場排水規制手法に関する研究	昭和61年2月

（要 旨）

公害研究所が開所した昭和51年より58年まで研究してきた「魚類を指標とした工場排水の規制手法」についてまとめたものである。

報告書は本文と資料編で構成している。

本文では、まず、工場排水規制手法における魚類指標導入の「1.背景」について説明し、次に「2.研究体制および経過」の中で、研究の展開として、第1期（試験方式の策定）、第2期（検査方式の策定）、第3期（評価方式の策定）に区分している。また、策定内容について「3.魚類指標による工場排水規制手法の概要」、策定内容に基づく飼育および検査、評価について「4.飼育実施工場の概要と飼育および検査結果」、「5.指針に基づく排水評価例」で示している。また、検査及び評価との関連で詳しく検討した結果について「6.過去数年間の飼育魚についての血液、組織学的検討および蓄積性」の中で述べている。

資料編では、本文で説明した「魚類指標による工場排水規制手法」の策定上における問題点および考え方等について、策定に向けて行ってきた研究成果の概要について述べている。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
№ 70	第9回公害セミナー会議録 静かなまちづくりをめざして —道路緑化と騒音—	昭和61年2月

（要 旨）

昭和60年11月30日（土）上記テーマで第9回公害セミナーを開催した。本報告書は当日の会議の全容をまとめたものである。内容は行政報告「騒音公害の現況と対策」（公害対策局騒音課）、市民報告「生活と道路騒音」、音の紹介、研究報告「植樹帯の減音効果」（公害研究所騒音部門）、同「植樹帯の心理的減音効果」（横浜国立大学助教授 田村明弘）、事例報告「潤いのある街づくり」（仙台市緑地課 斎藤昇喬）、市民による自由討論である。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
№ 71	ホテルの生息環境づくり～技術マニュアル試案～	昭和61年2月

（要 旨）

このマニュアルは、58年度から進められてきた調査研究を取りまとめたものである。

本市では、快適な環境をつくるための水と緑の事業の一環として、ホテルの里づくり等を進めているが、本書はそれらの事業を実施するに当たり、ホテルを保護、保全する技術指針、技術マニュアルという側面から作成され

たものである。

ホタルを継年的に自然発生させられ得る自然条件を示すことに主眼をおき、その成長過程に応じた生息環境を保全・創造するには、そこをどのように整備あるいは管理したらよいかを具体的に示した。

まず、横浜においてホタルが生息する地形環境をパターン分けし、生息環境を(1)水環境(2)水際環境(3)周辺環境(4)生物環境に分け、各々を更に細かい項目に分けて説明するとともに、水路整備における留意点(4項目)、ホタル生息地の活用例と留意事項も示した。

