

公害研資料

No. 20

# 横浜市公害研究所報

第 5 号

1980年12月

横浜市公害研究所



## は し が き

1980年代の環境政策の課題を、①環境の安全性の確保、②エネルギー問題への対応、③都市生活公害の防止、④快適な環境づくりの推進の4つの柱に集約した中央公害対策審議会企画部会の意見にみられるように、まず環境の安全性の確保は環境行政の基本である。

そのためには、人体の生命や健康に重大な遅発的影響を及ぼすおそれのある難分解性化学物質、有害金属の環境中の挙動と健康への影響と機序の科学的究明が急務であり、これを支えるものは高度の分析技術に裏付けられた正確なデータの集積であることは論をまたない。

一方横浜市は人口280万人に達しようとしており、人口において日本第2位の大都市を形成し、都市生活公害すなわち高密度かつ錯綜した環境悪化要因が集積されつつある。当所における研究テーマの選定においてこの地域特性を正しく認識しなければならない背景がある。

ここに第5号として収録した成果は、環境行政の創生期における事後的な環境現象の究明と発生源対策に対応したものが中心になっており、また5年間の研究の成果を総括したものや、新たに研究課題として取り組まれた報告をも含むものである。

今後は事前の環境の安全性確保のための安全管理的な発想をもとに、より幅広い研究テーマに向って研究体制を進めより良き都市環境を求めて一層の研鑽を積みかさねる所存である。今後共各位の御叱正を賜れば幸いである。

1980年12月

横浜市公害研究所長

菅野明男

# 目 次

## I 業務報告編

大気部門	1
水質部門	1
公害セミナー	3

## II 調査研究編

### 大気部門

- ・ピエゾバランス式および $\beta$ 線吸収式粉じん計の性能精度の検討……………5
- ・固定発生源から排出されるばいじんの粒度分布(第2報)—加熱炉等からのばいじんの粒度分布—……………11
- ・ディーゼル自動車から排出される黒煙について……………19
- ・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—……………27
- ・三点比較式臭袋法による悪臭測定結果……………37
- ・南関東地域における広域大気汚染調査の概要(中間報告)—過去4ケ年の調査から何が明らかにされたか—……………49

### 騒音振動部門

- ・ボイラ、空調機からの低周波空気振動について……………59
- ・国道に近接した高層集合住宅における遮音測定—室内音圧レベル差と道路交通騒音—……………71

### 水質部門

- ・排水中の非イオン界面活性剤の定量法……………79
- ・ポリビニルアルコール含有排水の処理方法の検討(第3報)……………85

- ・固定床式活性汚泥法の産業排水処理への適応性の検討(第1報)……………91
- ・コイ(*Cyprinus carpio*)における摂餌率と飼料効率について……………97
- ・コイ(*Cyprinus carpio*)における麻酔剤の血液性状に及ぼす影響……………109
- ・コイ(*Cyprinus carpio*)の幼魚における血液性状の研究(第1報)……………115
- ・健全な供試魚確保のための魚病学的検討……………123
- ・東海道線、戸塚駅付近のポーリングコアより得たケイ藻群集……………133
- ・全シアン分析法におけるシアン回収率……………155
- ・トリハロメタン前駆物質の除去と残存有機物の特性……………165
- ・底質中の水銀存在形態(第1報)—硫化ナトリウム溶出による水銀分析法—……………171
- ・排水中のひ素定量方法の検討(第1報)……………179

### 地盤沈下部門

- ・柏尾川低地の沖積層と地盤沈下……………187
- ・戸塚駅周辺の地盤沈下について……………199

### 社会科学部門

- ・日常的自然としての都市河川……………219

## III 資料編

1 人員及び組織	227
2 主要機器一覧表	227
3 予 算	229
4 学会等研究発表	229
5 雑誌等投稿	232
6 横浜市公害研究所発行資料目録	236

## I 大気部門

大気部門では、横浜市公害対策局大気課を主とした規制各課からの依頼による行政検体の分析調査、及び市民からの苦情等に係る検体の分析を行なっている。表一1は、昭和54年度に実施した各項目ごとの、検体数及び延べ項目数である。

表一1 検体数及び延べ項目数  
(昭和54年4月1日～昭和55年3月31日)

分析項目	検体数	延項目数
重油中の硫黄分	4	4
煙道中のばいじん	13	17
廃油	1	3
悪臭	107	107
発生源の炭化水素	140	395
重金属	61	244
その他(苦情等)	105	105
計	431	875

### 1. 重油中の硫黄分

重油中の硫黄分の分析は、JIS K 2541に基づく燃焼管式一空気法により分析を実施した。

### 2. 煙道中のばいじん調査

大気汚染防止法、及び神奈川県公害防止条例に基づき、立入測定を実施し、ばいじん量及び、それに含まれる重金属の分析を行った。

### 3. 廃油分析

廃油中の硫黄分、金属等の分析を行った。

### 4. 悪臭

昨年度に引き続き、官能法である三点比較式臭袋法及びガスクロマトグラフ等の機器を用いて鶏舎、コーヒ焙煎工場等の調査と市民の苦情にもとづく測定を行った。

### 5. 発生源の炭化水素

発生源の炭化水素の測定は、主に、本市の「炭化水素系物質の蒸発防止設備等設置指導要綱」に基づく、指導、調査の一環として実施したものである。

本年度は、主に充てん場(ベンゼン・アセトン等)、塗装工場(シンナー類等)の各施設の処理装置の効率測定を実施した。

## 6. 重金属

工場周辺、道路近傍等における大気中の浮遊粉じん及びそれに含まれる重金属について、ハイボリウムエアサンプラを用いて採取し、分析した。

## 7. その他

市民からの苦情による検体は、未知物質が多く、そのため、未知物質の成分分析が主である。この分析には、けい光X線、X線マイクロアナライザー、電子顕微鏡等を用い、未知物質の解明にあたった。

## II 水質部門

昭和54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は、表一1、表一2に示した。

### 1. 工場立入調査に伴う検体の分析

昭和54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分析項目は次のとおりである。

#### (1) 定期立入調査

工場排水 674 検体………BOD, COD, 重金属他

#### (2) 東京湾岸自治体調査

工場排水及び海水 180 検体………COD, 窒素, リン。

#### (3) その他

工場排水 3 検体………シアン他

### 2. 環境調査に伴う検体の分析

昭和54年度に実施した環境調査とそれに伴って採取した検体数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30検体, 海水24検体………EDTA他

#### (2) 川崎市底質調査(クロスチェック)

底質7検体………総水銀他

#### (3) 環境中におけるPCN実態調査(環境庁受託)

底質15検体, 河川水10検体………PCN他

#### (4) 帷子川水質調査

河川水5検体………COD他

#### (5) 緑区荏田町産廃事業場周辺土壌調査

土壌14検体………PCB他

### 3. 恵比須、宝運河浚渫工事に伴う分析

恵比須、宝運河浚渫工事完了に伴う事後調査として、底質7検体について、総水銀の分析を行った。

### 4. 丸善石油横浜油槽所前運河浚渫工事に伴う分析

クロスチェックとして底質10検体について、PCB



表-1 行政検体数

昭和54年度

検体数	工場立入調査		環境調査		底質・水・その他		専比須・宇運河淀 溝工事に伴う分析		丸善石油横浜油槽所前運 河淀溝工事に伴う分析		除害施設 告情処理 計
	857	66	39	32	10	125	3	1,132			

表-2 試験項目数

試験項目	工場立入調査		環境調査		底質・水・その他		専比須・宇運河淀 溝工事に伴う分析		丸善石油横浜油槽所前運 河淀溝工事に伴う分析		除害施設 告情処理 計
	21	52	71	54	6	15	—	379	88	326	
カドミウム含有量	21	52	71	54	6	15	—	379	88	326	60
鉛含有量	52	71	54	6	—	—	—	—	—	—	76
六価クロム含有量	71	54	6	—	—	—	—	—	—	—	106
銅含有量	54	6	—	—	—	—	—	—	—	—	86
砒素含有量	6	—	—	—	—	—	—	—	—	—	36
総P含有量	15	—	—	—	—	15	—	—	—	—	67
水銀含有量	—	—	—	—	—	—	16	—	—	—	13
C含有量	—	—	—	—	—	—	—	16	—	—	13
生物学的酸素要求量	379	88	326	—	—	379	88	326	—	—	428
化学的酸素要求量	88	326	—	—	—	88	326	—	—	—	122
浮遊物質含有量	315	229	39	65	107	315	229	39	65	107	344
n-ヘキサン抽出物含有量	229	39	65	107	—	229	39	65	107	—	229
フエノール含有量	39	65	107	—	—	39	65	107	—	—	65
銅含有量	65	107	—	—	—	65	107	—	—	—	96
亜鉛含有量	107	—	—	—	—	107	—	—	—	—	142
鉄含有量	135	21	79	23	63	135	21	79	23	63	166
マンガン含有量	21	79	23	63	—	21	79	23	63	—	52
クロム含有量	79	23	63	—	—	79	23	63	—	—	115
ニッケル含有量	23	63	—	—	—	23	63	—	—	—	23
亜硝酸窒素含有量	63	—	—	—	—	63	—	—	—	—	94
アミン窒素含有量	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
アンモニア窒素含有量	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
リン含有量	60	60	—	—	—	60	60	—	—	—	60
その他	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	116
合計	2,268	66	49	32	—	2,268	66	49	32	—	2,988

他の分析を行った。

#### 5. 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、延べ113検体について、BOD、COD、重金属類の分析を行った。

#### 6. 苦情処理に伴う検体の分析

- (1) 昭和54年8月21日 鶴見川鶴見川橋付近で魚類へい死事故  
河川水3検体……シアン他

### III 公害セミナー

#### 第3回「川・よこはまに水辺をもとめて」

これまで、「明日の都市環境を考える」と題して、開所以来、年1回、公害・環境問題の市民向け啓蒙教育の一環として、又公害研究所の研究活動の概況報告も兼ね、公害セミナーを開催してきた。第1回「クルマ社会をどうするか」、第2回「合成洗剤」、は、今日最大の都市問題であり、かつ焦点となっており、緊急にその解決策が求められている課題であるため、テーマとして取り上げられた。第3回セミナーは、これまでの成果と反省点に踏まえ、どのようなテーマ選定を行うか、かなりの論議を行った。その結果、従来の公害防止という観点から、より積極的に都市環境の創造という視点に立ち、都市に於ける「川」の問題をテーマに取り上げることにした。即ち、「川」を都市環境の重要な構成要素として正しく据え直し、都市における川のあり方、川と人との共存の可能性を探るための論議を行うため、「川、よこはまに水辺をもとめて」をテーマとして設定した。そこで、川に対する市民のもつイメージ、日常生活の中でのかかわりあい、又、横浜の川の社会史ともいべき変遷等を把握するため、事前に論文募集を行い、74編の論文が寄せられた。

(詳細は公研資料No.12, “第3回公募論文集”参照)、これらの中には、具体的提言も含む貴重な意見も多く、当日セミナーでの論点整理と問題点提起の参考として活用した。

#### 1. セミナーの開催

昭和54年8月11日(土)、午後12時半より5時まで、教文センターホールで、参加者約150名の下、開催された。当日は、先の論文集の外、講演者、基調報告の方々、の要旨集、都市河川の意識調査結果等資料として配布した。構成内容は次のとおり。

- (1) スライド「よこはまに水辺をもとめて」

まず、参加者一同に、市内の川の現況を実際的に

据えてもらうため、研究所スタッフ製作によるスライド(120枚)を使って、市内の川の様々な形態と都市の川が現在の姿に到るまでの歴史的経緯などもおりませ、解りやすく解説した。

- (2) 論文応募者意見発表

先に論文募集した中から、幾つかの論点を代表する内容の論文を4編選考し、それぞれ意見発表していただいた。佐藤衛寿(十日市場中学校):「川」落合英二郎(橋中学校):「水辺をもとめて」、矢島正和(保土ヶ谷区):「今井川について」、勝木雅治(磯子区):「魚の住む水路を横浜に」以上各氏の順に補足意見もまじえ発表。

- (3) 講演「都市のなかの川」加藤迪、(NHK科学産業部ディレクター)

『都市が減ぼした川』『資源からの発想』等の著者でもある加藤氏は、都市における川のあり方を“水資源”から据えかえし、川の再生の活路を見出すべきであるという考え方に立った上で、今回は時間的制約もあり、その具体的一手段としての川とむすびついた雨水の有効利用に焦点を絞って講演された。

- (4) 基調報告

川の問題を論じる場合、様々な据え方、論点があるため、なかなか論議が集中しにくいという難しさがある。川をめぐる様々な問題をまず共通認識とした上で、自由討議に入る必要があるため基調報告を設定した。内容は、

- ①「鶴見川の生態」、大野通胤(モルフォ生物同好会)、②「都市水害と住民」鈴木和夫(戸塚から水害をなくす会)、③「水辺の空間を市民の手に」矢間秀次郎(野川を生き返らせる市民グループ)、④「川を甦らせるために」安芸皎一(関東学院大学教授)

これらの報告をうけ、都市の中の川のおかれている現況と川の問題の多面的側面が浮かび上がってきた。

- (5) 全体討議(司会、緒形昭義、横浜国立大学講師)

全体構成が、かなり盛り沢山であり、かつ時間的制約もある中で、熱心な意見が多く出された。詳細は「第3回セミナー会議録」(公研資料No.14)を参照していただくことにして、その内容を概括すると—これまで川や自然を破壊することによって都市化が進展していくという論理が少からず支配してきた。川のもつ多様な機能を度外視し、単なる工場や家庭からの排水路化したり、暗渠にし軽視されつづけてきた結果、今や、都市の川は“死の川”と化し

つつある。川を治水、利水、保水という側面からだけでなく、人が生活していく上で、社会文化的にも「水辺」の空間を不可欠な構成要素として据えかえしていくことが必要である。そのためには、宅地開発等による川の破壊をくい止めると共に、水辺に親しむことのできない従来のコンクリートによる河川改修工事を見直し、人工河川でなく、市民が本来望んでいる自然の川“水辺”を取り戻すための行政側の本腰を入れた取り組みが必要であること。又、現在の下水処理場方式による集約化、合理化が逆に川の再生を阻害する等の指摘も出された。川の管理、水辺と緑の保全も含め、行政のセクショナリズムを超えた総合的施策が必要であるとの意見も出された。

## 2. 今後の課題

最後に回収されたアンケートの中には、時間的制約により、発言しえなかった参加者の貴重な意見も多く、興味深いものがある。川の問題が、単に過去へのノスタルジアに終止するのではなく、今、早急にその破壊の進行をくい止め、甦らせるための具体的施策を

求めている声が多い。ともあれ、今後、このようなセミナーでの意見、アンケート等で示された市民の要望をどのようにアフタケアし、反映させていくかが問われているといえる。

開所以来5年目という1つの節目を迎え、公害セミナーも当初の啓蒙教育の域から脱皮し、市民との共同の討議の場として如何に発展させていくのかが、その開催方法、テーマ選定等も含め課題となってきた。今後は、テーマ内容に応じて、分科会形式や前回セミナーの報告等も含めた論議の継続性なども検討し、又、施設の公開、共同調査、研究等も試みたり、多様な方式で開催していく必要がある。これまでの上から下への情報の一方的公開ではなく、公害が環境問題へと、ますます複雑多様化し、私たちの日常生活領域まで侵されはじめている今日、より日常的、地域性に応じたきめ細かな施策を実現させるためにも、セミナーを開かれた情報交流の場、“市民的合意”形成をつくり出していく場として積極的に位置づけて行っていく必要がある。



# ピエゾバランス式および $\beta$ 線吸収式粉じん計 の性能精度の検討

平野 耕一郎\*

## 要 旨

ピエゾバランス式粉じん計、 $\beta$ 線吸収式粉じん計、光散乱式粉じん計およびローボリウムエアサンブラ（サイクロン式および多段式の2種類）の5種8台を用いて、82日間、環境大気中の浮遊粉じん測定を実施し、ローボリウムエアサンブラと他の粉じん計との測定結果を比較検討した。

その結果、ピエゾバランス法および $\beta$ 線吸収法による測定値はローボリウムエアサンブラ（サイクロン式）による測定値と良好な直線的な関係を示した。したがってピエゾバランス式および $\beta$ 線吸収式粉じん計は細かい点で更に検討改良すべき点が認められるもののフィールドの測定で十分実用になることがわかった。光散乱法による測定値はローボリウムエアサンブラ（サイクロン式）による測定値と良い直線関係にあった。

## 1. はじめに

わが国では環境大気中の浮遊粉じんの測定に光散乱式粉じん計が広く用いられている。この計測器は散乱光量が粉じん濃度に比例するという測定原理上、相対濃度測定法であるため、光散乱法によって得られた値は、国が定める重量濃度測定法によって得られた値によって補正（いわゆるF値校正）をする必要がある。しかし、このF値は粉じんの粒度、湿度、温度などの影響を強く受けるため、F値校正は実際上多くの問題点がある。このようなことから光散乱法とは測定原理を異にしたF値校正を必要としない方法として、ピエゾバランス法、 $\beta$ 線吸収法による粉じん計のように粉じんの重量濃度を直接求めることができる方法が開発されてきた。

そこで、現在までに紹介されているいくつかの計測器を用いて、環境大気中の浮遊粉じんをフィールドで測定し、その測定値を相互に比較検討し、各計測器の性能精度や実用性を検討した。

## 2. 調査方法

### 2-1 使用粉じん計

調査に用いた5種8台の粉じん計を表. 1に示す。

### 2-2 調査場所

調査場所横浜市公害研究所 4階ベランダ  
(横浜市磯子区滝頭)

### 2-3 調査期間

昭和54年12月11日から昭和55年2月20日まで82日間

### 2-4 粉じんの採取および測定方法

粉じんの試料採取時間はローボリウムエアサンブラ(L.V)は48時間、その他の方法は1時間である。L.Vに使用した濾紙はサイクロン式L.Vでは1台にガラス繊維濾紙(ミリポア, AP-20, 47mm $\phi$ ), 他の1台にガス吸着の少ないテフロンバインダーガラス繊維濾紙(パルフレックス, T60A20, 47mm $\phi$ ), 多段式L.Vではガラス繊維濾紙(ミリポア, AP-20, 55mm $\phi$ )である。

## 3. 調査結果

各種の粉じん計による浮遊粉じんの測定結果について、L.Vの場合は48時間の測定値を用い、L.V以外の測定値はL.Vとの比較しやすいようにL.V以外の測定値と同一時間帯に得られた測定値から48時間値を求め、それらを整理した結果を表. 2に示した。

Studies on Precision of SPM Mass Monitors with Piezoelectric Microbalance and  $\beta$ -Ray Adsorption

\* Koichiro Hirano, 横浜市公害研究所大気部門

表 1 使用機器

測定方式	メーカー	型式	計測器台数
ピエゾバランス式	日本科学工業	5500	1 台
β線吸収式	柴田化学	BAM-101	1 台
	フィリップス	PW-9790	1 台
	G C A	APM-1	1 台
光散乱式	柴田化学	AP-635	1 台
サイクロン式ローボリウムエアサンプラー	新宅	FKS	2 台
多段式ローボリウムエアサンプラー	柴田化学	L-20	1 台

表 2 ローボリウムエアサンプラー, β線吸収式およびピエゾバランス式  
粉じん計による浮遊粉じんの測定結果

単位:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

No. 測定期間	ロードリウムエアサンプラー			ピエゾバ ランス式	β線吸収式			光散乱式
	サイクロン式 AP-20	サイクロン式 T60A20	多段式 AP-20	MODEL 5500	MODEL BAM-101	MODEL PW-9790	MODEL AMP-1	MODEL AP-635
1 54.12.11~12.13	79.8	79.4	74.7	59.1	62.0	****	—	74.6
2 12.13~12.15	73.3	70.9	65.8	54.3	54.5	****	—	66.3
3 12.15~12.17	57.3	51.8	51.6	43.6	41.7	****	—	53.0
4 12.18~12.20	181.3	****	168.7	151.7	154.7	****	—	199.6
5 12.20~12.22	143.1	138.9	137.6	129.3	124.3	129.8	—	151.0
6 12.22~12.24	52.9	48.9	51.9	43.7	45.0	****	—	56.1
7 12.25~12.27	53.0	46.5	48.4	42.4	39.0	****	—	48.0
8 12.27~12.29	66.7	62.8	62.2	54.3	52.0	72.5	—	63.1
9 12.29~12.31	155.3	155.7	167.8	135.5	125.1	137.6	—	177.3
10 55.1.1~1.3	23.4	21.5	20.3	16.5	14.9	****	38.2	19.2
11 1.3~1.5	21.9	22.4	20.3	18.1	20.0	****	32.4	24.6
12 1.5~1.7	17.5	15.8	15.6	15.9	11.1	****	30.7	16.6
13 1.8~1.10	109.2	109.2	107.4	88.8	93.3	****	183.5	114.0
14 1.10~1.12	34.9	32.9	33.2	26.6	26.8	****	63.5	32.0
15 1.12~1.14	83.1	80.9	80.8	63.9	69.9	****	126.8	93.2
16 1.15~1.17	33.7	32.3	31.8	25.3	20.6	****	66.3	26.6
17 1.17~1.19	25.9	25.8	25.3	22.0	14.5	****	58.7	18.5
18 1.19~1.21	59.1	55.9	54.8	47.0	39.1	****	113.3	51.8
19 1.22~1.24	40.6	39.5	37.6	30.8	21.6	****	85.2	28.5
20 1.24~1.26	33.2	32.5	31.7	23.8	16.4	36.9	92.5	22.1
21 1.26~1.28	59.0	57.8	59.0	39.5	37.9	62.7	127.1	49.4
22 1.29~1.31	35.2	33.1	32.1	27.4	36.1	41.1	54.6	44.0
23 1.31~2.2	25.9	24.1	23.3	20.4	13.4	33.3	55.6	18.0
24 2.2~2.4	33.5	32.3	30.1	27.5	19.0	43.7	66.9	29.6
25 2.5~2.7	53.3	50.5	47.4	47.3	****	59.6	98.3	56.3
26 2.7~2.9	52.1	50.8	49.4	43.8	37.4	53.1	104.7	43.2
27 2.9~2.11	34.8	33.7	33.7	30.8	25.0	37.8	78.2	30.0
28 2.12~2.14	43.5	41.0	41.8	—	26.0	48.6	122.4	28.1
29 2.14~2.16	43.8	41.9	40.8	—	28.6	50.5	115.2	33.2
30 2.16~2.18	33.6	31.7	32.2	—	21.2	41.4	81.9	26.8
31 2.18~2.20	62.0	57.8	60.3	—	—	—	—	—

\*\*\*\*: 欠測データ

#### 4. 考 察

##### 4-1 ローポリウムエアサンプラ（サイクロン式） とその他の方式の粉じん計との比較

環境庁は大気汚染に係る環境基準を定めている中で、浮遊粒子状物質の測定方法として汙過捕集による重量濃度測定方法をあげている。このため、これに該当するL.V法（サイクロン式L.V、沔紙ミリポアAP-20）による測定値を基準とし、他の方式の粉じん計による測定値との比較検討を統計的に試みたt検定の結果を表、3に示した。また、散布図および回帰分析の結果を図、1から図5に示した。

L.V（AP-20）とピエゾバランス式粉じん計との相関係数は0.995と非常に高く、両者の相関関係は極めて良いといえる。しかし、対応する測定値の差の平均値は11.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、その差は有意である。更に回帰式の切片は負であり、傾きが0.865と1より小さいことからピエゾバランス式による測定値はL.V（AP-20）による測定値より低い値を示す。

L.V（AP-20）と $\beta$ 線吸収式粉じん計（BAW-101）との相関係数は0.992であるが、測定値の差は14.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で有意であり、L.V（AP-20）に比べて低い値を示す。

$\beta$ 線吸収式粉じん計（PW-9790）は計測器の故障が多く、データが少ない。L.V（AP-20）との相関係数は0.997と非常に高く、両者の相関関係は極めて良い。また、両者の測定値の差の平均値は-2.5と小さく、その差は有意ではない。更に回帰式の切片は13.5であり、ブランク値が高い。

$\beta$ 線吸収式粉じん計（APM-1）はL.V（AP-20）との相関係数は0.909であり、同じ $\beta$ 線吸収式のBAW-101やPW-9790に比べて小さく、L.V（AP-20）との測定値間でバラツキが大きくなっている。更に、L.V（AP-20）に対する回帰式で傾き（1.59）、切片（17.6）ともに他の $\beta$ 線吸収式の値よりかなり大きい。これはAPM-1のブランク値が高いことと感度が高めに調整されていたためと考えられる。

L.V（AP-20）と光散乱式粉じん計との相関係数は0.991と非常に高く、両者の相関関係は他の方式の粉じん計の場合と同様に極めて良い。また、両者の測定値の差の平均値は2.2と小さく、その差は有意ではない。更に回帰式の切片は-11.2と負であり、傾きが1.15と1より大きいことから光散乱式粉じん計による測定値はL.V（AP-20）による測定値に比べて粉じんの低濃度域では過小に、高濃度域では過大に測定されている。

##### 4-2 ローポリウムエアサンプラ間の比較

サイクロン式L.V（AP-20）、サイクロン式L.V（T60A20）および多段式L.V（AP-20）による測定値に対する3台相互の散布図および回帰分析の結果を図、6から図、8に示した。

各L.V間相互の相関係数は0.995~0.999と非常に高い値を示し、それぞれの相関関係は極めて良い。更に、回帰式は傾きの値がほぼ1に等しく、切片の値が-2と小さく、各L.V間相互の測定値は非常に良い直線的な関係が認められる。

表-3 ローポリウムエアサンプラ（サイクロン式、沔紙AP-20）と各型式（ピエゾバランス式、 $\beta$ 線吸収式、光散乱式）粉じん計との測定値の比較

	ピエゾバランス式 粉じん計		$\beta$ 線吸収式粉じん計			光散乱式 粉じん計				
	MODEL	5500	MODEL	BAW-101	MODEL	PW-9790	MODEL	APM-1	MODEL	AP-635
N		27		29		14		21		30
$\bar{Z}_i$		11.4		14.3		-2.5		-42.8		2.2
$u_z$		6.79		6.49		8.01		20.03		8.79
$t_0$		8.8**		11.9**		-1.2(-)		-9.7**		1.4(-)

N：データ数

$Z_i = x_i - y_i$ ：対応するデータの差

$\bar{Z}_i = \frac{1}{N} \sum_i Z_i$ ：差の平均値差

$u_z^2 = \frac{1}{N-1} \left\{ \sum_i Z_i^2 - \frac{1}{N} (\sum_i Z_i)^2 \right\}$ ：差の不偏分散

$t_0 = \bar{Z}_i / \sqrt{u_z^2 / N}$

\*\* 1%有意

(-) 有意とは認められない



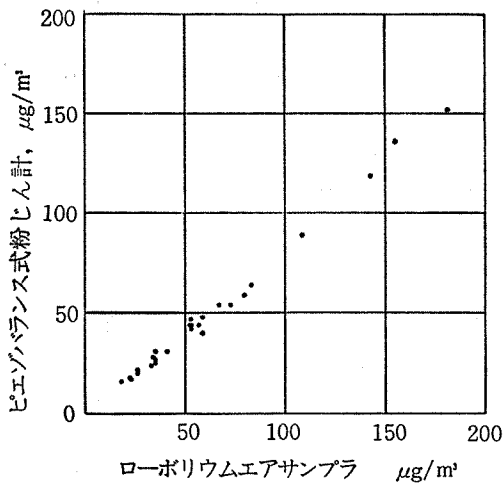


図 1 ローボリュームエアサンプラ（サイクロン式  
 沓紙 AP-20）とピエゾバランス式粉じん計  
 との測定値の関係  
 $Y=0.865X-3.2$   
 $R=0.995$   $N=27$

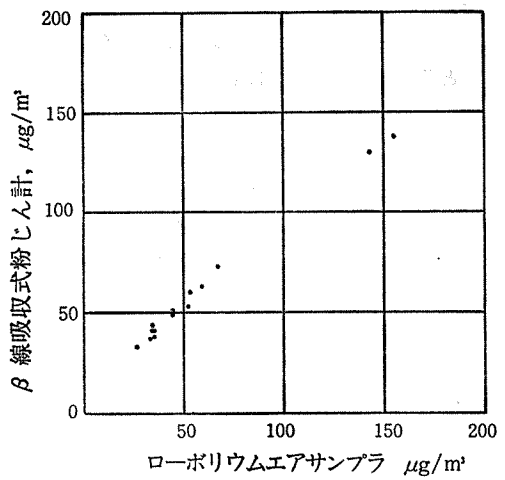


図 3 ローボリュームエアサンプラ（サイクロン式  
 沓紙 AP-20）とβ線吸収式粉じん計（P  
 W-9790）との測定値の関係  
 $Y=0.811X+13.5$   
 $R=0.997$   $N=14$

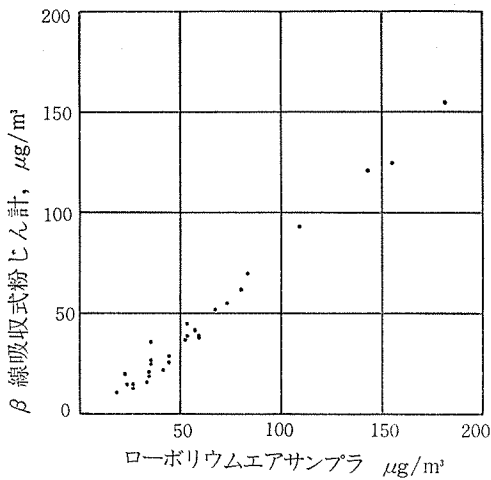


図 2 ローボリュームエアサンプラ（サイクロン式  
 沓紙 AP-20）とβ線吸収式粉じん計（B  
 AM-101）との測定値の関係  
 $Y=0.888X-7.7$   
 $R=0.992$   $N=29$

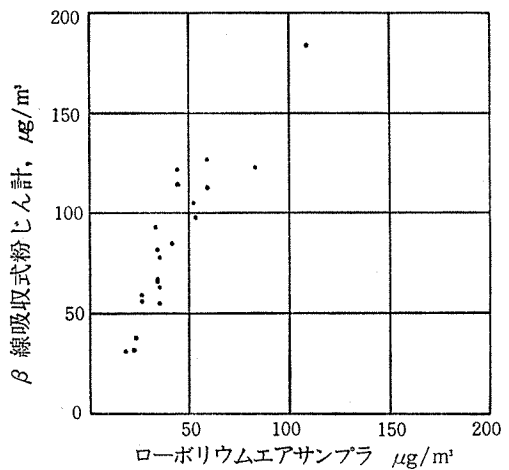


図 4 ローボリュームエアサンプラ（サイクロン式  
 沓紙 AP-20）とβ線吸収式粉じん計（A  
 P-1）との測定値の関係  
 $Y=1.59X+17.6$   
 $R=0.909$   $N=21$

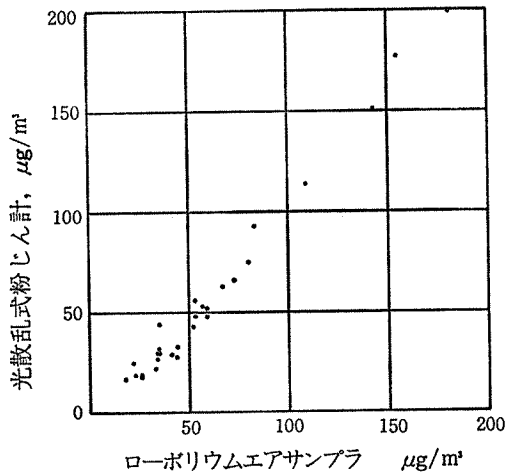


図5 ローポリウムエアサンプラ（サイクロン式  
 沕紙 AP-20）と光散乱式粉じん計との測  
 定値の関係  
 $Y=1.15X-11.2$   
 $R=0.991$   $N=30$

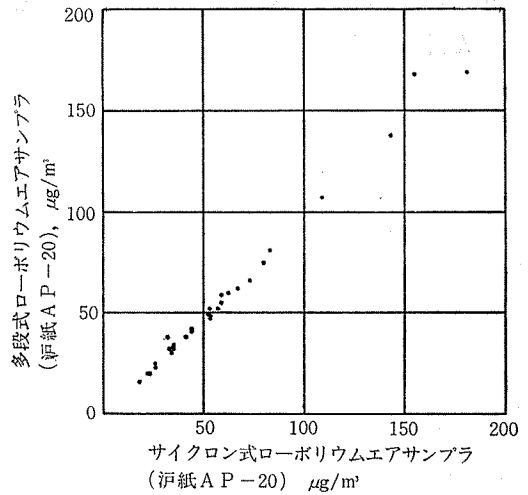


図7 サイクロン式と多段式ローポリウムエアサ  
 ンプラとの測定値の関係  
 $Y=0.994X-2.4$   
 $R=0.995$   $N=31$

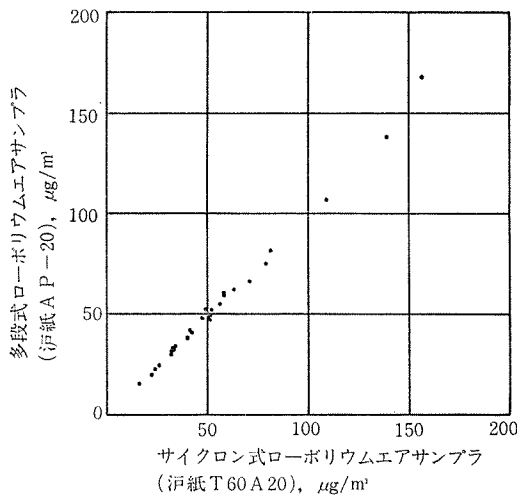


図6 沕紙 AP-20 と沕紙 T60A20 を用いたサイク  
 ロン式ローポリウムエアサンプラ間との測  
 定値の関係  
 $Y=0.997X-1.9$   
 $R=0.999$   $N=30$

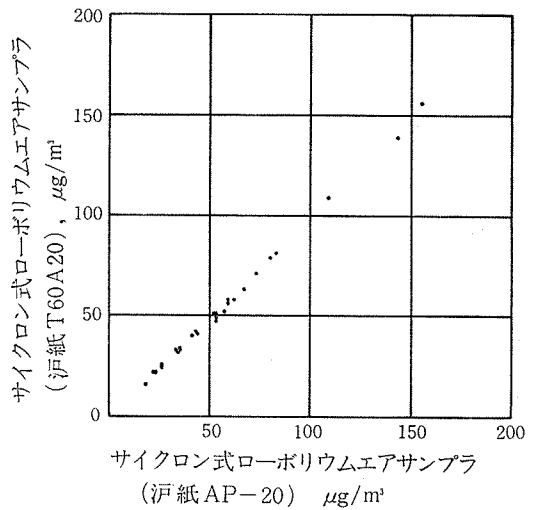


図8 沕紙と T60A20 と沕紙 AP を用いたサイク  
 ロン式および多段式ローポリウムエアサンプ  
 ラ間の測定値の関係  
 $Y=1.03X-2.1$   
 $R=0.997$   $N=30$

## 5. ピエゾバランス式およびβ線吸収式粉じん計の問題点と今後の課題

環境の中の浮遊粉じんをモニタするのに、ピエゾバランス式粉じん計を用いた場合、その測定感度は $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ と良く、フィールドでの測定で十分実用になる。しかし、吸引空気量が毎分 $1\ell$ と小さいことから採吸管内での粒子沈着の影響が考えられる。また、測定原理上、粉じん採取部に洗浄機構を持つことから、大量の洗浄水を3日に1度は供給する操作が必要となつて繁雑である。したがって、この計測器を無人の常時監視測定局に設置した場合に保守面で問題を生じることが考えられる。更に、そこから出る大量の排液の処分に対しても最近の合成洗剤の水質汚染防止上の点を考慮する必要がある。したがって、これらの点について十分に配慮し、改良されることが待たれる。

β線吸収式にはピエゾバランス式粉じん計におけるような問題はないが、使用できる放射線源が法律上100マイクロキュリー以下と規定されていることから測定感度が少し悪い。そのために、この感度の悪い欠点を吸引する空気量を増加させ、多量の粉じんを採取することによって補っている。また、計測器の性能には各社によってバラツキがみられる。特に、採じん用のテープ濾紙の材質が各社によって異なり、この濾紙の品質によって測定精度や故障の原因が考えられる。すなわち、APM-1型に使用されているパルフレックス社製T60A20濾紙では、浮遊粉じん濃度が約 $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上になると目詰りを起し、濾紙の圧力損失が増大することにより計測器が停止状態になる。また、品質の悪いテープ濾紙を使用するとそれが切れて測定不能となる。したがって、これらの点が改善され、さらに測定精度が向上されれば、フィールドでの測定で実用上ほとんど問題はない。

なお、この研究報告は54年度の環境庁委託業務として東京都、大阪府、岡山県、北海道、青森県、川崎市および横浜市がそれぞれに実施した共同研究のうち、本市の担当分を解析したものである。

## 6. ま と め

本研究では、浮遊粉じん濃度を常時監視するために、直接重量濃度として測定できるピエゾバランス式およびβ線吸収式粉じん計の性能と実用性について検討した結果、次のようなことがわかった。

(1)ピエゾバランス式およびβ線吸収式粉じん計の双方の測定値ともL.Vの測定値と良好な直線的な関係を示した。

(2)本研究において、光散乱式粉じん計とL.Vの測定値とは良く対応した直線的な関係を示した。

(3)サイクロン式と多段式L.Vによる測定値およびAP-20とT60A20の濾紙を用いた測定値の間にはほとんど差はなかった。

以上、ここで比較試験した各社の粉じん計は今後にくらかの解決すべき点はあるものの、フィールドでの測定で十分実用化が認められた。

## 文 献

- 1) 平野耕一郎：浮遊粒子状物質の粒度分布と季節変動（デジタル粉じん計のF値と粒度分布および季節変動との関係）、横浜市公害研究所報、2、169～175（1978）
- 2) 日本環境衛生センター：エーロゾル（浮遊粒子状物質）の測定法に関する調査報告書、昭和53年度環境庁委託業務結果報告書（1979）
- 3) 岡山県：自動測定機器等の精度に関する研究（ダスト計）、昭和54年度環境庁委託業務報告書（1980）



# 固定発生源から排出されるばいじんの粒度分布

## — 第 2 報 加熱炉等からのばいじんの粒度分布 —

佐俣満夫\*, 渡辺善徳\*, 平野耕一郎\*, 太田正雄\*

### 要 旨

浮遊粒子状物質の調査研究が最近各自治体、研究機関等で多角的に進められている。しかし固定発生源から排出される粒子状物質の粒度分布の実態は把握されていないため、昭和53年度から3ケ年を目途に各種燃焼施設を類別し標記の調査を実施した。昭和53年度は、各種のボイラー19施設についてその粒度分布調査を行った。今回は加熱炉等の各種の固定発生源17施設について粒度分布を調査し、以下のような知見が得られた。

- (1) 各測定施設からの粒度分布を大別してみると石油加熱炉、ガラス熔融炉、カーボン焼成炉では微小粒子が比較的多く、キューボラ、アルミナ乾燥炉、アスファルトプラントでは2山型を示し、金属加熱炉ではその施設によってそれぞれ異った傾向を示した。
- (2) 固定発生源にはその目的によって様々な施設があり、施設の種類によってばいじんの発生機構もかなり異っていることがわかった。

### 1. 目的

浮遊粒子状物質は大気中の汚染質の中でもその挙動や発生機構が複雑であり、未だ総量規制等の検討も十分でない。そこで当研究所では昭和53年度より浮遊粒子状物質の総量規制にむけた基礎研究を開始した。本調査はその一環として固定発生源から排出されるばいじんの粒度分布を把握することを目的としている。昭和53年度にボイラーから排出されるばいじんの粒度分布を調査したが<sup>1)</sup>、さらにその結果に基づいて昭和54年度は加熱炉、乾燥炉等の各種の固定発生源17施設の粒度分布を調査したので報告する。

### 2. 測定期間

昭和54年12月～昭和55年4月

### 3. 測定施設

横浜市内には大気汚染防止法に該当するばい煙発生施設のうちボイラーが2,526施設あり、その他が949施設ある(昭和53年3月末現在)。そこで、市内で稼動中のボイラー以外の施設を選びそのうち規模、燃料、原材料等を考慮して主な20施設を選びそれぞれの施設

から排出されるばいじんの粒度分布の調査を行い、そのうち有効なデータの得られた次の17施設の結果について検討した。

施設の種別	測定施設数
キューボラ	2
石油加熱炉	4
金属加熱炉	3
ガラス熔融炉	2
アルミナ乾燥炉	2
アスファルトプラント	3
カーボン焼成炉	1
計	17施設

なお、表一1には測定施設の測定時に於ける稼動状況及び測定条件を示し、また表一2に各施設の処理装置の設置状況と測定位置とを示した。測定にあたっては測定対象施設が通常稼動している条件で行い、測定中は稼動条件が一定になるように考慮して行った。

### 4. 測定方法

前回の調査と同様に<sup>1)</sup>、発生源用アンダーセンサンブロー(高立機器, KA-500)とJ I S Z 8808

Size distribution of in-stack Particulate emitted from various furnaces.

\* Mituo Samata, Yoshinori Watanabe, Koichiro Hirano, Masao Ohta, 横浜市公害研究所大気部門

表一1 測定施設の稼動状況及び測定条件

測定施設	測定年月日	稼動状況			測定条件							
		燃料	能力 ( $\ell/h$ )	燃料使用量 ( $\ell/h$ )	負荷 (%)	処理装置 の有無	水分 (%)	排ガス 温度 ( $^{\circ}C$ )	流速 ( $m/s$ )	$O_2$ 濃度 (%)	$CO_2$ 濃度 (%)	吸引抜き ガス量 ( $N\ell$ )
キューボラ	A S. 54. 12. 10	コ	熔解トン数 4.5( $t/h$ )	熔解トン数 4.3( $t/h$ )	95	有	17.7	48	12.9	19.0	1.0	2,187
"	B 54. 12. 6	コ	熔解トン数 4.5( $t/h$ )	熔解トン数 3.2( $t/h$ )	71	"	18.1	34	8.6	16.5	2.0	2,748
石油加熱炉	C 55. 2. 21	L S C 石油	4280( $\ell/h$ ) 3530( $m^3/h$ )	3500( $\ell/h$ ) 3500( $m^3/h$ )	82	無	13.1	348	4.9	6.0	11.5	1,689
"	D 54. 12. 17	L S C 石油	1540( $\ell/h$ ) 1720( $m^3/h$ )	1450( $\ell/h$ ) 1620( $m^3/h$ )	94	"	18.8	375	10.6	5.0	9.0	1,439
"	E 54. 12. 13	軽 石油	3090( $\ell/h$ ) 3990( $m^3/h$ )	2020( $\ell/h$ ) 3578( $m^3/h$ )	82	"	18.2	336	4.3	9.0	8.5	2,201
"	F 55. 2. 7	C 石油	3400( $\ell/h$ ) 440( $m^3/h$ )	2150( $\ell/h$ ) 275( $m^3/h$ )	63	"	12.3	378	14.4	6.0	12.0	1,457
金属加熱炉	G 55. 1. 31	L S A	220	149	68	"	6.0	305	4.9	15.0	5.5	1,546
"	H 55. 2. 14	L S A	194	154	79	"	1.1	118	4.1	20.0	0.5	2,200
"	I 55. 5. 19	灯	432	74	17	"	2.7	86	1.1	19.0	1.0	2,606
ガラス溶融炉	J 55. 1. 24	L S A	1717	1163	68	有	5.8	151	13.4	14.0	6.0	2,329
"	K 55. 1. 21	L S A	1932	1239	64	"	6.5	160	10.4	12.0	8.0	2,194
アルミナ乾燥炉	L 54. 12. 20	L S A	7050	5589	79	"	18.6	114	6.8	16.5	2.5	2,886
"	M 55. 2. 4	L S A	2980	2646	88	"	39.4	227	17.7	9.0	9.5	1,463
アスファルトプラント	N 55. 3. 4	灯	1200	1023	85	"	16.8	128	19.4	16.0	3.5	1,868
"	O 55. 3. 10	灯	1150	846	73	"	12.2	130	19.6	14.5	3.5	950
"	P 55. 1. 28	灯	650	649	100	"	17.1	158	16.0	17.0	3.0	1,982
カーボン焼成炉	Q 55. 2. 18	L S A	200	108	54	無	2.9	160	19.8	19.0	1.5	1,689

表-3 測定結果

測定施設	アンダーセンによる ばいじん濃度(mg/N m <sup>3</sup> )	JIS Z 8808 による ばいじん濃度(mg/N m <sup>3</sup> )	捕集効率 (%)	湿り排ガス量 × 10 <sup>3</sup> (N m <sup>3</sup> /h)	< 1 μ 粒子重量(%)	< 5 μ 粒子重量(%)	粒子の重量中央径 (MMA.D) (μ) *
キューボラ	0.48	0.57	84	40	52	85	0.85
"	0.74	0.76	97	12	44	82	1.2
石油加熱炉	19.4	21.1	92	111	60	87	—
"	3.67	3.93	93	88	52	84	0.9
"	2.76	—	—	39	62	80	—
"	46.5	48.3	96	52	58	78	—
金属加熱炉	0.48	1.23	39	2.9	20	74	2.7
"	1.65	3.72	44	2.6	66	92	0.62
"	0.51	1.22	42	3.4	85	94	—
ガラス熔融炉	2.36	3.94	60	42	75	88	—
"	0.89	1.23	72	35	70	80	—
アルミナ乾燥炉	75.9	240	32	250	37	74	2.5
"	149	—	—	58	56	89	0.8
アスファルトプラント	42.3	39.1	108	46	32	88	2.6
"	152	421	36	34	35	70	3.6
"	2.14	5.02	43	26	45	80	1.5
カーボン焼成炉	19.6	33.7	58	13	58	86	—

\* 注：MMA.Dで記載のないものは、微小粒子が多いため表示が不能なもの。

表-2 処理装置の設置状況と測定位置

測定施設	付属処理装置 (排ガスの流れを→で示す)
キューボラ A	キューボラ→バッグフィルター→測定口
〃 B	キューボラ→バッグフィルター→測定口
ガラス溶融炉 J	ガラス溶融炉→電気集じん機→測定口
〃 K	ガラス溶融炉→電気集じん機→測定口
アルミナ乾燥炉 L	アルミナ乾燥炉→電気集じん機→(5基集合)→測定口
〃 M	アルミナ乾燥炉→電気集じん機→測定口
アスファルトプラント N	骨材乾燥キルン→バッグフィルター→測定口
〃 O	骨材乾燥キルン→バッグフィルター→測定口
〃 P	骨材乾燥キルン→バッグフィルター→測定口

によるばいじん測定とを同一煙道中に於いて同一時間同時採取した。発生源用アンダーセンサンプラーでの測定にあたっては、煙道中の吸引流量は常に20ℓ/min一定とし、その他の条件はJIS Z 8808に準じて行った。なお、捕集板は厚さ0.2mmのステンレス板(SUS316)を使用し、バックアップフィルターには、比較的強度の強いゲルマンAタイプのガラス繊維口紙を使用し、測定後硫酸分を補正した。また測定位置の条件から同時採取の不能な施設については、発生源用アンダーセンサンプラーの測定のみを行った。

## 5. 粒度分布の求め方

### 5-1 粒子径の計算方法

アンダーセンサンプラーの場合、その捕集粒子径は慣性理論に基づく動力学の粒子径としてもとめられるので、前回<sup>1)</sup>と同様の手法により(1)式のような慣性理論式から50%分離粒子径をもとめた<sup>2)</sup>。

$$D_p^2 + \frac{0.163 D_p}{P} - \frac{60\pi\mu\Psi N \times 18 D_c^3}{4Q\rho_p} \times 10^2 = 0 \dots (1)$$

ここでD<sub>p</sub>: 動力学の粒子径 (μ)

Ψ: 慣性パラメーター(無次元ストローク数)

N: ジェットノズルの数

ρ<sub>p</sub>: 粒子密度 (g/cm<sup>3</sup>)

Q: 吸引流量 (ℓ/min)

μ: 流体の粘度 (g/cm・sec)

D<sub>c</sub>: ジェットノズルの径 (mm)

P: 静圧 (atm)

発生源用アンダーセンサンプラーは最上段とバックアップフィルターを含めると10段に分級可能であり、各段ごとに(1)式の計算を行うことにより各段ごとに50%分離粒子径をもとめた。さらにその段と上段との

50%分離粒子径の幅から分級幅を導いた。今回の調査で使用したバックアップフィルターの最小捕集粒子径は前回同様凝縮等を考慮してほぼ0.1μとした<sup>3)</sup>。

### 5-2 粒度分布の表示方法

粒度分布の表示方法には、いろいろな方法が使用されている<sup>4)</sup>, <sup>5)</sup>。インパクト方式で採取した粒子の粒度分布表示はその特性や精度あるいは分解能等を考慮してより適切な方法を用いる必要がある。そこで今回の結果も前報<sup>1)</sup>と同様に重量パーセントで各段ごとに表わしたひん度分布と対数正規確率紙上にプロットした累積分布で粒度分布を表示した。なお、表-3の結果に示すように各施設のばいじん濃度が著しく異っているものもあり、ひん度分布を濃度表示した場合、粒度パターンの比較が困難となるため今回もすべて重量パーセントで表示した。

## 6. 結果と考察

今回の調査結果を表-3に示したが、ばいじん濃度はボイラーの場合<sup>1)</sup>と同様それぞれの施設によって著しく異っていた。粒度分布についてはそれぞれの施設の種類によって特有な分布がみられるものが多く、大別して微小粒子径側へ偏ったものと、2山型のものが多くみられた。また捕集粒子の形状についても、それぞれの施設の種類によって固有な形態や色をもったものが多く、これらはその個々の施設の種類別によるばいじんの発生過程の相異に由来するものと思われる。そこで今回の調査結果は以下のような施設の種類別にまとめた。

### 6-1 キューボラ

キューボラの測定結果のひん度分布を図-1、累積分布を図-2に示す。測定はバックフィルター後で行

つたものであるが、いずれも同様な緩かな2山型であり、 $0.5\mu$ と $3\sim 8\mu$ 付近に小さなピークがみられた。また図-2より粒度分布はキューボラAのように比較的对数正規分布に近いものがみられた。粒子の外見上の色は黄あるいは赤かつ色でありケイ光X線分析によるとFeが顕著にみられこれは酸化鉄が主成分と思われる。 $1\mu$ 以下の粒子の割合は44~52%であり、粒子の重量中央径(MMAD)は、 $1.2\mu$ と $0.85\mu$ であった。バックアップフィルター上での捕集粒子が少ないことから、今回測定したキューボラでは $0.1\mu$ 前後の微小粒子は少なかつた。

### 6-2 石油加熱炉

石油加熱炉の粒度分布を図-3及び図-4、累積分

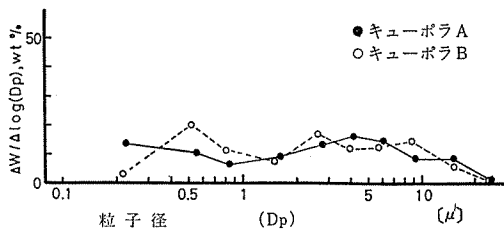


図-1 キューボラのはいじんの粒度分布

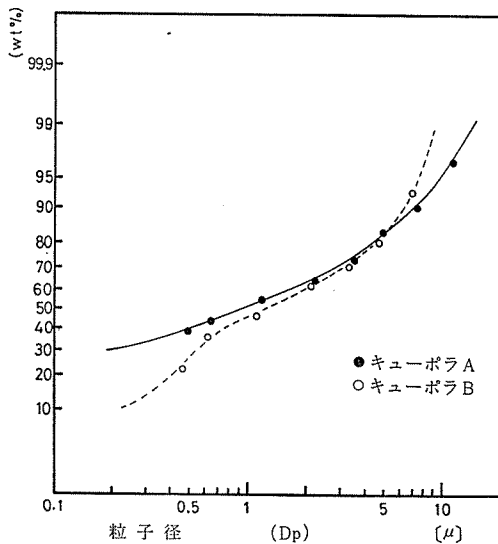


図-2 キューボラのはいじんの累積粒度分布

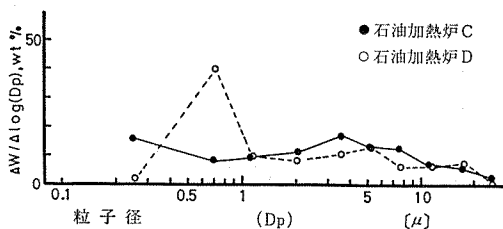


図-3 石油加熱炉のはいじんの粒度分布(その1)

布を図-5と図-6に示す。使用燃料の種類は石油加熱炉C、DはL S C重油とガスの混焼、Eは軽油と

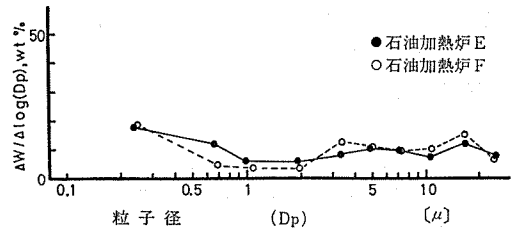


図-4 石油加熱炉のはいじんの粒度分布(その2)

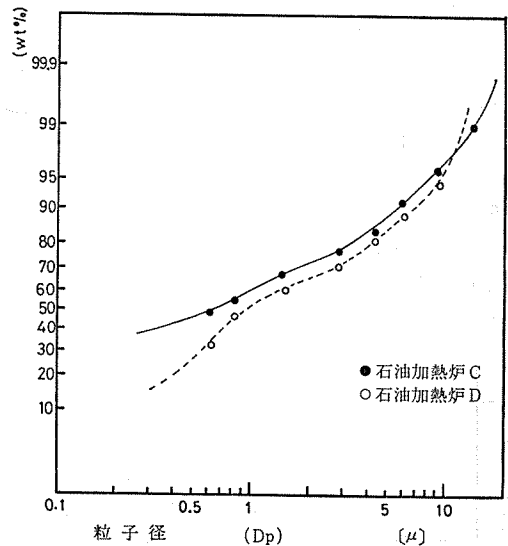


図-5 石油加熱炉のはいじんの累積粒度分布(その1)

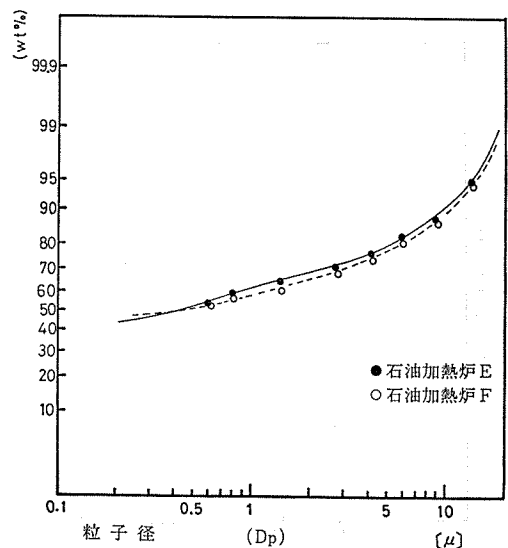


図-6 石油加熱炉のはいじんの累積粒度分布(その2)

ガスの混焼，FはC重油とガスの混焼である。石油加熱炉Dは0.7 $\mu$ 付近に顕著なピークがみられたが，その他の施設については微小粒子径側への若干の偏りと4~7 $\mu$ 付近に小さなピークがみられた。石油加熱炉は燃焼条件や排ガス中の酸素濃度も6%前後とボイラーに類似している。したがって粒度分布の傾向もボイラーの結果と同様な傾向がみられた。しかし石油加熱炉では，ボイラーの結果<sup>1)</sup>と比較して5 $\mu$ 以上の粒子が多くみられたが，燃料別による顕著な変化はみられなかった。C重油焚きの場合には10 $\mu$ 以上にもピークがみられ，ボイラーの結果と同様に重質油になるほど粗大粒子が多くなる傾向がみられた。しかし，これらの結果より粒子径のパターンは燃料による影響よりむしろ他の稼動条件による影響の方が大きいものと思われる。また1 $\mu$ 以下の粒子の割合は52~62%であった。

### 6-3 金属加熱炉

金属加熱炉における測定結果を図-7，8に示す。図中G，Hは連続炉であり，燃料はL S A重油で投入原材料は自動車部品が主である。またIはバッチ型焼

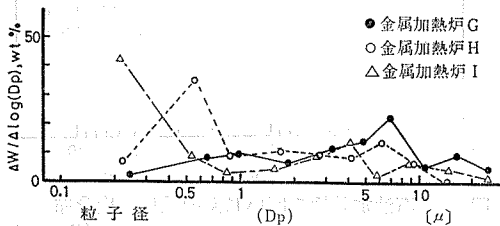


図-7 金属加熱炉のばいじんの粒度分布

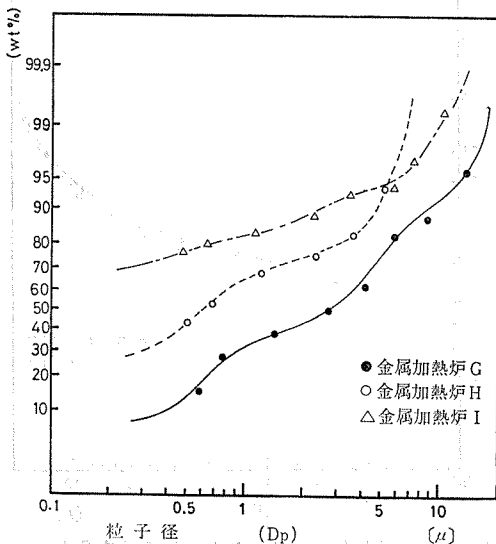


図-8 金属加熱炉のばいじんの累積粒度分布

鈍炉であり，燃料は灯油で投入原材料はボイラーの大型部品である。金属加熱炉の測定結果では粒度分布のパターンは一致しておらず，同様な報告は他にもみられる<sup>6)</sup>。また結果よりL S A重油より灯油焚きの方が微小粒子径側への偏りがみられた。これらの原因を考えると金属加熱炉の場合その目的によって型式，バーナー構造，加熱方法，昇温時間等がかなり異なっていることや炉内で加熱される原材料が一次製品から加工製品まで多様であること等の諸条件の相異がばいじんの生成に大きく影響しているものと思われ，簡単には評価できない。また，1 $\mu$ 以下の粒子の発生割合についても20~85%とかなりの差がみられた。今後は各種の施設についてさらに詳細な調査を行う必要がある。

### 6-4 ガラス溶融炉

測定施設はJ，Kともに大型タンク炉であり，測定は電気集じん機後で行った。測定結果を図-9，図-10にそれぞれ示す。2施設ともかなり類似した粒子径のパターンを示しており，2山型で0.5 $\mu$ 付近に大きなピークが，8 $\mu$ 付近にわずかに平坦なピークみられたが，他にも同様な報告がみられる<sup>7)</sup>。また捕集粒子

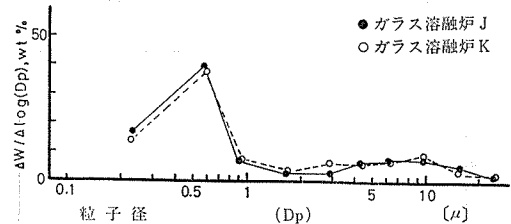


図-9 ガラス溶融炉のばいじんの粒度分布

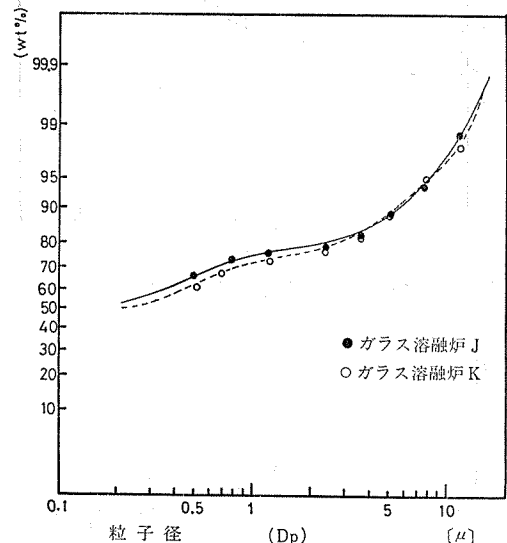


図-10 ガラス溶融炉のばいじんの累積粒度分布



についてケイ光X線分析によりナトリウム、イオウが多く検出されたこと及び粒子が外見上白色であること等から芒硝が主成分と思われる。なお、 $1\mu$ 以下の粒子の割合は70~75%とかなり多いことが図-9からも明らかである。今回測定したような大型連続式タンク炉の場合、炉内反応は複雑であるにもかかわらず、運転条件が厳密に制御されているので、生成したばいじんの粒度分布は稼動中は変化が少なくかつピークも類似した結果となった。

### 6-5 アルミナ乾燥炉

測定は電気集じん機後であり、その結果を図-11、図-12に示すが、粒度分布は全体に平坦であるが、 $2\mu$ 型であり、 $1\mu$ あるいは $7\mu$ 付近にわずかに緩かなピークがみられた。捕集粒子は外見上白色であり、ケイ光X線分析によるとアルミニウムが多く検出された。また $0.5\sim 1\mu$ 付近には黒色でカーボンと思われる粒子の混在がみられた。さらに、顕微鏡観察によるとほぼ $5\mu$ 以上の粗大粒子には凝縮しているものが多く観察された。 $1\mu$ 以下の粒子の割合は37~56%であり、重量中央径はアルミナ乾燥炉Lが $2.5\mu$ でMが $0.8\mu$ であった。

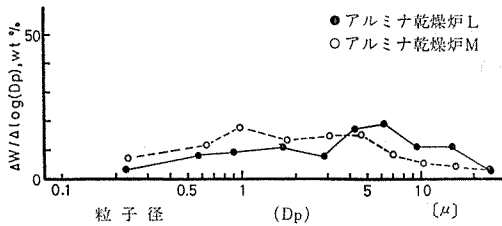


図-11 アルミナ乾燥炉のばいじんの粒度分布

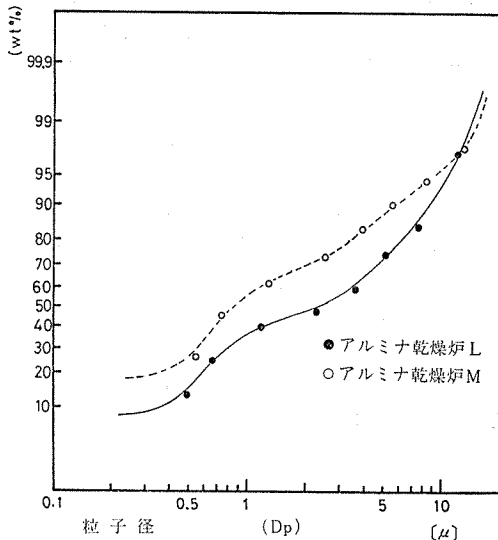


図-12 アルミナ乾燥炉のばいじんの累積粒度分布

### 6-6 アスファルトプラント

アスファルトプラントの測定はすべてバッグフィルタ後での測定であり、結果を図-13、図-14に示す。粒度分布は施設ごとに異っているが全般的に $4\sim 8\mu$ 付近にピークがみられ、 $1\mu$ 以下の粒子の割合は32~45%と比較的少なかった。重量中央径は $1.5\sim 3.6\mu$ と他の固定発生源の場合に比べて大きく、 $1\mu$ 以上の捕集粒子はケイ光X線分析によるとシリカ、アルミニウム等が多くみられた。これは燃焼によって生成するばいじんよりもキルン中での骨材の破碎、あるいは粉末骨材としてのダストの投入によって生じた粒子によるものが多いためと思われる。また各粒度分布が一律でないのは、原料骨材の種類や混合割合が異っていることも大きく影響しているものと思われる。

### 6-7 カーボン焼成炉

測定施設は中央に均熱帯をもった全長 $80m$ の連続式トンネル炉であり、小型カーボン電極を主に製造している。結果を図-15及び図-16に示すが微小粒子径側と $5\mu$ 付近にわずかなピークがみられた。 $1\mu$ 以上の粒子には顕微鏡観察によるといわゆるスノスマット

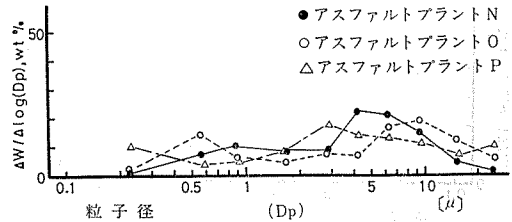


図-13 アスファルトプラントのばいじんの粒度分布

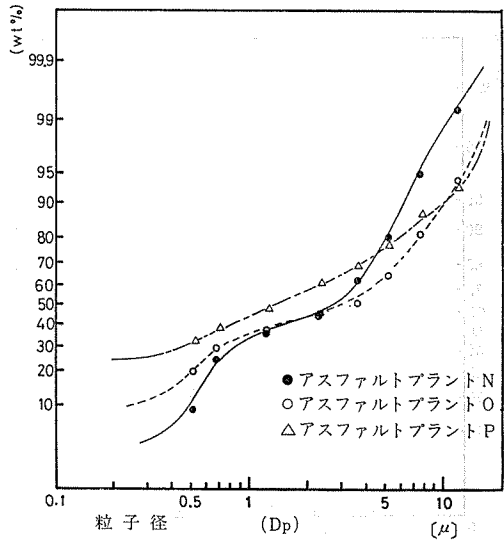


図-14 アスファルトプラントのばいじんの累積粒度分布

(Snow Smut) <sup>8)</sup> とよばれるような微小粒子の凝縮したものが多くみられた。これはカーボン焼成時にタール系のバインダーを使用するため、その飛散したものがばいじんを凝縮させるものと思われる。1 $\mu$ 以下の粒子の割合は58%であった。

### 6-8 捕集効率

発生源用アンダーセンサンプラーの捕集効率は捕集効率 (%)

$$= \frac{\text{アンダーセンによる捕集濃度 (g/Nm}^3\text{)}}{\text{ばいじん測定による捕集濃度 (g/Nm}^3\text{)}} \times 100$$

としてもとめ表-3に示した。アンダーセンサンプラーの場合、壁面損失や捕集板での再飛散等による損失が考えられMarpleらによると20~30%程度の損失が報告されている<sup>2), 9)</sup>。今回の調査でも捕集効率は100%以上のものが1例あるにすぎないが、個々の測定結果にかなりの差が認められた。これはアンダーセンサンプラーの捕集損失だけでなく、測定施設、煙道条件あるいは粒子の相異等も大きく影響しているものと思われる。また今回の調査では、比較的ばいじん濃度の高いものほど捕集効率の高い傾向がみられた。

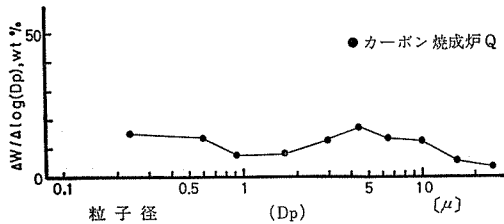


図-15 カーボン焼成炉のばいじんの粒度分布

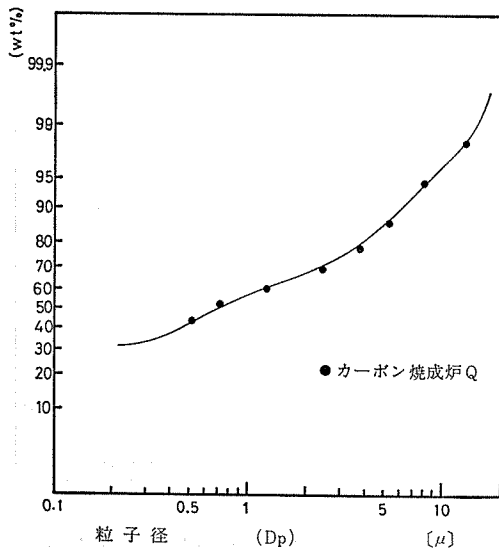


図-16 カーボン焼成炉のばいじんの累積粒度分布

## 7. まとめ

前回報告のボイラーの場合と同様、今回の調査施設についても粒度分布は個々の結果を比較すると一致しないものが多かった。しかし、施設の種類別に分類してみると施設別に特有の傾向がみられ、粒度分布を大別すると微小粒子径側へ偏った分布を示すものと、2山型のものが多かった。1 $\mu$ 以下の微小粒子の比較的多い施設としては石油加熱炉、ガラス溶融炉、カーボン焼成炉等であり、2山型の施設としてはキューボラ、アルミナ乾燥炉、アスファルトプラント等である。なお、金属加熱炉はその加熱対象としての原材料等によって粒度分布の傾向が異っていた。これらの結果より固定発生源から排出されるばいじんの粒度分布は、その施設の業種ならびに製造目的別によるプラントの特性、燃料、原材料、稼働条件等の要因により複雑に変化することがわかった。また捕集した粒子の中でほぼ5 $\mu$ 以上の粗大な粒子には粒子の凝縮したものが多くみられた。従って煙道中での凝縮等による粒子の成長は見逃すことのできない問題であり、今後の検討課題でもある。

## 文 献

- 1) 佐保満夫, 平野耕一郎, 渡辺善徳: 固定発生源から排出されるばいじんの粒度分布 (第一報, ボイラーからのばいじん粒度分布). 横浜市公害研究所報, 4, 13~23 (1979).
- 2) V. A. Marple, K. Willeke: Impactor design. *Atmospheric Environment*. 10. 891-896(1976).
- 3) J. F. Roeler: Size distribution of sulfate aerosols in the ambient air. *Journal of the air pollution control association*. 15. 576-579 (1965).
- 4) 高橋幹二: 基礎エアロゾル工学. 129-163 (1972) 養賢堂.
- 5) O. G. Raabe: Particle size analysis utilizing grouped data and the log-normal distribution. *Journal of Aerosol Science*. 2. 289-303 (1971).
- 6) 川崎市: 主要ばい煙発生施設におけるばいじん排出実態調査結果報告書, 昭和53年度.
- 7) 神奈川県: ばいじん対策実態調査結果報告書, 昭和54年3月.
- 8) 辻正一: 公害防止燃焼技術概論, 25~46(1973) 日本熱エネルギー技術協会.
- 9) V. A. Marple, K. Willeke: Inertial impactors. *Fine Particles*. 411-446 (1976).

# ディーゼル自動車から排出される黒煙について

渡辺善徳\*, 今関 勲\*\*

## 要 旨

ディーゼル自動車から排出される黒煙の排出特性を把握するために、エンジンダイナモメータによる実験および市内20km余の路上での実走行調査を実施した。なお、これらの実験、調査における黒煙の測定方法はエンジンダイナモメータ実験では、JIS Z 8808によるばいじん測定法と光透過式スモークメータ法、実走行調査では光透過式スモークメータ法を用いた。その結果次のことがわかった。

- (1) JIS Z 8808による黒煙重量濃度とスモークメータによる不透過率は  $R=0.985$  ときわめて相関が高い。
- (2) 黒煙発生は負荷に関係し、負荷 $\frac{1}{4}$ 、 $\frac{1}{2}$ の高負荷になると急激に黒煙重量濃度が高くなる。
- (3) 平坦路をスムーズに流れる定速走行では不透過率2~5%と低い値で一定しており、高速になると空気抵抗により負荷が増し不透過率が高くなる傾向を示す。
- (4) 加減速走行では、不透過率は、加速、ギヤチェンジ等の回転数の急激な上昇変化時にピークとなって出現し、不透過率60%にも達する。
- (5) 急坂の登坂走行では高負荷のため不透過率は80%以上にも達し、かつ高濃度の状態が継続する。降坂走行では負荷の減少ともない、不透過率は2%以下と、低い値となる。

## 1. はじめに

バス、トラック等ディーゼル自動車から排出されるディーゼルスモーク（黒煙）は、主に視認性の面から問題とされてきた。

近年では黒煙に含まれる発ガン性のある多環芳香族<sup>1)</sup>、サルフェートを含む黒煙の生体影響<sup>2)</sup>等、人に対する健康影響の面からも問題とされるようになってきた。また燃費が安いことから乗用車のディーゼル化は今後なおいっそう進むものと思われ、黒煙の低減対策が急がれている。このためにも、黒煙の排出実態の把握は急務であり、各関係機関で調査研究が行われている。

本調査は、ディーゼル自動車による黒煙排出実態、排出特性を把握することを目的として、エンジンダイナモメータを用いた実験、及び横浜市内の路上での光透過式スモークメータを用いた走行調査を実施したものである。

## 2. エンジンダイナモメータ実験

### 2-1 実験装置

図-1の装置を使用した。エンジンは三菱6DS5A型、排気量4978cc、公称最大出力122 PS/3200rpmを用いた。測定用配管は炭素鋼管（呼び径125mm）を用い、途中、重量濃度法のサンプリング孔としてA、スモークメータ法のサンプリング孔としてBを設け、外面を断熱材で覆い保温した。エンジンに所定の負荷を

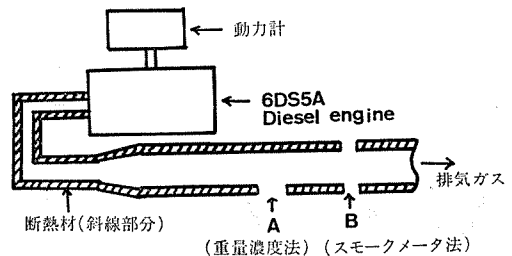


図-1 実験装置

## Smoke Exhausted from Diesel Vehicle.

\* Yoshinori Watanabe,

横浜市公害研究所大気部門

\*\* Isao Imazeki,

横浜市公害対策局大気課

表-1 運転条件による軸出力

回転数 rpm	0	負 ¼	荷 ¾	¾	¾
800	アイドリング	—	—	—	—
1000	—	9.0	18.0	27.0	36.0
1500	—	13.4	26.8	40.2	53.6
2000	—	17.6	35.2	52.8	70.4
2500	—	21.8	43.6 (75.4)	(87.2)	

注 ( ) 内の条件は未測定

与えるものとしてFG型水動力計を使用した。

### 2-2 エンジンの運転条件

路上走行を想定し、表-1に示すようにアイドリングから高負荷高回転までエンジン軸出力のほぼ全域にわたる17種の条件を設定した。このうち実際に測定した条件は15種であった。ここで負荷の設定として、2500rpmのとき、動力計による軸出力87.2PSを示すときを負荷¾とし、1000、1500及び2000rpmにおいて、それぞれ36.0、53.6及び70.4PSを示すときをそれらの回転数のときの負荷¾とした。これらの値から負荷¼、¾、¾に相当する軸出力を計算により求めた。実験に際しては所定の回転数のときの負荷に対応する軸出力を発生させる方法をとった。

### 2-3 測定方法

表-1に示す所定の運転条件により、図-1のAにおいて重量濃度法、Bにおいてスモークメータ法による同時測定を実施した。ここで、重量濃度法は煙道排ガス中のばいじん量測定法(JIS Z 8808)に準じて実施し、スモークメータ法は、米国の環境保護庁のPHS規格に準じた奥田工機SM-2の光透過式スモークメータ(以下「スモークメータ」とする)を使用した。

### 2-4 結果及び考察

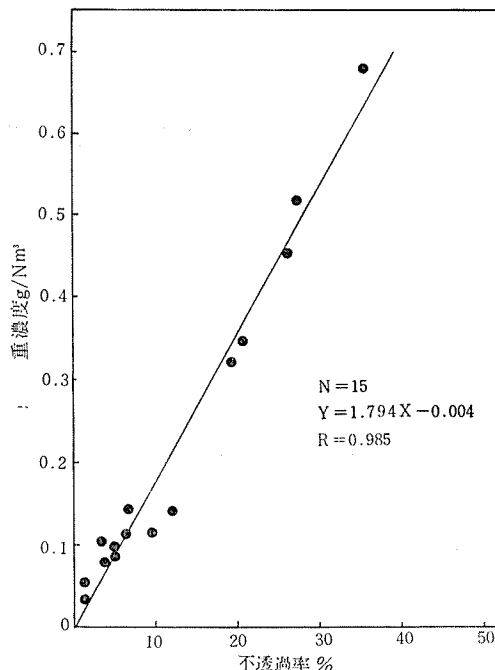


図-2 不透過率と重量濃度の相関

表-2に、運転条件による黒煙重量濃度(以下「重量濃度」とする)および不透過率(スモークメータの値、単位%)の測定結果を示す。回転数、負荷変化に応じ、重量濃度、不透過率はともに同一の挙動を示した。図-2に不透過率と重量濃度の相関を示す。相関係数は0.985と非常に高く、不透過率2~35%の範囲内で $Y = 1.794X - 0.004$ なる良い直線関係を示した。この結果は、小暮等の報告<sup>3)</sup>と一致していた。

図-3に負荷の変化による各回転数の排ガス温度、空気過剰率、排ガス酸素濃度、黒煙重量濃度の影響を示す。ここで空気過剰率とは燃料を完全燃焼させるために必要な理論空気量に対する実際の吸気量の比を示す。負荷を高めると燃料噴射量が増加するため、燃焼

表-2 運転条件による重量濃度および不透過率

回転数 rpm	0(アイドリング)		¼		¾		¾		¾	
	重量濃度 g/Nm³	不透過率 %	重量濃度 g/Nm³	不透過率 %	重量濃度 g/Nm³	不透過率 %	重量濃度 g/Nm³	不透過率 %	重量濃度 g/Nm³	不透過率 %
800	0.082	4.0	—	—	—	—	—	—	—	—
1000	—	—	0.087	5.0	0.116	10.0	0.139	12.0	0.452	26.0
1500	—	—	0.107	4.0	0.142	7.0	0.323	19.5	0.519	27.5
2000	—	—	0.056	1.5	0.088	5.0	0.348	21.0	0.675	35.5
2500	—	—	0.034	1.5	0.113	6.0	—	—	—	—

温度が上がり、また吸気量がほぼ一定に対し酸素量が多く費やされるため、排ガス酸素濃度は減少する傾向を示している。これに対し重量濃度は、各回転数とも $1/4$ 、 $3/4$ 負荷は $0.19/\text{Nm}^3$ 程度であるが、 $3/4$ 、 $4/4$ 負荷と高負荷になると濃度が急激に増大する傾向を示している。この原因として、ディーゼルエンジンにおける燃焼は燃料を微粒化し、高温高圧の空气中に噴射して燃焼を行う噴霧燃焼であるため、空気と均質には混合せず、 $3/4$ 、 $4/4$ 負荷のように高負荷となると、部分的に空気量に対し燃料過濃な部分が生じ、酸素量が不足して不完全燃焼をおこし、黒煙を発生させていると考

えられる。図-4に空気過剰率と重量濃度の関係を示す。燃料噴射状況等エンジンの整備、種類によって異なってくるが、このエンジンの場合、空気過剰率が、3.5付近に変曲点があり、3.5以下になると急激に重量濃度が増大する。空気過剰率が3.5以上では重量濃度は $0.19/\text{Nm}^3$ 程度を示した。特に5付近では青味をおびた煙を排出していた。空気過剰率が9付近（アイドリング時）では、重量濃度は5付近時よりも低濃度とならず、ほぼ同一か、少し上昇の傾向にある。この時の排ガス温度は $75^\circ\text{C}$ と他の条件より排ガス温度が $100^\circ\text{C}$ 以上低いことから、空気過剰のため温度が低下し、不完全燃焼をおこしているものと考えられる。

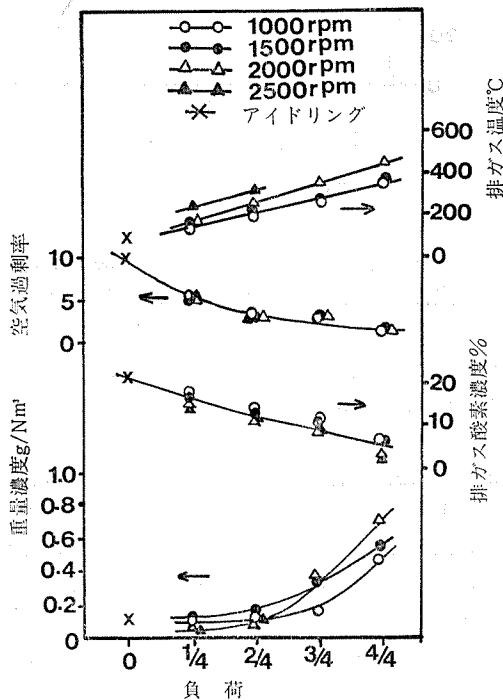


図-3 負荷の影響

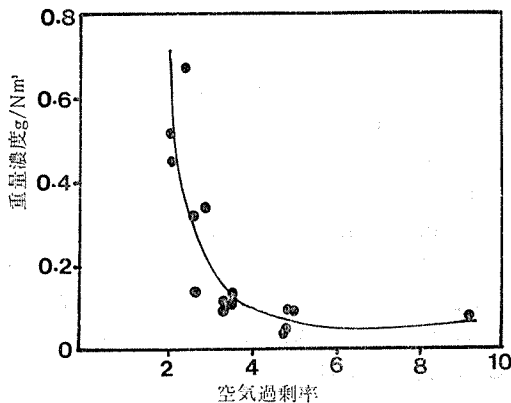


図-4 空気過剰率と重量濃度の関係

### 3. 路上走行測定

#### 3-1 測定装置

測定に使用した大型ディーゼルエンジンバスを図-5に、その主要諸元を表-3に示す。図-6にこのバス内部に設置した路上走行測定装置を示す。エンジンからの排煙は通常の排気管に付設された配管を通りスモークメータにより測定される。ここで使用したスモークメータ、配管（呼び径125mm）はエンジンダイナモメータでの実験で使用したものと同一のものである。

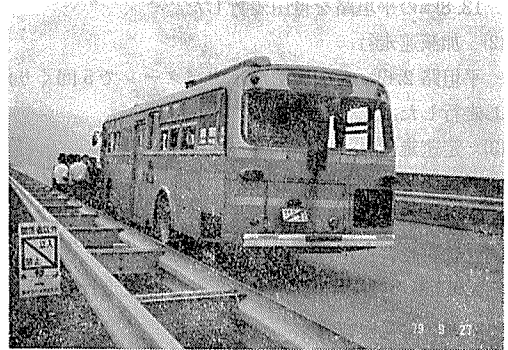


図-5 測定に使用した試験車

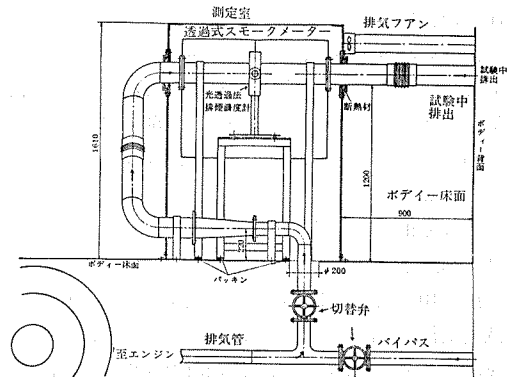


図-6 路上走行測定装置

表-3 試験車両の主要諸元

車名	日野リアーエンジンバス
型式	RE・120
既走行距離	445764km
総排気量	9036cc
公称最大出力	175PS/2350 <sub>4</sub> rpm
車両重量(計測器等含)	10020kg

3-2 測定項目

- 1) エンジン回転数：ディーゼルエンジン回転計
- 2) 不透過率：スモークメータ
- 3) 変速ギヤ位置：運転手の発声によりテープレコーダに採取
- 4) 排出ガス温度：熱電対
- 5) 車速

3-3 走行条件

路上走行状態による排出特性を把握するため、次の4項目について測定した。

(1) 市街地走行

13.8kmの平坦路を自由走行した。

(2) 加減速走行

平坦路2.6kmを図-7に示すパターンで5回くり返し走行した。

(3) 定速走行

平坦路2.6kmを図-8に示すパターンで3回くり返し走行した。

(4) 登坂走行及び降坂走行

勾配9.7%の登坂路0.7kmを登坂及び降坂走行した。

3-4 結果及び考察

スモークメータによる路上走行測定は振動による光軸のずれもなく、支障なく測定できた。

(1) 市街地走行

図-9に市街地走行時の測定例を示す。全走行を同じ交通渋滞による加減速の状態が多く、そのつど不透過率のピークがみられ、高いものは50%に達するものもあった。不透過率と回転数、変速ギヤ位置等の関係をみると不透過率は、加速、ギヤチェンジ時の際の回転数の変化に応じて、ピークを出現させていた。

(2) 加減速走行

図-10に加減速走行時の測定例を示す。くり返し加減速走行を5回行った結果、すべて図のように、加速、ギヤチェンジ時の際の回転数の変化に応じ、不透過率のピークを出現するパターンを示した。不透過率

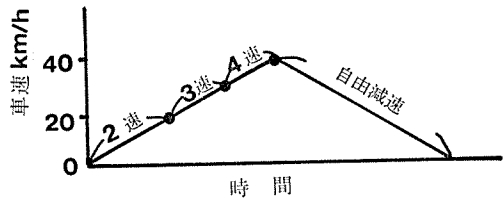


図-7 加減速走行

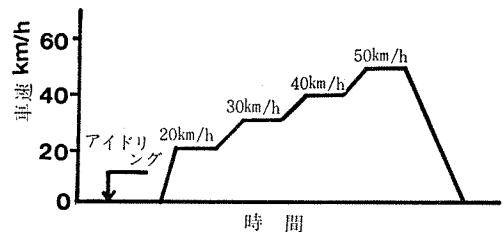


図-8 定速走行

のピークは最高60%にも達するものもあった。

(3) 定速走行

図-11に定速走行時の測定例を示す。20~50km/hの定速走行時の不透過率は2~5%と加減速時に比べ、ピークもなく低い値を示した。40km/h定速走行時と20km/h定速走行時を比較すると、回転数は前者が約1900rpm、後者が約1500rpmと回転数は異なっているが、不透過率は約2%とほぼ同じ値を示した。また、20km/h定速走行時と図-9に示す市街地走行時の左より1番目の不透過率のピークの走行時を比較すると、回転数は約1500rpmとほぼ同じであるが不透過率は、前者が約2%、後者が約45%と非常に異なった値を示した。このことより不透過率は回転数の高低にはあまり関係せず、回転数の上昇変化時に影響を受けることがわかる。各定速走行を比較すると、20km/h走行時に対し、50km/h走行時は少し不透過率が上昇する傾向がみられる。これは速度が増すに従い空気抵抗が増えて負荷が大きくなるためと思われる。シャーシダイナモ上で、定速走行時の黒煙調査を行った報告例であるが、黒煙排出量は40km/h走行以下の速度では低く、50km/h以上になると増加するという同様の結果を山下等が報告<sup>4)</sup>している。

(4) 登坂及び降坂走行

図-12、図-13に登坂、降坂走行時の測定例を示す。登坂走行時では、不透過率は著しく上昇し、かつ高い値が継続している。これに対し、降坂走行時では、登坂走行時の回転数約1800rpmとほぼ近い回転数であるが、不透過率は非常に低い値であった。登坂走行時は、加減速走行時と異なり、回転数はあまり変化せずほぼ一定であることから、このように不透過率が高い値

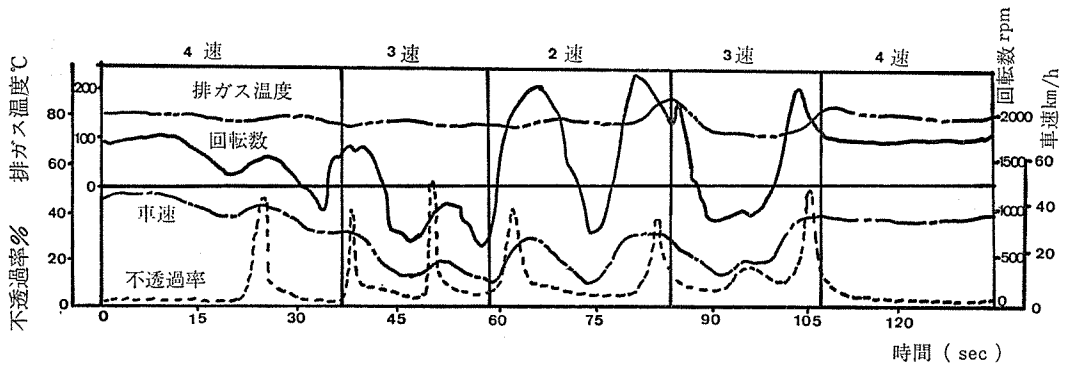


図-9 市街地走行

を示すのは登坂による負荷の上昇のためと思われる。

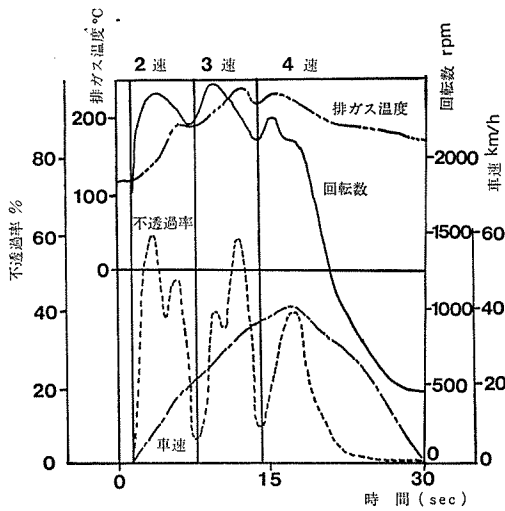


図-10 加減速走行

#### 4. まとめ

- (1) JIS Z 8808 によるばいじん重量濃度測定法と光透過式スモークメータ法は  $R = 0.985$  ときわめて高い相関があり、不透過率 2～35% の範囲でよい直線関係が得られたため、スモークメータを使用して路上走行調査が可能であることが判明した。
- (2) エンジンダイナモメータ、路上走行測定により、ディーゼル自動車から排出される黒煙の排出実態及び排出特性の一例を示すことができた。黒煙排出は負荷に依存し、 $\frac{3}{4}$ 、 $\frac{1}{4}$  の高負荷になると黒煙の排出量は急激に増大する。黒煙排出量の特によく多い時は登坂、高速、過積載、加減速等の高負荷の走行状態が組み合わさった場合である。
- (3) 加減速走行時の不透過率は、加速、ギヤチェンジ、

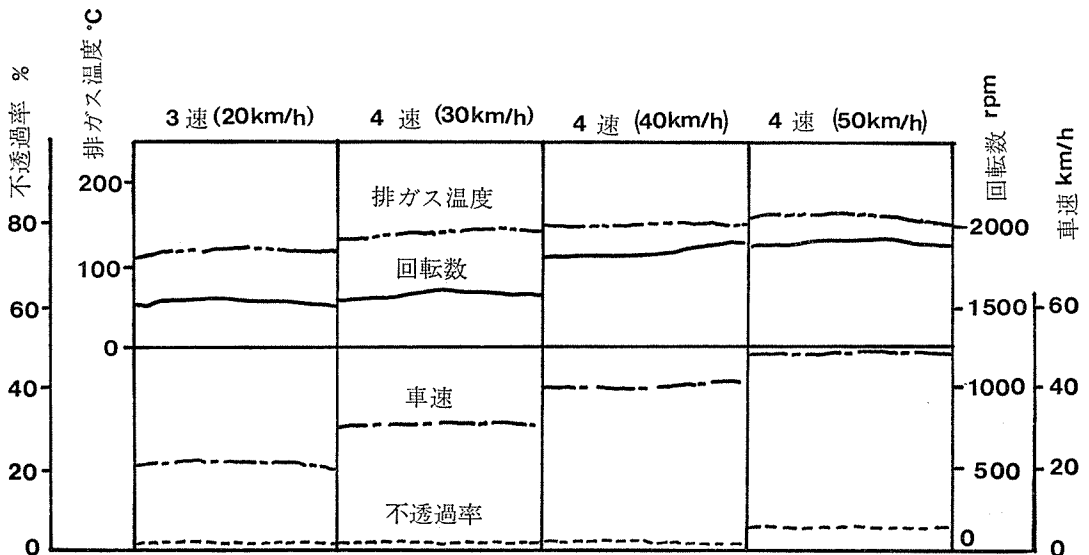


図-11 定速走行



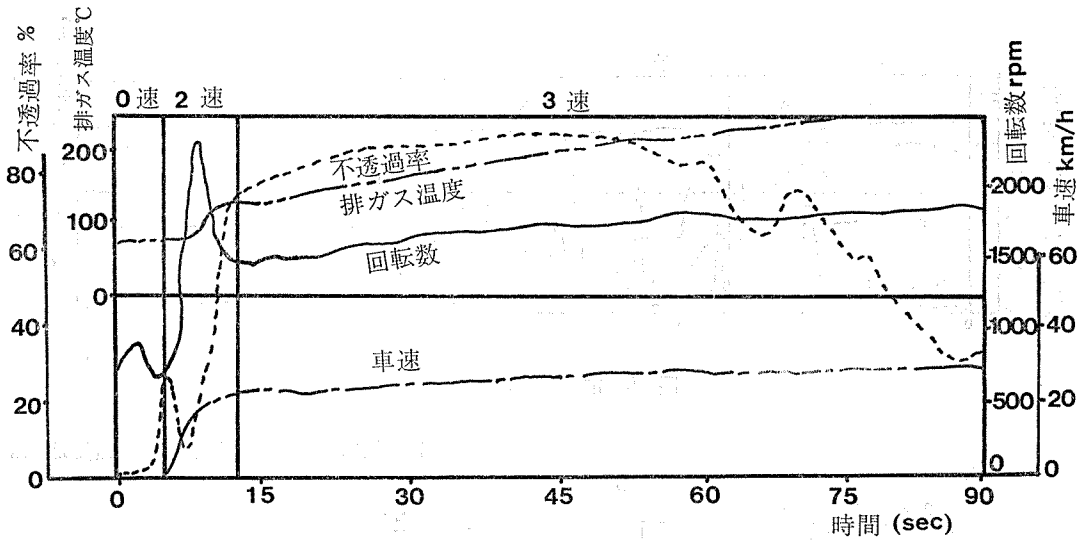


図-12 登坂路走行

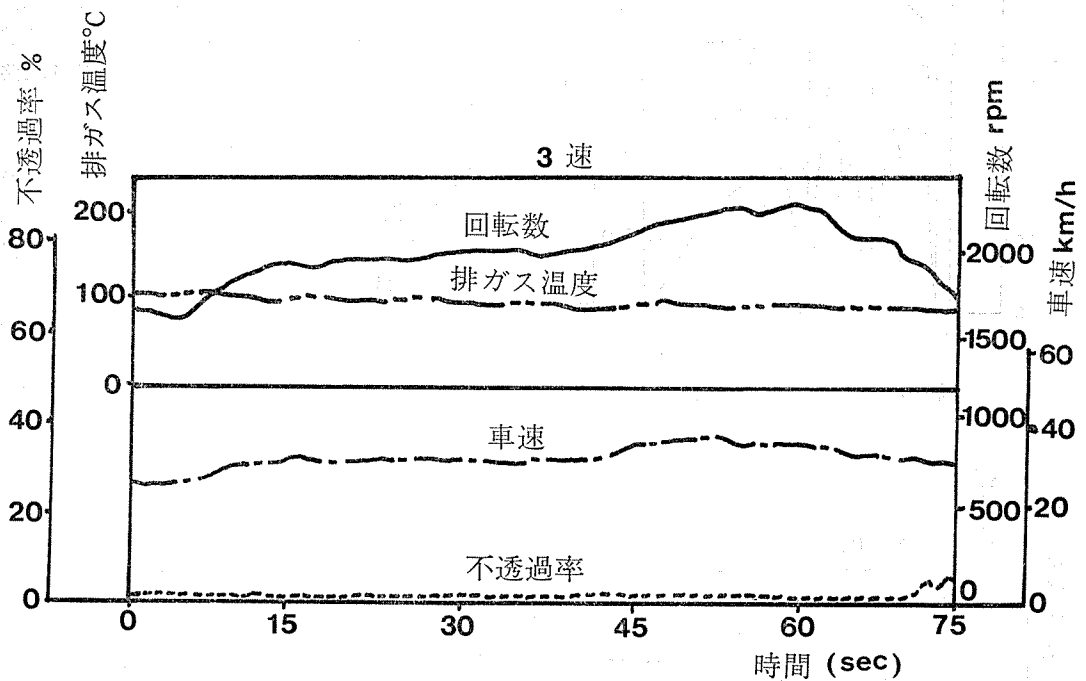


図-13 降坂走行

発進等の回転数の急激な上昇変化時にピークとなって現われ、高いものは60%にも達する。加減速の状態は渋滞した道路や交差点付近で起こりやすく、また車の台数も多いことから、一瞬の黒煙の排出ではあるが量的にはかなり多いものになると思われる。

(4) 平坦路をスムーズに流れる定速走行では不透過率2~5%と低い値で一定している。このことから交通体系を整備し、適度の速度、適度の積載量を守

り、運転すれば黒煙は低減できるものと思われる。

#### 謝辞

この調査は関東学院大学工学部大導師達教授の御指導により実施したものであり、大導師教授はじめ関係者の方々に深く感謝いたします。

試験車を提供された京浜急行電鉄(株)の関係者に深く感謝いたします。

また、走行の便を図られた日本道路公団東京第一建設局横浜工事事務所の御協力により実施したものであり、関係者に深く感謝いたします。

#### 文 献

- 1) 塚原実：北海道におけるディーゼル機関の研究，内燃機関，19，22—30（1980）。
- 2) 河合清之：重油燃焼生成物の吸入実験，大気汚染と呼吸器疾患についてのシンポジウム報告，（1973）。
- 3) 小暮信之，田森行男，今上一成：ダブルビーム式光透過式ばいじん計の特性，第17回大気汚染研究全国協議大会要旨集，136（1976）。
- 4) 山下憲一，篠崎修，柳原茂：排気ガス中の粒子状物質(3)，第18回大気汚染全国協議大会要旨集，467（1977）。

# 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——

中村 貢\*, 米山悦夫\*

### 要 旨

接地逆転層の形成により、道路周辺の環境大気が、どの程度に自動車排出ガスの影響を受けているかを把握するため、昭和53年1月から2月にかけて、市内幹線道路周辺で実施した $\text{NO}_x$  調査結果と $\text{NO}_x$  の調査場所から7.5km離れたテレビ塔で測定している鉛直気温測定の結果を用いて種々の解析を行なった。

解析の結果、次のようなことが判明した。

- (1) 逆転層形成時では、非形成時に比べて、 $\text{NO}$ は、2～4倍の高濃度となっており、道路から130m離れた地点でも100ppb以上の濃度となっている。
- (2) 温度勾配にある程度比例して汚染濃度は増加する。
- (3) いわゆるナイトスモッグと云われる夜間の $\text{NO}_x$ の高濃度現象は、自動車排出ガスが逆転層の下層内に封じこめられることにより発生する。
- (4) 逆転層が形成していると、 $\text{NO}$ の濃度が高いのに比べて $\text{NO}_2$ の濃度は上昇しないが、この原因は、 $\text{O}_3$ が存在しないためであり、午前9時前後の逆転層の消滅と共に上層の清浄空気が下層へ混入すると $\text{NO}$ が酸化され $\text{NO}_2$ の上昇が認められる。

### 1. はじめに

冬期にはしばしばみられる接地逆転は、夜間晴天が続き、風速が弱い時に、地表面が放射冷却し、地表面に接する気層から上層に向かって冷却が進行することによって起こる。接地逆転層が形成されると、大気が安定し、上層からの気流の混入が阻止され、下層の大気は、一定容量の器の中に封入された状態となる。このため、種々の発生源から排出される大気汚染物質は集積された状態となり、特異的な高濃度現象を生じる。この現象は、大気汚染にとって、重大な問題であるため、昭和30年代からこの現象は注目され、各方面でその観測が行なわれ、多くの報告がなされている。これらの調査は、いずれも京浜工業地域等の広域汚染と逆転層の関係を把握するため実施しており、逆転層の観測の中には高度1,000mにも達しているものもみら

る。

しかしながら、現在、都市における大気汚染の深刻な問題の一つとして、市街地を通過する幹線道路に起因する沿道公害が挙げられるにもかかわらず、特に重要である逆転層と道路周辺の汚染との関係について調査した例は、ほとんどみられない。

筆者らが昭和53年度に実施した沿道公害の文献調査<sup>1)</sup>では、千葉県公害研究所が千葉市宮野木地区の小谷を通過する道路について $\text{NO}_x$ を対象として、2日間調査した報告<sup>2)</sup>があるにすぎない。この種の調査報告例が少ない理由として、道路を対象とした、これらの調査は、気象観測と汚染物質測定を併行して実施する必要があり、測定機材の準備、測定技術と共に測定場所に制約がある等の問題もあって、実施するにあたっては、かなり困難を伴うためと、考えられる。さらに、

A study on Air Pollution caused by Automobile Exhaust Gas in Areas along a Road (Rep. 4)

——Influence of Inversion on the Dispersion of Nitrogen Oxides from Roadway——

\* Mitsugu Nakamura, Etsuo Yoneyama, 横浜市公害研究所大気部門

少なくとも1ヶ月以上の長期にわたる、測定を行なわぬと、普遍的なものとしての結論をだすことはできない。

本報告は、これらの問題点を考慮しながら逆転層と道路周辺の大気汚染について調査し、解析を試みみたものである。解析の内容は、昭和53年1月から2月にかけて横浜市神奈川区三ツ沢を通る国道一号線を対象として行った道路周辺における $\text{NO}_x$ の環境汚染実態調査の結果及び、この調査場所から7.5km離れたテレビ放送用タワーで観測している鉛直気温測定の結果とをもとにして、道路周辺の大気汚染と接地逆転層の関係について解析したものである。

## 2. 調査の内容

### 2-1 環境汚染実態調査

#### (1) 調査場所：横浜市神奈川区三ツ沢

付近の概要は図-1のように道路を中心として左右がなだらかな丘陵となっており、道路は、この丘陵のほぼ中央を東西に延びている。この付近は住宅街であり測定に影響を与える大気汚染の発生源と考えられる施設はない。

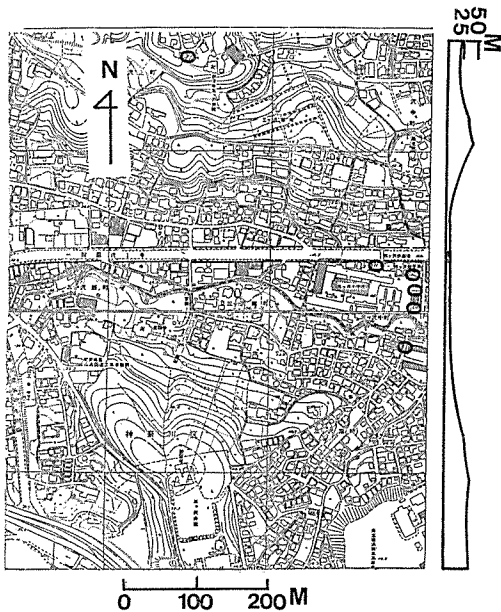


図-1 測定場所付近の概要と断面

○……測定点

- (2) 対象道路：国道一号線(1日の交通量約40,000台)
- (3) 測定期間：昭和53年1月7日から2月16日まで
- (4) 測定機器：ザルツマン式窒素酸化物自動測定器 6台(1時間積算値)

風向風速計 1台  
(風向は最多出現頻度のもの、風速は一時間平均値)

#### (5) 機器の配置 図-2のように道路に対してほぼ直

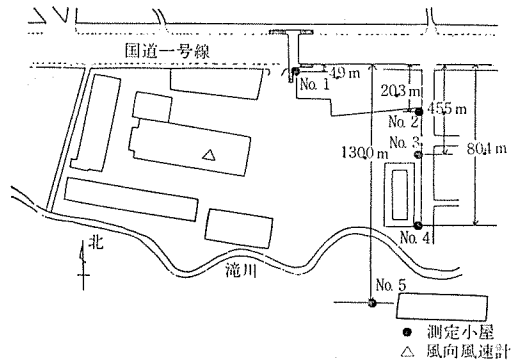


図-2 道路から測定点までの距離

注：バックグラウンドとして道路北側300mの所にNo.6地点を設けてある。

角に測定点を5カ所に設け、その他にバックグラウンド調査場所として道路北側300m地点に1カ所の計6カ所に $\text{NO}_x$ 計を配置した。又、風向風速計は、三ツ沢小学校の屋上(地上15m)で測定した。

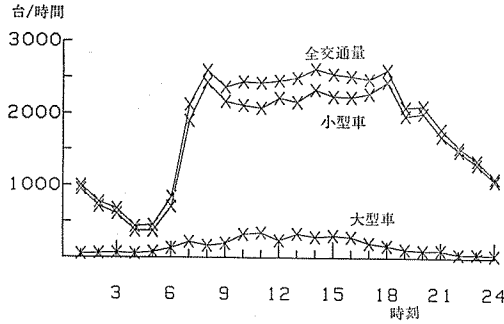
なお、機器の校正等を含めた調査の詳細については、前報<sup>3)</sup>に記した。

### 2-2 気温測定(鉛直温度勾配)

- (1) 横浜市鶴見区末吉町、神奈川テレビ放送用タワー(神奈川県環境部が測定した結果を使用した。) この地点は、自動車排出ガス調査場所の北東約7.5km離れたところにあり、両調査場所とも海岸線からの距離は、ほぼ等しい。
- (2) 測定高度：地上より15m, 52m, 89m, 125mの4ヶ所、このうち52mのものを基準気温とし、各高度の気温から基準気温を引いたものを、その高度の気温差とし、逆転層の出現、もしくは、安定度の目安として、用いている。本報の解析には、125mの気温と52mの気温の差をとり、高度差73mあたりの気温の差(以下温度勾配という)を用いて解析を進める。

### 3-3 自動車交通量

自動車通行台数の調査は、昭和53年1月17日の8時より48時間、30分おきに15分間上下線両方向の自動車通行台数を大型車、小型車に分けて数えた。30分ごとに15分間数えたものを合計し2倍したものを1時間当りの通行台数とした。又、汚染物質の全測定期間と同一期間の交通量は、神奈川県警の測定データを使用した。



図一三 自動車交通量(横浜市神奈川区三ツ沢) 昭和53年1月17日~19日, 両方合計

図一三は、2日間の時刻別交通量であるが、夜間の交通量は日中と比べて大巾に減少しており、早朝4時頃が最小となっている。又、排出ガス量の多い大型車は日中に交通量が増加するため、時間別の排出ガス量は、交通量以上に日中と夜間の差が大きい。又、県警のデータと実測データを比較したところ時刻別交通量の差は少ない。したがってこの道路における24時間の交通量の変化は図一三のとおりと考えられる。ただし、日曜日は、平日と比べて交通量及び時刻変化のパターンが異なっていたため、この解析では、除外した。

### 3. 結果及び考察

#### 3-1 気象条件と逆転層出現頻度

測定期間中の気候は、1月が南岸沖の低気圧に寒気が吹きこみ、雨や大雪が降って真冬の寒さとなった。1月後半から2月にかけては、低気圧が周期的に北進したため、寒い不順な天気が続いた。<sup>4)</sup>

表一 気温逆転の発生状況

	逆転(安定時)	非逆転(不安定時)	計
日数 <sup>注1</sup>	31(77.5%)	9(22.5%)	40(100%)
時間数	227(24.9%)	684(75.1%)	911(100%)
静穏の時間数 <sup>注2</sup>	13(5.7%)	6(0.9%)	19(2.1%)
平均風速(m/S)	0.9	2.0	1.8
主方向	W	NW	NW

注1 1日のうち1時間以上気温の逆転が認められた日を逆転日とした。

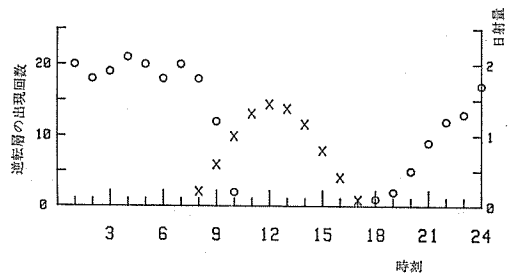
注2 風速0.3 m/S以下を静穏とした。

これらの気候条件下において、表一のように全測定時間に対して、逆転層の出現割合は、24.9%であ

り、出現した日数の割合は75.1%となっていた。

久保<sup>5)</sup>、Tim Morgan<sup>6)</sup>らは、数年間にわたって観測した気温の垂直分布について解析し、年間の安定度と出現頻度について報告している。特に久保は、横浜市内のタワーで海拔45mと99.3mの高度において測定した気温差により低層での大気の状態の解析を行っているが、それによると温度勾配は、11月から3月までの5ヶ月間が最も大きく、出現時間も長いと報告している。このことから、本調査の実施時期は、年間で最も温度勾配が大きく、逆転層の出現時間が長く大気の安定した条件下にあると云えよう。

図一四によると逆転層は、18時から出現し、夜半に



図一四 時刻別逆転層出現頻度及び日射量変化  
×…日射量(Cal/sq.cm/hour)40日の平均  
○…逆転層発生回数 測定期間40日

なるに従ってその出現頻度が増加し、1時から8時までは、各時間とも、20回前後の出現となっており、これらは、各時間ごとの測定回数のほぼ50%に近い割合である。

この季節の日射は、8時頃より強まり、日射量が増加するに従って、急激に大気が温められるため、地表からの熱の放射がなくなり、逆転層が消滅している。さらに、日没の、17時頃には、逆に地表面から大量の熱が放射されるため地表が急激に冷却されるのに対して上層の大気はそれほど冷却されぬため接地逆転層が形成する。千秋<sup>6)</sup>らは盆地、平野、海岸等の各種の異なる地形において、逆転層の観測を行なっている。それによると本調査の地形と類似している盆地においては、200m以下の低層において、かなり安定度の強い接地逆転層が形成されることを報告している。

図一五によると平均風速の時刻変化は、逆転層が形成しない時(以下「不安定時」という)では、夜半から朝にかけて風速がやや弱まり、日中は、やや強くなっている。逆転層が形成している時(以下「安定時」という)では、風速は0.9m/Sとほぼ一定しており、不安定時の約1/2となっている。

図一六-①のように全期間の風向の傾向は、NWの風

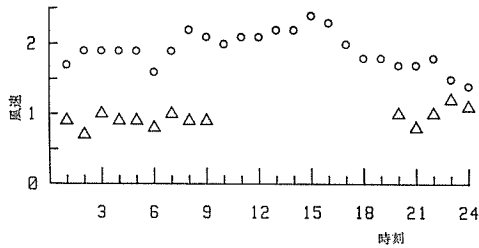


図-5 時刻別安定時・不安定時別風速変化

△…安定時の平均風速  
○…不安定時の平均風速

が多く、NからWまでの風向を合計すると全体の73%となっている。さらに、道路から測定点側に向って吹く風は、全体の92%となっている。図-6-②と図-6-③は、21時から9時までの安定時、不安定時別の風配図である。これらの風配図によると、風向は、かなり変化していることが明白である。まず、安定時においては、Wの風が40%近くを占めており、WNWからWSWまでの風向を合計すると70%弱となり、風配図からもわかるように、道路と平行、もしくは、平行に近い風が圧倒的に多い。又、不安定時の風はWを除いては、風向がWの方向に大きく変化していることがわかるが、この原因として次のことが推定できる。

この地域は、東西に小高い三ツ沢の丘陵が道路を底辺として挟む形で平行して連らなっている。このため、不安定時は、市内の冬季の風向で一般に見られるNを含む方位の風が主流であるが、安定時になると逆転層とこの丘陵によって、NWからの風が遮られる形となり、風向がNWからW方向に変化して道路と平行に近い状態で吹くものと考えられる。

特に、この細長い谷のような地形の所においては、吉野<sup>8)</sup>らが述べているように、冷気が低地にたまって冷気湖を形成しやすく、このため、平地と比べて、一段と接地逆転層を形成しやすくなっている。又、菊地<sup>2)</sup>、久保<sup>5)</sup>が報告しているように接地逆転層の高度は、時刻と共に変化するが、第一次の逆転層は、地上10~40mの高度に存在していることなどから、本調査の条件の場合には、逆転層によってその風向が変化するものと思われる。

### 3-2 安定・不安定時の窒素酸化物濃度変化

表-2より、次のことがわかる。NOは、どの気象条件においても、道路から離れるに従って濃度の減衰が見られる。又、各地点ともNO濃度は、不安定時と比べて、安定時の方が高く、道路端(№1地点)を除くと、他のいずれの地点でも濃度比は3倍以上となっている。NO<sub>2</sub>はNOと異なり、安定時、不安定時

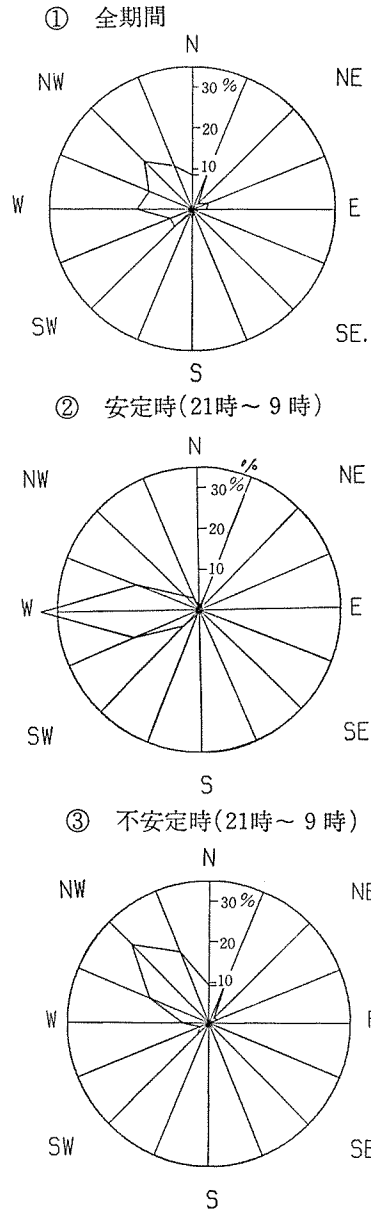


図-6 風配図

の濃度差がほとんどない。又、NO<sub>2</sub>は、安定時、不安定時ともに道路端の濃度が60ppb弱で他の地点と比べて高いが、その他の地点相互間の濃度の差は10ppb以下となっている。

なお、逆転層の形成は図-3に示した夜間の交通量の少ない時間帯とはほぼ一致するため表-2の不安定時の期間を安定時の時間帯と同一の時間帯だけを取り上整理した時には、NO及びNO<sub>x</sub>の濃度の差は、表-2に示した値より更に大きくなっている。

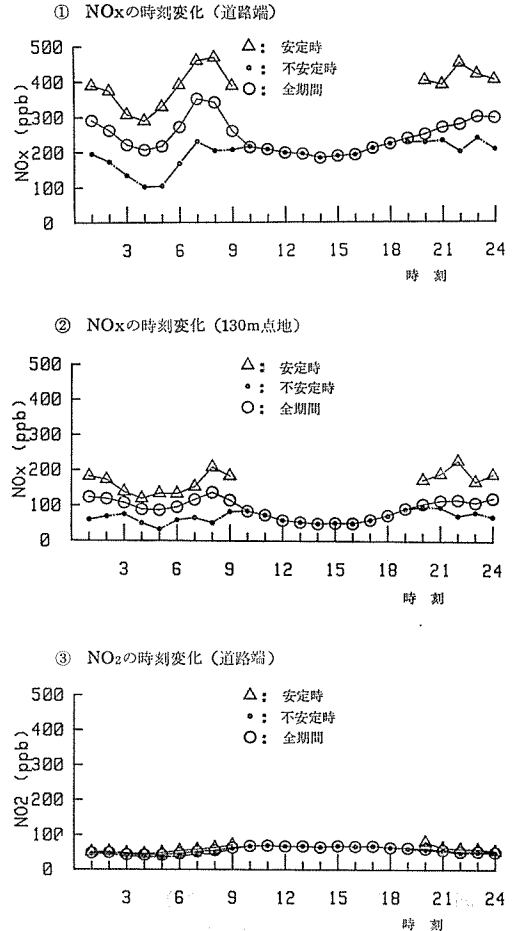
表一2 窒素酸化物測定結果

NO (ppb)	安定時	不安定時	全期間	安定時
				不安定時
No. 1 (道路から5m)	245	135	187	1.81
No. 2 (20m)	178	59	92	3.01
No. 3 (46m)	155	47	77	3.30
No. 4 (80m)	146	37	67	3.95
No. 5 (130m)	127	33	60	3.85
No. 6 (B. G)	82	24	41	3.42
NO <sub>2</sub> (ppb)				
No. 1	56	58	58	0.96
No. 2	37	38	38	0.97
No. 3	41	44	43	0.93
No. 4	35	34	35	1.03
No. 5	31	34	33	0.91
No. 6	34	36	35	0.94
NO <sub>x</sub> (ppb)				
No. 1	301	193	245	1.56
No. 2	215	97	130	2.22
No. 3	196	91	119	2.15
No. 4	181	71	102	2.55
No. 5	158	67	93	2.36
No. 6	116	60	76	1.93

注：不安定時とは全測期間のデータから安定時のデータを除いたものである。  
B. G とはバックグラウンド地点をいう。

この三ツ沢地区では、交通量及び大型車等の混入率の時刻変化は、日曜日を除くと、日による大きな変化がみられない。このため、各時刻ごとの交通量は、安定時、不安定時とも同じであることを前提に今後の解析を進める。

一般にNO<sub>x</sub>の冬期の時刻変化は、夜間の一山又は二山型が現われるいわゆるナイトスモッグと云われる現象が従来より認められている。図一七—①において、全測定期間の安定時、不安定時を合わせた時のNO<sub>x</sub>の平均濃度の時刻変化は二山型になっている。しかし不安定時だけを取り上げその変化を見ると、朝晩の二山型はみられない。又、通過台数が減少する早朝3時から5時までの変化を除くと、時刻変化が非常に小さくなっているのが特徴である。このことからNO<sub>x</sub>が夜間に高濃度になる現象は、逆転層の形成が大きな原因となっているということがわかる。したがって、従来、その原因が不明のままであった二山型の原因



図一七 NO<sub>x</sub>及びNO<sub>2</sub>の時刻変化(平均値)

は、逆転層によるものであることが立証できた。

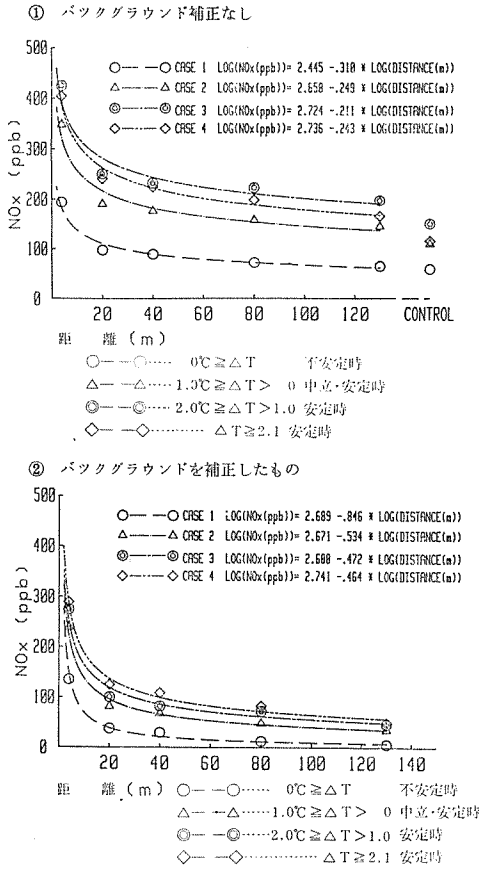
図一七—②は、道路から130m離れた地点(No.5地点)でのNO<sub>x</sub>の濃度変化であり、その傾向は、道路端と類似しており、安定時のうち、朝の交通渋滞する7~8時及び晩の20~22時が高濃度となっていることがわかる。

図一七—③は、道路端のNO<sub>2</sub>の濃度変化であるが、NO<sub>2</sub>はNOと異なり、安定時、不安定時の濃度差が小さく、むしろ日射が強まる8時ごろから濃度の上昇が見られる。このため、逆転層によるNO<sub>2</sub>の汚染の寄与は小さいと云えよう。この理由については、項を改め3-4の逆転層消滅時前後のNO及びNO<sub>2</sub>の時刻変化の項で説明する。

### 3-3 温度勾配とNO<sub>x</sub>の水平分布

図一八—①は、不安定時、中立・安定時及び安定時を2つに分け計4分類し、それぞれのときのNO<sub>x</sub>濃度と道路からの距離との関係を表わしたものである。これによると、それらの減衰のパターンはいずれも式





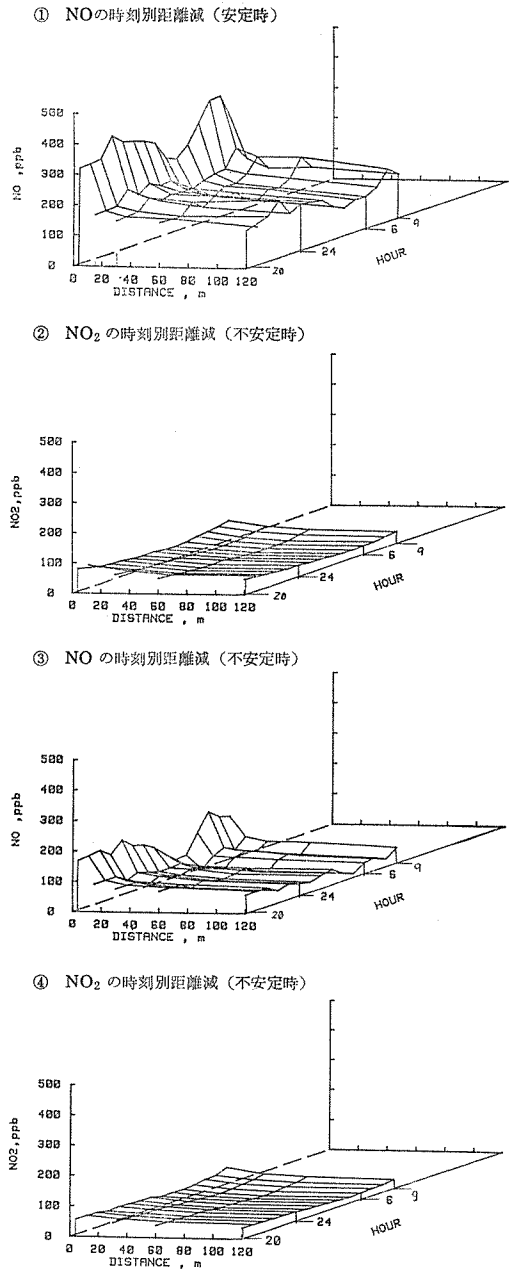
図一8 NO<sub>x</sub> の温度勾配別距離減衰

注 たゞしΔTは地上125mと52mの気温差を表わす。

$y = ax^b$ で近似できる。いずれも道路から30m付近まで急激な濃度の減衰がみられる。不安定時に比べて、中立、安定時の曲線はすべて各地点とも不安定時の曲線より濃度が高い。又、高度差73mの気温差が1℃以下の等温分布に近いような、ほぼ中立の場合と、1℃以上の明確に接地逆転が形成している場合とではNO<sub>x</sub>濃度に大きな差がある。

しかしながら、安定時の場合、温度勾配の大きさの順とNO<sub>x</sub>の濃度の高さの順は一致しておらず、温度勾配が大きい場合に汚染濃度が最も高くなるとは限らない。

図一8—②は、図一8—①に示したNO<sub>x</sub>濃度からバックグラウンドの濃度を差し引いたものである。これによると、不安定時では、130m地点の濃度とバックグラウンドとの濃度の差はあまりないが、中立、安定時ではかなりの濃度の差が認められる。これは、不安定時では拡散が良いため、130mの地点では、ほとんどバックグラウンド濃度と変わらない濃度になってい



図一9 NO及びNO<sub>2</sub>の時刻別距離減衰

る。一方、安定時においては、先にも述べたように道路を含むこの地域に蓋をしたような状態になっているため、拡散が抑えられ、かなり高い濃度のまま、道路から100m以上離れた所まで汚染が及んでいる。

図一9—①と図一9—②は、安定時における20時から翌朝9時までのNO及びNO<sub>2</sub>の時刻別距離減衰を3次元的に図に示したものである。

図一9—③と9—④は、不安定時における、時刻別

のNO及びNO<sub>2</sub>の変化である。

まずNOは、安定時においては、道路端がどの時刻であっても高濃度となっている。特に朝の交通ラッシュ時に相当する8時では、最も高い値を示している。又、道路から離れた地点では、交通量が減少する夜中でもかなりの高濃度となっている。不安定時においては、安定時と比べてかなり濃度が低くなっていることがわかる。(図-9-①, 9-③)

NO<sub>2</sub>は、NOとは異なる挙動を示し安定時、不安定時の濃度差が少なく、道路端で濃度がやや高いが、道路から離れた地点までの減衰はほとんど見られない。(図-9-②, 9-④)

### 3-4 逆転層解消時刻前後10時間のNO及びNO<sub>2</sub>の濃度変化

図-10に示したものは、いずれも逆転層が5時間以上継続し、消滅時刻が8時から10時に起きたものを選び、消滅した時刻を0として、その前後5時間について各1時間ごとのNO及びNO<sub>2</sub>の濃度の平均をプロットしたものである。逆転層の出現回数は、18回であった。

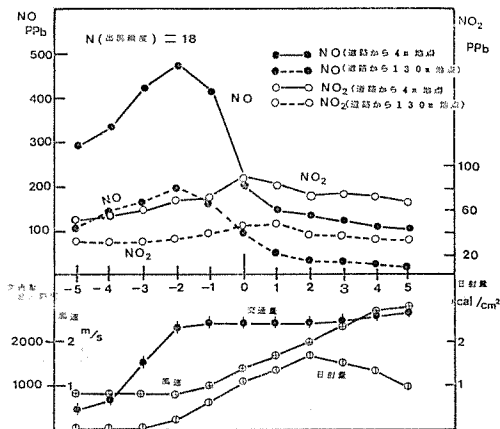


図-10 逆転層消滅時刻前後10時間におけるNO及びNO<sub>2</sub>の濃度変化

NOは、逆転層が形成されている間は高濃度となっており、消滅と共に濃度は急激に減少している。消滅1~2時間前に最も高い値を示しているが、この時間帯は、朝の交通量が増加する時間帯と一致しており、NOは、逆転層の形成時に道路からの影響を大きく受けている。

NO<sub>2</sub>は、逆転層が形成していても高濃度とはならず、NOの挙動と異なっている。日射量の増加に伴ってNO<sub>2</sub>の上昇が見られ、特に、消滅時刻を中心に最も高い値を示し、その後減少するのが、形成時より高

い値である。

道路端と130m地点とを比較すると、NO、NO<sub>2</sub>ともにその変化の傾向は類似しているが、NO<sub>2</sub>に比べてNOの濃度差が大きく、特に、逆転層形成時にその傾向が強くなっている。これらの結果より、NO<sub>2</sub>の増加の原因は、逆転層の消滅により、上層の酸化性物質を多く含んだ大気が下層に流入し、NOがNO<sub>2</sub>に酸化されることが推定される。特に道路端では、NOの濃度が高いため、NO<sub>2</sub>の濃度も高くなるものと考えられる。又、夜間、安定時には、NOが高濃度であるのに比べて、NO<sub>2</sub>の濃度が上昇しないが、その理由として次のことが考えられる。NOからNO<sub>2</sub>への反応は、従来より種々な実験、測定数値、計算結果が報告されている。竹山<sup>10)</sup>らはそのうち最も重要なものは、 $\text{NO} + \text{O}_3 \xrightarrow{h\nu, \text{空気}} \text{NO}_2 + \text{O}_2$ であることを道路周辺調査結果のデータと化学反応モデルのシミュレーションにより報告している。ここでNOの酸化に必要なO<sub>3</sub>は、この反応のために供給されなければならない。しかしながら、安定時においては、前にも述べたように、大気の混合が行われず、夜間のため光化学反応も起きぬため、O<sub>3</sub>は供給されず、下層の大気のO<sub>3</sub>はNOに消費されて、ほとんど皆無となっている。このため、夜間の安定時のNOは、ほとんど酸化されず、NO<sub>2</sub>は増加しないため、道路端であってもNO<sub>2</sub>の濃度は、上昇しないと考えられる。

参考までに道路端におけるNO<sub>x</sub>-NO<sub>2</sub>の関係のグラフを図-11, に加えておく。図からわかるように同じ道路端であっても日中、安定時、不安定時によってそのパターンはかなり異なっている。

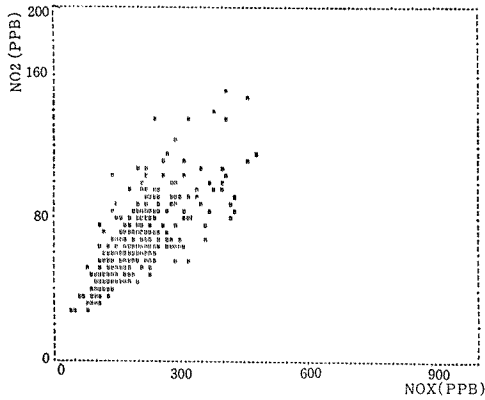
### 3-5 逆転層による垂直方向拡散巾への影響

道路からの自動車排出ガスの拡散は、1 m/S以上の有風時はブルームのモデルの式を簡易化して次のように表わされる。

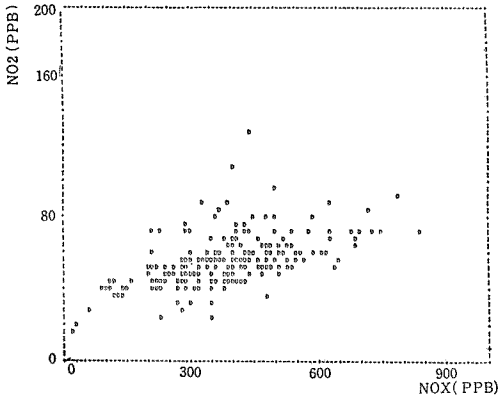
$$C(X) = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \cdot \frac{qe}{\sigma_z(X) \cdot U \cdot \cos\tau} \quad (1)$$

この式で道路からXm離れた地点での濃度C(X)に関係するファクターは、自動車排ガス量(qe)、風向(τ)、風速(U)、及び垂直方向の拡散巾(σ<sub>z</sub>)である。ここでqe、τ、U、が一定ならばσ<sub>z</sub>が濃度に関係する。この垂直方向の拡散巾については、気象、地形等の影響を大きく受けるため、共通で使用可能なものは完成されていない。σ<sub>z</sub>は実測によりその値を決定するが、前にも述べてきたように、安定時においては、拡散がきわめて抑えられるため、当然のことながら不安定時と比較して安定時のσ<sub>z</sub>は、かなり小さくな

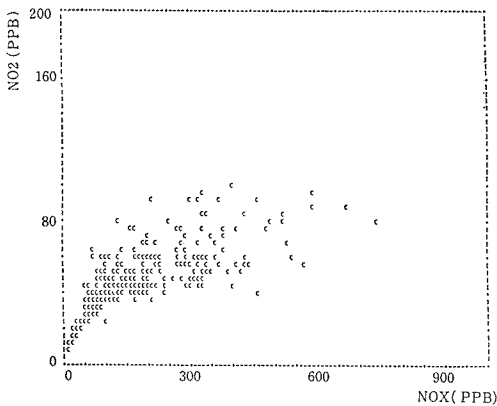
① NOxとNO<sub>2</sub>の関係(日中：10時～18時)



② NOxとNO<sub>2</sub>の関係(安定時)



③ NOxとNO<sub>2</sub>の関係(不安定時)



図一 11 安定・不安定時におけるNOxとNO<sub>2</sub>の関係

るものと思われる。長期にわたって道路から100m程度の距離までの垂直方向の汚染について測定することは困難なためσzの値を決定することはできない。しかし、次の方法により、安定時、不安定時におけるσzの

倍率の試算を行った。まず(1)式を安定時、不安定時に分けて変形する。

$$\sigma_{zA} = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{q_{eA}}{U_A \cos r_A - C_A(X)} \dots\dots (2) : \text{安定の場合}$$

$$\sigma_{zB} = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{q_{eB}}{U_B - \cos r_B - C_B(X)} \dots\dots (3) : \text{不安定の場合}$$

(2), (3)式より, qe, U, COSr が一定ならば, σz はC(X)に反比例しているため, 次式により, σzの倍率が求められる。

$$T = \frac{\sigma_{zA}}{\sigma_{zB}} = \frac{C_B(X)}{C_A(X)} \dots\dots (4)$$

Tは不安定時に対する安定時の垂直方向の拡散巾の倍率を表わす。

したがって, 道路からの距離Xmにおける垂直方向の拡散巾の倍率について推定が可能である。ただし, この場合のC(X)は, バックグラウンドの補正を行っておく必要がある。

表一3は, qe, U, rが一定の場合の安定時及び不安定時における各測定点の濃度とその濃度比から算出したσzの比である。

なお, 不安定時は測定値の数が不足するため, 日中のデータを加えてある。表一4は, 交通量を補正した

表一3 風向風速が一定条件における安定時—不安定時別濃度及び垂直方向拡散巾の比(T)\*1,\*2

道路からの距離等	4.9m	20.3m	45.5m	80.4m	130m
安定時のNOx	225	83	80	61	55
不安定時のNOx	157	45	40	27	25
T	0.7	0.54	0.50	0.44	0.45

注\*1: 風速1.1~2.0m/S, 風向W—NW—N

注\*2:  $T = \frac{\text{安定時の}\sigma_z}{\text{不安定時の}\sigma_z}$

表一4 交通量補正した場合の垂直方向拡散巾の比(T)

道路からの距離	4.9m	20.3m	45.5m	80.4m	130m
T	0.38	0.29	0.27	0.24	0.24

注: 安定時の交通量は不安定時の0.54倍

場合のσzの比であり, 表一3と同様に, 道路から離れるに従ってTは小さくなっている。表一4より不安定

時を1としたときの安定時の垂直方向の拡散巾は、道路端で0.38であるのに130m地点では、0.25以下となっている。

一般には、弱風時の風速が1 m/S以下の場合には、接地逆転層を前提とした逆転層高度を考慮した式が提案<sup>11)</sup>されている。しかしながら、安定時であっても風速が1 m/S以上となる場合もかなりあるため、(1)式を利用して、安定時、不安定時の垂直方向の拡散巾( $\sigma_z$ )の倍率を求めた。なおここでは平均値からの概略の試算にすぎないため今後はさらに詳細な解析が必要である。

図-12は風速を4段階に分類し、道路から測定点側に風が吹いている条件のときのNO<sub>x</sub>の濃度変化である。

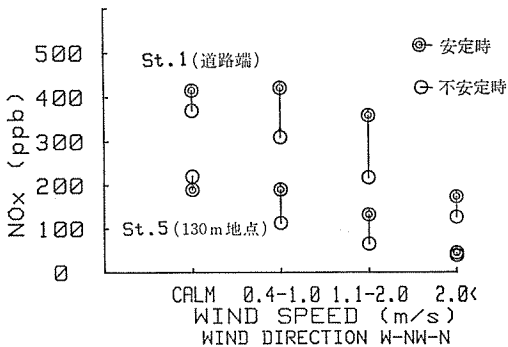


図-12 風向風速が一定条件における安定時・不安定時のNO<sub>x</sub>濃度

る。これによると安定時、不安定時とも、風速が増すにつれて、濃度の減少が見られる。又、安定時は、不安定時と比べて常に高濃度となっており、風速が0.4 m/Sから2 m/Sまでの場合に、その差が大きく、静穏及び2 m/S以上の風ではその差が小さい。

#### 4. 結論

本報告は、接地逆転層の形成により、道路周辺の環境大気が、どの程度に自動車排出ガスの影響を受けているかを解析したものである。この解析に用いたデータのうち、NO<sub>x</sub>のデータは、昭和53年1月から2月にかけて、約40日間、道路から130mの距離までに5地点及びバックグラウンド1地点を加えた計6地点について測定したものである。気温のデータは、この地点から約7.5 km離れたテレビ塔で同期間観測していたものであり、高度52と125mの気温差によりその温度勾配を求めた。この解析により得られた主要な結果は次のとおりである。

(1) この期間の夜間に出現する逆転層の出現割合は約50%を占めていた。

(2) 逆転層は18時ごろから出現し翌朝9時ごろに解消する例が多いが、これは、日射の強まる時刻と日没の時刻にほぼ一致している。

(3) 平均風速と比較すると、逆転層の形成時の風速は、非形成時の約1/2となっている。

(4) 本調査ような地形の場合、逆転層により、その風向は大きな影響を受ける。

(5) いわゆるナイトスモッグと云われる夜間のNO<sub>x</sub>の高濃度現象は、自動車排出ガスが逆転層の下層内に封じこめられることにより発生することが判明した。

(6) 逆転層形成時においては、道路から130m離れた地点まで100ppb以上の濃度となり非形成時の2~4倍程度の高濃度となる。しかしながら、NO<sub>2</sub>はほとんど変わらない。

(7) 道路からNO<sub>x</sub>の距離減衰は、逆転層形成時、非形成時ともに見られ $y=ax^b$ の式にはほぼ一致している。

(8) 温度勾配が強くなるに比例して、道路端及び、離れた地点にいたるまで、汚染濃度が増加する。ただし一定以上に勾配が強くなると汚染濃度は比例しない。

(9) 道路周辺が最も高濃度に汚染される条件は、朝の交通量が増大する時間に逆転層が形成している場合である。

(10) 逆転層が形成していると、NOの濃度が高いのに比べてNO<sub>2</sub>の濃度は、上昇しないがこれは、NOを酸化するO<sub>3</sub>が存在しないためであり午前9時前後の逆転層の解消と共に上層の清浄空気が下層へ混入するとNOがO<sub>3</sub>によって酸化され、NO<sub>2</sub>が道路端のみならず、道路から離れた地点においても上昇する。

(11) 逆転層形成時の垂直方向の拡散巾( $\delta z$ )は、非形成時と比べて、道路端で2/5、130m地点1/4と道路から離れるに従ってその値が小さくなっている。

(12) 風向、風速が一定条件のもとでは、非形成時に比較して形成時のNO<sub>x</sub>濃度はかなり高い。

#### 5. おわりに

本文は接地逆転層と道路近傍の汚染についての解析した結果であるが、逆転層の形成時には、道路周辺のNO<sub>x</sub>はかなり高濃度になることが判明した。逆転層は冬季にその出現頻度が高くなるが、年間を通じて出現するものであり、特殊な気象状態として例外的に考えるには問題があろう。今回の調査では冬季ということもあって実に夜間の50%近くが逆転層の出現で占められていた。又、その汚染濃度も、非形成時の数倍

にもなり、道路から100m以上離れている場所においてもかなりの高濃度汚染を観測した。このように、道路周辺地域においては、逆転層による大気汚染への寄与は、きわめて大きいものがある。本市のような大都市においては、交通量の多い幹線道路が、市内を縦横に走っていることを考えると、接地逆転層による道路周辺の汚染は、重大かつ深刻な問題と云えよう。今回の解析は $\text{NO}_x$ に限定したが、本来、道路周辺の大気汚染は、浮遊粉じん、 $\text{SO}_x$ 等も相乗した複合汚染であり、今後一層の調査研究を進め、総合的な大気汚染としての実態を判明して行く必要があろう。

謝辞 逆転層解析のための気温測定データを提供していただいた神奈川県環境部の御協力に感謝します。

#### 文 献

- 1) 横浜市公害研究所：道路近傍における自動車に起因する大気汚染・騒音等の影響と対策に関する文献調査（1979）
- 2) 菊地 立 他：小谷に形成される冷気湖と一酸化窒素を中心とする大気汚染の関係 一千葉市宮野木における立体調査一千葉県公害研究所研究報告第X巻，25—53（1978）
- 3) 中村 貢 他：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2報），横浜市公害研究所報第3号，5—13（1978）
- 4) 日本気象協会：神奈川県気象月報，昭和53年1月号，1（1978）
- 5) 久保時夫：下層大気中の逆転層と汚染について，気象研究ノート，14，293—304（1963）
- 6) Tim Morgan：Inversion Climatology at San José, California. Monthly Weather, Review 105, 653-656（1977）
- 7) 千秋鋭夫，二宮 昌：大気下層の気温逆転について（その2）一接地逆転層の特性解析一，電力中央研究所報告276023，（1977）
- 8) 吉野正敏，小気候，174-179（1961）地人書館
- 9) 大気汚染研究全国協議会：大気汚染ハンドブック(3)気象編，65-71（1965）
- 10) 竹山象三，吉田忠雄：道路際の一酸化窒素→二酸化窒素変換のシミュレーション，産業公害，14，No.10，840-844（1978）
- 11) 産業構造審議会産業公害部会， $\text{NO}_x$ 汚染防止対策小委員会：拡散予測分科会報告（1977）

# 三点比較式臭袋法による悪臭測定結果

沖津正樹\*, 草野 一\*\*, 安藤浩之\*\*

## 要 旨

三点比較式臭袋法による悪臭測定方法の検討を行いその結果、現在悪臭評価手法としては、最も有効であることが確認できたため、この手法を用いて各種発生源の悪臭調査を実施した。これらの調査により次の結論が得られた。

- (1) この方法により、系統的に分類して悪臭発生源の評価が可能となった。
- (2) 畜舎の臭気濃度は畜舎内で38~55、堆肥化施設で18~230、排水処理槽では10以下となっており、現場で感じるほどの高い値は示していない。
- (3) コーヒー焙煎施設の脱臭装置は、水洗方式と燃焼方式のものがある。このうち、脱臭効率は燃焼方式のものがはるかに高く、臭気濃度が55,000~130,000のものが230となった。
- (4) 焼却施設においては、同じ焼却炉であっても焼却条件が異なると、臭気濃度も異なる。

## 1. はじめに

横浜市における悪臭苦情の件数は、近年では毎年260件程度あり、年々漸増の傾向にある。苦情の特徴は発生源が多様化した都市型であり、地方特有なものは少ない。たとえば昭和53年度の業種別苦情件数<sup>1)</sup>では、図-1に示すように、廃棄物の焼却、畜産農業、

昭和53年度 (265件)	A 15%	B 15%	C 15%	D 7%	E 6%	F 7%	G 6%	H 5%	I 14%	J 10%
------------------	----------	----------	----------	---------	---------	---------	---------	---------	----------	----------

A:廃棄物の焼却 B:畜産農業 C:塗装施設 D:下水・排水  
E:印刷・クリーニング F:食品 G:染料・精練 H:表面処理  
I:その他 J:不明

図-1 悪臭苦情件数の業種分類

塗装施設、下水・排水施設、印刷・クリーニング施設の順となっている。

臭気は通常、低濃度、多成分の複合体であり、それぞれの物質が相互に相加あるいは逆に相殺しあっている。この臭気を化学成分の分析で測定しようとするとき、臭気成分の相互作用までの検討は不可能であるため、測定値は、往々にして人の感覚とはズレを生じ、発生源規制、苦情処理を行うときの支障になることが

多い。

このズレを埋める方法として、人の嗅覚を利用し臭気を感覚的にとらえて評価する三点比較式臭袋法が、東京都公害研究所により開発されてきた<sup>2)</sup>。これは官能試験法のひとつで、臭気の質(又は種類)、強度、認容性(快、不快)及び広播性等のにおいの諸属性のうちの広播性を利用し、測定値に客観性、安定性を持たせるように配慮したものである。

そこで、本市でもこの方法が正当に使用しうるかどうかを検討し、各種発生源の臭気を測定した。

## 2. 調査方法

### 2-1 試料採取方法

#### 2-1-1 排出口臭気の採取

排出口臭気の試料採取方法には直接採取法と間接採取法の二方法があり、排出口の状況によりそれらの方法を使い分けた。直接採取法は図-2のとおりで、排気筒にテフロン管又はステンレス管を差し込み、試料採取用ポンプ(ダイヤフラム式ポンプ)を用いて臭気採取用バッグ(近江オド社製・20ℓ)の中に臭気を採

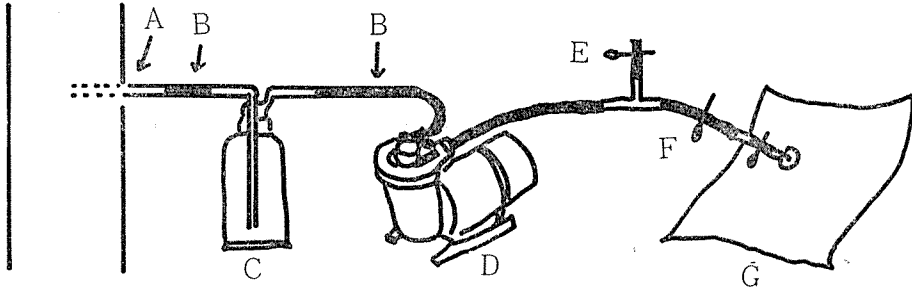
Measurement of Odor by Sensory Test,

\* Masaki Okitsu,

横浜市公害研究所大気部門

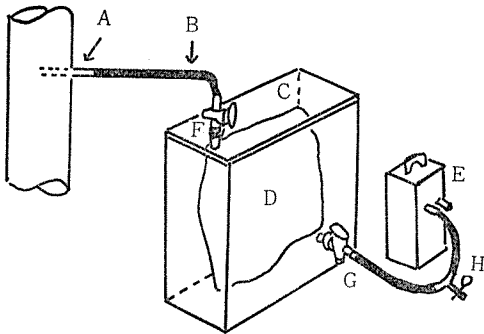
\*\* Hajime Kusano, Hiroyuki Ando,

横浜市公害対策局大気課



図一2 排出口臭気の採取（直接採取法）

- A. 試料採取管
- B. 導管
- C. ドレン落とし
- D. 試料採取用ポンプ
- E. バイパススクリュウcock
- F. サンプルスクリュウcock
- G. 採取用バッグ



- A. 試料採取管
- B. 導管
- C. 試料採取用吸引ケース
- D. 試料採取用バッグ
- E. 試料採取用ポンプ
- F. テフロン製cock
- G. cock
- H. スクリューcock

図一3 排出口臭気の採取（間接採取法）

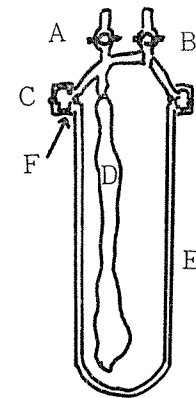
取した。なおこの方法で一度使用したポンプは、付着している臭気成分を除去してから再使用した。

間接採取法は図一3のとおりで、バッグを試料採取用ケースの中に入れ、試料採取用ポンプを作動させ、ケース内を減圧にすることによってバッグ内に臭気を採取した。

なお両方法とも、凝縮水あるいはダストの影響が考えられる場合には、それぞれ水分除去用トラップ、ダスト除去用ガラスウールを使用した。また、排出ガスが高温の場合は、ステンレス管にガーゼを巻き、水を常時ガーゼに浸すことにより排出ガスを冷却して試料を採取した。

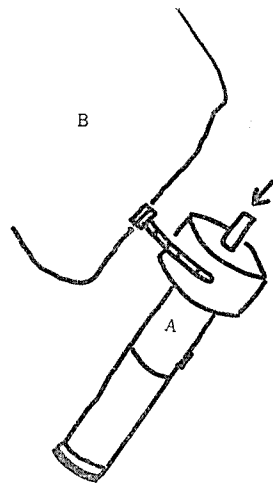
### 2-1-2 環境臭気の採取

環境臭気の採取方法には真空ビン採取法及びバッグ採取法があるが、現在はバッグ採取法が一般化している。バッグ採取法は図一4のとおりで、バッグを試料採取用吸引ビンの中に入れ、ビンの内部をバッグ容量分だけ減圧にした状態で、それを採取現場に持ち入り、最も強く感じられた時の臭気をバッグの中に瞬間的に採取した。また図一5に示すようなハンディーポンプを用いた場合もある。



- A. テフロン製cock
- B. テフロン製cock
- C. クランプ
- D. 試料採取用バッグ
- E. 試料採取用吸引ビン
- F. O-リング

図一4 環境臭気の採取（バッグ採取法）



- A. ハンディーポンプ
- B. 試料採取用バッグ

図一5 ハンディーポンプによる環境臭気の採取



表一 パネルテストの集計例（排出口）

希釈倍数 対数値	30	100	300	1,000	3,000	10,000	各パネルの 閾値 (対数値)	上下 カット	
	1.48	2.00	2.48	3.00	3.48	4.00			
パ ネ ル	A	○	○	×			2.24	×	
	B	○	○	○	×		2.74		
	C	○	○	○	×		2.74		
	D	○	○	○	○	○	×	3.74	×
	E	○	○	×				2.24	
	F	○	○	○	○	×		3.24	

### 2-2 パネルテスト

パネラー（スクリーニングテストに合格した嗅覚正常者）の人数は6名以上とされ、無臭、静寂でしかも寛げる部屋でパネルテストを行う。まず、一人一人のパネラーに3ℓの袋（臭袋）が3袋与えられる。この袋のうち1つには所定の希釈倍数に無臭の空気希釈調製された臭気が入っており、他の2袋には無臭の空気が満たされている。パネラーはこの3袋について順次袋の中のおいを臭ぎ、どの袋に臭気があるかを筆答する。袋の中の臭気の希釈倍数は回数を重ねるごとに大きくなるため、無臭空気袋と希釈された臭気の袋の区別は難しくなっていく。テストは連続正解者が一人ないし零に達したときに終了する。

### 2-3 臭気濃度の求め方

#### 2-3-1 排出口臭気の場合

パネルテストの集計例を表一に示した。パネラーAを例にとると、臭気を100倍に希釈したときの解答は正解で、300倍のときは不正解である。このとき、100の常用対数値と300の常用対数値の算術平均値2.24がパネラーAの閾値となる。以下全パネラーについて計算を行い、各パネラーの閾値の最大値（パネラーD）と最小値（パネラーA）を除き、その他パネラーの値を算術平均した2.74がパネラー全体の閾値となる。そして、この値の真数が臭気濃度となる。本例の場合の臭気濃度は、550となる。

#### 2-3-2 環境臭気の場合

環境臭気の場合のパネルテストの集計例を表二及び表三に示した。環境臭気の場合は、同じ希釈倍数に調製された臭気について3回のパネルテストを行い、計18の解答（パネラーが6名のとき）を得る。ついでこの解答について、正解を1.00、不正解を0.00、不明（環境臭気のパネルテストでは「不明」という解答方法を与えている。）を0.33とし平均正解率を求め

表二 パネルテストの集計例（環境例）

パネル	10倍希釈			正解率
A	○	○	×	0.67
B	×	×	×	0
C	×	△	×	0.11
D	○	○	○	1
E	×	×	○	0.33
F	○	×	△	0.44
平均正解率				0.43

表三 パネルテストの集計例（環境例）

パネル	10倍希釈			正解率	100倍希釈			正解率
	○	○	×		○	×	×	
A	○	○	×	0.67	○	×	×	0.33
B	○	○	△	0.78	○	○	×	0.67
C	×	○	×	0.33	×	△	×	0.11
D	○	○	○	1	○	×	○	0.67
E	○	×	○	0.67	×	○	×	0.33
F	△	○	○	0.78	×	×	○	0.33
平均正解率				0.70				0.41

る。例えば表二の場合パネラー全体の平均正解率が0.58未満となり、その臭気の臭気濃度が調製された希釈倍数以下であると判定される。また表三左のように平均正解率が0.58以上のときは、更に10倍希釈した濃度で再度同様にパネルテストを行い、表三右のような結果を得たとする。このようにして平均正解率が0.58未満になるまでパネルテストを繰り返す。このとき臭気濃度は次式によって求められる。

$$Y = t \times 10 \frac{M-0.58}{M-N}$$

Y：臭気濃度

t：最初にパネルテストを行った希釈倍数

M：最初に行った希釈倍数での平均正解率

N：二度目に行った希釈倍数での平均正解率

## 2-4 化学成分分析

### 2-4-1 硫黄化合物

ガスタイトシリンジを用いて、バッグに採取した試料を正確に1ml採取し、炎光光度検出器付きのガスクロマトグラフに直接導入してガスクロマトグラムを得る。成分濃度は、各ピークの高さをあらかじめ作成した検量線に照して求めた。

### 2-4-2 低級脂肪酸

30ℓテドラーバッグに採取した試料を、吸収液として1%水酸化ナトリウム水溶液25mlを入れた2連のフリーテッドバブラーに毎分2ℓ速度で通し、全量を捕集する。次にこの吸収液を100ml分液ロートに移し、エーテル25mlと10Nリン酸5mlを加え2～3分間激しく振とうする。エーテル層と水層が完全に分離するまで放置し、エーテル層を25mlのメスフラスコにとりエーテルでメスアップする。このエーテル溶液をマイク

ロシリンジで一定量採取し、ガスクロマトグラフに注入しガスクロマトグラムを得る。成分濃度は、各ピークの高さをあらかじめ作成した検量線に照して求めた。なお、定量限界(抽出液濃度で10mg/ml)以下の低濃度試料の場合には、エーテルを蒸発させて濃縮し試料とした。

### 2-4-3 アンモニア

吸収液として、0.5%のホウ酸水溶液20mlを入れた2連のフリーテッドバブラーに、毎分2ℓの速度で試料空気を通して捕集し、インドフェノール法によって定量した。

### 2-4-4 排出ガス温度及び流速

排出ガスの温度及び流速の測定は、熱線式流速計(日本化学工業、アネモマスター)を使用した。

## 3. 測定結果及び考察

### 3-1 畜舎

畜舎として鶏舎1件、牛舎1件、豚舎2件及びふんの堆肥化作業場1件について測定を行った。その結果を表-4に示す。

市内には鶏舎115軒、牛舎172軒、及び豚舎155軒があり、それぞれ平均飼育頭数は3,458羽、19頭、191頭<sup>3)</sup>で

表-4 鶏舎及び畜舎の測定結果

鶏舎・畜舎名	試料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	備 考
A・養鶏場	S. 55. 6. 28	簡易ウインドレス鶏舎 開放鶏舎の風下	41 55	採卵鶏 2,500羽
B・牧場	55. 8. 12	堆肥置場 風下境界 風上境界	220 62 30	乳牛 30頭 青草臭
C・ファーム	55. 9. 24	豚舎内 堆肥置場 排水処理槽 風下境界 風上境界	55 230 10以下 51 10以下	親豚・肉豚 470頭
D・畜産	55. 10. 2	豚舎内 堆肥置場 排水処理・振動篩 風下境界	38 18 10以下 10	親豚・肉豚 480頭
E・農協堆肥化作業場	54. 7. 3	作業場内 風下境界 作業場内 " 2 " 3	73 35 41 73 170	500m <sup>2</sup> 鉄骨スレート

ある。そのほとんどの畜舎の周辺には一般の民家が近接しており、毎年数10件の悪臭苦情を起している。しかし、近隣が農地であるとか、夏場の風下に住宅がないなどの周辺の状況により苦情の起り方は一定でない。今回の測定により次のようなことが判明した。臭気の排出源は畜舎、振動篩、ふんの堆肥化施設、残飯蒸煮施設及び排水処理施設が主である。臭気濃度は表一4より、鶏舎、畜舎内で38～55、堆肥化施設で18～230、排水処理槽では10以下となっており、現場で感じるほどの高い値は示していない。また、特定の臭気の排出口を持っておらず、ふん尿が放置されている畜

舎等は、その施設全体が臭気の排出源となる。そのため境界の風下側の臭気濃度が畜舎内と変わらない値を示している。

以上のことから、今後は、清掃がいきとどき、堆肥化施設が密閉されている畜舎での測定値と今回の測定値との比較をする必要性が明らかになった。また、臭気苦情に対しては、臭気濃度のみではなく、その嫌悪性など心理的な因子がどの程度に関係しているか調査する必要があることが明らかになった。

### 3-2 食品関係—コーヒー焙煎工場

コーヒー焙煎工場は市内に7工場あり、そのうち5

表一5 食品コーヒー焙煎工場の測定結果

工場名	試料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	備 考	
A・工場	S. 53. 7. 26	脱 臭 入 口	28,000	水洗式脱臭装置	
		〃 出 口	55,000		
	53. 11. 15	脱 臭 入 口	30,000以上	水洗式脱臭装置	
		〃 出 口	10,000以上		
	54. 5. 10	脱 臭 入 口	2,4000	水洗式脱臭装置	
		〃 出 口	13,0000		
		ク ー ラ ー 出 口	23,000		
	55. 5. 6	脱 臭 入 口	23,000	200kg/バッチ(焙煎能力)直燃式脱臭装置	
		〃 出 口	31,000		
		〃 出 口	98		
	55. 5. 13	脱 臭 入 口	170,000	120kg/バッチ(焙煎能力)深か焼き	
		〃 出 口	310		
		脱 臭 入 口	31,000		200kg/バッチ(焙煎能力)直燃式脱臭装置
		〃 出 口	4,100		
〃 出 口		230			
	ク ー ラ ー 排 出 付 近	5,500	〃 710℃		
B・工場	53. 8. 24	脱 臭 入 口	23,000	直燃式脱臭装置	
		〃 出 口	7,000		
		ク ー ラ ー 出 口	13,000		
	54. 1. 17	風 下 環 境	36	180kg/バッチ(焙煎能力)直燃式脱臭装置	
		ク ー ラ ー 出 口	18,000		
		脱 臭 入 口	14,000		
		〃 入 口	55,000		
		〃 出 口	10,000		
	54. 10. 8	ク ー ラ ー 出 口	11,000	不完全燃焼臭	
		ロ ー ス タ ー 出 口 (4分後)	13,000		
		〃 出 口 (8分後)	7,300		
		〃 出 口 (12分後)	9,800		
	54. 10. 17	ク ー ラ ー 出 口 (3分後)	9,800	風 下 環 境 (50m)	
		風 下 環 境 (50m)	30		
〃 (70m)		31			
〃 (100m)		56			
	風 上 環 境	10以下			

C・工場	54. 5. 15	ロースター 出口	31,000	水洗式脱臭装置	
		クーラー 出口	170,000		
		脱臭 入口	31,000		
	55. 9. 2	脱臭 入口	230,000		75kg/バッチ(焙煎能力)水洗式脱臭装置
		脱臭 出口	41,000		
		脱臭 入口	23,000		150kg/バッチ(焙煎能力)
		脱臭 出口	2,300		
クーラー 集合	550				
D・工場	54. 5. 21	ロースター・水洗入口	170,000	200kg/バッチ(焙煎能力)水洗式脱臭装置	
		クーラー 出口	98,000		
		煙 突 出 口	41,000		
		ロースター・水洗入口	41,000	120kg/バッチ(焙煎能力)	
E・工場	54. 5. 29	ロースター 出口	17,000	24kg/バッチ(焙煎能力)	
		クーラー 出口	98,000		
		脱臭 入口	7,300	水洗式脱臭装置	
		脱臭 出口	31,000		
F・工場	54. 6. 19	脱臭 入口	23,000	60/kgバッチ(焙煎能力)水洗式脱臭装置	
		脱臭 出口	17,000		
		クーラー 出口	23,000		

工場で臭気による苦情が発生していた。臭気の発生は、コーヒーの生豆を灯油又はガスの燃焼ガスで加熱することにより焙煎するロースター排ガス、及び焼き上がった豆を新鮮な空気により急冷するクーラーの排ガスによるものである。コーヒーの生豆は蛋白質、脂肪、糖分、有機酸等の多くの成分を含み、これらが焙煎時に気化、酸化又は分解してさまざまな成分を含むガスを発生する<sup>4), 5)</sup>。これらのコーヒー工場から排出され

る臭気の特徴として、ロースターでは臭気の排出が経時的に濃度変化し、燃料の不完全燃焼臭からコーヒー豆のこげ臭に変わっていく。また、クーラーでは風量の急激な変化があり、脱臭装置の設置に困難を伴う。今回測定した臭気濃度を表-5に示す。臭気濃度は数万~十数万となっている。O. E. R. 値<sup>6)</sup>では $10^6 \sim 10^7$ である。クーラーも短時間ではあるがロースターと同程度の臭気を排出する。

表-6 硫黄化合物のガスクロマトグラフの分析条件

機 種	島津製 GC-6A
カラム	ガラス製 3mmφ×3m
充てん剤	10%PPE 5-ring Chromosorb W, (AW,DMCS) 80~100mesh
カラム温度	65℃
導入口温度	170℃
検出器温度	170℃
検出器	F.P.D (F.I.Dモニター付)
キャリアーガス	N <sub>2</sub> ; 50ml/min
	air ; 10kg/cm <sup>2</sup> , H <sub>2</sub> ; 0.7kg/cm <sup>2</sup>

表-7 低級脂肪酸のガスクロマトグラフの分析条件

機 種	製島津 GC-3B
カラム	ガラス製 3mmφ×3m
充てん剤	4% FFAP Chromosorb W, (AW,DMCS) 60~80mesh
カラム温度	180℃
導入口温度	200℃
検出器温度	200℃
検出器	F. I. D
キャリアーガス	N <sub>2</sub> ; 1.0kg/cm <sup>2</sup>
	air ; 0.92kg/cm <sup>2</sup> , H <sub>2</sub> ; 0.5kg/cm <sup>2</sup>

従来、脱臭装置としては水洗方式（アルカリ洗浄を含む）がほとんどの施設に設置されていたが、悪臭苦情はなお発生していた。今回臭気濃度の測定により、水洗方式は脱臭効果が期待できないことが数値で示された。また改善指導をした直接燃焼方式及び触媒燃焼方式は、脱臭上十分な効果のあることが数値によって示すことができた。また直接燃焼方式の場合、一般に言われているように、燃焼炉内の温度が750℃以上でないと排出ガスの臭気濃度が1000以下にならない。

なお硫黄化合物及び低級脂肪酸の機器分析を表一6、表一7の条件で実施し、その結果を表一8に示した。結果については現在検討中である。

### 3-3 食品関係—胡麻焙煎工場

当工場は、従来直火型の開放の煎りなべでゴマを煎っており、建屋全体から排出される臭気は約1km離れ

た所にも影響を与えていた。臭気濃度は表一9に示す通り、コーヒー焙煎臭気と同程度であった。このため、当初建屋脱臭（局所排気による脱臭）による改善を検討したが、焙煎装置の変更によって処理ガス量を減少させる方が効率的であるため、焙煎装置を脱臭熱風炉を用いたキルン型として改善を行った。改善前後の臭気濃度を表一9に示す。

### 3-4 食品関係—大豆油等製造工場

市内には上記胡麻油工場を含め、4つの食用油製造工場があるが、そのうち3工場でn-ヘキサン抽出による大豆油等の製造をしている。大豆油等製造工程は、前処理工程（原料加熱、圧扁等）、抽出工程（n-ヘキサンによる連続抽出、溶剤回収等）後処理工程（ミールドライヤー、ミールクーラー等）、精製工程（脱酸、脱ガム、脱色、脱臭等）に分けられる。主な

表一8 ロースター排出ガス中の硫黄化合物及び低級脂肪酸の測定結果（単位：ppm）

硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル	酢酸	iso-吉草酸
0.2	0.009	0.007	5.0	2.0

表一9 食品—ゴマ油焙煎工場の測定結果

工場名	試料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	備考
A・工場	S. 53. 12. 20	直火炉上	23,000	改善前
		作業場内	41,000	
臭気排出口付近	23,000			
	55. 8. 5	焙煎キルン出口	310,000	改善後
		脱臭熱風炉入口	74,000	
		煙突	980	

表一10 食品—大豆油等製造工場の測定結果

工場名	試料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	備考
A・工場	S. 54. 8.	原料前処理加熱(菜種)	1,300~9,800	O. E. R値 $10^{5.3} \sim 10^{6.1}$
		ミールドライヤー(大豆)	4,100	O. E. R値 $10^{6.1}$
	55. 4.	ミールクーラー(大豆)	400	O. E. R値 $10^{5.6}$
		ミールドライヤー(菜種)	55,000	O. E. R値 $10^{7.1}$
		ミールクーラー(菜種)	9,800	O. E. R値 $10^{6.8}$

表一11 大豆油等製造工場排出ガス中の硫黄化合物の測定結果

(単位：ppm)

	硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル
大豆予熱機	0.7	ND	0.4
大豆ミールドライヤー	9.0	0.5	1.0

臭気の排出箇所及び臭気濃度の測定値を表-10に示す。臭気濃度は400~55,000程度であるが、排気風量が大きいので各工程毎のO. E. R. 値は $10^5 \sim 10^7$ となっている。

また同時に測定した硫黄化合物及び低級脂肪酸の機器分析結果を表-11, 表-12に示す。これらの分析値を各々の物質の臭気の閾値で除して得られる推定臭気濃度を表-13, 表-14に示す。これらの表と, 表-11と表-12との比較から, 硫黄化合物が大豆油等製造工場からの臭気の構成要因となっていることが推定される。

### 3-5 焼却施設

屋外燃焼及び焼却炉の排出ガスによるばい煙の悪臭苦情は、毎年数10件発生している。特に焼却する物にプラスチック類、ゴム類等が混入している場合、強い臭気を発生し易く、また塩化水素等の有害ガスも発生させるおそれがある。焼却炉からの悪臭の発生は、炉の形式、焼却する物により変化するものはもちろんのこと、表-15の測定結果に見られるとおり、同じ炉であっても焼却条件により著しく異なってくる。このような苦情に対処するための臭気濃度の測定は、何回か

表-12 大豆油等製造工場排出ガス中の低級脂肪酸の測定結果

(単位: ppb)

	採気量(ℓ)	プロピオン酸	iso-酪酸	n-酪酸	iso-吉草酸	n-吉草酸
大豆予熱機	40	tr	N D	N D	N D	N D
大豆予熱機凝縮水	200	70	41	32	90	40
大豆ミールドライヤー	41	N D	N D	3	2	tr
大豆ミールドライヤー凝縮水	200	15	7	32	26	tr

表-13 大豆油等製造工場排出ガス中の硫黄化合物の推定臭気濃度 (測定濃度/認知閾値)

	硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル
大豆予熱機	130	—	170
大豆ミールドライヤー	1,700	800	430

各物質の認知閾値<sup>7), 8)</sup>

硫化水素 (0.00047)0.0056 ppm

メチルメルカプタン (0.0021)0.00065ppm

硫化メチル (0.001)0.0023ppm

表-14 大豆油等製造工場排出ガス中の低級脂肪酸の推定臭気濃度 (測定濃度/認知閾値)

	プロピオン酸	iso-酪酸	n-酪酸	iso-吉草酸	n-吉草酸
大豆予熱機	—	—	—	—	—
大豆予熱機凝縮水	8	30	40	30	(15)
大豆ミールドライヤー	—	—	4	1	—
大豆ミールドライヤー凝縮水	2	5	40	10	—

各脂肪酸の認知閾値<sup>7), 8)</sup>

プロピオン酸 0.0084 ppm

n-酪酸 0.00081 (0.001) ppm

iso-酪酸 0.0013 ppm

iso-吉草酸 0.0027 ppm

表一15 焼却施設の測定結果

工場名	料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	備考
A・工場	S. 54. 1. 18	排ガス洗浄出口 風下環境	730 10以下	香料, 溶剤等産廃物処理
B・工場	54. 2. 1	焼却炉出口 脱水汚泥置場	55,000 41	捺染汚泥焼却
	54. 10. 31	焼却炉出口 脱臭出口	420,000 2,300	
	55. 4. 25	焼却炉出口 脱臭出口	170,000 13,000	直燃式脱臭装置 直燃式脱臭装置

繰り返しを行い、得られた複数のデータを基にして評価することが必要とされよう。なお捺染工場の排水汚泥焼却炉にみられるように、排出ガス中に塩素化合物等の無機化合物が含まれる場合は、たとえ直接燃焼方式の脱臭装置を設置しても、これだけでは不十分となる場合があることを考慮すべきである。また焼却する物の置場についても注置をはらう必要がある。

3-6 バキュームカー<sup>9)</sup>

バキュームカーからの悪臭の発生は、くみ取り時の真空ポンプからの排気によるものである。なかでも小型車はくみ取り作業の都合で、住宅密集地域内でポン

プを運転したまま、吸込みホースのみを各家庭に移動する。そのため、その付近のくみ取り作業が完了するまでの間、悪臭で悩まされる。

バキュームカーのような移動する作業は悪臭防止法の規制は受けず、廃棄物の処理及び清掃に関する法律で悪臭の排出が規制されている。

現在このようなバキュームカーからの臭気の排出を防止する脱臭器が種々工夫され、取り付けられているが、その効果は十分に確認されていない。本調査は、環境事業局からの依頼により種々の脱臭器、脱臭剤の脱臭効果を三点比較式臭袋法により測定し、効果の高

表一16 バキュームカーの測定結果

脱臭器メーカー名	試料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	硫化水素(ppm)	アンモニア(ppm)	脱臭法
A 社	S. 55. 8. 28	脱臭器入口	410,000	2,000	75	中和法
		// 出口	2,300,000	2,900	120	
B 社	53. 8. 28	脱臭器入口	1,100,000	2,300	130	中和法
		// 出口	1,300,000	2,000	130	
C 社	53. 8. 28	脱臭器入口	2,600,000	2,200	120	中和法
		// 出口	1,300,000	1,000	250	
D 社	53. 8. 30	脱臭器入口	1,700,000	1,800	140	吸着法
		// 出口	310,000	100	29	
E 社	53. 8. 30	脱臭器入口	980,000	650	35	吸着法
		// 出口	310,000	130	31	
F 社	53. 9. 6	脱臭器入口	1,300,000	730	90	触媒燃焼法
		// 出口	410,000	170	10	
G 社	53. 9. 6	脱臭器入口	730,000	650	99	吸着法
		// 出口	840,000	550	99	
		風上 12m	10以下			
		風下 12m	420			
		// 31m	49			

い脱臭器（脱臭剤）を選定するために行った。

臭気濃度、硫化水素、アンモニアの測定結果（表-16）から次のことがわかった。

脱臭器入口側の臭気は、気温、タンク内のし尿の量、脱臭方式による吸引風量の差等により違いがあるが、臭気濃度は、脱臭器入口で $41 \times 10^4 \sim 260 \times 10^4$ 、硫化水素は650~2,300ppm、アンモニアは35~140ppmであった。

各脱臭器の脱臭効果を比較すると、活性炭を使用した吸着法が比較的良い効果を示しているが、長期間にわたっての寿命は不明である。脱臭器がバキュームカーに積載され、設備されなければならないという制約された条件の中で、現在の脱臭技術、バキュームカーの構造等から対策が非常に困難であることが改めて認識させられた。

### 3-7 その他の業種

その他の業種から発生する臭気について測定した結果を表-17に示す。この中で、排出ガス中に含まれる

物質が単一物質である例として、ドライクリーニング機からの臭気がある。表-18に示すように、この場合、臭気濃度は、ガスクロマトグラフ法によって得たパークロルエチレンの測定濃度をパークロルエチレンの認知閾値で除して得られる推定臭気濃度と良く一致している。

### 3-8 三点比較式臭袋法について

悪臭の調査に三点比較式臭袋法を用いることにより、複合臭についての脱臭装置の適、不適及び脱臭効果の確認（においの感覚量の変化）が、臭気濃度の測定によって初めて評価できた。また官能試験法によるデータは、一般に再現性、精度に問題があると言われていたが、表-19、表-20に示すように、三点比較式臭袋法による臭気濃度の測定値は、かなり信頼性があることがわかった。そこで今後もこの方法により測定を積み重ね臭気の測定法として確かなものにしていく必要がある。

表-17 その他の業種の測定結果

工場名	試料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	備考
配合銅料工場	S.54.11.7	豚用粉碎排気 同ベレット排気 プレミックス混合排気	230 410 310	
ドライクリーニング店	53.6.30	回収装置入口 " 出口 ドライ機付近	3,100 55 10以下	パークロルエチレン 13000ppm " 118ppm " 2ppm
鑄造工場	54.3.20	バラシ排気 注湯(上50cm) シエル工場ルーファン 工場構内風下	13,000 550 55 10	低ヘキサ型砂バインダー使用
アクリル系樹脂重合工場	54.6.26	脱臭装置入口 " 出口	73,000 1700	洗浄式脱臭装置
ゴム製品加工場	54.9.26	加硫直後の発生ガス 換気扇出口 境界路上	3,700 55 13	
金属板印刷工場	54.10.24	焼付炉入口側排ガス 同出口側排ガス	23,000 170	
エナメル被覆電線工場	54.11.21 54.11.29	脱臭装置入口 " 出口 脱臭装置入口 " 出口	310,000 98,000 310,000 170,000	触媒燃焼式脱臭装置 触媒交換後2日 触媒交換後約10日



表-18 ドライクリーニング排出ガスの推定臭気濃度 (測定濃度/認知閾値)

試料採取場所	臭気濃度	推定臭気濃度
回収装置入口	3,100	2,900
// 出口	55	25
ドライ機付近	10以下	—

7), 8)

パークロロエチレンの認知閾値4.68ppm

表-19 繰り返し行った場合の臭気濃度値

工場名	試料採取年.月.日	試料採取場所	臭気濃度	試料採取場所	臭気濃度
B コーヒー焙煎工場	S. 53. 8. 24	ロースター出口	23,000	クーラー出口	13,000
	54. 1. 17			クーラー出口	18,000
	54. 5. 8	ロースター出口	14,000	クーラー出口	11,000
A コーヒー焙煎工場	53. 7. 26	ロースター出口	28,000		
	54. 5. 10	//	24,000		
	55. 5. 6	//	31,000		
	55. 5. 13	//	31,000		
エナメル被覆 電線工場	54.11. 21	脱臭装置入口	310,000		
	54.11. 28	//	310,000		

表-20 本市と他の分析機関とクロスチェックした場合の臭気濃度

工場名	試料採取年.月.日	試料採取場所	本市	他の分析機関
鋳物工場	S. 53. 10. 24	シエルマシン	310	540
		脱臭入口	170	120
		// 出口	55	54
		風下	10以下	20

#### 4. まとめ

昭和53年6月から昭和55年10月までにいくつかの業種について三比点較式臭袋法により悪臭を測定した。また、そのうちのいくつかの事業場については化学成分分析法による測定も行った。これらの調査により次のような結果が得られた。

- (1) 畜舎のように建屋全体が臭気の排出源である場合は、周辺環境中の臭気濃度ばかりでなく、そのおの質及び認容性についても注意をはらう必要がある。
- (2) コーヒー焙煎施設に、燃焼方式の脱臭装置を置したとき、臭気濃度が55,000~130,000であったものが、230となった。
- (3) 大豆油抽出工場からの臭気の主要成分は、硫黄化合物のようである。
- (4) 焼却施設においては、同じ焼却炉であっても焼却条件が異なると、臭気濃度も異なる。

#### 謝辞

本調査にあたり三点比較式臭袋法の分析法の御指導をいただいた東京都公害研究所岩崎好陽氏に感謝します。また、パネルテストにパネラーとして御協力をいただいた衛生局の方々に感謝します。

#### 文献

- 1) 横浜市公害対策局：公害との戦い，昭和55年3月。
- 2) 東京都告示第238号（1978）。
- 3) 横浜市緑政局：横浜市畜産概要，昭和55年7月。
- 4) Sullivan J. L., et al: An Evaluation of Catalytic and Direct Fired Afterburners for Coffee and Chicory Roasting Odors. J. Air Pollut. Cont. Assoc., 15, 585-586 (1965).
- 5) 環境庁：悪臭防止技術マニュアル（第3編）。

- 391 (1980).
- 6) 重田芳広：し尿処理場，下水処理場新設にとも  
なう環境調査の実例，悪臭セミナー講演集，  
95-103 (1978).
- 7) G. Leonardos, D. Kemdall and N. Barnard  
: Odor Threshold Determinations of 53  
Odorant Chemicals. J. Air Pollut. Cont.  
Assoc., 19, 91-95 (1969).
- 8) 日本環境衛生センター：悪臭物質の測定等に関  
する研究報告書 (1972~1978).
- 9) 北山輝秀：バキュームカー排気ガスの悪臭対  
策，悪臭の研究，2(9)，63-66 (1973).