7. 横浜市公害研究所発行資料目録

1986年2月末現在

資料番号	件名	発行年月	体裁等
	明日の都市環境を照らす	1977. 3	A 4. 16頁 (パンフレット)
16. 1	窒素酸化物特殊発生源調査報告書(環境庁大気保全局委託調査)	1977. 3	B 5. 49頁
2	横浜市公害研究所報創刊号	1977.11	B 5. 56頁
3	公募論文集・クルマ社会をどうするか — 明日の都市環境を考える —	1977.11	B 5. 136頁
4	第1回公害セミナー会議録・クルマ社会をどうするか — 明日の都市環境を考える —	1978. 3	B 5. 96頁
5	昭和52年度環境庁委託業務結果報告書 非特定重大障害物質発生源等対策調査 (アスベスト発生施設)	1978. 3	B 5. 36頁
6	横浜市公害研究所報第2号	1978. 8	B 5. 236頁
7	中間報告・横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1978. 8	B 5. 195頁
8	横浜市公害研究所報第3号	1978.12	B 5. 156頁
9	第3回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B 5. 89頁
10	自動車公害に関する意識調査 — 国道一号线三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施 単純集計結果(第1報) —	1979. 3	B 5. 112頁
11	大気中の炭化水素濃度調査及び各種発生源施設からの排出実態調査結果	1979. 3	B 5. 66頁
12	第3回公害セミナー論文集・川, よこはまに水辺をもとめて	1979. 8	B 5. 85頁
13	横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1979. 9	B 5. 201頁
14	横浜市公害研究所報第4号	1980. 3	B 5. 204頁
14	第3回公害セミナー会議録・川, よこはまに水辺をもとめて	1980. 5	B 5. 72頁
15	横浜市地域環境大気調査報告書 (昭和54年度環境庁委託調査)	1980. 3	B 5. 72頁
16	非特定重大障害物質発生源等対策調査 (ベンゼン取扱施設)	1980. 3	B 5. 31頁
17	沿道環境整備対策のための基礎調査報告書 — 三ツ沢地区対象 —	1980.12	B 5. 84頁
18	魚類の健康評価に関する研究(1)(昭和53年度)	1981. 2	B 5. 20頁
19	魚類の健康評価に関する研究(2)(昭和54年度)	1981. 2	B 5. 51頁
20	横浜市公害研究所報第5号	1980.12	B 5. 236頁
21	帯水層々序確定のための地質調査	1981. 3	B 5. 32頁 付図4枚
22	第4回公害セミナー資料提言要旨	1981. 3	B 5. 18頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
Ⅷ 23	第4回公害セミナー資料・調査研究事業のあらまし	1981. 3	B 5. 41頁
24	—		
25	地域交通環境に関する意識調査 — 金沢4区, 1980年11月実施 —	1981. 3	B 5. 46頁
26	第4回公害セミナー会議録・80年代の環境政策の課題	1981. 3	B 5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B 5. 163頁
28	有機ハロゲン化合物の分解と消長 — 有機塩素化合物特にPCBの環境中における動態について —	1981. 3	B 5. 98頁
29	第5回公害セミナー公募文集・よこはまに自然をもとめて	1981. 8	B 5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981.12	B 5. 211頁
31	横浜市自動車問題研究会第二報告書 — 横浜の物流と自動車公害に関する調査研究 —	1981.12	B 5. 227頁
32	排水処理技術維持管理マニュアル — 凝集処理編 —	1982. 3	B 5. 116頁
33	固定発生源から排出されるばいじん(粒度分布)調査報告書	1982. 3	B 5. 133頁
34	第5回公害セミナー会議録・よこはまに自然をもとめて	1982. 3	B 5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B 5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B 5. 30頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B 5. 44頁 付図2枚
38	横浜市自動車問題研究会第一報告書 — 地域交通環境とまちづくり —	1982. 3	B 5. 124頁
39	横浜市緑区及び戸塚区における道路交通騒音と交通量調査報告書	1982. 3	B 5. 440頁
40	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 3	B 5. 11頁
41	自動車騒音公害対策模型実験 — 車線内遮音壁 —	1982. 7	B 5. 87頁
42	第6回公害セミナー資料 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1982. 8	B 5. 31頁
43	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982.11	B 5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1982.11	B 5. 105頁
45	第6回公害セミナー会議録 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1983. 1	B 5. 99頁
46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	B 5. 187頁
47	南関東地域での光化学大気汚染に関する総合調査報告書	1983. 2	B 5. 177頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B 5. 155 頁 付図4枚
49	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 — 中間報告 —	1983. 3	B 5. 106 頁
50	横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤調査図 付図1-5	1983. 3	B 2.
51	調査研究事業のあらまし	1983. 3	B 5. 34 頁
52	都市自然に関する社会科学研究	1983.11	B 5. 226 頁
53	第7回公害セミナー公募論文集 身近な水辺とまちづくり — 「よこはまの川と池」再発見 —	1983.11	B 5. 149 頁
54	横浜市公害研究所報第8号	1983.12	B 5. 157 頁
55	排水処理施設維持管理マニュアル — 生物処理編 —	1983.12	B 5. 132 頁
56	魚類の健康評価に関する研究(4)	1984. 1	B 5. 67 頁
57	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書	1984. 2	B 5. 183 頁
58	第7回公害セミナー会議録 身近な水辺とまちづくり — 「よこはまの川と池」再発見 —	1984. 2	B 5. 135 頁
59	横浜市南部沿岸地域軟弱地盤調査報告書	1984. 2	B 5. 付図6枚
60	横浜のホタル生息地(1983年度版)	1984. 3	B 5. 49 頁
61	第8回公害セミナー公募論文集 いま 横浜の海は — 水質, 生物, 水ぎわ…… —	1984.1.1	B 5. 105 頁
62	横浜市公害研究所報第9号	1984.1.2	B 5. 193 頁
63	横浜南部丘陵 舞岡川源流域の水文調査	1984.1.2	B 5. 120 頁
64	排水処理施設維持管理マニュアル — イオン交換処理編 —	1985. 1	B 5. 134 頁
65	第8回公害セミナー会議録 いま 横浜の海は — 水質, 生物, 水ぎわ…… —	1985. 2	B 5. 133 頁
66	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 — 総合報告 —	1985. 3	B 5. 173 頁
67	横浜市公害研究所報第10号	1985.1.2	B 5. 190 頁
68	平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告書	1986. 3	B 5. 149 頁
69	魚類指標による工場排水規制手法に関する研究	1986. 2	B 5. 192 頁
70	第9回公害セミナー会議録 静かなまちづくりをめざして — 道路緑化と騒音 —	1986. 2	B 5. 179 頁
71	ホタルの生息環境づくり ～ 技術マニュアル試案 ～	1986. 2	B 5. 121 頁

◇ 編 集 後 記 ◇

研究所発足以来、例年刊行してまいりました所報も、ここに「第11号」をとりまとめることができました。

内容構成は従来と同じく「業務報告編」、「調査研究編」及び「資料編」からなっております。

本研究所も設立以来11年を経過し、その間をふり返ってみますと、時代と共に歩んできた歴史と内容的な充実を感じるところであります。

例年のことではありますが、調査・研究業務のかたわら、その成果を論文として執筆しとりまとめることは大変な労力を要します。

特に今回10年間の業務の報告と将来への展望を期しまして、「10年のあゆみ・横浜市公害研究所設立10周年記念誌」を別冊で刊行いたしました。そのため、編集委員は「所報11号」と「10年のあゆみ」の両方を企画・編集しましたので、連絡調整、原稿依頼等例年に増して根気のいる業務にあたることになりました。

次の10年間に一步を踏み出し、今後ともより一層充実した所報を発行するべく更に努力を続けていく所存であります。

皆様の御意見、助言等をお寄せいただければ幸いです。

所報第11号編集委員会