## 南関東地域における広域大気汚染調査の概要（中間報告）

—過去4ケ年の調査から何が明らかにされたか—

鶴田治雄\*

1976年から1979年にかけて諸研究機関と共同で実施した、南関東地域での広域大気汚染調査結果の概要の中間報告を述べる。ここで明らかになった重要な事実を次に記す。

- (1) 京浜、京葉工業地帯および東京都市域による汚染気塊が、相対的に独立して存在することが明らかになった。
- (2) 湾や内海は、一般風が弱く海陸風循環が発生する気象条件の時は、 $\text{NO}_x$ 等の1次汚染物質或いは $\text{O}_3$ 等の2次生成物質の“貯蔵庫”となることが明らかになった。
- (3) 工業地帯から排出される $\text{NO}_x$ や $\text{HC}$ が、光化学大気汚染の発生に寄与していることが明らかになった。
- (4) 一般風が卓越する時と、局地風が発達する気象条件の時とでは $\text{O}_3$ 等の汚染物質の立体分布は、質的に異なっていた。
- (5) 混合層の発達および消滅過程に伴う $\text{O}_3$ 等の汚染物質の輸送及び変質過程が明らかになりつつある。

### 1. はじめに

日本における光化学大気汚染は、1970年7月18日に東京都杉並区の立正高校で多数の重症被害が発生したことにより、大きな社会問題となった。その後、全国の主要都市でも相次いで発生し、現在に至っている。1970年代前半(第Ⅰ期と呼ぶ)に、光化学大気汚染現象の実態把握のため、東京都、埼玉県、千葉県、神奈川県および環境庁等は、単独或いは協力して、精力的に調査を実施した。その内容は、地上の大気汚染常時監視測定局のデータ解析、ヘリコプターおよびカイツーン等を利用した特別立体調査、さらには植物被害調査等である。その成果は、東京都公害研究所の特別報告書<sup>1)</sup>、およびそれぞれの報告書<sup>2), 3)</sup>にまとめられている。

この第Ⅰ期の成果を基礎に、光化学大気汚染に関する第Ⅱ期の調査研究は、大気汚染物質の広域にわたる輸送および変質過程に焦点を絞りつつ、1970年代後半に実施された。本研究所においても、発足時の1976年から現在まで、積極的に、広域大気汚染調査を、他機関と協力或いは共同で実施してきた。個々の調査研究については、所報等に順次報告しつつある。しかし、これらの調査研究は相互に関連し合っており、それらを総合的に結びつけていく作業も、同時に行なってい

く必要がある。そこで、現在までの調査結果から、何が明らかになったか、また、問題点および今後の方向等についての中間報告を以下に述べる。

### 2. 日本における大気汚染現象の特徴

日本における典型的な大気汚染現象は、発生源との関係で考えると、幹線道路、都市および工業地帯によってひきおこされている。この報告で取り扱う調査研究の対象は、工業地帯および都市による広域大気汚染である。

地形および気象は、大気汚染物質の輸送に重要な役割りを果している。日本では、大気汚染物質の大発生源である都市や工業地帯の大多数は、湾や内海の沿岸地域に集中している。現在も、本州四国連絡橋、東京湾岸道路、関西新国際空港等の、湾や内海上での大規模開発が、計画或いは進行中である。また、沿岸地域の地形は非常に複雑であり、その後背地に山塊が存在している場合が多い。一方、京都、奈良或いは長野等の盆地での大気汚染も、地形の影響を強く受けている。

南関東地域では、次に示す特有な局地風系が存在する。

Preliminary report on regional photochemical air pollution studies in the southern part of Kanto area.

\* Haruo Tsuruta, 横浜市公害研究所大気部門

- (1) 海陸風（関東地域においては、東京湾，相模湾，鹿島灘および九十九里浜での海陸風）
- (2) 山谷風
- (3) 大規模循環（例えば、藤部，浅井<sup>4)</sup>の解析によって明確になった，南関東地域全体をおおう風系）
- (4) ヒートアイランドによる都市風

なお，実際に観測される風は，これらの局地風と一般風とが合成されており，非常に複雑である。

次に，変質過程についての特徴の第一は，工業地帯と都市とが隣接しているために，汚染大気中でいおう酸化物，窒素酸化物，炭化水素およびエアロゾル等が，光化学反応に複雑に参加していることである。また，日本は海に囲まれているので，多量の水蒸気とこれらの汚染物質との相互作用を考慮する必要がある。

このように，日本の大気汚染現象は，非常に複雑である。現段階における調査研究は，現象を支配している個々の因果関係を明らかにしていくとともに，その内部構造を物理，化学的に明らかにすべき時期にきている。

### 3. 関東地域における光化学大気汚染による植物被害

1都6県（東京都，埼玉県，千葉県，神奈川県，茨城県，群馬県，栃木県）では，1974年以降，光化学大気汚染による植物影響調査を実施している。この調査では，指標植物として，アサガオ，サトイモ，ラッカセイが用いられている。1974年から1978年までの5年にわたる調査結果をまとめた報告書<sup>5)</sup>によれば，関東全域で植物被害が著しいこと，光化学大気汚染注意報発令基準以下のオキシダント濃度でも植物被害が発生していることが，明らかにされた。調査結果の1例を，図-1に紹介する。

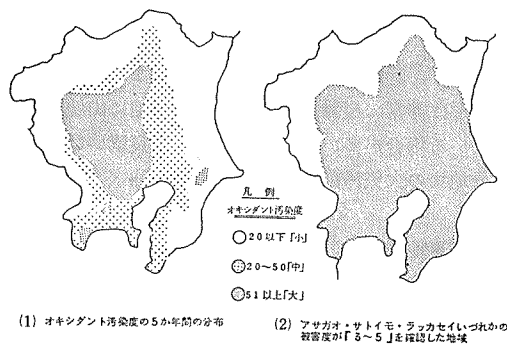


図-1 関東地域での過去5ケ年における植物被害とオキシダント汚染度の分布<sup>5)</sup>

なお，1979年度の報告書<sup>6)</sup>によれば，総合的に3植物の全被害量の平均は，

(1979年) ≙ (1978年) ≙ (1977年) > 1975年 > 1976年の順に大きかった。一方，関東地域における1979年の光化学大気汚染注意報発令回数は，過去7ケ年の中で最低であった。それにもかかわらず，植物被害度が大きかったことは，注目すべきことである。

また，伊豆大島でも，光化学大気汚染による植物被害が発生していたことが，東京都公害研究所の調査<sup>7)</sup>で明らかになっている。

このように，光化学反応等による広域大気汚染は，植物被害からみると，太平洋沿岸地域を含む関東平野全域及び伊豆大島にまで及んでおり，この5年間で改善の方向には進んでいない。

さらに後述するように，高濃度のオゾン (O<sub>3</sub>) を含む汚染層の高さは，地上から高度1,000m以上にも達する場合もあることが観測されている。それ故，関東平野をとり囲んでいる山岳地帯の森林にも，光化学オキシダント等の汚染物質による被害が発生している可能性があり，今後の調査が望まれる。

### 4 南関東地域における窒素酸化物の発生源の分布

図-2は，南関東地域における窒素酸化物 (NO<sub>x</sub>) の排出強度の分布<sup>8)</sup>である。発生源は，東京湾岸地域を中心に，広域に分布している。主な発生源は，京浜，京葉および鹿島の工業地帯（立体源），幹線道路（線源）を中心とした東京都市域（面源）および火力発電所に代表される高煙突単一大発生源（点源）である。東京都市域の面源の高さは，地上近くであるが，工業地帯では100~200mの高煙突が主であり，調査，解析を行なう場合に注意する必要がある。

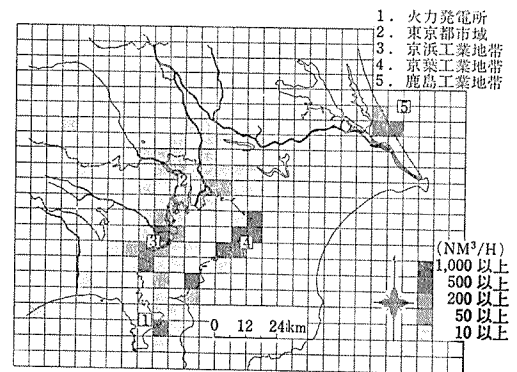


図-2 南関東地域における窒素酸化物の排出量分布<sup>8)</sup>（夏，正午，6 kmメッシュ）

表一 1970年代後半に実施された光化学大気汚染特別調査

No.	調査期間	調査研究内容	調査方法等	共同研究機関
1	1976年 5月26日～6月1日	相模湾・伊豆諸島海域上における大気汚染物質の輸送および変質過程(I)	研究船	東大海洋研究所, 北大(理) 川崎市公害研究所 横浜市公害研究所
2	1977年 8月31日～9月7日	同 上 (II)	研究船 上層風(パイバル) 地上特別測定	東大海洋研究所 横浜市公害研究所 (横須賀市)
6	1978年 11月9日～11月15日	同 上 (III)	研究船, カイツーン測定, 地上特別測定, 上層風(パイバル), 航空機(セスナ)	東大海洋研究所, 国立公害研究所 横浜市公害研究所(神奈川県公害センター, 川崎市公害研究所, 横須賀市)
3	1978年 1月24日～1月26日	京浜工業地帯より排出される窒素酸化物の輸送および変質過程(I)	航空機(ヘリ) 上層風(パイバル)	神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会(神奈川県, 川崎市, 横須賀市, 横浜市)
4	1978年 7月17日～7月18日	同 上 (II)	航空機(セスナ) 上層風(パイバル) 地上特別測定	同 上
7	1979年 7月25日～7月26日	同 上 (III) (炭化水素を含む)	航空機(エアロコマンダー) 上層風(パイバル) 地上特別測定	同 上 (千葉県公害研究所)
5	1978年 8月9日～8月12日	首都圏における光化学大気汚染立体調査(I)	航空機(セスナ, ヘリ) 上層風(パイバル) 低層ゾンデ	国立公害研究所, 埼玉県公害センター, 富山県公害センター, 横浜市公害研究所
8	1979年 7月31日～8月2日	同 上 (II)	航空機4台, 低層ゾンデ, 上層風(パイバル) タワー特別測定	環境庁, 国立公害研究所, 横浜市公害研究所, 埼玉県公害センター, 千葉県公害研究所, 川崎市公害研究所, 富山県公害センター

図一1および図一2から明らかなように、伊豆大島を含めた南関東地域は、主に東京湾岸地域を発生源にもつ同一大気圏であると、考えられる。

### 5. 関東地域での第II期における広域大気汚染調査

第II期における関東地域での広域大気汚染に関する特別調査は、主に光化学大気汚染との関連で、表一1に示すように、8回実施された。これらの調査は、諸研究機関が共同で実施したもので、本研究は全ての調査に参加したが、調査の目的、方法等により次の3種類に大別される。

- (1) 相模湾岸域における海陸風循環に伴う大気汚染物質の輸送および変質過程(研究船を利用)―No.1, 2, 6
- (2) 京浜工業地帯による汚染気塊の輸送および変質過程(航空機を利用)―No.3, 4, 6, 7
- (3) 首都圏における光化学汚染気塊の立体調査(複数の航空機を利用) No.5, 8

次に、これらの調査結果の概要を、述べる。

### 6. 相模湾、伊豆諸島海域上での大気汚染物質の輸送および変質過程

沿岸地域では、海風時にしばしば光化学オキシダント濃度が高くなって、光化学大気汚染注意報が発令される。この現象は、東京湾、相模湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海等で共通に発生しており、その解明には、陸上と海上とを含めた総合的な調査を行なって沿岸域での海陸風循環に伴う大気汚染物質の輸送および変質過程を明らかにしなければならない。その中でも特に海上での調査は、これまで全く実施されていなかった。そこで、1976年から3次にわたって、研究船「淡青丸」(東大海洋研究所所属)を利用して、海洋研究所と共同で主に相模湾および伊豆諸島海域上で、窒素酸化物、オゾン等の大気汚染物質と気象要素の測定を実施した。

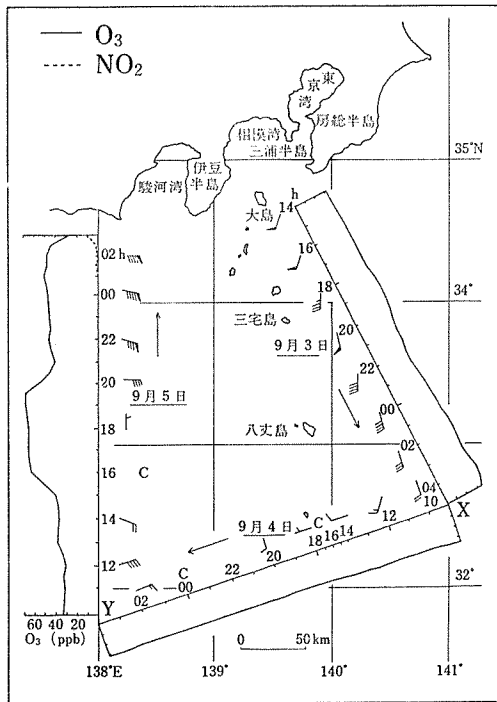


図-3 第2次調査における伊豆諸島海域上での $O_3$ 、 $NO_2$ 濃度の水平分布 (1977年9月3日～9月6日)

6-1 第1次調査<sup>9)</sup> および第2次調査結果<sup>10)</sup>の概要

第1次調査は1976年5月下旬、第2次調査は1977年9月上旬に、相模湾および伊豆諸島海域上を広く移動して、実施した。

(1) 夏期、太平洋高気圧におおわれて広範囲に南寄りの一般風が吹き続けている時、図-3に示すように、その清浄大気中での $O_3$ 濃度のバックグラウンド値は約30ppbで、日変化を示さず一定であることが明らかになった。 $NO_x$ 濃度は、測定機器の検出限界(2ppb)以下であった。また、低沸点炭化水素濃度も、1ppbより低く、エアロゾル中のベンゾ(a)ピレン濃度も $1pg/m^3$ と検出限界に近い非常に低い値であった。夏期は、このような清浄大気が太平洋沿岸地域に到達してくることが明らかになった。

(2) 一方、南関東地域の沿岸域で北～北東風が吹く時、東京湾岸地域の都市および工業地帯を通過してきた大気中では、夜間は $NO_x$ 等の1次汚染物質を、また日射の強い日中は、 $O_3$ 等の光化学反応による2次生成物質を含んだ汚染気塊が形成されて、少なくとも150km風下の海上にまで長距離輸送されたことが明らかになった。

(3) 次に、海陸風循環の発生する気象条件の時、午

前中陸風が弱まって海上で“なぎ”の状態になると、海上は光化学反応によって生成された高濃度の $O_3$ を含む汚染気塊の“貯蔵庫”になることが明らかになった。この現象は、第2次調査では、相模湾上だけでなく、東京湾および駿河湾上でも測定された。

(4) さらにその後、沿岸地域で海風が吹き始めると、湾上の汚染気塊は沿岸地域へ輸送され、沿岸地域でのオキシダント高濃度現象の原因になることも明らかになった。

(5) なお、一般風が南寄りの風であっても、相模湾西部では、伊豆半島の影響で一般風が弱まり、山風が観測された。この山風により、沿岸部の都市の汚染物質が海上に運ばれたことが同時に観測された。

6-2 第3次調査結果の概要

1978年11月中旬に、第3次調査を実施した。この調査は、立体的な総合調査の一環としても行なわれたもので、他研究機関と共同で、航空機および研究船を利用し、さらに陸上での上層風観測をも実施した。現在、総合報告書を作成中なので、ここでは、研究船上での測定結果の一部<sup>11)</sup>を報告する。

相模湾上の定点と、風上側の陸上の磯子で実施した $NO_x$ 等の連続観測結果を、図-4に示した。また、

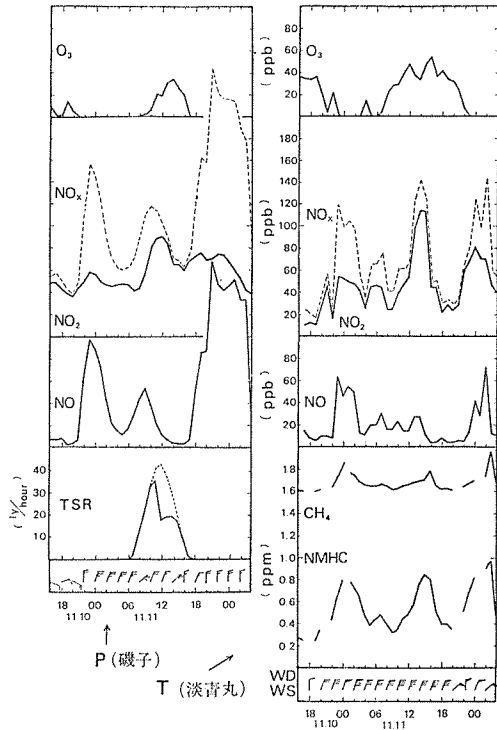
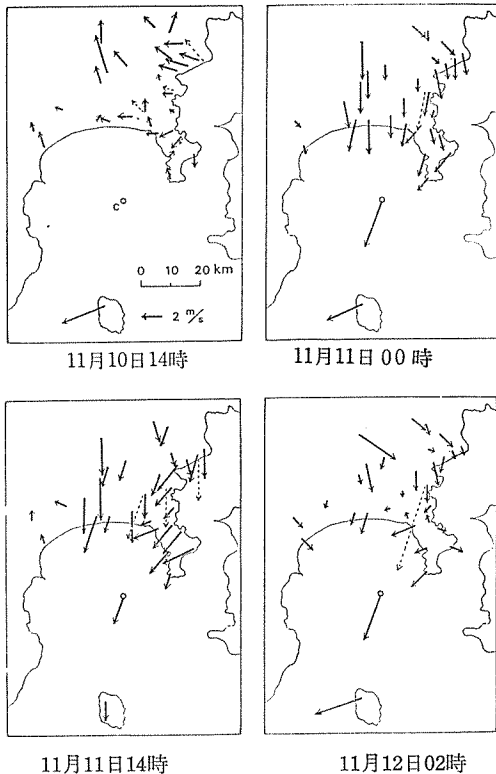


図-4 第3次調査における磯子(P)および相模湾上(T)での $O_3$ 、 $NO_x$ 、 $CH_4$ 、NMHC濃度と風向風速の時間変化 (1978年11月10日～11月11日)



図一五 神奈川県東部および相模湾上の地上風ベクトル（破線のベクトルは高度約200mでの値）

同時期の地上風を図一五に示した。

(1) 海上での測定で最も著しい特徴は、夜中および午後、1次汚染物質である $\text{NO}_x$ 、メタン( $\text{CH}_4$ )、非メタン炭化水素(NMHC)の濃度が非常に高くなったことである。陸上と海上での $\text{NO}_x$ 濃度に時間差がみられること、および北北東の風が吹き続けたことから、京浜工業地帯(およびその風上側の東京都市域)の汚染物質が、汚染気塊として相模湾上に輸送されたと推測される。

(2)  $\text{NO}/\text{NO}_x$ は、夜中の高濃度時は約0.5で、 $\text{O}_3$ は検出限界(2ppb)以下と低かった。風上側の陸上では、 $\text{O}_3$ は $\text{NO}$ 等との反応で消滅しており、陸風により都市上空の汚染気塊は $\text{O}_3$ が消滅したまま海上へ輸送された。一方、日中は、 $\text{NO}/\text{NO}_x$ は0.2と夜中より小さく、 $\text{O}_3$ も最高60ppbで陸上より高く、汚染気塊の輸送中に $\text{O}_3$ が少量生成されていた。しかし、 $\text{NO}$ から $\text{NO}_2$ への変換は進んだが、 $\text{NO}_2$ 濃度は約110ppbと高く、日射が弱かったために、光化学反応はそれ以上進行せず大量の $\text{O}_3$ の生成はみられなかった。

(3) これらの2種類の汚染気塊の存在は、第1次および第2次調査で観測された長距離輸送現象と対応している。

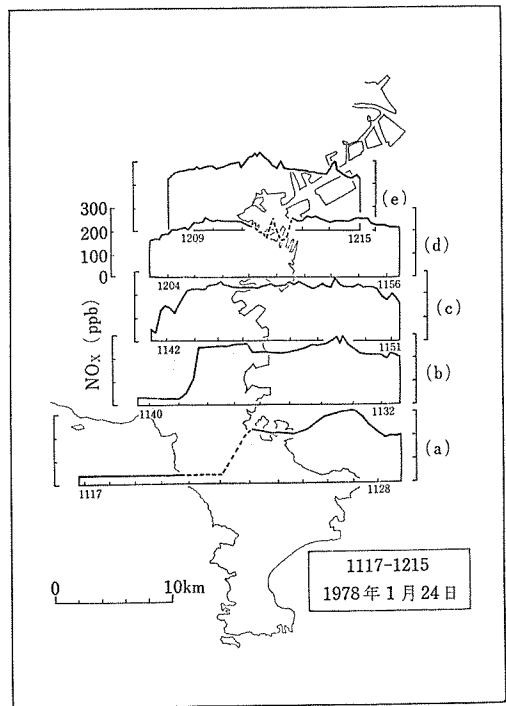
## 7. 京浜工業地帯から排出される窒素酸化物の輸送および変質過程

前述したように、相模湾上での調査により、東京湾岸地域、とりわけ京浜工業地帯から排出されたと推測される汚染気塊の存在が、初めて明らかになった。それでは京浜工業地帯から、汚染物質はどのように輸送されていくのだろうか。また、横浜市、川崎市、横須賀市を含む神奈川県東部での汚染物質の立体分布はどのようなであろうか。

神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会(神奈川県、川崎市、横須賀市、横浜市)では、京浜工業地帯から排出される窒素酸化物の輸送および変質過程に関する立体調査を、航空機等を用いて過去3回、神奈川県東部およびその沿岸海域上で実施した。

### 7-1 第1次調査結果<sup>12)</sup>の概要

冬期は、夏期にくらべて、日射が弱いため、排出された大気汚染物質の反応はあまり進行せず、また、大気の安定度が大きいので、1次汚染物質の濃度が高くなる。そこで、まず、1978年1月下旬に、京浜工業地



図一六 高度150mでの $\text{NO}_x$ 濃度の水平分布(1978年1月24日、1117は11時17分を示す)

帯および都市域で排出される窒素酸化物の輸送および変質過程を、調査した。

(1) 接地逆転層が存在し、海陸風循環の発生する気象条件の時、京浜工業地帯およびその風上で排出された $\text{NO}_x$ は、午前中高さ200mの北寄りの風により、逆転層の下層に閉じこめられたまま東京湾上へ輸送された。東京湾上では、図-6に示すように $\text{NO}_x$ 濃度は200~300ppbと高く、その濃度は、東京湾上でほとんど変化しなかった。その後、東京湾海風の吹きこみとともに、湾上の汚染気塊は沿岸地域へ運ばれた。東京湾上は、汚染物質の“貯蔵庫”であった。汚染気塊中では炭化水素濃度も高かったのも、この時、日射が強ければ、光化学反応が進行して大量の $\text{O}_3$ が生成され、沿岸地域に光化学大気汚染をもたらしたのであろう。

(2) 南関東地域の太平洋沿岸地域で北～北東風の時、京浜工業地帯からの汚染気塊中では、風下側に輸送されるにつれて、図-7に示すように $\text{NO}_x$ 濃度は次第に減少していったが、風向に直角な水平方向の濃度分布は、ガウス型の煙流モデルと異なり、東京湾上での水平拡散はほとんどなかった。

(3)  $\text{NO}$ から $\text{NO}_2$ への変換については、日射量が

少なく逆転層が存在している時は、京浜工業地帯の風下側の $\text{NO}/\text{NO}_x$ はほぼ一定値約0.5であった。これは、風上側の $\text{O}_3$ 濃度が非常に低く、また、逆転層より上層の大気との垂直混合も行なわれなかったためであろう。

(4)  $\text{NO}_x$ の変質過程に関しては、Coal and Summer-hays<sup>13)</sup>も述べているように、これまで単一発生源の煙流中での測定しか行なわれていなかった。工業地帯（および都市）の汚染気塊の変質過程に関しては、この調査が初めてであり、発生源の形態および排出高さが異なることにより、その変質過程も異なっていることが推測された。

### 7-2 第2次調査結果<sup>14)</sup>の概要

第2次調査は、1978年7月17日、18日の2日間、光化学大気汚染との関連で実施され、京浜工業地帯および都市域の汚染気塊を追跡した。2日間とも、北～北東風が高さ2kmにまでおよんでおり、一船風が卓越していた。しかし、日中は、日射が強かったため、下層で局地風が次第に発達した。

(1) 7月17日の午前中の高度300mにおける東西および南北の $\text{NO}_x$ 、 $\text{O}_3$ の水平分布を、図-8に示した。この時の300mでの風は、北東風で5~6m/secであった。この様な北東風により、京浜汚染気塊は、相模湾東部沿岸地域から相模湾上へ煙流として輸送された。また、東西方向の分布によれば、京浜煙流の中心から次第に東西へ遠ざかるにつれて、 $\text{NO}_x$ 濃度は低くなり、逆に $\text{O}_3$ 濃度は高くなった。しかし、煙流中の $\text{O}_3$ 濃度は風下側の測線しほど次第に高くなっており、輸送されつつある汚染気塊中で光化学反応により $\text{O}_3$ が生成されていたことを示している。また、図-8の $\text{NO}_x$ 濃度に示されているように、高濃度の京浜煙流を中心に、一定濃度の $\text{NO}_x$ が広範囲に測定されている。これは、東京都市域の面源による煙流である。

(2) 京葉工業地帯からは、図-2にみられるように、京浜工業地帯と同様に大量の汚染物質が排出されている。この京葉工業地帯によると推測される高濃度の $\text{O}_3$ を含む汚染気塊が北東風の吹いている東京湾上で測定された。京葉工業地帯の汚染気塊の存在が、これにより初めて明らかにされた。

(3) 垂直分布によれば、早朝の混合層高度は約400mで、混合層内では $\text{NO}_x$ 濃度が高く、 $\text{O}_3$ は $\text{NO}$ との反応で減少していた。しかし、その後、混合層は次第に発達し日中、陸上では高度1,500mにも達したが、海上での混合層は、1,000m以下と低かった。混合層内では、 $\text{O}_3$ 濃度が100ppb以上となり、垂直方向の濃度

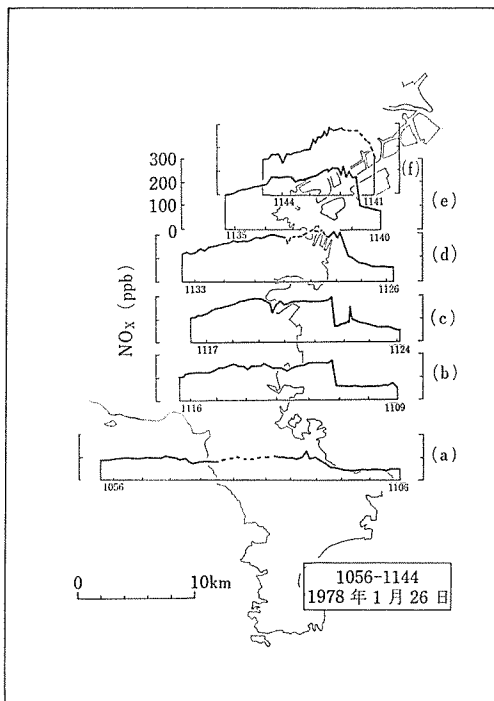
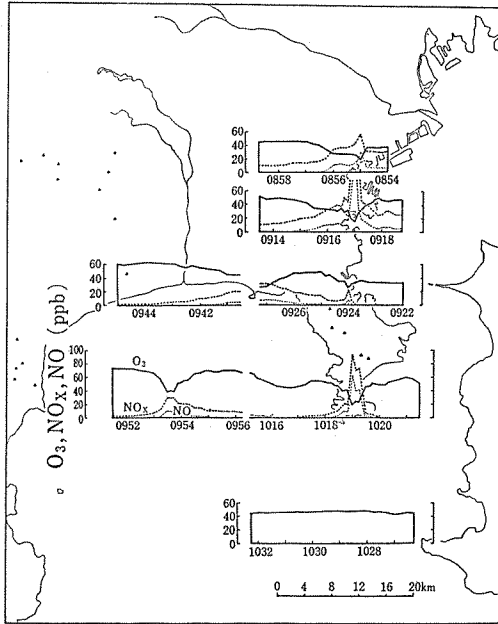
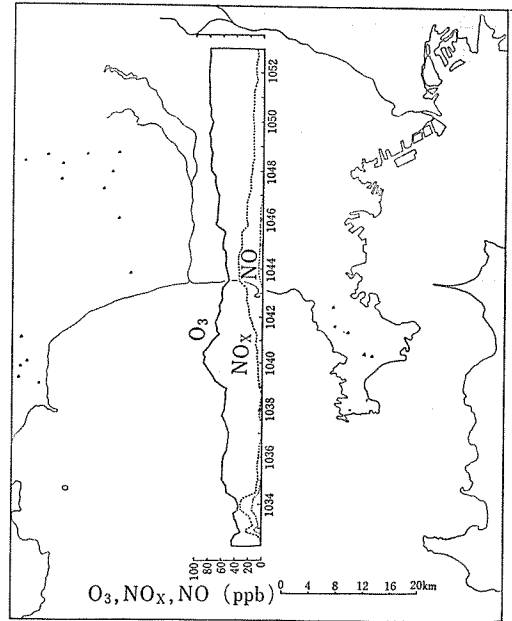


図-7 高度150mでの $\text{NO}_x$ 濃度の水平分布  
(1978年1月26日)





(1) 東西方向の水平分布



(2) 南北方向の水平分布

図-8 NO<sub>x</sub>, NO, O<sub>3</sub>濃度の東西および南北方向の高度300mにおける水平分布 (1978年7月17日)

は同様であった。一方NO<sub>x</sub>濃度は10~20ppbと低く、光化学反応により分解していたと考えられる。

### 7-3 第3次調査結果<sup>15)</sup>の概要

第3次調査は、1979年7月25日、26日の2日間、実施された。

(1) 25日は、南寄りの風が早朝から吹いていたため、相模湾上は、O<sub>3</sub>は低濃度で、NO<sub>x</sub>濃度は検出限界以下と低かった。陸上では、相模湾沿岸地域から風下の北側へ遠ざかるにつれて、次第に増加し、日中、川崎市郊外ではO<sub>3</sub>は100ppbを超えた。

(2) 26日は、午前中厚い層雲におおわれて、高度500m付近に逆転層が存在し、2m/sec前後の弱い北寄りの風が吹いていた。このため、高度300mでの水平分布では、京浜工業地帯から排出されたNO<sub>x</sub>が逆転層の下層に閉じこめられ、高度100ppb近くになった。日中は、層雲が消えはじめて地上でも日射量が増加したため、地上でのO<sub>3</sub>濃度は急激に上昇し、東京湾岸部の横須賀では、光化学大気汚染注意報が発令された。この時間帯での汚染気塊は、図-9にみられるように、東京湾上および相模湾北東部上空に存在し、特に東京湾上のO<sub>3</sub>濃度は、最高200ppbと非常に高かった。この日は、1978年1月24日の冬期調査日と気象条件が似ており、強い日射が存在したために、東京湾上は、2次生成物質であるO<sub>3</sub>が高濃度になった。

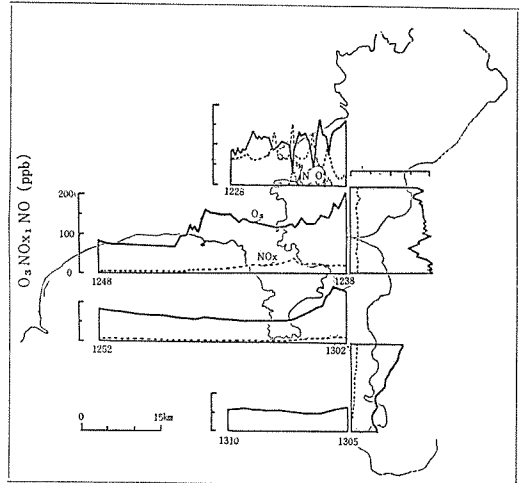


図-9 神奈川県東部における東京湾・相模湾上でのNO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>濃度の水平分布 (1979年7月26日、高度300m)

(3) なお、上空での非メタン炭化水素濃度は、南寄りの風が卓越している時の相模湾上で0.2~0.3ppmC、26日の汚染気塊中では、早朝は約1ppmCと非常に高かったが、日中O<sub>3</sub>濃度の高い汚染気塊中では0.7ppmCとやや低くなった。

8. 首都圏での光化学大気汚染立体調査結果<sup>16, 17)</sup>  
の概要

以上述べてきた舞台は、東京湾岸地域から南側であった。それでは、東京湾岸地域から北側へは、汚染気塊はどのように輸送されているのだろうか？ 地上での常時監視測定データの詳細な解析は、1都6県の共同解析による報告書<sup>18)</sup>に述べられている。1978年、1979年と国立公害研究所、環境庁および本研究所等の共同調査は、神奈川県臨海地区大気汚染調査に引き続き、首都圏上空で大規模に実施された。ここでは、その特徴的な結果だけを紹介する。

(1) 1都6県の解析で明らかにされた光化学オキシダント高濃度の発生パターンのうち、南関東型は、埼玉付近に風の収束帯が存在し、その南側では、大規模な南寄りの海風域、その北側では東寄りの風系となる。オキシダントの高濃度は、その南側で主に発生するが、その領域の上層では、京浜工業地帯と東京都市域とによる汚染気塊が相対的に分離していた(図-10、図-11参照)。海風前線付近では上層の高濃度のオキシダントが地上付近まで降りてくるといわれるが、今回のデータでは、そのような現象は起こっておらず、むしろ、都市域の上空では強い上昇気流の存在が推測された。

(2) 海風がまだ吹きこまない都市域でも、強い日射

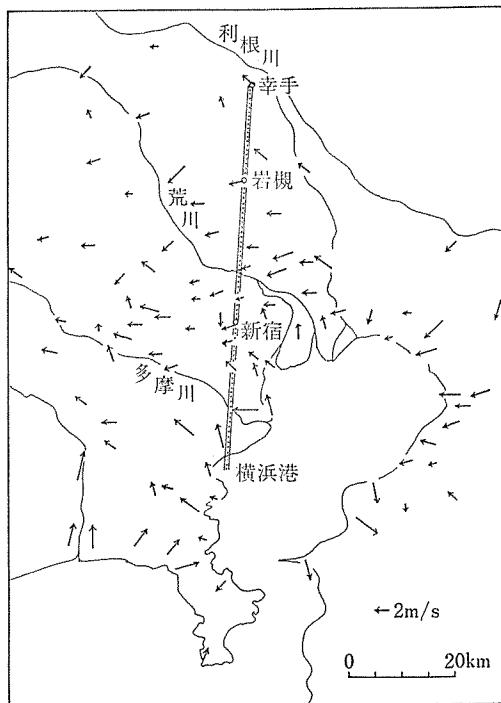


図-10 Run9の飛行コースと1978年8月12日12時前後の地上風ベクトル

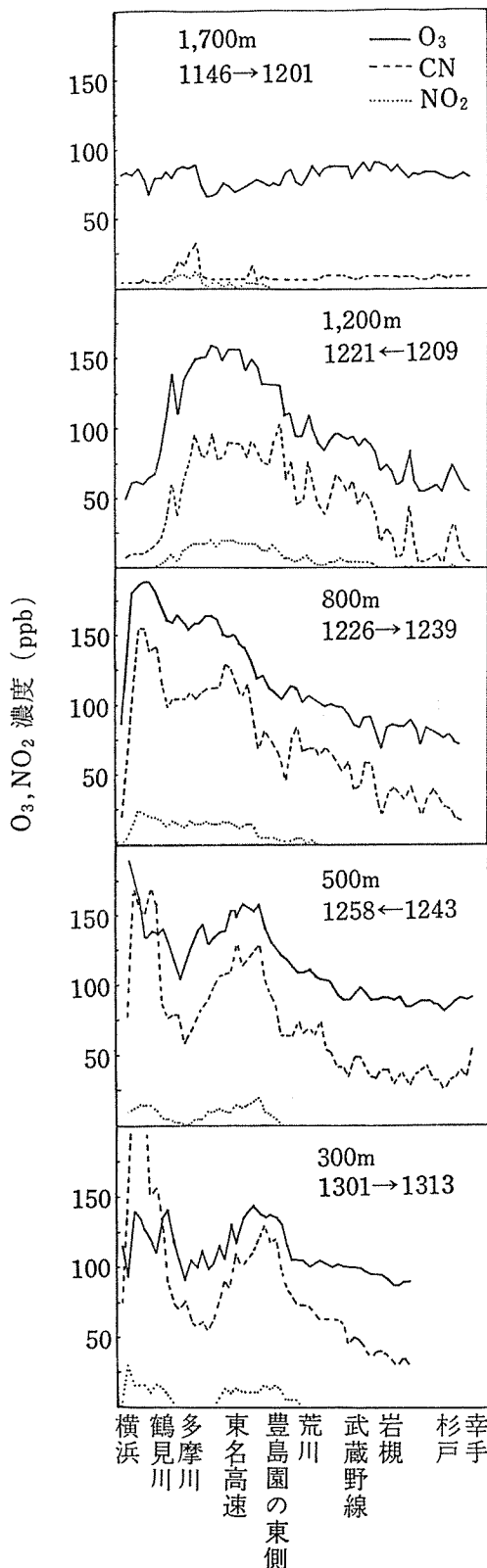


図-11 Run9における5高度でのO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, CN相対濃度(1978年8月12日11時46分~13時13分)

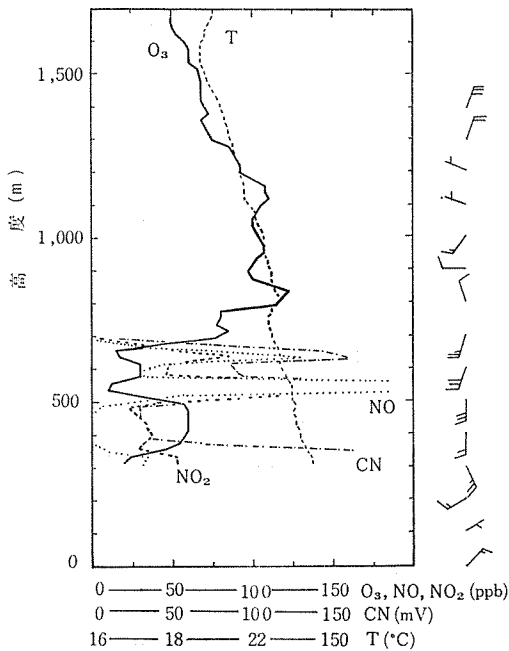


図-12 横浜港上空での $O_3$ , NO,  $NO_2$ , CN相対濃度および気温(T)の垂直分布, および, 08時における横浜気象台での上層風。(1978年8月11日, 07時41分~07時48分, 下降時, Run5)

と, 1次汚染物質があまり拡散されない気象条件であれば, その上空では, 100ppbを超える $O_3$ が生成されていた。

(3) 東京都市域の上空で生成された高濃度の $O_3$ を含む汚染気塊は, 南寄りの大規模海風の勢力が強い時は, 関東山塊の山麓にまで輸送され, 夜間風が弱まるとともに, その上空に滞留した。

(4) 夜中に発生する大規模な北寄りの風により, 上空の $O_3$ を含む汚染気塊は, 南側へ吹き戻されるが, その北寄りの風が弱い時は, 首都圏上空の混合層の上層に滞留する。それ故, 図-12にみられるように早朝, 地上から約高度500mまでの混合層では,  $NO_x$ 等の1次汚染物質の濃度が高く,  $O_3$ はそれらにより分解されて低く, 混合層より上層には, 前日に生成された $O_3$ が存在してその濃度は100ppbと高かった。これらの状況は, ロスアンジェルズでの光化学オキシダントの輸送過程と非常によく似ている。

## 9. まとめおよび今後の課題

過去4年間に実施されてきた調査結果の概要を述べてきたが, さらにその内容を次にまとめた<sup>19)</sup>。

(1) 東京都市域, 京浜工業地帯, 京葉工業地帯による汚染気塊が, 相対的に独立して存在することが明らかになった。

(2) これらの汚染気塊は, 大気境界層の構造が異なるとともに, その形態も異なり, 一般風が卓越する時は, 煙流(プルーム)として, 一般風が弱く局地風が発達する時は, 数十 $km^2$ の円板上の“斑塊”として輸送されることが明らかになった。この両者の汚染分布は質的に異なっているので, 規制等の予測モデルの作成に際しては, 異なった手法を用いる必要がある。

(3) 湾や内海は, 一般風が弱い時は, 1次或いは2次汚染物質の“貯蔵庫”となることが明らかになった。この湾上の汚染気塊は, 海風により沿岸地域へ輸送され, 沿岸地域での光化学大気汚染現象をひきおこすことも明らかになった。

(4) これらによる汚染気塊は, 日射がないか弱いときは $NO_x$ 等の1次汚染物質を含み, 日射の強い時は,  $O_3$ 等の2次生成物質を含む汚染気塊として, 輸送される。特に, 関東山麓にまで運ばれた高濃度の $O_3$ を含む汚染気塊は, 気象条件によっては夜間から早朝にかけて上空に滞留しており, 翌日の光化学反応に影響を与えると推測される。

(5) 特に京浜工業地帯による汚染気塊は, 少なくとも南は大島まで, 北は関東山塊の山麓上空にまで輸送されていたことが明らかになった。しかし, まだ, 京葉, 鹿島工業地帯の汚染気塊の輸送過程については, ほとんどその実態が把握されておらず, 早急に調査を実施する必要がある。

(6) 工業地帯から排出される汚染物質が, 光化学大気汚染の発生に寄与していることが明らかになった。今後は, それらの光化学オキシダント生成能力を把握すべきである。

(7) 航空機調査では, 陸上では300mまでしか測定できない。しかし, これらの上層のデータと地上の常時監視測定データとの関係を明らかにする必要があり, 地上と300mとの間の測定を今後, 実施していくべきである。

(8) 光化学大気汚染のような広域大気汚染については, 高濃度発生地域だけに規制をかけても十分な効果は期待できず, 発生源地域との連携した作業が必要である。

(9) この報告では, 湿性大気汚染については紹介しなかったが, 光化学大気汚染と湿性大気汚染とは非常に密接な関係がある。今後は, 汚染物質の輸送過程での1次汚染物質(気体およびエアロゾル)の変質および除去過程を解明し, 物質収支を明らかにすることが

必要である。

現在、これらの結果をもとにモデルを作成中であり、その結果は次の機会に報告する。

以上より、関東地域においては、光化学大気汚染、窒素酸化物大気汚染、湿性大気汚染等に対して、調査研究、常時監視体制、発生源対策を含めて、自治体間の協力による広域行政および研究が、早急に実施されるべきであり、例えば首都圏大気汚染委員会等の組織化が、一日も早く実現することを強く希望する。

## 文 献

(1) 東京都公害研究所：東京光化学スモッグに関する調査研究（第一報～第三報），（1971～1973）。

(2) 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：光化学スモッグ共同調査報告書（昭和48～51年度），（1976～1979）。

(3) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会：神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書15年間のあゆみ（昭和39～昭和53年），（1980）。

(4) 藤部文昭，浅井富雄：関東地方における局地風系に関する研究，第1部：日変化を伴う風系の構造，天気，26，595～604（1979）。

(5) 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：植物からみた関東地方の光化学スモッグ被害の実態，（1980）。

(6) 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：光化学スモッグによる植物影響調査報告書（昭和54年度），（1980）。

(7) 東京都公害研究所：伊豆大島光化学スモッグ調査報告書（昭和50～52年度），（1979）。

(8) 環境庁：南関東大気環境調査報告書，（1979）。

(9) 鶴田治雄，前田裕行，太田正雄，鈴木英世：相模湾および伊豆諸島海域上での大気汚染物質に関する

観測（第1次），横浜市公害研究所報，2，47～63（1978）。

(10) 鶴田治雄，前田裕行，太田正雄：相模湾，伊豆諸島海域上における大気汚染物質の輸送過程およびバックグラウンド濃度に関する調査（第2次），横浜市公害研究所報，3，35～52（1979）。

(11) 鶴田治雄，前田裕行，太田正雄：相模湾上における大気汚染物質の輸送および変質過程に関する観測（第3次調査），日本気象学会1980年度秋季大会講演要旨集，（1980）。

(12) 鶴田治雄：京浜工業地帯より排出される窒素酸化物の輸送および変質過程に関する研究（I），横浜市公害研究所報，4，35～49（1979）。

(13) Coal, H. S. and J. E. Summerhays: A review of techniques available for estimating short-term NO<sub>2</sub> concentration. J. Air Pollut. Control Assoc., 29, 812～817（1979）。

(14) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会：神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書（昭和53年度），53～87（1980）。

(15) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会：神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書（昭和54年度），現在印刷中。

(16) 鶴田治雄他：国立公害研究所研究報告，現在印刷中。

(17) 鶴田治雄他：国立公害研究所研究報告：現在作成中。

(18) 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会：光化学共同解析委員会：関東地域光化学オキシダント広域解析調査（環境庁委託），（1978）。

(19) 鶴田治雄：大気汚染物質の輸送および変質過程に関する調査研究，大気汚染の機構と解析—環境科学特論—鈴木武夫編，産業図書，（1980）。

# ボイラ・空調機からの低周波空気振動について

樋高雄治\*, 鹿島教昭\*

## 要 旨

ボイラは、その付属装置からの音も含めて複雑な合成音を発生するが、2台の自然循環式水管ボイラについての測定結果では、低周波成分を多く含んでいた。これらのボイラでは、低周波空気振動および炉外壁の振動、地盤振動三者のスペクトル上に共通するピークは顕著には認められなかった。これに対し、パッケージ型の空調機では、低周波空気振動と空調機外壁の振動両者のスペクトル上に共通するピーク(13Hz)が見られ、それらに強い相関があった。また、この空調機のボイラからは、8 Hzの低周波成分が燃焼にともなって生じていたが、低周波領域で問題となる発生源は、ボイラよりもむしろ空調機本体の方であるとおもわれる。

## 1. はじめに

ボイラなどの燃焼施設や家庭用の空調機は、低周波空気振動の発生源として挙げられるが、これらを直接の対象とした調査の報告例は数少ない<sup>1), 2), 3)</sup>。そこで、ボイラ、空調機等を対象として、低周波空気振動に関する調査を行った。対象は、工業用およびビルの暖房用等の業務用ボイラ13、焼却炉1、家庭用の暖房機・空調機等8の計22施設である。

ボイラ、空調機等の型式、測定条件等によって影響を受け、単純な比較はしがたいが、今回の測定結果ではバーナ近傍での100Hzまでの音圧レベルは、業務用ボイラで88~102dB、家庭用の暖房機・空調機等で71~95dBといずれの施設についても低周波成分を多く含

んでいた。そこで、22施設の振動、地盤振動および音圧との相関について検討した。最も大きな音圧レベルが観測されたのは、ボイラでは蒸発量60 t/hの能力をもつ自然循環式水管ボイラであり、また、家庭用の暖房機・空調機等のうちではパッケージ型空調機であった。そこで、これら2機種3施設の検討結果を報告する。

## 2. 調査方法

### 2-1 対象施設

ボイラは、蒸発量がそれぞれ60 t/h、30 t/hの自然循環式水管ボイラであり、また、空調機はパッケージ型のものである。表-1にそれぞれの仕様を示す。

表-1 測定対象の概要

	(1) ボイラ 1	(2) ボイラ 2	(3) 空調機
型 式	自然循環式水管	自然循環式水管	パッケージ型
蒸 発 量(熱出力)	60 t/h	30 t/h	120,000 kcal/h
伝 熱 面 積	876 m <sup>2</sup>	438 m <sup>2</sup>	4.1 m <sup>2</sup>
最 高 圧 力	12 kg/cm <sup>2</sup>	10 kg/cm <sup>2</sup>	1 kg/cm <sup>2</sup>
バ ー ナ 型 式	蒸気噴霧型	蒸気噴霧型	ロータリー型
使 用 燃 料	灯 油	灯 油	灯 油
燃焼能力(重油換算)	5,500 l/h	2,500 l/h	

Infrasound Induced by Boilers and an Air Conditioner

\* Yuji Hidaka, Noriaki Kashima, 横浜市公害研究所騒音振動部門

## 2-2 測定期間

22施設のすべてについては、現場での測定は1979年12月から翌年2月の間に実施した。

## 2-3 測定項目および測定機器

測定項目は、低周波空気振動、騒音レベル、地盤振動および炉外壁または空調機外壁の振動である。これらの測定、分析に使用した機器は次のとおりである。

インパルス精密騒音計	B&K TYPE2209	2台
2チャンネルデータレコーダ (騒音計内蔵)		
クデルスキ	NAGRA IV-SJ	1台
振動計	リオン VM-20A	1台
3チャンネル公害用振動レベル計		
	リオン VM-13A	1台
7チャンネルデータレコーダ	ティアック R-81	1台
高速度レベルレコーダ	リオン LR-03	2台
	LR-04	2台
デジタルシグナルアナライザ	YHP5420A	1台
X-Yプロッタ	YHP9872A	1台

## 2-4 測定方法および分析方法

低周波空気振動用および騒音用のマイクロホン各1個を組にして2組を用い、測定対象施設の近傍2ヶ所に設置した。高さはいずれも床上1.2mである。地盤振動測定には、3チャンネル公害用振動レベル計を用い、3つのピックアップを1ヶ所にまとめて設置し、Y、Y、Z各方向の振動加速度を同時に測定した。炉外壁および空調機外壁の振動は、ピックアップを付属のマグネットを介してそれぞれに設置して測定した。低周波空気振動の音圧および振動加速度は7チャンネルデータレコーダに、また、騒音は騒音計内蔵の2チャンネルデータレコーダに平坦特性で収録した。以上の測定はすべて同時におこなわれた。

分析には、デジタルシグナルアナライザを用い、各測定項目のパワースペクトルを求め、結果をX-Yプロッタで記録した。騒音レベルは、A特性による補正を加えた信号をデータレコーダ(2ch)から直接レベルレコーダに記録して求めた。

なお、それぞれの測定項目の収録可能な周波数範囲を表-2に示す。

表-2 各測定項目の収録周波数

測定項目	周波数範囲
低周波空気振動	2~2500Hz
騒音	20~12500Hz
地盤振動	1~90Hz
炉外壁および空調機の振動	1~300Hz

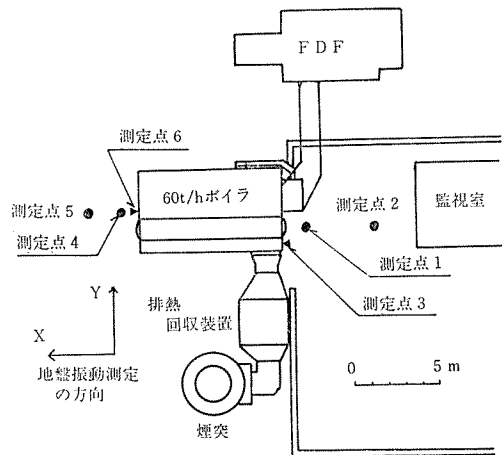


図-1 60 t/h ボイラ測定点

## 3. 調査結果と考察

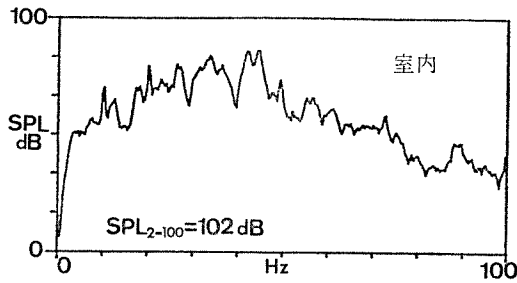
### 3-1 自然循環式水管ボイラ (蒸発量60 t/h)

ボイラ周辺の状況と測定点を図-1に示す。図中、測定点1, 2, 4, 5は低周波空気振動用および騒音用のマイクロホンの設置位置、測定点3, 6は炉外壁振動測定のピックアップ設置位置である。また、測定点1, 4は地盤振動の測定点でもある。測定点1, 2, 3はバーナ側で室内、測定点4, 5, 6は室外である。

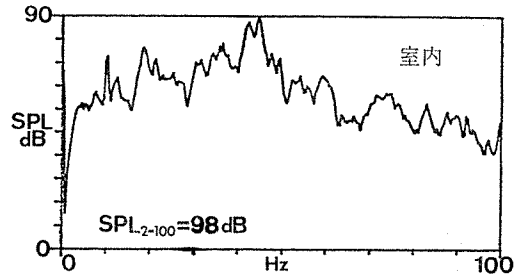
ボイラの負荷が63% (蒸発量約38 t/h)、48% (同約29 t/h) とそれぞれほぼ一定の状態のときに測定点1, 2, 3において測定し、負荷が58% (同約35 t/h) で一定しているときに測定点4, 5, 6で測定した。

#### 3-1-1 低周波空気振動および炉外壁の振動

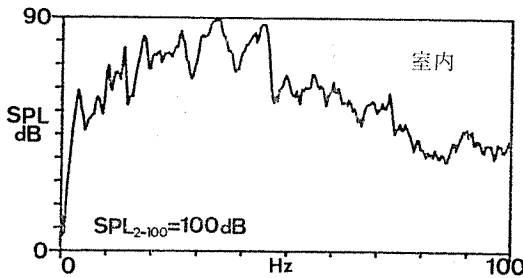
図-2と図-3に低周波空気振動と炉外壁振動の測定結果を示す。バーナ側(測定点1, 2, 3)とその反対側(同4, 5, 6)とでは、スペクトルが異なっているが、これは、バーナ側が室内に位置し、室内には補機や他の機械があり、それらの影響を受けているためである。図-2では、いずれの場合も50Hz以下の低周波領域の成分を多く含んでいることがわかる。規模が異なり、単純な比較はしがたいが、発電用大型ボイラの測定例<sup>5)</sup>では、騒音の主成分は500~2000Hzの範囲にある蒸気を主とした流体音であり、燃焼音はこれらの騒音にくらべ、小さいことが報告されている。また、これとは別の発電用ボイラに関する報告<sup>6)</sup>では、オクターブバンド分析の結果63Hzが最大となっている。



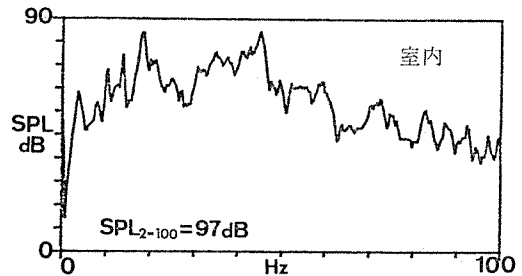
(1) 測定点 1 負荷63%



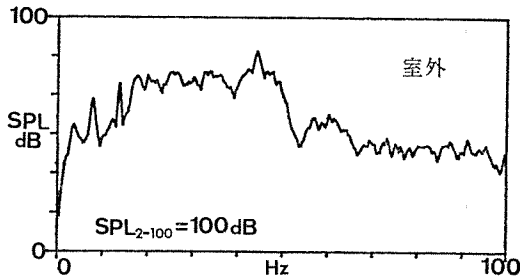
(2) 測定点 2 負荷63%



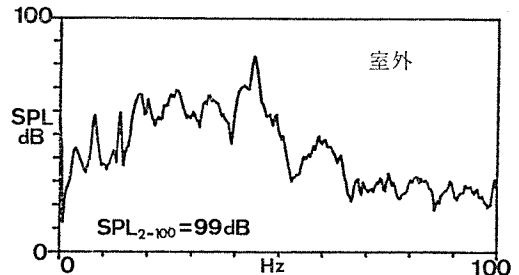
(3) 測定点 1 負荷48%



(4) 測定点 2 負荷48%



(5) 測定点 4 負荷58%



(6) 測定点 5 負荷58%

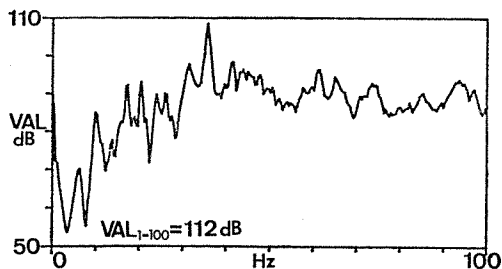
SPL<sub>2-100</sub>とは2~100Hzまでの音圧レベルを示す(以下同じ)。

図一2 低周波空気振動のパワースペクトル

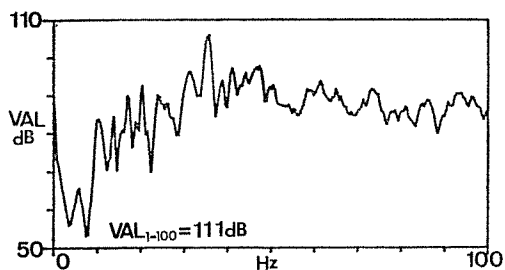
図一2に示す結果は、すべてのボイラ補機および周辺の他の機械の音を含んだ合成音のパワースペクトルである。そこで、音圧の各成分は、炉外壁振動と相関があるのではないかと仮定し、音圧と炉外壁振動とのコヒーレンスを求めたところ、100Hzまでを対象とする限り、バーナ側で32Hz付近、反対側で44Hz付近に高い値が認められた(図一4)。

次に負荷の差異による影響について述べる。バーナ側(室内)での2回の測定は、負荷が15%異なっていたが、低周波空気振動のスペクトルのパターンにもそ

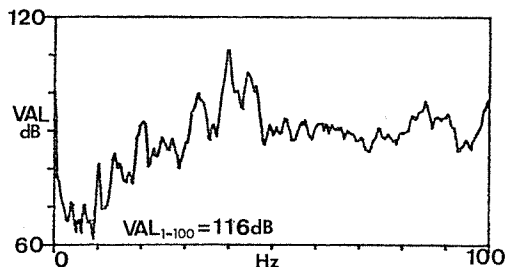
の相違が若干見られる(図一2)。このボイラのバーナ型式が蒸気噴霧式であり、負荷の制御を燃料および蒸気の噴射量を変化させておこなうため、スペクトルに変化が現われるものと考えられる。100Hzまでの音圧レベルは、測定点1、2ともに1~2dB高負荷の方が高かった。一方、炉外壁の振動では、スペクトルのパターンに負荷の差異による変化はさほど見られず(図一3)、100Hzまでの振動加速度レベルは高負荷の方が1dB高かった。



(1) 測定点3 負荷68%



(2) 測定点3 負荷48%



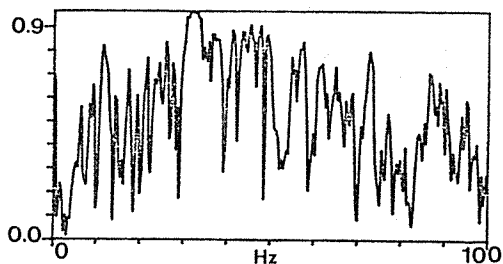
(3) 測定点6 負荷58%

VAL<sub>1-100</sub> は 1~100Hz までの振動加速度レベルを示す (以下同じ)。

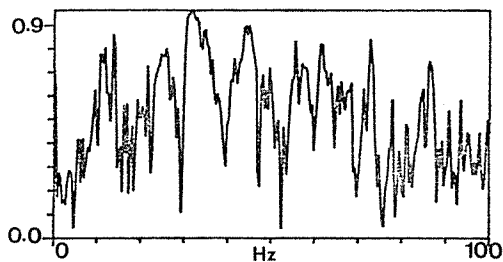
図-3 炉外壁振動のパワースペクトル

### 3-1-2 騒音レベル

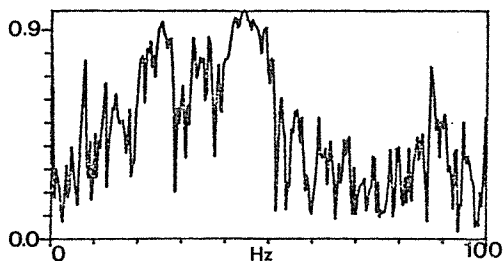
騒音レベルの測定結果(時間記録)を図-5に示す。負荷の差異による騒音レベルの変化は、1~2dBとわずかであったが、それぞれの負荷状態における騒音レベルの変動幅は、測定点1, 2(室内)とも高負荷時の方が大きい。測定点4, 5の結果は、測定点1, 2のそれとくらべて10dB(A)以上のレベル低下が見られるが、2~2500Hzの音圧レベルの時間記録(図-6)ではこの差が見られない。測定点1, 4について、1600Hzまでの音圧のパワースペクトルを求



(1) 測定点1と測定点3 負荷63%



(2) 測定点1と測定点2 負荷48%



(3) 測定点4と測定点6 負荷58%

図-4 低周波空気振動と炉外壁の振動のコヒーレンス

めると図-7のようになる。測定点1(室内)でのパワースペクトルは、100~1500Hzの音圧レベルが92dBとなるのに対し、測定点4(室外)では84dBである。これらの結果から、室内では低周波領域の音とともに可聴域の音もレベルが高く、可聴域の音が建物の壁により大きな透過損失を受け、室外では騒音レベルが低下する。これに対し、低周波領域の音は、壁での透過損失をほとんど受けず、また、ボイラ本体から高レベルの低周波空気振動が発生するために室内外のレベルに変化が現われていないことがわかる。なお、図-7(1)にみられる1200~1400Hzにかけてのピークは、室内にある燃料ポンプ等の補機や他の機械による音である。



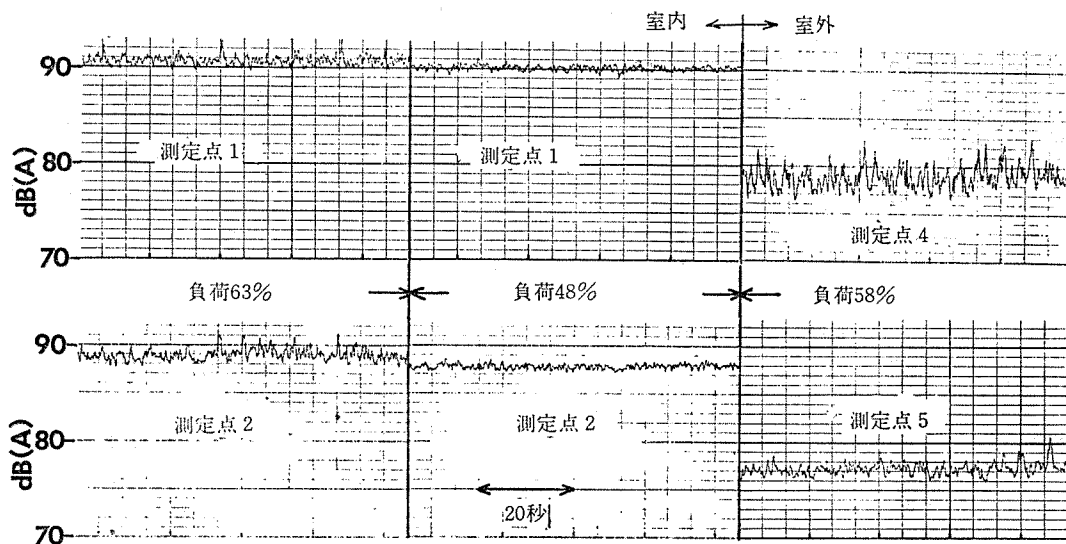


図-5 騒音レベルの時間記録

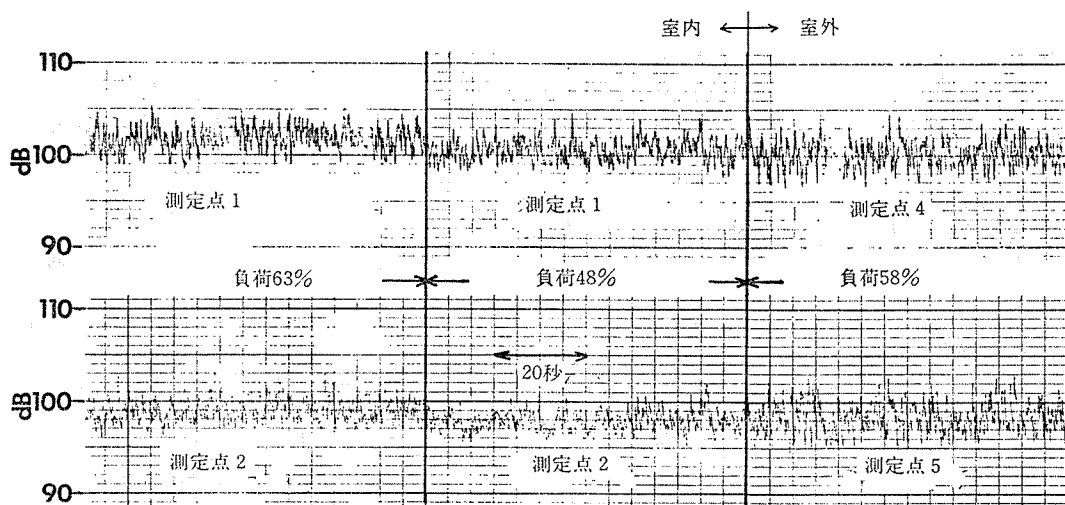


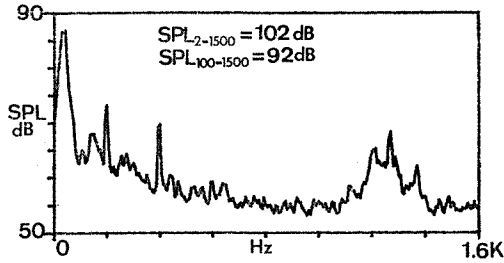
図-6 音圧レベルの時間記録

### 3-1-3 地盤振動

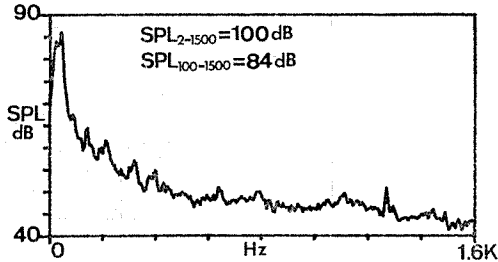
測定点1, 4における地盤振動のパワースペクトルをX, Y, Z各方向ともまとめて図-8に示す。X, Y方向は図-1に示してあり、Z方向は地盤面と垂直の方向である。地盤振動は、室内よりもむしろ室外の方が加速度レベルは高くなっている。また、スペクトルは音圧、炉外壁振動とは異なり、三者に共通するピークは認められない。

### 3-2 自然循環式水管ボイラ (蒸発量30 t/h)

表-1(2)に示すボイラを対象として、前記のものと同様の方法で測定を実施した。このボイラにはバーナが2本装備され、測定時にはこのうちの1本だけに点火されていた。測定中の負荷は20%弱(5~6 t/h)でほぼ一定していた。また、このボイラは、独立した建屋内に設置され、測定も建屋内でおこなった。音圧測定は1回に2点ずつ5回にわたって移動を繰り返



(1) 測定点1 (室内)



(2) 測定点4 (室外)

図-7 1.6KHzまでの音圧のパワースペクトル

し、計10点での結果を得た。炉外壁振動の測定は、このうちの4回4点で実施した。

### 3-2-1 低周波空気振動および騒音レベル

図-9にボイラ室の概要と測定位置およびそれぞれの測定点での音圧のパワースペクトル、騒音レベルの時間記録を示す。100Hzまでの音圧のバラつきは、10測定点で5dB以内であった。パワースペクトルは、それぞれの測定点で異なった様相を示しているが、室内に燃料ポンプ、給水ポンプ、エコノマイザ等の付属装置が設置されているためである。すべてのスペクトルに共通して見られるピークは75Hz付近のものだけであるが、そのレベルは相対的に小さく、オールパスの音圧レベルにほとんど影響しない。この75Hz成分は、後述する地盤振動のスペクトルにも現われ、ここでは25Hzの高調波となっている。このボイラの押し込み送風機が1450rpmであることから、この送風機によるものである可能性が考えられる。

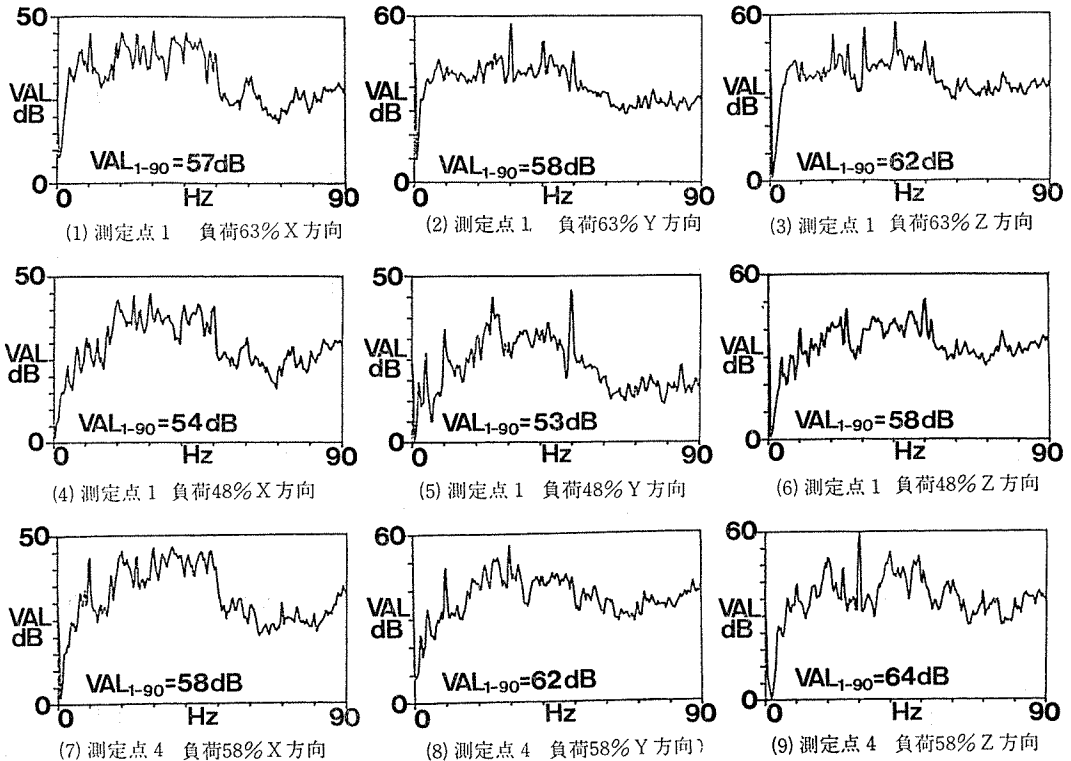


図-8 地盤振動加速度のパワースペクトル

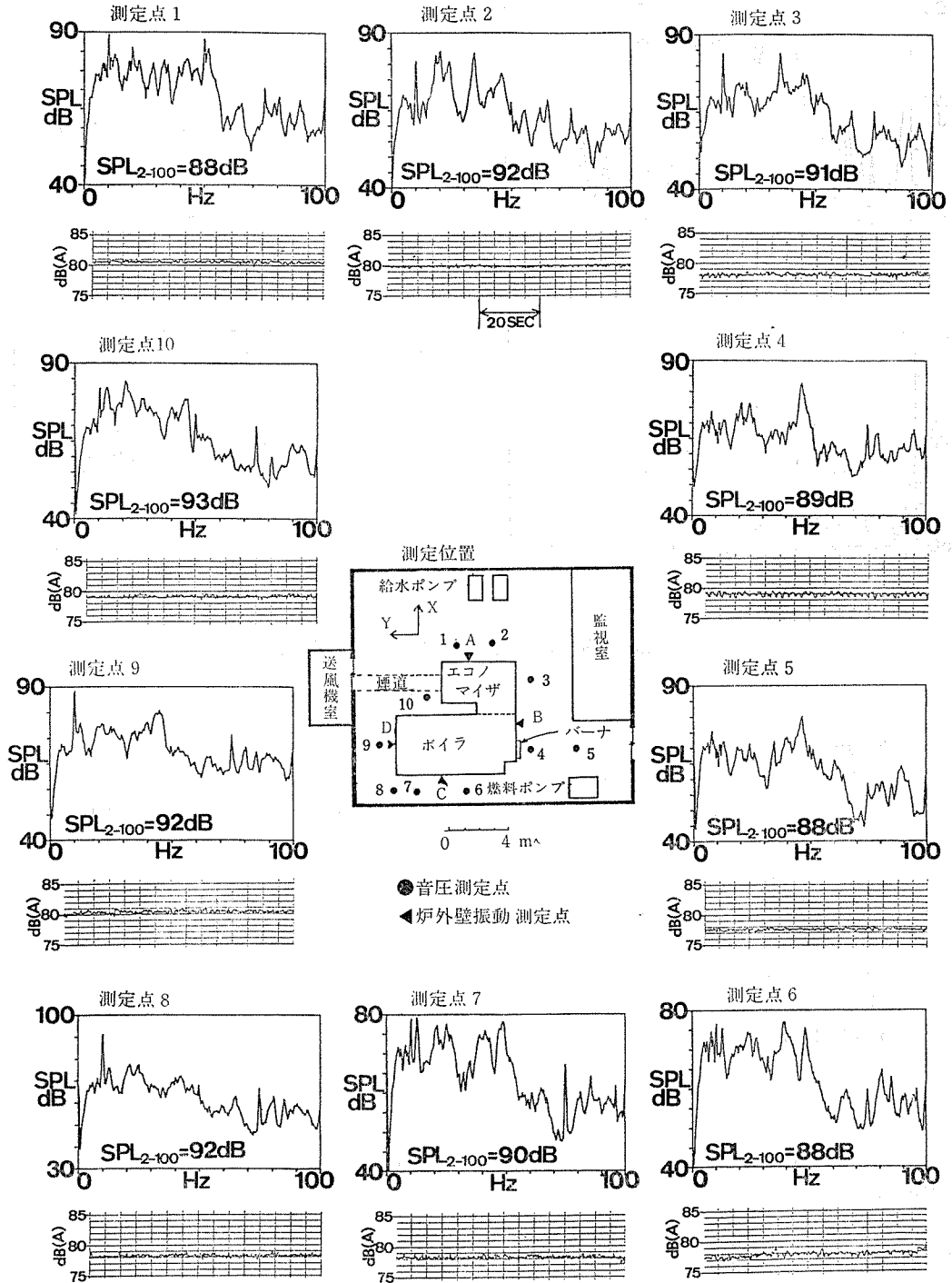
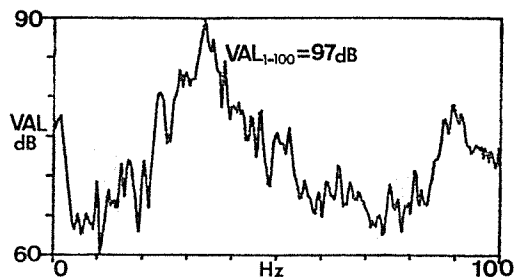
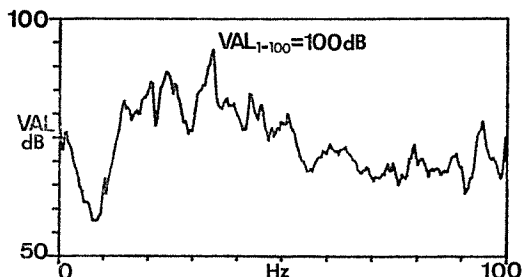


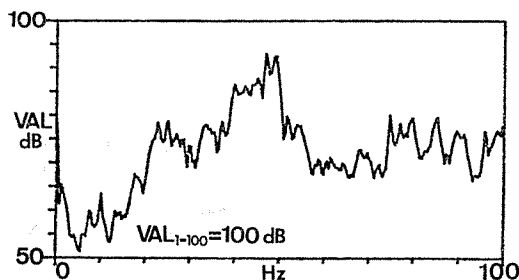
図-9 30 t/h ボイラを対象とした測定位置と低周波空気振動のパワースペクトルおよび騒音レベルの時間記録



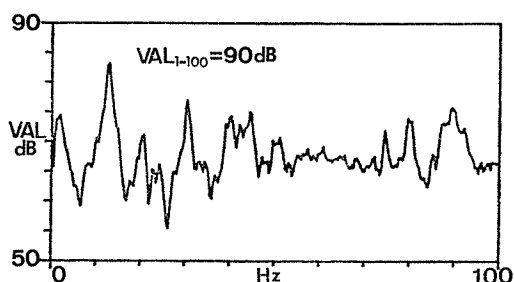
(1) 測定点 A



(2) 測定点 B



(3) 測定点 C



(4) 測定点 D

図一10 炉外壁の振動加速度のパワースペクトル

### 3-2-2 炉外壁振動

炉外壁振動のパワースペクトルを図一10に示す。各測定点で異なるパターンを示し、共通するピークはほとんど認められない。バーナ側とその反対側とでは前者が後者にくらべ、10dBも高い加速度レベルを示すが、これは前述の60 t/h ボイラと同様の傾向である。図一10を図一9の低周波空気振動のスペクトルと比較してみても、なんら相似性は認められず、これも前述した60 t/h ボイラと同様、両者の相関は弱い。

### 3-2-3 地盤振動

測定点4における地盤振動のパワースペクトルを図一11に示す。Y方向のスペクトルに特に顕著にみられるピークは、25Hzを基本周波数とする高調波成分であって、この25Hzは押し込み送風機の回転数(1450rpm)と一致する。したがって、これらのピークは、この送風機によって生じている可能性が十分に考えられる。60 t/h ボイラとくらべると振動加速度レベルは、いずれも10dB前後低く、問題となる値ではない。

### 3-3 パッケージ型空調機

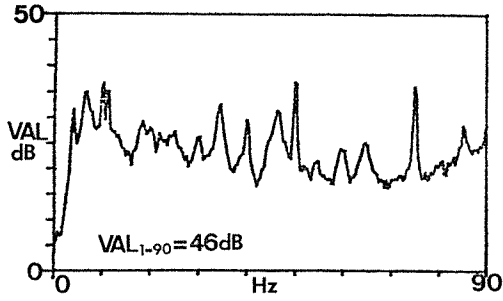
表一(3)に示す一般家庭用としては大型の空調機とそれに付属するボイラを対象として測定をおこなった。図一12に空調機室と測定位置を示す。

### 3-3-1 低周波空気振動

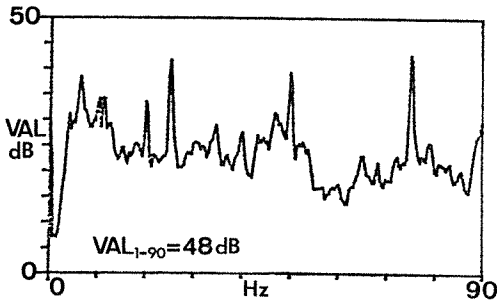
図一13は、音圧のパワースペクトルであるが、ボイラ運転時と停止時との音圧レベル差は4dBである。ボイラ運転時に明瞭だった8Hz付近のピークが、停止時には不明瞭になっている。このことから、8Hzのピークは、ボイラの燃焼にともなって生じるものといえる。また、13Hzのピークはどちらのスペクトル上にも見られることから、これはボイラ以外の発生源からのものである。ボイラ停止時にも空調機は運転されているので、このピークは空調機からのものと考えられる。

### 3-3-2 空調機の振動

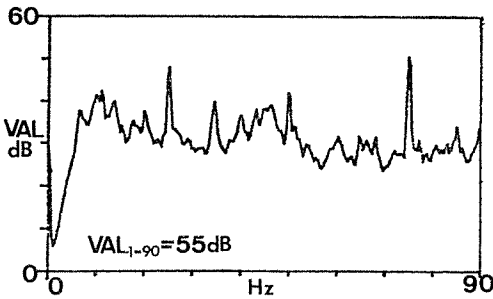
図一14は、空調機外壁振動のパワースペクトルである。この図ではボイラの運転時、停止時にはほとんどピークの位置の差はない。100Hzまでの加速度レベルでわずか1dBの差があるにすぎない。したがって、ボイラにくらべ、空調機本体の方がはるかに大きな振動エネルギーをもっていると言える。図一14にも図一13と同様に13Hzの大きなピークがあり、低周波空気振動が空調機から生じていることを裏づけている(13Hzにおける両者のコヒーレンシーは0.99であった)。



(1) X方向

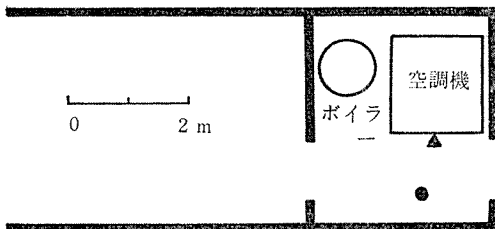


(2) Y方向



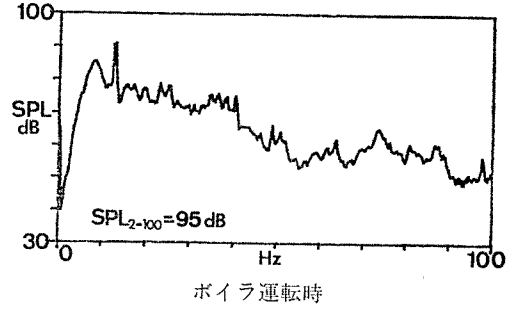
(3) Z方向

図-11 測定点4における地盤振動のパワースペクトル

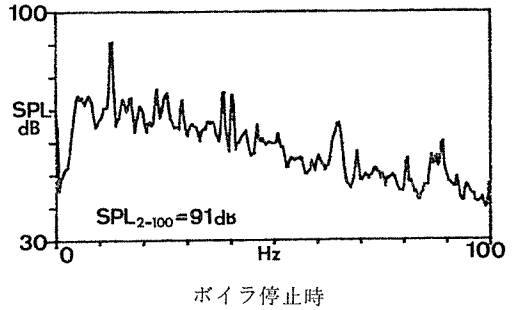


- ▲ 空調機振動測定点
- 低周波空気振動測定点

図-12 空調機の測定位置

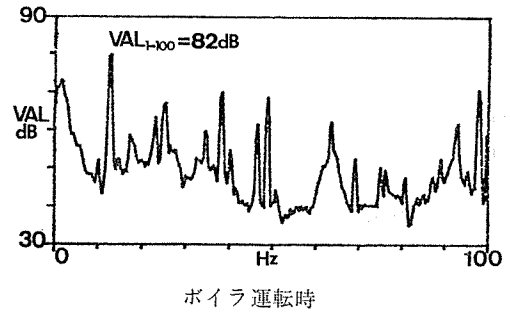


ボイラ運転時

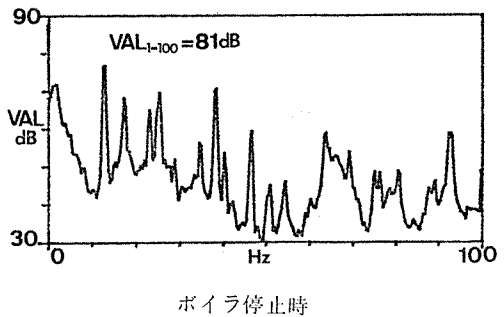


ボイラ停止時

図-13 低周波空気振動のパワースペクトル



ボイラ運転時



ボイラ停止時

図-14 空調機の振動加速度のパワースペクトル

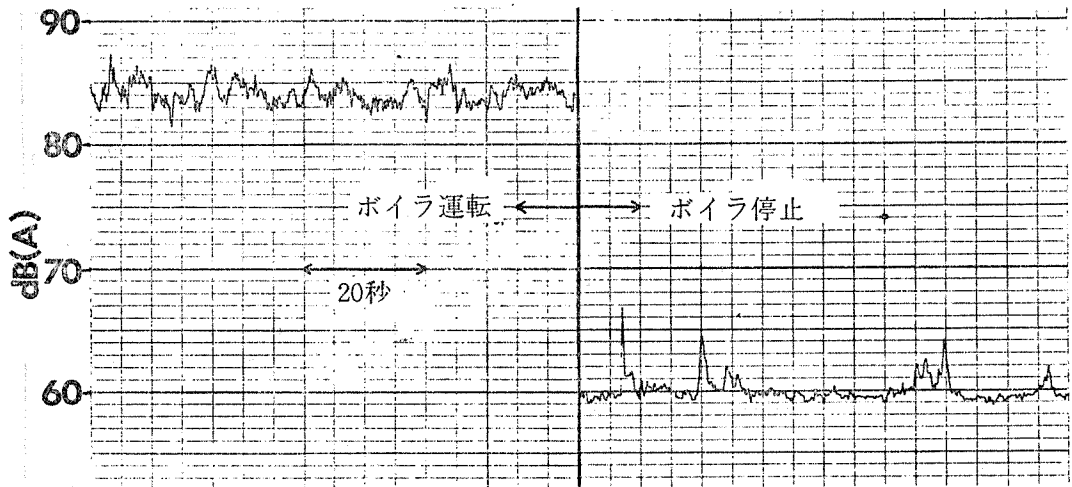


図-15 騒音レベルの時間記録

### 3-3-3 騒音レベル

図-15は、騒音レベルの時間記録である。ボイラ運転時は84dB(A)前後を中心に変動が大きい。それにくらべてボイラ停止時には、60dB(A)前後ではほぼ一定のレベルを保つ(鋭く立ち上がるいくつかのピークは、外を自動車を通ったときのものである)。ボイラ運転時および停止時の騒音レベルには20dB(A)以上の開きがあり、運転時の音は8Hz付近に無視しえない低周波成分はあるが、ほとんどが可聴域の音である。この可聴域の音は、バーナ用のオイルポンプ(回転数2835rpm)が主要原因となって発生する音である。

## 4. まとめ

(1) 今回測定した2缶の自然循環式水管ボイラでは、50Hz以下の低周波成分を多く含んでいた。また、音圧、炉外壁振動および地盤振動の三者のスペクトル上に共通するピークは見られなかった。

(2) 蒸発量60t/hの自然循環式水管ボイラでは、負荷がそれぞれ63%、48%の状態では100Hzまでの音圧レベルの差は1~2dBであり、騒音レベルの変動も同じような値であった。

(3) また、この60t/hボイラでは、室内外における騒音レベルには10dB(A)以上の差があり、建物による遮音効果ははたらくが、100Hzまでの音圧レベルにはほとんど差がなく、建物による遮音効果は小さい。

(4) パッケージ型の空調機では、音圧と空調機外壁の振動との間に強い相関があった。空調機外壁の振動スペクトルには13Hzにピークがあり、音圧のスペクトルにも同周波数に最大のピークが出現し、両者のコ

ヒーレンシーは0.99と高い値を示した。

(5) また、空調機のボイラでは、運転時に8Hzの低周波成分がボイラから約2mの位置で86dBの音圧レベルが観測されたのに対し、ボイラ停止時にはこのピークがないことから、8Hz成分は燃焼にもなっていないものと考えられる。

(6) 空調機の騒音レベルは、ボイラ運転時に最大86~87dB(A)を示し、ボイラ停止時には60dB(A)以下となるのに対し、100Hzまでの音圧レベルではそれぞれ95dB、91dBとその差ははるかに小さくなっている。このことは、空調機本体から低周波音が比較的高レベルで発生していることを示唆している。

## 5. おわりに

ボイラ等の燃焼施設は、その機能上さまざまな付属装置をともなった複雑な構成とならざるをえず、それぞれの付属装置が音の発生源となって、結果として生じる合成音は複雑な様相を呈することになる。これを解明するには付属装置のおのおのについて、それから発生する音の特性を調べる必要があり、そうすることにより初めて対策に結びつく。しかし、今までのところ、ボイラ等に関するこれらの調査は非常に少いようである。工業用の大型ボイラは、多くが工業地帯に集中しているとはいえ、減衰しにくいといわれる低周波音を発生していることから、公害問題を生じるおそれは潜在しているといえる。したがって、低周波空気振動の発生機構を解明すべく、この種の調査をさらに進めていく必要がある。

## 文 献

- 1) 下野展雄：ボイラの騒音と対策，騒音制御，  
3(4), 15—20 (1979).
- 2) 財団法人小林理学研究所：昭和54年度環境庁委  
託業務結果報告書 生活騒音対策調査，(1979).
- 3) 社団法人日本産業機械工業会：産業機械騒音調  
査報告書 送風機，ボイラ，コンクリートカッタ  
ー，(1978).
- 4) 中野有朋，池上雄二：火力発電所における騒音  
伝搬，日本音響学会研究発表会講演論文集，221  
—222 (OCT. 1973).
- 5) 神誠喜，小野明，中野有朋：火力発電所の騒音  
と対策，日本騒音制御工学会技術発表会講演論文  
集，219—222 (NOV. 1977).
- 6) 鈴木信夫：火力発電所の騒音対策実施例につい  
て，日本騒音制御工学会技術発表会講演論文集，  
93—96 (NOV. 1978).

# 国道に近接した高層集合住宅における遮音測定

## —室間音圧レベル差と道路交通騒音—

鹿島教昭\*, 樋高雄治\*

### 要 旨

入居直前の鉄筋コンクリート造・7階建集合住宅の戸境壁を利用し、室間平均音圧レベル差を測定した。また住宅の敷地に隣接する幹線国道からの騒音をバルコニーや住戸内で測定し次の結果を得た。

- (1) 室間平均音圧レベル差は、JIS A 1419に規定する遮音等級D-55に該当し、集合住宅としては十分満足できる値であった。
- (2) 国道の歩道上の騒音レベルは、道路からの直達音に歩道際の敷地境界壁（高さ2 m）からの反射音加わり、壁が無い場合に比べ約2.4dBA上昇していた。
- (3) 国道の歩道上と国道側バルコニーとの騒音レベル差は、1階では敷地境界壁の遮音効果により9.2 dBAと最大であった。2階以上では3.5~5.4dBAの範囲にあり、3階で最小を示し上階になるに従い大きくなる傾向であった。
- (4) 音響学会式を用いて各階バルコニー上の騒音レベルを計算すると、地上高さ別補正值 $a_i=0$ とした場合に計算値と実測値は良く合致した。
- (5) 国道側の部屋とバルコニーを仕切るアルミサッシ（ガラス厚3 mm）の遮音効果は、約20~22dBAであり沿道住宅の窓としては十分なレベル差を生じていなかった。

### 1. はじめに

大都市では、プライバシーを強く重視する一方で、住宅の高層化、高密度化が進み、狭小な空間に多数の市民が生活せざるを得なくなっている。しかも住宅材の軽量化は著しい。これらに伴い生活騒音に関する苦情は年々増加し、都市生活者が静穏な音環境を求めることは困難となりつつある。このような状況の中で、横浜市内でも交通量の多い国道16号に面した高層集合住宅を対象に、遮音性能調査を行った。調査目的は、

- (1) 壁を介して隣接する住戸の室間平均音圧レベル差、
- (2) 国道騒音とバルコニー上の騒音との関係、

(3) 国道騒音と住戸内騒音との関係等の実態を把握することである。なお本調査は、横浜市建築局との共同で実施したものである。

### 2. 調査住宅と環境状況

調査住宅は、図-1に示すように国道16号に面した鉄筋コンクリート造・7階建、一部三階建の市営滝頭住宅（戸数72）である。

国道16号は上下4車線、車道幅員約15m、日交通量約48,000台<sup>1)</sup>であり、市内でも交通量の多い幹線平坦道路である。なお国道と住宅の間には高さ約2 mの敷地境界壁がある。

Measurement of Sound Insulation in Tall Apartment House beside Route-16  
—Sound Pressure Level Difference and Road Traffic Noise—

\* Noriaki Kashima, Yuji Hidaka, 横浜市公害研究所騒音振動部門



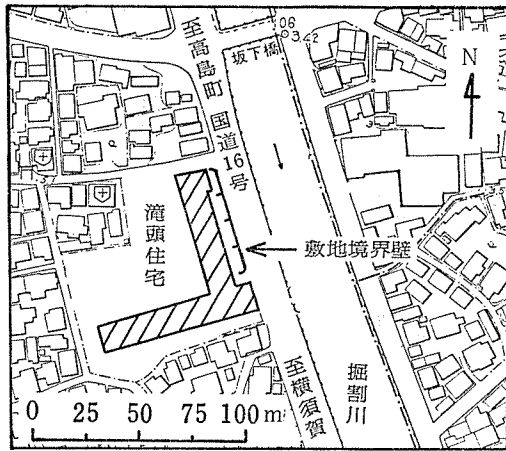


図-1 調査住宅付近の状況

### 3. 空間平均音圧レベル差

国道から約50m離れて隣接する2住戸の一方を音源室、他方を受音室として、兩住戸間の戸境界壁（コンクリート厚18cm、表面仕上ビニルクロス）の遮音性能を調査した。

#### 3-1 測定機器

測定に使用した機器は次の通りである。

帯域雑音発生器	SF-05	リオン	1台
電力増幅器	A-1	日本楽器	1台
スピーカ	HS-1300	日立	1台
マイクロホン	4133	ブリュエル・ケア	4台
データレコーダ	NAGRA IV-SJ	クデルスキ	2台
オクターブ分析器	SA-23	リオン	1台
レベルレコーダ	LR-04	リオン	1台

なお測定前に、当研究所室内において白色雑音及び変動騒音を用いて、4つのマイクロホンで測定した騒音レベルが一致することを確認した。

#### 3-2 音圧レベルの測定

測定系のブロックダイアグラムを図-2に、またスピーカと測定点の配置を図-3に示す。スピーカを音源室の隅に向けて配置し、測定点を部屋の壁、間仕切り及びスピーカから約70cm離して設置した。

音源室（312号和室1）において、中心周波数63, 125, 250, 500, 1000, 2000, 4000Hzのオクターブ帯域雑音を各15秒発生させ、S1, S2及び受音室（313号和室1）のR1, R2で音圧レベルをデータレコーダに収録した。これをS5, S6, R5, R6まで繰返した。和室2においても同様にして音圧レベルを測定した。

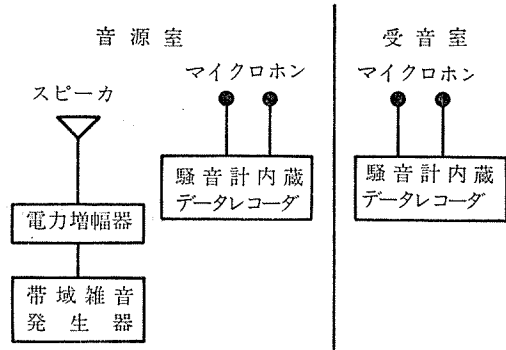


図-2 測定系のブロックダイアグラム

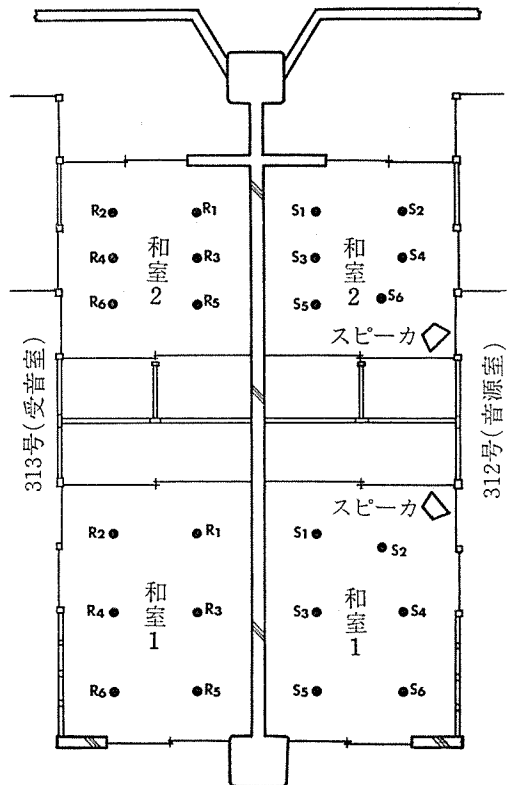


図-3 音圧レベル測定時のスピーカとマイクロホンの配置

●印マイクロホン 床上1.2m 向きは天井側

分析はデータレコーダをオクターブ分析器に接続し、再生出力をレベルレコーダに記録させ、その最大値をオクターブ帯域の音圧レベルとした。

#### 3-3 測定結果及び考察

和室1, 和室2で得られた音圧レベルとその平均及び空間平均音圧レベル差を表-1, 表-2に示

表-1 和室1の音圧レベル及び平均音圧レベル差

312号和室1→313号和室1

測定位置		音 圧 レ ベ ル dB						
		63	125	250	500	1000	2000	4000Hz
音源室	S 1	103	102	101	105	106	107	102
	S 2	98	103	104	104	106	108	102
	S 3	103	105	103	105	107	108	103
	S 4	107	104	103	107	108	109	102
	S 5	107	104	102	105	106	107	101
	S 1	106	104	103	106	108	107	102
	平均	105	104	103	105	107	108	102
受音室	R 1	67	56	50	50	47	40	33
	R 2	64	60	46	44	42	38	27
	R 3	62	57	56	50	47	41	32
	R 4	63	54	54	47	45	39	29
	R 5	66	59	54	51	45	40	32
	R 6	65	53	52	50	45	39	29
	平均	65	57	53	49	46	40	31
暗騒音	44	39	38	32	28	28	27	
音圧レベル差		40	47	50	56	61	68	71

注) 平均はパワー平均である。受音室での4000Hzの値は一部暗騒音の補正をした(表2も同じ)。

表-2 和室2の音圧レベル及び平均音圧レベル差

312号和室2→313号和室2

測定位置		音 圧 レ ベ ル dB						
		63	125	250	500	1000	2000	4000Hz
音源室	S 1	106	102	99	103	105	108	102
	S 2	102	104	100	104	108	110	103
	S 3	101	102	101	103	106	108	102
	S 4	105	108	100	105	107	109	103
	S 5	104	102	101	102	105	106	101
	S 6	103	104	100	104	104	108	102
	平均	104	104	100	104	106	108	102
受音室	R 1	67	55	54	50	44	46	38
	R 2	67	54	50	47	44	43	33
	R 3	65	59	53	50	45	45	36
	R 4	68	57	49	46	44	43	32
	R 5	66	59	51	48	43	43	33
	R 6	68	55	47	46	40	42	31
	平均	67	57	51	48	44	44	35
暗騒音	44	39	38	31	28	27	25	
音圧レベル差		37	47	49	56	62	64	67

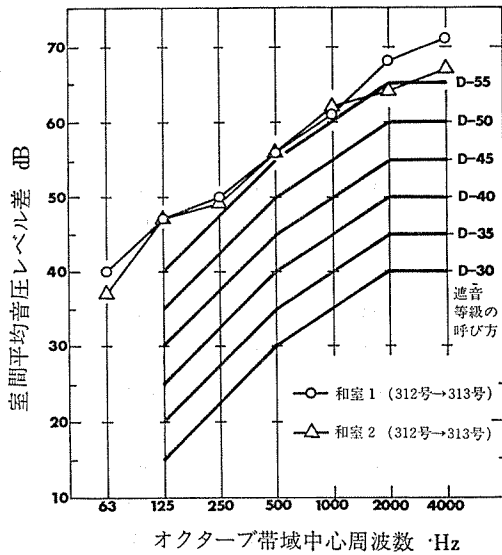


図-4 室間平均音圧レベル差と遮音等級

す。両表共に 4000Hz の値は一部暗騒音の補正が加えられている。

室間平均音圧レベル差を JIS A 1419「建築物のしゃ音等級」と比較して図-4 に示す。和室 2 の 2000Hz の値のみが遮音等級 D-55 を 1 dB 下まわりますが、JIS のただし書きにより測定値に 2 dB を加算すれば、和室 1、和室 2 共に遮音等級 D-55 に該当する。従って当住宅は、“遮音性能上非常に優れている<sup>2)</sup>”住宅であり、隣家から戸境壁を透過する音が問題になることは無いと云える。

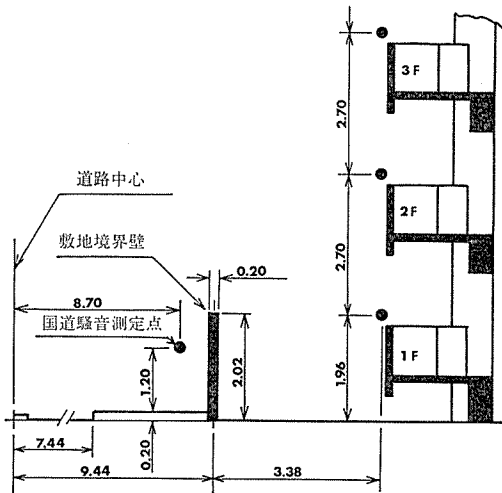


図-5 国道騒音測定点と住宅との関係 単位m  
●印クイクロホン 向きは国道側

4. 国道騒音とバルコニー上の騒音との関係  
国道の歩道上と国道に面したバルコニーにおいて騒音測定し、国道騒音の影響を調査した。

4-1 測定機器

測定に使用した機器は次の通りである。

デジタル騒音計	NA-30	リオン	1台
普通騒音計	NA-09	リオン	5台
レベル処理機	SV-70	リオン	1台

4-2 騒音レベルの測定

国道の中心から 8.7m 離れた歩道上 1.2m の位置(図-5)で、デジタル騒音計を用い国道騒音を測定した。また国道に面した 1、2、3、5 及び 7 階のバルコニーに測定点を設け、騒音計を接続したレベル処理機を用いて国道からの騒音を測定した。バルコニー上測定点の地上高さは 1 階から各々 1.96、4.66、7.36、12.76 及び 18.16m である。

表-3 に示す測定条件で約 90 時間連続測定した。

表-3 騒音レベル測定法

機器名	測定周期	測定時間	サンプル周期	サンプル数
デジタル騒音計	15分	12分30秒	1.5秒	500
レベル処理機	15分	10分	0.5秒	1200

4-3 測定結果及び音響学会式<sup>3), 4)</sup>による検討

国道とバルコニー上の騒音レベルについて音響学会式を用いて求め、実測結果と比較検討した。

学会式の適用に当っては次の条件を用いた。

車線数 4、交通量 2500 台/h、平均車速 40km/h、大型車混入率 40%、地上高さ別補正值  $\alpha_i = 0$

$\alpha_i$  以外の交通状況に関する値は実測によるものではなく、過去に測定された値<sup>1)</sup>、及び類似した道路での実測結果<sup>5)</sup>から当地域の昼間の交通状況を類推したものである。

4-3-1 騒音レベル

実測値及び計算値を表-4 に示す。国道を除いた各

表-4 国道とバルコニー上の騒音レベル dBA

測定位置	朝	昼	夕	夜	計算値
国道	78	78	74	72	75.5
1階	69	68	65	63	68.9
2階	74	74	70	68	74.3
3階	75	74	70	68	74.4
5階	74	74	70	68	73.8
7階	74	73	69	67	73.0

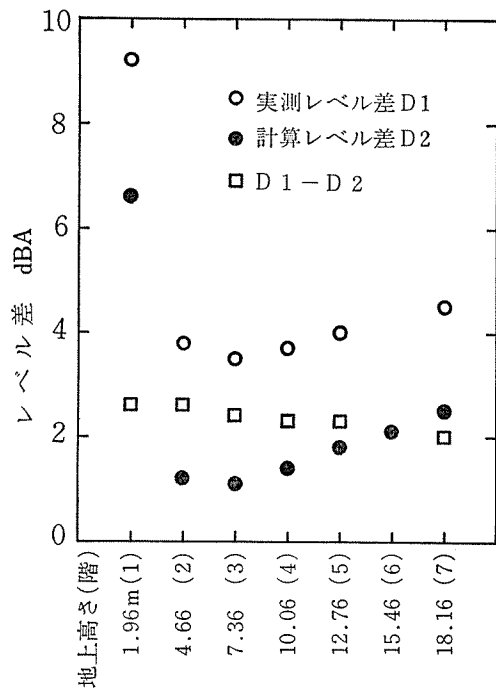


図-6 国道とバルコニー上との騒音レベル差  
4階のD1は表-5の値である。

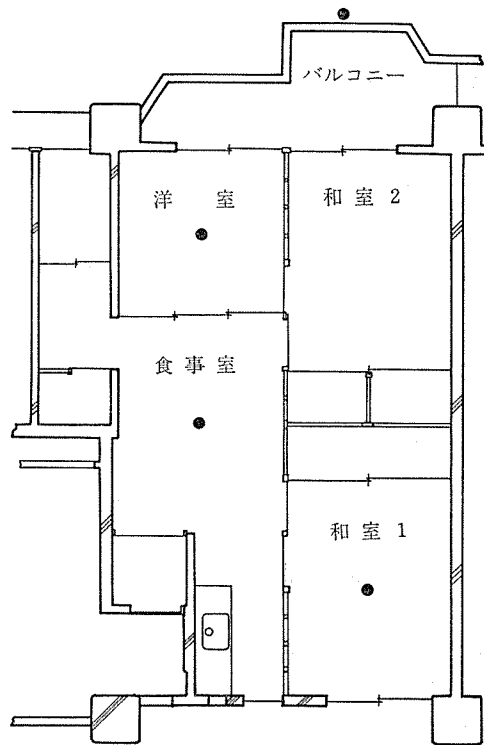


図-7 住戸内騒音測定点

●印マイクロホン 床上1.2m向きは国道側

階バルコニー上の計算値は、朝及び昼の実測値と良く一致している。

#### 4-3-2 騒音レベル差

国道騒音とバルコニー上の騒音とのレベル差を実測と計算から求めた。結果を図-6に示す。図中4階の実測によるレベル差(D1)は後述する表-5の値である。

D1は、前面に境界壁のある1階で最大となり約9dBAである。2階以上のレベル差は僅かに3階で最小を示し、上階になるに従い増大する傾向である。以上のことは、レベル差の絶対値を除けば、計算レベル差(D2)についても全く同様である。またD1(またはD2)の変動幅に比べ、(D1-D2)は2.0~2.6dBAの範囲にありほぼ一定である。このことは、前述のようにバルコニー上の騒音レベルの実測値が計算値と良く一致することから、国道騒音には自動車から来る直達音に加えて、背後の境界壁の反射音が影響して、国道騒音レベルが増加していると判断できる。その増加量は(D1-D2)の平均で2.4dBAである。

### 5. 国道騒音と住戸内騒音との関係

国道に面した1, 4及び7階の住戸内で騒音を測定

し国道騒音の影響を調査した。

#### 5-1 騒音レベルの測定

住戸内において、図-7に示すようにバルコニー、洋室、食事室及び和室1に測定点を設け、夕方から翌朝までの15~17時間にわたり測定を実施した。測定中は住戸の総ての窓、間仕切り等を閉めた。

表-5 国道騒音と住戸内騒音とのレベル差

測定位置	騒音レベル差 dBA			
	バルコニー	洋室	食事室	和室1
1階	平均 9.1	29.7	38.5	43.2
	標準偏差 1.1	0.9	1.3	2.4
	データ数 64	64	64	64
4階	平均 3.7	24.0	35.1	41.7
	標準偏差 0.8	1.4	1.0	1.2
	データ数 67	67	67	67
7階	平均 4.9	27.2	37.0	43.1
	標準偏差 0.8	0.8	1.1	1.3
	データ数 59	59	59	59

なお測定に使用した機器は前記4-1と同じである。また他の諸条件も4-2と同様である。

## 5-2 測定結果及び考察

国道騒音と住戸内騒音とのレベル差を表-5に示す。

### 5-2-1 騒音レベル差

洋室のレベル差は、1, 4, 7階で各々約30, 24, 27dBAである。1階で最大を示すが、これは敷地境界壁の遮音効果による。

食事室のレベル差は35~39dBAである。洋室内レベルとの差は、各階共に一律に10dBAであり、これは洋室との間仕切りの効果である。なお和室1のレベル差は42~43dBAとなっている。

### 5-3-2 窓の遮音効果

バルコニーから洋室に入る騒音は、引違いアルミサッシの窓(幅1.7m高さ1.8m, ガラス厚3mm)で遮音され、約20~22dBA低下している。しかし前出の表-4に示したように2階以上のバルコニーでは、夜間でも騒音レベルが67~68dBAであるため、洋室内では50dBA弱となる。このことから洋室は一般的にはうるさい部屋と云える。

住宅用引違いサッシの125~2000Hzの周波数範囲における平均透過損失は19~24dB<sup>6)</sup>とされているが、3mm厚のガラスをはめ込んだサッシでは20dB以下のものが多いという報告<sup>7)</sup>もある。しかし現在では透過損失30dB以上の製品<sup>8)</sup>も開発されており、高騒音地域の住宅ではそのような「防音サッシ」(JIS A 4708)の採用が必要であろう。

## 6. まとめ

国道に面した未入居の7階建集合住宅で騒音調査を実施し次のことが判明した。

(1) 住戸の戸境壁(コンクリート厚18cm)は、JIS A 1419に規定する遮音等級D-55に該当する遮音性能があり、集合住宅の戸境壁として十分満足できるものである。

(2) 各階バルコニーにおける騒音レベルは、前面に敷地境界壁がある1階で最小を示した。2階から7階まででは、3階で最大レベルを示し上階になるに従いレベルが低下する傾向にあるが、1dBAの範囲でほぼ同一であった。

(3) 各階バルコニーにおける騒音レベル(実測値)は、音響学会式による計算値( $\alpha_i=0$ )と良く一致した。

(4) 国道騒音と各階バルコニーにおける騒音とのレベル差は、実測値の方が計算値より平均2.4dBA大き

かった。これは敷地境界壁の反射音の影響と考えられる。

(5) アルミサッシ窓(ガラス厚3mm)の遮音効果は約20~22dBAであったが、幹線国道に面した窓としては必ずしも満足とは云えない。

(6) 国道と国道側洋室内との騒音レベル差は1階で約30dBAと最大であり、4階では27dBA, 7階では24dBAであった。

(7) 食事室の騒音レベルは間仕切りにより洋室のそれより一律に10dBA低かった。

## 7. おわりに

空間音圧レベル差の測定法は国内ではJIS A 1417に、他には国際標準化機構のISO 140/IVに規定されている。

また道路騒音を利用して住宅の遮音性能を調べる方法は、ISO 140/Vに制定されており、等価騒音レベル(Leq)で求めることになっている。しかし我国ではLeq計がさほど普及していないことと、測定の困難さからJIS化はされていない。前者の測定ではスピーカや、それに付属する増幅器等多量の機材を搬入せねばならないし、後者の場合でも様々な測定器の持込みが必要となる。いずれにしても機材の搬出入だけで1日仕事となってしまふ。また本調査のように入居前の住宅を利用できれば、測定もかなり楽とは思えるが、入居後では、なかなか簡単にゆかないことは容易に想像できる。このように種々な困難さを持つ測定法を普及させるよりは、簡易な測定法を開発することが今後の課題と考える。

## 文 献

- 1) 横浜市道路局：幹線道路沿線地域における住民意識調査 一生活圏及び交通公害に関して一, 1, 昭和50年8月。
- 2) 木村 翔：建築の遮音性能基準 一建築学会作成分科会の動向一, 騒音制御, 2(2), 9-12(1978)。
- 3) 日本音響学会：道路交通騒音の予測計算方法に関する研究報告書, 昭和50年2月。
- 4) 石井聖光：道路交通騒音の予測計算方法に関する研究 一高さ別補正值 $\alpha_i$ について一, 日本音響学会誌, 33(8), 426-430(1977)。
- 5) 鹿島教昭, 樋高雄治：三ツ沢地区における幹線道路の自動車騒音レベル, 横浜市公害研究所報第3号, 53-57(1978)。

6) 子安 勝：しゃ音・吸音材料について，日本音響学会誌，29（9），579—594（1973）。

7) 三好俊二：ガラス窓の遮音性能，音響技術，8（4），67—71（1979）。

8) 例えば，子安 勝：住宅用防音サッシ，音響技術，7（3），59—64（1978）。

## 排水中の非イオン界面活性剤の定量法

飯塚貞男\*

## 要 旨

酸化エチレン系の非イオン界面活性剤の定量方法として、非イオン界面活性剤と臭化水素酸を反応させ、生成物の臭化エチレンを測定することにより、定量する方法が報告されている。そこでこの方法を、事業所排水中の非イオン界面活性剤の定量に応用した。

その結果、酸化エチレンの付加モル数の多少にかかわらず、非イオン界面活性剤が、再現性よく定量されることがわかった。

## 1. はじめに

横浜市内の捺染、染色、精練、洗濯等の事業所では、酸化エチレン系の非イオン界面活性剤（以下POEnとする）を多量に使用している。これらの事業所では、排水処理法としてほとんどが、凝集沈殿法を用いているが、この方法では、POEnがほとんど除去されないため、POEnによる環境汚染が懸念される。そのため、排水や河川水中のPOEnを正しく測定することは、その汚染状況を知るうえに重要である。

POEnの定量方法に関しては、これまでいくつかの方法が提案されているが、その中で最も広く用いられているのは、コバルトチオシアン酸法である<sup>1)</sup>。この

方法は、POEnとコバルトとの錯体をベンゼンで抽出し、この錯体の吸光度を測定して、POEnの濃度を求める方法であるが、次の2つの欠点がある。1)、アルキルベンゼンスルホン酸等のいわゆる陰イオン界面活性剤が試料中に混入していると、測定に負の誤差が生じる。

2) POEn中の酸化エチレンの付加モル数により測定感度が異なり付加モル数の多いものは、測定感度がきわめて低い。

一方、精練、染色等の事業所では、酸化エチレンの付加モル数の多いPOEnを使用していることが多いため事業所によっては、この方法によるPOEnの測定が困難な排水もみられている。したがって2)のような

問題のない方法として、I. I. kaduji は) POEnと臭化水素酸とを反応させ、生成した臭化エチレンをガスクロマトグラフィーで測定することにより、POEnを定量する方法を報告している<sup>2)</sup>。そこで筆者は、この方法を事業所排水中のPOEnの定量に応用したところ、酸化エチレンの付加モル数の多少にかかわらず、臭化エチレンが合成でき、再現性も良く、POEnの定量方法としては、コバルトチオシアン酸法の欠点を補うのに有効な測定法であることがわかったので報告する。

## 2. 実験方法

## 2-1 装置及び測定条件

ガスクロマトグラフィー

装置：島津GC-6CM (FID)

カラム：3mmφ×2mのガラスカラム

カラム充てん剤：15% Apiezon L, Chromosorbw (AW-DMCS) mesh 80~100

カラム温度：120℃

キャリアーガス：N<sub>2</sub>40ml/min

## 2-2 試 薬

臭化水素酸 特級

ポリオキシエチレングリコール (POEn) 日光ケミカル製

酢酸エチル、ジクロロメタン、二硫化炭素それぞれ

Analytical Methods for Nonionic Detergents.

\* Sadao Iizuka, 横浜市公害研究所水質部門

れ特級

### 2-3 POEnの抽出

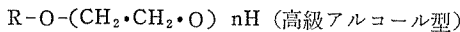
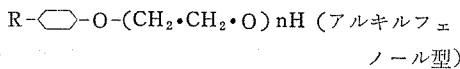
POEnの含有量が500 $\mu$ g以下の水溶液100ml分液ロートにとり、炭酸水素ナトリウム1g、塩化ナトリウム40gを加え、酢酸エチル30mlで抽出し、酢酸エチル層を100mlのビーカーに分取する。更に水層に酢酸エチルを30ml加え同様な操作を行ない、先のビーカーに酢酸エチル層を加える。次に酢酸エチルを70~80 $^{\circ}$ Cのホットプレート上で揮散させた後、内容物を3mlのジクロロメタンを加えてビーカー中の残留物を溶かし、片側を封じた長さ100mm、直径8mmのガラス管に移し入れ、窒素ガスを用いて、ジクロロメタンを完全に揮散させる。

### 2-4 臭化エチレンの生成及び定量

2-4でジクロロメタンを完全に揮散させた抽出物の入っているガラス管に、臭化水素酸-酢酸溶液(1:1)0.5mlをピペットで加え、酸素フレームを用いて、ガラス管を封じる。次にこの密封したガラス管を150 $\pm$ 2 $^{\circ}$ Cの乾燥器に入れ3時間反応させ、臭化エチレンを生成させる。反応終了後、ガラス管を取り出し、室温で冷却した後、ガラス管を開封して、反応生成物を5mlの水を用いて、10mlの遠沈管に移しかえ、これに二硫化炭素0.5mlを加えて、一分間振とうして、臭化エチレンを抽出する。さらに1500rpmで3分間遠心分離させた後、下層の二硫化炭素の1 $\mu$ l~5 $\mu$ lをガスクロマトグラフィーに注入し、臭化エチレンのピークの高さを測定する。標準のPOEnについても同様な操作を行ない、検量線と比較して反応によって生成した臭化エチレン量から、POEnの濃度を算出する。

## 3. 結果及び考察

市内事業所で使用されているPOEnの構造は次の一般式で代表される。



Rはアルキル基、nは、酸化エチレンの付加モル数を示す。アルキルフェノール型のアルキル基はC<sub>8</sub>、C<sub>9</sub>、C<sub>12</sub>のものが用いられ、高級アルコール型のアルキル基はC<sub>12</sub>が用いられている。いずれの型も酸化エチレンの付加モル数の増加と共に水に解け易い性質がある。一般に精練、染色の事業所は、付加モル数が10~20の高いものが、またクリーニングにおいては6~10程度のものが使用されている。

このようにPOEnは使用目的により酸化エチレンの付加モル数が異なっている。ところでこのPOEnをコ

バルト-チオシアン酸法で定量した場合、図-1に示すように、酸化エチレンの付加モル数により感度が変

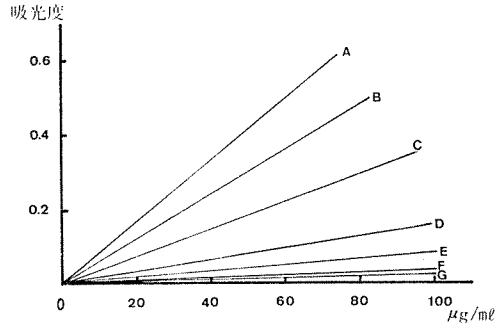


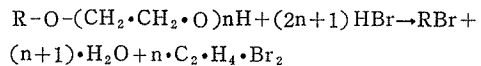
図-1 各付加モル数のPOEn吸光度(ベンゼン中の濃度)

A : n=7. B : n=5. C : n=9. D : n=4  
E : n=3. F : n=21. G : n=25

化し、付加モル数が少ないものや、多いものでは、感度が低下する。付加モル数が20以上のものでは定量不可能である。そこでこの欠点を補う方法として2-3、4に示した試験法を、以下に示す手順に従って検討し、実際の工場排水の分析に応用した。

### 3-1 POEnと臭化水素酸との反応

2-4で示した方法は、POEnと臭化水素酸との反応で生成した臭化エチレンを測定することにより、POEnを定量するという原理に基づいており、反応式は次式で示される。



#### 3-1-1 臭化エチレンの生成の確認

2-4で示した条件で、臭化エチレンが生成するかについて検討した。POEnとしてコバルト-チオシアン酸法では定量感度の悪いC<sub>12</sub>H<sub>25</sub>-O-(CH<sub>2</sub>·CH<sub>2</sub>·O)<sub>21</sub>H、C<sub>9</sub>H<sub>19</sub>-O-(CH<sub>2</sub>·CH<sub>2</sub>·O)<sub>20</sub>Hを用い、各々1000 $\mu$ gをガラス管に入れ、測定した。その結果、2-4の操作を行なったもののガスクロマトグラムと二硫化炭素に溶かした臭化エチレンのそれは、ピークの保持時間が一致しており、反応生成物は、臭化エチレンであると判断した。しかし同時に生成が予想される臭化アルキルのピークは、どちらの反応生成物からも、チャート上からは認められなかった。

#### 3-1-2 臭化エチレンの生成反応の再現性

臭化エチレンの生成が確認されたが、更に2-4の反応の再現性について検討した。POEnは酸化エチレンの付加モル数が2~21の範囲のものを使用し、2-3



及び4に従って操作しその結果を表1に示した。即ちピーク高はPOEnの種類に関係なく3回のくり返しの

表一 各POEnからの臭化エチレンの生成の精度

POEn	付加モル数: n	ピークの高さ(mm)	$\bar{x}$ (mm)	$\sigma/\bar{x}$ (%)
高級アルコール型	4	52.9	52.3	5.1
		48.8		
		55.2		
アルコール型	8	78.0	73.9	4.6
		69.7		
		74.1		
アルコール型	21	98.7	98.1	1.7
		95.8		
		99.7		
アルキルフェノール型	2	25.8	25.4	3.2
		24.3		
		26.2		
アルキルフェノール型	10	61.0	66.0	5.3
		68.3		
		68.6		
アルキルフェノール型	20	92.4	92.0	1.1
		93.1		
		90.6		

変動係数が6%以内であり、良好な再現性が得られた。一方3-1で示した反応式から当然のこととして、POEnの付加モル数に比例した臭化エチレンの生成量が予想されるが、表一でみた限りでは、付加モル数に正しく比例したピーク高は示していないが、付加モル数の増加につれピーク高の増加が明きらかである。

このことから、事業所で使用しているPOEnの純物質を得ることによりある程度その付加モル数の推定が可能であるとともに、濃度を正確に測定することが可能であるといえる。またアルキルフェノール型の付加モル数が21のものにつき、200, 400, 600, 800, 1000 $\mu$ g

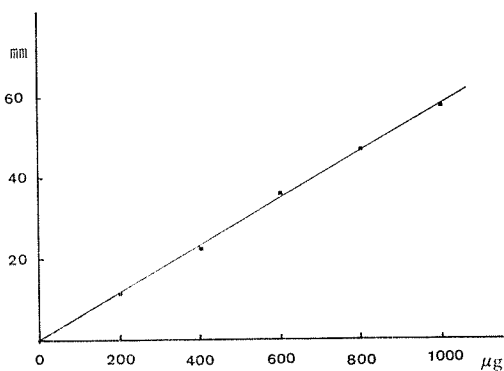


図-2 POEn (n=21) の検量線

を同様に反応させて検量線を作成したところ、図-2に示すような良好な直線性が得られることから、この範囲内のPOEnの量であれば2-4の反応条件での臭化エチレンの生成率は一定であることが知れた。

### 3-2 妨害物質の影響

本法の妨害としては次のものが考えられる。

- (1)臭化エチレンが試料中に含有していること
- (2)臭化水素酸と反応して臭化エチレンを生成するもの又は臭化エチレンがスクロマトグラムのピークの保持時間が一致するもの
- (3)臭化エチレンの生成を阻害するもの

そこでこの3点について対象とする事業所排水の成分を考慮して検討した。このうち(1)の場合は、対象としている事業所では臭化エチレンを使用していないため試料中の混入は考えられない。次に(2)について調査したところ、臭化水素酸と反応し臭化エチレンを生成する可能性のある物質として、エチレングリコールが考えられる。エチレングリコールはPOEnの製造工程で生成するため、事業所で使用しているPOEn中に不純物質として混入している。そこでエチレングリコールを2-4で示した実験条件で臭化水素酸と反応させ測定したところ、エチレングリコールとの反応物から臭化エチレンのピークの保持時間と一致するものが確認された。

しかし、エチレングリコールは水溶液中では、酢酸エチルに抽出されにくいという報告がある。そこで1000 $\mu$ gのエチレングリコールの含有する水溶液100mlを2-3, 4で示す定量法で測定したところ、臭化エチレンのピークは確認されなかった。この結果エチレングリコールは酢酸エチルで抽出操作する段階で除外されることが知れた。また(3)の場合であるが、排水中の成分から、一つ一つを確認していくよりも、実試料中にPOEnを添加し、回収率を測定し、その結果から推定するのが合理的であると考えられる。

### 3-3 定量法の回収率と精度

3-1の結果から、臭化エチレンを測定することにより、POEnの定量が可能となることがわかったが、更に2-3, 4に示した定量方法の全般を通しての回収率及び再現性を検討した。回収率の算出方法は、500 $\mu$ gのPOEnを直接臭化水素酸と反応させ測定した値を基準として、同量のPOEnを含有している100mlの水溶液を2-3, 4に従って測定した結果と比較し、表-2に示した。

再現性については、両型のPOEnとも、臭化エチレンの付加モル数によらず良好な値を示した。しかし、回収率は、付加モル数の増加と共に低くなる傾向を示

表一 各POEn 500 $\mu$ g の回収率及び精度

POEn	付加モル数: n	回収量 ( $\mu$ g)	$\bar{x}$ ( $\mu$ g)	$\sigma/\bar{x}$ (%)	回収率 (%)
高級アルコール型	4	480	480	0.6	96
		476			
		483			
	8	440	452	2.1	91
		455			
		462			
21	440	430	1.7	86	
	430				
	422				
アルキルフェノール型	2	502	496	1.0	99
		496			
		490			
	10	450	451	2.4	90
		465			
		438			
20	409	413	1.1	83	
	420				
	412				

している。この原因として、POEn は酸化エチレンが増すと、親水性が大きくなる性質があるため、酢酸エチルで抽出しにくくなり、回収率が低下したものと考えられる。抽出操作を3回くり返しても同様の結果であった。そのため、実試料中のPOEn を定量するときの検量線作成に用いる標準としてのPOEn の選択が重要となる。測定誤差を少なくするには、試料中のPOEn と同じものを標準に用いることが理想であるが、事業所で使用しているPOEn は助剤等が混入しているため、純品が得にくい場合が多い。

一方、生物試験法では、付加モル数が7のアルコール型のPOEn を標準としている。この方法を用いれば、標準が一定であるため、データを比較する場合には都合がよく、また本法により90%以上の抽出率が期待できる。

このため、実際の試料の分析の場合は、標準物質として試料別のPOEn を使用せず、一定の標準を定めて行なう方法をとった。

以上の検討結果をふまえて、実試料中のPOEn の定量に本法を応用した。

### 3-4 実試料への応用

実試料として、市内の捺染、洗濯、精練事業所の排水を選び、標準として  $C_9H_{19} \langle \text{---} \rangle -O-(CH_2 \cdot CH_2O)_7 \cdot H$  を用いて、定量法に従って測定した結果を表一3に示したが、再現性は満足すべきものであった。この結果からみて実試料の測定にあたっては、測定誤差として7%程度見込まれる。またこれらの試料に上記の

表一3 各事業所排水中のPOEnの定量値及び精度

事業所	実測値 ( $\mu$ g)	$\bar{x}$ ( $\mu$ g)	$\sigma/\bar{x}$ (%)
精練	550	530	2.3
	520		
	530		
染色	390	430	6.8
	450		
	454		
洗濯	92	92	6.7
	84		
	99		

POEn を添加して測定した結果を表一4に示したが、平均回収率は95%と満足すべき値を示した。

表一4 事業所排水に添加したPOEnの回収実験結果

事業所	試量中の量	添加量	理論値	実測値
精練	540 $\pm$ 13	500	1040 $\pm$ 13	1046
				1040
				1011
染色	430 $\pm$ 28	500	930 $\pm$ 28	970
				1050
				1040
洗濯	93 $\pm$ 6.1	500	592 $\pm$ 6.1	610
				606
				640

(単位  $\mu$ g)

これらの事業所の排水を対象とする限りでは、臭化エチレンの生成を阻害する物質の影響はほとんどなかったといえよう。

この結果、コバルトチオン酸法では測定困難であった精練排水中のPOEn についても本法で測定が可能であることが明らかとなった。

## 4. まとめ

本法とコバルトチオン酸法と比較し、次の知見を得た。

1) 酸化エチレンの付加モル数の多少にかかわらずPOEn を測定できる。そのため、付加モル数が多いPOEn を使用している事業所の排水分析も可能となった。

2) 事業所等で使用しているPOEn の酸化エチレンの付加モル数がある程度推定できる。

3) 定量感度が良い  
反面、次の問題点もある。

1) 時間がかかり、また操作が繁雑である。

2) コバルトチオン酸法と同様、試料中のPOEn の酸化エチレンの付加モル数と検量線作成に

用いるPOEn とのそれが同一でないと正確な値が得られない等の問題が残った。またPOEn を水溶液から抽出する方法として、泡沫分離により、抽出する方法が報告されているため、<sup>3)</sup> これらについてもさらに検討していく方針である。

## 文 献

- 1) 沼田一他：衛生化学, vol. 26, No.2, 92-98 (1980)
- 2) I. I. kaduji and J. B. Stoad : Analyst vol. 101, 728-731. (1976)
- 3) 日本環境協会編：化学物質環境調査分析方法報告書 51-53 (1978)

# ポリビニルアルコール含有排水の処理方法の検討

## (第3報)

遠田和雄\*, 野木一男\*, 下村光一郎\*

### 要旨

ポリビニルアルコール (PVA) を含有する濃厚な精練排水を芒硝とホウ砂による凝析反応を利用して処理する方法を検討してきたが、これまでの経過については、当公害研究所報第2, 4号に報告したとおりである。本報では、凝析反応後の固液分離法として、減圧蒸発濃縮法を検討した。その結果、濃縮中に、乾燥機内壁へのPVA皮膜の付着や凝析物間の塊化現象もなく、粒状の固形物を取り出すことができた。本検討の共同研究の対象となった精練工場では、当処理法によって実際の精練濃厚排水を一年以上に渡って処理を行ったが、殆どトラブルもなく実施することができ、これにより、PVA含有排水のCOD対策として芒硝とホウ砂による凝析処理法は実用に供し得ることを確認した。

### 1. はじめに

PVAを濃厚に含有する排水を凝析反応により処理する場合の最大の問題点は、生成させた凝析物をどのように母液から分離するかにあった。この分離法として、山東<sup>1)</sup>,<sup>2)</sup>,<sup>3)</sup>,<sup>4)</sup>や小寺ら<sup>5)</sup>はネットコンベアを使用する固液分離法を、また、山本<sup>6)</sup>は、PVA含有排水に澱粉を添加し、濃縮後噴霧乾燥する方法を提案している。しかしながら、筆者らが実験的に得た知見によると、上記処理法では凝析生成物の粒子が塊化したり、PVAの粘性のために噴霧加熱しただけでは乾燥が不十分になるという問題点が明らかである。そこで、筆者らは、これらの問題点を解決するためにボイラーの余熱を利用した減圧蒸発濃縮法によるPVAの凝析物の処理について検討した結果、粒状の取り扱い易い固形物が得られたので報告する。

### 2. 減圧蒸発濃縮法によるPVA凝析物の固液分離実験

#### 2-1 減圧蒸発濃縮法の選定

精練工場の精練濃厚排水を分別処理する場合、その処理法について文献調査を含め種々の検討を加えた結果、次の4法を有効なものとして最終的に選定した。

- 1, 液中燃焼法
- 2, 噴霧焼却法
- 3, 深槽曝気型活性汚泥法
- 4, 減圧蒸発乾燥法

この中で、液中燃焼法、噴霧焼却法ともに、含有有機物濃度が50%以上でないとエネルギー損失が非常に大きくなるという実用上の問題点が出され、また、深槽曝気型活性汚泥法では、PVA濃度が1000mg/l以下でないと微生物が有効に働かないということが判明した。以上のような結果から、含有有機物濃度に左右されない減圧蒸発濃縮法は、PVAの皮膜形成による蒸発能力低下さえ防止することができれば、最も有力な処理方法として実用化が可能であるとの見通しがついていた。

#### 2-2 予備実験

精練濃厚排水を加熱蒸発して濃縮する場合の皮膜形

A Research on the Treatment of Poly Vinyl Alcohol in Industrial Waste Water (3)

\* Kazuo Enda, Kazuo Nogi, Koichiro Shimomura, 横浜市公害研究所水質部門

成状況と、器壁からの剝離性をみるために、次のような実験を行った。すなわち、200mlビーカー3個を用意し、精練濃厚排液（PVA1.5~2%）に凝析剤溶液（ $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 10.5%、 $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 1.2%）の添加量を変えた反応液2種類および対照として、精練濃厚排液のみを入れた3種類について、それぞれガスバーナで加熱し、母液を蒸発させて濃縮した。実験結果は表一に示したとおりである。精練濃厚排液100%の場合（実験No.1）、および凝析剤所要量<sup>7)</sup>の約1/2量を添加

表一 加熱乾燥によるPVA皮膜の剝離試験

実験No.	精練濃厚排液 (%)	凝析剤溶液 (%)	乾燥後の剝離性
1	100	—	不可
2	90	10	不可
3	80	20	良好

した場合（実験No.2）は表面に強固な皮膜を形成したが、所要量の凝析剤を添加（PVA排液の約1/2量）した場合（実験No.3）は、皮膜の形成は弱く、剝離性も良好であった。以上の結果から、PVAを含有した精練濃厚排液は、凝析反応を行ったあとであれば、蒸発濃縮法による処理が可能であると判断し、同法による処理条件について検討した。

### 2-3 減圧蒸発乾燥機による処理実験

#### 2-3-1 実験方法

事業場の排水は、その時に工場で取り扱った生機の織り元の違いによって糊剤の成分内容が異なるために、その水質が変動する。減圧蒸発濃縮実験は、実際に想定される排水の水質や処理水量の変化等種々の条件を考慮して、全部で21回行ったが、本報では、その中の3例のみについて報告する。この3つの実験の条件は、表一に示したとおりであった。なお、乾燥機

への反応液の投入を2回に分けたのは、実験装置フローシート（図一）にも示したとおり、蒸発乾燥機の容量に制限が生じたためである。

#### 2-3-1-1 実験装置のフローシート

凝析反応装置から蒸発乾燥機までのフローシートは図一に示したとおりである。

#### 2-3-1-2 凝析反応操作

実験一： 精練濃厚排液2800ℓ（PH6.4）に20% NaOH溶液19.5ℓを1時間の間合計5回に分けて添加し、pHが10.9で安定したことを確認したのち、15%硫酸ナトリウム溶液468ℓおよび4%四ホウ酸ナトリウム溶液196ℓを順に添加して凝析反応を行った。

実験二： 実験の前日、精練濃厚排液2800ℓ（PH6.4）を凝析反応装置へ入れ、強撹拌を行いながら20%NaOH溶液18ℓを徐々に添加した。その時のpH

表二 実験条件

実験No.	条件原水量 (ℓ)	凝析反応液量 (ℓ)*	乾燥機への投入方法	乾燥機内の条件
1	2800	3460	初めに2200ℓを蒸留開始1時間後1260ℓ	乾燥機内を洗浄し、凝析剤スケールが付着していない状態で運転した
2	2800	3460	初めに2400ℓを1時間後1060ℓ	前実験で付着した凝析剤スケールをそのまま残した状態で運転した
3	4000	4950	初めに2474ℓを1.67時間後2474ℓ	同上

\* 凝析物を含んだ、反応後の全液量

#### ※減圧乾燥機の仕様

型式：和歌山化工機製VD-40型

乾燥機容量：4000ℓ

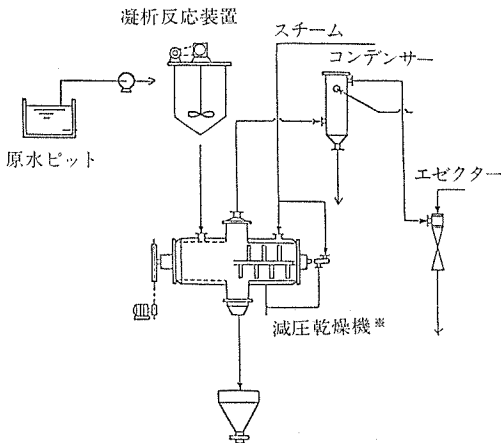
量大仕込量：2400ℓ/回

加熱源：スチーム

加熱方法：乾燥機周囲ジャケットおよび乾燥機内撹拌翼シャフト内のスチーム加熱による。

減圧方法：工場排水処理水を利用したエゼクターによる。

計画蒸発量：650ℓ/Hr



図一 凝析処理フローシート

は11.3であった。実験当日、(pH11.3としてから約17時間後) pHが10.7で安定していることを確認のうえ、凝析反応を行った。凝析剤の添加量は実験No.1と同じであった。

実験-3 : 4000 ℓの精練濃厚排液のうち2000 ℓを前日のうちに凝析反応装置へ入れ、20%NaOH溶液16 ℓを添加してpHを11.4に調整しておき、実験当日 pH 10.7 (液温29℃) で安定しているのを確認したあと、15%硫酸ナトリウム溶液 334 ℓ および4%四ホウ酸ナトリウム溶液140 ℓを順に添加して凝析反応を行った。この凝析反応液2474 ℓを蒸発乾燥機へ投入し、蒸発濃縮開始後、残りの精練濃厚排液2000 ℓを凝析反応装置へ投入して凝析反応を行った。凝析反応前のpH調整は次のとおりであった。20%NaOH溶液の添加量16 ℓ、pH調整時間2.5時間凝析反応前のpH11.0 (液温34℃)。

### 2-3-1-3 蒸発濃縮操作

実験-1 : 凝析反応液3460 ℓのうち、初めに2200 ℓを蒸発乾燥機へ投入したのち、蒸留を開始し、1時間後に残りの1260 ℓを投入した。

実験-2 : 凝析反応液3460 ℓのうち、初めに2400 ℓを蒸発乾燥機へ投入したのち、1時間後に残りの1060 ℓを投入した。

実験-3 : 初めに前日 pH調整分の凝析反応液 2474 ℓを蒸発乾燥機へ投入したのち、約 400 ℓになるまで

蒸発濃縮し、この残液400 ℓを乾燥機内に残したまま、残りの凝析反応液2474 ℓを同機へ投入した。なお、実験1, 2, 3ともに凝析反応液の乾燥機への投入は減圧吸引法で行った。

### 2-3-2 結果

#### 2-3-2-1 凝析物の形状

凝析物の形状は、実験1, 2, 3ともに2~5mmの球形または長楕円形の粒子であった。また、凝析反応はいずれも安定かつ良好であった。

#### 2-3-2-2 乾燥機の運転状況

乾燥機の運転状況は表-3に示すとおりであった。また蒸発曲線は、それぞれ図-2, 3, 4に示すとおりであった。

表-3 乾燥機の運転状況

項目	実験 No.	1	2	3
運転時間(昇温開始後)		3.0	2.8	4.67
平均蒸発量 0-2時間 (/Hr)		1353	1230	—
	1-2 //	1144	1296	—
	2-3 //	750	690	—
総平均蒸発量 (ℓ/Hr)		1082	1149	1002
乾燥機投入凝析反応液量 (ℓ)		3460	3460	4950
濃縮残留物量 (kg)		150	190	120

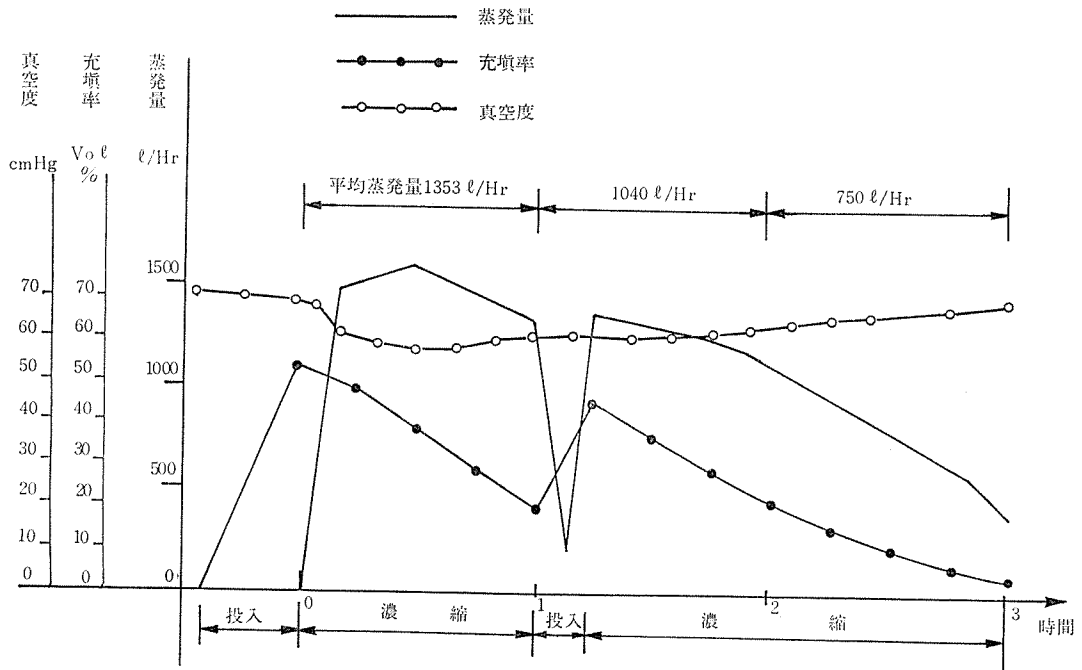


図-2 実験1の蒸発曲線

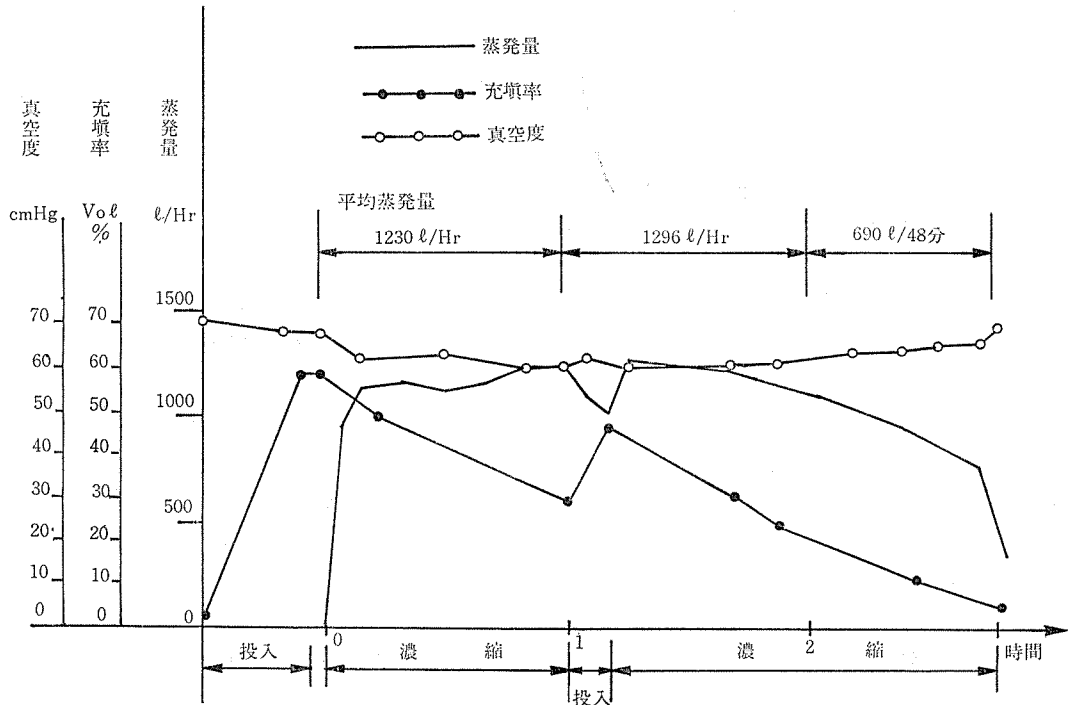


図-3 実験2の蒸発曲線

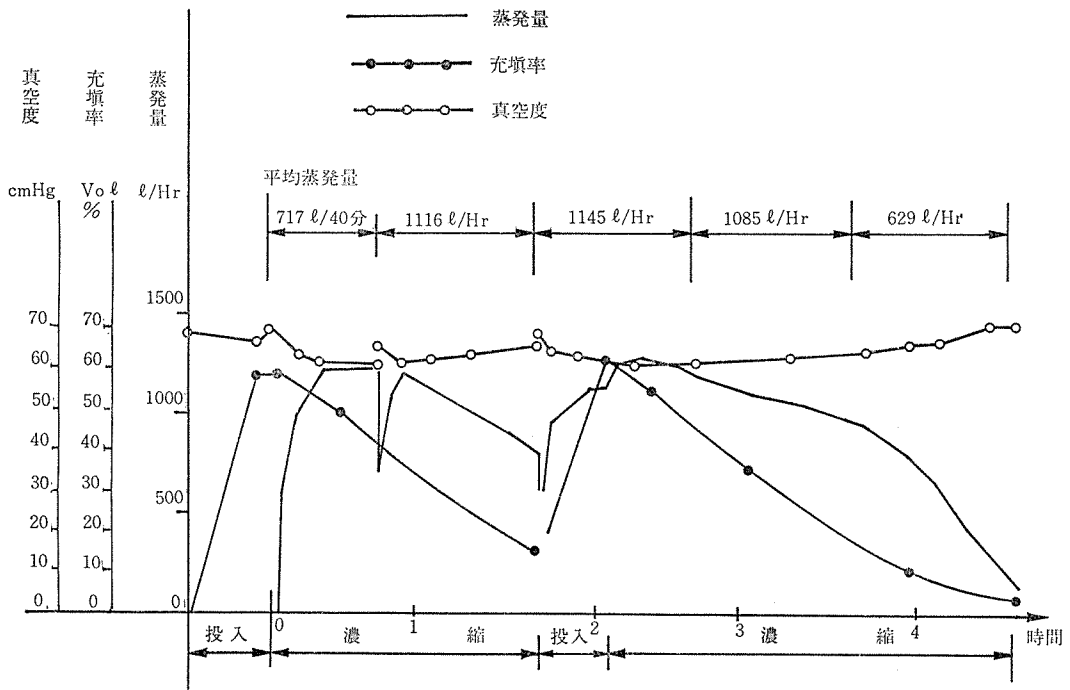


図-4 実験3の蒸発曲線

### 2-3-2-3 蒸発濃縮終了時の乾燥機内の状態

実験—1：攪拌翼および乾燥機の内壁面に凝析剤の結晶による粉状付着があり、また、攪拌翼先端部に若干のPVA凝析物の帯状付着が確認された。

実験—2：凝析剤結晶の付着状態は実験—1の場合と同様であったが、PVA固形物の付着は実験—1の場合より少く、攪拌翼先端部に僅かに認められた。

実験—3：凝析剤の結晶が攪拌翼や乾燥機の内壁面に1~2cmの厚さで付着したが、PVA固形物の付着は殆どみられなかった。

### 2-3-2-4 蒸発残留固形物の形状と凝縮水の性状

実験—1：乾燥機底部に残った固形物の形状は、直径50~150mm、厚さ20~30mmの円盤状のものが主で直径50mm前後の球形のものも混在した。

実験—2, 3：長さ2~7mmの長楕円形の粒子が主で、1~2mmの球形の粒子も混在した。

また、蒸発凝縮水は、実験—1, 2, 3ともに、無色透明であった。なお、実験—1の凝縮水のCOD<sub>Mn</sub>は38mg/ℓであった。

### 2-2-3 考察

当初考えたPVAの強固な皮膜は、まったく形成されなかった。その理由としては、蒸発濃縮が進むにつれて反応液中の凝析剤が析出し、その結晶がPVA凝析粒子の表面を包む形となるため、PVA凝析粒子間の塊化現象の防止と、乾燥機壁面におけるPVAの付着を防止する結果となったことが考えられる。

蒸発濃縮が終点に近づくと、凝析剤の結晶が乾燥機の内壁面や攪拌機の全面にスケールとなって付着するが、このスケールは、次回の蒸発操作の際に、凝析反応液によって、一旦完全に溶解されるため、スケールの蓄積は起らず、したがって、スケールによる蒸発能力の低下は全くなかった。

精練濃厚排水3000~5000ℓ（この液量は精練工場における精練濃厚排水の一日当りの発生量で、これは当事業場の一日当りの総排水量の $\frac{1}{60} \sim \frac{1}{70}$ に相当。）を処理する場合の平均蒸発能力は約1000ℓ/Hrであった。この数値は、同乾燥機によって、単に水を蒸発させた場合の蒸発速度に相当するだけでなく、同乾燥機の納入時の処理能力の保証値650ℓ/Hr（この数値は、精練濃厚排水を直接蒸発処理した場合の乾燥機製作者側の保証値である。また、実際に直接蒸発を行ったところ、この種の機械ではPVAの皮膜形成のため蒸発効力が極端に低下し、蒸発操作は不可能であった。）を大きく上まわった。これは、PVAが溶液状態では高粘度を示すが、凝析反応後は溶液の粘度が著しく低下し、そのために蒸発効力が上昇したと思われる。

一連の実験の中で確認できたことは、実験—1の場合のように、蒸発乾燥機内を洗浄し、凝析剤スケールが全く付着していない状態で運転した場合は、濃縮残留固形物は、直径50~150mm、厚さ20~30mmの円盤状または、直径50~150mmの球形となり、時には、長さ80cm、直径20~30cmの柱状となったこともあった。一方、前回の蒸発処理で機内に付着した凝析剤のスケールを残したまま連続して蒸発濃縮処理を行った場合は、安定して直径2~7mmの球形または長楕円形の粒子が主となり、粉体が一部混在した。これら形状の異なる固形物の生成原因は、凝析剤の濃度の差によるもので、凝析剤濃度の高いほど、固形物は小さくなり、粒状~粉状を呈した。

ここで、濃縮残留物の形状が2~7mmの粒状固形物となり、しかもそれを安定して得る処理条件を確認できたことは、実際の運転で最終的に乾燥機から固形物を取り出す際の作業性に関しては好都合であった。乾燥機で蒸発後コンデンサーで冷却されて排出される凝縮水は、ほぼ透明で、粘度は水と変わりなく、COD<sub>Mn</sub>は50mg/ℓ以下で、そのまま工場排水として放流しても、まったく問題とはならない水質であった。

### 3. まとめ

PVA含有排水は、PVAが合成高分子物質であるために、有機系工場排水の中でも生物学的な処理法では、十分な処理は望めない。一方、PVAは水溶性が高いため、凝集反応処理も困難な難処理性物質である。このため、本実験では、凝析反応と減圧蒸発濃縮法の組合せ操作により排水中からPVAを除去する方法を検討した。最後に、本実験によって得た知見をまとめると次のようになる。

原水中のPVA濃度の変動に拘らず、安定な凝析反応を起こすことができるために、PVA濃度が高くなるほど、単位PVA重量当りの処理コストはより経済的になる。

処理装置の運転操作は、凝析反応のための反応装置と固液分離のための減圧蒸発乾燥機との一連の操作が比較的平易にできるため、工場で使用される排水処理装置としては最も好都合である。

最終的に取り出される物質は、粉状~粒状（2~7mm）の場合が最も多く、最大でも直径約15cmの球状または円盤状で、乾燥機からの取り出しや、処分のための搬出の際の作業性に問題はない。

一方、凝析処理法では、排水量に対する薬品の添加量が多い（2%）こと。連続式自動運転には不向きであること、熱源のための燃料費の上昇が軽視できなく



なってきたこと等の欠点は免かれ得ないが、当凝析処理法の使用目的は、濃厚排液を分別処理することであり、その場合の排液量は比較的少量であることが予想されるので、充分に実用に供しうるものと思われる。

なお、当精練工場では、1日当りの全排水量約 230 m<sup>3</sup>のうち、約 3～5 m<sup>3</sup>の精練濃厚排液を分別処理することによって、総合排水（原水）へのCOD<sub>Mn</sub>の負荷量を約 4 の分 1 に低減することができた。

#### 謝 辞

本実験は、横浜市公害研究所と福泉産業株式会社との共同研究で実施したものである。実験に際して、実験場所や装置の提供等多大な御協力をいただいた渡辺良太氏をはじめ、会社の方々に、また減圧蒸発乾燥機の運転操作に御協力いただいた和歌山化工機株式会社の皆様に厚く御礼を申し上げます。

#### 文 献

- 1) 山東美一：公開特許公報，特開昭51—106341，ポリビニルアルコール含有排液の処理方法
- 2) 山東美一：公開特許公報，特開昭51—142857，P. V. A. 回収装置
- 3) 山東美一：公開特許公報，特開昭51—142855，P. V. A. 回収方法及び装置
- 4) 山東美一：公開特許公報，特開昭52—32873，ポバール排液の処理方法
- 5) 小寺道高他 3 名：公開特許公報，特開昭52—16555，ポリビニルアルコールの連続的回収方法
- 6) 山本重行：公開特許公報，特開昭52—141856，ポリビニルアルコールの回収方法
- 7) 遠田和雄，野木一男：横浜市公害研究所報第 2 号，215—219（1978）

# 固定床式活性汚泥法の産業排水処理への適応性の検討 (第1報)

下村光一郎\*, 野木一男\*, 遠田和雄\*

## 要旨

捺染, 染色, 精練等の有機排水を凝集処理する場合, 処理困難な物質の代表として, 水溶性糊剤, 界面活性剤等があげられる。今回は, これらの物質の処理対策に, ヘチマロンを固定床とした生物処理実験を行い, 繊維加工排水に対する生物処理の適応の可能性を探ってみた。その結果従来生物処理には適応性が少ないと言われていた精練排水についても, 微生物の順調な成育と評価すべき処理効果を得ることが出来た。

## 1. 目的

横浜の地場産業である捺染, 染色, 精練加工業は, 市の中央部を流れる帷子川及び大岡川の流域に広く分布している。当該事業所の工程からの排水は, 各種の有機系化学原材料を含有し, 河川の生物学的酸素要求量(以下「BOD」とする), 化学的酸素要求水量(以下「COD」とする)の汚濁源となっている。関連事業所の中でも, 生機(キバタ:織り上げたままの織物)の糊抜き工程を持つ精練事業所の排水は, 澱粉, ポリビニルアルコール(以下「PVA」とする), ポリアクリル酸ソーダ等の糊剤, 界面活性剤を含有しているため, 非常に処理が困難であると言われている。このような状況下において, 殆どの関連事業所が, 水質汚濁防止法施行と同時に, 凝集法を採用した。この凝集法はその後, 数々の実施例が集積するにつれて, 排水のCOD濃度の比較的低い, 捺染, 染色, 水洗工場では, 70~80%のCOD除去率を得ることが出来たが, 精練工場排水に対しては, 凝集剤の種類や添加量を変えても25~30%の除去率しか得られないとか, 凝集剤の添加量に比例して, 汚泥が多量に発生するということが明らかとなった。そこで今回は, 上記凝集法における問題点を解決すべく, 最近有機系産業排水への応用が顕著である, ヘチマロン(高空隙率を持つポリプロピレン製のカール状繊維体)を固定床に使用した浸

漬式接触酸化法に注目し, その精練排水への適応性を検討したところ, 若干の知見を得たので報告する。

## 2. 実験方法

### 2-1 供試原水

供試原水は, 精練加工フローシート(図1に示す)の均質槽の排水を使用した。この排水は, 精練加工排水の中から, 糊抜き工程の濃厚排水(液量3~4 m<sup>3</sup>/日, COD10,000~30,000mg/l)を別途処理するために分離した残りの総合排水で, その水質は, PH6~7, BOD150~200mg/l, COD200~300mg/l, SS20~110mg/l, T-Nは10mg/l前後, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>は50mg/l程度であった。また, CODの主な成分は約50%がPVAで占められ, その他は澱粉, アクリル系合成糊料, 界面活性剤等であった。

### 2-2 装置及び処理水量

実験槽は塩ビ製(長さ200×巾65×深さ100cm), 曝気槽総容積1024 lで, この曝気槽内部を, 第1槽438 l, 第2槽293 l, 第3槽293 lの3槽に区分し最後に130 lの沈殿槽を付設した。原水の流れは, 各曝気槽とも, エアーリフトによるオーバーフロー方式とした。図-2に実験装置のフローシートを, 写真-1に曝気槽に固定床をセットした状況を示した。また, 温度調節は, サーモスタット付500W投込みヒーター

An Application Study on a Fixed Bed Type Activated Sludge Process for Industrial Waste Water. (1)

\* Koichiro Shimomura \* Kazuo Nogi \* Kazuo Enda. 横浜市公害研究所水質部門

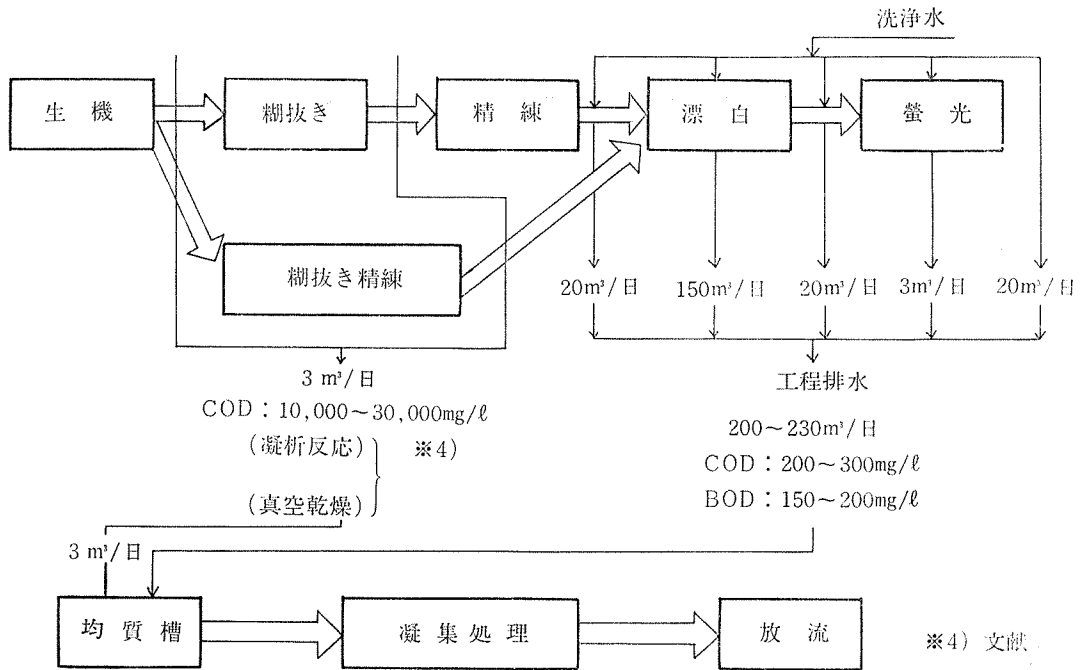


図-1 精練工程と排水

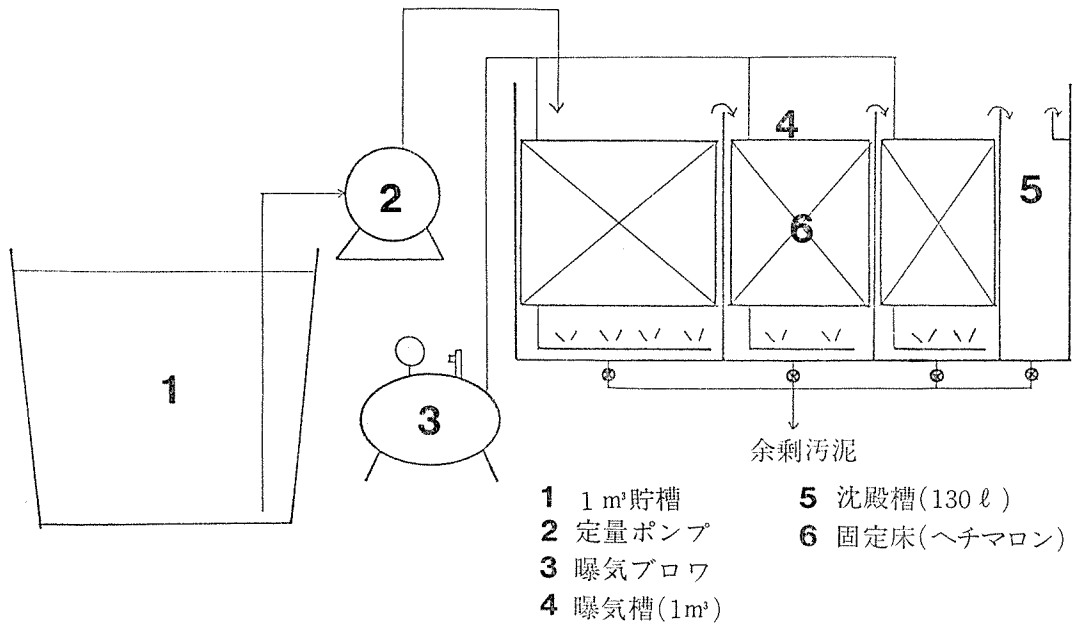
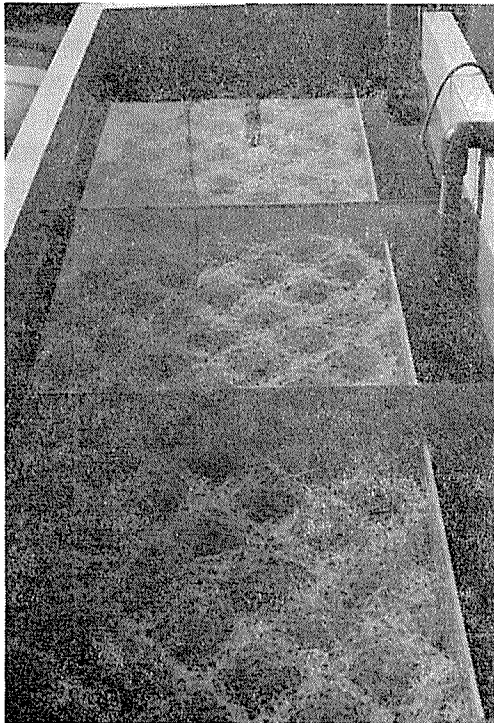


図-2 実験装置



写真一 曝気槽に充填材をセツとした状況

を、第1槽、第2槽に各2個、第3槽に1個曝気槽底部へ投入し、各曝気槽の水温を最低20℃となるように調節した。また、曝気ブローは、250ℓ/分のロータリーブローを用い、通気量は各曝気槽の入口に空気流量計をつけ、通気量を一定に設定した。各曝気槽の通気量は、第1槽70ℓ/分、第2槽30ℓ/分、第3槽30ℓ/分とし、残りは1<sup>m</sup>貯槽へ入れ浮遊物質(以下「SS」とする)の沈降を防止した。供試原水は、図一1の均質槽(300<sup>m</sup>)より、曝気槽へ直接定量ポンプで揚水していたが、流量のバラツキが大きいため、クッション貯槽(1<sup>m</sup>)へ一担ポンプアップして水位を一定にした後、定量ポンプによって曝気槽へ導入した。

処理水量は、300ℓ/日(BOD容積負荷量0.06kg/<sup>m</sup><sup>3</sup>・日)から、処理水量4,000ℓ/日BOD容積負荷量0.8kg/<sup>m</sup><sup>3</sup>・日)までの間を段階的に増加させて、処理実験を行なった。表一に処理水量、滞留時間及びBOD容積負荷量を示した。

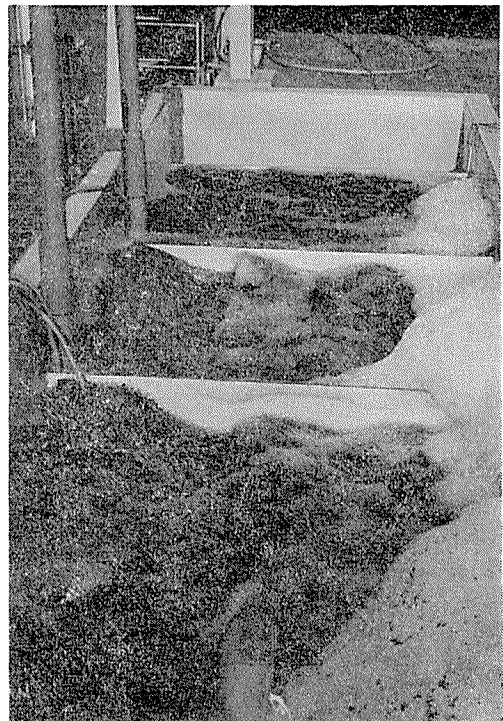
表一 処理水量と滞留時間とBOD容積負荷量

処理水量 ( <sup>m</sup> <sup>3</sup> /日)	0.3	0.6	0.8	1.2	1.8	2.4	3.0	4.0
滞留時間 (時間)	80	40	30	20	13	10	8	6
BOD容積 負荷(kg/ <sup>m</sup> <sup>3</sup> )	0.06	0.12	0.16	0.24	0.36	0.48	0.6	0.8

表二 種汚泥生物試験成績

	PH		7.0	
	沈 澱 率		18 (%)	
	MLSS		1700(mg/ℓ)	
原 生 物	Vorticella		6880 (個/ <sup>m</sup> <sup>ℓ</sup> )	
	Epistylis		240	
	Zoothamnium		160	
	Tokophrya	a	80	
	Aspidisca		160	
	Amoeba proteus		4240	
	Arcella		240	12,000
	Litonotus	m	160	
	Trachelo phylum		6480	6640
	Amoeba spp.		2320	
動 物	Amoeba X		1040	
	Dysteria	n	160	3520
	計		22,160	
輪 虫 類	計			
	総生物数(汚泥/ <sup>m</sup> <sup>ℓ</sup> 中)		22,160	
	※ a : m : n		50 : 30 : 16	

備)※ a:活性生物(activated sludge-type)  
m:中間活性生物(intermediate sludge type)  
n:非活性生物(non-activated sludge-type)



写真二 種汚泥を投入した時の状況

### 2-3 供試汚泥

種汚泥は、横浜市中部下水処理場の返送汚泥200ℓを各曝気槽に分割して投入し、24時間、本実験と同条件の通気量（第1槽70ℓ/分、第2槽30ℓ/分、第3槽30ℓ/分）で空曝気して、固定床へ生物相を固着させた。種汚泥の生物相は表-2に示す通りである。

### 2-4 水質測定法

処理効果を知るために、原水貯槽、各曝気槽3槽及び沈殿槽のそれぞれ上層水または出口の5ヶ所で採水し、PH、SS、BOD、CODの各項目について以下の方法によって、週に1～6回の頻度で水質測定を行った。

PH JIS K-0102 8  
 SS JIS K-0102 10, 2  
 BOD JIS K-0102 24, 3  
 COD JIS K-0102 13

### 2-5 生物相の観察

処理水量を増加する毎に、各曝気槽の固定床より、内部汚泥を採取し、下水試験法に従って生物相を観察した。

### 2-6 実験期間

実験期間は、昭和55年2月4日より、4月30日までの約3ヶ月間とし、10日間の馴養期間後、本実験を開始した。

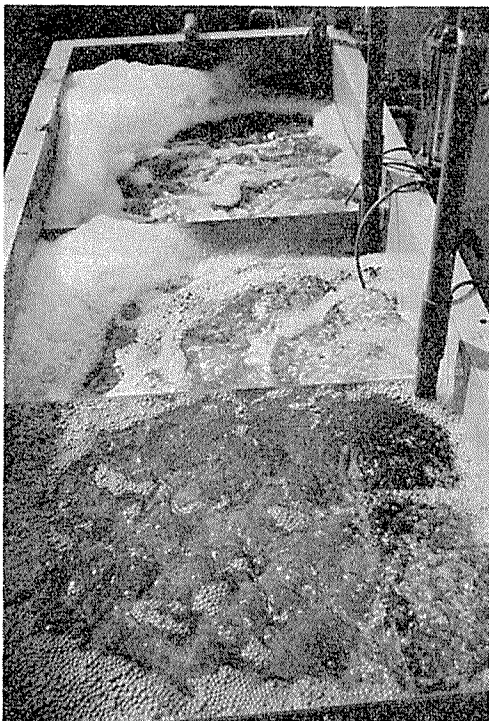


写真-3 3日後、汚泥が付着した状況

## 3. 結果及び考察

種汚泥投入後2日で、ヘチマロンへの生物相の付着が見られ、曝気槽内の処理水は清澄になった。写真-2に種汚泥を投入した時の状況を、写真-3に3日後生物相がヘチマロンに付着した状況を示した。馴養状況を確認しながら10日目まで、30～50ℓ/日の原水を連続して処理し、11日目より本実験を開始した。表-1に示すように段階的に処理水量を増加させた結果、300ℓ/日（BOD負荷0.06kg/m<sup>3</sup>・日）から、2,400ℓ/日（BOD負荷0.48kg/m<sup>3</sup>・日）までは、良好な処理効果を示したが、3,000ℓ/日（BOD負荷0.6kg/m<sup>3</sup>・日）から、4,000ℓ/日（BOD負荷0.8kg/m<sup>3</sup>・日）と負荷をあげて行くと汚泥の剥離が起こり処理不可能となった。そこで本報では、良好な処理効果を示した800ℓ/日（BOD負荷0.16kg/m<sup>3</sup>・日）及び処理効果の認められた最大処理水量の2,400ℓ/日（BOD負荷0.48kg

表-3 通水量800ℓ/日の処理状況

項目	BOD		COD		外観
	mg/ℓ	除去率(%)	mg/ℓ	除去率(%)	
原水	160	—	250	—	乳白濁
1槽目	25	84	150	40	糸状性細菌
2槽目	14	91	120	52	緑藻類
3槽目	10以下	94以上	90	64	藍藻類
処理水	10以下	94以上	90	64	無色透明

表-4 通水量2,400ℓ/日における生物相の状況

出現微生物	1槽	2槽	3槽
Euplotes	○		
Colpidium	○	○(多)	
Beggiatoa	○		
Uronema	○		
Litonotus	○		
Ulothrix	○	○(多)	○(多)
Bacteria	○(多)	○(少)	
Nematoda	○		○
Aspidisca		○	○
Rotaria		○	○
Podophrya		○	
Paramecium		○	
Spirostomum		○	
Gomphonema apicatum			○
Fragilaria construense			○(多)

$/m^3 \cdot \text{日}$ )における処理状況を述べる。処理水量 $800 \ell / \text{日}$ の開始後、2日で発泡が消え処理効果が現れ、3日後より曝気槽の状態が安定した。6日後の処理状況は表-3に、また、生物相の結果は表-4に示す通りである。表-3からもわかるように、BODは処理水で $10 \text{mg} / \ell$ 以下となり、BOD除去率は94%以上を示した。しかし、CODは処理水で $90 \text{mg} / \ell$ で除去率64%であった表-5に $2,400 \ell / \text{日}$ の処理状況を示した。一方生物相からは表-4に示したように第1槽より活発な微生物の付着を認められ、また、ヘチマロン処理の特徴とされていた糸状性細菌(主として *Sphaerotilus*)の付着も確認された。写真-4に第1槽における糸状性

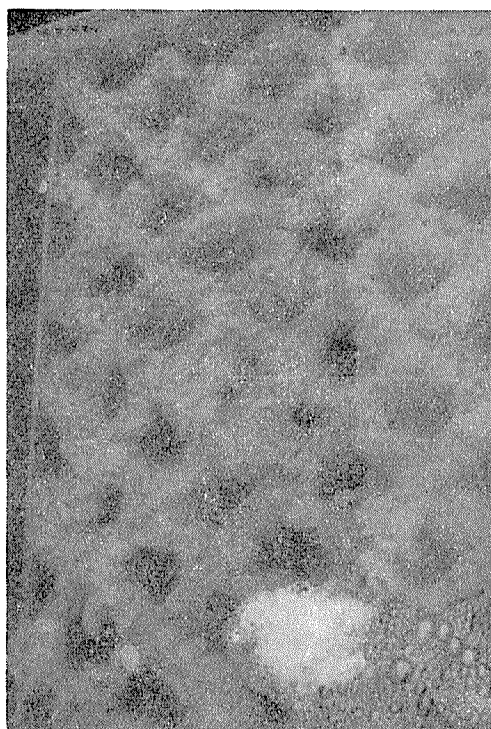


写真-4 糸状性細菌が密生した状態(第1槽)

表-5 通水量 $2,400 \ell / \text{日}$ の処理状況

項目	C O D		S S		P H	外 観
	$\text{mg} / \ell$	除去率 (%)	$\text{mg} / \ell$	除去率 (%)		
原 水	280	—	40	—	6.4	乳 白 色
1 槽 目	150	46	26	35	6.7	糸状性細菌
2 槽 目	130	54	—	—	6.9	糸状性細菌 緑 藻
3 槽 目	130	54	—	—	6.9	緑藻+珪藻
処理水	110	61	7	83	6.9	無色透明

※原水と処理水は水の、1.2.3槽は生物相の外観。

細菌の密生状況を示した。糸状性細菌については、 $800 \ell / \text{日}$ の場合、第1槽だけに見られたのに対し、 $2,400 \ell / \text{日}$ と負荷量を高くすると、第2槽まで増殖して行くことが確認された。

#### 4. まとめ

ヘチマロンを固定床に用いた、接触酸化生物処理法を、実際の精練工程排水に適用したのは、始めてであったが種汚泥は投入後10日間の馴養で、生物相がほぼ入れ替わり、BOD負荷量を段階的に増加して行くこと、それに従って、糸状性細菌の増加が観察出来た。除去率においても、BOD容積負荷 $0.48 \text{kg} / m^3 \cdot \text{日}$ で、COD除去率は61%を確認した。即ち、生物処理による処理は不可能とされていた精練加工排水についても今回の実験から、高空隙率を持った固定床式生物処理法は、適応性が示唆されているものと考えられる。しかしながら、今回の実験は、短期間でしかも分析や観察が充分ではなく、予備実験としては、一応の成果を見出したものの今後に残された問題点も多い。即ち、①COD除去率の向上対策 ②N, P, 界面活性剤等の分析数の頻度を多くすること ③原水の栄養バランスを調整すること ④装置の構造の改良を行う必要があること等である。いずれにしても今回の実験では、精練加工排水においても微生物の順調な生育が見られたこと及び凝集処理を行った場合の除去率に比較して2倍以上のBOD, COD除去率を得たことは大きな収穫であった。今後は上記問題を考慮に入れて実験を進めて行く予定である。

#### 謝 辞

この実験を進めるにあたり、御協力いただいた、北越炭素工業株式会社須貝稔氏、樋口美起雄氏、福泉産業株式会社渡辺良太氏に厚くお礼申し上げます。

#### 文 献

- 1) 横浜市公害研究所報 4, 113—117 (1979)
- 2) 下水道研究発表会講演集 15, 443—445(1978)
- 3) 下水道研究発表会講演集 16, 257—283(1979)
- 4) 横浜市公害研究所報 2, 215—219 (1978)  
横浜市公害研究所報 4, 119—127 (1979)

## コイ (*Cyprinus carpio*) における摂餌率と飼料効率について

水尾寛巳\*, 畠中潤一郎\*, 樋口文夫\*,  
福嶋 悟\*, 鈴木重之\*\*

### 要 旨

本市が公害防止契約で魚類を用いて工場排水の安全性を評価していくことが規定されているが、その評価項目の一つに成長量があげられる。

その成長量に反映するものとして、一つには摂餌量があり、他の一つにはそれが体重増に果す割合、いわゆる飼料効率がある。

今回、成長の制限因子を明らかにする一環として、まず、摂餌率と飼料効率の関係について検討した。その結果、日間平均摂餌率と日間平均増重率との間に直線関係が見られ、その直線関係が飼料効率を規定することが試験結果および数学的検討により、推定できた。

また、日間平均増重率と肥満度との関係についても、体重と体長の3乗の間に直線関係が見られれば、水温が一定条件下では相関が見られることも今回の試験結果および数学的検討により、推定できた。

### 1. 目 的

魚等の生物を指標に「化学物質」「農薬」等の安全性を評価することが、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」「農薬取締法」等に義務づけられている。

本市においては、公害防止契約の中で、工場排水の安全性を評価していく手法として、コイを指標に、屋外での1年間飼育試験をおこなっている。<sup>1)</sup>

魚による安全性の評価は、魚の生残率、成長量、生理、生化学的検査、解剖学的検査、病理組織学的検査などの項目を調べることにより、総合的に評価することが必要である。

この中で、成長量による評価は、魚の「正常、異常」の判定の指標として測定方法が簡単で、長期間の変化を把握する上で有効な項目と考えられる。

成長量で判定をおこなう場合、成長を制限する因子

は一つには摂餌量があり、他の一つにはそれが体重増に果す割合、いわゆる飼料効率がある。

この摂餌量は、魚の体質<sup>2)3)</sup>、健康状態<sup>4)</sup>、大きさ<sup>5)</sup>、および水温により異なり、又、容存酸素量<sup>6)</sup>及び換水率によっても変化する。

又、飼料効率についても、溶存酸素量および換水率によって変化するが、ニジマスでの実験<sup>7)</sup>で明らかにされている。しかしながら、飼料効率と水温および水質との関係については、筆者等の知る限りではいまだ十分に明らかにされていない。

さらに、コイにおける摂餌率と飼料効率との関係に関する報告例も現在のところ少ない<sup>8)</sup>。

また、実際工場排水中での飼育魚の成長量を評価していく上で、排水池(排水区と呼んでいる)と工業用水で飼育している対照池(区)とは、かならずしも水温が同一とはならず、水質との関係での成長量の把握

Relation between relative food efficiency and feeding rate in *Cyprinus carpio*

\* Hiromi Mizuo, Junichiro Hatakenaka, Fumio Higuchi, Satoshi Fukushima  
横浜市公害研究所水質部門

\*\* Shigeyuki Suzuki 横浜市下水道局

が目的の場合は、まず、水温と飼料効率との関係を明らかにする必要がある。

今回は、これらの検討をおこなう上での前提条件として、当公害研究所で飼育しているコイを使用し、水温一定条件下で主として、日間摂餌率と飼料効率との関係につき検討したので報告する。

また、日間増重率と肥満度との関係についても新しい知見が得られたので合わせて報告する。

## 2. 材料および方法

### 2-1 供試魚

今回、使用したコイは、昭和54年7月、神奈川県淡水魚増殖試験場から平均体重1gの0年魚を購入し、その後当研究所で10ヶ月間、水温を約22℃、1m<sup>2</sup>水槽で蓄養した1年魚である。

蓄養期間中の魚の管理は、購入時はフラン剤浴で搬入し、選別後、5%の食塩水で90秒間、薬浴をおこない、その後、テラマイシン浴(60g/m<sup>2</sup>)を3回続けておこなった。

選別は、試験に供するまでに、蓄養期間中に3回、試験に供する前に1回、さらに購入時を加えると5回おこなった。

購入時には背こけ、鰓蓋異常、体形異常等の魚の除去を、その後は、主として背こけ魚と育ちの著しく良い魚及び悪い魚を除去した。

次に蓄養期間中の給餌についてであるが、魚体の成長をできるだけ小さく保持することに力点を置いたため、給餌率は約1%で、蓄養期間の初期においては、1日2回に分けて給餌をおこない、その後1ないし2回でおこなった。餌の種類は、市販配合飼料の2号クランブルおよび3号クランブルを用いた。また、蓄養に使用した水および試験に用いた水は、吸着樹脂により脱塩素処理した水道水である<sup>9)</sup>。

### 2-2 試験装置およびその他2,3の飼育条件

試験水槽は、角型、硬質ガラス製、容積200ℓのもの3個(I区、II区、III区とす)を用い、水容積は100ℓとし、それぞれ15尾づつ収容した。

換水率は1日12回とし、水温は22℃±1℃に調整した。

また、水槽の側面から光が入らない形に改造し、光は上面からのみ入るようにした。光量に関しては、屋外から入ってくる自然光(窓ガラス越しの散光)に加え、各水槽に対し1個づつプラントルックス(20W)をつけた。照明時間は、タイマーにより、午前8時から午後5時までとした。

### 2-3 試験期間および給餌条件

表-1 試験に用いた飼料の主成分

成分	粗たんばく質	粗脂肪	粗繊維	粗灰分	カルシウム	リン
浮餌 <sup>α</sup>	39.0	3.0	5.0	15.0	1.7	1.5%

予備飼育期間は6月5日から6月19日までの14日間で、試験期間は6月19日から11月2日までの133日間である。

試験に使用した餌は、市販の浮餌(4mm)を4mm目のふるいにかけて、その通過後のものとした。

餌の一般的成分組成は表-1に示したとおりである。給餌は、1回につき20分以内で、1日2回の割合でおこなった。

給餌量は、予備飼育期間中は飽食量給餌とした。本試験においては、試験開始時から24日目までは、日間給餌量として、I区は4.7g、II区は飽食量給餌、III区は14日まで4.3g、15日から42日まで7.4gとした。

43日目からは、各区とも同一給餌率でもって、体長、体重測定時毎に給餌率を表-4に示すように無給餌から4%の範囲で変化させる条件で飼育試験をおこなった。但し、週のうち1日を無給餌日とした。

今回の試験は、この給餌範囲において全量摂餌したため、日間給餌量=日間摂餌量、日間給餌率=日間摂餌率の関係であり、結果および考察においては、日間摂餌量、日間摂餌率の用語を用いる。又、各用語は次のような形で使用した。

日間摂餌量; 給餌量設定時から次の設定時までの摂餌量(ΔF)/その間の日数(n)

日間摂餌率(%);  $\frac{\text{日間摂餌量}(\frac{\Delta F}{n})}{\text{給餌量設定時の体重}(W)} \times 100$

日間増重量; 給餌量設定時から次の設定時までの増重量(ΔW)×100/その間の日数(n)

日間増重率(%);  $\frac{\text{日間増重量}(\frac{\Delta W}{n})}{\text{給餌量設定時の体重}(W)} \times 100$

飼料効率(%);  $\frac{\text{日間増重量}(\frac{\Delta W}{n})}{\text{日間摂餌量}(\frac{\Delta F}{n})} \times 100$

### 2-4 体長・体重の測定

体長の測定は、ノギスおよび魚体測定板を用いておこない、被鱗体長を測定した。

体重の測定は、水槽より魚体を取り出し、ガーゼで軽く水分を除いた後、紙製の測定箱に入れ、自動上皿天秤で秤量した。なお、以上の測定の際には麻酔剤は使用しなかった。

## 3. 結果と考察

予備飼育期間および試験期間における試験結果を表-2, 3, 4に示した。表-2に示すとおり、試験期



表一 試験魚の飼育結果

項目	試験区	I 区	II 区	III 区
試験期間(月・日)		6.19 ~11.2	6.19 ~11.2	6.19 ~11.2
試験日数(日)		133	133	133
給餌日数(日)		106	106	106
水 温(°C)		22±1	22±1	22±1
開始時尾数(尾)		15	15	15
開始時総重量(g)		94.0	88.3	85.9
開始時平均体重(g)		6.3	5.9	5.7
終了時尾数(尾)		15	13	12
終了時総重量(g)		1,225.5	1,495.4	1,200.7
終了時平均体重(g)		81.7	115.0	100.1
除去尾数(尾)		0	2	3
除去重量(g)		0	111.0	101.2
給餌量(摂餌量)(g)		1,213.1	1,582.0	1,304.9
増重量(g)		1,131.5	1,407.1	1,114.8
補正増重量(g)		1,131.5	1,518.1	1,216.0
飼料効率(%)		93.3	88.9	85.4
補正飼料効率(%)		93.3	96.0	93.2

注) II, III区で試験尾数が減少している理由は、各区2尾については、測定時の取扱いミスによるもの。又、III区の1尾については疾病が発生したために除去したことによる。

間中、II, III区の数尾を除いては全て健康的であった。

今回の試験は同一飼育群のものを3区に分けて、摂餌条件の違いと増重率、飼料効率との関係を特に追跡したものである。

今回の試験における摂餌条件の違いを区分すると下記の通りである。

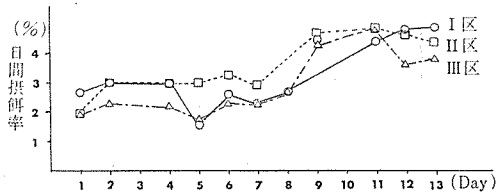
- 1 各区で摂餌条件が違う時 (0-14-28-42日)
- 2 各区で摂餌条件が同一の時
  - (1) 日間摂餌率が0の時 (83-89日)
  - (2) 日間摂餌率が0.7~0.9%の時 (120-126日)
  - (3) 日間摂餌率が1.0~4.0%の時
    - (42-56-71-83日)
    - (114-120, 126-133日)
- 3 試験途中に無給餌の日が続いた時
  - (28-42日, 89-114日)
- 4 疾病が発生した時 (III区, 42-56日)

試験結果をまとめるにあたっては、まず、予備飼育期間中の摂餌状況および試験期間中の成長量の変化について明らかにし、次に日間摂餌率と日間増重率、飼料効率との関係、日間増重率と肥満度(体重×1,000

/(体長)<sup>3</sup>)の関係についてのべる。

### 3-1 予備飼育期間中における摂餌量について

今回、予備飼育開始とともに、餌を浮餌にかえたために、新しい餌に慣れるまでの時間を観察したのが図一である。図一により、I~III区の摂餌率を1~



図一 飼育開始時の摂餌状況

8日目, 9~13日目にわたってみると、I区ではそれぞれ2~3%, 4~4.6%, II区1.5~2.5%, 3.2~4.4%, III区1.3~2.0%, 3.7~4.3%となり、いずれの場合も餌に慣れるまでに9~13日を要していることがわかる。

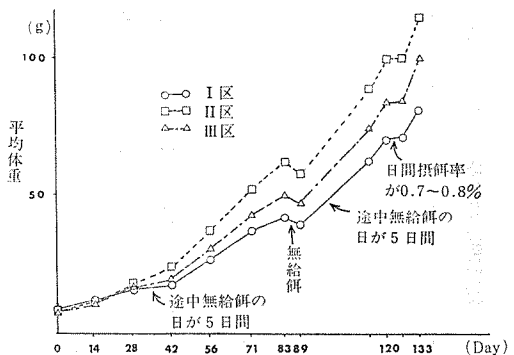
餌の種類および、新しい飼育条件に対する慣れについては、一般に2週間程度必要であり、今回の結果でもそのことが確認された。

### 3-2 摂餌条件の違いと成長の変化について

ここでは主として摂餌条件の違いによる各試験区間の試験期間中の成長の違い(図二)について述べる。又、摂餌量、飼料効率との関連でもみていく。(図一3, 4, 5)

#### 3-2-1 各区で摂餌条件が違う時

摂餌条件は、I区は42日目まで4.7g/日、II区は飽食量給餌で、III区は14日目まで4.3g/日、15日から42日目まで、7.4gである。又、区内を0~14日、14~28日、28~42日に区分して日間摂餌率で比較すると、それぞれ、I区は2.6%, 2.1%, 1.0%, II区は3.2%, 4.3%, 2.5%, III区は2.6%, 3.8%, 1.6%となる。



図二 成長曲線

表-3 試験期間中の平均体長・平均体重・平均肥満度

試験区	I 区			II 区			III 区							
	試験尾数(尾)	体長(cm) $\bar{x}$	体重(g) $\bar{u}$	肥満度 $\bar{x}$	試験尾数(尾)	体長(cm) $\bar{x}$	体重(g) $\bar{u}$	肥満度 $\bar{x}$	試験尾数(尾)	体長(cm) $\bar{x}$	体重(g) $\bar{u}$	肥満度 $\bar{x}$		
予備飼育開始時														
0 日	15	6.3	0.7	6.3	1.7	24.4	2.0	15	6.1	0.7	5.9	1.6	25.2	2.8
14 日	15	6.9	0.8	8.6	2.9	25.2	1.3	15	6.6	0.8	7.7	2.4	26.3	1.9
28 日	15	7.8	1.1	12.1	4.4	24.7	1.9	15	7.4	1.0	11.3	4.0	27.2	3.4
42 日	15	8.5	1.2	16.1	5.9	25.3	1.7	15	8.7	1.2	18.1	7.0	26.4	2.7
	15	8.9	1.4	17.4	6.5	23.6	3.0	15	9.6	1.4	23.8	9.4	26.1	3.1
56 日	15	10.0	1.4	26.7	9.9	25.3	1.6	15	11.2	1.9	36.5	15.1	25.2	3.5
71 日	15	11.4	1.6	37.0	13.9	24.0	1.4	15	12.5	1.9	52.1	23.4	24.9	2.0
83 日	15	11.9	1.6	41.7	15.8	24.1	1.7	14	13.4	2.0	61.8	37.9	24.1	1.7
89 日	15	11.9	1.7	39.2	15.0	22.4	1.4	14	13.4	2.1	57.5	26.3	22.3	1.9
114 日	15	13.6	2.0	62.2	24.9	23.2	1.3	13	14.9	2.6	89.0	46.0	24.8	2.4
120 日	15	14.0	2.0	70.4	28.5	24.2	1.9	13	15.5	2.7	99.5	51.7	24.4	1.7
126 日	15	14.1	2.1	71.0	29.1	23.0	1.4	13	15.7	2.8	99.8	51.7	23.5	1.5
133 日	15	14.7	2.1	81.7	32.8	24.3	1.9	13	16.3	2.9	115.0	61.6	24.3	2.0
								13	14.1	1.8	74.9	26.9	25.7	2.5
								13	14.8	2.0	83.8	31.2	24.6	1.4
								13	15.1	2.0	84.5	30.7	23.5	1.9
								12	15.8	2.2	100.1	37.6	24.3	1.9

表一4 試験期間中の日間摂餌率・日間増餌率・飼料効率

期	試験区		I 区			II 区			III 区							
	試験日 数n(日)	無給餌 日数(日)	試験尾 数(尾)	総重量 W(g)	増重量 $\Delta W(g)$	摂餌量 $\Delta F(g)$	日間増餌率 $\frac{\Delta W \times 100}{W \cdot n}$	日間摂餌率 $\frac{\Delta F \times 100}{W \cdot n}$	飼料効率 $\frac{\Delta W \times 100}{\Delta F}$	試験尾 数(尾)	総重量 W(g)	増重量 $\Delta W(g)$	摂餌量 $\Delta F(g)$	日間増餌率 $\frac{\Delta W \times 100}{W \cdot n}$	日間摂餌率 $\frac{\Delta F \times 100}{W \cdot n}$	飼料効率 $\frac{\Delta W \times 100}{\Delta F}$
予備飼育 開始時			15	94.0						15	85.9					
0日	14	2	15	129.4	35.4	31.4	2.7	2.4	113.7	15	115.1	26.8	24.6	2.2	2.0	107.4
14日	14	2	15	181.9	52.5	46.4	2.9	2.6	113.0	15	168.9	53.8	50.7	3.3	3.2	106.0
28日	14	2	15	241.3	59.4	54.4	2.3	2.1	109.3	15	272.1	103.2	102.5	4.4	4.3	100.6
42日	14	5	15	261.2	19.9	33.0	6.0	1.0	60.2	15	356.3	84.2	96.6	2.2	2.5	87.2
56日	14	2	15	401.2	140.0	125.0	3.8	3.4	112.0	15	547.8	191.5	175.5	3.8	3.5	109.1
71日	15	1	15	555.0	153.8	143.0	2.6	2.4	107.6	15	781.7	233.9	221.5	2.8	2.7	105.6
83日	14	1	15	624.9	69.9	60.5	1.0	0.9	115.5	14	865.2	118.1	99.0	1.3	1.1	119.3
89日	6	6	15	587.6	-37.3	0.0	-1.0	0.0		14	804.3	-60.9	0.0	-1.2	0.0	
114日	25	5	15	932.4	344.8	396.8	2.3	2.7	86.9	13	1,157.1	429.2	457.0	2.1	2.3	94.0
120日	6	0	15	1,056.2	123.8	117.6	2.2	2.1	105.3	13	1,294.1	137.0	123.6	2.0	1.8	110.8
126日	6	0	15	1,066.4	10.2	50.0	0.16	0.79	20.4	13	1,297.7	3.6	57.0	0.05	0.73	6.3
133日	7	1	15	1,225.5	159.1	155.0	1.8	1.8	102.6	13	1,485.4	197.7	174.0	1.9	1.7	113.6

※ 予備飼育開始時から試験開始時(0日目)までの期間における値を示す。

この期間の成長の違いは図-2に示すとおりで、日数の経過に応じて、Ⅱ区、Ⅲ区、Ⅰ区の順に差が広がっている。又、Ⅰ区に示されるように、同一摂餌量の期間が長い場合は、後半になるに従い、日間摂餌率が著しく低下した。

### 3-2-2 各区で摂餌条件が同一の時

今回の試験においては、42日目からは、各区の摂餌率をほぼ同一にする形で、摂餌率を0から4%まで変化させる条件で成長量を求めた。

成長量は、試験日数が増すにつれて、Ⅱ区、Ⅲ区、Ⅰ区における差は大きくなっていった。

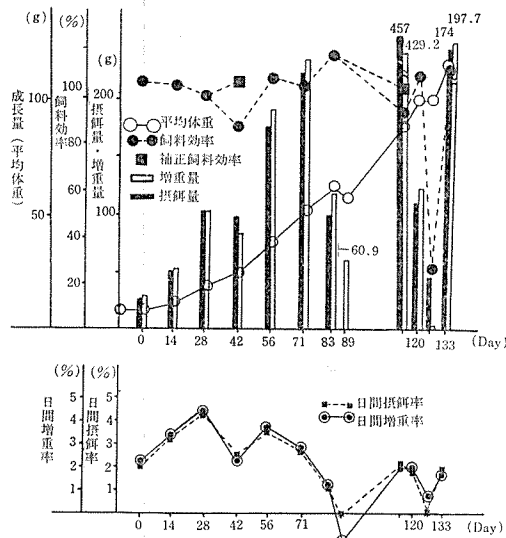


図-3 日間摂餌率・飼料効率・成長量の関係(Ⅱ区)

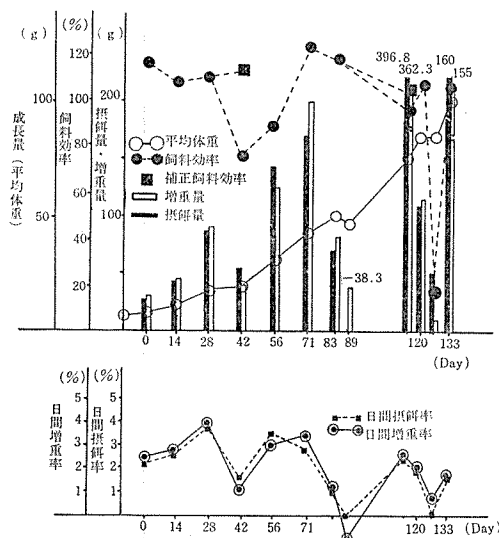


図-4 日間摂餌率・飼料効率・成長量の関係(Ⅲ区)

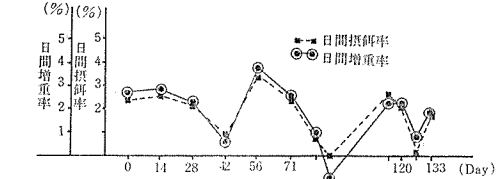
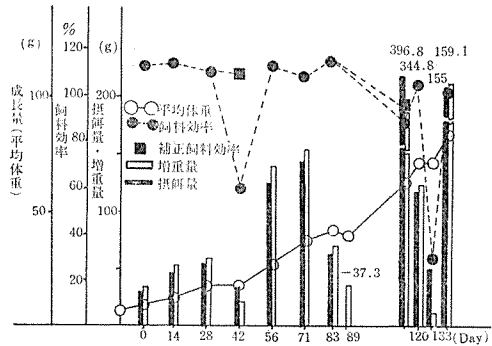


図-5 日間摂餌率・飼料効率・成長量の関係(Ⅰ区)

また、図-2に示すように、日間摂餌率が0の時(83-89日目)は、体重が減少し、成長曲線は下向きになった。0.7-0.9%の時(120-126日目)は、ほぼ横ばい状態で、日間摂餌率が1-4%の場合においては、増重曲線を描いていた。

### 3-2-3 試験途中に無給餌の日が続いた時

28-42日目においては、無給餌日が6日間続き、成長曲線が図-2に示すように、Ⅰ区、Ⅲ区では、傾きがx軸と平行している。Ⅱ区はあまり顕著ではない。

89-114日目においては、25日のうち無給餌日が5日間続き、83-89日目が無給餌条件だったため、図-2に示すように、成長曲線を見ただけでは、無給餌日が続いた影響ははっきりしなかった。しかし、この影響をはっきりさせるために、成長量、飼料効率、日間摂餌率、日間増重率の関係を示した図-3、4、5を見ることにより、28-42日目および89-114日目において無給餌日の影響により、飼料効率が悪くなることが推定できた。

### 3-2-4 疾病が発生した時

42-56日目において、Ⅰ区、Ⅱ区においては、飼料効率はそれぞれ112.0%、109.1%でⅢ区は87.2%とⅠ、Ⅱ区に比べて低かった。Ⅲ区の試験群においては、1個体に胸びれおよび尻びれ基部に発赤および潰瘍が見られ、また、他の個体においても、軽度の発赤が見られたことが原因すると考えられる。しかしながら、図-2に示すとおり、成長曲線において、この影響ははっきりしなかった。

### 3-3 日間摂餌率と日間増重率との関係

日間摂餌率と日間増重率との関係について、千葉<sup>8)</sup>によれば、日間摂餌率が4~14%の範囲において、 $W=2,596 e^{0.11x}$  ( $W$ ; 日間増重量,  $x$ ; 日間摂餌率)の関係式が成立すると報告されている。今回の試験では日間摂餌率が4.3%以下の範囲であり、日間摂餌率と増重率との関係を見たもので、千葉らのものと比較はできない。

今回の試験において日間摂餌率と日間増重率との間に図-6に示すような関係が見られた。

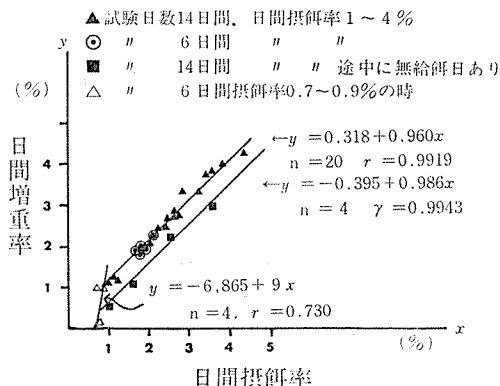


図-6 日間摂餌率と日間増重率の関係

- (1) 日間摂餌率が0.7~0.9%の場合( $n=4$ )、相関係数  $r=0.730$ で、 $y=-6.865+9x$  ( $y$ ; 日間増重率  $x$ ; 日間摂餌率)の回帰直線が得られた。
- (2) 日間摂餌率が1.0~4.3%で、飼料効率が100~120%の時 ( $n=20$ )、相関係数  $r=0.9919$ で  $y=0.318+0.960x$  の回帰直線が得られた。又、図-6に示すように、今回の試験においては摂餌率の調整期間が6日間および14日間と異なっていることによる影響は無視できると思われた。
- (3) 日間摂餌率が1~4%の範囲で、飼料効率が70~80%の時 ( $n=4$ )

相関係数  $r=0.9943$ で  $y=-0.395+0.986x$  の回帰直線が得られた。この関係式は、図-6において、飼料効率が100~120%時の式を  $y$  軸に0.713だけ平行移動した直線に近い。この理由は、次の計算から、無給餌期間による影響であることが推定できる。たとえば、飼料効率が低かった原因が無給餌期間によるとすると、これによる消耗率を  $\frac{\alpha}{100}$  とする。

日間予定増重率は、

$\Delta W \times 100 / W \cdot n$  ( $\Delta W$ ; 予定増重量,  $W$ ; 摂餌量設定時の体重,  $n$ ; 摂餌日数) それに対し、無給餌の影響により、実際の日間増

重率は、 $(\Delta W - \frac{\alpha \cdot W}{100}) \times 100 / W \cdot n$  となる。

$$\text{よって } \frac{\Delta W \times 100}{W \cdot n} - \frac{\alpha}{n}$$

以上より、飼料効率が100~120%の時の式に対し、 $y$  軸に  $-\frac{\alpha}{n}$  だけ移動したことになる。

### 3-4 日間摂餌率と飼料効率との関係

ニジマスの飼育試験<sup>7)</sup>において、収容量一定条件下で、注水量を変化させた場合に、注水率(魚1 ton当りの注水量)が10 ( $\ell/\text{sec} \cdot \text{ton}$ )以下において、飼料効率は急激に低下し、10~15の間では注水率10のときより2.6~5%は増加するが、注水率15以上では、低下又はほぼ一定となり、又、増重率も飼料効率と同様な傾向を示したと報告している。

成長試験をおこなう場合、魚の収容量に対する注水条件をどうするかは、かなり重大な問題と考えられる。

コイに関しては、筆者等の知る限り、これに関する報告はない。参考に今回おこなった実験を注水率で表わすと、14 ( $\ell/\text{sec} \cdot \text{ton}$ ) から140の範囲に入る。

ニジマス<sup>7)</sup>の試験に照らすならば、安定した領域に入っているように思われた。

日間摂餌率と飼料効率の関係は図-7に示すとおりである。

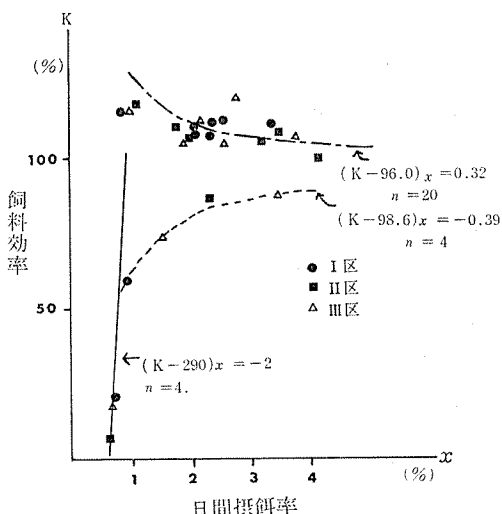


図-7 日間摂餌率と飼料効率の関係  
(但し、56, 103, 128日目のデータは含まない)

- (1) 日間摂餌率が0.7~0.9%の時 ( $n=4$ )

日間摂餌率が低くなるにつれ、飼料効率も低くなる関係が見られ、 $r=0.975$  できわめて高い相関が見られた。この関係で飼料効率が低くなる原因としては餌

の絶対量に対し、成長よりも維持に使われるカロリーのほうが多いためと思われる。

(2) 日間摂餌率が1.0~4.3%で、飼料効率が100~120%の時 (n=20), 5%有意で負の相関 (r = -0.516) が見られた。

(3) 日間摂餌率が1~4%の範囲で飼料効率が70~80%の時 (n=4)

きわめて高い正の相関 (r = 0.906) が見られた。

今回の結果から、日間摂餌率と飼料効率との間に相関が見られた。又、3-3において、日間摂餌率と日間増重率において高い相関が見られた。又、ニジマス<sup>7)</sup>の試験では、注水率との関係で、増重率も飼料効率も同様な傾向を示したと報告している。以上から、筆者等は、日間摂餌率、日間増重率、飼料効率との関係について、整理することが望ましいと判断し、数学的検討を加えてみたので、その結果を次にのべる。

### 3-5 日間摂餌率と飼料効率との相関関係の数学的検討

日間摂餌率と日間増重率との間に次の関係が成立するとする。

$$y = b + a x \dots\dots(1) \quad y; \text{日間増重率} (\%)$$

$$x; \text{日間摂餌率} (\%)$$

(但し、 $x \geq 0, y \geq b$  で  $x, y$  は変数。b と a は定数)

$$y = \frac{\nabla W}{W \cdot n} \times 100 \dots\dots(2) \quad \Delta W; n \text{ 日間の増重量}$$

$$x = \frac{\Delta F}{W \cdot n} \times 100 \dots\dots(3) \quad \Delta F; n \text{ 日間の摂餌量}$$

W; 初期体重

飼料効率Kは、n日間の増重量 / n日間の摂餌量を100分率で示したもので

$$K = \frac{\Delta W}{\Delta F} \times 100 \dots\dots(4)$$

(1)式に(2), (3)式を代入

$$\frac{\nabla W}{W \cdot n} \times 100 = b + a \frac{\Delta F}{W \cdot n} \times 100 \dots\dots(1)'$$

(1)'式に  $W \cdot n / \Delta F$  を乗じる (但し、 $\Delta F \neq 0$ )

$$\frac{\Delta W}{\Delta F} \times 100 = b \times \frac{W \cdot n}{\Delta F} + a \times 100 \dots\dots(5)$$

(4)式を(5)式に代入

$$K = b \times \frac{W \cdot n}{\Delta F} + 100 a$$

$$(K - 100 a) \frac{\Delta F}{W \cdot n} = b$$

両辺に100を乗じると

$$(K - 100 a) \frac{\Delta F}{W \cdot n} \times 100 = 100 b$$

$$(K - 100 a) x = 100 b \dots\dots(6)$$

従って、(6)式より、日間摂餌率(x)と日間増重率(y)に直線関係が見られる範囲において、次の関係が成立する。

b = 0 の場合、x の値に関係なく  $K = 100a$  で一定 (a は定数)

b > 0, b < 0 の場合、x と K の関係は、x = 0,

$K = 100 a$  を軸とした双曲線を示し、

b > 0 の場合、x と K において負の相関

b < 0 " , x と K において正の相関

以上より、日間摂餌率と日間増重率に直線関係があれば、日間摂餌率と飼料効率との関係において、b = 0 で、飼料効率は一定、b > 0 であれば負の相関、b < 0 であれば正の相関が見られることを示す。

これらの関係は、今回の試験における実測値とはほとんど同様な傾向であった。(図-7)

### 3-6 日間増重率と肥満度の関係

肥満度は、供試魚の体質、餌の質、飼育環境により変化するものと思われるが、これらについての関係を明らかにした報告は筆者らの知る限りはない。

今回、同一飼育母集団のコイを15尾づつ3区に分けて、給餌条件を変化させて飼育をおこなった中で、図-8に示すように、肥満度が日間増重率と相関があることがわかった。

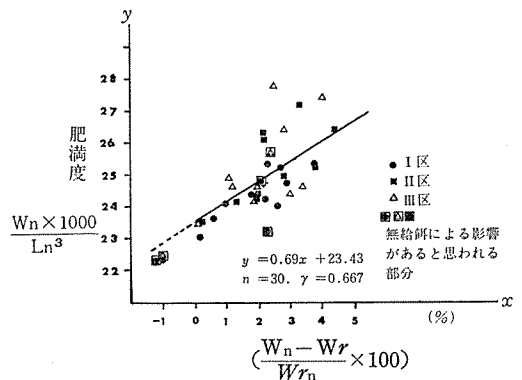


図-8 日間増重率と肥満度の関係

計算の結果、肥満度と日間増重率との間に1%有意で相関 (r = 0.667) が見られた。

今回の試験においては、1日当りの摂餌率と肥満度の関係についても同様な傾向が見られたが、肥満度に直接関係するのは、増重率と考えられる。

試験期間中の肥満度は、23.5から28.4の範囲で比較的安定していた。

又、今回、増重率と肥満度についても、他の因子間の関係を基礎に数学的検討を加えたので次の項でのべる。

3-7 日間増重率と肥満度との相関関係の数学的検討

日間増重率は次の式で示される。

$$X = \frac{\Delta W}{W_r(n-r)} \times 100 = \frac{W_n - W_r}{W_r \cdot (n-r)} \times 100 \dots (1)$$

(但し,  $\Delta W$ ; 増重量,  $W_r$ ;  $r$ 日目の体重,  $W_n$ ;  
 $n$ 日目の体重 ( $n-r$ ); 日数)

肥満度は 体重/(体長)<sup>3</sup> に1,000 を乗じたものとすると  $r$ 日目の肥満度は

$$A_r = \frac{W_r}{L_r^3} \times 1,000 \dots (2)$$

$n$ 日目の肥満度は

$$A_n = \frac{W_n}{L_n^3} \times 1,000 \dots (3)$$

(但し,  $L_r$ ;  $r$ 日目の体長,  $L_n$ ;  $n$ 日目の体長)

(2)式より

$$W_r = A_r \cdot L_r^3 \times \frac{1}{1,000} \dots (2)'$$

(3)式より

$$W_n = A_n \cdot L_n^3 \times \frac{1}{1,000} \dots (3)'$$

次に体重が (体長)<sup>3</sup> と直線関係があるとすると,

$y = b + ax$  で示される。

$$\left( \begin{array}{l} \text{但し, } y; \text{体重} \\ x; (\text{体長})^3 \times \frac{1}{1,000} \\ x, y > 0 \end{array} \right)$$

この式に  $W_r, L_r, W_n, L_n$  を代入すると

$$W_r = b + a \cdot L_r^3 \times \frac{1}{1,000} \dots (4)$$

$$W_n = b + a \cdot L_n^3 \times \frac{1}{1,000} \dots (5)$$

(4), (5)式より

$$L_r^3 \times \frac{1}{1,000} = \frac{W_r - b}{a} \dots (4)'$$

$$L_n^3 \times \frac{1}{1,000} = \frac{W_n - b}{a} \dots (5)'$$

(但し,  $a \neq 0$ )

次に, (2)'(3)'を(1)式に代入

$$X = \frac{A_n \cdot L_n^3 \times \frac{1}{1,000} - A_r \cdot L_r^3 \times \frac{1}{1,000}}{A_r \cdot L_r^3 \cdot (n-r)} \times \frac{1}{1,000} \dots (6)$$

(4)'(5)'を(6)式に代入

$$X = \frac{A_n \cdot \frac{W_n - b}{a} - A_r \cdot \frac{W_r - b}{a}}{A_r \cdot \frac{W_r - b}{a} \cdot (n-r)} = \left( \frac{A_n(W_n - b)}{A_r(W_r - b)} - 1 \right) \frac{1}{(n-r)} \dots (7)$$

但し, (4), (5)式から,  $W_n, W_r > 0$  であるから,

$W_n - b > 0$   $W_r - b > 0$  である。

よって, (7)式より, 日間増重率  $X$  は  $\frac{A_n(W_n - b)}{A_r(W_r - b)}$   
 $= 1$  とき 0,  $\frac{A_n(W_n - b)}{A_r(W_r - b)} > 1$  のとき  $X > 0$

$\frac{A_n(W_n - b)}{A_r(W_r - b)} < 1$  のとき  $X < 0$  の関係を示す。

このことより, 日間増重率  $X$  は

$A_n(W_n - b)/A_r(W_r - b)$  比と相関を持つことを示す。

ところで, 今回の試験における (体長)<sup>3</sup> と (体重) の関係式(図-9)において  $b = -0.11$  であり, もし,

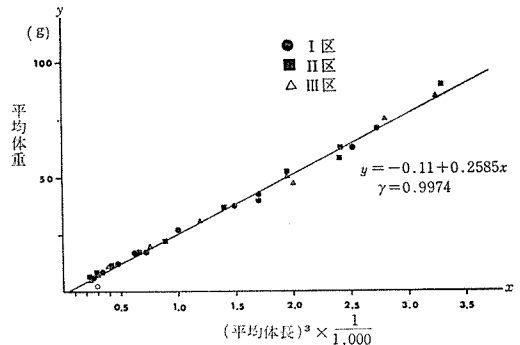


図-9 平均体長の3乗と平均体重の関係

$W_n, W_r$  に対して  $b = 0$  と考えてもさしつかえないとすると

(7)式は

$$X = \left( \frac{A_n \cdot W_n}{A_r \cdot W_r} - 1 \right) \frac{1}{(n-r)} \dots (8)$$

又は

$$X = \left( \frac{W_n^2 / L_n^3}{W_r^2 / L_r^3} - 1 \right) \frac{1}{(n-r)} \dots (9)$$

となる。

この式は, 日間増重率  $X$  は肥満度に体重を乗じたもの, すなわち体重の2乗と体長の3乗の比の  $r$ 日目と

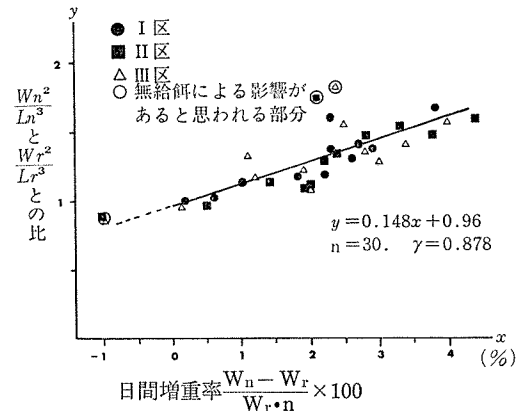


図-10 肥満度と日間増重率との関係

表一5 日間増重率の実測値と計算値の比較

項目 日数 (n)	I 区			II 区			III 区		
	日間増重率 (体重) <sup>2</sup> / (体長) <sup>3</sup> / (W <sub>n</sub> <sup>2</sup> / L <sub>n</sub> <sup>3</sup> ) <sup>※1</sup> (X)	※1 W <sub>n</sub> <sup>2</sup> / W <sub>r</sub> <sup>2</sup> / L <sub>n</sub> <sup>3</sup> / L <sub>r</sub> <sup>3</sup>	※2 日間増重率 (計算値)	日間増重率 (体重) <sup>2</sup> / (体長) <sup>3</sup> / (W <sub>n</sub> <sup>2</sup> / L <sub>n</sub> <sup>3</sup> ) <sup>※1</sup> (X)	※1 W <sub>n</sub> <sup>2</sup> / W <sub>r</sub> <sup>2</sup> / L <sub>n</sub> <sup>3</sup> / L <sub>r</sub> <sup>3</sup>	※2 日間増重率 (計算値)	日間増重率 (体重) <sup>2</sup> / (体長) <sup>3</sup> / (W <sub>n</sub> <sup>2</sup> / L <sub>n</sub> <sup>3</sup> ) <sup>※1</sup> (X)	※1 W <sub>n</sub> <sup>2</sup> / W <sub>r</sub> <sup>2</sup> / L <sub>n</sub> <sup>3</sup> / L <sub>r</sub> <sup>3</sup>	※2 日間増重率 (計算値)
14	2.7	1.42	3.0	2.2	1.35	2.5	2.5	1.55	3.9
14	2.9	1.37	2.6	3.3	1.53	3.8	2.8	1.35	2.5
14	2.3	1.37	2.6	4.4	1.58	4.1	4.0	1.55	3.9
14	0.6	1.02	1.4	2.2	1.29	2.1	1.1	1.32	2.3
14	3.8	1.65	4.7	3.8	1.48	3.4	3.0	1.27	1.9
15	2.6	1.30	2.1	2.8	1.47	3.1	3.4	1.40	2.6
14	1.0	1.12	0.86	1.3	1.14	1.0	1.2	1.17	1.2
6	-1.0	0.88	-2.0	-1.2	0.87	-2.1	-1.0	0.86	-1.0
25	2.3	1.69	2.8	2.1	1.74	3.0	2.4	1.82	3.3
6	2.2	1.17	2.8	2.0	1.11	1.8	2.0	1.08	1.3
6	0.16	1.00	0.0	0.05	0.97	0.05	0.13	0.96	-0.6
6	1.8	1.17	2.8	1.9	1.19	3.2	1.9	1.22	3.7

※1  $\frac{W_n^2}{L_n^3} / \frac{W_r^2}{L_r^3}$ ; n日目の (体重)<sup>2</sup> / (体長)<sup>3</sup> ÷ r日目の (体重)<sup>2</sup> / (体長)<sup>3</sup>

※2 日間増重率 (計算値);  $X = \left( \frac{W_n^2}{L_n^3} / \frac{W_r^2}{L_r^3} - 1 \right) \frac{1}{n}$ より算出

(但し, その間の日数はn-r)



n 日目の比率と相関を持つことを示すものと考えられる。これらの関係について、表一5に実測値との比較を示した。

又、日間増重率と体重の2乗/体長の3乗のr日目とn日目の比率との間の関係について図一10に示した。相関係数  $r=0.878$  と比較的高い相関が見られた。以上より、日間増重率と肥満度の間に相関が見られることが数学的に推定できた。

#### 4 まとめ

- (1) 今回、摂餌率と飼料効率の関係把握を主とした成長試験をおこなった。
- (2) 成長試験をおこなう場合、少なくともその試験条件に順化するのに8~13日間の予備飼育が必要であることが明らかとなった。
- (3) 日間摂餌率と日間増重率との間にきわめて高い相関が見られた。
- (4) また、日間摂餌率と飼料効率との間に相関が見られた。この両者の相関は数学的検討の結果、日間摂餌率と日間増重率の関係式によって規定されることが、推定できた。
- (5) 次に、日間増重率と肥満度の間にも1%有意で相関が見られた。この両者の関係は数学的検討の結果体重と体長の3乗との間に直線関係があれば、一定の水温度条件で相関が見られることが推定できた。

#### 謝 辞

本報告をまとめるにあたり、文献等の助言をいただ

いた観音崎自然博物館館長四竈安正博士、神奈川県淡水魚増殖試験場、鈴木規夫氏に深く感謝いたします。

#### 文 献

- 1) 横浜市：工業等の排水に係る魚類飼育指針(1977)
- 2) 小島将男：ニジマス稚魚の成長個体差について一I，新潟県内水試調研報，5，33~36(1977)
- 3) 鈴木亮，山口元吉，伊藤時夫，東井純一：コイ諸品種における成長および生残率の差異，淡水研報，26，59~69(1976)
- 4) 小島将男：ニジマス稚魚における絶食期間が日間成長率，飼料効率に及ぼす影響について，新潟県内水試調研報，4，71~74(1977)
- 5) 加藤禎一・坂本義雄：ニジマスの成長変異に関する研究I，淡水研報，19，9~16(1969)
- 6) 千葉健治：コイ稚魚の成長に及ぼす溶存酸素量の影響について，淡水研報，15，35~47(1965)
- 7) 大渡齊・山崎隆義：適正収容量と飼育環境，養鱒の研究，18~30(1976)
- 8) 千葉健治・東原伸夫・高水正雄：養魚講座第1巻 鯉，109~129(1971)
- 9) 齊藤治子：摂餌の飼育水に及ぼす影響，横浜市公害研究所報第4号，135~142(1979)
- 10) 石渡直典：魚の摂餌に関する生態学的研究一II，日水試，34，498~502(1968)

# コイ (*Cyprinus carpio*) における麻酔剤の 血液性状に及ぼす影響

樋口文夫\*, 水尾寛巳\*, 畠中潤一郎\*, 福嶋 悟\*

## 要 旨

魚の取り扱いに関する基礎的資料を得ることを目的として、コイの血液性状に及ぼす2種類の麻酔剤、オイゲノール、MS 222<sup>1)</sup>の影響について検討した。

コイの麻酔所用時間は、オイゲノールの1/5,000は、3分20秒～5分、1/2,000は、55秒～1分30秒、MS 222では、1/20,000は、3分～6分35秒、1/10,000は、1分15秒～2分であった。

血液性状値は、両麻酔液で増加する傾向を示し、特に赤血球数、ヘマトクリット値はオイゲノールの1/2,000、MS 222の1/20,000、1/10,000で対照に比較して高かった。統計学的にはMS 222の1/10,000で赤血球数が有意差を示した。また平均赤血球ヘモグロビン濃度、平均赤血球容積、平均赤血球ヘモグロビン量は、両麻酔液の高濃度段階で対照に比して低い値を示した。血しょう総蛋白量は一定の傾向がみられなかった。

以上のことから、麻酔液は赤血球数、ヘマトクリットの増加等の血液濃縮を引き起こすものと推測された。そのため魚を麻酔液で処置して取り扱う場合、血液性状への影響を考慮しなければならないことが明かになった。

## 1. はじめに

魚の生理状態を評価する手法として、血液性状によるものがある。この血液性状は、種々の要因に影響される。特に、魚の取り扱いは、その方法によっては生理状態を評価するうえで障害となる。

本市の魚の飼育指針では、体長、体重等の測定操作の時に、麻酔液の使用を明記している<sup>1)</sup>。そのため取り扱いに関して麻酔液が、血液性状に影響を及ぼすかどうかの検討が必要となった。ちなみにコイにおける麻酔液の血液性状に及ぼす影響についての報告例は少ない<sup>2,3)</sup>。

今回、魚の取り扱いに関する基礎的資料を得ることを目的として、コイ (*Cyprinus carpio*) の血液性状、すなわち、ヘモグロビン量、ヘマトクリット、赤血球数等の血液指数に及ぼす麻酔液の影響を検討したので報告する。

## 2. 材料及び方法

### 2-1 供試魚

供試魚は、コイの未成熟魚(当才魚)を用い、昭和54年8月に神奈川県増殖試験場より購入し、約6ヶ月間、蓄養池で飼育したものであった。血液検査に供し

たコイは、蓄養池から採取し、1ヶ月間、恒温室(室温22℃)内に設置した水槽で順化飼育した。この水槽は、流水方式で、換水率は約5回/日であった。水温は、19℃であった。また通気はエアストーンにより充分に行なった。順化飼育において餌は、市販の配合飼料を十分に与えた。ただし実験前1日は無給餌とした。

### 2-2 麻酔剤

実験に使用した麻酔剤は、水産用として市販されているオイゲノール(市販名FA100、田辺製薬K.K、化学名; 4-Allyl 1-2-methoxyphenol)とMS 222(三共K.K、化学名; *m*-amino benzoic acid ethylester-methanesulfonate)の2種類であった。これら麻酔液の濃度は薬剤の処方に基づいて決定した。オイゲノールが、1/5,000、1/2,000、MS 222は、1/20,000、1/10,000の各2段階に設定した。各濃度の液量は5ℓであった。麻酔液の水温は21℃で、pHはオイゲノールが、1/2,000、1/1,000、とも7.3、MS 222は、1/20,000が6.8、1/10,000が6.5であった。MS 222におけるpHの調整はしなかった。また、麻酔剤に処置しなかったものを対照としてそれぞれ設定した。

### 2-3 実験手順

The effects of the anesthetic on the haematological characteristics of the carp (*Cyprinus carpio*)

\* Fumio Higuchi, Hiromi Mizuo, Junichiro Hatakenaka, Satoshi Fukushima 横浜市公害研究所水質部門

実験手順は水槽内の魚をタモ網で無作為に採取し、ただちに麻酔液が入ったビーカーに入れ麻酔した。このとき運動停止、横臥、無反応になるまでの時間を麻酔所用時間とした。麻酔がかかった時点で魚を採取し、湿った布で体を覆って採血した。この後1~2分間で体重、体長を測定した。測定後、ただちに清水にもどし遊泳行動の発現までの時間を計った。これを回復所用時間とした。対照は同様に採取し、採血した後、体重、体長を測定した。

各濃度の供試尾数はオイゲノールの対照が18尾、1/5,000が11尾、1/2,000が10尾で、MS222は、いずれも10尾であった。供試魚の体重、体長、肥満度は表1に示した。

#### 2-4 血液検査方法

血液検査は、ヘパリン塗布したシベリクリン用注射筒、静脈針(1/2)を用い、魚体の尾部に穿刺して採血した。

血液検査項目は、ヘモグロビン濃度(以後、Hbと略記)、ヘマトクリット値(以後、Htと略記)、赤血球数(以後、RBCと略記)、以上の3項目から算出される血液指数の平均赤血球ヘモグロビン濃度(以後、MCHCと略記)、平均赤血球容積(以後、MCVと略記)、平均赤血球ヘモグロビン量(以後、MCHと略記)であった。また血しょう総タンパク量(以後、TPと略記)も測定した。以下にこれらの項目の測定方法について記す。

Hb(g/dl)は、シアニドヘモグロビン法を用い、分光光度計(日立、139形)を用い、吸光度は540nmでそれぞれ測定した。

Ht(%)は、毛細管法を用いた。毛細管に血液を

%まで吸いとり、高速遠心分離器(国際H-25FI)で、10,000r, p, mで5分間ほど遠心分離し測定した。

RBC( $\times 10^4/mm^3$ )は、Bürk-Turk 血球計算板を用いて常法によって計数した。

他の血液指数は、以下の式によって算出した。

MCHC(%)=Hb/Ht $\times 100$ , MCV( $\mu m^3$ )=Ht/RBC $\times 10^3$ , MCH(nmg)=Hb/RBC $\times 10^3$

TP(g/dl)は、Ht測定後に分離した血しょうを用い、蛋白計(エルマ蛋白屈折計D型)によって測定した。

### 3. 結果及び考察

血液検査を行う場合、採血前の取り扱いによって血液性状値が変動することが知られている<sup>4,5)</sup>。そのため魚の採取方法の選択は、生理状態を評価するうえで重要である。今回は統一した採取方法で行ない、その後の取り扱いの問題について検討した。

#### 3-1 麻酔液の処理状況

2種の麻酔液の麻酔所用時間と回復所用時間をみると、オイゲノールは麻酔所用時間が1/5,000で3分20秒~5分、1/2,000で55秒~1分30秒、回復所用時間は1/5,000が3分~7分、1/2,000が2分~4分40秒であった。またMS222の麻酔所用時間は1/20,000が3分~6分35秒、1/10,000が1分15秒~1分42秒、回復所用時間はそれぞれ50秒~3分と1分15秒~2分であった。これらから麻酔液の濃度が高ければ麻酔所用時間が短かく、麻酔のかかりぐあいに個体差が比較的少ないのに対して、低濃度ではその時間が長く、かかりぐあいに個体差が大きかった。回復所用時間は低濃度

表-1 麻酔液の血液性状に及ぼす影響

麻酔剤	濃度	N	体重(g)		体長(mm)		肥満度		Hb(g/dl)		Ht(%)		RBC( $\times 10^4/mm^3$ )		MCHC(%)	
			$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>	$\bar{x}$	<i>u</i>
オイゲノール	対照	18	28.96	17.24	9.99	2.07	26.05	1.83	8.69	1.38	34.14	4.32	166.0	16.8	25.69	4.55
	1/5,000	11	16.17	5.96	8.46	1.20	25.85	2.02	8.72	0.69	33.05	3.32	161.8	20.6	26.55	2.25
	1/2,000	10	27.08	13.86	9.98	1.63	25.70	1.82	8.44	0.43	36.50	2.57	179.0	14.6	23.23	1.86
MS222	対照	10	23.12	5.55	9.43	1.02	27.48	3.33	9.05	1.17	32.96	2.16	153.1	11.5	26.94	4.17
	1/20,000	10	20.25	7.79	9.07	1.23	26.23	1.65	9.23	1.46	36.58	2.77	167.1	21.5	24.35	2.69
	1/10,000	10	14.22	5.12	7.95	0.93	27.42	2.17	9.20	0.53	36.44	2.32	171.3	14.3	24.79	1.86

注 1)  $\bar{x}$ は平均値, *u*は不偏分散からの標準偏差を示す。

2) ※は有意水準1%で差があることを示す。

(表1のつづき)

麻酔剤	濃度	N	MCV( $\mu\text{m}^3$ )		MCH(nmg)		TP(g/dl)	
			$\bar{x}$	$\mu$	$\bar{x}$	$\mu$	$\bar{x}$	$\mu$
オイゲノール	対照	18	208.2	42.3	52.59	8.78	3.24	0.27
	1/5,000	11	211.7	69.5	55.32	13.25	3.91	0.45
	1/2,000	10	205.9	32.9	47.50	5.19	3.22	0.23
MS 222	対照	10	216.6	24.8	57.89	8.30	4.28	0.45
	1/20,000	10	219.2	44.1	53.27	12.6	4.21	0.47
	1/10,000	10	214.0	19.9	53.04	8.04	4.46	0.56

と高濃度とにあまり差がなかったが、低濃度では個体差が比較的大きかった。

### 3-2 血液性状値

麻酔処置した場合の血液性状値の結果は、表1、図に示した通りである。

Hbは対照と比較して、オイゲノールが1/5,000の濃度では高い値を示し、1/2,000濃度では低い値を示した。MS 222は低、高濃度の双方とも高い値を示した。

Htは対照の値と比較して、オイゲノールが1/5,000の濃度で低い値を示したが、1/2,000の高濃度では高い値を示した。MS 222では双方の濃度で対照値と比較して高い値を示した。双方の麻酔液とも高濃度で高い値を示す傾向にあった。

RBCは対照の値と比較して、オイゲノールが1/5,000の濃度では低く、1/2,000の濃度では高い値を示した。MS 222は1/20,000、1/10,000の濃度とも高い値を示したが、特に1/10,000の濃度で高く、統計学的に有意な差を示した。

MCHCの平均赤血球ヘモグロビン濃度は対照の値と比較して、オイゲノールでは1/5,000の濃度で高い値を示したが、1/2,000の濃度も低い値を示した。MS 222はどちらの濃度も低い値を示した。

MCVの平均赤血球容積は対照の値と比べて、オイゲノールではMCHCの値と同様な傾向を示した。MS 222は1/20,000の濃度で高く、1/10,000の濃度で低かった。

MCHの平均赤血球ヘモグロビン濃度は対照の値と比較して、オイゲノール、MS 222ともMCHCと同様な傾向を示した。

これら血液指数を統計学的にみると、いずれの指数も対照の値と比較して差がなかった。

TPはオイゲノールでは1/5,000の濃度で高く、1/2,000のそれで低かった。MS 222では逆に低濃度で低い値を示し、1/10,000の濃度で高かった。しかし統計学的にみると、いずれも差を示さなかった。

以上の様に血液指数のなかでHb,Ht,RBCはいずれの麻酔液も高濃度の段階で高い値を示す傾向にあった。

魚の血液性状は採取、その後の取り扱い、空中露出、採血などの操作時、アバレ等によって脱水症状に

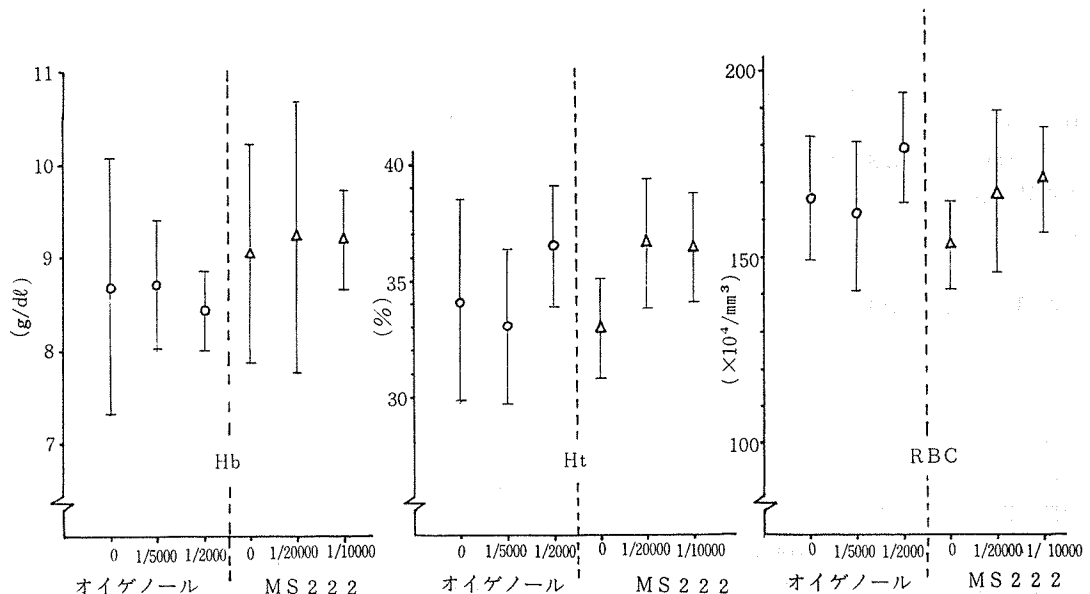


図-5 Hb, Ht, RBC の平均値±標準偏差

表-2 血液性状値の変動係数(%)

麻酔剤	濃度	Hb	Ht	RBC	MCHC	MCV	MCH	TP
オイゲノール	対照	15.9	12.7	12.7	17.7	16.3	13.4	8.3
	1/2,000	7.9	7.1	10.2	8.0	12.8	18.7	7.0
	1/2,000	5.1	10.1	15.9	8.5	26.3	19.2	11.6
MS 222	対照	13.2	6.6	9.4	15.5	9.2	11.5	10.6
	1/20,000	16.2	7.5	15.6	11.0	16.1	19.0	11.2
	1/10,000	5.9	6.4	10.6	7.5	7.5	12.1	12.7

なり血液濃縮をひき起し、RBC、Htの値が高くなる。また血液化学的にも血清成分の変化、血清蛋白の増加とその成分の変化を示すことが知られている<sup>5)</sup>。

一方、Wedemeyer<sup>6)</sup>、Houstonら<sup>7)</sup>、Sovio<sup>8)</sup>は麻酔剤によってHt、Hbの増加、血しょう成分の変化等の血液濃縮を起し起こすことを報告し、またSmitら<sup>2,9)</sup>はMS 222によってその濃度の増加とともにRBC、Htが増加、MCVが減少を帰たすと報告しており、著者らの結果もこれとほぼ一致したものとなった。これら麻酔液の影響は浸透圧調節機構に作用することによって、体外への水の流出、血しょう成分の変化等を生じさせ、ひいては血液濃縮をひき起こすといわれている。この様に魚体の取り扱いの上でアバレ等と麻酔液の血液性状に及ぼす影響はどちらも血液濃縮として生じる。しかしながらその影響の度合は今回の対照と麻酔液との比較で理解されるように麻酔液で処置した方がしないものより強く現われるものと推測された。先のHoustonら<sup>7)</sup>の報告も同様なことを指摘している。

なおSmitら<sup>2)</sup>はMS 222の溶液が弱酸性になるためNaOHで中性にして使用すれば麻酔液の影響を軽減できるとしている。この点については今後検討する必要があると思われた。

### 3-3 血液性状値の変動係数

血液性状を解析するとき、その影響と測定値の変動の大きさが問題となる。そのため各血液性状値を変動係数でみたのが表2である。

Hbは対照と比較して、MS 222の1/20,000の濃度では高かったが、オイゲノール、MS 222の1/10,000では対照と比較して $\frac{1}{2}$ ~ $\frac{1}{3}$ の低い変動係数を示した。またHtも同様な傾向を示した。RBCはオイゲノールが対照と比べて双方の濃度で低い値を示したが差はわずかであった。MS 222ではそれとは逆に高い値を示した。

他の血液指数の中ではMCHCはHbのときと同様、対照と比べて低い変動係数を示した。

これらの結果を、麻酔所用時間、回復時間との関係でみると、いずれの麻酔液も低濃度では、魚の麻酔所用時間、回復時間に個体差があり、特にMS 222では大きかったことが血液性状値の変動係数に反映したと思われた。

Smitら<sup>2)</sup>は高濃度の麻酔液によって短時間処理すれば、魚体への影響が少なくなってよいとしている。しかし今回の実験では値そのものの変動は高濃度で小さいが、血液濃縮等などの影響を及ぼし、かならずしも良いものとは考えられない。むしろ低濃度の方がよいように思われた。とにかく麻酔剤は取り扱い等で起こる障害を防ぎ、操作を迅速容易にできる利点をもっている。そのため体長、体重等の測定では利用すべきものと思われるが、血液検査等の分析にはその影響を考慮する必要があると示唆された。

謝辞：本研究に対して文献等の御助言をいただいた東京水産大学尾崎久雄教授に心から感謝いたします。

## 4. まとめ

コイの未成熟魚(当才魚)を用いて、血液性状に与える麻酔剤(オイゲノール、MS 222)の影響について検討した結果以下の成績を得た。

1) オイゲノールの麻酔所用時間は1/5,000の濃度が3分20秒~5分、1/2,000の濃度が55秒~1分30秒、MS 222では、1/20,000の濃度が3分~6分35秒、1/10,000の濃度が1分15秒~2分であった。

2) 麻酔時の血液性状値の結果ではRBC、Htが対照(0)の値と比較して高濃度で高かった。特にMS 222の1/10,000の濃度のRBCが統計学的に有意差を示した。

3) 血液性状値の変動係数は、対照では高く、麻酔時は高濃度で低かった。

以上のことから麻酔剤を使用して、魚の血液性状を解析する場合、その影響を考慮する必要があると思われた。

## 文 献

- 1) 横浜市公害対策局：工場等の排水に係る魚類飼育指針，(1977)
- 2) Smit G.L., J. Hattingh and A. P. Burger : Haematological Assessment of the Effects of the Anaesthetic MS222 in Natural and Neutralized Form in the Three Freshwater Fish Species : Inter Species Differences, J. Fish Biol., 15, 633—643 (1979)
- 3) Smit G. L., J. Hattingh and A. Burger : 同 上  
J. Fish Biol., 15, 645—653 (1979)
- 4) Bouh, G, R., R. C. Ball : Influence of Capture Methods on Blood Characteristics and Mortality in the Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*), Trans. Am. Fish. Soc., 95, 170-176 (1966)
- 5) 池田弥生, 尾崎久雄, 上松和夫, : 養殖ハマチ血清成分におよぼす取扱いの影響, 日, 水, 誌, 41, 803—811 (1975)
- 6) Wedemeyer, G., : Stress of Anaesthesia with MS222 and Benzocaine in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*), J. Fish. Res. Bd. Can., 27, 909—914(1970)
- 7) Houston, H. H., J. A. Madden, R. J. Woods, and H.M. Miles, : Some Physiological Effects of Handling and Tricane Tethane Sulphonate Anaesthetization upon the Brook Trout, *Salvelinus fontinalis*, J. Fish. Res. Bd. can., 28, 625—633 (1971)
- 8) Sovio, A., K. Nyholm and M. Huhti : Effects of Anaesthesia with MS222, Neutralized MS222 and Benzoicaine on the Blood Constituents of Rainbow Trout, *Salmo gairdneri*, J. Fish Biol., 10, 91—101 (1977)

# コイ (*Cyprinus carpio*) の幼魚における血液 性状の研究 (第1報)

— 正常値の検討 —

樋口文夫\*, 水尾寛巳\*, 島中潤一郎\*, 福嶋 悟\*

## 要 旨

コイの幼魚, 70尾を用いて血液検査を行ない, その血液性状値について検討した。

血液性状値の分布はヘモグロビン濃度, ヘマトクリット, 赤血球数が正規型の分布を示した。成長量と血液性状との関係では体重, 体長ともに赤血球数, 平均赤血球ヘモグロビン濃度, 平均赤血球容積と相関があった。肥満度は血しょう総タンパク量のみと相関があった。血液性状値間ではヘモグロビン濃度とヘマトクリット, 赤血球数と相関があった。これらの回帰直線はいずれも有意な直線性を認めた。以上の検討を踏まえて血液性状の正常値を求めた。ヘモグロビン濃度が  $8.67 \pm 1.05$  (g/dl), ヘマトクリットが  $33.62 \pm 3.24$  (%), 赤血球数が  $150.5 \pm 19.3$  ( $\times 10^4/mm^3$ ) であった。変動係数は赤血球数, 平均赤血球容積が高かった。

以上のことから血液性状の正常値をもとに魚の生理状態を評価するとき, 基準化した測定方法を用いて血液検査を実施し, 生息環境ごとに正常範囲を設定していくことが必要であると思われる。

## 1. はじめに

血液検査を用いて魚の健康状態を評価する診断技法は養殖ハマチ<sup>1,2)</sup>, ニジマス等<sup>3,4)</sup> で確立されつつある。ところで医学と同様に魚の生理状態が正常か異常かの判断は正常値を用いて行なわれている。しかしながら魚の血液性状は種々の要因で変動する。特に年齢, 成長, 生殖等の生物の特質, 水温, 水質等の環境要因, 取り扱い, 薬物等の人為的要因などに影響される。この様に血液性状の正常値はそれを規定する因子が多く, また値の変動が大きいある範囲をもって正常値を認定することが診断学的に有効であるといわれている<sup>5)</sup>。そのため筆者らは魚の取り扱い等の基礎的な変動要因を最小限にするために基準化した方法を用いてコイの血液性状値を得, その変動要因の解析とともに正常範囲を明確にするための検討を行ったので報告する。

## 2. 材料及び方法

### 1) 供試魚

供試魚は健康なコイの未成熟魚(当才魚)を用いた。コイの購入場所は神奈川県淡水魚増殖試験場で, 昭和54年8月に購入し5ヶ月間, 野外の蓄養水槽で飼育した。血液検査に供したコイは蓄養池から採取し, 1ヶ

月間, 恒温室(室温22℃)内に設置した水槽(100mm<sup>3</sup>)で順化飼育した。順化水槽は流水方式とし換水率が約5回/日であった。水温は19℃±1℃であった。また通気はエアストーンにより行なった。順化飼育期間の餌は, 市販の配合飼料を十分に与えた。ただし検査前1日は無給餌とした。供試尾数は70尾で, 体重は  $21.87 \pm 10.53$  (g) 体長は  $9.23 \pm 1.35$  (cm), 肥満度は  $26.40 \pm 2.23$  であった。検査魚の健康状態の評価は群行動, 摂餌状況, 肉眼的の外部形態の観察等によった。検査期間は昭和54年12月~55年3月であった。

### 2) 検査項目と方法

検査項目と方法はヘモグロビン濃度(以後, Hbと略記), ヘマトクリット(以後, Htと略記), 赤血球数(以後, RBCと略記), とこれらの3項目から算出される平均赤血球ヘモグロビン濃度(以後, MCHCと略記), 平均赤血球容積(以後, MCVと略記), 平均赤血球ヘモグロビン量(以後, MCHと略記), を算出した。これらの計算式は

$$\text{MCHC} (\%) = \text{Hb}/\text{Ht} \times 100$$

$$\text{MCV} (\mu\text{m}^3) = \text{Ht}/\text{RBC} \times 10^3$$

$$\text{MCH} (\text{nmg}) = \text{Hb}/\text{RBC} \times 10^3$$

であった。

Studies of the haematological characteristics in the young of the carp (*Cyprinus carpio*) (1)

— Studies of the normal values —

\* Fumio Higuchi, Hiromi Mizuo, Junichiro Hatakenaka, Satoshi Fukushima,  
横浜市公害研究所水質部門

また血しょう総蛋白量(以後、TPと略記)を測定した。測定方法はヘパリン塗布したツベリクリン用注射筒、静脈針(1/2)で尾部に穿刺して採血した<sup>6)</sup>。

Hbはシアノメトヘモグロビン法を用い、分光光度計(日立139形)を用い波長540nmで測定した。Htは毛細管法により測定(10,000r.p.m, 5分間遠心分離)し、RBCはBürk-Turk血球計算板で測定した。TPはHt測定後の血しょうを屈折計(エルマ蛋白屈折計D型)を使用して測定した。

### 3) 操作及び検査手順

取り扱い及び測定条件は以下の手順で基準化して実施した。

午前10時に順化水槽よりタモ網でコイを採取し、ただちに布で魚体を覆い、採血を実施した。体長、体重の測定は採血終了後に実施した。11時に採血操作が終了し、ただちにHtとTPを測定した。ついで午後1時よりHb、RBCをそれぞれ測定した。全検査の終了は午後3時であった。1回の検査で供試した尾数は20~30尾であった。

これらの操作及び血液検査は恒温室内で実施した。

## 3. 結果及び考察

### 1) 成長量の分布

まず血液検査に供した魚の集団の体重、体長、肥満度のヒストグラムを図-1に示した。

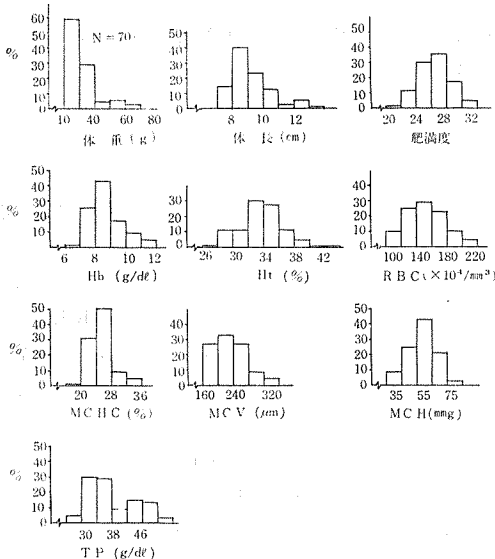


図-1 成長量、血液性状値の分布

体重の分布はモードが10~20gにあり、被検魚の58.3%がこの範囲に存在する。分布型は対数正規型に近いものとなった。また体長の分布はモードが8~9cmで、被検魚の40%がこの範囲に存在する。肥満度の分布

はモードが25~28にあり、被検魚の36%が存在する。分布型は体長が対数正規型に近い分布、肥満度は正規型の分布を示した。

以上の様に体重、体長の分布が対数正規型を示したことは幼魚における採血量の問題が反映したものと思われた。硬骨魚類は採血可能な最大量が体重の1~2%といわれている<sup>7)</sup>。また血液検査に必要な血液量は約0.2mlである。従って供試魚は一定の大きさであることが必要な条件である。今回の場合、体重が10g、体長7cm以下になると検査に必要な血液量が得られなかったことなどが体重、体長の分布を規定したものと考えた。

### 2) 血液性状値の分布

Hb, Ht, RBCの分布をみる(図1)。

Hbの分布はモードが8~9g/dlにあり、被検魚数の42.9%がこの範囲に存在する。Htの分布はモードが32~34%にあり、被検魚数の30.0%がこの範囲に存在する。RBCのそれはモードが140~160x10<sup>4</sup>/mm<sup>3</sup>にあり、被検魚数の28.6%がこの範囲に存在していた。これら3項目の分布型はほぼ正規型の分布を示していた。血液性状値の分布は人間と同様に魚類でも正規型を示すことが知られており<sup>1)</sup>、今回もその結果と一致した。

次に血液指数のMCHC, MCV, MCHとTPの分布をみる(図1)。

MCHCの分布はモードが24~26%にあり、被検魚数の31.4%がこの範囲にある。MCVの分布はモードが200~240umにあり、その32.9%がこの範囲に存在する。またMCHのそれは55~65mgにモードがあり、被検魚数の42.9%がこの範囲に存在する。以上の項目の分布型はMCHは正規型、MCHC, MCVは対数正規型に近いものとなった。

TPの分布はモードが3.0~3.4g/dlにあり、被検魚数の30%がこの範囲に存在していた。この分布型は4.2~5.0g/dlで小さな山を形成し、やや不規則な対数正規型を示した。しかしながら以下の統計学的解析においては全項目の分布型を一応正規分布と見做して行なった。

### 3) 成長量と血液性状値との相関々係

ここでは体重、体長、肥満度と血液性状値の各項目との相関をみた(表1)。またこれらの関係をより明確にするために成長量を項目別に級間隔を決め、級ごとに血液性状の平均値を求め図示した(図2, 3, 4)。さらに相関係数のなかで統計学的に有意な相関が得られたものについては回帰直線を求め、その直線性の検定を行なった(表2)。

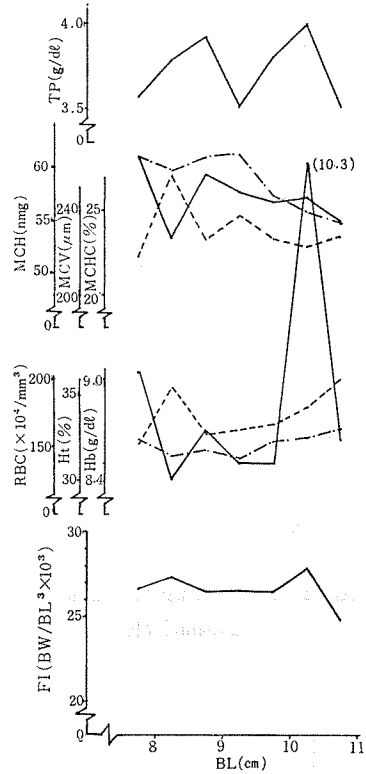
体重と血液性状値との関係ではRBCが有意水準5%



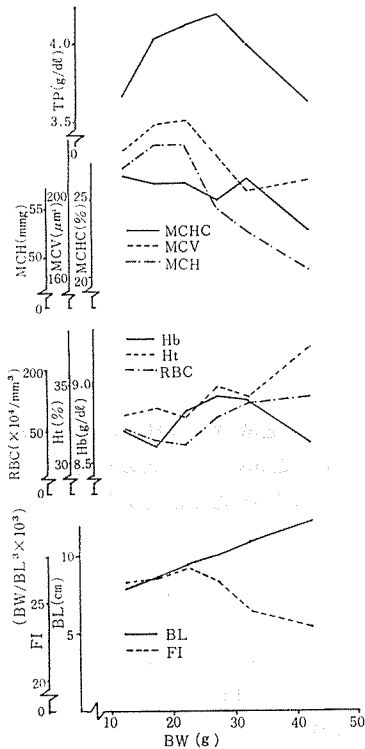
表1 成長量,血液性状値の相関マトリックス

	体重	体長	肥満度	Hb	Ht	RBC	MCHC	MCV	MCH	T-P
体重		※※							※※	
体長	0.962								※※	
肥満度		※							※※	※※
Hb		-0.095	-0.156						※	0.336
Ht		0.076	0.297	0.297					※	0.150
RBC		-0.293	-0.125	0.122	0.259				※	0.140
MCHC		0.029	-0.057	0.060	0.049				※※	0.123
MCV		0.248	0.295	0.529	-0.159				※※	0.116
MCH		0.112	-0.491	0.404	0.051				※※	
T-P									※※	

注) ※は5%, ※※1%の有意水準で相関々係がありを示す。

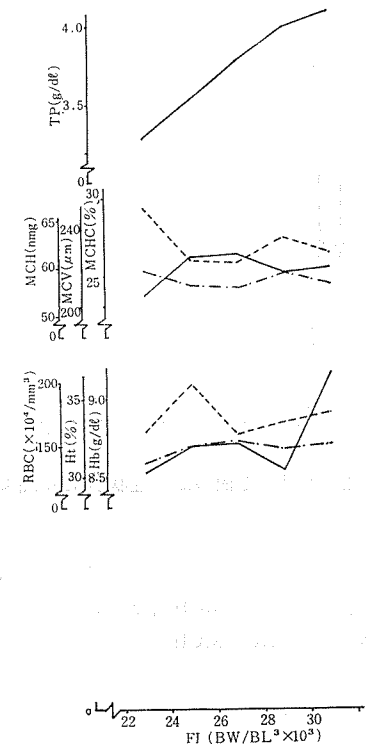


図一2-2 体長と血液性状値との相関々係



図一2-1 体重と血液性状値との相関々係

注) BW, BL, FIはそれぞれ体重, 体長, 肥満度を示す。



図一2-3 肥満度と血液性状値との相関々係

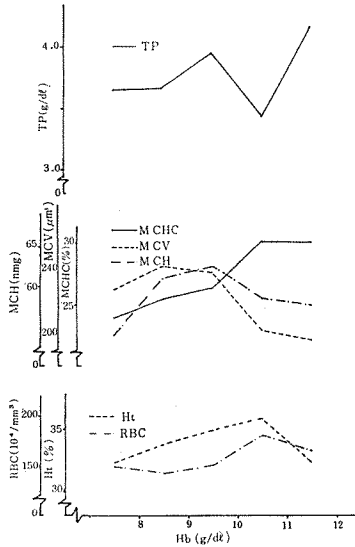


図-3-1 Hb と他の血液性状値との関係

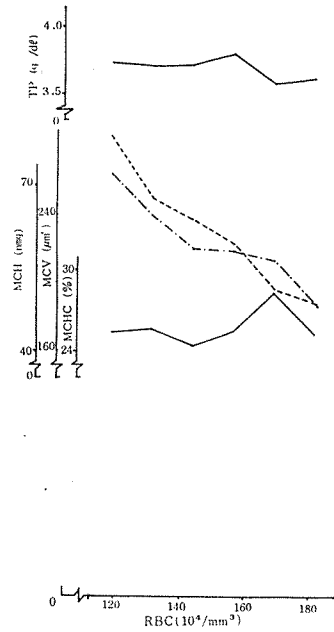


図-3-3 RBC と他の血液性状値との関係

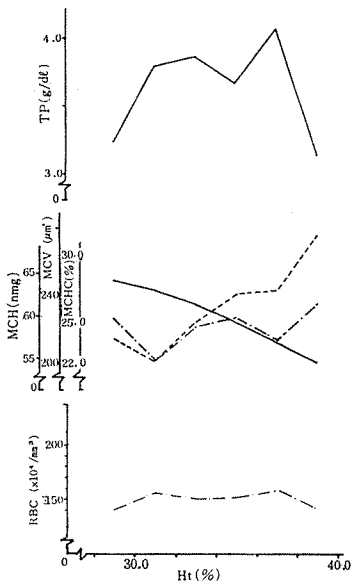


図-3-2 Ht と他の血液性状値の関係

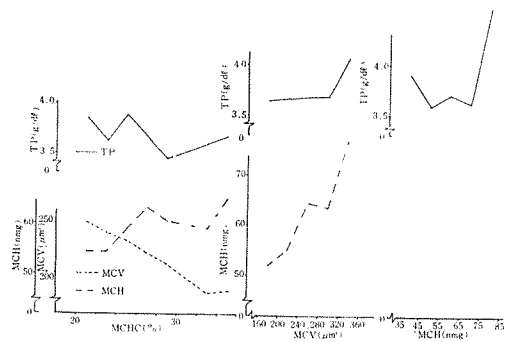


図-4-1 MCHCとMCV, MCH 及び TP との関係

図-4-2 MCV と MCH, TP との関係

図-4-3 MCH と TP との関係

で正の相関があった。しかしながらHb濃度、Htとの相関はなかった。またMCHC、MCV、MCH及びTPとの関係ではMCHC、MCHとで有意な負の相関を示した。体長と血液性状との関係は体重のときと同様な傾向を示した。肥満度と血液性状との関係ではTPのみと有意な正の相関を示し、他の項目とは相関を示さなかった。(表1, 図3-1, 2, 3)

成長量と血液性状値との間に有意な相関を認めたものについて回帰直線を求め、直線性の有無を検定したところ、いずれも有意な直線性を認めた。特に体重、体長とMCH、肥満度とTPとで他と比較して高い直線性を示した。RBCは体重、体長の増加とともに増加し、回帰直線は  $RBC (\times 10^4 / \mu m^3) = 137.35 + 0.642 \text{ 体重 (g)}$ 、 $RBC (\times 10^4 / \mu m^3) = 109.43 + 4.548 \text{ 体長 (cm)}$ であった。MCHでは体重、体長の増加にもなっ

表-2 各項目間の回帰直線 ( $y=a+bx$ )

要 因	回帰直線の係数	直線性の検定			
				$x$	$y$
体 重	体 長	6.568	0.122	※	※
〃	R B C	137.53	0.642	※	
〃	M C H C	27.445	-0.076	※	
〃	M C H	66.788	-0.484	※	※
体 長	肥満度	30.861	-0.484	※	※
〃	R B C	109.43	4.548	※	
〃	M C H C	31.413	-0.611	※	
〃	M C H	83.798	-2.769	※	
肥満度	T P	1.291	0.091	※	※
H b	H t	29.996	0.764	※	※
〃	R B C	61.147	6.950	※	
〃	M C H C	11.236	1.677	※	
H t	M C H C	42.528	-0.499	※	※
〃	M C V	56.821	5.135	※	※
R B C	M C V	430.815	-1.330	※	※
〃	M C H	98.983	-0.269	※	※
M C H C	M C V	365.44	-5.275	※	※
M C V	M C H	20.998	0.162	※	※

注 ※は有意水準5%, ※※は有意水準1%で直線性ありを示す。

て低下し、回帰直線はMCH (nmg) = 66.788 - 0.391・体重 (g), MCH (nmg) = 83.798 - 2.769 体長 (cm) であった。また肥満度とTPでは肥満度の増加とともにTPも増加し、回帰直線はTP (g/dℓ) = 1.291 + 0.091・肥満度の式となった。

今回は成長量とHb, Htとの相関は認められなかったが、一般に魚の血液性状は成長量と正の相関があることが報告されており、これと異なる結果となった。これは被検魚の成長段階が同一であり、成長量の変動が小さかったことに帰因していると推測された。TPは肥満度と有意な相関があったが、ハマチの例でも同様な報告がなされており<sup>1)</sup>、TPが栄養状態と密接に関係していることが示唆された。MCHC, MCHで成長量と負の相関があったのはHbがあまり変化しなかったのに対して、RBC, Htがそれに比較して増加傾向にあったことによると思われた。

#### 4) 血液性状値間の相関々係

Hb, Ht, RBCとMCHC, MCV, MCH, TPの間の相関々係についてみた(表1, 図3, 4-1, 2, 3)。また3)と同様に回帰直線を求め、直線性の検討をした。

HbとHt, RBCとの関係ではどちらも有意な相関があり、MCHCとでは高い有意な正の相関があった。HtとRBCとの関係は相関がなく、MCHCとは有意な

負の相関、MCVとは有意な正の相関があった。MCH, TPとは相関がなかった。RBCと他の血液指数、との関係ではMCV, MCHとそれぞれ有意な高い負の相関があったが、TP<sub>2</sub>とは相関がなかった。他に有意な相関があったのはMCHとMCVとで高い負の相関、MCVとMCHとの間では高い正の相関があった。

以上の有意な相関があったものについて直線性の有無を検討したところいずれも有意な直線性を認めた。HbはHt, RBC, MCHCの増加するにしたがって増加する傾向にあり、特にMCHCとは高い有意な直線性を認めた。回帰直線はそれぞれ、Hb (g/dℓ) = 26.996 + 0.764・Ht(%), Hb (g/dℓ) = 91.147 + 6.950・RBC (×10<sup>4</sup>/mm<sup>3</sup>), Hb (g/dℓ) = 11.236 + 6.950・MCHC(%) の式であった。HtはMCHCが増加するにつれ低下し、またMCVが増加するにしたがって増加した。回帰直線はHt (%) = 45.528 - 0.499・MCHC(%), Ht (%) = 56.821 + 5.135・MCV (μm<sup>3</sup>) の式であった。RBCはMCV及びMCHが増加するにしたがって低下した。回帰直線の式はそれぞれRBC (×10<sup>4</sup>/mm<sup>3</sup>) = 430.805 - 1.330・MCV (nmg), RBC (×10<sup>4</sup>/mm<sup>3</sup>) = 08.983 - 0.269・MCH (nmg) であった。MCHCはMCVが増加するにつれ低下し、MCVとMCHとはMCHが増加するにしたがってMCVが増加する傾向にあった。これらの回帰直線の式はMCHC(%) = 365.439 - 5.275・MCV (μm<sup>3</sup>), MCV (μm<sup>3</sup>) = 20.998 + 0.192・MCH (nmg) であった。

これらの血液性状値の間の関係で、Hb, Ht, RBCと他のTPを除く血液指数との間で高い相関及び直線性を認めた理由は、MCHC, MCV, MCHが前者の値から算出されることからきている。Hb, Ht, RBCの相互の関係ではハマチ<sup>1)</sup>、スズキの類<sup>9)</sup>では相互に高い相関があることが報告されているが、今回はHbとHt, RBCとの相関を認めたが、HtとRBCとは相関がなくそれらと異なる結果となった。

#### 5) 血液性状の正常値の検討

今まで血液性状に変動を与える因子のなかで主に成長量等について検討してきた。その結果、Hb, Htは成長段階がほぼ同じ集団についてはその変動を考慮しなくてよいことがわかった。またRBC, TP, MCHC, MCHは成長量と相関があり正常値を設定する場合に考慮する必要があると思われた。しかしながらここでは同じ成長段階にある集団を用いたことから成長量等の変動要因を考えずに血液性状の平均値、標準偏差、変異動係数を求め正常値を検討した(表3)。

筆者らが得た血液性状値と同じコイの血液性状に関する報告、Fieldら<sup>9)</sup>、斉藤<sup>10)</sup>、Murachi<sup>11)</sup>及び尾崎の

表一3 成長量, 血液性状値の平均値, 標準偏差, 変動係数 (N=70)

	$\bar{x}$	$u$	変動係数 (%)	正 常 範 囲	
				信 頼 度 95%	信 頼 度 99%
体 重 (g)	21.87	10.53	48.1	—	—
体 長 (cm)	9.23	1.35	14.6	—	—
肥 満 度	26.40	2.23	8.5	—	—
H b (g/dl)	8.67	1.05	12.1	6.61 ~ 10.73	5.96 ~ 11.38
H t (%)	33.62	3.24	9.6	27.27 ~ 39.97	25.26 ~ 41.98
R B C ( $10^4/mm^3$ )	150.5	19.3	16.0	103.3 ~ 197.8	88.3 ~ 212.8
M C H C (%)	25.8	3.3	12.9	19.3 ~ 32.3	17.3 ~ 34.3
M C V ( $\mu m^3$ )	229.4	51.5	17.9	148.7 ~ 310.2	123.1 ~ 335.8
M C H (nmg)	58.6	11.9	16.3	39.2 ~ 77.2	34.0 ~ 83.1
T P (g/dl)	3.70	0.61	16.4	2.50 ~ 4.90	2.13 ~ 5.27

注 1)  $\bar{x}$ は平均値,  $u$ は不偏分散からの標準偏差を示す。

2) 信頼度95%の正常範囲:  $\bar{x} \pm 1.96 \times u$

信頼度99%の " :  $\bar{x} \pm 2.58 \times u$

総説<sup>11)</sup>の血液性状値との比較を試みた。今回得た血液性状値はHbが $8.67 \pm 1.05$  (g/dl), Htが $33.62 \pm 3.24$  (%), RBCが $150.5 \pm 19.3$  ( $\times 10^4/mm^3$ )であった。先の報告の値をまとめると, その範囲はHbが8.1 ~ 12.2 (g/dl), Htが28.33 ~ 40.00 (%), RBCが84 ~ 241 ( $\times 10^4/mm^3$ )であり, 筆者らの値はいずれもこれらの範囲の中に存在した。しかしながら筆者らの値は, この範囲の中でHb, Ht, RBCとも低い傾向にあり, 特にHbの値は低く出る傾向にあった。これは被検魚の成長段階, 飼育条件, 測定方法等の差に帰因していると思われる。

MCHC, MCV, MCHは人間において貧血の分類に利用されており, 魚類にも適用されつつある<sup>12)</sup>。今回のMCHC, MCV, MCHの値はMCHCが $25.8 \pm 3.3$  (%), MCVが $229.4 \pm 51.5$  ( $\mu m^3$ ), MCHが $58.6 \pm 11.9$  (nmg)であり, 齊藤, Murachiの値と比較して, MCHCはそれほど差がなく, MCV, MCHは高く出る傾向にあった。またTPはFieldらと比較して大差ないものであった。

魚の血液性状値においてVuren<sup>13)</sup>, は, 季節, 生息環境, 成長段階の差によって変動を示すことを報告し, さらにBarnhart<sup>14)</sup>は系統の違いによる変動を指摘した。これらのことから血液性状値を比較検討する場合, これらの種々の変動要因を考慮する必要があるとともに, 正常値をもとに集団の健康状態を判定する場

合は, 同一集団及び生息環境における標準的な飼育条件, 測定方法等を用いて行なっていくことが必要と思われる。

次に血液性状値の変動係数をみる(表3)。Hb, Ht, RBCではRBCの変動係数が16.0%と最も高く, ついでHbの12.1%, Htの9.6%であったまた他の血液指数ではMCVが17.9%と最も高く, ついでMCH, MCHCの順であった。TPは16.4%と他の項目に比べて高かった。これらのことから逆にHt, MCHCは最も変動が少ない比較的安定した値が得られることを示した。

この様に血液性状値は総じて変動が大きいため正常範囲をもって健康状態を評価していく必要があると考えた。ここでは統計学的解析による多数例の場合の信頼度95%, 99%の正常範囲を求めたが, その適用性の問題については今後の検討課題とした(表3)。

#### 謝 辞

本研究に対して, 文献等の御助言をいただいた東京水産大学尾崎久雄教授に心から感謝いたします。

#### 4. ま と め

コイの幼魚, 70尾を使用して基準化した方法で血液検査を実施し, 血液性状の変動要因と正常範囲を設定するための検討を行なった。

1) 被検魚の体重は $21.87 \pm 10.53$  (g), 体長は $9.23 \pm 1.35$  (cm), 肥満度は $26.40 \pm 2.23$ であった。

2) 血液性状値の分布はHb, Ht, RBCが正規型の分布を示し, MCHは正規型, MCHC, MCVが対数正規型に近い分布を示した。

3) 成長量と血液性状の相関々係は体重, 体長がRBCと有意な正の相関があり, 血液指数のMCHC, MCHとも有意な負の相関があった。TPは肥満度と有意な正の相関があった。これらの回帰直線は全て有意な直線性を示した。

4) 血液性状値間の相関々係ではHbとHt, RBCの間に有意な正の相関があった。Ht, RBCはMCHC, MCVとそれぞれ有意な負の相関があり, MCHCとMCV, MCVとMCHとの間に有意な負の相関があった。これらの回帰直線は全て有意な直線性を認めた。

5) 血液性状の正常値はHbが $8.67 \pm 1.05 \text{g/dl}$ , Htが $33.62 \pm 3.24(\%)$ , RBCが $150.5 \pm 19.3 (\times 10^6 / \text{mm}^3)$ , MCHCが $25.8 \pm 3.3(\%)$ , MCVが $229.4 \pm 51.5 (\mu\text{m}^3)$ , MCHが $58.6 \pm 11.9 (\text{ngm})$ であった。

6) 血液性状値の変動は, RBC, MCVが高く, 逆にHtとMCHCが小さかった。

以上のことから魚の集団の健康状態を評価するとき, 基準化された取り扱い, 測定方法で血液検査を実施し, 生息環境ごとに正常範囲を設定していく必要があると思われた。

## 文 献

- 1) 藤田真吾, 大橋徹: 養殖ハマチの血液学的研究—I, 越冬期の血液性状・血液化学成分について, 京都府立海洋センター研究報告, 第1号, 113—129 (1977)
- 2) 有菌真琴, 永井彰: 養殖ハマチの健康診断における血液検査の実用化試験, 東海大学紀要海洋学部, 第12号, 119—133 (1979)
- 3) Sano T. : Haematological Studies of the Culture Fish in Japan, 3. Changes in Blood Constituents with Growth of Rainbow Trout, J. Tokyo Univ. Fish., 46, 77—87 (1960)
- 4) Wedemeyer G.A., W.T. Yasutake. : Clinical Methods for the Assessment of the Effects of Environmental Stress on the Fish Health, Technical Paper (89), the U. S. Fish and Wildlife service. Washington, D. C. (1977)
- 5) 尾崎久雄: 血液化学検査による健康診断, 魚の呼吸と循環, 水産学シリーズ24, 63—80, 恒星社厚生閣, 東京 (1978)
- 6) Dombrowski H. : Untersuchungen über das Blut des Karpfens (*Cyprinus carpio* L.) und einiger anderen Süßwasserfischarten, Biol. zbl., 72, 182—195 (1953)
- 7) 尾崎久雄: 血液の生理, 魚類生理学講座I, 緑書房, 東京 (1975)
- 8) Clark, S., D. H. Whitmore, JR. and R. F. Macmahon : Considerations of Blood Parameters of large mouth Bass, *Micropterus salmoides*, J. Fish Biol., 14, 147—158 (1979)
- 9) Field B. J., C. A. Elevehjem, C. Juday : A Study of the Blood Constituents of Carp and Trout, J. Biol. Chem., 148, 261—269 (1943)
- 10) 齊藤要: 魚類血液の生化学的研究—XIV, 赤血球の平均恒数の形状について, 鹿児島大学水産学部紀要, 7, 192—101 (1957)
- 11) Murachi S. : Hemoglobin Content, Erythrocyte Sedimentation Rate and Hematocrit of the Blood in the Young of the Carp (*Cyprinus carpio*), J. Fac. Fish. Anim. Hush. Hiroshima Univ., 2, 241—247 (1959)
- 12) 川津浩嗣: 魚類の貧血症, 魚の呼吸と循環, 水産学シリーズ24, 81—95, 恒星社厚生閣, 東京 (1978)
- 13) Vuren J. H. J., J. Hattingsh : A Seasonal study of the Haematology of Wild Freshwater Fish, J. Fish Biol., 13, 305—313 (1978)
- 14) Barnhart R. A. : Effects of Certain Variables on Haematological Characteristics of Rainbow Trout, Trans. Amer. Fish. Soc., 3, 411—418 (1965)

# 健全な供試魚確保のための魚病学的検討

広田勝彦\*, 齋藤治子\*

## 要旨

鯉を用いた生物検定試験を行うに当って、その蓄養および試験期間中の発病を抑える為の予防方法を魚病学的に検討した。

当研究所で購入した鯉がどのような発病因子を保持しているかを知る為、現在までの発症状況の把握と共に昭和55年度購入魚の内の有症魚について寄生虫試験および細菌試験を行った。

その結果、稚魚購入時の症状が最も多様であり、購入時に有症魚を選別除去しても蓄養期間中に発症が観察された。そして、寄生虫試験結果では主として、数個体の *Trichodina* が確認され、細菌試験では主として運動性 *Aeromonas* が検出された。

これにより、当研究所における疾病予防対策として、鯉の稚魚購入時にニトロフラゾン添加運搬後、発症魚を選別除去し、2.5%、90秒食塩浴および5mg/l、24時間テトラサイクリン系薬浴の後、更に運搬等による疲労回復後に魚体重1kg当り1日量20mg7日間のテトラサイクリン系薬品の経口投与を行うこととした。

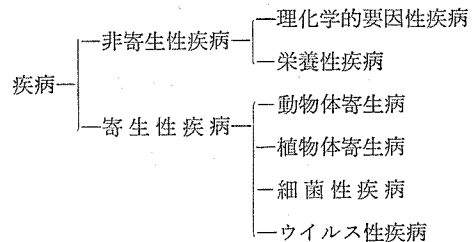
## 1. はじめに

魚類を用いた生物検定試験を行う時、その試験開始迄の蓄養及び試験期間中の発病は、試験結果に大きな影響を与える。この為、その発病を抑える一定の予防処置を行うことにより、常に健康な試験魚を確保することが必要となる。米国の Standard Methods<sup>1)</sup> にも、生物試験に用いる試験魚に一定の基準をもうけて、試験結果の再現性を高めようとしている。

発病を抑える為にまず、病害の種類と原因を知り、購入した魚がどのような発病因子を保持しているかを確認し、その対応策を講じなければならない。

一般に疾病時の魚類の変化は、行動的な面では食欲の減退、池中での分布の異状、泳ぎ方の異状等として現れる。体外部では体色、体表面の異状、鰓蓋の膨らみ、眼球の突出等の変化が現れ、解剖所見からは、器官又は組織の変色、肥大、出血あるいは充血等の変化が観られる。

このような魚病を原因別に分類すると図1のようになり大別して、非寄生性疾病と寄生性疾病に分類され



図一 魚病の原因別分類

る。当研究所で試験魚として用いている魚種が鯉であることから、特に疾病予防の面から問題となる鯉の寄生性疾病について表1に示した。

これらの中で主としてどのような疾病が当研究所で多発しているかを知る為、現在までの発症状況を把握し、更に昭和55年度購入魚について、寄生虫並びに細菌試験を行った。その結果から健康な試験魚を確保する為の一定の予防処置方法について若干の知見を得たので報告する。

Fish-pathological study for holding suitadle stock test fish.

\* Katsuhiko Hirota, Haruko Saito, 横浜市公害研究所水質部門

表一 鯉の一般的疾病とその原因種

病名	原因種	主たる症状	備考
動物性寄生病			
白点病	<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	体表面に白点が見れる	石井 <sup>2)</sup>
キロドネラ病	<i>Chilodonella cyprini</i>	体表が青味を帯びた灰色の膜で覆われたようになり、魚は休みなく泳ぎ、物に体をこすりつける。	Lom <sup>3)</sup>
トリコディナ病	<i>Trichodina spp.</i>	一定の症状はなく鯉が弱る。	
エピステイリス病	<i>Epistylis longicorpora</i>	体幹の皮膚面に白みがかかった上皮のふくらみ。	高瀬他 <sup>4)</sup> 、宮崎他 <sup>5)</sup>
コストリア病	<i>Costia necatrix</i>	皮膚が白濁し、白雲がかかったようになる。	鈴木 <sup>6)</sup>
胞子虫病	<i>Myxobolus koi</i>	鰓組織内に大小多数のシストが形成される。	Hoshina <sup>7)</sup>
ダクテルギルス病	<i>Dactylogyrus spp.</i>	主として稚魚の鰓に寄生する。	今田他 <sup>8)</sup> 、Ogawa, et al <sup>9)</sup> 、小川 <sup>10)</sup>
イカリムシ病	<i>Lernaea cyprinacea</i>	皮膚に寄生して炎症や潰瘍が起こる。	中井 <sup>11)</sup>
チョウ病	<i>Argulus japonicus</i>	鰓基部付近に多く寄生し、皮膚が損傷する。	
鯉糸状虫病	<i>Philometroides cyprini</i>	鱗の下の皮内にとぐろを巻いて寄生し、皮膚が盛り上ったり、変色、出血したりする。	中島 <sup>12)</sup> 、中島他 <sup>13)</sup> 、 <sup>14)</sup>
吸頭条虫	<i>Bothriocephalus opsariichthydis</i>	症状はない。	
植物性寄生病			
水生菌病	<i>Dermocystidium koi</i>	体表面に径が数mmから1cm程度の円形隆起が起こる。	保科他 <sup>15)</sup>
ウージニウム病	<i>Oodinium spp.</i>	体表面に微小のやや黄色を帯びた白点が見れる。	
細菌性疾病			
エロモナス病	<i>Aeromonas hydrophila</i>	体表面の皮膚や鰓が出血し、局所又は全身的に立鱗が起こり、眼球が突出し、腹水が貯留し、腹部が膨張する。	Amlachr <sup>16)</sup> 、楠田他 <sup>17)</sup>
シュードモナス病	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	身体全体が白雲がかかったように白っぽくみえる。	塩瀬他 <sup>18)</sup>
カラムナリス病	<i>Flexibacter columnalis</i>	主として鰓が罹患し、口唇にも罹患し、びらんする。	畑井他 <sup>19)</sup>

## 2. 発症状況

当研究所では、昭和52年度から昭和55年度にかけて、全4回に亘って試験用に神奈川県淡水魚増殖試験所にて孵化2ヶ月後の鯉稚魚1万尾を購入し、選別後蓄養を行った。その中で、外観上から表2に示すような症状が観察、類別された。

表2からわかるように、購入選別時の症状が最も多様であり、次が蓄養期間中、蓄養初期の順であった。

購入選別時において最も症状が多かったのは昭和52年度であり、その後は減少している。これは昭和53年度から購入運搬時の擦れを防止する為に添加したニトロフラゾンの影響と考える。

各年度を通じて観察されている症状は「背がこけて頭が大きい」、「体色の全体的黒化」、「体色の部分的

黒化」、「体色の全体的明化」、「体色の全体的青化」、「鰓の部分的癒着」であり、購入時の特徴的な症状であると考えられる。又、昭和55年度購入魚では、3年通じて観察されていた「鰓蓋の異様な開き」、「鰓蓋内側の発赤」等鰓についての症状が減少している。この原因は不明である。

蓄養初期、即ち蓄養開始後2週間以内に観察された症状は「体表面に白点の付着」であり、群全体に、2年連続して観察された。

蓄養期間中の発症は昭和54年度を除いては少く、昭和53年度に「体色の全体青化」「鰓の癒着」を各数尾観察したに留まる。昭和54年度に観察された「立鱗」、「鱗の剥り」、「眼球突出」、「腹水貯留」の4症状は、流水方式で飼育している畜養池の流水が真夏に止

表一 横浜市公害研究所において外部観察された鯉の症状

発症時期	症 状	観 察 年 度				備 考
		52	53	54	55	
購入選別時	背がこけて頭が大きい	○	○	○	○	
	体色の全体的黒化	○	○	○	○	
	体色の部分的黒化	○	○	○	○	
	体色の全体的明化	○	○	○	○	
	体色の全体的青化				○	
	体表面に綿状物の付着	○				
	体表面に白点の付着	○	○			
	下顎の萎縮			○		
	口先の発赤				○	
	口先の黒化				○	
	鰓の部分的癒着	○	○	○	○	
	鰓蓋の異状な開き	○	○	○		
	鰓蓋の膨れ			○		
	鰓蓋内側の発赤	○	○	○		
	鱗の欠損	○	○			
	鱗の発赤	○				
	体表面、鱗の擦れ	○				
	蓄養初期 (2週間以内)	体表面に白点の付着(群発)		○	○	
蓄養期間中	立 鱗			○		当才魚
	鱗の剥り			○		当才魚
	眼球突出			○		当才魚
	腹水貯留			○		当才魚
	体色の全体的青化		○	○		各2才魚
	鱗の癒着		○	○		各2才魚

まって、池全体が濁った時に数十尾の大量斃死と共に観察された。「体色の全体青化」と「鱗の癒着」は各数尾観察されたのみである。

### 3. 寄生虫および細菌試験

#### 3-1 試供試魚および試験方法

##### 3-1-1 供試魚

試験に用いた鯉は、昭和55年度購入魚であり、運搬時に擦れ防止の為に0.003mg/l濃度になるようにニトロフラゾンを追加し、魚体重700gを水15lに入れ、ビニール袋を用い、酸素詰めして当研究所に搬入した。研究所到着後約2時間の水温合せの後に開封し、選別を開始し、症状別に分類し、有症魚を無処置のまま、翌日試験に供した。

##### 3-1-2 寄生虫試験方法

寄生虫は表1に示すように、主として体表面、鰓、鱗等の一部に寄生してから体外部全体に広がるもの

と、条虫類のように消化管内、特に腸管に寄生するものがある。

従って、この試験は実体顕微鏡を用いて、体表面、鰓、鱗、腸管の4部位を観察する方法により行った。

魚体を0.8%ウレタン溶液にて麻酔して、鱗を根元から切り取り、脱塩素水の入った小シャーレ(直径5cm以下)、又はホールスライドガラスを用いて、有柄針等で検視部を開きながら寄生虫の有無を観察した。体表面はメスで、鱗の生えている方向に軽く擦り、鱗と同様に鏡検した。次に腹部を解剖し、腸管の一部を摘出し、更にそれを縦に切り開き同様に鏡検した。最後に鰓の2枚目を傷つけないように切り取り、同様に鏡検した。

##### 3-1-3 細菌試験方法

細菌試験は、主として鰓および体外部に繁殖して発症する魚病菌の代表である、滑走細菌の *Flexbacter columaris* と、主として生体内繁殖し、魚病原因とな



るグラム陰性細菌について検討を行った。

魚体を1.5%のウレタン溶液にて麻醉し、体表面を酒精綿で滅菌し、滅菌ピンセットおよび解剖鉗を用いて解剖し、各部位を切り取る。

鰓および口先は、*F. Columnaris* を分離培養する為に、サイトファーガー培地に、肝臓、腎臓および脾臓は、その一部を切り取り普通寒天培地に画線塗抹し、各々25~28℃で48時間培養した。

普通寒天培地に発現した菌集落を大きさ、色、形、透明度、陽性度により類別した。同一池集団であるので多種類の菌集落を検出した魚体から多数出現した菌集落を、再度普通寒天培地を用いて同一条件で純培養し、グラム鑑別および菌の性状試験を行った。

グラム鑑別は3%水酸化ナトリウム溶液法により行った。

性状試験は糖産生、硫化水素産生およびガス産生をTSI寒天培地によって行い、リジンの脱炭酸、運動性、インドール産生をLIM培地によって行った。糖の分解が酸化型であるか発酵型であるかを調べる為にヒュー・レイフソン培地を用いた。チトクロームオキダーゼ、カタラーゼ試験は、各々試験紙による方法で行った。運動性については懸濁標本を鏡検する方法も一部併用した。培地による試験は25~28℃、48時間培養後に判定した。

### 3-2 結果

#### 3-2-1 寄生虫試験

寄生虫試験結果は表3に示すように、鰭、鰓、腸管

に寄生虫は全く認められず、体表面に*Trichodina domerguei* を数個体、皮膚粘液胞子虫のシストを1個認めたのみであり、症状の原因となり得るような寄生虫は認められなかった。

しかし、僅かではあるが、寄生虫の認められたことから、飼育開始前にそれらを駆除しておくことは魚病予防の面から必要な処置であろう。

#### 3-2-2 細菌試験

細菌試験に用いた鯉の症状と試験部位は表4、5に示す通りである。

サイトファーガー培地による培養結果は表4に示すように、いくつかの菌集落は認められたが、*F. colu-*

表-4 サイトファーガー培地の培養結果

症 状	No.	部位	<i>F. columnaris</i>
背がこけて頭が大きい	1	鰓	-
	2	鰓	-
体色の全体黒化	1	鰓	-
	2	鰓	-
鰓蓋の膨れ	1	鰓	-
口先の黒化	1	口先	-
	2	鰓	-
口先の黒化び及体表数	1	鰓	-
黒点	2	鰓	-
口先の膨れ	1	口先	-

- : 陰性

表-3 寄生虫試験結果

症 状	No.	体長 cm	観 察 部 位			
			鰭	鰓	体 表 面	腸管
背がこけて頭が大きい	1	4.5	-	-	トリコディナ1個体	-
	2	3.9	-	-	-	-
体色の全体的黒化	1	4.8	-	-	トリコディナ1個体	-
	2	4.0	-	-(貧血・一部癒着)	-	-
体色の部分的黒化	1	4.0	-	-	粘液胞子虫のシスト1個	-
	2	4.6	-	-	-	-
鰓蓋の膨れ	1	5.2	-	-(一部癒着・配列不規則)	-	-
	2	4.7	-	-	-	-
	3	4.9	-	-	-	-
体色の全体的青化	1	4.2	-	-	-	-
	2	3.6	-	-	-	-

- : 寄生虫を認めず。

表—5 普通寒天培地に発生した菌集落

症 状	No.	部位	菌 集 落 の 形 状				陽性度 <sup>b</sup>	性状試験 No.		
			大きさ <sup>a</sup>	色	形	透明性				
A. 背がやせて頭が大きい	1	肝	中	淡茶色	円	不透明	+	1		
			微小	無色	粉	透明	+			
		腎	中	白色	円	半透明	+			
			微小	無色	粉	透明	+			
	2	腎	中	淡茶色	円	不透明	+	2		
			中	白色	円	不透明	+			
		脾	微小	無色	粉	透明	+	3		
			中	白色	円	不透明	+			
			中	淡茶色	円	不透明	+			
			微小	無色	粉	透明	+			
B. 体色の全体黒化	1	肝				-				
		腎				-				
	2	肝	微小	白色	粉	不透明		+		
		腎	中	白色	円	不透明		+		
C. 体色の全体的青化	1	肝				-				
		腎	中	白色	円	不透明		+		
D. 鰓蓋の膨れ	1	肝	小	白色	円	不透明	+			
		腎	小	白色	円	不透明	+			
E. 口先の黒化	1	肝				-				
		腎				-				
	2	肝	中	淡茶色	円	不透明		+	8	
			中	白色	円	不透明		+		
		腎	中	白色	円	半透明		+		9
			小	白色	円	不透明		+		
F. 口先の黒化及び体表黒点	1	肝	中	淡茶色	円	不透明	+			
			微小	黄色	粉	不透明	+			
		腎	小	白色	円	不透明	+			
			中	淡茶色	円	不透明	+			
2	肝	中	白色	円	不透明	+	12			
		小	白色	円	不透明	+				
	脾	微小	無色	粉	透明	+	13			
		中	淡茶色	円	不透明	+				
		中	白色	円	不透明	+				
		微小	無色	粉	透明	+				
G. 口先の膨れ	1	肝	中	白色	円	不透明	+			
		脾	中	黄色	円	不透明	+			

a. 大きさ：中=φ2mm以上，小=1mm前後

b. 陽性度：菌集落の数により判定した。

表-6 性状試験結果

菌集落No.	T I S			L I M		運動性	ヒューレ	オキソ	カタラ	同	定
	斜面/高層	硫化水素	ガス	リジン脱炭酸	インドール		イフソン				
							O F	ダーゼ	ーゼ		
1	- / -	+	-	好気	-	+	O	+	NT		<i>Pseudomonas</i>
2	- / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>
3	A / A	-	-	-	-	+	F	+	NT		<i>Plesiomonas</i>
4	A / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>
5	A / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>
6	A / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>
7	A / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>
8	A / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>
9	- / -	-	-	好気	-	+	O	+	NT		<i>Pseudomonas</i>
10	- / -	-	-	好気	-	+	-	+	NT		<i>Alcaligenes</i>
11	A / A	-	-	-	-	-	F	+	+		<i>Pasteurella</i>
12	A / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>
13	A / A	-	+	-	+	+	F	+	NT		<i>Aeromonas</i>

A: 酸産性, +: 陽性, -: 陰性, O: 酸化, F: 発酵, NT: 未試験

*mnaris* の特徴である, 表面が粗く, 縮緬皺状ないしは疣状を呈し, 周辺が樹根状ないし波状で, 黄白色ないしは橙色を呈する菌集落は全てのプレートにおいて陰性であった。

このことは, 運搬時に添加したニトロフラゾンの影響等も考えられる。

普通寒天培地に発生した菌集落の形状と陽性度は表5に示したように, 背がやせて頭の大きいもの2尾と, 口先に黒変のあるものの内1尾, 口先に黒変があって体表面にも黒点のあるものの内1尾が最も種類の菌集落を発生した。その中から, 多数発生した菌集落(表5中に番号を付した13集落)を純粋培養し, 性状試験に供した。

性状試験の結果は表6に示すように, 今回試験に供した菌が全てグラム陰性菌であったことから, 医学細菌同定の手びき<sup>20)</sup> および *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*<sup>21)</sup> のグラム陰性菌の鑑別法に従って同定した。

今回対象とした菌は全て空気中で発育した菌であることから, 同定に当って嫌気条件下での発育は不明であるが, 運動性, カタラーゼ, オキソダーゼ, ヒュー・レイフソン培地による酸化型, 発酵型の結果から, グラム陰性菌の第一次鑑別表に照合し, 先ずそのグループを同定し, その他の性状等から菌種を同定した。

結果は表6に示すように, 菌集落No. 2, 4, 5, 6, 7, 12, 13の7集落が *Aeromonas* に同定され, No. 3は *Plesiomonas* に, No. 1, 9の菌集落は *Pseudomonas* に,

No.10は *Alcaligenes* に, No.11は *Pasteurella* に各々同定された。

#### 4. 考察

昭和55年度購入魚の内, 有症魚について行った寄生虫試験結果で, 僅かではあるが *Trichodina* 等の寄生虫の認められたこと, 症状は異なるが蓄養初期に, 表1と照合してみると寄生虫によると思われる体表面に白点のある症状が群全体に起っていることを考え合えると, 寄生虫に対する予防対策は必要と考える。

その方法としては, トリコディナ病には0.2%食塩水, 0.005%過マンガン酸カリウム溶液の各5分間浴, 0.025%ホルマリン1時間浴が古くから知られているが<sup>22)</sup>, 粘液性胞子虫病には有効な手段はなく, 発症魚の除去が唯一の予防手段とされている<sup>7), 23)</sup>。

従って, 最善の予防対策は選別によって発症魚を除去することであり, 次いで有害薬品による2次公害防止の面からと, 健康魚に寄生虫の付着を防止する為に, 前出<sup>23)</sup>のLeteuxらのいう池中の *Trichodina* 駆虫法として有効とされている, 食塩のみを用いた薬浴法により処置することが有効な手段であろうと考えた。そして, その濃度と時間から, その作業性の最も容易な2.5%, 90秒法を採用した。

又, この方法は鯉における動物性寄生病である白点病<sup>24)</sup>, エピスティリス病<sup>25)</sup>, コステアア病<sup>26)</sup>等にも有効であるとの報告もされている。

細菌試験の結果は *F. Columnaris* は全く認められ

ず、最も多数発生した菌は *Aeromonas* であり、他は *Pseudomonas*, *Plesiomonas*, *Alcaligenes*, *Pasteurella* であった。これを病原性の点から考えると、*Plesiomonas* は水中に常在する菌であるが病原菌としての報告例はなく、*Alcaligenes* も病原菌としての報告例はない。*Pasteurella* は海水魚では重要な病原菌とされている<sup>27)28)29)</sup>が、淡水魚ではアユから病原菌として分離された報告がある<sup>30)</sup>だけで鯉での報告例はなく、今回の検出量も少ないことから、病原菌としての可能性は少ないと考える。

*Pseudomonas* は鯉の細菌性白雲病として塩瀬ら<sup>18)</sup>の報告例があり、検出量は少ないが病原性の点からは重要な意味を持つと考えるが、まだ有効な治療方法の報告例はない。

今回の試験で最も多く検出された *Aeromonas* は、運動性のあることから、運動性 *Aeromonas* と呼ばれるものであり、これが試験菌集落の過半数を占めている。又、一池からの供試魚であり、全個体から検出されたことから、これらの症状の主たる原因種と考えられる。

運動性 *Aeromonas* は鯉の病原菌としては古から知られており<sup>16)</sup>、その中には幾つかの菌種があり、その病原性は郭<sup>31)</sup>の報告にあるように、菌株によってその差の大きいことが知られている。そして、今回の試験において検出された運動性 *Aeromonas* は、ガスの産生から *A. hydrophila* 又は *A. punctata* に同定され、そのいずれも病原性があると郭は述べている。

Mattheis<sup>32)33)</sup>、Jankov<sup>34)</sup>、青木<sup>35)</sup> は健康な鯉の腸内にも運動性 *Aeromonas* の存在を認めており、保料<sup>36)</sup>、青木ら<sup>37)</sup>、若林ら<sup>38)</sup> は、養鰻池中にも広く分布していることを報告している。このように運動性 *Aeromonas* は有機質に富む水中や底土中にも存在し得る、いわゆる条件性病原菌と考えられている<sup>39)</sup>。

当研究所において蓄養期間中に発生した「立鱗」「鱗の剥り」「眼球突出」「腹水貯留」等の症状は楠田ら<sup>17)</sup>の言う症状と一致しており、今回試験した全ての有症魚からも多量に検出されたことから、これに対する予防対策を確立することが重要である。

予防対策としては、第1に保料<sup>36)</sup>の示すように、飼育池等の消毒と病魚、病死魚の速かな除去、および良好な水質の確保と衛生的な環境作りが必要とされる。又、前述のように運動性 *Aeromonas* は水中常在菌となり得ることから、魚群の疾病に対する抵抗性を減退させないような飼育上の措置も必要とされる。更に、室賀ら<sup>40)</sup>の報告にあるように、テトラサイクリン系薬品による薬浴、経口投与も効のあることから、蓄養開始

前の予防法として有用である。しかし、テトラサイクリン系薬品の副作用も重大な問題となっている<sup>41)</sup>ことから、その使用量は必要最低量でなければならない。従って、当研究所においては、室賀ら<sup>40)</sup>のいう最低量である  $5 \text{ mg} / \ell$  の24時間薬浴および魚体重  $1 \text{ kg}$  当り1日量  $20 \text{ mg}$  を7日間経口投与の方式を採用し、薬浴は蓄養開始時に、経口投与は魚群の運搬等による疲労の回復後に行うこととした。この方法により、飼育水質等の環境を良好に保つならば、予防対策として有効と考える。

## 5. まとめ

鯉を用いた生物検定試験を行うに当たって、蓄養および試験期間中の発病を抑える予防対策として有効な方法を検討する為に、現在までの発症状況の把握と昭和55年度に購入した稚魚の有症魚について寄生虫試験および細菌試験を行った。

その結果、稚魚購入時の症状が最も多様であり、購入時に有症魚を選別除去しても蓄養期間中に発症が観察された。又、寄生虫試験結果では主として、数個体ではあるが *Trichodina* を確認し、細菌試験では主として病原性のある運動性 *Aeromonas* を検出した。

これにより、当研究所における疾病予防対策としては鯉の稚魚購入時にニトロフラゾン添加運搬後、発症魚を選別除去し、 $2.5\%$ 、90秒食塩浴および  $5 \text{ mg} / \ell$ 、24時間テトラサイクリン系薬浴の後、更に運搬等による疲労回復後に魚体重  $1 \text{ kg}$  当り1日量  $20 \text{ mg}$  7日間のテトラサイクリン系薬品の経口投与を行うこととした。

## 謝辞

この研究を行うにあたり、寄生虫試験方法および細菌試験方法について御指導いただきました東京大学農学部水産学科増殖研究室の若林久嗣助教授、小川和夫助手、金井欣也氏に厚くお礼申し上げます。

## 文献

- 1) A. P. H. A., A. W. W. and W. P. C. F. : *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 14th. 693 (1975). American Public Health Association.
- 2) 石井重美：淡水飼育魚類の白点病調査報告. 水講試報, 12 (5), 1—12 (1915).
- 3) Lom, J. : *Trichodina reticulata* Hirschmann and Partsch, 1955 from crucian carp, and *T. domerguei* f. *latispina* Dogiel, 1940 from

- Diaptomus*. *Acta Soc. Zool. Bohemoslov.*, 24, 246—257 (1960).
- 4) 高瀬善行他：錦鯉におけるいわゆるエピスティリス病の観察。魚病研究, 7, 91—96 (1973).
  - 5) 宮崎照雄他：キンギョおよびフナのおよびのいわゆる“あなあき病”と“エピスティリス着生ゴイ”について。魚病研究, 7, 115—124 (1973).
  - 6) 鈴木 順：本邦で初めて発見された *Costia necatrix*(Heaneguy) Lechrque に就いて。動雄, 50, 22—26 (1938).
  - 7) Hoshina, T. : Notes on some myxosporidian parasites on fishes of Japan. *Jour. Tokyo Univ. Fish.*, 39, 69—89 (1952).
  - 8) 今田良造他：養殖ゴイに寄生していた単世代吸虫 *Dactylogyrus extensus*. 日水試, 42, 153—158 (1976).
  - 9) Ogawa, K., et al : The first record of *Dactylogyrus minutus* Kulwiec, 1927 (Monogenea : Daetylogyridae) from the reared carp (*Cyprinus carpio*) in Japan. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 43, 1029—1034 (1977).
  - 10) 小川和夫他：養殖ゴイおよびキンギョから得た単生類 *Dactylogyrus* 属の6種について。魚病研究, 14, 21—31 (1979).
  - 11) 中井信隆：鯉ニ寄生スルいかりむし (*Lernaea elegans*) ノ發育ニ就テ。水講試報, 23, 69—88 (1927).
  - 12) 中島健次：鯉系状虫 (コイのハリガネムシ) の学名について。魚病研究, 5, 4—11 (1970).
  - 13) 中島健次他：養殖鯉の腸管内に寄生する吸頭条虫—I。成虫の形態および種の同定。魚病研究, 9, 31—39 (1974).
  - 14) 中島健次他：養殖鯉の腸管内に寄生する吸頭条虫—II。罹虫状況および害性。魚病研究, 9, 40—45 (1974).
  - 15) 保科利一他：鯉に寄生せる *dermocystidium* 属の一新種 *D. Koi* sp. nov. に就いて。日水試, 15, 825—829 (1950).
  - 16) Amlacher, E. : Pathologische Histologie und Histochemie normaler und an Infektiöser Bauchwassersucht erkrankter Karpfen (K<sub>2</sub>). *Arch. Fischereiwiss.*, 9, 97—134 (1958).
  - 17) 楠田理一他：コイ科魚類の立鱗病に関する研究—I。病魚から分離した *Aeromonas* 菌について。魚病研究, 4, 87—97 (1970).
  - 18) 塩瀬淳也他：コイに発生した菜膜をもつシュウドモナス菌による魚病について。魚病研究, 9, 79—83 (1974).
  - 19) 畑井喜司雄他：病原性粘液細菌に関する研究—I。菌の分離・培養と感染実験。魚病研究, 5, 100—106 (1971).
  - 20) 坂崎利一：医学細菌同定の手びき。第2版。105—164 (1974)。近代出版。
  - 21) R. E. Buchanan, et al : *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. 8th. 217—471 (1974). Md., U. S. A..
  - 22) Leteux, F., et al : Mixtures of malachite green and formalin for controlling *Ichthyophthirius* and other protozoan parasites of fish. *Prog. Fish-Cult.*, 34, 21—26 (1972).
  - 23) 中島健次他：粘液胞子虫の魚体外活性および各種薬物の効果。魚病研究, 8, 161—164 (1974).
  - 24) Allen, K.O., et al : Effects of brakish water on *Ichthyophthirius* of channel cat-fish. *Prog. Fish-Cult.*, 37, 227—230 (1970).
  - 25) Rogers, W.A. : Disease in fish due to the protozoan *Epistylis* (Cillata : peritricha) in the Southeastern U. S.. *Proc. 25th Ann. Conf. Southeastern Ass. Game and Fish. Comm.* 493—496 (1971).
  - 26) 江草周三：魚の感染症。345 (1978)。恒星社厚生閣。
  - 27) Simizu, U., et al : A reexamination of the fish-pathogenic bacterium that had been reported as a *Pasteurella* species. *Bull. Jap. Soc. Fish.*, 38, 803—812 (1972).
  - 28) 楠田利一他：養殖ハマチの細菌性類結節症の原因菌に関する研究—I。形態学的ならびに生化学的性状による種の同定。日水試, 38, 1325—1332 (1972).
  - 29) Koike, Y., et al : Characterization of "*Pasteurella*" *piscicida* isolated from white perch and cultivated yellowtoil. *Jap. Jour. Microbiol.*, 19, 241—247 (1975).
  - 30) 楠田理一他：養殖アユから分離された病原性 *Pasteurella* 菌の性状について。魚病研究, 7, 51—57 (1972).
  - 31) 郭 光雄：淡水魚類病原菌 *Aeromonas ligulifaciens* 之出現及其病原性株と非病原株之生化学特性的研究。台湾水産学会報, 1, 8—13 (1972).
  - 32) Mattheis, Th. : Ökologie der Bakterien im Darm von Süßwassernutzfischen. II. Familie

- Pseudomonadaceae. Gattung *Aeromonas*, Familie Achromodacteraceae, Gattung *Achromodacter*, *Flavobacterium*. *Zeit. Fisch.*, 12. N. F., 537—559 (1964).
- 33) Mattheis, Th. : Die Bakterienflora des karpfens (*Cyprinus carpio*) und ihre Bedeutung für die Teichwirtschaft. *Vehr. Int. Ver. limmol.*, 16. 1449—1453 (1966).
- 34) Jankov, G. Y. : Recherches sur la microflore intestinale des carpes atteintes d'hydropisie infectieuse. *Bull. Dff. Int. Epiz.*, 69. 1057—1072(1968).
- 35) 青木 宙 : コイの養殖池水および腸管より分離された薬剤耐性菌の研究. 日水試, 40, 247—254 (1974).
- 36) 保科利一 : ウナギの鱗赤病に関する研究. 東京水産大学特別研究報, 6, 1—104 (1962).
- 37) 青木 宙他 : ウナギの養殖池水および腸管より分離された薬剤耐性菌の研究. 日水試, 39, 121—130 (1973).
- 38) 若林久嗣他 : 養鰻環境における魚病細菌の生態に関する研究—I. 池水中の一般細菌について. 魚病研究, 11, 63—66 (1976).
- 39) Snieszko, S. F. : Remarks on some facets of epizootiology of bacterial fish diseases. *Develop. Ind. Microbiol.*, 5, 97—105 (1964).
- 40) 室賀清邦他 : 魚の細菌感染症治療法としての chlortetra cycline 薬浴について—I. 魚病治療効力. 魚病研究, 2, 141—147 (1968).
- 41) 小華和忠他 : 動物用医薬品・飼料添加物・新飼料の有用性評価法, 41—42 (1977). フジ・テクノシステム.

## 東海道線・戸塚駅付近のボーリングコアより 得たケイ藻群集

福 嶋 悟\*

### 要 旨

戸塚駅周辺部の地質・土質調査の一環として実施された深層ボーリングコアを用い、微化石層序の確定と堆積環境を推定するためケイ藻分析を行なった。

22試料から38属 191種のケイ藻が検出され、*Navicula*属、*Pinnularia*属、*Gomphonema*属の種が多く、淡水種が76%を占めもっとも多かった。

分析を行なった各層のケイ藻群集はかなり異なっていた。

戸塚駅付近の沖積層より得られたコアの縄文海進最高期は海域、その上部は淡水域そして下部は淡水域と海域での堆積物であり、相模層群より得られたコアの上部は淡水域での堆積物である。上総層群は海域での堆積物で、その上部は水深が浅く、下部は水深の深い場所で堆積したことが推定された。

鶴見川低地の沖積層の堆積環境と較べると、縄文海進最高期以降ではかなり似ているが、以前ではかなり異なっていることが明らかになった。

### 1. 目 的

地盤沈下機構解明の基礎資料を得るため、横浜市公害研究所地盤沈下部門は、近年地盤沈下が著しく進行している戸塚駅周辺部の地質・土質調査を行なっている。

これら調査の一環として、昭和55年2～3月に同地区で実施した深層ボーリングから得られたコアサンプルを用い、地質構造を解明するために必要な調査の一つである微化石分析による微化石層序の確定、堆積環境を推定する研究の一部としてケイ藻分析を行なった。

ケイ藻分析の目的は上記のように、ケイ藻群集による層序の確定と堆積環境の推定、さらに他地域の地層と対比するための資料を得ることである。

### 2. 調査地点

調査地点は東海道本線・戸塚駅の南方約500mの、横浜市戸塚区上倉田町395番地先・日本住宅公園・上

倉田団地内である(図-1)。調査地点は、東西を丘陵・台地により囲まれた、柏尾川の沖積低地で、標高10.70mである。

調査に用いたボーリングコアの採取は、表層部の沖積層では普通工法により、それより以深についてはワイヤーライン工法により150mのオールコアリングを行なった。

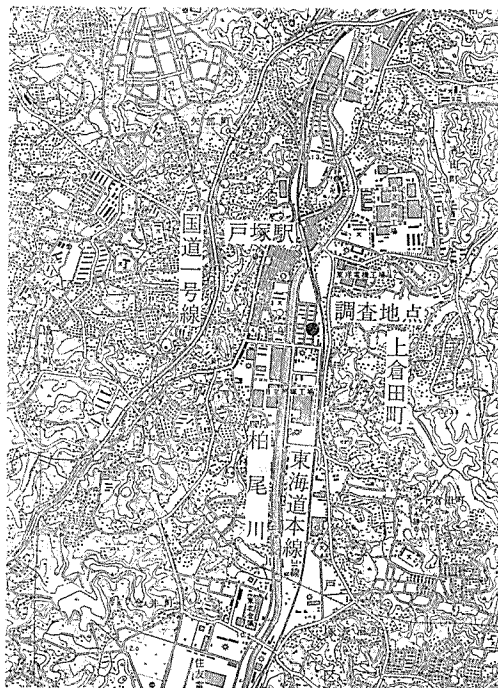
### 3. ケイ藻分析用試料の採取

ボーリングコアの層相観察結果によると、調査地点の地質層序は上から順に沖積層、相模層群、上総層群となる(図-2)。ケイ藻分析用試料は、沖積層では各土・岩質ごとに、ほぼ1～2m間隔でNo.1からNo.9までの9試料を採取した。相模層群でも同様に、4～7m間隔でNo.10からNo.12までの3試料を採取した。

上総層群では主にシルト岩のところ、8～20m間隔でNo.13からNo.22までの10試料を採取し、合計150mのボーリングコアより22試料を採取した(表-1)。

A Survey of the Diatom from Drill Cores in the vicinity of Totuka-Station, Tokaido Line

\* Satoshi Fukushima 横浜市公害研究所水質部門



なおこの地図は国土地理院発行の2万5千分の1  
地形図（戸塚）を使用したものである。

図-1 調査地点

なお採取試料の多くは、花粉・有孔虫分析用試料を同時に採取した。

#### 4. 分析方法

ケイ藻のコアサンプルから抽出、分析は以下の手順で行なった。

##### 4-1 試料の調製

- (1) 各試料採取深度より、長さ4~5cmのコアをとり、コア周辺部を取り除き、中心部分より試料を採取する。
- (2) 風乾後の試料10gをビーカーにとり、蒸留水300mlを加え一昼夜放置する。
- (3) 上澄液を捨て、沈澱物に濃硫酸5mlを加え酸性にし、過酸化水素を50ml加え、有機物を酸化分解する。
- (4) 蒸留水を300ml加え攪拌し、数時間放置後、上澄液を捨てる。(4)の作業を数回繰り返す。
- (5) 蒸留水を加え浮遊物がほぼ沈澱した後、軽くビーカーを振盪し、浮遊した部分約50mlをメスシリンダ

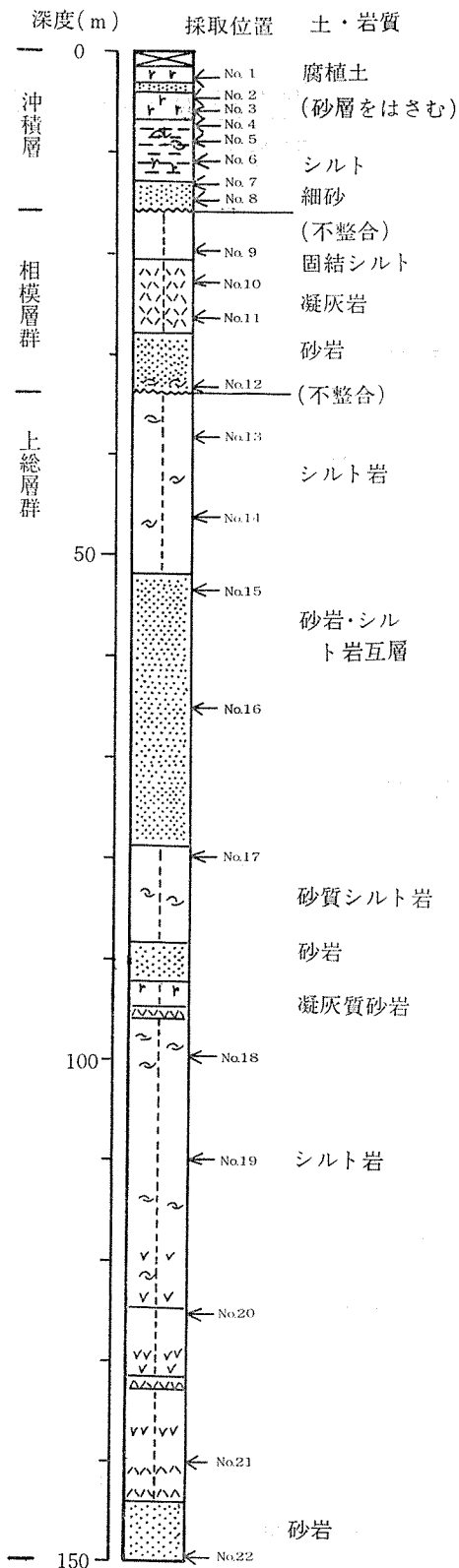


図-2 柱状図



表一1 ケイ藻分析試料の採取深度と岩質

層区分	試料番号	採取深度(m)	土・岩質
沖	1	2.55~ 2.80	腐植土
	2	4.60~ 4.65	腐植土
	3	5.50~ 5.64	腐植土
積層	4	6.70~ 6.84	シルト
	5	7.64~ 7.69	シルト
	6	8.70~ 8.84	シルト
	7	10.80~ 10.94	シルト(腐植物混り)
層	8	12.85~ 12.99	細砂(シルト混り)
	9	14.65~ 14.79	細砂(シルト混り)
相模層群	10	19.52~ 19.60	固結シルト
	11	22.83~ 22.89	固結シルト (凝灰岩層にはさまれる)
	12	26.14~ 26.35	固結シルト
上総層群	13	37.78~ 37.90	シルト岩
	14	45.93~ 45.97	シルト岩
	15	53.24~ 53.36	シルト岩
	16	65.00~ 65.12	シルト岩
	17	80.00~ 80.12	砂質シルト岩
層	18	99.88~100.00	シルト岩
	19	110.00~110.12	シルト岩
	20	124.88~125.00	シルト岩
	21	140.00~140.12	シルト岩
	22	149.90~150.00	砂岩

調査地点の標高：+10.70m  
注) 層区分は柱状図の観察結果による。

一に取る。

#### 4-2 ケイ藻プレパラートの作成と検鏡

- (1) 粗粒子の沈澱後、メスシリンダーの上~中層より懸濁液を駒込ピペットでスライドガラス上に塗布する。
- (2) 乾燥後、プレウラックスで封入した永久プレパラートを作成する。
- (3) ケイ藻の同定は、2,000倍に拡大した顕微鏡写真により行なう。
- (4) 計数は15×40倍に拡大した視野の中で、約100~200の個体数について行なう。検出個体数が少ない場合、5枚のプレパラートに出現する個体数を計数する。

なおケイ藻の同定は、Hustedt,<sup>11)</sup> Patrick and Reimer,<sup>6,7)</sup> Cleve-Eular,<sup>8)</sup> Meister,<sup>9)</sup> Hendey,<sup>10)</sup> Schmidt,<sup>11)</sup> 福島,<sup>12)</sup> 小林,<sup>13)</sup> 等により行なった。

### 5. 結果および考察

ケイ藻分析を行なった22試料のうち相模層群のNo. 11, No.12そして上総層群のNo.13の3試料を除く19試料

よりケイ藻が検出された。

ケイ藻が検出された試料のうち沖積層のNo.1~7, No.9, 相模層群のNo.10そして上総層群のNo.15の10試料からは、プレパラート3枚まで検鏡する間に100個体以上のケイ藻が検出できた。しかし、沖積層のNo.8, 上総層群のNo.14, No.16~No.22の10試料からは、プレパラート5枚まで検鏡しても、最大20個体しか検出されなかった。

一般的に土・岩質とケイ藻の検出個体数との関連は、泥層とくに泥炭質の泥層では多く、砂質シルト層ではやや少なく、砂質・砂礫質層では少ないとされている。本調査では、腐植土層、泥層およびシルト層の一部では検出個体数が多く、一般的な傾向とほぼ一致している。さらに、同一の土・岩質の試料でも、その堆積環境の相違により検出個体数は異なり、止水域で堆積した試料の個体数が多い傾向が認められた。

本調査で38属、191種のケイ藻が検出された。これらのうち *Navicula* 属の種(変種、品種を含む)が29種でもっとも多く、以下 *Pinnularia* 属22種, *Gomphonema*属20種, *Nitzschia*属11種, *Eunotia*属10種, *Cymbella* 属9種, *Diploneis*属8種, *Epithemia*, *Fraxillaria*, *Neidium* 属7種, *Caloneis*, *Stauroneis* 属6種, *Achnanthes*, *Amphora* 属5種の順であった。また検出された191種のうち淡水種がもっとも多く76%を占め、海産種は8%, 汽水・汽水-淡水種も8%にすぎなかった(表一2)。

#### 5-1 出現種の特徴

##### 沖積層

No.1 (2.55~2.80m)

検出種数は50種で、*Navicula*属(8種) *gomphonema*属(7種), *Epithemia*属(6種), *Eunotia*, *Neidium*, *Pinnularia* 属(4種)の種数が多い(表一2, 以下同様)。

検出頻度が高かった種は *Epithemia adnata*(19%), *Diploneis ovalis*(6%), *Epithemia adnata* var. *probocidae*(4%)である(表一3, 以下同様)。

No.2 (4.60~4.65m)

検出種数は72種で、*Gomphonema*, *Navicula*属(10種), *Pinnularia* 属(7種)の種数が多い。

検出頻度が高かった種は *Cocconeis placentula* var. *lineata*(14%) *Synedra ulna* (9%), *Gomphonema clevei* var. *javanica* (7%)である。

No.3 (5.50~5.64m)

検出種数は30種で *Pinnularia*属(5種), *Eunotia*, *Gomphonema*属(4種)の種数が多い。

検出頻度が高かった種は *Eunotia diodon* (26%),

表一2(1)各試料からの検出種と生態

種名	適応性・試料番号		採取深度(m)		適応性			生活型										
	塩分	P H	流れ	生活型	1	2	3	4	5	6	7	8	10	15				
					2.55 2.80	4.60 4.65	5.50 5.64	6.70 6.84	7.64 7.69	8.70 8.84	10.80 10.94	14.65 14.79	19.52 19.60	53.24 53.36				
<i>Achnanthes exigua</i> var. <i>heterovalvata</i> Krasske	3-2	2	3	1														
<i>A. hauckiana</i> Grun.	2			1														
<i>A. lanceolata</i> (Bréb.) Grun.	3-2	2	4・5	1		+				+								
<i>A. lanceolata</i> var. <i>dubia</i> Grun.	3-2	2・3	3・4	1		+												
<i>A. lineariformis</i> H. Kobayasi	3-2	2	5	1				+										
<i>Achninopychus undulata</i> (Bailey) Ralfs	1		4?	2														
<i>Actinella brasiliensis</i> Grun.	3			1														
<i>Amphora angusta</i> Greg.	1			1														
<i>A. delphina</i> var. <i>minor</i> Cleve	2・3			1														
<i>A. normani</i> Rabh.	3-3	3	4	1		+												
<i>A. ovalis</i> var. <i>pediculus</i> (Kütz.) V. H. ex D. Toni	3-2	2	3	1		+												
<i>A. perpusilla</i> (Grun.) Grun.	3-2	2	3	1		3												
<i>Arachnodiscus ehrenbergii</i> Bail.	1			2														
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin.	2	1・2	2	1		+								+				
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Mereschkowsky	3-2	2	4	1		+												
<i>C. bacillum</i> var. <i>lanzettula</i> (Schulz) Hust.	3			1														
<i>C. clevei</i> var. <i>undulata</i> (Krasske)				1														
<i>C. schroederi</i> Hust.	3-2	3	5	1		+								+				
<i>C. silicula</i> (Ehr.) Cleve	3-2	3	3	1		+												
<i>C. sp.</i>				1		+												
<i>Ceratoneis arcus</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.)Fukushima et Ko-bayashi	3-3	3	5	1		+								8				
<i>C. arcus</i> var. <i>vaucheriae</i> for. <i>intermedia</i> (Grun.)Fukushima	3-3	3	5	1		+								+				
<i>Coconeis placenula</i> var. <i>lineata</i> (Ehr.) Cleve	3-2	2	3・4	1		3								8				
<i>C. scuterum</i> Ehr.	1	2		1														
<i>Coccinodiscus lacustris</i> Grun.	3-2	2・3		1・2		+								3				
<i>C. marginatus</i> Ehr.	1			2		+												
<i>C. spp.</i>				2														
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.	3-2	2	2・3	2		+								8				
<i>C. stylorum</i> Brightwell	2			2														
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	3-2	1・2	3	1		+								+				
<i>C. cuspidata</i> Kütz.	3-2	3		1		2												
<i>C. cymbiformis</i> (Agardh? Kütz.) V. Heurck	3-2	2	3	1		+												

表一(2)各試料からの検出種と生態

種名	適応性・試料番号		採取深度(m)												
	適応性		採取深度(m)												
	塩分	P H	流れ	生活型	1	2	3	4	5	6	7	9	10	15	
<i>C. minuta</i> Hilleb. ex Rabb.	3-2	3	3・4	1		2			2			4			
<i>C. minuta</i> for. <i>latens</i> (Krasske) Reim.	3			1		+									
<i>C. naviculiformis</i> Auerwald	3-2	3	3	1		+									
<i>C. sinuata</i> Greg.	3-2	3	4	1					+						
<i>C. tumida</i> (Breb.) V. Heurck	3-3	1・2	3	1	2										
<i>C. turgida</i> (Greg.) Cleve	3-2	2	2	1		+					2				
<i>Cymatopleura solca</i> (Breb.) W. Smith	3-2	2	3	1	+										
<i>Diploneis finnica</i> (Ehr.) Cleve	3		2	1		+									
<i>D. nitencens</i> (Greg.) Cleve	2・3			1			2								
<i>D. oralis</i> (Hilse) Cleve	3-2	2	3	1	6	+		+				+	2		
<i>D. oralis</i> var. <i>oblongella</i> (Neag.) Cleve	3-2			1							+				
<i>D. pseudovalis</i> Hust.	2			1											
<i>D. smithi</i> (Breb.) Cleve	3-1			1			6	+							
<i>D. smithi</i> for. <i>rombica</i> Meresch.	1・2			1										+	
<i>D. bombus</i> Ehr.	2			1										3	
<i>Epithemia adnata</i> (Kutz.) Breb.	3-2	1・2	3	1	19	+									
<i>E. adnata</i> var. <i>proboscidae</i> (Kutz.) Part.	3-2	2	3	1	4									+	
<i>E. adnata</i> var. <i>saxonica</i> (Kutz.) Part.	3-2	2	3	1										+	
<i>E. argus</i> var. <i>alpestris</i> Grun.	3-2	2	4	1	2									+	
<i>E. intermedia</i> Frick	3-2		1	1	+										
<i>E. solex</i> Kutz.	3-2	2	1	1	2										
<i>E. turgida</i> (Ehr.) Kutz.	3-2	2	2	1	2										
<i>Eunotia diadon</i> Ehr.	3-3	4	4	1	4	+			+						
<i>E. monodon</i> Ehr.	3-3	4	4	1								+			
<i>E. monodon</i> var. <i>tropica</i> Hust.	3			1								+			
<i>E. pectinalis</i> var. <i>minor</i> (Kutz.) Rabb.	3-3	3・4	3	1	+	2			8			15			
<i>E. pectinalis</i> var. <i>undulata</i> (Ralls) Rabb.	3-3	3・4	3	1	+	+			+			4			
<i>E. praerupta</i> var. <i>bidens</i> Grun.	3-3	3	3	1		+								2	
<i>E. sudetica</i> (O. Mull.) Hust.	3-3	4	3	1		+								+	
<i>E. tauntonensis</i> Hust. ex Part.	3-3			1										+	
<i>E. valida</i> Hust.				1	+									+	
<i>E. renneris</i> (Kutz.) O. Mull.	3-3	4	4	1	+									+	

表一 2 (3) 各試料からの検出種と生態

種名	適応性・試料番号		適応性		採取深度 (m)	塩分	PH	流れ	生活型	1	2	3	4	5	6	7	9	10	15
	1	2	1	2															
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grun.	3-2		2	3					1	2.55	4.60	5.50	6.70	7.64	8.70	10.80	14.65	19.52	53.24
<i>F. construens</i> (Ehr.) Grun.	3-2	2	2	3					3	2.80	4.65	5.64	6.84	7.69	8.84	10.94	14.79	19.60	53.36
<i>F. construens</i> var. <i>pumila</i> Grun.	3								1							2		+	
<i>F. construens</i> var. <i>triundulata</i> Reichel	3-2			3					1							+		+	
<i>F. construens</i> var. <i>center</i> (Ehr.) Grun.	3-2		2	3					1							+	2	+	
<i>F. pinnata</i> Ehr.	3-2		2	3					1		2					+		+	
<i>F. virescens</i> var. <i>capitata</i> Krasske	3-3		3	3					1									6	
<i>Frustulia vulgaris</i> Twaite	3-2		2	3					1	2				+			+		
<i>Glyphodesmis williamsonii</i> (W. Smith) Grun.	1								1				+		2				
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.	3-2		2	2					1	+			+			+			
<i>G. acuminatum</i> var. <i>coronata</i> (Ehr.) W. Smith	3-2		3	2					1	4		+				12	+		
<i>G. angustatum</i> (Kütz.) Rabh.	3-2		2	3					1		+	3				+	+		
<i>G. angustatum</i> var. <i>producta</i> Grun.	3-2		2	3					1		+					+			
<i>G. augur</i> var. <i>gambieri</i> V. Haurek	3-2		2	3					1		+					+			
<i>G. clevei</i> Fricke	3-2		2	4					1		+						+		
<i>G. clevei</i> var. <i>javanica</i> Hust.	3-2		2	4					1		7	5		6			4		
<i>G. constrictum</i> var. <i>capitata</i> (Ehr.) Cleve	3-2		3	3					1	+									
<i>G. globiferum</i> var. <i>jogensis</i> (Gandhi) H. Kobayashi	3								1					+					
<i>G. gracile</i> Ehr.	3-2	2-3	2	1-2					1		+								
<i>G. intricatum</i> Kütz.	3-2	2	2	1					1	+	+			+			+		
<i>G. lanccolatum</i> Ehr.	3-2	2	2	3					1		+			+		+		+	
<i>G. lingulatum</i> Hust.	3	2	2	1-2					1		+							10	
<i>G. lingulatum</i> var. <i>constricta</i> Hust.	3	2	2	1-2					1		+							3	
<i>G. parvulum</i> (Ehr.) Grun.	3-2	3	3	4					1	+	3	4		4		+	7		
<i>G. subtile</i> Ehr.	3-3	3-4	3	4					1	+				+		3			
<i>G. tenellum</i> Kütz.	3	3	3						1										
<i>G. tetrasigmaticum</i> Horikawa et Okuno	3-2	3	3	5					1		+			+			+		
<i>G. truncatum</i> var. <i>capitata</i> (Ehr.) Part.	3-2	2	2	3					1					+					
<i>G. turris</i> Ehr.	3								1	2									4
<i>Grammatophora</i> spp.	1								2				27	89					
<i>Gyrosigma kutzingii</i> (Grun.) Cleve	3-2	1	2	2					1		+	3		+		+	+		
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.	3-2	2	3	3					1					+		+	+		

表一(2)(4)各試料からの検出種と生態

種名	適応性・試料番号		適応性		1	2	3	4	5	6	7	9	10	15
	採取深度(m)	塩分	P H	流れ										
<i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz.	3-3		4	3	2								2	
<i>M. granulata</i> (Ehr.) Ralfs	3-2		2	2	2								33	
<i>M. italica</i> (Ehr.) Kütz.	3-3		2-3	3	1-2						10			84
<i>M. sulcata</i> (Ehr.) Kütz.	1				1									
<i>M. undulata</i> (Ehr.) Kütz.	3				2								7	
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constricta</i> (Ralfs) V. Heurck.	3-2		2	4-5	1	2	+		6			8		
<i>Navicula americana</i> Ehr.	3-2		2	2	1						3		+	
<i>N. bacillum</i> Ehr.	3-2		2-3	3	1	+								
<i>N. cryptocephala</i> Kütz.	3		2	3	1			+						
<i>N. decussis</i> Östrup.	3-2		2	4	1			+						
<i>N. bicephala</i> (Ehr.) W. Smith	3-2		2	4	1	+		+				+		
<i>N. dicephala</i> var. <i>undulata</i> Östrup	3-2		2	4	1	+		+				2		
<i>N. flabellata</i> Meist.	1-2				1	+								
<i>N. gastrum</i> Ehr.	3-2		3	2	1									
<i>N. gothlandica</i> Grun.					1								+	
<i>N. hasta</i> Pantocsek	2				1								+	
<i>N. hustedti</i> var. <i>japonica</i> Hust.					1							+	+	
<i>N. jentschii</i> cleve					1								+	
<i>N. laevissima</i> Kütz.					1								+	
<i>N. lanceolata</i> (Agardh) Kütz.	3-2		3	2	1	+								
<i>N. menisculus</i> Schumann	3-2		2	2	1	+							+	
<i>N. mobilensis</i> var. <i>minor</i> Part.	3				1	+								
<i>N. mutica</i> Kütz.	3-1/2		2-3	3	1	+		+				7	+	
<i>N. peregrina</i> (Ehr.) Kütz.	2		2	2	1			+					+	
<i>N. placenta</i> for. <i>obtusata</i> Meist.	3				1	+								
<i>N. pupula</i> Kütz.	3-2		3	3	1	+							+	
<i>N. pupula</i> var. <i>rectangularis</i> (Greg.) Grun.	3-2		3	3	1	+							+	
<i>N. radiosa</i> Kütz.	3-2		3	3	1									
<i>N. radiosa</i> var. <i>nipponica</i> Skv.	3-2		3	3	1				+					
<i>N. reinhardtii</i> Grun.	3-2		1-2		1									
<i>N. symmetrica</i> Part.	3				1	+								
<i>N. tuscula</i> (Ehr.) Greg.	3-2		1	1	1	2							+	

表一2(5)各試料からの検出種と生態

種名	適応性・試料番号		適応性		1	2	3	4	5	6	7	9	10	15
	採取深度(m)	塩分	P H	流れ										
N. sp. 1					2.55	4.60	5.50	6.70	7.64	8.70	10.80	14.65	19.52	53.24
N. sp. 2					2.80	4.65	5.64	6.84	7.69	8.84	10.94	14.79	19.60	53.36
N. sp. 3														
<i>Neidium affine</i> var. <i>longiceps</i> (Creg.) Cleve		3-2	2.3	4		+					+			
<i>N. bisulcatum</i> (Lagerstedt) Cleve		3-2	3	3	+									
<i>N. dabium</i> (Ehr.) Cleve		3-2	3	3		+								
<i>N. iridis</i> (Ehr.) Cleve		3-3	3	1	+		+							
<i>N. iridis</i> for. <i>vernalis</i> Reichelt		3-3	3	1	+			+						
<i>N. iridis</i> var. <i>ampliata</i> (Ehr.) Cleve		3-3	3	1							+			
<i>N. productum</i> (W. Smith) Cleve		3-2	3	3	+			+						
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.		3-2	1.2	3		+					+			
<i>N. coconeiformis</i> Grun.		2	2	1			21			2				
<i>N. granulata</i> Grun.		1	1	1			35			4				
<i>N. lanceolata</i> Grun.		1		1						+				
<i>N. lorenziniana</i> var. <i>subtilis</i> Grun.		2	3	1		+								
<i>N. obtusa</i> var. <i>scapelliformis</i> Grun.		2		1										
<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Smith		3-2	3	3				+						
<i>N. punctata</i> (W. Smith) Grun.		2	2	1										
<i>N. tryblionella</i> var. <i>victoriae</i> Grun.		3-2		1	+									
N. sp. 1														
N. sp. 2														
<i>Opephora martyi</i> Heribaud		3-2	1.2	3							+		+	
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Brebisson		3-2	1	1										
<i>P. branii</i> var. <i>amphicephala</i> (A. Mayer) Hust.		3-2	4	3				+	+					
<i>P. borealis</i> var. <i>rectangularis</i> Calson		3-2	3	3				+						
<i>P. brevicostata</i> var. <i>sumatrana</i> Hust.		3-2		3										
<i>P. cruciformia</i> (Donkin) Cleve		1		3										
<i>P. divergens</i> W. Smith		3-3	3	1	+									
<i>P. gibba</i> Ehr.		3-2	4	3							+			
<i>P. gibba</i> var. <i>parva</i> (Ehr.) Grun.		3-2	4	3					+		+			
<i>P. karelica</i> var. <i>japonica</i> Hust.		3		1										
<i>P. leptosoma</i> for. <i>erlangensis</i> Mayer		3-3	2	1							+			

表一2(6)各試料からの検出種と生態

種名	適応性・試料番号		採取深度(m)		適応性		1 2 3 4 5 6 7 9 10 15														
	種名	試料番号	採深	深度	PH	流れ	生活型	1	2	3	4	5	6	7	9	10	15				
<i>P. lundii</i> Hust.			3					2.55	4.60	5.50	6.70	7.64	8.70	10.80	14.65	19.52	53.24				
<i>P. mator</i> (Kütz.) Cleve			3-2	4		1		2.80	4.65	5.64	6.84	8.84	8.84	10.94	14.79	19.60	53.36				
<i>P. mesolepta</i> (Ehr.) W. Smith			3-2	3		3			+			+									
<i>P. microstauron</i> (Ehr.) Cleve			3-2	4		3			+			+									
<i>P. stauropetra</i> var. <i>minuta</i> Mayer			3			1			+			+									
<i>P. subcapitata</i> var. <i>paucistriata</i> (Grun.) Cleve			3-2	3		4			+	2		+			+						
<i>P. viridis</i> (Nitz.) Ehr.			3-2	3		3		+	+			+									
<i>P. viridis</i> var. <i>intermedia</i> Cleve			3-2	3		3		+				+									
<i>P. sp. 1</i>			3			1						+									
<i>P. sp. 2</i>			3			1		+													
<i>P. sp. 3</i>			3			1			+												
<i>P. sp. 4</i>			3			1		+													
<i>P. sp. 5</i>			3			1		+													
<i>Rhaphoncis surirella</i> (Ehr.) Grun.			※ 1・2			1			+												
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.			3-2	2		3・4			+			+									
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) Ö. Müll.			3-2	1・2		3		+						+							
<i>R. gibberula</i> (Ehr.) Ö. Müll.			3-2	1・2		3		+	3	+	+	+		+							
<i>Stauroncis acuta</i> W. Smith			3			1			+					+							
<i>S. anceps</i> Ehr.			3-2	3		3			+					+							
<i>S. phoenicenteron</i> Ehr.			3-2	3		3				2				+							
<i>S. phoenicenteron</i> var. <i>intermedia</i> (Dipp.) A. Cleve			3-2	3		3			+												
<i>S. smith</i> var. <i>incisa</i> Pant.			3-2	2・3		4		+													
<i>S. tenera</i> Hust.			3			1						2									
<i>Stephanodiscus astraca</i> (Ehr.) Grun.			3-2	1		1		+	+						16						
<i>S. dubius</i> (Fricke) Hust.			3-2	1		1		+	+												
<i>Surirella angusta</i> Kütz.			3-2	2		5			+												
<i>S. ovata</i> Kütz.			3-2	2		4						+									
<i>S. ovata</i> var. <i>pinnata</i> (W. Smith) Hust.			3-2	2		4			+			+									
<i>S. tenella</i> Greg.			3-2	5		1			+			+									
<i>Synedra uba</i> (Nitz.) Ehr.			3-2	2		3			9	11		6			6						
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.			3-3	4		1						+									
<i>Triceratium</i> sp.			1			2											+				
			検出種数				50	72	30	14	58	8	46	37	40	6					

※：表一2(7)の試料でのみ検出された種，単位：%，+：検出頻度2.0%以下，塩分（1：真塩性種，2：中塩性種，3：貧塩性種，3-1：好塩性種，3-2：不定性種，3-3：嫌塩性種），PH（1：真アルカリ性種，2：好アルカリ性種，3：不定性種，4：好酸性種，4：好酸性種，5：真止水性種，2：浮遊性種），水性種，5：真止水性種，生活型（1：附着性種，2：浮遊性種），

表-2 (7) 各試料からの検出種

試料番号	採取深度 (m)	検出種	種数
8	12.85~12.99	<i>Eunotia</i> sp., <i>Gomphonema tenellum</i> , <i>Pinnularia leptosoma</i> var. <i>ergangensis</i>	3
11	22.83~22.89	(不検出)	0
12	26.14~26.35	(不検出)	0
13	37.78~37.90	(不検出)	0
14	45.93~45.97	<i>Coscinodiscus marginatus</i> , <i>Coscinodiscus</i> sp.	2
16	65.00~65.12	<i>Cocconeis scuterum</i> , <i>Coscinodiscus</i> sp., <i>Pinnularia cruciformis</i> , <i>Rhaphoneis surirella</i>	4
17	80.00~80.12	<i>Cocconeis scuterum</i> , <i>Nitzschia granulata</i>	2
18	96.88~100.00	<i>Cyclotella stylorum</i> , <i>Grammatophora</i> sp., <i>Nitzschia cocconeiformis</i>	3
19	110.00~110.12	<i>Cocconeis scuterum</i> , <i>Coscinodiscus</i> spp., <i>Rhaphoneis surirella</i>	3
20	124.88~125.00	<i>Coscinodiscus</i> spp.	1
21	140.00~140.12	<i>Coscinodiscus</i> spp.	1
22	149.90~150.00	<i>Achtnoptychus undulata</i> , <i>Coscinodiscus</i> spp., <i>Pinnularia</i> sp. 5	3

*S. ulna* (11%), *Eunotia pectinalis* var. *bidens* (8%) である。

No. 4 (6.70~6.84m)

検出種数は14種で, *Diploneis*, *Nitzschia*属(3種)の種数が多い。

検出頻度が高かった種は, *Nitzschia granulata* (35%), *Grammatophora* spp. (27%), *Nitzschia cocconeiformis* (21%) である。

No. 5 (7.64~7.69m)

検出種数は58種で, *pinnularia* 属(9種), *Gomphonema*, *Navicula*属(8種)の種数が多い。

検出頻度が高かった種は *Eunotia pectinalis* var. *minor* (8%), *Meridion circulare* var. *constricta*, *G. clevei* var. *javanica* (6%) である。

No. 6 (8.70~8.84m)

検出種数は8種で, *Nitzschia* 属(3種)の種数が多い。

検出頻度が高かった種は *Grammatophora* spp. (89%), *N. granulata* (4%), *N. cocconeiformis* (2%) である。

No. 7 (10.80~10.94m)

検出種数は46種で, *Eunotia*属(8種), *Navicula*属(7種), *Gomphonema*属(6種)の種数が多い。

検出頻度が高かった種は *E. pectinalis* var. *minor* (15%), *Gomphonema acuminatum* var. *coronata*

(12%), *Melosira italica* (10%) である。

No. 8 (12.85~12.99m)

*Eunotia* sp., *Gomphonema tenellum*, *Pinnularia leptosoma* var. *ergangensis* がわずかに検出されたのみである。

No. 9 (14.65~14.79m)

検出種数は37種で, *Gomphonema*属(7種), *Cymbella*, *Navicula*属(4種)が多い。

検出頻度が高かった種は *E. pectinalis* var. *minor* (9%), *M. circulare* var. *constricta* (8%), *Cymbella sinuata*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula mutica* (7%) である。

以上のNo.1~No.9の沖積層では, 9試料全てからケイ藻が検出され, No.8でのみその検出頻度が低かった。

相模層群

No.10 (19.52~19.60m)

検出種数は40種で, *Navicula*属(11種), *Fragilaria* 属(6種)が多い。

検出頻度が高い種は *Melosira granulata* (33%), *Stephanodiscus astraea* (16%), *Gomphonema linguatum* (10%) である。

No.11 (22.83~22.89m), No.12 (26.14~26.35m) の2試料からはケイ藻は全く検出されなかった。

上総層群

No.13 (37.78~37.90m) ケイ藻は全く検出されな



表-3 検出頻度第3位までの種

試料番号	第 1 位	第 2 位	第 3 位
1	<i>Ephithemia adnata</i> (19)	<i>Diploneis ovalis</i> (6)	<i>E. adnata</i> var. <i>probocidae</i> (4)
2	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (14)	<i>Synedra ulna</i> (9)	<i>Gomphonema clevei</i> var. <i>javanica</i> (7)
3	<i>Eumotia diodon</i> (26)	<i>S. ulna</i> (11)	<i>Eumotia praerupta</i> var. <i>bidens</i> (8)
4	<i>Nitzschia granulata</i> (35)	<i>Grammatophora</i> spp. (27)	<i>Nitzschia cocconeiformis</i> (21)
5	<i>Eumotia pectinalis</i> var. <i>minor</i> (8)	<i>Meridion circulare</i> var. <i>constricta</i> (6)	<i>G. clevei</i> var. <i>javanica</i> (6) <i>S. ulna</i> (9)
6	<i>Grammatophora</i> spp. (89)	<i>N. granulata</i> (4)	<i>N. cocconeiformis</i> (2) <i>Glyphodesmis willtamsomii</i> (2)
7	<i>E. pectinalis</i> var. <i>minor</i> (15)	<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>coronata</i> (12)	<i>Melosira italica</i> (10)
9	<i>E. pectinalis</i> var. <i>minor</i> (9)	<i>M. circulare</i> var. <i>constricta</i> (8)	<i>Cymbella sinuata</i> (7) <i>Gomphonema parvulum</i> (7) <i>Navicula mitica</i> (7)
10	<i>Melosira granulata</i> (33)	<i>Stephanodiscus astraea</i> (16)	<i>Gomphonema lingulatum</i> (10)
15	<i>Melosira sulcata</i> (84)	<i>Coscinodiscus</i> spp. (8)	<i>Grammatophora</i> spp. (4)

った。

No.15 (53.24~53.36 m)

検出種数は8種で、*Melosira sulcata*(84%),  
*Coscinodiscus* spp.(8%), *Grammatophora* spp.  
(4%)の検出頻度が高かった。

No.14 (45.93~45.97 m), No.16 (65.00~65.12 m),  
No.17 (80.00~80.12 m), No.18 (99.88~100.00 m),  
No.19 (110.00~110.12 m), No.20(124.88~125.00 m),  
No.21 (140.00~140.12 m)そしてNo.22(149.90~150.00  
m)の8試料からは *Achtnoptychus undulata*,  
*Cocconeis scuterum*, *Cyclotella stylorum*, *Rhapho-*  
*neis surirella*, *N. cocconeiformis*, *N. granulata* そ  
して *Coscinodiscus*属, *Grammatophora*属と *Pinnu-*  
*laria*属のうち、各試料とも数種のみがわずかに検出さ  
れた。

以上のNo.13~No.22の上総層群では、10試料のうちNo.  
15を除く9試料とも、ケイ藻の検出頻度は低いか、も  
しくは検出されなかった。

#### 5-2 環境要因への適応性と生活型

ケイ藻の環境要因への適応性は他の藻類に比べ、も  
っともよく調べられている。塩分(NaCl)濃度につ  
いてはKolbe<sup>44)</sup>が体系化し、水素イオン濃度、流れにつ  
いてはHustedt<sup>39)</sup>が体系化した。その後、Foged<sup>15)</sup>は  
流れに対する適応性を細分化した。

本報で用いた適応性と生活型の区分は以下に示す  
とおりである。

##### 塩分濃度

- 真塩性種：海産種、塩分濃度30,000~40,000mg/ℓ  
の水域に生育する。
- 中塩性種：汽水種、塩分濃度500~30,000mg/ℓの水  
域に生育する。
- 貧塩性種：淡水種、塩分濃度500mg/ℓ以下の水域に  
生育する。

好塩性種：塩分がわずかに(5,000mg/ℓ以下)ある  
水域でよく生育する。

不定性種：塩分がわずかであれば耐えられる。

嫌塩性種：わずかな塩分にも耐えられない。

##### 水素イオン濃度

- 真アルカリ性種：pH 7以上の水域でのみ生育する。
- 好アルカリ性種：pH 7付近で、主にpH 7以上の水  
域で生育する。
- 不定性種：pH 7付近の水域でよく生育する。
- 好酸性種：pH 7付近で、主にpH 7以下の水域でよ  
く生育する。
- 真酸性種：pH 7以下で、主にpH 5.5もしくはそれ  
以下の水域でよく生育する。(本調査では、真酸

性種は検出されなかった。)

##### 流れ

- 真止水性種：止水域にのみ生育する。
  - 好止水性種：主に止水域に生育する。
  - 不定性種：流水域と止水域の両者に共通して生育す  
る。
  - 好流水性種：主に流水域に生育する。
  - 真流水性種：流水域にのみ生育する。
- ##### 生活型
- 付着性種：付着、固着生活をする。
  - 浮遊性種：浮遊生活をする。

本調査で出現した種の環境要因への適応性、生活型  
はHustedt<sup>2-3-5-15)</sup>, Foged<sup>16-17)</sup>, Patrick and Reimer  
<sup>6-7)</sup> Lowe<sup>18)</sup>, Hendey<sup>19)</sup>, 福島ら<sup>19)</sup>、そして加藤ら<sup>20)</sup>  
により決定し(表-2)、100個体以上検出された試料  
について検討した。

#### 5-2-1 塩分に対する適応性

海域に生育する真塩性種が多い試料はNo. 4 (62%),  
No. 6 (93%), No.15(90%)である。No. 4 では汽水域に生  
育する中塩性種もやや多く、これら3試料は海域での  
堆積物である。

淡水域に生育する貧塩性種が多い試料はNo. 1 (99  
%), No. 2 (92%), No. 3 (95%), No. 5 (89%), No. 7 (95  
%), No. 9 (95%), No.10(91%)である。これら7試料  
は淡水域での堆積層である(表-4)。

#### 5-2-2 pHに対する適応

真塩性種が多いNo. 4, No. 6そしてNo.15の3試料を除  
くNo. 1, No. 2, No. 3, No. 5, No. 7, No. 9, そしてNo.10  
の7試料のうち、真アルカリ性種と好アルカリ性種の  
両者が多い試料はNo.1 (61%), No. 2 (71%), No. 5 (56  
%)であり、これら3試料は弱アルカリ性水域での堆  
積物である。好アルカリ性種と不定性種の両者の多い  
No. 9 (83%)は、弱アルカリ~中性水域での堆積物であ  
る。好アルカリ性種~好酸性種の3者の多いNo. 3 (93  
%)とNo. 7 (91%)は、弱アルカリ性~弱酸性水域も  
しくは、それらのうちのいずれかの影響を強く受ける  
水域での堆積物である(表-5)。

#### 5-2-3 流水に対する適応性

真塩性種が多いNo. 4, No. 6そしてNo.15の3試料を除  
く7試料のうち、流水域と止水域の両者で生育する不定  
性種がもっとも多い試料が多い。以下に示す試料では  
不定性種以外の適応性より環境状況を推定した。好流  
水性種と真流水性種の両者が多い試料はNo. 2 (34%),  
No. 3 (18%), No. 5 (33%)と、両者を加えると不定性種  
の出現頻度より高くなるNo. 9 (48%)の4試料である。  
No. 9は流水域、No. 2, No. 3, No. 5は流水域もしくは流

表-4 塩分に対する適応性

試料番号	真塩性種	中塩性種	貧塩性種	(好塩性種・不定性種・嫌塩性種)	不明
1	0	0	99	( 0 ・ 83 ・ 12 )	1
2	1	3	92	( 0 ・ 79 ・ 10 )	4
3	0	3	95	( 0 ・ 51 ・ 42 )	2
4	62	25	9	( 3 ・ 4 ・ 1 )	4
5	1	7	89	( 2 ・ 66 ・ 15 )	3
6	93	6	1	( 0 ・ 1 ・ 0 )	0
7	0	0	95	( 1 ・ 53 ・ 39 )	5
9	1	3	95	( 5 ・ 64 ・ 25 )	1
10	1	6	91	( 0 ・ 67 ・ 5 )	2
15	90	3	0	( 0 ・ 0 ・ 0 )	7

単位：%

表-5 PHに対する適応性

試料番号	真アルカリ性種	不定性種	好酸性種	不明
1	14	24	7	8
2	8	22	4	7
3	2	23	31	5
4	36	3	0	38
5	5	20	11	13
6	2	0	0	95
7	2	42	26	7
9	1	39	11	5
10	17	8	2	16
15	0	0	0	100

単位：%

表-6 流水に対する適応性

試料番号	真止水性種	好止水性種	不定性種	流好水性種	真流水性種	不明
1	9	8	55	10	0	18
2	6	5	45	28	6	10
3	0	4	49	16	2	29
4	1	1	4	0	3	91
5	3	4	43	26	7	17
6	0	0	0	0	0	100
7	2	15	52	5	0	26
9	1	1	41	36	12	9
10	23	40	21	1	0	15
15	0	0	0	0	8	91

単位：%

水の影響を受ける水域での堆積物である。また、真止水性種と好止水性の両者が多い試料はNo. 1 (17%)とNo. 7 (17%)であり、両者とも止水域での堆積物である。

不定性種より真止水性種と好止水性種の両者の多い試料はNo. 10 (63%)で、No. 1とNo. 7と同様、止水域での堆積物である(表一6)。

#### 5-2-4 生活型

淡水域の場合、浮遊性種が多い堆積層は水深がある程度ある池もしくは湖等の止水域における堆積物と考えられる。また海域の場合、付着性種が多い堆積層では、水深の浅い沿岸域での堆積物と考えられ、浮遊性種が多い場合、その種が沿岸性の種であるか否かにより堆積環境が推定できる。

浮遊性種の多い試料はNo. 6 (90%)とNo. 10 (57%)であり、No. 6は真塩性種の *Grammatophora* が多く、本種は沿岸性種であり、沿岸域における堆積物である。No. 9は貧塩性種が多く池もしくは湖でにおける堆積物である。

他の堆積層は付着性種が多く、その堆積環境は淡水域の場合には河川もしくは水深の浅い池沼、海域の場合には沿岸域である(表一7)。

表一7 生活型

試料番号	付着性種	浮遊性種	不明
1	100	0	0
2	97	3	0
3	100	0	0
4	70	30	0
5	98	2	0
6	10	90	0
7	94	5	1
9	99	1	0
10	43	57	0
15	87	13	0

単位：%

#### 5-3 堆積環境

ケイ藻のもつ環境要因への適応性ならびにその生活型および検出頻度等に土・岩質を参考にして堆積環境を推定すると次のとおりである。

沖積層のNo. 1は淡水、弱アルカリ性の湿原であった。No. 2は淡水、弱アルカリ性の流れのゆるい河川であった。No. 3は淡水域で、層相が腐植土であることから、弱アルカリ性の流れのゆるい河川の影響を受ける弱酸性の湿原であったと考えられる。No. 4は海域でかなり陸地に近い沿岸域であり、縄文海進に伴ってできた

古大船湾のもっとも拡大した時期の湾奥部の堆積物<sup>21)</sup>であると考えられる。No. 5は海水の影響をわずかに受ける淡水、弱アルカリ性の河川であった。No. 6はNo. 4に較べやや陸地より遠い沿岸域であった。No. 7は淡水、弱酸性～弱アルカリ性の池沼であった。No. 8は検出個体数が少なく、十分な検討は加えられないが淡水域であって推定できる。No. 9は15,000～20,000年前のヴェルム氷期の最盛期に、海水面がもっとも低下した時の陸成堆積物であり、淡水、中性～弱アルカリ性の河川であった。この河川は古柏尾川と呼ばれ、現在の柏尾川より河床勾配は急であった<sup>22)</sup>。このことは好流水性種と真流水性種が他の試料に較べもっとも多いことから認められる。

相模層群のNo. 10は淡水、弱アルカリ性の水深の大きい池もしくは湖で、わずかに海水の影響を受けていたと考えられる。

上総層群のNo. 15は海域で沿岸域であった。これ以外でケイ藻の検出された試料は、ともに検出個体数が少なく、十分な検討は加えられないが、海産種のみが検出され、さらに沿岸性の種が試料採取深度上部では検出され、下部では検出されない傾向にあることから、本調査地点における上総層群は海域の堆積物であり、上部は水深の浅い沿岸域で、下部は水深の深い場所での堆積物と推定できる。

なお上総層群のケイ藻よりみた堆積環境は、有孔虫による結果(中間報告・未発表)とほぼ一致している。

#### 5-4 鶴見低地の堆積環境との対比

鶴見川・新横浜駅前(以下新横浜と記す)で得られたボーリングコアサンプルの分析により解明できた堆積環境<sup>23)</sup>と、本調査地点における堆積環境の対比をそれぞれの沖積層について行った。

縄文海進最高期の堆積物は、本調査のNo. 4の堆積層に相当し、標高は+4.0mである。新横浜でのそれは+1.1mで、本調査地点に較べ約2.9m低い位置にある。

縄文海進最高期以降の堆積環境は両地点ともほぼ同様で、淡水域の流水もしくは止水域における堆積物である。

縄文海進最高期以前の堆積環境はかなり異なり、本調査地点では前記のように、海域のなかに一部淡水域での堆積物が入る複雑な層序が、標高-4.0mの沖積層基底面までの間に認められる。しかし新横浜では標高-14.6mの沖積層基底面までの間には、海域での堆積物のみが認められる。

参考文献

- 1) F. Hustedt: Bacillariales aus dem Aokikosee in Japan. *Arch. Hydrobiol.*, 18. 155-172, Taf. V, (1927).
- 2) ———: Bacillariophyta (Diatomeae); in A. Paschers, *Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas*, Heft 10, 1-466(1930), Jena.
- 3) ———: Systematische und Ökologische Untersuchungen über die Diatomeen Flora von Java, Bali und Sumatora nach den Material der Deutschen Limnologischen Sunda Expedition. *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 15. 131-177, 187-295, 395-506, 638-790, 16. 1-155 (1938-39).
- 4) ———: Marine Littoral Diatoms of Beaufort. North Carolina, *Duke Univ. Press. Bulletin* 6, 1-67 (1955).
- 5) ———: Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs, und der Schweiz unter Berücksichtigung der Schweiz Lander Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. in L. Rabenhorsts *Kryptogamen - Flora von Deutschland Österreich und der Schweiz*, 7. Teil 1 Lief. 1-5, 1-920 (1927-1930); Teil 2 Lief. 1-6, 1-845(1931-1959); Teil 3, Lief. 1-3, 1-816 (1961-1964), Leipzig.
- 6) R. Patrick and C. W. Reimer: The Diatoms of the United States (Exclusive of Alaska and Hawaii), 1, 1-688(1966), Philadelphia.
- 7) ———: The Diatoms of the United States (Exclusive of Alaska and Hawaii), 2 (1), 1-213 (1975), Philadelphia.
- 8) A. Clve-Eular: Die Diatomeen von Schweden und Finland. *Kongl. Svensk. Vet. Akad. Handle.* 2 (1), 1-151, 3 (3), 1-143, 4 (1), 1-149, 4 (5), 1-240, 5 (4), 1-217 (1951-55), Stockholm.
- 9) F. Meister: Kieselalgen aus Asien. 1-56, taf. 1-19 (1932), Berlin.
- 10) I. N. Hendey: An Introductory Account of the Smaller Algae of British Coastal Waters. *Fishery invest.* ser. IV, Part V. Bacillariophyceae (Diatoms). 1-317, pl. I-XLV(1964), London.
- 11) A. Schmidt: Atlas der Diatomaceen-Kunde. Fortgesetzt von M. Schmidt, F. Fricke, O. Müller, H. Heiden und F. Hustedt, Ser. 1-10. pl. 1-420, 433-480 (1827-1959), Leipzig und Berlin.
- 12) 福島博・木村務・小林艶子: 木曾川のケイ藻類, 横浜市立大学紀要 (生物学編), 3(2), 1-155 (1973).
- 13) H. Kobayasi: Notes on the new Diatoms from River Arakawa (Diatoms from River Arakawa -4). *Journ. Jap. Bot.* vol. 40, no. 11, 347-351, pl. XII-XIII (1965).
- 14) R. Kolbe: Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser Diatomeen. *Pflanzenforschung*, Heft 7, 1-146, taf. 1-3 (1927), Gustav Fischer.
- 15) F. Hustedt: Die Diatomeenflora des Flusssystemes der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Abh. naturw. Ver Bremen*, bd. 34, heft 3, 181-440 (1957), Bremen.
- 16) N. Foged: Diatoms in water-Courses in Funen. *Dansk. Botanisk Arkiv.*, bd. 12, nr. 12. 1-110 (1948).
- 17) ———: Diatoms in the Salt Bog of Lange-mose im East Funen. *Dansk. Botanisk arkiv.*, bd. 13, nr. 6, 1-31 (1949).
- 18) R. W. Lowe: Environmental Requirements and Pollution Tolerance of Freshwater Diatoms. **EPA-670/4-74-005**. 1-333 (1974).
- 19) 福島博・小林艶子: 生物指標としての珪藻, 環境と生物指標 2 (水界編), 45-60 (1975), 東京.
- 20) 加藤君雄, 小林弘, 南雲保: 八郎瀉調整地のケイ藻類, 八郎瀉調整地の生物相調査報告, 63-137 秋田県.
- 21) 松島義章: 古大船湾の貝化石群集, *Bull. kanagawa Pref. Mus.* vol 1, no. 5. 31-43 (1972).
- 22) 高井健雄: ボーリングコア分析による鶴見川低地の地質について, 横浜市公害研究所報 第3号, 107-147 pl. 1-6 (1978).

[Plate 1, スケール10 $\mu$ m]

- 1 : *Achnanthes lanceolata* 2 : *A. lanceolata* var. *dubia* 3 : *A. linlariformis*  
4 : *A. hauckiana* 5 : *A. exigua* var. *heterovalvata* 6 : *Amphora perpussilla*  
7 : *A. normani* 8 : *A. angusta* 9 : *A. ovalis* var. *pediculus*  
10 : *A. delphina* var. *minor* 11 : *Actinella brasiliensis* 12 : *Caloneis bacillum*  
13 : *C. bacillum* var. *lancettula* 14 : *C. clevei* var. *undulata* 15 : *Cymbella affinis*  
16 : *Ceratoneis arcus* var. *vaucheriae* 17 : *Cymbella sinuata*  
18 : *Ceratoneis arcus* var. *vaucheriae* for. *intermedia* 19 : *Cocconeis placentula* var.  
*lineata* 20 : *Cymbella minuta* 21 : *C. minuta* for. *latens* 22 : *C. turgida*  
23 : *C. naviculiformis* 24 : *Diploneis ovalis* 25 : *D. ovalis* var. *oblongella*  
26 : *Cymbella cuspidata* 27 : *Bacillaria paradoxa*,

[Plate 2, スケール10 $\mu$ m]

- 1 : *Diploneis smithi* for. *rombica* 2 : *Diploneis smithi* 3 : *D. finnica*  
4 : *Epithemia intermedia* 5 : *E. sorex* 6 : *E. adnata* var. *saxonica*  
7 : *E. adnata* 8 : *E. argus* var. *alpestris* 9 : *E. adnata* var. *proboscidae*  
10 : *E. turgida* 11 : *Eunotia praerupta* var. *bidens* 12 : *E. monodon* 13 : *E. sudetica*  
14 : *E. pectinalis* var. *minor* 15 : *E. diodon* 16 : *E. veneris*  
17 : *E. monodon* var. *tropica*

[Plate 3, スケール10 $\mu$ m]

- 1 : *Eunotia pectinalis* var. *undulata* 2 : *Fragilaria virescens* var. *capitata*  
3 : *F. brevistriata* 4 : *F. construens* var. *triundulata* 5 : *F. construens*  
6 : *F. pinnata* 7 : *F. construens* var. *pumila* 8 : *G. clevei* var. *javanica*  
9 : *G. tenellum* 10 : *G. lanceolatum* 11 : *G. augur* var. *gantieri* 12 : *G. acuminatum*  
13 : *G. acuminatum* var. *coronata* 14 : *G. truncatum* 15 : *G. tetrastigmatum*  
16 : *G. angustatum* 17 : *G. lingulatum* 18 : *G. lingulatum* var. *constricta*  
19 : *G. globiforme* var. *jogensis* 20 : *G. gracile* 21 : *G. turris* 22 : *G. subtile*  
23 : *G. intricatum* 24 : *Frustulia vulgaris* 25 : *Grammatophora* sp. 26 : *Hantzschia*  
*amphioxys* 27 : *Navicula mutica* 28 : *Meridion circulare* var. *constricta*  
29 : *Navicula dicephala* 30 : *Navicula dicephala* var. *undulata*

[Plate 4, スケール10 $\mu$ m]

- 1 : *Navicula americana* 2 : *N. bacillum* 3 : *N. pupula* var. *rectangularis*  
4 : *N. reinhardtii* 5 : *N. lanceolata* 6 : *N. hasta* 7 : *N. peregrina*  
8 : *N. flabellata* 9 : *N. tuscula* 10 : *N. placentula* for. *obtusa* 11 : *N. cryptocephala*  
12 : *N. symmetrica* 13 : *N. gastrum* 14 : *N. gothlandica* 15 : *N. radiosa* var.  
*nipponica* 16 : *N. pupula* 17 : *N. raevisissima* 18 : *Neidium productum*  
19 : *N. dubium* 20 : *Navicula nobiliensis* var. *minor*

[Plate 5, スケール10 $\mu$ m]

- 1 : *Neidium iridus* for. *vernalis* 2 : *Surirella ovata* var. *pinnata* 3 : *Opephora*  
*martyi* 4 : *Nitzschia cocconeiformis* 5 : *N. obtusa* var. *scalpelliformis*  
6 : *N. granulata* 7 : *N. amphibia* 8 : *Rhoicosphenia curvata* 9 : *Rhaphoneis*  
*surirella* 10 : *Ropalodia gibberula* 11 : *Pinnularia braunii* var. *amphicephala*  
12 : *P. borealis* var. *rectangularis* 13 : *P. lundii* 14 : *P. mesolepta*  
15 : *P. acrosphaeria* 16 : *P. gibba* var. *parva* 17 : *P. gibba*

[Plate 6, スケール10 $\mu$ m]

- 1 : *Stauroneis phoenicenteron* var. *intermedia* 2 : *S. anceps* 3 : *S. tenera*  
4 : *S. smithi* var. *incisa* 5 : *Cyclotella stylorum* 6 : *Stephanodiscus astraea*  
7 : *Coscinodiscus lacustris* 8 : *Melosira undulata* 9 : *M. granulata*  
10 : *Actinoptychus undulata* 11 : *Melosira sulcata* 12 : *M. distans*

Plate 1

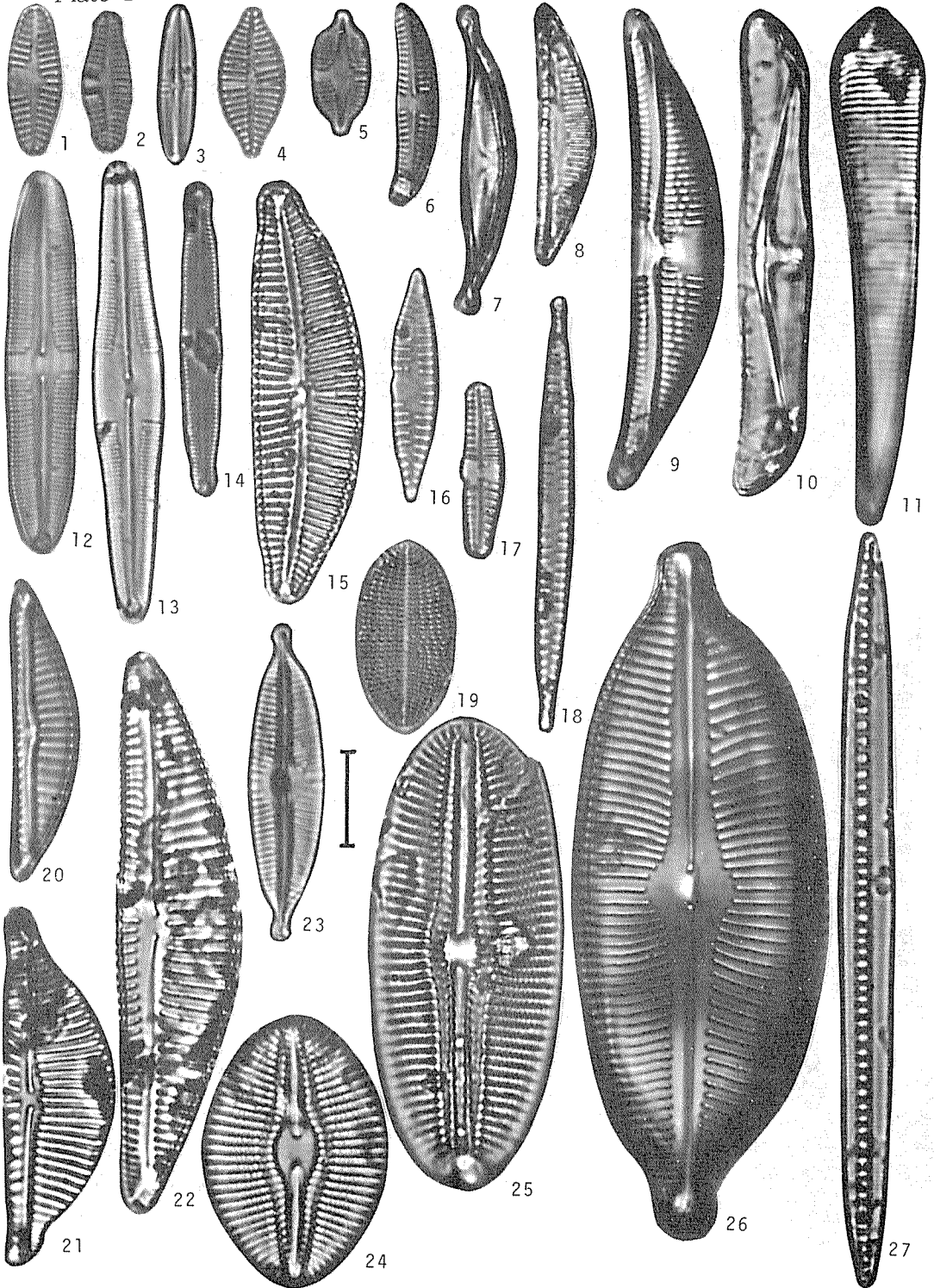


Plate 2

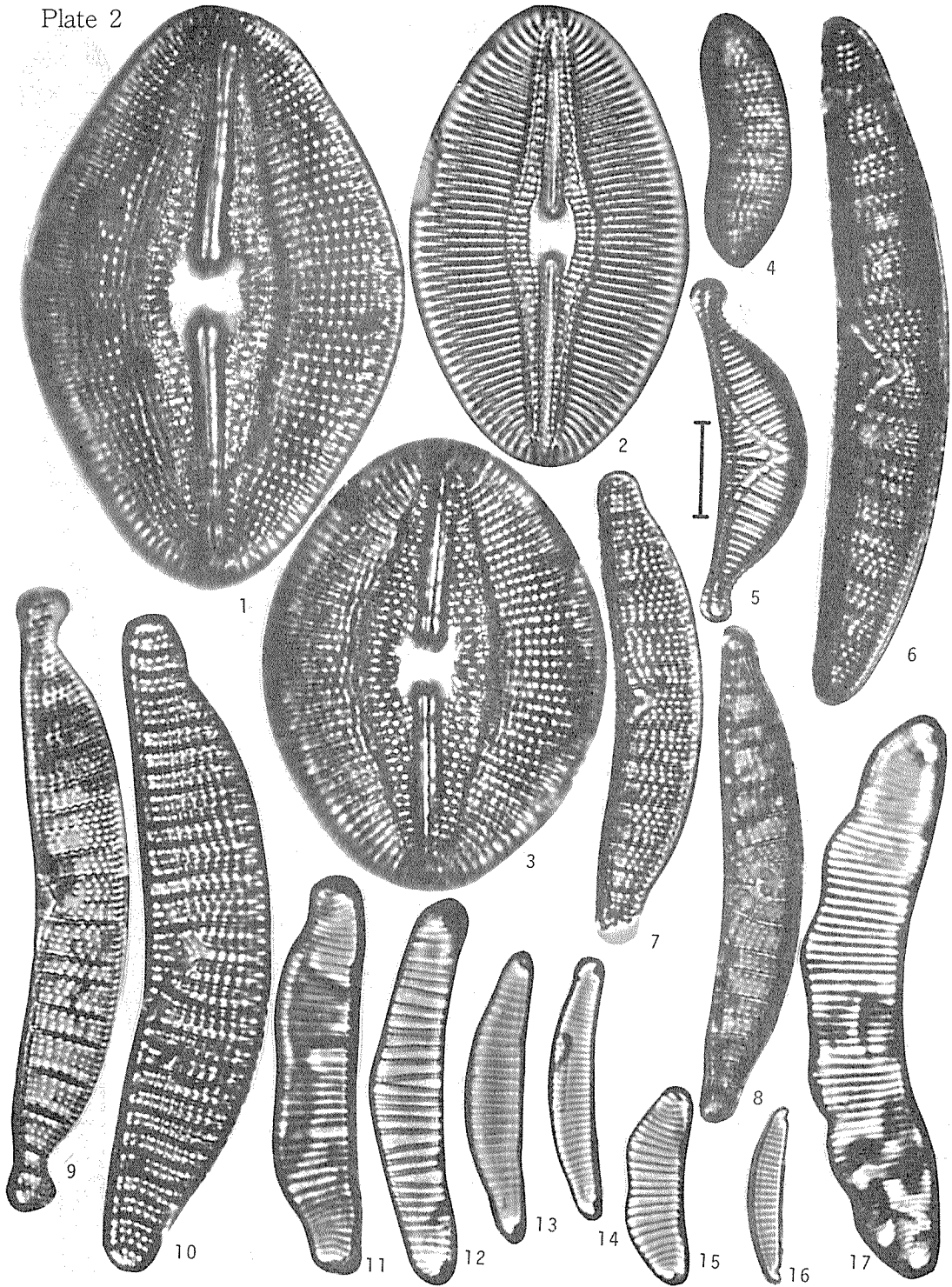




Plate 3

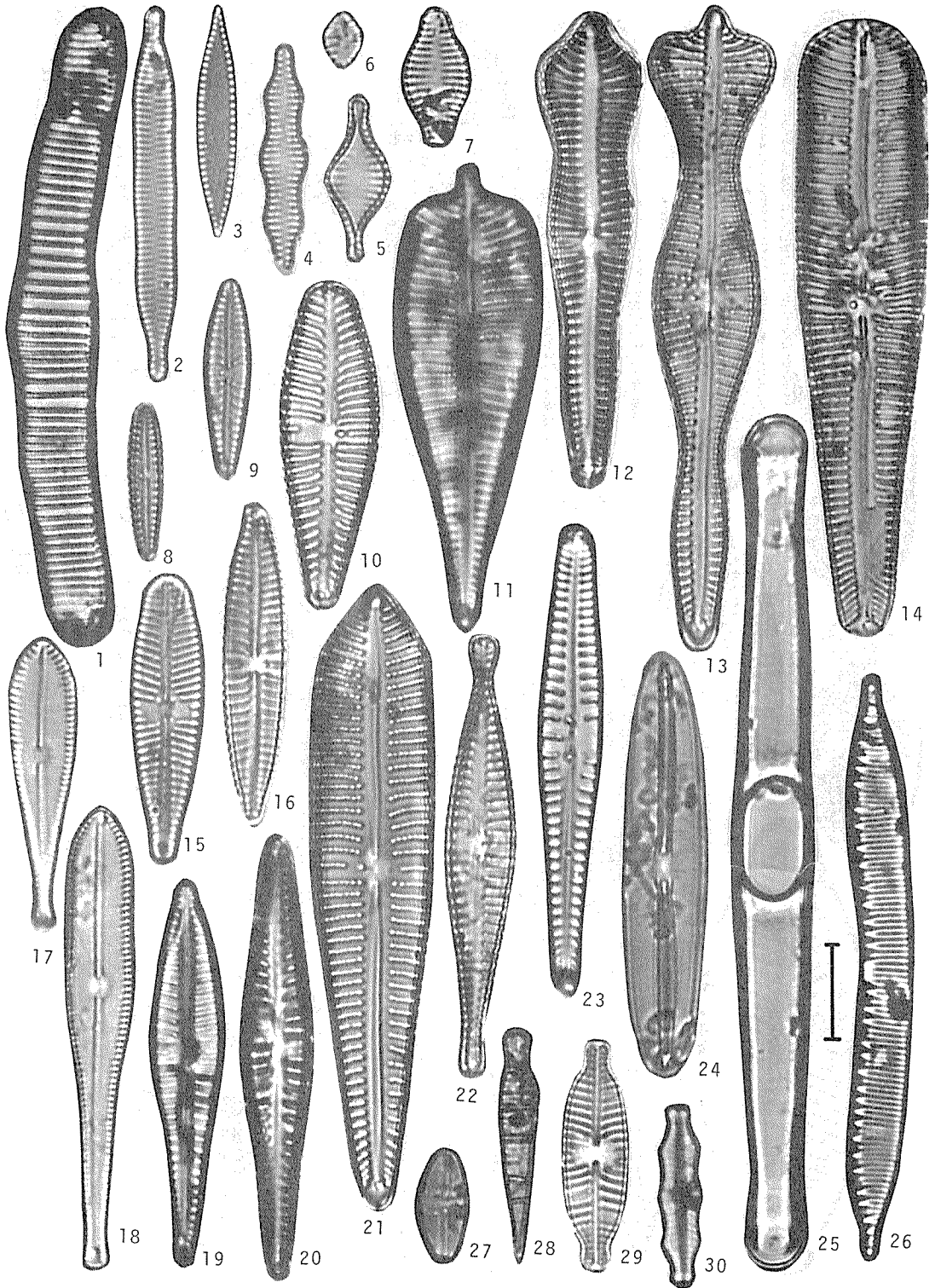


Plate 4

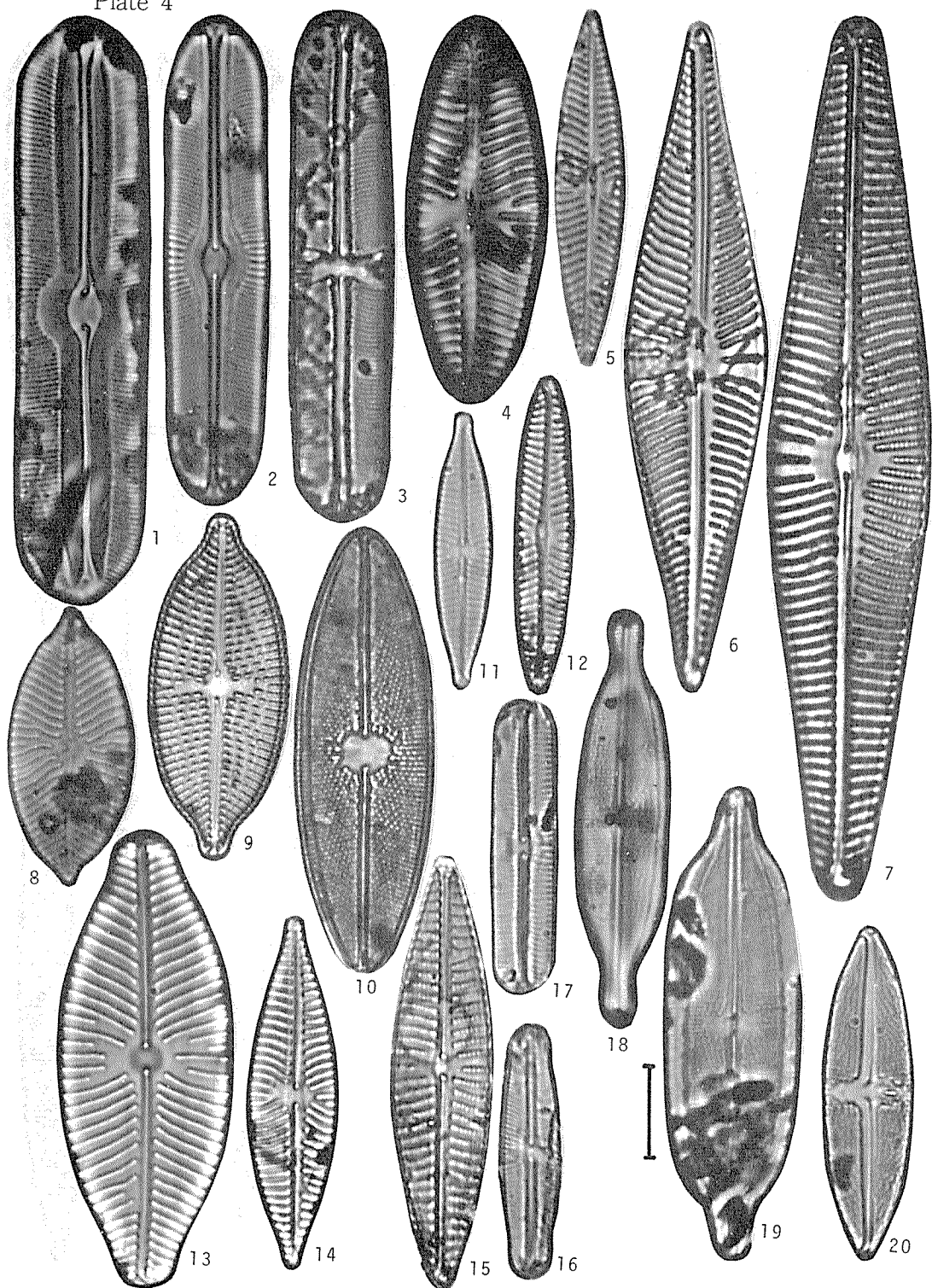


Plate 5

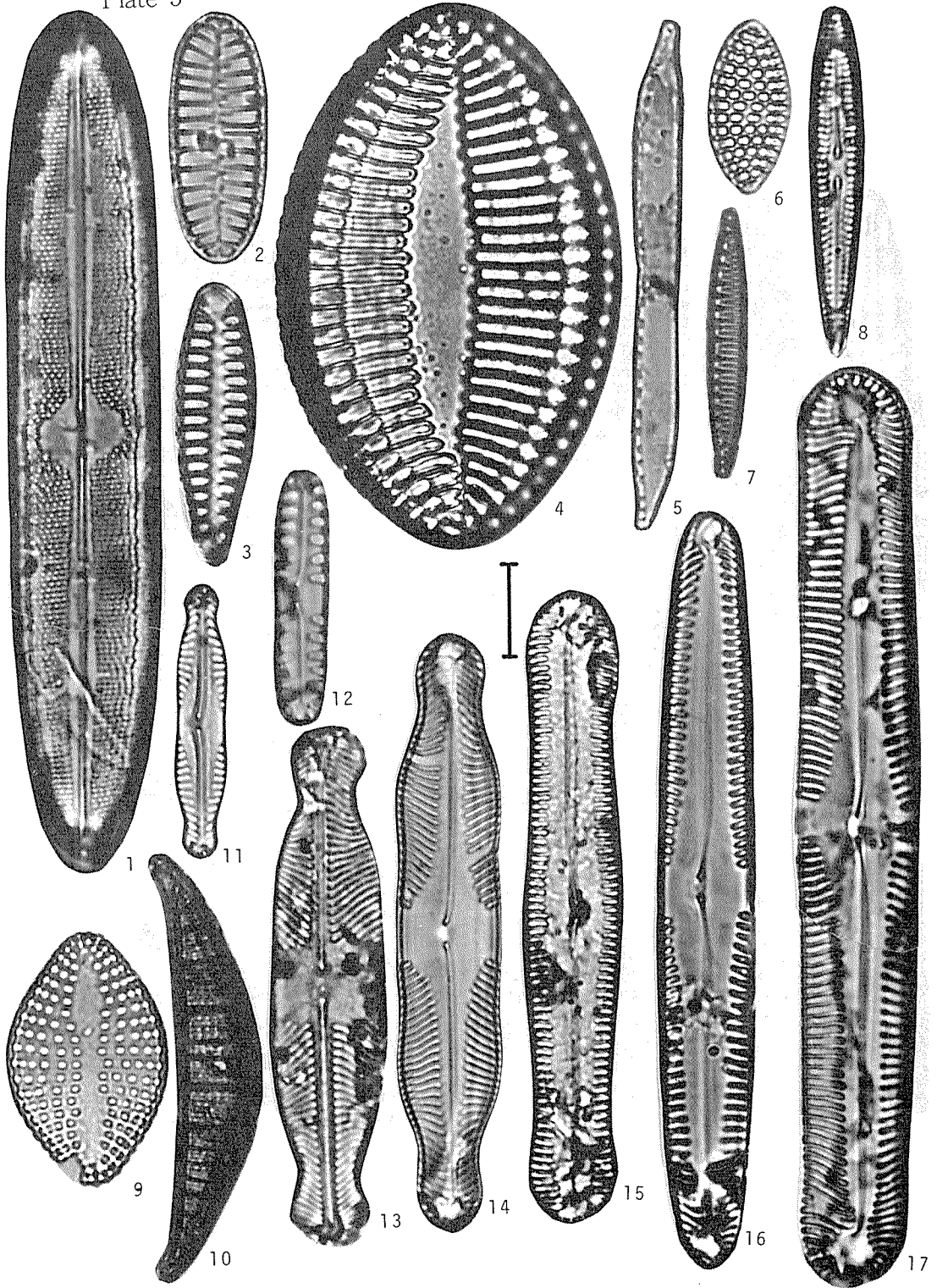
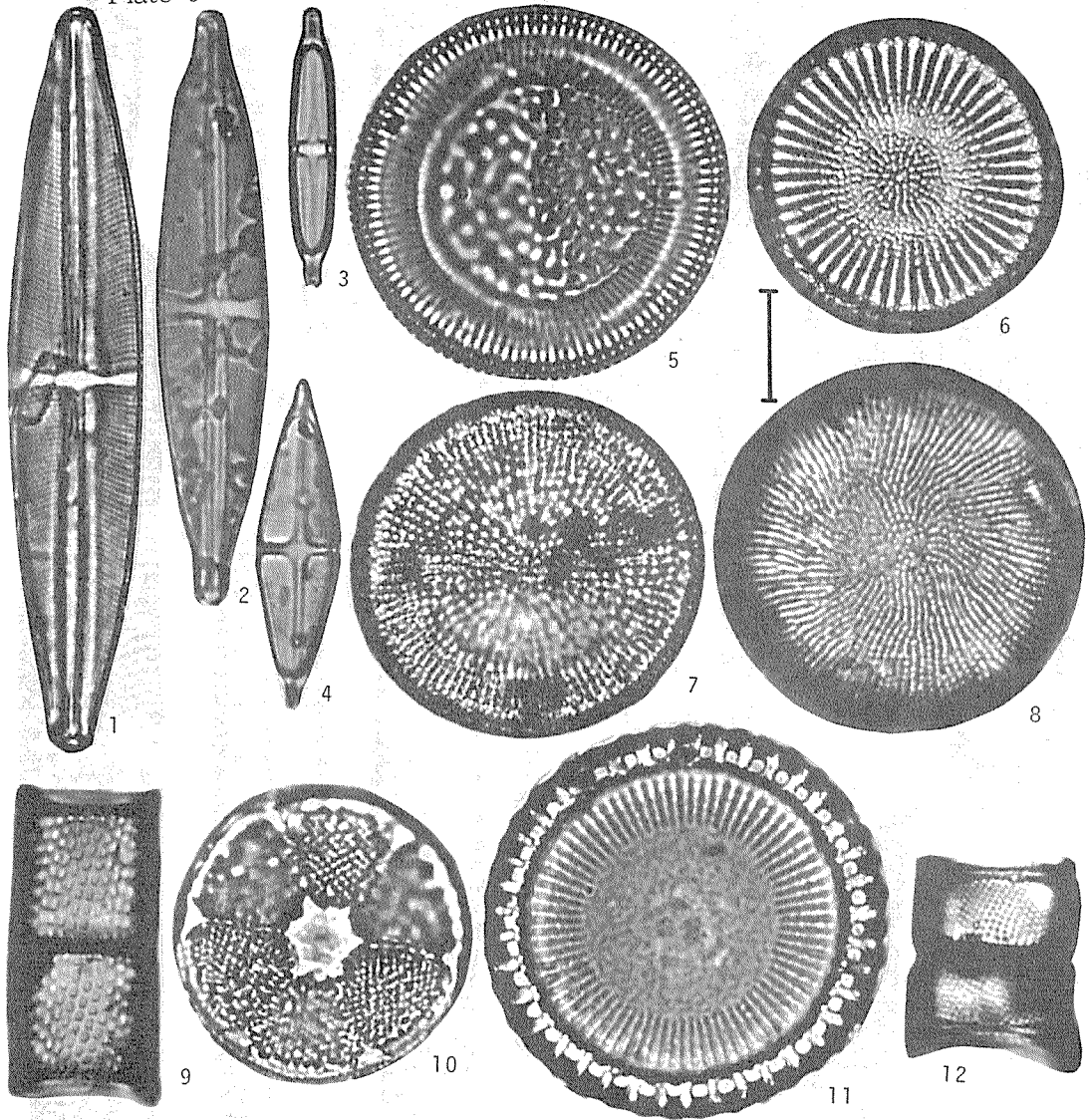


Plate 6





## 全シアン分析法におけるシアン回収率

小市佳延\*

## 要旨

全シアン分析法において加熱蒸留条件相互の関係を解析したところ、蒸留速度約3 ml/min, 留出液量70mlで蒸留効率がよく、蒸留時の希釈は行なわれない方がよいことが明らかになった。共存妨害物質の影響および除去方法について検討した結果、高濃度の遊離硫黄以外は改訂 JIS に記載される方法でおおむね満足のおくシアン回収率が得られた。

また、シアン化合物形態分析の端緒としてシアンおよびチオシアンの分離定量を試みたところ、酸化剤を用いる簡明な原理で行なうことができた。

## 1. はじめに

水質汚濁防止法(以下“水濁法”)に定められた規制項目のひとつであるシアン化合物(全シアン)は、主としてメッキ工業、金属精練業、コークスガス工業、アクリロニトリル製造工程等の排水に含まれている。水濁法の排水基準は1 mg/l以下となっており、一方、公害対策基本法に基づいた環境基準は“検出されないこと”となっている。シアン化水素(HCN)は毒性が強く、水中に約1 mg/l存在すると魚類は死滅する<sup>1)</sup>が、一般に毒性の強いと思われるシアン化合物は、その存在形態によって毒性が著しく異なり、錯体の中には毒性がHCNの1/1000と極めて弱いものもある。しかし、水濁法が全シアンで規制するのは、環境水中においてシアン化合物が光や熱、あるいは生分解などによってHCNを発生する危険性を考慮に入れたものとも考えられる。

測定方法の根拠となるJIS K 0102 工場排水試験方法<sup>2)</sup>(以下“JIS”)では、(1)pH 5.0での通気、または(2)pH 5.5での加熱蒸留による“シアン化物”と、(3)pH 2以下での加熱蒸留による“全シアン”の方法を規定している。いずれの方法もHCNを発生させ、捕集するのであるから、HCNの発生・捕集条件が厳密に決められており、JIS解説<sup>3)</sup>をみると、(1)について

はpH条件、(2)についてはマスキング剤・pH・加熱蒸留条件の資料が示されている。しかし、(3)については妨害物質の除去に関する資料が示されているものの、加熱蒸留条件に関する資料は示されていない。

本報告では、全シアン分析法の加熱蒸留条件について分散分析による統計学的解析を行ない、最適蒸留条件を検討した。さらに、妨害物質の除去方法に関する確認とJIS改訂時に追加されると思われる操作について若干検討を加えた。

ところで、環境中の微量シアンが生体内に入ると、硫黄と結合してチオシアン塩に変化し、解毒される。したがって、チオシアンはシアンと異なって毒性や危険性が少ない<sup>4)</sup>。このようにしてチオシアンは動植物中に少量存在する他、石炭の乾留液中にも存在する。チオシアンの希薄水溶液は比較的安定といわれているものの、酸化されるとシアンを発生するので、その定量方法を確立する必要がある。

微量のチオシアンを測定する方法としては、

- (a) ピリジン-ピラゾロン法<sup>5)</sup>、バルビツル酸-ピリジン法、ピリジン-ベンジジン法
- (b) ヨウ素-アジ化ナトリウム法<sup>6)</sup>
- (c) メチルチモールブルー-水銀(II)錯体抽出法<sup>7)</sup>

The recovery of cyanide ion in the determination of total cyanides

\* Yoshinobu Koichi, 横浜市公害研究所水質部門

などがある。(a)の方法は、チオシアンに酸化剤を添加するとシアンが遊離してくることを利用するものである。(b)は、硫黄化合物の存在によってヨウ素とアジ化ナトリウムの反応が進行するのを利用し、ヨウ素の減少量によって定量する間接法であるが、チオシアン以外の硫黄化合物が存在すると妨害する。(c)は、チオシアンが混合配位子錯体を生成するのを利用した方法であるが、塩化物・硫黄化合物・シアン等が存在すると妨害する。このうち(b)や(c)では、蒸留を行なってシアンを追い出した後、残留液についてチオシアンの定量を試みても妨害物質の残存している可能性が強く、信頼性に乏しい。

したがって本報告では、チオシアンの定量に(a)のシアン定量と同じ方法を用いることとして、チオシアンをシアンに変化させる最適条件、およびシアンとチオシアンの分離定量法について検討した。

## 2. 実験方法

### 2-1 試薬

シアン標準原液(1000mgCN/ℓ)：シアン化カリウム2.51gを水に溶かして1ℓとし、これを標準原液として冷暗所に保存した。標定は指示薬としてp-ジメチルアミノベンジリデンローダニン溶液(0.02w/v%)を用い、N/10硝酸銀溶液で滴定を行なった。

シアン標準液(1mgCN/ℓ)：標準原液5mlを500mlのメスフラスコにとり、2w/v%水酸化ナトリウム溶液50mlを加え、水を標線まで加えた。使用時、その溶液をさらに10倍に希釈した。

フェロシアン溶液：フェロシアン化カリウム三水塩1.35gを水に溶かして500mlとし、冷暗所に保存した。標定は原子吸光法で鉄濃度を求め、シアン量に換算した。この溶液を適宜希釈して用いた。

チオシアン溶液：チオシアン酸カリウム1.87gを水に溶かして500mlとし、冷暗所に保存した。標定は硫酸鉄(Ⅲ)アンモニウム硝酸溶液を指示薬とし、N/10硝酸銀溶液に対して沈殿滴定を行なった。この溶液を適宜希釈して用いた。

フェノールフタレイン溶液(0.5w/v%)：フェノールフタレイン0.5gをエチルアルコール100mlに溶かした。

水酸化ナトリウム溶液(2w/v%)：水酸化ナトリウム10gを水に溶かして500mlとした。

硫酸(1+49)

EDTA溶液(10w/v%)：EDTA(エチレンジアミン四酢酸二ナトリウム)100gを水に溶かし、

水酸化ナトリウム溶液を加えて微アルカリ性とした後、水を加えて1ℓとした。

酢酸(1+1)

クロロミンT溶液(1w/v%)：クロロミンT三水合物0.125gを水に溶かして10mlとした。

りん酸塩緩衝液(pH6.8)：りん酸一カリウム3.40gおよび無水りん酸二ナトリウム3.55gを水に溶かして1ℓとした。

ピリジン-ピラゾロン混液：1-フェニル-3-メチル-5-ピラゾロン0.25gを熱水100mlに溶かし、室温まで冷却する。別に、ビス-(1-フェニル-3-メチル-5-ピラゾロン)0.02gをピリジン20mlに加えて振盪し、両液を混合して使用した。なお、ピリジン溶液は使用時に作製し、混合調製した。

酢酸亜鉛アンモニア溶液：酢酸亜鉛20gにアンモニア水35mlを加え、水を加えて100mlとした。

その他の試薬として、アセトニトリル、りん酸、硝酸亜鉛、塩化カドミウム、硝酸鉛、塩化第二銅、塩化第二鉄、重クロム酸カリウム、過マンガン酸カリウム溶液(N/10)、次亜塩素酸ナトリウム溶液(約4%)、チオ硫酸ナトリウム、硫化ナトリウム、ホルムアルデヒド、塩酸ヒドロキシルアミン、亜硝酸ナトリウム、スルファミン酸アンモニウムを用いた。

### 2-2 装置

蒸留装置：図-1に示す。

光度計：日立139型分光光度計を用いた。

### 2-3 操作

#### 2-3-1 加熱蒸留

検水500mlを1ℓの蒸留フラスコにとり、指示薬としてフェノールフタレイン溶液2,3滴を加えて硫酸または水酸化ナトリウム溶液で中和する。これにEDTA溶液10mlと沸石2,3個を入れた後、蒸留装置を組み立てる。ただし、EDTAの添加は重金属が共存する時など必要に応じて行なう。受器として、留出液を20mlまたは70mlとする時は100mlの有栓メスシリンダー、留出液を150mlとする時は200mlのものを用いる。その中に水酸化ナトリウム溶液20mlまたは40mlをあらかじめ入れておき、冷却器の末端が液面下15mmにあるようにする。試料注入用漏斗からりん酸10mlを検水に加え、各留出速度で蒸留を行ない、受器の液量が所定の量になったら蒸留をやめる。

#### 2-3-2 定量

留出液に指示薬としてフェノールフタレイン溶液を数滴加え、酢酸で中和した後、水を加えて100mlまたは200mlとする。シアン濃度によってはさらに希釈す

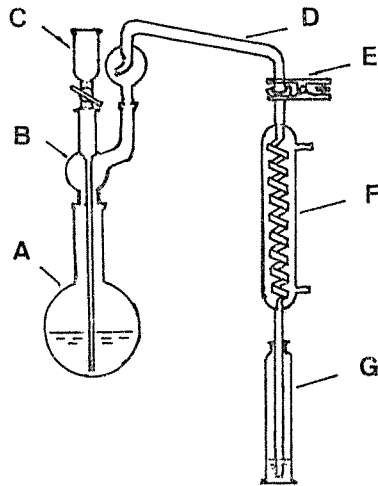


図-1 蒸留装置

- A 1ℓ フラスコ
- B 連結導管
- C 注入漏斗
- D トラップ球
- E クランプ
- F 冷却器
- G 100(200)ml有栓メスシリンダー

る。このうち20mlを50mlの比色管にとり、りん酸塩緩衝液10mlとクロラミンT溶液0.25mlを加え、ただちに密栓して静かに混ぜる。3～5分間放置した後、ピリジノーピラズロン混液15mlを加えてよく混ぜる。室内に30分間放置した後、620nmでの吸光度を測定し、同様に発色させた標準液の検量線からシアン濃度を求める。

### 2-3-3 妨害物質の除去

- (a) 重金属～蒸留前に EDTA 溶液10ml以上を検水に加える。
- (b) 酸化性物質、残留塩素～蒸留前に亜硫酸ナトリウムを当量、あるいは塩酸ヒドロキシルアミンを検水に加える。
- (c) 還元性物質～留出液を蒸留フラスコにとり、フェノールフタレインを指示薬として酢酸(1+1)で中和した後、N/20硝酸20mlを加え、N/10過マンガン酸カリウムを滴下し、二酸化マンガンのかっ色の濁りが生じた時点から過剰に1ml加える。水を加えて約300mlとし、留出速度約3ml/min、留出液量70mlで再蒸留する。

高濃度の硫化物に対しては、蒸留前に検水を pH13±0.2に調節し、酢酸亜鉛アンモニア溶液10mlを添加して振り混ぜる。30分間放置後、ガラスフィルターG S 25で濾過し、その濾液について2

3-1の蒸留操作を行なう。ただし、亜鉛の量が多いため、EDTA 溶液は30mlに増加する。さらに留出液について上述の酸化処理を行なう。

(d) 亜硝酸イオン～亜硝酸イオンと当量以上のスルファミン酸アンモニウムを加えて数分間放置した後、2-3-1の蒸留操作を行なう。

## 3. 結果および考察

### 3-1 シアン化合物の蒸留効率

各種の蒸留条件が全シアンの回収率に及ぼす影響を検討するために、遊離シアン溶液についてシアン濃度、留出速度および留出液量の3条件を変えて回収率を求めた。その結果を表-1に示す。また、表-1をもとに算出した各条件の関係を図-2, 3, 4に示す。

図-2をみると、シアン濃度は高い方が、また留出速度は遅い方が回収率の高くなることが認められる。図-3をみると、測定した留出液量の範囲では留出速

表-1 シアン濃度(A), 留出速度(B), および留出液量(C)とシアン回収率

A	B	C		
		20ml	70ml	150ml
0.01mgCN/ℓ	3 ml/min	79.5%	91.3	73.7
	6 "	62.5	87.8	67.5
	9 "	55.8	58.0	84.6
0.05 "	3 "	77.5	82.8	87.4
	6 "	62.4	75.0	86.7
	9 "	54.7	72.0	80.9
0.5 "	3 "	86.4	98.5	95.5
	6 "	75.8	95.5	92.8
	9 "	76.7	93.0	90.4

シアン=KCN, EDTA無添加: n=3

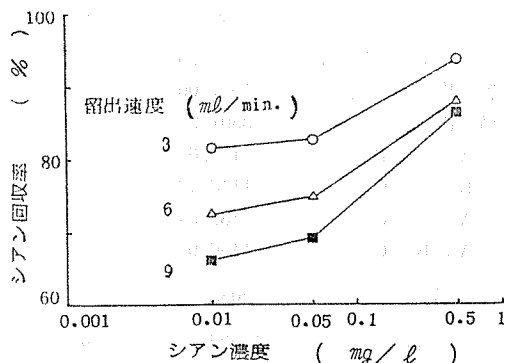


図-2 シアン濃度と留出速度の関係

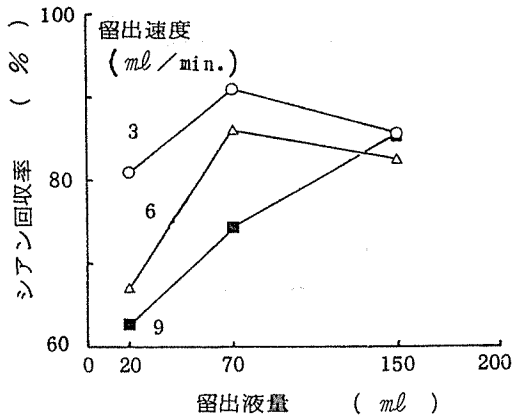


図-3 留出速度と留出液量の関係

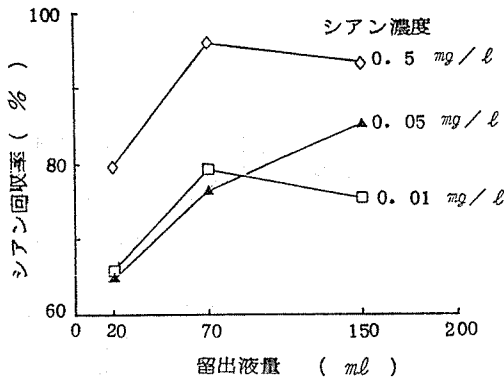


図-4 シアン濃度と留出液量の関係

度約 3 ml/min の時に回収率は最も高くなり、約 9 ml/min と速い場合は、他の速度の場合と異なり、留出液量の増加に伴い回収率の増加するのが認められ

る。留出速度約 9 ml/min で他の速度と同じ程度の回収率を得るためには留出液量を多くしなければならないので、留出速度を速めることが決して蒸留効率をよくすることにはならないと考えられる。図-4 をみると、シアン濃度 0.5 mg/l の場合には回収率は各留出量で高く、70 ml と 150 ml ではそれほど差はないが、シアン濃度 0.05 mg/l の場合は他と異なって回収率が留出液量の増加に伴い増加するのが認められる。

表-1 について分散分析を行なった結果を表-2 に示す。表-2 をみると、

- (1) シアン濃度、留出速度、留出液量はそれぞれ回収率に影響を及ぼす。
- (2) シアン濃度と留出速度の交互作用は無視できるが、留出速度と留出液量、およびシアン濃度と留出液量の間には交互作用がある。
- (3) 3条件の交互作用もある、ことが認められる。

各条件におけるシアン回収率について、信頼区間95%で推定した結果を図-5に示す。図-5をみると、シアン濃度についてはJISで定められた範囲にある

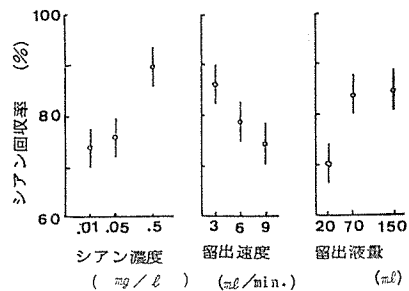


図-5 各条件におけるシアン回収率の推定 (信頼区間95%)

表-2 分散分析表

要因	偏差 2 乗和 S	自由度 $\phi$	不偏分散 V	不偏分散比 $F_0$	$F_{54}(0.05), F_{54}(0.01)$	
シアン濃度 (A)	4082.95	2	2041.48	54.2 **		
留出速度 (B)	1937.00	2	968.50	25.7 **	3.17	5.04
留出液量 (C)	3501.95	2	1750.98	46.5 **		
A × B	182.61	4	45.65	1.21		
B × C	1148.42	4	287.10	7.62 **	2.55	3.70
A × C	482.54	4	120.64	3.20 *		
A × B × C	1456.93	8	182.12	4.84 **	2.12	2.87
誤差	2033.82	54	37.66			
計	14826.21	80				

\*, \*\* 有意水準 5%, 1%



0.01mg/ℓおよび0.05mg/ℓでは、回収率はほぼ同じであるが、さらに高い濃度である0.5mg/ℓになると回収率は90%前後と高くなり、はっきりとした違いが認められる。留出速度についてはJISに定められている3ml/minのときが最も回収率が高く、速度が速くなるにつれて回収率の低下するのが認められる。また、留出液量については液量が多いほど回収率は高くなるが、70mlと150mlでは大差なく、蒸留時間等を考慮すればJISで定められている70mlは妥当な量と思われる。

実際、蒸留時に制御の容易な条件は留出速度と留出液量であり、シアン濃度については、未知数的要素が大きいと思われる。そこで前二者の最適条件、すなわち留出速度約3ml/minおよび留出液量70mlで蒸留した場合のシアン回収率を、表-1から推定した。その結果を図-6に示す。図-6をみると、回収率は0.05mg/ℓのときが最も低く、定量下限の0.01mg/ℓの方が高くなっているが、有意差検定では有意の差は認められな

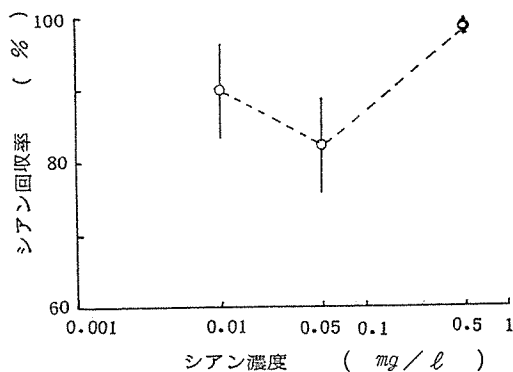


図-6 最適条件におけるシアン回収率の推定  
(信頼区間 95%)  
留出速度 約3ml/min, 留出液量 70ml

い。また、0.5mg/ℓでは回収率は97.7~99.9%と100%近くになるのが認められる。この濃度では発色操作時にあらかじめ希釈しなければならないため、操作が少し複雑になるが、検水中の全シアン濃度をより正確に測定する条件として今後シアン濃度ではなく、共存する妨害物質の種類や濃度に応じて検水量を考慮していく必要があると思われる。

遊離シアンの加熱蒸留実験結果から最適条件と考えられた留出速度約3ml/minおよび留出液量70mlで、その他2,3のシアン化合物について蒸留した結果を表-3に示す。表-3をみると、錯体シアン化合物であるフェロシアン化カリウムからは遊離シアンの時と同じ程度にシアンが回収され、EDTAによるシアン

表-3 シアン化合物の回収率

シアン化合物	濃度 (mgCN/ℓ)	回収率 (%)	
		EDTA 無添加	EDTA 添加*
フェロシアン化カリウム	0.01	92.0	—
	0.05	94.7	93.7
K <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	0.5	98.1	97.9
チオシアン酸カリウム	20	0.0	—
KSCN	1000	0.0	—
アセトニトリル CH <sub>3</sub> CN	1000	0.0	—

蒸留条件：留出速度 約3ml/min, 留出液量70ml  
\* 10w/v% 10ml。以下の図表にても同じ。

錯体分解効果はあまり認められない。一方、チオシアンや有機シアン化合物のアセトニトリルは高濃度でもシアンとして回収されないことが認められる。

### 3-2 妨害物質の影響

#### 3-2-1 重金属

重金属の共存が遊離シアンおよび錯体シアンに及ぼす影響について検討した結果を表-4,5に示す。

表-4 重金属による影響(1)

KCN (mgCN/ℓ)	重金属 (mg/ℓ)	回収率 (%)	
		EDTA 無添加	EDTA 添加
0.5	Cd 4		
	Cu 18		
	Fe 3	94.2	94.7
	Pb 40		
	Zn 5		
Cu 1000		93.5	—
Zn 1200		90.9	95.6

表-4をみると、遊離シアンについてはカドミウム(Cd)、銅(Cu)、鉄(Fe)、鉛(Pb)および亜鉛(Zn)がそれぞれmg/ℓレベルで共存しても回収率はそれほど低下せず、CuやZnが約1000mg/ℓと高濃度の時でも回収率90%以上であるのが認められる。金属のマスク剤であるEDTAを添加した場合、回収率は重金属濃度が低い時はほとんど変わらないが、Znについては1200mg/ℓの高濃度になるとEDTAの添加効果によって回収率は5%ほど上昇するのが認められる。

表-5をみると、錯体シアンに高濃度のCuやZnが共存する場合、EDTAを添加しないと回収率は極端

表一五 重金属による影響(2)

K <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub> (mgCN/l)	重金属 (mg/l)	100	回収率 (%)	
			EDTA 無添加	EDTA 添加
0.05	Cu	100	55.9	—
	Cd	4	—	—
	Cu	18	—	—
	Fe	3	100	103
	Pb	40	—	—
0.5	Zn	5	—	—
	Cu	200	42.4	—
	Cu	1000	30.5	72.5
	Zn	1200	6.4	—

に低下するが、一方EDTAを添加すると回収率は70%近くまで回復する例が認められる。このことから、EDTAの添加効果は錯体シアン蒸留に対して大きいと考えられる。

3-2-2 酸化性物質

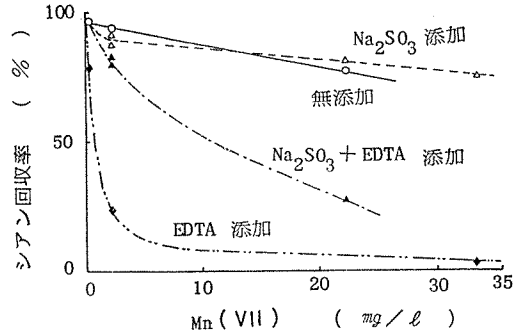
酸化性物質として過マンガン酸カリウム(KMnO<sub>4</sub>)を選び、その濃度と還元処理等の操作によるシアン回収率の影響について検討した結果を表一六、図一七に示す。

表一六および図一七をみると、還元処理をせず、かつEDTAを添加しない場合、回収率はKMnO<sub>4</sub>濃度の増加に伴って漸次低下していくが、EDTAを添加すると回収率が極端に低下するのが認められる。これはpH 2以下での加熱蒸留においてKMnO<sub>4</sub>が有機化合物であるEDTAを酸化分解し、その過程でシアンの一部も分解するためと思われる。亜硫酸ナトリウム(Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>)を当量添加して還元処理を行なった場合、EDTAを添加しないと回収率の傾向は図一七にみられるように無処理の場合と同様であるが、EDTAを添加すると回収率は低下するものの、無処理の場合よりも

表一六 酸化性物質 (KMnO<sub>4</sub>) の影響

KCN (mgCN/l)	KMnO <sub>4</sub> (mg Mn/l)	回収率 (%)			
		無処理		還元処理*	
		EDTA無添加	EDTA添加	EDTA無添加	EDTA添加
0.5	0.22	96.6	78.7	—	—
	2.2	93.6	23.4	87.1, 91.1	79.1, 82.1
	22	76.8	—	80.9,	27.3,
	33	—	3.6	74.7, 80.2	—
0.05	2.2	88.2	—	74.2, 85.8	29.4, 37.2

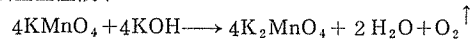
\* Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub> 当量添加



図一七 KMnO<sub>4</sub> とシアン回収率の関係 (0.5mg CN/l)

その傾向は緩やかであるのが認められる。このように差がでるのは、下に示すようにKMnO<sub>4</sub>の酸化作用が液性によって異なるためと思われる。

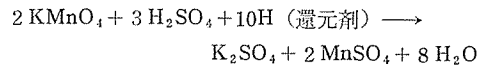
強塩基性液中：



弱塩基性、中性、弱酸性液中：



強酸性液中：



すなわち本実験の場合、当量のNa<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>を加えてKMnO<sub>4</sub>の還元を行なおうとしても、りん酸添加以前では二酸化マンガン(MnO<sub>2</sub>)までしか還元されず、この状態でEDTAを添加し、さらにりん酸を添加すると強酸性液中でMnO<sub>2</sub>に対してNa<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>とEDTAによる還元反応の競合が生じ、一部EDTAが酸化分解される過程でシアンも同様に分解されるためと思われる。

KMnO<sub>4</sub> [Mn(VII)]と同様の働きを有し、実際排水中にも存在する可能性のある六価クロム(Cr(VI))

表—7 6価クロムCr(VI)の影響

KCN (mgCN/ℓ)	K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> (mgCr/ℓ)	回収率 (%)	
		EDTA無添加	EDTA添加
0.5	0.1	—	96.7
	2	97.1	91.1
	20	—	49.0

について検討した結果を表—7に示す。表—7をみると、Mn(VI)と同様にEDTAを添加するとCr(VI)の濃度が高くなるにつれてシアンの回収率は低下するのが認められる。しかし、Mn(VI)ほど影響は大きくないと思われる。

3—2—3 残留塩素

残留塩素が共存する場合について検討した結果を表—8に示す。表—8をみると、シアン濃度に対して、塩素を過剰に添加した時は還元処理を行ってもシア

表—8 残留塩素の影響

KCN (mgCN/ℓ)	NaClO (mgCl/ℓ)	回収率 (%)		
		無処理	Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub> 当量添加	NH <sub>2</sub> OH·HCl 添加
0.5	0.1	91.1	86.9	91.0
	10	3.4	1.5	—
	100	0.0	1.7	0.7

ンはほとんど回収されず、シアンは蒸留以前に分解されていると考えられる。添加塩素量がシアンよりも少ない場合、Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>による還元処理を行なうと無処理の時に比べてやや回収率は低下しているのが認められる。Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>の代わりに塩酸ヒドロキシルアミン(NH<sub>2</sub>OH·HCl)を用いると、NH<sub>2</sub>OH·HClを過剰に添加しても回収率は低下せず、NH<sub>2</sub>OH·HClによる処理の有効性が考えられ、工業用水試験方法 (JIS K0101

表—9 無機還元性物質の影響

KCN (mgCN/ℓ)	還元性物質 (mg/ℓ)	回収率 (%)			
		無処理	処理 1*	処理 2**	
0.5	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	50	—	84.9	—
		500	5.0	76.6	25.4
	S <sup>2-</sup> (as Na <sub>2</sub> S)	20	—	85.3	—
		50	—	—	7.5
		500	—	—	10.4, 20.1

\* 硝酸性KMnO<sub>4</sub>酸化後、蒸留する。

\*\* 酢酸亜鉛処理後蒸留し、さらに処理1を行なう。

—1979)ではNH<sub>2</sub>OH·HClによる還元処理が定められている。

3—2—4 還元性物質

無機および有機の還元性物質について検討した結果を表—9, 10, 11に示す。

表—9をみると、チオ硫酸ナトリウム (Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) および遊離硫黄 (S<sup>2-</sup>) は 50mg/ℓ以下では硝酸々性中でのKMnO<sub>4</sub>による酸化処理を行なうことでシアン回収率は80%以上となったが、500mg/ℓ以上では酢酸亜鉛による沈殿生成と蒸留を追加しても回収率は低い結果になった。これはJIS解説<sup>9)</sup>の記載に反しており、操作上に問題があったためか否かについて検討を要するものと思われる。

表—10をみると、ホルムアルデヒド (HCHO) が共

表—10 有機還元性物質の影響(1)

KCN (mgCN/ℓ)	HCHO (mg/ℓ)	回収率 (%)
0.05	0.2	52.2
	2	2.1
0.5	2	47.3
	20	1.5

硝酸々性 KMnO<sub>4</sub>酸化処理後、蒸留

表—11 有機還元性物質の影響(2)

KCN (mgCN/ℓ)	NH <sub>2</sub> OH·HCl (mg/ℓ)	回収率 (%)	備考
0.05	2	86.4	EDTA無添加
		94.8	pH2以下蒸留のみ
0.5	20	90.8	pH2以下蒸留後、酸化処理、さらに蒸留

表-12 亜硝酸イオンの影響

項目	KCN (mgCN/ℓ)	NaNO <sub>2</sub> (mgNO <sub>2</sub> /ℓ)	10w/v% スルファミン 酸アンモニウム (ml)	10w/v% EDTA (ml)	CNとしての 回収量 (mg)	CNとしての 回収率 (%)
A	0.5	200	—	—	0.241	96.4
B	—	20	—	10	0.010	—
	0.05	20	—	10	0.030	121
	—	200	—	10	0.462	—
	0.5	200	—	10	0.694	278
C	0.5	—	5	10	0.228	91.2
D	0.05	20	0.5	10	0.0179	71.6
	0.05	20	5	10	0.0181	72.4
	0.5	200	3	10	0.226	90.6
	0.5	200	5	10	0.221	88.5

存する場合はKMnO<sub>4</sub>による酸化処理を行なっても回収率の向上は認められない。これはシアンがホルムアルデヒドとシアンヒドリンを形成するためといわれている<sup>9)</sup>。

一方、表-11をみると塩酸ヒドロキシルアミンの場合は前記3物質と異なり、過剰に存在しても蒸留を行なうだけで影響は除かれ、酸化処理を行なうとかえって回収率の低下するのが認められる。

### 3-2-5 亜硝酸イオン

亜硝酸イオン(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)の共存について検討した結果を表-12に示す。表-12をみると、(A)NO<sub>2</sub><sup>-</sup>がシアンと共存しても回収率は影響を受けないが、(B)金属マスクング剤であるEDTAを添加するとNO<sub>2</sub><sup>-</sup>とEDTAが反応してシアンが生成し<sup>9)</sup>、回収率に影響を及ぼすのが確認できた。シアンの生成を妨げるため

に、EDTAの添加前にスルファミン酸アンモニウムを添加してNO<sub>2</sub><sup>-</sup>を除去すると、(C)スルファミン酸アンモニウムの添加によって数%回収率は低下するものの、(D)EDTAが共存しても回収率に影響は出ないことが認められる。

### 3-3 希釈の影響

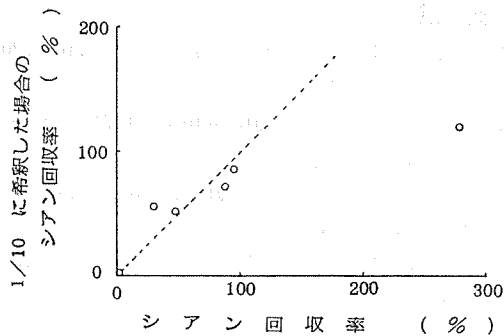
3-1において妨害物質が共存しない場合、シアン濃度が高いほど回収率は高い傾向がみられた。妨害物質の共存する場合にもこの傾向が成り立つものかを検討するために若干の実験を行なった。その結果を表-13, 14, 図-8に示す。

表-13および図-8をみると、希釈による影響は妨害物質の種類によって異なるが、妨害物質の除去処理を行わない場合は希釈の方が回収率はややよくなる傾向があるように思われる。

表-13 希釈によるシアン回収率の影響

シアン化合物 (mgCN/ℓ)	妨害物質 (mg/ℓ)	除去処理	回収率 (%)		
			原水	1/10 希釈	
KCN	0.5	— *	278	121	
		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> 200	○ * (スルファミン酸 アンモニウム)	88.5	71.6
		HCHO 2	—	47.3	52.2
		20	—	1.5	2.1
		NH <sub>2</sub> OH·HCl 20	—	94.8	86.4
K <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	0.5	Cu 1000	—	30.5	55.9

\* 10w/v% EDTA 10ml添加



図—8 妨害物質共存時の希釈による影響

一方、表—14の実際の排水について行なった結果をみると、希釈率の高い方がシアンの回収量はやや低下

表—14 メッキ工場排水における採水量の影響

工場	シアン回収量 (mgCN/ℓ)	
	採水量 250ml	採水量 25ml
A	1.49	1.49
B	0.742	0.702
C	0.867	0.795

するか、ほぼ同じであるのが認められる。これらの排水の性状を表—15に示す。この相反する結果は表—13と表—15にみられるように妨害物質の濃度の高低によるものと思われ、除去処理を行なった場合や妨害物質の濃度が低い場合について、さらに検討する必要があると考えられる。

表—15 メッキ工場排水の性状

項目 (mg/ℓ)	A	B	C
SS	24	不検出	—
COD	40	37	—
n-ヘキサン抽出物	不検出	—	—
T—Cr	0.86	0.45	0.42
Cr (VI)	0.76	0.15	0.11
Pb	不検出	不検出	—
Cu	0.1	0.4	—
Zn	3.4	1.6	0.44
Fe	4.6	2.8	0.5
Ni	3.0	0.4	—
Cd	—	不検出	—

### 3—4 チオシアンの分離定量

表—3に示したように、チオシアンは加熱蒸留状態である pH 2 以下の強酸性下でもほとんど蒸留されな

い。一方、酸性液中で  $\text{KMnO}_4$  を作用させることによりシアンの発生することが知られている。

確認のために、チオシアン酸カリウムと  $\text{KMnO}_4$  を共存させ、全シアンの蒸留条件で蒸留した結果を表—16に示す。ただし、3—2—2で検討したように EDTA が  $\text{KMnO}_4$  と共存するとシアンの回収率が低下するので、EDTA は添加しなかった。表—16をみると、いずれも回収率約 90% であり、 $\text{KMnO}_4$  の添加量が適量であれば十分にチオシアンの定量が可能と思われる。

表—16 チオシアン酸カリウムの酸化分解

KSCN (mgCN/ℓ)	回収率 (%)	備考
0.05	90.4	N/10 $\text{KMnO}_4$ 1 ml
0.5	92.4	// 2
0.5	86.9	// 10

EDTA 無添加

シアンとチオシアンが共存する場合、最初は EDTA を加えずに pH 2 以下のりん酸々性下で蒸留を行ない、つぎに  $\text{KMnO}_4$  を蒸留フラスコの残留液に加えて再蒸留を行なう方法が考えられる。この方法によれば第 1 回の留出液中にはシアンが、第 2 回の留出液中にはチオシアンから分解生成したシアンが生成することになる。この方法で行なった測定結果を表—17に示す。表—17をみると、いずれも満足できる回収率が得られており、シアンとチオシアンの分離定量が可能であると思われる。

表—17 シアンとチオシアンの分別蒸留

KCN (mgCN/ℓ)	KSCN (mgCN/ℓ)	回収率 (%)	
		第 1 回蒸留	第 2 回蒸留*
0.05	0.5	88.8—CN	98.8—SCN
0.5	0.5	97.1	97.4

EDTA 無添加

\* N/10  $\text{KMnO}_4$  2 ml 添加

ただし、この方法の問題点として、

- (1) EDTA を添加しないので、錯体シアンが存在し、かつ重金属が多量に共存する時は錯体シアンの一部は測定されない。
- (2) 有機シアン化合物のほとんどは第 1 回の蒸留で揮散して留出液中に捕捉されると思われるが、中には沸点が高くてそのまま残留し、第 2 回の酸化蒸留で

分解してシアンを留出させる。

などが考えられる。

#### 4. おわりに

以上、全シアンの蒸留方法を中心に検討した。得られた結果をまとめると、以下のとおりである。

- (1) JISに定められている加熱蒸留条件のうち、留出速度、留出液量は蒸留効率からみて妥当であるが、吸光度における定量範囲をシアン濃度の範囲としている点については再考の余地がある。
- (2) 金属マスクング剤であるEDTAと6価クロム等の酸化性物質が共存すると、シアンの蒸留効率は低下する。
- (3) 共存する酸化性物質や残留塩素に対する還元処理剤としては、塩酸ヒドロキシルアミンが優れている。
- (4) 共存する還元性物質のうち、高濃度 $S^{2-}$ の酸化処理方法は今回満足のいく回収率が得られなかった。
- (5)  $NO_2^-$ の処理剤であるスルファミン酸アンモニウムは添加時期を適切に行なえば、蒸留効率にほとんど影響を与えない。
- (6) 全シアンとチオシアンの分離定量は、いくつか欠点はあるが、蒸留を2回行なうことによって可能である。

#### 文 献

- 1) 堀口博：公害と毒・危険物〈有機編〉716—720 (1974) 三共出版
- 2) 工場排水試験方法 JIS K0102—1974, 90—97 (1975) 日本規格協会
- 3) 工場排水試験方法解説 JIS K0102—1971解説, 141—154 (1975) 日本規格協会
- 4) 堀口博：公害と毒・危険物〈有機編〉784—787 (1974) 三共出版
- 5) 赤沢寛, 森田亮吉：シアンの迅速試験法, 第22回全国水道研究発表会講演集, 228—229 (1971)
- 6) 内海喩, 奥谷忠雄, 山田達雄：接触反応を利用する極微量チオシアン酸イオンの吸光度定量, 分析化学, 24, 799—801 (1975)
- 7) 野村俊明, 竹村純子, 中村俊夫, 小松寿美雄：メチルチモールブルー・水銀(II)錯体によるチオシアン酸イオンの抽出吸光度定量, 分析化学 22, 576—580 (1973)
- 8) 野々村誠, 米倉茂男：シアンの定量におよぼす有機還元剤の影響, 工業用水, No.206, 35—39 (1975)
- 9) 興水敏子, 高松和幸, 金子幹宏, 福井昭三, 菅野三郎：アミン類と亜硝酸イオンとの反応によるシアンイオンの生成(第1報) 反応混合液の蒸留時におけるシアンイオンの生成, 衛生化学, 20 (6), 332—336 (1974)

# トリハロメタン前駆物質の除去と 残存有機物の特性

福島 博\*  
大久保 登\*\*

## 要 旨

フミン酸、フルボ酸等より構成されるフミン質と塩素との反応により、低級塩素化合物のトリハロメタンが生成されることが知られている。そこで、凝集沈殿処理、オゾン処理、またこれらの処理の組み合わせによるフミン質中の有機物の除去効果及びトリハロメタン生成能の変化について検討した。その結果、オゾン処理に比べ凝集沈殿処理が有機物除去に効果があること、またフミン質を凝集沈殿処理した後、オゾン処理を行なえば、有機物が最も多く除去され、トリハロメタン生成も低くなることがわかった。さらに、ゲルクロマトグラフィーを用いて、各処理水の有機物特性を検討したところ、処理の過程で高分子量の成分が低分子化し、また2つの処理を組み合わせることにより、高分子成分が除去されることが明らかとなった。

## 1. はじめに

現在、浄水処理過程ではアンモニア、鉄、マンガンの酸化（前塩素処理）や殺菌（後塩素処理）の目的で、また、下水処理においては消毒や脱窒素の目的で塩素による処理が行なわれている。下水処理水から塩素化ベンゼンがしばしば検出される<sup>1)</sup>ことは周知の事実であるが、浄水では水中に溶解している微量の有機物と塩素との反応によりトリハロメタン（THM）が生成されることが知られており、最近では環境における化学物質汚染という見地からも、重要な問題になりつつある。

昨年、EPAが水道水中の全トリハロメタン（TTHM）について、100 $\mu\text{g}/\ell$ の規制値を発表して以来、我国においても、水中の有機物質の除去に関して研究がすすめられている<sup>2)3)</sup>。THM前駆物質としては、特にフミン酸が知られているが、今回は試料としてフミン質を多量に含む泥炭地浸出水を用い、浄水過程で実際に使用されている凝集沈殿処理及び脱色等で実用化されつつあるオゾン処理を組み合わせることにより、

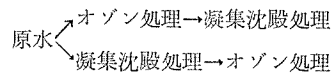
有機物の除去特性やTHM生成能の変化について検討した。また、併せてTHM分析方法として用いられているヘッドスペース法及び液々抽出法につき、比較、検討を行なった。

## 2. 実験方法

### 2-1 試料及び処理フロー

北海道泥炭地の浸出水は高濃度のフミン質を含む有機着色水である。これを孔径0.45 $\mu\text{m}$ のメンブレンフィルターで濾過し、その濾液を試験に供した。以下これを原水と表現する。

今回実験を行なった処理のフローは次のとおりである。



### 2-2 凝集沈殿処理

原水を含む試験溶液に対し、硫酸アルミニウムを100 $\text{mg}/\ell$ となるように添加した後、pHを5に調整してジャーテスト（100rpmで10分間急速攪拌後、20rpmで20

A study on the removal of trihalomethane precursor and the characterization of residual substances

\* Hiroshi Fukushima, 横浜市公害研究所水質部門

\*\* Noboru Ohkubo, 金沢大学薬学部

分緩速攪拌)を行なった。攪拌停止後数分放置し、上澄水を $0.45\mu\text{m}$ のメンブレンフィルターで濾過し、その濾液を供試水とする。

### 2-3 オゾン処理

原水を含む試験溶液を反応塔に入れ、オゾナイザーより発生させたオゾンを含む酸素を注入してオゾン添加濃度が約 $50\text{mg}/\ell$ なるように調整した。更に $0.45\mu\text{m}$ のメンブレンフィルターで濾過し、処理水を得た。なお、オゾンは反応塔の出入口のそれぞれにおいて、5%ヨウ化カリウム溶液に吸収させ、それらより反応液中のオゾン濃度を求めた。

### 2-4 塩素処理

2-1に示した原水を含む5種類の試験溶液を、TOCが約 $5\text{mg}/\ell$ になるように、THMが含まれていない精製水で希釈する。その後、有効塩素濃度が $10\text{mg}/\ell$ となるよう塩素水を添加し、pHを7に調整後、ふ卵びんに密栓して反応温度 $20^\circ\text{C}$ で24時間静置した。(なお精製水は再蒸留水に塩素水を加え、1時間以上煮沸したものを用いた。)また塩素水は高純度さらし粉から酸性下で発生する塩素ガスを、精製水に吸収させることにより作成した。

### 2-5 残留塩素の測定

2-4において、塩素添加24時間後の遊離塩素は電流滴定法による残留塩素計で測定した。

### 2-6 THM測定

#### 2-6-1 ヘッドスペース法

塩素処理水 $20\text{ml}$ をバイアルびんに分取後、亜硫酸ナトリウムで脱塩素し、アルミキャップで密栓する。その後 $25^\circ\text{C}$ の恒温水槽に30分以上浸漬させ、気液平衡状態にする。

#### 2-6-2 液々抽出法

塩素処理水 $20\text{ml}$ を共栓付試験管に分取後、亜硫酸ナトリウムで脱塩素し、THM分析用n-ペンタン $5\text{ml}$ で抽出する。

その後、気相及びn-ペンタン層の一定量をECD付ガスクロマトグラフに注入し、絶対検量法により濃度を測定する。分析条件は次のとおりである。カラム

充填剤、25%Silicone DC-550 Chromosorb W AW DMCS、カラム温度 $90^\circ\text{C}$ 、注入口、検出器温度 $150^\circ\text{C}$   $\text{N}_2$   $60\text{ml}/\text{min}$ .

### 2-7 有機物濃度の測定及びゲルクロマト

#### グラフィー

原水及び各処理水の有機物濃度の指標として、TOC、紫外外部吸光度( $220\text{nm}$ ,  $260\text{nm}$ )、色度( $370\text{nm}$ )を測定した。また5種の試験溶液のTOC濃度がほぼ一定( $300\text{mg}/\ell$ )となるように減圧濃縮し、有機物の特性や処理による有機物の特性の変化を把握する目的でゲルクロマトグラフィーを行なった。ゲルはセファデックスG-25、カラムは $2.6 \times 90\text{cm}$ (ベッド容積 $478\text{cm}^3$ )、展開液は再蒸留水を用いた。

## 3. 結果及び考察

### 3-1 原水及び各処理水の水質

原水及び一連の処理操作により得られた処理水について分析を行ないその結果を表-1に示した。

表-1より処理工程を組合せることにより有機物指標と考えられるE-220, E-260, TOCの値はいずれも明らかに減少している。フミン質を凝集沈殿処理する場合の最適pHは5前後といわれているが<sup>23)</sup>、本実験では凝集沈殿処理水のpHは6.20, オゾン、凝集沈殿処理水ではpH4.90となった。pHが5~6では有機物の凝集による除去効果がほぼ同程度である<sup>2)</sup>ことから、凝集条件は同一であると考えられる。表-1より、オゾン処理に比べて凝集沈殿処理は、有機物除去に効果のあることがわかり、また、これらの処理を組み合わせることにより、処理効果は更に向上することも明らかである。また凝集沈殿後、オゾン処理を行なうとその効果の向上は著しい。この場合、不飽和結合を有する有機物の指標であるE-260及び色度は、各々99.1%, 99.8%の除去率を示していた。一方、オゾン処理水は原水に $48.0\text{mg}/\ell$ のオゾンを吸収させたものであるが、凝集沈殿、オゾン処理水でのオゾン吸収濃度は $23.4\text{mg}/\ell$ であった。これは反応塔内の試験溶液がそれ以上オゾン吸収をうけず、酸化されない状態であること

表-1 原水及び各処理水の水質試験結果

	pH	E-220	E-260	TOC ( $\text{mg}/\ell$ )	色度 (度)
原水	5.4	1.410	1.110	33.19	125.8
オゾン処理水	3.9	0.705	0.255	16.11	15.8
凝集沈殿処理水	6.2	0.450	0.115	5.80	8.0
オゾン・凝集沈殿処理水	4.9	0.375	0.065	9.05	3.9
凝集沈殿・オゾン処理水	4.6	0.320	0.010	5.80	0.2



表—2 原水、各処理水のTHM生成量と塩素消費量

	$\Delta\text{Cl}_2(\text{mg}/\ell)$	$\text{CHCl}_3$	$\text{CHCl}_2\text{Br}$	$\text{CHClBr}_2$	$\text{CHBr}_3$	TTHM( $\mu\text{g}/\ell$ )
原水	7.2	1200.0	18.0	—	—	1218.0
オゾン処理水	3.7	305.0	9.0	—	—	314.0
凝集沈殿処理水	3.0	101.0	4.8	—	—	105.8
オゾン・凝集沈殿処理水	3.5	139.5	12.9	—	—	152.4
凝集沈殿・オゾン処理水	5.3	78.8	3.5	—	—	82.3

表—3 原水・各処理水の指標間の比

	E-220/TOC	E-260/TOC	色度/TOC	$\Delta\text{Cl}_2/\text{TOC}$	TTHM/TOC
原水	0.042	0.033	3.790	0.216	36.70
オゾン処理水	0.044	0.016	0.981	0.227	19.49
凝集沈殿処理水	0.078	0.027	1.379	0.521	18.24
オゾン・凝集沈殿処理水	0.041	0.007	0.431	0.382	16.83
凝集沈殿・オゾン処理水	0.055	0.002	0.034	0.910	14.19

を意味しているが、凝集沈殿と組み合わせることにより約半分の量のオゾンによっても、このように良好な処理効果が得られた。

### 3—2 THMの生成実験

原水及び各処理水について塩素処理を行なった結果、生成されたTHM濃度（ヘッドスペース法により測定）と塩素消費量（ $\Delta\text{Cl}_2$ ）を表—2に示す。

凝集沈殿処理水ではオゾン処理水に比べ有機物がより多く除去されているため、消費される塩素量は少なく、生成したTTHM濃度も低い。一般に処理操作が進行するにつれ有機物の量が減少するので、TTHMの生成量は減少している。反対に、塩素消費量が大きくなれば生成されるTTHM量も増加するが、凝集沈殿、オゾン処理水の場合、生成TTHM量が少ないわりには塩素消費量が大きい。これは他の処理水の場合と異なり、添加された塩素の一部がTHM生成以外の有機物の分解にも消費されているためと思われる。前述のように、凝集沈殿、オゾン処理水はすでにオゾンが吸収されず、オゾンによる酸化を受けない状態となっているためと考えられるがこの溶液にさらに塩素を作用させると、塩素の酸化作用により82.3 $\mu\text{g}/\ell$ のTTHMが生成されている。この場合、表—1に示すように色度がほとんどなくともTHMが生成されていることから、その前駆物質としては色度成分のみではないことが明らかである。

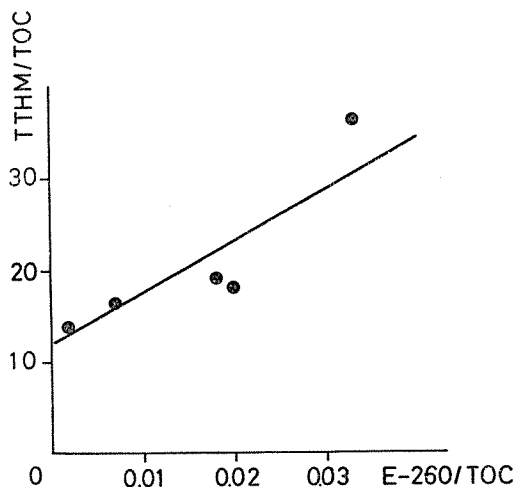
### 3—3 有機物指標(E-220, E-260, TOC)の考察

原水及び各処理水においてTOCと各有機物指標、塩素消費量、TTHM濃度との比を求め、表—3に示

した。

原水及び各処理水についてのE-220/TOCにはあまり変化が見られない。このことはオゾン処理や凝集沈殿処理が、硝酸、亜硝酸等、微生物代謝に関与する無機物にはあまり影響を及ぼさないことを示している。それに比べE-260/TOCには顕著な差が認められ、これらの処理過程で、特に二重結合を有する有機物が除去されていることがわかる。また原水におけるTTHM/TOCが他の処理水のそれと明らかに相違しているのは、残存有機物質に違いがあることに原因があると考えられる。

この他、図—1に示すとおり、TTHM/TOCと

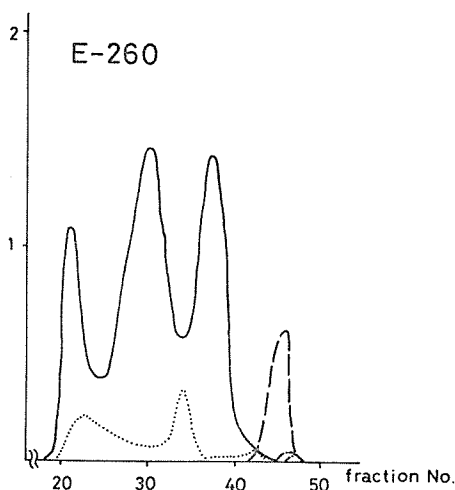
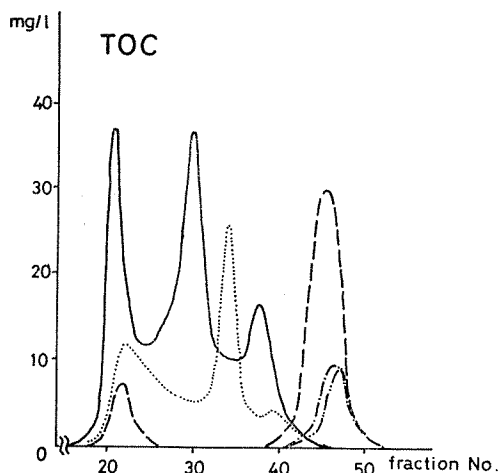


図—1 TTHM/TOCとE-260/TOCの関係

E-260/TOCがほとんど直線を示すことから、使用したフミン質のTOCとE-260を測定することにより、TTHM生成量がある程度推定できるものと考えられる。

### 3-4 ゲルクロマトグラムによる評価

TTHM前駆物質としてのフミン質の分離については、土壌からの抽出物を用いてゲル透過が行なわれて



——— 原水  
 ..... オゾン処理水  
 - - - 凝集沈殿処理水  
 - · - · オゾン・凝集沈殿処理水  
 - - - 凝集沈殿・オゾン処理水

#### Conditions

Eluent : redistilled water  
 Flow rate : 1 ml/min.  
 7.8 ml / fraction

図-2 原水及び各処理水のゲルクロマトグラム

いるが、<sup>45)</sup> 地域によりかなり性質が異なるようである。この実験では、原水及び各処理水をTOCの値がほぼ同一になるように濃縮し、その濃縮液10mlをセフデックスゲルにのせ、分画を行なった。この分画成分につきTOC、260nmにおける紫外外部吸光度を測定したクロマトグラムを図-2に示す。なおゲルクロマトグラフィーによる回収率は、TOCの場合92.6%~98.6%と良好な値を示していた。

図-2より、原水即ち泥炭地浸出水のフミン質中に含まれる溶解性有機物は分子量分画の上で3成分から成ることがわかる。(以下これを高分子量分画からG-I、G-II、G-IIIとする。)この原水に凝集沈殿処理を行なうと、G-I、G-IIの高分子分画がなくなり、低分子分画が増加する傾向を示している。またオゾン処理によって全ての成分が減少していた。E-260に比較してTOCでのG-IIがやや大きいのは、分子量の大きい有機物が二重結合部分で酸化分解され、低分子化したものと思われる。凝集沈殿処理、オゾン処理の組合せは順序を変えた2つの方法について行なったが、ゲルクロマトグラムによる評価はいずれもほぼ同様の結果を示しており、高分子量の有機性成分が全て消滅していた。

### 3-5 TTHM測定法の比較

過去TTHMの測定には種々の方法が用いられてきた。<sup>6)~8)</sup> 其中で現在最も汎用されているのはヘッドスペース法及び液々抽出法である。特にヘッドスペース法については、水道水中のTTHMモニタリングのための分析法に採用され、一般化している。今回は同一試料(オゾン、凝集沈殿処理水)を用い、両法による分析を行なってその結果を比較した。図-3にTTHMのガスクロマトグラムを示す。

ヘッドスペース法では25℃の恒温水槽を用いて気化する方法を採用しているため、低沸点物質しか検出されない。一方、液々抽出法はn-ペンタンに抽出されるもの全てを検出できることになるが、この場合それらの物質が臭素数の少ないTTHMを分析する際の妨害になることが考えられる。本実験で比較したところ両法によるTTHM分析結果はほぼ同一であったが、TTHMに代表される低沸点化合物を分析するにはヘッドスペース法が適していると考えられる。また、最近、塩素処理により生成される化合物の同定がよく行なわれている<sup>9)</sup>が、このような場合には液々抽出法が適していると思われる。

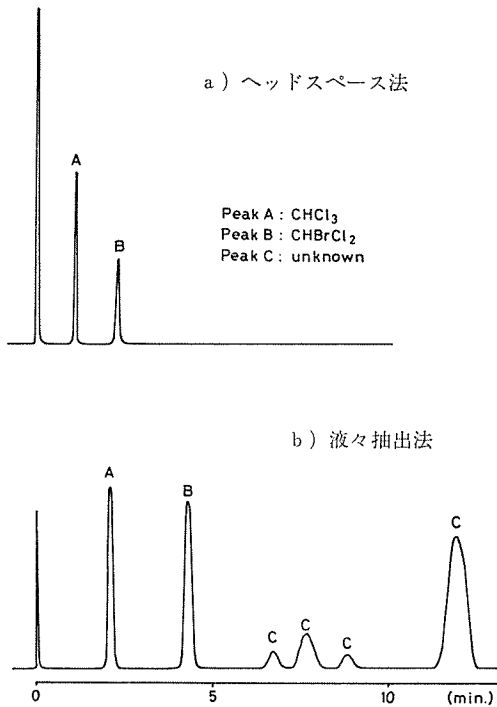


図-3 ヘッドスペース法及び液々抽出法によるトリハロメタンのガスクロマトグラム  
(試料：オゾン凝集沈殿処理水)

#### 4. まとめ

フミン質を多量に含む泥炭地浸出水を用い、処理方法の違いによる有機物除去の特性やTTHM生成能の変化について検討したところ、次の結果が得られた。

- (1) フミン質中の有機物除去にはオゾン処理よりも凝集沈殿処理の方が効果があり、両方の組合せでは、凝集沈殿を行なった後にオゾン処理を行なう方法に最も大きな除去効果がみられた。
- (2) フミン質の塩素処理によるTTHM生成をできるだけ少なくするためには、凝集沈殿、オゾン処理の組合せによる処理方法が最も効果がある。
- (3) 原水及び各処理水をゲルクロマトグラフィーにかけ、分画を試みたところ、凝集沈殿、オゾンの両法を組み合わせた処理水では高分子量分画がなくなり、わずかに低分子量分画のみが残存していた。
- (4) TTHMの分析には、妨害物質等の点で液々抽出法

よりも、ヘッドスペース法の方が適していると思われた。

#### 謝辞

なお本研究は国立公衆衛生院環境分析化学特論コースの研修の一環として実施したものであり、終始御指導下さった衛生工学部真柄泰基室長、相沢貴子技官に感謝します。

#### 文献

- 1) 村上健, 渡部春樹: 下水中の塩素処理と有機塩素化合物とその除去について, 第13回日本水質汚濁研究会年次学術講演会講演集, 85-90 (1978)
- 2) 真柄泰基, 相沢貴子他: トリハロメタン前駆物質からみた浄水プロセスの除去特性, 第31回全国水道研究発表会, 514-516 (1980)
- 3) 有川彰浩, 安武重雄, 志賀美奈子: トリハロメタンに関する2, 3の実験, 第31回全国水道研究発表会, 520-522 (1980)
- 4) J. J. McCreary, V. L. Snoeyink: Characterization and activated carbon adsorption of several humic substances. *Water Research*, 14(2), 151-160 (1980)
- 5) J. L. Schnoor, J. L. Nitzschke, R. D. Lucas, and J. N. Veenstra: Trihalomethane yields as a function of precursor molecular weight. *Environ. Sci. Technol.*, 13 (9), 1134-1138 (1979)
- 6) J. J. Richard, G. A. Junk: Liquid extraction for the rapid determination of halomethanes in water. *J. A. W. W. A.*, 69, 62-69 (1977)
- 7) E. A. Dietz, Jr, K. F. Singley: Determination of chlorinated hydrocarbons in water by head space gas chromatography. *Anal. Chem.*, 51, 1809-1814 (1979)
- 8) M. M. Varma, M. R. Siddique, and K. T. Doty: Purge and trap scores high with low TTHM concentrations. *Water Sewage Works*, 126, 39-40 (1979)
- 9) 福島博: 塩素処理による有機塩素化合物の生成, 横浜市公害研究所報第4号, 95-100 (1979)

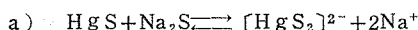
## 底質中の水銀存在形態 (第1報)

## — 硫化ナトリウム溶出による水銀分析法 —

二宮 勝 幸\*

## 要 旨

硫化水銀は、水に対して不溶（溶解度積 =  $3 \times 10^{-54}$ ）であるが、硫化ナトリウムと作用して水溶性のチオ錯イオンを生成する<sup>1)</sup>。



この反応は、水酸化ナトリウムを添加することによって、加水分解による逆反応が抑制されることが知られている<sup>1)</sup>。

そこで筆者は、この反応を用い、硫化水銀が主成分と推察される水銀含有量の多い底質をアルカリ性硫化ナトリウム水溶液で抽出・汙過し、その汙液を常温で化学的に分解処理した後、還元気化法により水銀含有量を測定した。その結果、その水銀濃度は、底質調査方法<sup>2)</sup>により得られた値とほぼ一致していた。

本測定法は、水銀の存在形態分析の一手法であるとともに、硫化水銀の定量分析法となり得ることが明らかとなった。

## 1. はじめに

水俣病の発生以来、その原因物質の究明<sup>3)4)</sup>そして、無機水銀のメチル化反応機構<sup>5)6)</sup>更には、生物濃縮に関するもの<sup>7)</sup>等、有機水銀汚染について数多くの報告がなされている。

一方、園田<sup>8)9)</sup>等の報告によると、水銀汚染地域における底質中の水銀の一部は底質中の有機物、特にチオフミン酸と結合した形で存在すると推定され、その解析手法として、粒子径分画による粒子径別水銀分布、<sup>10)11)</sup>及び、ゲルクロマトグラフを用いて分子量分画を行い分画別の特性を把握する方法<sup>12)13)</sup>が検討されている。

しかし、還元状態の底質中の水銀化合物の大部分は、極めて溶解度の小さい、安定な化学形である硫化水銀として存在する可能性が大きいことも示唆されている。<sup>14)15)16)</sup>

本報告では、環境中における水銀の存在形態を解析するため、底質中の硫化水銀の分析法について検討を行った。検討に用いた底質は、横浜市海域の水銀汚染

状況調査により汚染が明らかとなった水銀汚染底質であり、硫化水素臭を放ち、黒色へドロ状である。

なお、この水銀汚染底質は、「底質の暫定除去基準」に従って、1978年9月から1979年1月にかけて除去された。

## 2. 試薬および装置

## 2-1 試 薬

硫化ナトリウム・9水塩、水酸化ナトリウム、亜硝酸ナトリウム、塩化第一スズ・2水塩は和光特級、30%過酸化水素は三菱瓦斯化学特級、硫酸、塩酸、硝酸、アンモニア水は和光超特級、過マンガン酸カリウム、塩酸ヒドロキシルアミンは和光有害金属測定用、過塩素酸マグネシウムは和光元素分析用をそれぞれ使用した。

## 2-2 調製試薬

(1+1)硫酸：硫酸500mlを蒸留水（以下水という）に加えて、1000mlとする。

1N-水酸化ナトリウム溶液：水酸化ナトリウム40gを水に溶解して、1000mlとする。

A Study of the Chemical Form of the Mercury Compounds in the Sediment

\* Katsuyuki Ninomiya, 横浜市公害研究所水質部門

塩化アンモニウム溶液：塩化アンモニウム30mgを水に溶解して100mlとする。この溶液は、 $100\mu\text{g-NH}_4^+/\text{ml}$ に相当する。

10%硫化ナトリウム溶液：硫化ナトリウム10gを水に溶解して、100mlとする。密栓して褐色ビンに保存する。

5%過マンガン酸カリウム溶液：過マンガン酸カリウム50gを水に溶解して、1000mlとする。

10%塩酸ヒドロキシルアミン溶液：塩酸ヒドロキシルアミン10gを水に溶解して、100mlとする。

20%亜硝酸ナトリウム溶液：亜硝酸ナトリウム20gを水に溶解して、100mlとする。使用時に調製する。

1%  $\text{Na}_2\text{S}$  溶出液：硫化ナトリウム5gと水酸化ナトリウム4gを水に溶解して、100mlとする。これを5倍希釈して1%  $\text{Na}_2\text{S}$  溶出液とする。使用時に調製する。

5%  $\text{Na}_2\text{S}$  溶出液：硫化ナトリウム25gと水酸化ナトリウム4gを水に溶解して250mlとする。これを5倍希釈して5%  $\text{Na}_2\text{S}$  溶出液とする。使用時に調製する。

### 2-3 器具・装置

吸引汙過器，遠心分離機，振盪機，島津製 UV-201 型還元気化原子吸光度計

## 3. 実験方法

### 3-1 試料の調製

水銀汚染底質は、浚渫前に採取して冷蔵庫に保管し、それを充分均一になるように混和した後、3000rpmで20分間遠心分離し、水層を除去したものを調製した。(以下、湿泥試料という、含水率53%)。また、湿泥試料を風乾した後、1mmメッシュのフルイに通したものを乾泥試料とした。試料はいずれも褐色ビンに密栓して冷暗所に保存した。なお、「底質調査方法」に従って、乾泥試料中の水銀含有量を測定したところ、 $171\mu\text{g/g}$ であった。

### 3-2 分析法

300ml 共栓付三角フラスコに乾泥試料100mgを正確に取り、硫化ナトリウム溶液と水酸化ナトリウム溶液を加えた後、水を加えて全容を50mlとする。密栓後、振盪機で1時間溶出を行い、溶出液を汙紙(GFP-200A)で吸引汙過し、300ml 目盛共栓付円筒型フラスコに汙液を採取する。汙液を水で100mlまでメスアップした後、その1mlを還元気化容器に入れ、 $\text{S}^{2-}$ の酸化剤として、(1+1)硫酸10mlと5%過マンガン酸カリウム溶液10mlを加えて、数分間放置後、還元気化原子吸光度で水銀を測定する。

### 3-3 水銀の測定

酸化処理液については、10%塩酸ヒドロキシルアミン溶液を過マンガン酸カリウムの色がわずかに残るまで加え、定容した後、その適量を還元気化容器に取り、水を加えて約100mlとし、(1+1)硫酸10mlと10%塩化第一スズ溶液5mlを添加し、還元気化原子吸光度で水銀量を測定する。(以下、還元気化法という)

### 3-4 予備実験

乾泥試料中の水銀が硫化ナトリウム溶液に溶出するかどうかを調べるため、乾泥試料500mgを1%硫化ナトリウム溶液50mlに加えて、一晩放置後、汙過して、その汙液を酸化処理した後、還元気化法により水銀を定量した。その結果、約70%の水銀が水中に移行していることが明らかとなった。以上の結果から、乾泥試料中の水銀化合物のほとんどは硫化水銀と考えられる。この乾泥試料を用い、硫化ナトリウム濃度と水酸化ナトリウム濃度の違いによる溶出率の変化を調べ、底質中の硫化水銀の定量分析法の検討を行なった。

## 4. 結果と考察

### 4-1 硫化ナトリウム濃度と水酸化ナトリウム濃度の違いによる溶出率の変化

硫化水銀の溶解性は、硫化ナトリウム濃度と水酸化ナトリウム濃度に影響されるので、3-2の分析方法に従って、硫化ナトリウム濃度を0.1から1%水酸化ナトリウム濃度を0から0.2Nと段階的に変化させ、水銀の溶出率を検討した。その結果を図-1に示す。図-1に示したように、乾泥試料100mgに対して、硫化ナト

- 0.20N—NaOH
- △ 0.10N— "
- 0.04N— "
- 0.00N— "

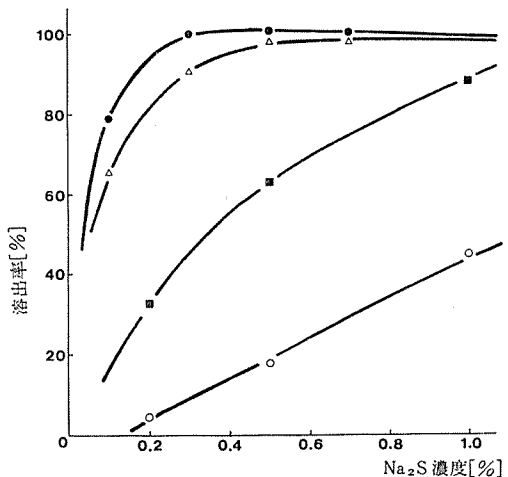


図-1  $\text{Na}_2\text{S}$  濃度と  $\text{NaOH}$  濃度の違いによる溶出率

リウム濃度0.5%, 水酸化ナトリウム濃度0.2Nの抽出液を50ml使用すれば、定量的に水銀が溶出されることが明らかとなった、しかし、試料量が100mgでは少ないため、以後200mgを分析対象とすることにした。試料量を200mgとした場合、量が2倍になったので、硫化ナトリウム濃度1%, 水酸化ナトリウム濃度0.2Nの溶出液を用いれば良いと考えられる。その条件で、分析を行ったところ、「底質調査方法」により得られた値とはほぼ一致した。

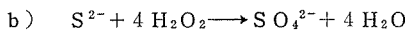
#### 4-2 溶出液の分解処理法の検討

##### 4-2-1 S<sup>2-</sup>の酸化方法の検討

抽出液として硫化ナトリウムを用いているので、S<sup>2-</sup>が還元酸化法で水銀を測定する際の負の妨害となる。3-2の分析方法では、測定液量が少ない(1ml)なので、酸化剤として(1+1)硫酸10mlと5%過マンガン酸カリウム溶液10mlを添加することにより、S<sup>2-</sup>による妨害は除去できた。しかし、この方法では、硫酸添加時に硫化水素が発生することと、硫化ナトリウム溶液量が多くなると酸化がSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>まで完全に行われず、イオウの白濁も生じてくるという欠点がある。

一方、4-1の溶出率の検討から、溶出液として硫化ナトリウム濃度1%, 水酸化ナトリウム濃度0.2Nの50mlが適当であることが明らかとなったので、この溶液に水銀を0.3μg添加したものを全量を分解対象液とし、S<sup>2-</sup>の酸化方法の検討に用いることにした。塩酸・硝酸・硫酸・過塩素酸等の各種酸による酸化の検討を行ったが、S<sup>2-</sup>が固体イオウとして残留し、完全にSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>まで酸化しない場合もあり、S<sup>2-</sup>の酸化に適した酸は見い出されなかった。

ところが、S<sup>2-</sup>のアルカリ性溶液において、過酸化水素はS<sup>2-</sup>をSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>まで完全に酸化することが知られている<sup>1)</sup>ので、分解対象液に過酸化水素水を添加したところ、すみやかに酸化した。これは、次の反応式によるものと思われる。



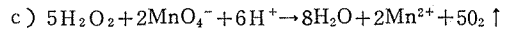
しかし、分解処理液は発泡作用があり、過酸化水素のために過酸化水素自身が還元剤として働き、水銀の損失があると予想されるため、分解対象液中のS<sup>2-</sup>を酸化するに要する最適な過酸化水素添加量を求めることにした。b)式より、30%過酸化水素の理論添加量は0.94mlとなる。そこで、分解対象液に過酸化水素水を1, 1.5, 2ml添加し、10分間放置後、硫酸を加えてみたところ、1mlと1.5ml添加したものは白濁が生じたが、2ml添加したものは白濁が生じなかったため、S<sup>2-</sup>は酸化したと考えられる。

以後、分解対象液中のS<sup>2-</sup>を酸化する過酸化水素の

必要最小量を2mlとした。

##### 4-2-2 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>の除去の検討

分解対象液に過酸化水素2mlを添加したものについて、硫酸を加えた後、過マンガン酸カリウム溶液を滴下したところ、激しい発泡現象が見られた。

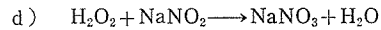


そのため、S<sup>2-</sup>の酸化処理剤として添加した過剰の過酸化水素の処理が必要となる。過酸化水素の処理法として

1) 溶液がアルカリ性なので、湯浴中に浸して分解する。

2) 還元剤を加えて、化学的に分解する。

の2つの方法がある。1)では、還流冷却装置を付けても水銀の損失があったため、2)について詳しく検討することにした。還元剤としては、亜硝酸ナトリウムを用い、その過酸化水素との反応は次のようである。



d)式より、30%過酸化水素水0.1mlを分解するのに必要な亜硝酸ナトリウムの理論量は0.061gとなる。一方、分解対象液中のS<sup>2-</sup>を分解するのに必要な30%過酸化水素水の理論量は0.94mlであり、実験的には2ml添加が適当であった。差引き、30%過酸化水素水が1.06ml残留していることになり、これを還元処理するのに必要な亜硝酸ナトリウム量は0.65gとなる。そこで10%亜硝酸ナトリウム溶液添加量を6, 7, 8mlと変化させ、更に、分解対象液量を50mlと80mlの2通りについて分析を行った結果を表-1に示す。これよ

表-1 亜硝酸ナトリウムの最適添加量の検討

液量[ml]	10%NaNO <sub>2</sub> 量[ml]	ピーク高[mm]	備考
50	6	70	発泡
〃	7	73	〃 少
〃	8	71	〃 無
80	6	72	発泡
〃	7	72	〃 少
〃	8	72	〃 無

り、水銀量を示すピーク高にほとんど差はないが、液量が50mlと80mlのいずれの場合でも、10%亜硝酸ナトリウム溶液添加量が6mlと7mlでは過マンガン酸カリウム溶液添加時に発泡現象が見られ、その消費量も多く、過酸化水素の残留が認められた。よって以後、過剰の過酸化水素の分解には、10%亜硝酸ナトリウム溶液として8mlを添加することにした。

更に、残留亜硝酸根の処理は、5%過マンガン酸カ

リウム溶液10mlを添加することで対応した。

以上の結果をまとめて、底質からの硫化ナトリウム溶液溶出による水銀分析法の分析操作フローシートを図-2に示す。

- 共栓付フラスコ
- + 乾泥試料, 500mg
  - + 1% Na<sub>2</sub>S 溶出液 50ml, 1時間振盪抽出
- ↓ G F P-200 A で吸引濾過
- 共栓目盛付フラスコ
- + 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 2 ml, 10分間放置
  - + 10% NaNO<sub>2</sub>, 8 ml,
  - + (1+1) H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 10ml
- ↓ + 5% KMnO<sub>4</sub>, 10ml
- 定容し, その適量を取り常法に従い還元気化法による水銀の測定

図-2 分析操作フローシート (1% Na<sub>2</sub>S)

又, 試料によっては硫化ナトリウム濃度が1%では対応できない場合もあると予想される。そこで, 5%硫化ナトリウム抽出液50mlによる分析法についても同様に検討を行った結果, 30%過酸化水素水 5 ml, 20%重硝酸ナトリウム溶液 5 mlの添加で定量的な分析が可能であることが明らかとなった。その分析操作フローシートを図-3に示す。

- 共栓付フラスコ
- + 乾泥試料, 200mg
  - + 5% Na<sub>2</sub>S 溶出液 50ml, 1時間振盪抽出
- ↓ G F P-200 A で吸引濾過
- 共栓目盛付フラスコ
- + 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 5 ml, 発熱があるので放冷
  - + 20% NaNO<sub>2</sub>, 5 ml
  - + (1+1) H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 10ml
- ↓ + 5% KMnO<sub>4</sub>, 10~20ml
- 定容し, その適量を取り常法に従い還元気化法による水銀の測定

図-3 分析操作フローシート (5% Na<sub>2</sub>S)

#### 4-3 再現性の検討

図-2の分析操作の濾過操作を省いた方法に従って, 水銀を添加しないものと0.3μg添加したものについて, 各々3回測定を行った。その結果を表-2に示す。ブランクは充分低い値であり, かつ変動はほとんどない。水銀を添加したものについても再現性の良いことが明らかとなった。

表-2 データの再現性 (n=3)

Hg 添加量 [μg]	ピーク高 [mm]		
0.0	0.5	0.5	0.5
0.3	72	73	71

#### 3-4 検量線と定量限界値

蒸留水と1%硫化ナトリウム抽出液についての検量線を図-4に示す。直線性は良く, 相関係数で各々0.9998, 0.9997である。

- 蒸留水
- ▲ 1% Na<sub>2</sub>S 溶出液

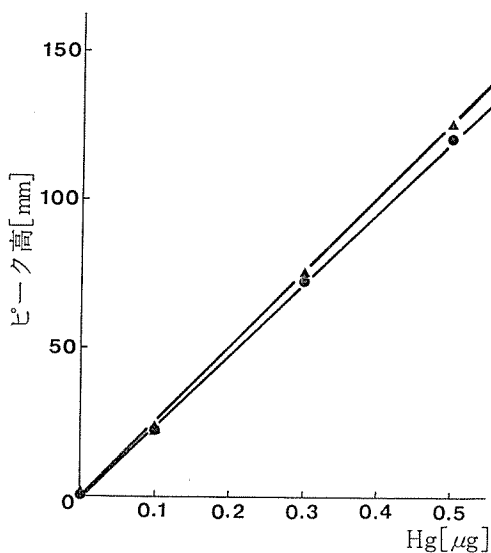


図-4 蒸留水と1% Na<sub>2</sub>S 溶出液による検量線

次に, 検量線とブランク値とから定量限界値を求めることにした。S/N比=4を定量下限とすると, これに対応する水銀量は0.005μgとなった。

従って, 処理液200ml中100mlを取り還元気化法で, 測定すると  $0.005\mu\text{g}/(0.2\text{g}/2) = 0.05\mu\text{g/g}$  が定量下限となる。

#### 4-5 吸着損失の検討

水銀の土壌粒子中への残留, 濾過操作における濾紙への吸着<sup>17)</sup>が考えられるためケイソウ在を用いて水銀の吸着損失の有無を検討した。ケイソウ土 200mg に塩化第二水銀として水銀 0.3g 添加したものについて, 図-2の分析操作に従って, 3回測定を行った。その結果を表-3に示す。

表一三 ケイソウ土による水銀の吸着 (n=3)

平均値[μg]	標準変差[μg]	回収率[%]
0.303	0.003	101

表一三に示したように、ケイソウ土に関して水銀の損失はなく、分析操作上の問題点は少ないと考えられる。

#### 4-6 妨害物質の影響の検討

アルカリ性硫化ナトリウム溶液で底質から水銀を溶出する場合の妨害物質として、水銀のチオ錯イオンの加水分解を引き起こすアンモニウムイオンと、同じ条件で抽出される鉄・アルミニウム・ヒ素・スズが挙げられる<sup>1)</sup>。今回は、アンモニウムイオンと底質中の含有量が多い鉄について検討を行った。

##### 4-6-1 アンモニウムイオンの影響

底質中のアンモニウムイオンは泥粒子に吸着しているものと間隙水中に溶存しているものがあり、湿泥1g中に含有されているアンモニウムイオンは数μg程度と言われている<sup>15)</sup>。そこで、ケイソウ土200mgに水銀0.3μgおよび塩化アンモニウムとしてアンモニウムイオンを0, 10, 100μg添加して図-2に示す操作に従って分析を行った。その結果を表一四に示す。

表一四 アンモニウムイオンの影響

NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 添加量[μg]	Hg 回収率[%]
0	101
10	102
100	101

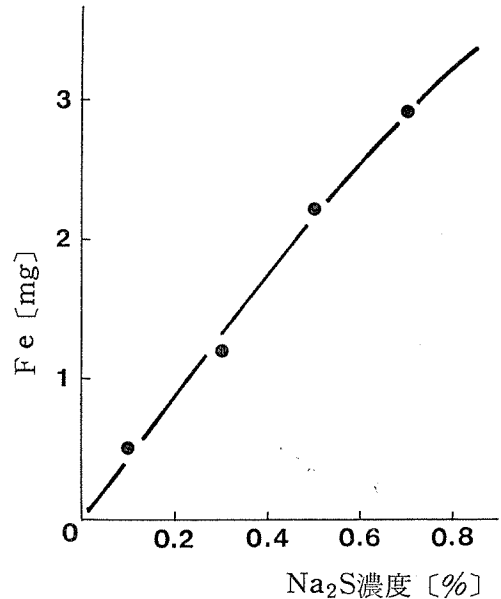
これより、一般環境底質でのアンモニウムイオンの影響はほとんどないと考えられる。また、アンモニウムイオン濃度の高い底質においては、前処理としてアルカリを添加後、湯浴中に浸してアンモニアを放散させ、その後、同様の分析操作を行えば良いと考えられる。

##### 4-6-2 鉄の影響

乾泥試料をアルカリ性硫化ナトリウム溶液で溶出したところ、溶出液が緑～濃緑色を帯びていたので、可視部吸収スペクトルを測定した。その結果、440, 530, 640nmに吸収があり、その溶出液に塩酸を加えると脱色された。市販の塩化第二鉄をアルカリ性硫化ナトリウム溶液に加えると、同様の現象が現われたので、底質から実際に鉄が溶出されていると考えられる。

そこで、乾泥試料100mgについて、水酸化ナトリウム濃度を0.2N、硫化ナトリウム濃度を0.1から0.7%

と段階的に変えた溶出液各50mlで溶出を行い、濾過してからその濾液に酸を加えた後、原子吸光法により、鉄濃度を測定した。その結果を図一五に示す。



図一五 鉄の溶出量

一方、同じ試料について「底質調査方法」に従って、鉄の分析を行ったところ、51000μg/gであった。図-5から、硫化ナトリウム濃度の増加に比例して鉄の溶出率は上昇しているが、乾泥試料中の水銀が100%抽出される硫化ナトリウム濃度0.5%の条件(図-1)でも、鉄の溶出率は4%程度である。しかし、溶出の段階で鉄によるS<sup>2-</sup>の消費があり、更に濾過の段階で濾紙中に鉄が捕捉されると考えられるので、底質の種類によっては対応が必要と思われる。

又、底質をアルカリ性硫化ナトリウムで溶出しているため、前述した金属以外に、フミン酸・フルボ酸等の酸性有機物も抽出されるので、溶出および処理の段階でこれら有機物による影響の検討が必要と考えられる。

#### 4-7 湿泥試料への本法の適用

以上、乾泥試料について、アルカリ性硫化ナトリウム溶液による水銀の溶出条件の検討を行ってきたが、「底質調査方法」にも記述のあるように実際の分析対象は調製した湿泥であるので、湿泥試料について本法の適用を検討した。

湿泥試料を0.2gから1gと段階的に変化させ、図-2の操作に従って、水銀の分析を行った。その結果を



図-6に示す。

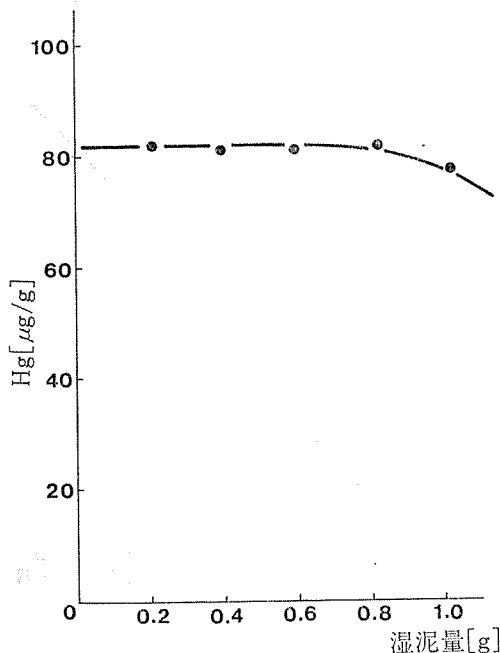


図-6 湿泥量に対する Hg 溶出量

湿泥量が0.2gから0.8gの範囲では、水銀がほぼ100%安定して溶出されており、本法が湿泥試料へ適用できることが明らかとなった。含水率を考慮すると、本湿泥試料の場合、0.5g程度が、本法の分析対象となる。

#### 4. まとめ

横浜市海域の水銀汚染底質を用いて、水銀の存在形態について検討したところ、次の結果が得られた。

- 1) 染底質中の水銀は、大部分硫化水銀として存在していると考えられる。
- 2) アルカリ性硫化ナトリウム溶液溶出による底質中の水銀の定量分析法を検討した。
- 3) 本法は、硫化水銀の定量分析法として使用できるが、現段階において、正確には、アルカリ性硫化ナトリウム溶液によって溶出される水銀分析法というべきであろう。

終りに、採泥を行うに当たり、公害対策局水質課小池常温氏に御援助いただいたことに深く感謝いたします。

#### 参考文献

- 1) 高木誠司：新訂・定性分析化学，中巻イオン反応編，13—28 (1975) 南江堂
- 2) 環境庁水質保全局：底質調査方法，昭和50年10月，5—11
- 3) 入鹿山且朗，塚本利之，甲斐文朗，近藤孝子，田島静子，伝勉，佐々弘之，橋口正徳，牛草貞雄：水俣港湾泥土中の水銀，日本公衆衛生学雑誌，11 (9) 645—648 (1964)
- 4) 入鹿山且朗，近藤孝子，甲斐文朗，藤木素土，田島静子，牛草貞雄，橋口正徳：水俣湾魚介中の有機水銀とその有毒化機転に関する研究，日本衛生学雑誌，19 (4) 246—261 (1964)
- 5) 赤木洋勝，坂上米次：無機水銀化合物の光化学的アルキル化に関する研究，衛生化学，18 358—362 (1972)
- 6) 赤木洋勝，藤田勇三郎，高島英伍：酢酸水溶液中における無機水銀(Ⅱ)化合物の光メチル化反応，日本化学会誌，(7) 1180—1184 (1974)
- 7) 赤木洋勝，高島英伍，D. R. Miller：水銀の生物濃縮に及ぼす pH の影響，第14回水質汚濁研究会講演集，121—126 (1980)
- 8) 園田洋次，前田光浩，原徹夫，岩井巖：河川底質土における水銀の結合母体，岐阜大学農学部研究報告，39 143—149 (1975)
- 9) 園田洋次，斉藤裕子，原徹夫，岩井巖：底質水銀の結合母体としての腐植酸様物質の解析，岐阜大学農学部研究報告，39 101—108 (1976)
- 10) 園田洋次，市川雅己，斉藤裕子，原徹夫，岩井巖：底質における微細粘土画分の水銀および鉄分布，岐阜大学農学部研究報告，39 109—116 (1976)
- 11) 井上恒則，安藤和夫：河川水中の水銀の挙動について，第14回日本水質汚濁研究会講演集，83—84 (1980)
- 12) 井上恒則，末光力作：底質水銀の結合母体としてのペプチドについて，日本農芸化学会誌，53(2) 45—50 (1979)
- 13) 立石才子，山上悦子，橋本和雄：洞海湾底質中に含まれる水銀の存在形態について，第14回日本水質汚濁研究会講演集，116—120 (1980)
- 14) Jerome Gavis and John F. Ferguson：The Cycling of Mercury Through the Environment，*Water Research*，6 989—1008 (1972)
- 15) 園田洋次，日比野武司，原徹夫，岩井巖：河川底質土における水銀の存在形態および形態変化，岐阜大学農学部研究報告，39 135—142 (1975)

- 16) Robert P. Eganhouse, David R. Young and Joseph N. Johnson : Geochemistry of Mercury in Palos Verdes Sediments. *Environmental Science S. Technology*. 12 (10) 1151—1157 (1978)
- 17) 堀梯二, 立石才子, 篠原亮太, 秋山高 : 汚染底質の水銀の挙動に関する考察, 全国公害研会誌, 1 (1) 66—69 (1976)
- 18) 神山孝吉, 奥田節夫, 河合章 : 水域底泥中のアソメニウム態窒素の分布と水中への溶出, 用水と廃水, 21 (3) 285—291 (1979)

## 排水中のひ素定量方法の検討 (第1報)

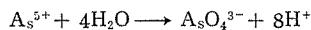
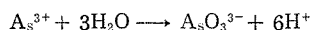
大場 栄次\*

## 要 旨

公共用水域やその周辺の工場排水中のひ素定量分析にあたって、J I S その他で広く採用されている<sup>1)2)3)4)</sup>、ひ化水素発生による吸光光度法と原子吸光光度法について基礎的な検討を行なった。その結果、原子吸光光度法は低濃度試料 (Asとして0.1 $\mu$ g~1 $\mu$ g含有)の分析に適し、吸光光度法はジエテルジチオカルバミン酸銀 (以下DDTC—Ag) とする)のピリジン溶液に吸収させることにより、感度と繰返し精度の良い測定結果が得られた。また、前処理を含めた測定操作過程で硝酸を使用すると、ひ化水素の発生量が減少し測定結果が低い値となることがわかった。

## 1. はじめに

水中のひ素化合物は、カドミウムや鉛などの化合物と異なり、正の原子価 (Ⅲ, Vなど)をもつ金属イオン状態の存在はごくまれである。一般にはたやすく加水分解され、亜ヒ酸イオンとヒ酸イオンになるといわれている。



そのため一般的な有機錯体試薬を用いた場合、キレート化合物は形成されず、ひ素を安定した抽出分離をすることは不可能である。そこで亜ヒ酸イオンとヒ酸イオンからひ化水素を発生させる反応を利用してひ素の分離を行ない、これを吸光光度法や原子吸光光度法などによりひ素を定量している<sup>4)</sup>。

現在、工場排水試験法などで一般に用いられている定量方法のうち、吸光光度法はひ化水素を発生させ、これをDDTC—Agのピリジン溶液やブルシクロロホルム溶液に吸収させ、生成した赤紫色を測定してひ素を定量する方法であり、また原子吸光光度法はひ化水素をアルゴン水素などのフレイム中に導き、193.7 nmにおける吸光度を測定する方法である<sup>1)2)</sup>。しかし、吸光光度法ではひ化水素を吸収液に接触吸収させる反応のため、発生するひ化水素の量と速度が結果に影響し、原子吸光光度法では、ひ化水素を直接アルゴン水素などのフレイム中に導き瞬間的に吸光度を測定す

るため、再現性に問題のあることが指摘されている。そこで各分析方法の測定精度と定量範囲、さらに実際の試料を分析するにあたっての回収率や妨害物質などの測定結果に与える影響について検討したので報告する。

## 2. 実験方法

## 2-1 装置及び器具

## 2-1-1 分光光度計

日立製分光光度計 200—10型を使用し、10 mm吸収セルを用い、スリット幅1.5 nm、測定波長530 nmにおける吸光度を測定した。

## 2-1-2 原子吸光光度計

島津A A 630—02型を使用し、表—1に示す条件で測定した。

## 2-1-3 ひ化水素発生装置

従来原子吸光光度法に用いられているひ化水素発生装置の構成フロー例を図—1に示す。これをもとに図—2及び図—3のように装置の改良を行った。吸光光度法に用いたひ化水素発生容器は図—4に示す。

## 2-2 試薬及び調製試薬

## 2-2-1 試薬

主な試薬を表—2に示す。

## 2-2-2 調製試薬

試薬の調製方法は、J I S—K0101—1979および、

An Investigation on the Quantitative Determination of Arsenic in Waste Water.

\* Eizi Ohba 横浜市公害研究所水質部門

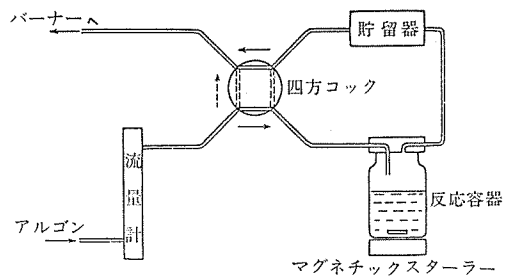
表一 原子吸光度法の測定器機条件

原子吸光度装置	ランプ	ひ素中空陰極ランプ (浜松テレビ)
	バーナー	使用電流 8 mA
	スリット幅	予混合型 100 mm スロット
	分析波長	角度 0°
ひ素発生装置	フレイム	高さ 9 mm (光軸下)
	導入手管	3.8 Å
ひ素発生装置	フレイム	193.7 nm
	導入手管	H <sub>2</sub> 10 l/min
ひ素発生装置	フレイム	Ar 10 l/min
	導入手管	Ar 2 l/min
ひ素発生装置	フレイム	圧力 0.5 kg/cm <sup>2</sup> = 四方コック開放
	導入手管	(原子吸光度装置へのAsH <sub>3</sub> およびH <sub>2</sub> とArの導入)

注一：今回の原子吸光度法による測定は全てこの条件で行なった。

表二 実験使用薬品

三酸化ひ素	化学用
ジエチルジチオカルバミン酸銀	
ブルシン・2水和物	硝酸塩試験用
クロロホルム	特級
砂状亜鉛	無ヒ素
亜鉛末	最純
オブラート	



図一 ひ化水素発生装置構成の例 (原子吸光度法)

K-0102-1974 に準じた<sup>1)2)</sup>。調製に使用した水は蒸留水をイオン交換したものである。

### 2-3 定量操作

#### 2-3-1 各分析方法の定量範囲と分析精度の検討

ひ素標準溶液を段階的に希釈調製したものについて、原子吸光度法の測定操作は図一5、吸光度法は図一6の測定操作に従ってAsを測定し、定量範囲と繰り返し精度を検討した。

#### 2-3-2 試料の前処理方法

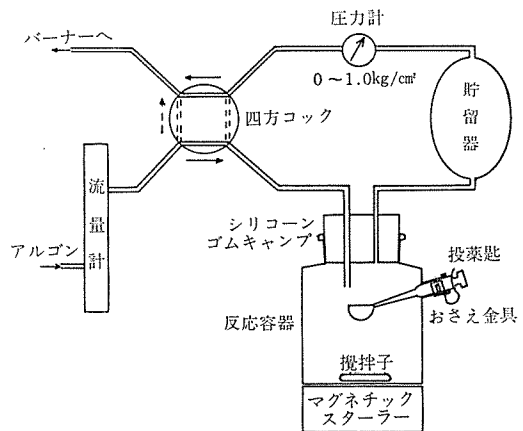
ひ化水素発生による原子吸光度法と吸光度法について、ひ素標準溶液の標準添加法により測定を行なった。なお前処理操作は下記に示す方法で行ない、測定操作は図一5、6に従い、その時の回収率と繰り返し精度を求めた。

##### 1) 原子吸光度法

- ① 硫硝酸一過マンガン酸カリウム処理
- ② 硫酸一過酸化水素水処理

##### 2) 吸光度法

- ① 硝酸一過マンガン酸カリウム処理



図二 ひ化水素発生装置改良例 (原子吸光度法)

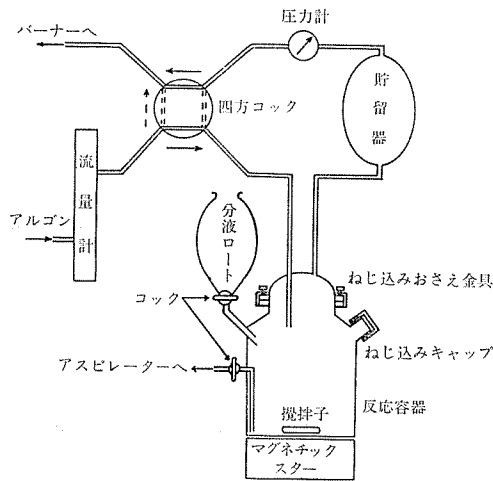


図-3 ひ化水素発生装置改良例  
(原子吸光度法)

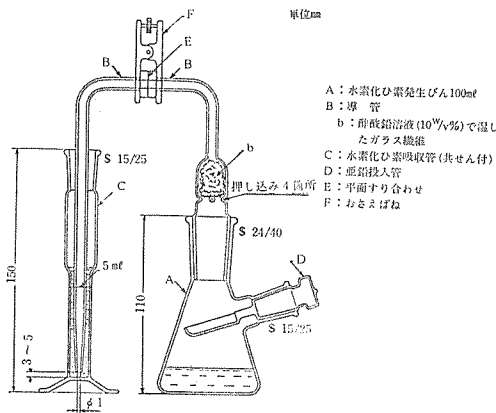


図-4 ひ化水素発生容器 (吸光度法)

検水, 三角フラスコ (100ml)  
 $\downarrow$   
 $\text{HCl} (1+1) 4 \text{ ml}$   
 水で全量20ml  
 $\downarrow$   
 $\text{KI} (20\text{w/v}\%) 2 \text{ ml}$   
 $\text{SnCl}_2 (10\text{w/v}\%) 2 \text{ ml}$   
 $\text{FeCl}_3 (5 \text{ w/v}\%) 1 \text{ ml}$   
 15分間放置  
 ひ化水素発生装置と原子吸光度計を連結  
 反応容器に試料を入れる。  
 $\downarrow$   
 $\text{Zn}$ 末 1g  
 $\downarrow$   
 スターラーを作動し,  $\text{AsH}_3$ または $\text{H}_2$ を発生させる。  
 $0.5 \text{ kg/cm}^2$  (圧力計) になったら四方コックを開放してアルゴン-水素フレイムへ。193.7 nmの波長で原子吸光度測定

図-5 原子吸光度法の測定操作

検水, ひ化水素発生容器 (200ml)

$\downarrow$   
 $\text{FeCl}_3 (5 \text{ w/v}\%) 2 \text{ ml}$   
 $\text{H}_2\text{SO}_4 (1+5) 18 \text{ ml}$   
 $\text{HCl} (1+1) 1 \text{ ml}$

※水で全量40ml

$\downarrow$   
 $\text{KI} (20\text{w/v}\%) 15 \text{ ml}$   
 $\downarrow$   
 $\text{SnCl}_2 (4 \text{ w/v}\%) 5 \text{ ml}$

攪拌し10分間放置

ひ化水素発生容器と導入管及び DDTC—Ag 溶液 5 ml を入れた吸引管を連結。

$\downarrow$   
 砂状亜鉛 5 g

1時間25℃の条件下で発色

一部を吸収セルにとり, クロロホルムを対照液として, 530 nmの波長で吸光度測定

図-6 吸光度法の測定操作

### 3. 結果と考察

#### 3-1 ひ化水素発生装置の機能性の検討

ひ素を定量する前に, 2種類のひ化水素発生装置 (図-2, 3) が測定結果に及ぼす影響について図-5に従い測定した。結果を表-3, 4に示す。

表-3の結果から, 測定値の変動率は5%を越えており安定した結果とはいえない。この原因は, 装置内に発生したひ化水素および水素の圧力が原子吸光度計に導入されるまでに増加し, そのため装置の各連結箇所が圧力に耐えられなくなるのではないかと考え漏洩箇所を調べた。

その結果, 反応容器のシリコンキャップ部と投薬匙の摺り合わせ部から漏洩するためとわかった。また容器内の投薬匙に水素発生時の水滴が付着し, 再びひ化水素発生操作を行なう場合には乾燥させなければならない。従って連続操作上, 図-3のように装置を変更した。すなわち分液ロート部と試料引抜き部を取付け, 反応容器を定置した状態で連続操作が可能になる機構に改めた。亜鉛末はオブラートに包み, ねじ込み式キャップ部から装置内に入れる方式を採用し, さらに反応容器頭部はねじ込み押え金具で固定し気密性を完全にして発生ガスの漏洩防止に万全を期した。操作方法は, 図-5のとおりである。測定結果は表-4に示したように, ひ素 1  $\mu\text{g}$  の場合で変動率1.2%と安定した分析結果を得ることができた。なお測定値の安定性, 感度などの面からひ化水素等の原子吸光度計への導入時の圧力は0.5  $\text{kg/cm}^2$ 程度が最適圧力であった。

#### 3-2 各分析方法の定量範囲と分析精度

表—3 図—2の装置による測定結果

As として 1 $\mu$ g	
ピーク高さ	50 mm
標準偏差	2.65
変動率	5.3%

注：n = 3

### 3—2—1 ひ化水素発生原子吸光光度法

ひ素標準溶液の濃度を段階的に調製して、図—5のフローに従い、測定した結果を表—4と表—5に示す。表—4の結果は検量線の直線性のある濃度範囲を求めるためのものであり、表—5は定量下限を明確にするための測定結果である。この結果、定量下限は0.1 $\mu$ g/20mlであり直線性のある濃度範囲は0.1~1 $\mu$ g

表—4 図—3の装置による測定結果（原子吸光光度法）

	Blank	0.05 $\mu$ g	0.1 $\mu$ g	0.5 $\mu$ g	1 $\mu$ g	2 $\mu$ g
ピーク高 (mm)	6.3	11.6	18.0	53.5	98.6	172
標準偏差	1.1	2.8	2.4	1.9	1.1	5.0
変動率(%)	17	24	13	3.6	1.2	2.9

注：それぞれについて n = 3

表—5 原子吸光光度法による定量下限値

	Blank	0.1 $\mu$ g	0.2 $\mu$ g	0.3 $\mu$ g	0.4 $\mu$ g	0.5 $\mu$ g
ピーク高 (mm)	9.2	14.2	23.4	37.5	44.7	57.1
標準偏差	0.2	0.9	0.4	0.4	1.3	2.4
変動率(%)	1.6	6.5	1.7	1.0	3.0	4.1

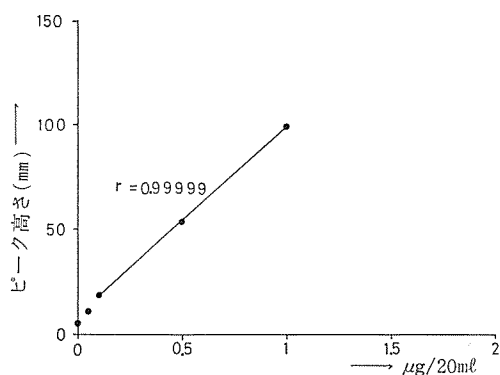
注：それぞれについて n = 3

/20mlであった。またこのときの回帰直線の相関係数は0.99999で標準操作のみでは非常に直線性に優れている。したがってひ素として0.1~1 $\mu$ gが定量範囲と考えられる。表—4の結果を図—7に示す。

### 3—2—2 吸光光度法

ひ素標準溶液の濃度を段階的に調製して、図—6のフローに従い測定した結果を表—6、7に示す。表—6はDDTC銀プルシンクロホルム溶液を吸収液とした場合であり、表—7はDDTC銀ピリジン溶液を吸収液とした場合の測定結果である。さらに図—8と9にそれぞれの検量線を示す。以上の2吸収液間の感度と精度の差から、吸収液としてピリジン溶液を使用した方が優れている。プルシンクロホルム溶液では、水素の激しい発生がある場合に水滴が吸収液に進入して透明度が低下することもあった。この原因は、ピリジンは水に可溶でクロロホルムは水に不溶の性質に由来するものと考えられる。

DDTC銀プルシンクロホルム溶液を吸収液に使用した場合の定量範囲は、2 $\mu$ g~10 $\mu$ gであった。DDTC銀のピリジン溶液を吸収液に使用した場合は、色素の安定性が良く揮散もごく少量で扱いやすい。ただし悪臭と健康上の問題があるため、ドラフト内など



図—7 ひ化水素発生原子吸光光度法の検量線

表—6 DDTC 銀のプルシクロホルム溶液の測定結果

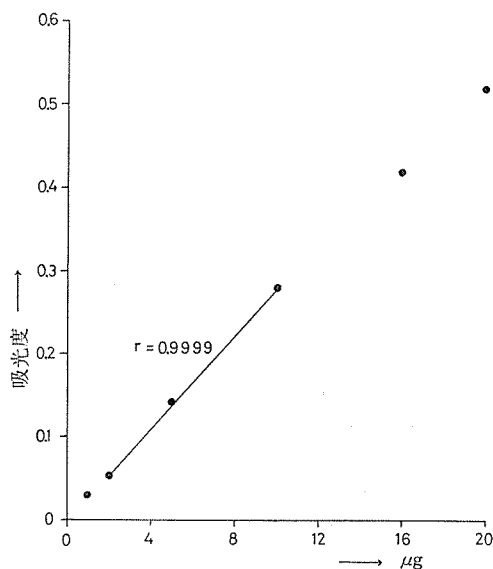
	1 $\mu\text{g}$	2 $\mu\text{g}$	5 $\mu\text{g}$	10 $\mu\text{g}$	16 $\mu\text{g}$	20 $\mu\text{g}$
ABS(0-1)	0.029	0.054	0.142	0.280	0.421	0.519
標準偏差	0.0009	0.0048	0.0033	0.0132	0.0045	0.0120
変動率(%)	8.9	3.3	2.3	4.7	1.1	2.3

注：それぞれについて  $n = 3$

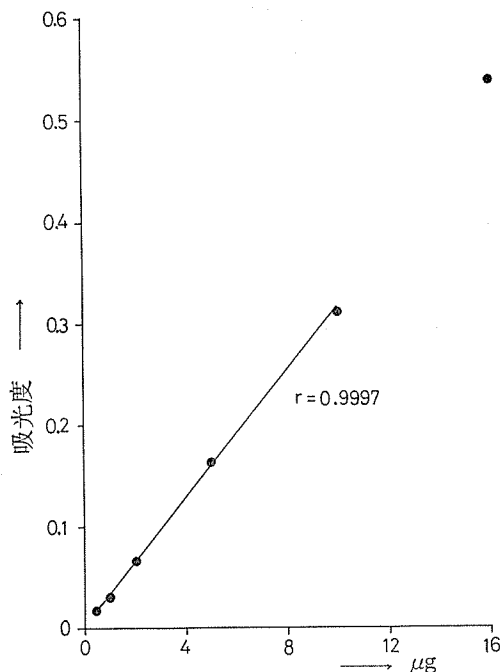
表—7 DDTC 銀のピリジン溶液の測定結果

	0.5 $\mu\text{g}$	1 $\mu\text{g}$	2 $\mu\text{g}$	5 $\mu\text{g}$	10 $\mu\text{g}$	16 $\mu\text{g}$
ABS(0-1)	0.016	0.032	0.065	0.164	0.314	0.537
標準偏差	0.0012	0.0018	0.0017	0.0070	0.0017	0.028
変動率(%)	8.0	2.6	2.6	4.3	0.54	5.2

注：それぞれについて  $n = 3$



図—8 DDTC—Agプルシクロホルム  
吸収液の検量線



図—9 DDTC—Ag プルシクロホルム  
吸収液の検量線

で全ての操作を行なうなどの手段をとらなければならない。定量範囲は  $1 \mu\text{g} \sim 10 \mu\text{g}$  であった。

### 3—3 前処理方法とその回収率および分析精度

#### 3—3—1 原子吸光度法

##### 3—3—1—1 硫硝酸一過マンガン酸カリウム処理

J I S—K0101に従って、 $1 \mu\text{g}/100\text{ml}$ のひ素標準溶液を調製して三角フラスコ  $100 \text{ ml}$  にとり、硫酸(1+1)  $1 \text{ ml}$  と硝酸  $2 \text{ ml}$  を加え、更に過マンガン酸カリウム(0.3w/v%)を数滴加えたものと、同試料に過マンガン酸カリウムを無添加のものについて検討した。分解

は砂溶上で硫酸白煙の発生をみるまで加熱して行なった。以後の操作は図—5に従った。さらに前処理した場合と比較するため、前処理操作を行なわないで図—5のみの操作で、 $1 \mu\text{g}$ のひ素含有に調製し測定した。結果を表—8に示す。

この結果から前処理なしの試料を標準とすると、硫硝酸一過マンガン酸カリウム処理は60%の回収率、硫硝酸処理では70%の回収率と低く、安定した分析値を得ることは困難と考えられる。

### 3-3-1-2 硫酸-過酸化水素水処理

ひ素  $1\mu\text{g}/100\text{ml}$  の標準溶液を  $200\text{ml}$  の三角フラスコにとり、硫酸 (1+1)  $2\text{ml}$  と 30% 過酸化水素水  $10\text{ml}$  を加え、硫酸白煙が発生するまで砂浴上で加熱し、以後の操作は図-5 に従った。さらに図-5 のみの操作で、硫酸-過酸化水素水処理をしないでひ素濃度試料に調製して測定した結果を表-9 に示す。あわせて硫酸  $2\text{ml}$  を図-5 のみの操作にひ素を添加したものを測定してみた。この結果から、硫酸-過酸化水素水による処理方法の回収率は 90% と、定量分析への応用が可能と考えられる良好な結果が得られた。図-5 のみの操作に硫酸を加えたものは逆に回収率が低下し、変動も大きくなって好ましくない結果となった。

### 3-3-2 吸光度法の濃縮操作の検討

ひ素  $10\mu\text{g}/\text{ml}$  の標準溶液を調製して  $100\text{ml}$  の三角フラスコにとり、J I S-K0101 に従い硝酸  $3\text{ml}$  と過マンガン酸カリウム溶液 (0.3w/v%) 数滴加えて着色する。これを加熱煮沸し、過マンガン酸カリウムの色が消えたときは、再び滴下して煮沸する。過酸化水素水 (1+30) のできるだけ少量を滴下して過剰の過マンガン酸を分解する。次に塩化第二鉄溶液 (5w/v%)  $2\text{ml}$ 、指示薬としてメタクレゾールパープル溶液 (0.1w/v%)  $2\sim 3$  滴加え、液温約  $80^\circ\text{C}$  でかきまぜながらアンモニア (1+2) を加えて溶液の色が紫になるまで中和する。次に小形ろ紙 5 種 A でろ過して、沈殿物を塩酸 (1+1)  $2\text{ml}$  と硫酸 (1+5)  $18\text{ml}$  で溶解洗浄し、さらに少量の水で洗い、全ての溶液をひ化水素発生容器に入れ、図-6 の※印以下の操作を行なった。同様にひ素  $10\mu\text{g}$  を含む標準溶液を調製して図-6 に従って測定し、上記の結果と比較したものを表-10 に示す。その結果回収率は 30% と低く、変動率も 35% と大きくなり、J I S-K0101, 46.1 の濃縮操作では好ましい結果は得られなかった。この原因は硝酸の残留によるものと考え、硝酸の代りに硫酸を使用して、上記方法で行なった結果を表-11 に示す。この方法により 90% 以上の回収率が得られたが、変動率は 5% を越えていた。

表-8  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ - $\text{KMnO}_4$  処理の測定結果

	No. 1	No. 2	No. 3
ピーク高さ(mm)	112	79.4	69.2
標準偏差	4.47	1.64	3.4
変動率(%)	4.0	2.1	4.9

注1: それぞれについて  $n=5$  として  $\text{As } 1\mu\text{g}$  の含有量

注2: No. 1 = 硫酸のみ添加の標準操作

No. 2 =  $\text{KMnO}_4$  を加えず、硫酸白煙処理

No. 3 =  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ - $\text{KMnO}_4$  の硫酸白煙処理

表-9  $\text{H}_2\text{SO}_4$ - $\text{H}_2\text{O}_2$  処理の測定結果

	No. 1	No. 2	No. 3
ピーク高さ(mm)	109.6	91.5	101.7
標準偏差	3.90	6.26	4.53
変動率(%)	3.6	6.8	4.5

注-1: それぞれについて  $n=5$  として  $\text{As } 1\mu\text{g}$  の含有量

注-2: No. 1 =  $\text{As } 1\mu\text{g}$  含有の溶液のみ

No. 2 = No. 1 に硫酸を加えたもの

No. 3 =  $\text{H}_2\text{SO}_4$ - $\text{H}_2\text{O}_2$  の硫酸白煙処理

表-10  $\text{HNO}_3$ - $\text{KMnO}_4$  処理の測定結果

	No. 1	No. 2
ABS(0-1)	0.301	0.096
標準偏差	0.0075	0.034
変動率(%)	2.5	35

注-1:  $n=5$  として  $\text{As } 10\mu\text{g}$  の含有量

注-2: No. 1 =  $\text{As } 10\mu\text{g}$  の含有溶液のみ

No. 2 =  $\text{HNO}_3$ - $\text{KMnO}_4$  処理

表-11  $\text{H}_2\text{SO}_4$ - $\text{KMnO}_4$  処理の測定結果

	No. 1	No. 2
ABS(0-1)	0.323	0.298
標準偏差	0.0112	0.0293
変動率(%)	3.5	9.8

注-1:  $n=5$  として  $\text{As } 10\mu\text{g}$  の含有量

注-2 No. 1 =  $\text{As } 10\mu\text{g}$  の含有溶液のみ

No. 2 =  $\text{H}_2\text{SO}_4$ - $\text{KMnO}_4$  処理

## 4. おわりに

ひ化水素発生による分析方法でひ素を定量する場合は、次の理由により硝酸の使用を避けなければならないことが今回の検討で明らかになった。すなわち亜鉛末が硝酸により表面酸化され、塩酸酸性中での反応がそなわれ、水素の発生が著しく低下することである。また硫酸を添加して、加熱し、硫酸白煙を充分に発生させ硝酸を揮散させる方法は、ひ素が塩化物となっている場合は沸点が  $130^\circ\text{C}$  と低いため、ひ素そのものが揮散する恐れがある。以上のことから全測定操作にわたり硝酸の使用を避けて、さらに加熱操作過程ではひ素の揮散に注意を払わねばならない。

## 文 献

- 1) 日本規格協会: 工業用水試験法 (ひ素) J I S-K0101改正 (1975)



- 2) 日本規格協会：工場排水試験法，JIS-K 0102, 136—142 (1974)
- 3) 山懸登，大喜多敏一編，岩島清，葛原由章著：環境汚染分析法4，重金属（水，土壌，食品），93—106 (1973)，大日本図書
- 4) 高木誠司著：定性分析化学，中巻，イオン反応編，61—77 (1975)，南江堂
- 5) 日本規格協会：工場排水試験法解説．JIS-K 0102, 199 (1971)
- 6) 塚本浩康，服部道明，ヒ素のアルシノー原子吸光光度法におけるバックグラウンド，水道協会誌，540, 44—52 (1975)
- 7) 黒川道子，金子幹宏，西山信一，福井和三，菅野三郎：亜鉛カラムを用いるヒ素の原子吸光光度法，衛生化学，21(2), 77—83 (1975)

# 柏尾川低地の地盤沈下と沖積層

高井 健 雄\*

## 要 旨

地盤沈下が年々鎮静化するなかで、柏尾川低地では沈下が継続しており、今後も沈下が拡大する恐れがある。その沈下原因を解明する基礎としてボーリング資料を用いて低地の沖積層の地質構造を検討した。その結果、鶴見川低地の沖積層とほぼ同様な層序を持つことが分かった。また層構成の相違から上流域、中流域、下流域に地域区分でき、それが地盤沈下量と相関を持っている。埋没地形は、埋没平坦面はなく埋没谷の形が平底型、丸底型、峡谷型に分類でき、それが基盤地質と対応すると思われる。また、より正確な沖積層の層相区分、堆積環境の検討、および他地域の沖積層との対比にはボーリングコアの化石分析、<sup>14</sup>Cによる年代測定が必要であると考ええる。

## 1. はじめに

横浜の地盤沈下は年々鎮静化の傾向にあるが、市南西部の柏尾川低地では1973~78年の6年間に、毎年5~11cmの沈下で、市域における年間最大沈下量を示しているところがある。また、柏尾川低地中央部の戸塚駅には地下鉄が建設中で、都市再開発事業も計画されているので、さらに都市化が進行し、そのための大規模工事に伴う新たな地盤沈下の発生も考えられるので、同低地の沈下機構を解明する基礎として沖積層の地質調査を行ない、沖積地盤と沈下量との相関を検討した。

## 2. 調査地域の概要

調査範囲は、戸塚区秋葉町から鎌倉市大船にかけての柏尾川に沿った低地と西流して笠間町付近で柏尾川に合流する猫川沿いの低地で、南北約8キロ、東西約3キロの地域である(図-1次頁)。低地には電機、化学などの大規模工場が立地し、周辺の台地、丘陵地は団地、住宅地として開発が進んでいる。

地形は、沖積低地の部分はおぼれ谷状の幅300~1,000mの低地主部に枝状に小さな谷戸がはりこむ。また、台地、丘陵地が島状に低地内に点在し、特に笠間町から東の猫川低地に多い。低地を囲む丘陵は標高60~80mの多摩T<sub>2</sub>面<sup>1)</sup>で下末吉面が低地に沿って断片的に見られる<sup>2)</sup>。丘陵の地質は柏尾川低地周辺では主に相模層群よりなり、猫川低地周辺では上総層群

よりなる<sup>3)4)</sup>。なお、本報告でいう沖積層は15,000~20,000年前の最大海面低下期以降の海進に伴なった更新世後期と完新世の堆積物をさす。

この地域の水準測量は1972年より行なわれており、1973~78年の6年間の累積地盤変動量を見ると、<sup>5)</sup>10) (図-2) 沈下の眼は水準基標T-21, 23, 40を中

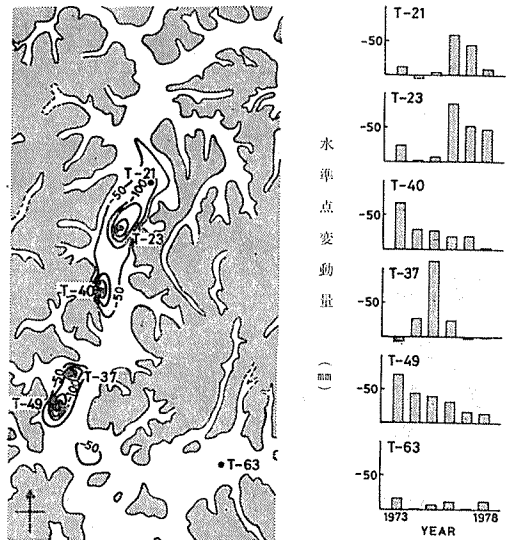


図-2 累積地盤変動図(1973~78)及び主な水準点の経年変化(等量線間隔は50mm)

Recent Deposits and Land Subsidence in the Kashiogawa Lowland, Yokohama City, Central Japan

\* Takeo Takai 横浜市公害研究所水質部門

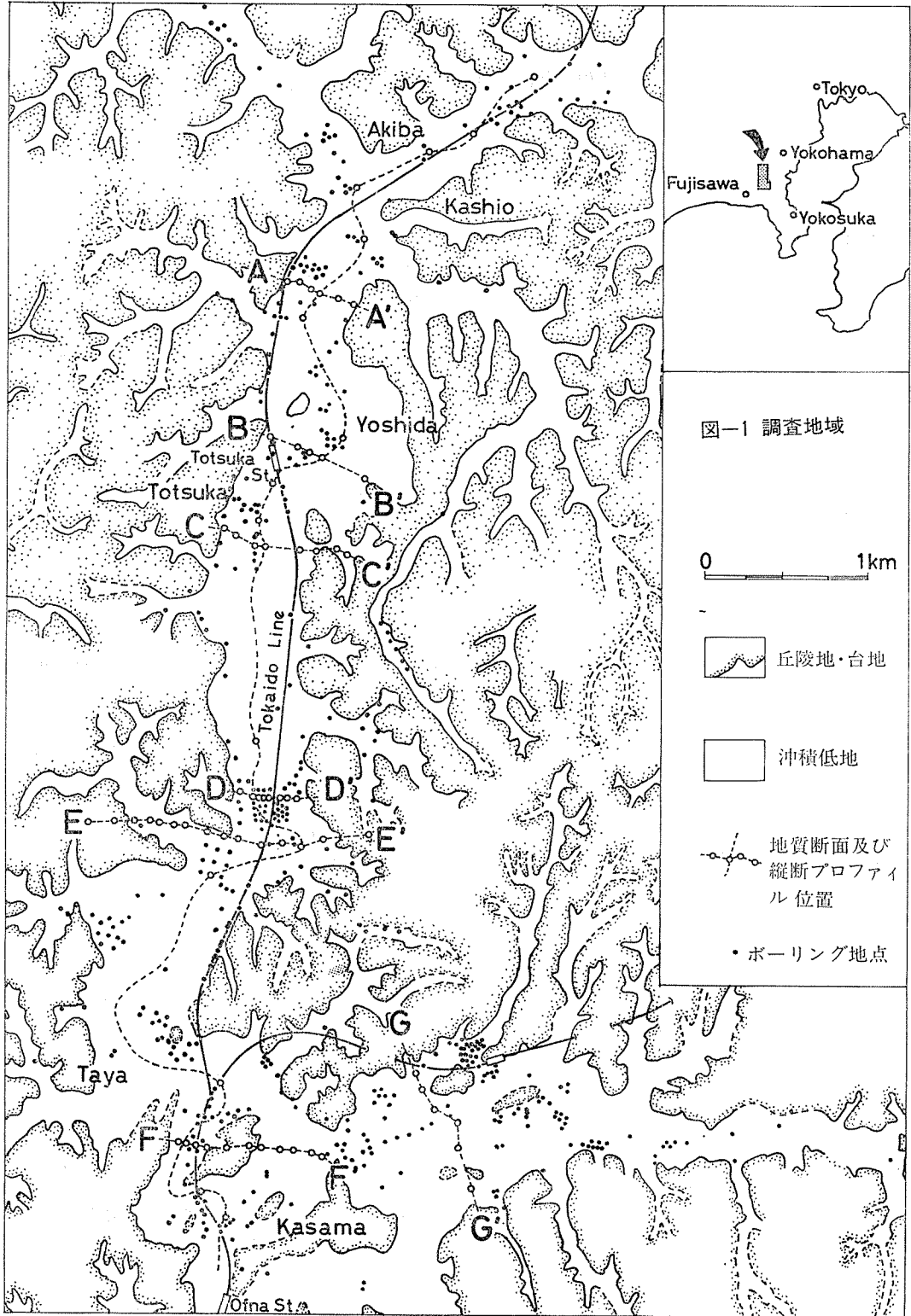


図-1 調査地域

0 1km

丘陵地・台地

沖積低地

地質断面及び  
縦断プロファイル  
位置

・ボーリング地点

心とする戸塚町周辺と、T-37, 49の金井町周辺にある。しかし、この2つの沈下の限は同時に進行してきたわけではなく、経年変化は金井町のT-49は測量開始直後の1973年に72.9mmの沈下を記録したあと年々減少している。反対に戸塚町周辺のT-21, 23は1973~75年はめだった沈下はなく1976年以降大きな沈下を示している。狹川低地では大きな沈下はみられず、経年変化もT-63にみられるように横ばい状態が続いている。

### 3. 調査方法

調査は既存ボーリング柱状図約600本を利用して行なった。その一部から柏尾川低地6本、狹川低地1本の地質断面図を作成し、沖積層の層区分、層相、埋没地形について検討した。断面の位置は図-1に示す。さらに全部の柱状図を使って沖積層基底等深線図を作成した。また、埋没谷底に沿って縦断プロファイルを作成した。基盤の地質はボーリング柱状図と関東第四紀研究会<sup>3)</sup>(1974)、KIKUCHI<sup>11)</sup>(1977)によって推定した。

## 4. 調査結果及び考察

### 4-1 沖積層の区分と層相

沖積層の区分は、上から最上部陸成層(UA)、上部砂層(US)、上部泥層(UC)、下部砂泥層(LC-LS)あるいは下部泥層(LC)、下部砂層(LS)に分けられる。これは松田<sup>12)</sup>(1971)の鶴見川低地の沖積層の層区分とほぼ一致する。鶴見川低地ではごくうすい基底礫層(BG)が見られたが、本調査では埋没谷底に礫層が断片的にうすく点在するのみなので、あえて区分しなかった。また、松島<sup>13)</sup>(1972)のいう大船貝層は、本報告の上部砂層と上部泥層にあたると考えられる。表-1は断面AA'~GG'(図-3)の沖積各層の層相を土性、N値、色、混入物についてまとめたものである。

#### 最上部陸成層(UA)

現在の沖積面を構成する陸成の堆積物で、崖錐堆積物、バー構成物質と思われる暗褐色シルト~砂質シルトや河道堆積物と思われる砂層もみられるが、大部分は黒灰~黒褐色、N値0~3の腐植土よりなる。この腐植土中には柱状図の記載では粗砂をはさむとなっているのが多いが何枚かのスコリヤないし火山砂をはさみ、全域にわたって3~6mの厚さで連続して分布する。しかし、笠間町以南ではうすく、1m前後になっている。この層の下限は断面CC'~FF'間はほぼT.P.4m前後で一定しているが、断面AA'~B

B'間でちょっと下がったあと上流にむけて高度をまし秋葉町付近ではT.P.10mをこしている。

#### 上部砂層(US)

断面DD'と断面EE'のNo.4~7のみに見られる厚さ1~3mの暗青灰色、N値1~14の腐植物、貝片を含むシルト混り砂である。この層は鶴見川低地の場合多摩川より運びこまれた三角洲前置層の砂層と考えられているが<sup>12)</sup>、柏尾川低地では多摩川のような土砂供給力のある大河川に隣合せていないこと、分布がごく限られている点など堆積環境を解明する上で疑問な点がある。しかし、松島、大嶋<sup>14)</sup>(1974)は、本調査地域より南の大船以南では砂層が発達してくるという。この砂層の一部は海岸砂洲として形成された上部砂層にあたると考えている。

#### 上部泥層(UC)

柏尾川低地全域に分布し沖積層主部をなす層である。層相は暗灰~暗青灰色、N値0~3のシルト~砂質シルトで、腐植物と、戸塚町付近(断面BB')より貝片を含む。層厚は北部の戸塚町付近の5m前後から徐々に厚さをまし大船付近では7~9mになる。この層は縄文海進に伴い柏尾川低地にできた湾に推積したもので松島、大嶋<sup>14)</sup>(1974)は、この湾(古大船湾)を模式地として縄文海進最高期における日本各地の内湾の貝類群集の群集区分を行なっている。その中で、貝化石群集の採取地点の一部は本報告の断面BB', DD', FF'にほぼ一致し、採取深度からみてすべてこの上部泥層より採取したと考えられる。それらの貝化石群集は、湾奥部の潮間帯の砂泥底の群集で断面DD'の上部泥層下部には内湾の潮間帯下の泥底の群集がみられるという。また松島<sup>15)</sup>(1978)によれば同じ湾奥部潮間帯の砂泥底の群集が横浜の鶴見川低地の新羽より上流、大岡川の弘明寺より上流の湾のせままった低地の沖積層にもみられることから、それらの低地と柏尾川低地は似かよった堆積環境にあったと思われる。

#### 下部砂泥層(LC-LS)

下部層が下部砂泥層として砂泥互層の層相を示すのは調査地域南端の断面FF'以南と狹川低地の断面GG'である。他の地域では下部泥層と下部砂層に分かれている。下部泥層は戸塚町から長沼町(断面CC'~EE')のみで見られる暗灰色、N値2~4の粘土~シルトで腐植物、礫を含むことが多い。また有機質粘土をはさむことがある。下部砂層は矢部町から戸塚町(断面AA'~CC')と長沼町(断面EE')の北西より柏尾川本谷に合流する支谷にみられ、暗灰~暗青灰、N値3~15のシルト質細砂で、腐植物、貝片、礫を含む。厚さは1~3m程度である。これら下部泥層、下

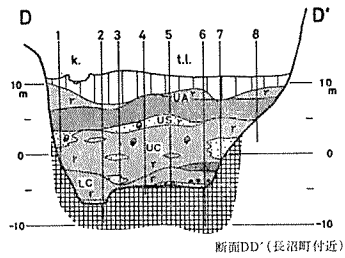
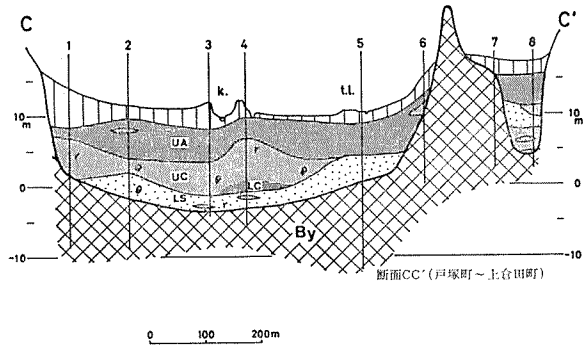
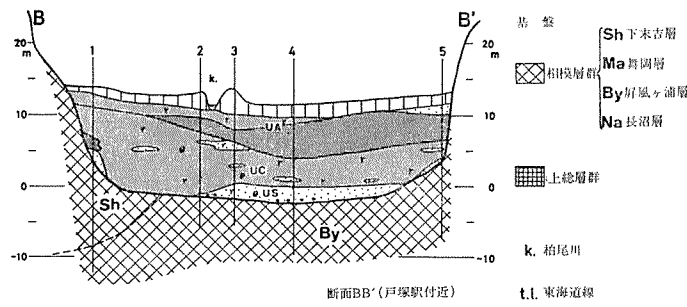
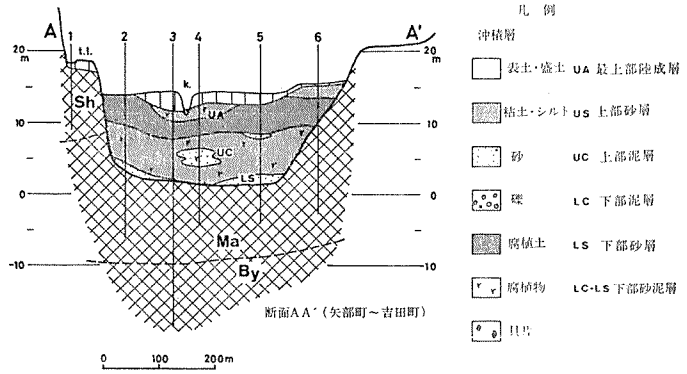


図-3 地質断面図 (その1)

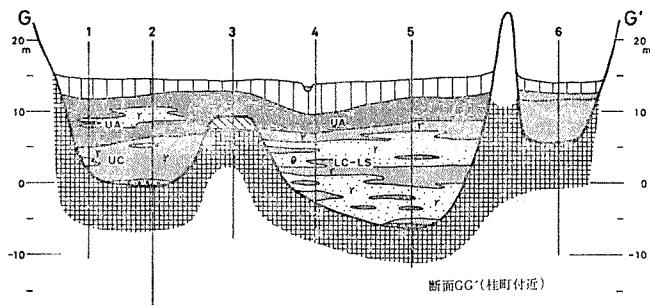
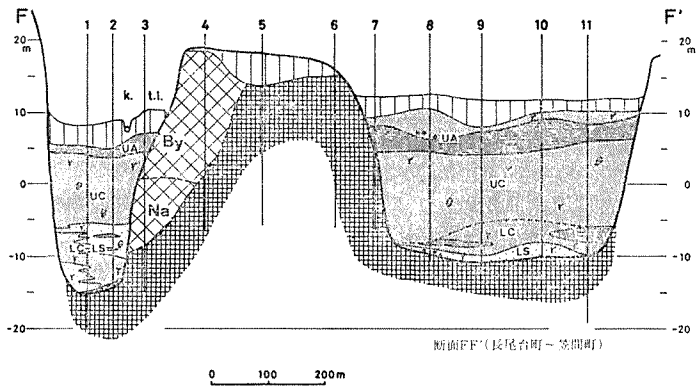
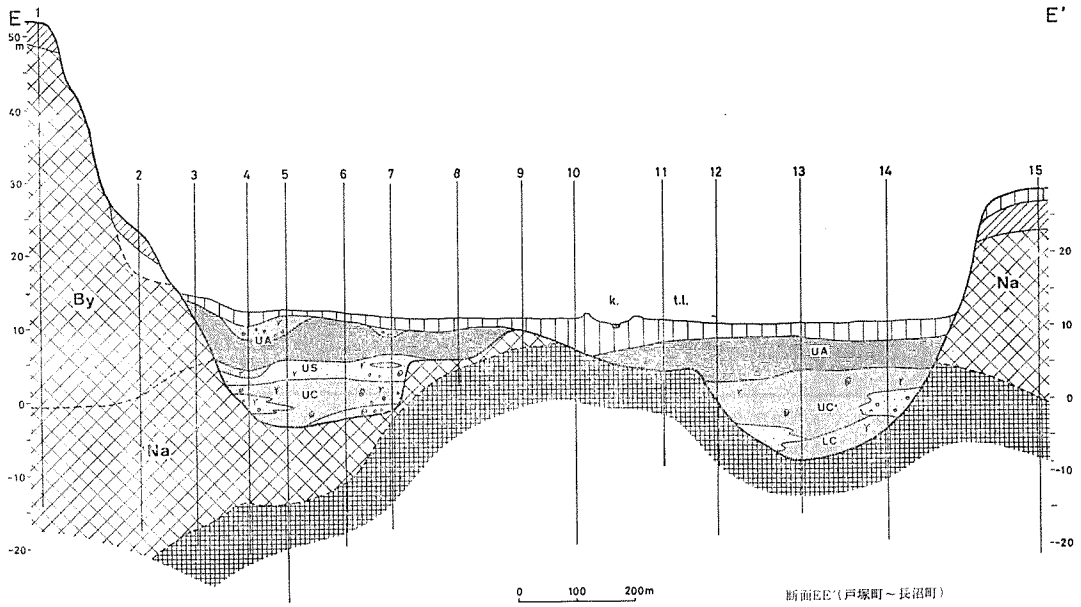


図-3 地質断面図(その2)

表—2 各断面の基盤地質と埋没谷型

断面	基 盤 地 質		埋 没 谷 型
	谷 壁	谷 底	
AA'	相模層群 (下末吉層, 舞岡層)	相模層群 (舞岡層)	平 底 型
BB'	〃 (下末吉層, 屏風ヶ浦層)	〃 (屏風ヶ浦層)	〃
CC'	〃 (屏風ヶ浦層)	〃 ( 〃 )	〃
DD'	?	上総層群	峽 谷 型
EE'	相模層群 (長沼層), 上総層群	〃	丸 谷 型
FF'	〃 (長沼層, 屏風ヶ浦層)	〃	峽 谷 型
GG'	上総層群 (大船層)	〃 (大船層)	丸 底 型

部砂層は田谷町付近から砂泥互層状になってきて、笠間町(断面FF')や狹川低地の断面GG'では下部砂泥層となる。層相は暗褐～暗緑灰、N値3～14のシルト、砂の互層で、腐植物、貝片を含む。多摩川低地、東京低地などの東京湾周辺地域の高成の下部層は18,000～11,000年前に堆積し、その上限は-20～-30mと考えられている<sup>16)</sup>。そうすると本調査地域の下部層の最低が-16m(断面GG')なので、東京湾周辺地域の下部層と対比できるとすれば、陸成の下部層でなければならぬ。しかし下部層に淡水種か海棲種かは不明だが貝片を含む(断面FF', GG')など疑問な点があり、この層の位置づけは貝、ケイ藻などの化石分析、<sup>14</sup>Cによる年代測定によって堆積環境、堆積時期を明らかにする必要がある。

断面AA'～FF'と縦断プロファイル(図-4)から沖積層の水平方向の層相変化を見ると、海成層である上部泥層の上限が戸塚町～笠間町(断面BB'～FF')にかけてはほぼT.P. 4mにあり縄文海進最高期の海水準がT.P. 4m以上あったことを示す。また層構成からみて地域を上流域、中流域、下流域に分けられる。各区分の層構成は次のとおりである。

- a) 上流域 断面AA'を含む秋葉町から吉田町にかけての地域で最上部陸成層の腐植土層が厚く、上部泥層は陸成の粘性土である。下部泥層はない。
- b) 中流域 断面BB'～EE'を含む吉田町から田谷町にかけての地域。戸塚町付近ではまだ最上部陸成層が厚いが上部泥層が海成の粘性土になり、徐々に厚さを増してくる。また下部泥層も発達してきて田谷町付近では上部泥層と下部泥層が大部分を占めるようになる。
- c) 下流域 断面FF'を含む田谷町より下流の地域である。ここでは最上部陸成層はうすくなり、海成の上部泥層が厚い。また下部層も厚いが、ここでは砂泥互層になってくる。狹川低地も似た層相を示

すが下流域に比べて最上部陸成層が厚いこと、上部泥層がないか、あってもごくうすい点異なる。

4-2 埋没地形と基盤地質

地質断面図と沖積層基底等深線図(図-5)より埋没地形について検討した。松島<sup>17)</sup>(1972)は藤沢付近の洪積台地の縁にT.P. -10～0mの波食台と、大船付近にT.P. 0～+6mの波食台が認められるという。しかし、本調査地域内では、明瞭に埋没平坦面として認められる面はない。このことは奥まった狭い湾内まで波食が及ばなかったためと考えられる。

埋没谷の地形は表-2に示すように平底型、丸底型、峽谷型の3つのタイプが見られる。この地形タイプと基盤の地質の関係を見ると、平底型の谷底は相模層群で構成され、丸底型、峽谷型の谷底は上総層群で構成されている。これはより新しい相模層群の方が侵食されやすいため側方侵食を繰り返し、谷底を平坦に削ったのに対し、上総層群の方が侵食されにくかったため、いったん谷筋が定まると下刻を続けたため、深く狭い谷をつくったと考えられる。埋没谷の位置は柏尾川低地では谷も狭いため、現柏尾川とそれほど差異はないが、狹川埋没谷は現在の流路が笠間町の北で柏尾川に合流しているのに対し、桂町(断面GG'付近)より南流し、鎌倉市岩瀬にぬけている。

調査地域内の沖積面の平均勾配が1.0/1000なのに対し埋没谷は2.6/1000と急だが、その勾配は一樣ではなく、図-4でみるように断面AA'～DD'間がその前後よりゆるい。その原因の一つとしては沈降軸の秦野・横浜線が柏尾町付近(断面AA'付近)を通っており<sup>17)</sup>、その地盤変動によるものが考えられる。断面AA'～BB'間で上部泥層上限が、より下流ではほぼT.P. 4mの水準なのに対して、わずかに下がっているのも地盤変動による可能性がある。

4-3 沖積層の層相形態と地盤沈下の関係

低地内にある水準点の1973～78年の6年間の累積変

表-1 各断面の沖積層々相(その1)

	断面	土 性	N 値	色	混 入 物
最 上 部 陸 成 層	AA'	腐植土まじりシルト～腐植土	0-2	黒 灰 ～ 黒 褐	細 砂 含 む
		シルト ～ 砂質シルト	1-3	暗 灰 ～ 暗 褐	腐 植 物 含 む
	BB'	腐 植 土	0-2	黒 灰 ～ 黒 褐	
	CC'	腐 植 土 ～ 泥 炭	1-2	黒 灰 ～ 暗 褐	粗 砂 は さ む
		砂 質 シ ル ト	1-3	黒 灰 ～ 暗 褐 灰	腐 植 物 , 細 砂 含 む
	DD'	腐 植 土	0-3	黒 灰 ～ 黒 褐	砂 ・ ス コ リ ア 含 む
	EE' (No.10-14)	腐 植 土 ～ 有 機 質 シ ル ト	0-2	暗 灰 ～ 暗 褐	砂 含 む
FF' (No.1-3)	腐 植 土	2-4	黒 褐 ～ 暗 褐 灰	粗 砂 は さ む	
GG'	シ ル ト ～ 腐 植 土	0-3	黒 灰	ス コ リ ア , 厚 さ 1 ～ 2 m の 細 砂 含 む	
上 部 砂 層	AA'	—	—	—	—
	BB'	—	—	—	—
	CC'	—	—	—	—
	DD'	シルトまじり細砂	1-2	暗青灰 ～ 暗茶褐	腐植物, 貝片礫含む
	EE' (No.4-7)	シルトまじり砂	1-14	青 灰	腐植物, 貝片, 礫含む
	FF'	—	—	—	—
	GG'	—	—	—	—
上 部 泥 層	AA'	シ ル ト	0-5	黒 灰 ～ 暗 灰	腐植物含む, 砂はさむ
	BB'	シルト粘質土 ～ 砂質シルト	0-2	暗 灰 ～ 暗 青 灰	腐植物, 貝片含む, 砂はさむ
	CC'	砂 質 シ ル ト	1-3	暗 灰	// // 軽石含む
	DD'	シ ル ト	0-3	暗 灰 ～ 暗 青 灰	// // 細砂含む
	EE'	シ ル ト	0-1	// //	// // 細砂含む
	FF'	シ ル ト	1-2	暗 緑 灰	// // 細砂含む T.P. - 4 m付近カキ殻多量

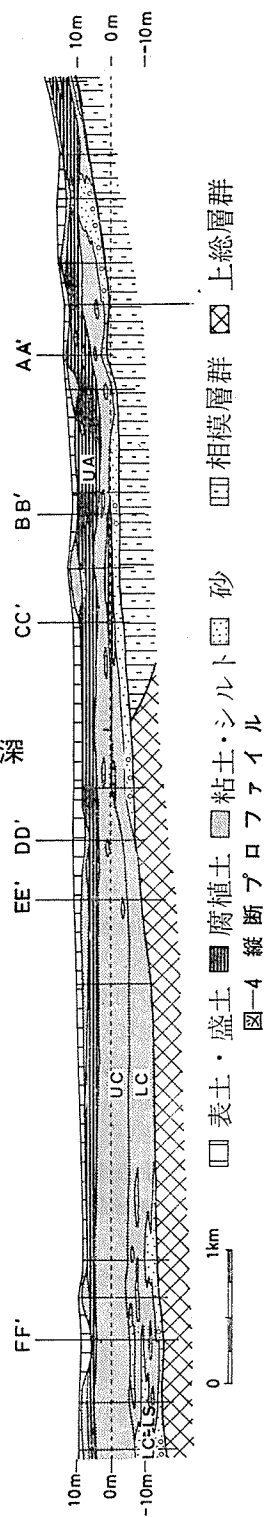


表-1 各断面の沖積層々相(その2)

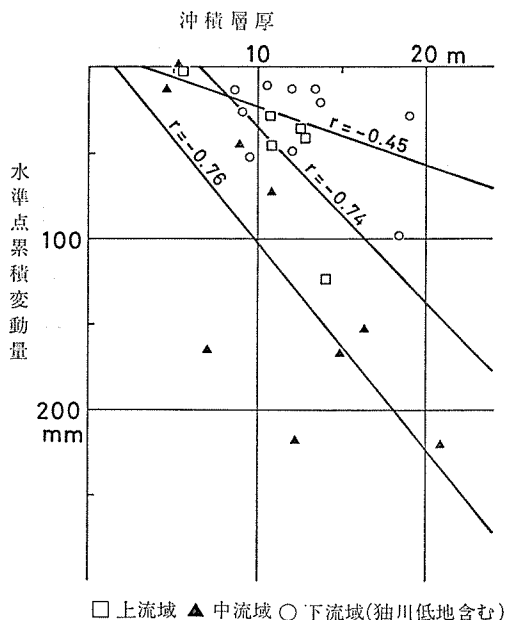
	断面	土 性	N 値	色	混 入 物
下 部 泥 層	AA'	—	—	—	—
	BB'	—	—	—	—
	CC'	シルト(泥炭状)	1	暗 灰	—
	DD'	粘土～シルト	2-4	暗 灰～暗緑灰	腐植物, 礫, 細砂含む
	EE'	粘土～砂質シルト	4-5	暗 青 灰	〃 〃 細砂含む
	FF' } GG' }	下部砂泥層			
	下 部 砂 層	AA'	細 砂	3-12	暗 緑 灰
BB'		シルト質細砂-中砂	8-15	暗 灰～暗青灰	腐植物, 貝片含む, φ5-15mm礫含む
CC'		シルト質細砂	3-10	暗 灰	腐植物, 貝片含む
DD'		—	—	—	—
EE' (No4-7)		シルトまじり細砂	13-17	暗 青 灰	貝 片, 礫 含 む
FF' } GG' }		下部砂泥層			
下 部 砂 泥 層		AA'	—	—	—
	BB'	—	—	—	—
	CC'	—	—	—	—
	DD'	—	—	—	—
	EE'	—	—	—	—
	FF'	シルト / 砂 互 層	3-7	暗緑灰～暗緑褐	腐植物, 貝片含む
	GG'	シルト / 細砂互層	3-14	暗 灰～暗 褐	〃 〃 礫含む



図—5 沖積層基底等深線図  
(等深線間隔10m)



図—4 縦断プロフィール  
 □ 表土・盛土 腐植土 粘土・シルト 砂 相模層群 上総層群



図一六 沖積層厚—水準点累積変動量  
(1973~1978年)

動量と沖積層厚との相関を検討した。(図一六) 各水準点下の沖積層厚は近接するボーリング柱状図、図一五の沖積層基底等深線図を使って決定した。また沖積層の特徴から上流域、中流域、下流域の3つに低地を地域区分したが、その区分ごとに相関を検討した。

結果は、上、中流域では相関がよく、沖積層厚に対する沈下の割合も大きい。ただわずかに中流域の方が沈下しやすい。ところが狹川低地を含む下流域は相関は悪く沈下の割合も小さい。

そこで各地域の沈下と層相の関連を考えると、上流域の沈下は、ここでかなりの部分を占める最上部陸成層の腐植土層が主因と考えられ、いわゆる浅層タイプの地盤沈下といえる<sup>18)</sup>。中流域では、戸塚町、上倉田町、などの中流域の上流よりでは最上部陸成層の腐植土層と海成の上部泥層が半々だが、徐々に上部泥層の割合が高くなり、田谷町、金井町では大部分を占めるようになる。そのため中流域では上流よりでは腐植土層、上部泥層が、下流よりでは上部泥層が沈下の主因と考えられ、中流域は浅層タイプから深層タイプの沈下<sup>18)</sup>に移行していく地域である。下流域では上部泥層、下部砂泥層が主だが、狹川低地では、上部泥層がほとんどなくなり、下部砂泥層が大部分を占める。相関が悪く沈下しにくいのはこの下部砂泥層が圧密しにくいことと、層相が複雑なためと考えられる。

以上の点から沈下しやすい地域の順は、中流域、上流域、下流域と考えられる。

沈下量がある程度沖積層厚に比例するものとする、不等沈下は沖積層基底の深さが急に変わるところで生じやすい。そこで埋没地形と沈下形態の関係を考えると、平底型では低地面全体がほぼ一様に沈下するため沈下総土量は大きい、不等沈下はさほど生じないと考えられる。逆に峡谷型では不等沈下が生じやすく、丸底型は両者の中間的沈下を示すと考えられる。

このような沖積層厚、埋没地形と地盤沈下の状況の関係を考えると、沈下の眼が田谷町、金井町付近と戸塚町付近にあることから、中流域で平底型埋没谷のところで沈下が大きいことがわかる。今後も中流域は沈下の可能性があり、上流域の柏尾町、秋葉町なども沈下の可能性はある。また峡谷型の埋没地形をもつ長沼町、長尾台町、笠間町や直下に島状、半島状の埋没地型のある場所では不等沈下が起りやすいと思われる。

本来、地盤沈下は人間活動の結果であり、まず地盤に対する人為的影響を検討すべきであるが、現段階では十分明らかになっていない。しかし、この地域では神奈川県公害防止条例の届出対象井戸はごく少ないこと、狭い低地内で沈下の眼が2つもあり、しかも沈下最盛期がずれている点から、沈下は大規模掘削工事による局所的なものである可能性が高い。

## 5. まとめ

ボーリング柱状図の検討によって柏尾川低地の地質構造を調べた結果、沖積層は最上部陸成層、上部砂層、上部泥層、下部砂泥層(あるいは下部泥層と下部砂層)に層相区分できる。また、それらの層の構成より最上部陸成層の腐植土層が厚い上流域、腐植土層にかわって上部泥層が層厚を増してくる中流域、下部砂泥層が現われてくる下流域の3つに低地を地域区分した。その地域ごとの沖積層厚と累積水準点変動量の相関を検討した結果、沈下しやすい地域の順は中流域、上流域、下流域と考えられる。

埋没谷の断面型は河川営力に対する基盤地質の侵食されやすさの相違から平底型、丸底型、峡谷型の3つのタイプがあることが指摘できた。そのようなタイプの相違は不等沈下などの地盤沈下の被害形態と大きく関係するものと思われる。

今後、層相区分された各層と沈下量、土質工学的特性の相関を検討し、人為的影響がどのような機構で地盤沈下に結びつくかを明らかにする必要がある。

また本調査では、ボーリング資料のみを使って柏尾川低地全体の概略的な層相区分を明らかにしたものであり、より正確な層相区分、堆積環境を知るためには、各層相ごとの微化石を含む化石分析、<sup>14</sup>Cによる

年代測定が必要である。それらによって他地域の沖積層との対比も可能となり、横浜では鶴見川低地、海岸都心部、大岡川低地などの沖積層を統一的に検討できる。そのためには、各低地でボーリング資料を利用して、本調査と同様な調査を行ない、さらにボーリングコア分析を行なう必要がある。

### 謝 辞

基盤地質の層相、層序については、東京都立大学の菊地隆男氏に御教示いただいた。報告をまとめるにあたっては東京都立大学の松田盤余助教授、神奈川県立博物館の松島義章氏に有益な御助言をいただいた。また、ボーリング資料の収集には、数多くの機関に御協力いただいた。以上の諸氏、諸機関に厚くお礼申し上げる。

### 文 献

- 1) (I)羽鳥謙三, 寿門晋吾: 関東盆地西縁の第四紀地史(I), (II), 地質雑, 64, 181—194, 232—249 (1958)
- 2) 東京都防災会議: 首都圏の活構造と地形区分(東京直下地震に関する調査研究[その4]付属資料), (1977), 内外地図閣
- 3) 関東第四紀研究会: 横浜付近の第四系に関する諸問題(I)(II), 地球科学, 28, 155—171, 218—235 (1974)
- 4) 地質調査所: 特殊地質図20 東京湾とその周辺地域の地質, (1976)
- 5) 横浜市公害対策局: 横浜市水準測量成果表, 22—24 (1974)
- 6) \_\_\_\_\_: \_\_\_\_\_, 21—23 (1975)
- 7) \_\_\_\_\_: \_\_\_\_\_, 25—28 (1976)
- 8) \_\_\_\_\_: \_\_\_\_\_, 25—27 (1977)
- 9) \_\_\_\_\_: \_\_\_\_\_, 26—28 (1978)
- 10) \_\_\_\_\_: \_\_\_\_\_, 26—29 (1979)
- 11) Kikuchi T.: Pleistocene Sea Level Changes and Tectonic Movements in the Boso Peninsula, Central Japan, *Geogr. Reports of Tokyo Metropolitan Univ.* 12, 77—103(1977)
- 12) 松田盤余: 低地に発達する都市の土地的基盤, 都市と国土③都市の自然環境, 中野尊正編, 10—39 (1971), 鹿島出版会
- 13) 松島義章: 古大船湾の貝化石群集—その湾奥部について—, 神奈川県博報・自然科学, 1, (5), 31—43 (1972)
- 14) \_\_\_\_\_, 大嶋和雄: 縄文海進期における内湾の軟体動物群集, 第四紀研究, 13, 135—159 (1974)
- 15) 松島義章: 縄文海進に伴う相模湾周辺にみられる内湾の貝化石群集, 海洋科学, 10, 32—29(1978)
- 16) Kaizuka, S., Naruse, Y., Matsuda, I.: Recent Formations and their Basal Topography in and around Tokyo Bay, Central Japan, *Quaternary Research* 8, 32—50 (1977)
- 17) 町田洋: 南関東における第四紀中・後期の編年と海成地形面の変動, 地学雑, 82, 53—76(1973)
- 18) 貝塚爽平: 沖積層の層相形態と地盤, 日本地質学会, 地盤と地下水に関する公害(第79回学術大会資料), 225—233 (1972)

## 戸塚駅周辺の地盤沈下について

杉 本 実\*

### 要 旨

本市においては、地下水の揚水規制等の結果、全般的にみると地下水位は回復し、地盤沈下は鈍化の傾向にあるが、河川流域等の軟弱地盤地帯では依然として沈下現象が続いている。本文はこの一つである戸塚駅周辺について、既存ボーリング資料、ボーリング調査、地下水揚水井資料等から軟弱地盤層の構造を調査して、沈下の特性を圧密理論を適用して試算し、実測値との比較を試みたものである。解析結果からは次のことが把握された。

#### 1) 沈下地域の推移

戸塚駅周辺の沈下発生は1973年以降の記録から判断して南部地域から北部地域へ移行し、溺れ谷の深い谷軸付近に集中する傾向がみられる。

層厚と沈下量との関係では、沖積層では一般的である正の相関を示さず、地質構成が他の沖積地盤と異なることを裏付けている。また当地域の最大可能沈下量は既存資料等から推定して約300mmから400mm程度になるものと予想される。

#### 2) 地下水揚水による影響

今回の解析資料からは地下水の揚水と沈下地域との相関は得られなかったが、相模層群からの地下水の揚水量が極めて多く、また当調査地域の基盤層（相模層群、D・S、D・D）の間ゲキ水圧が約0.3kg/cm<sup>2</sup>低下しており、揚水が何んらかの影響を及ぼしていることが考えられる。

#### 3) 掘削時における水位低下の影響

止水壁工法による掘削中の間ゲキ水圧は静水圧から30～40%減少するといわれているが、本調査でも間ゲキ水圧は低下していることがわかった。

#### 4) 土 質 特 性

沈下地域の土の物理的相違は顕著に表われなかった。力学特性については土の圧密が過圧密状態を示していることから、調査地域が過去にかなりの載荷重を受けたものと思われる。

#### 5) 地盤構造の推定

沈下地域の地盤構造は表層から埋土～第一粘性土～第一砂質土～腐植土～第二粘性土～第二砂質土～固結砂・固結シルト層に大別できる。固結砂・固結シルト層は相模層群でこれが沖積層の基盤となっているが透水性がよく、局部に脆弱（N値20～30）な層がある。また沖積層最下部の第二砂質土層は全域に分布しているものと思われ、沖積地盤の透水層になることが考えられる。

#### 6) モデル断面による圧密沈下解析

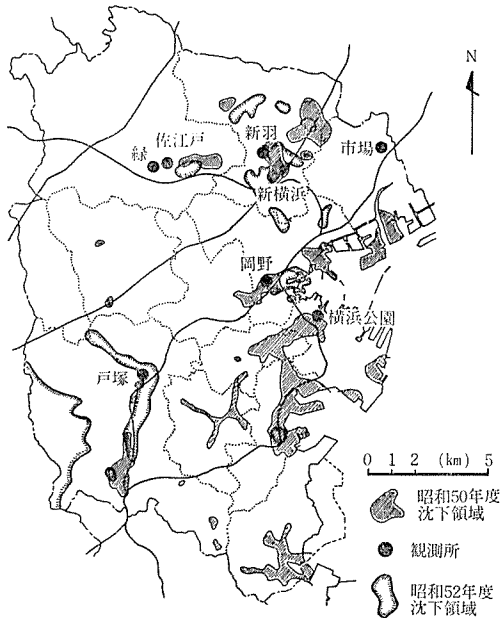
地盤沈下が著しい地点のモデル断面（図—3、図—23、図—24、図—25、図—34、図—35、図—36）を推定し、Terzaghi の一次元圧密理論より得られた沈下予測値はT—23（㉠～㉠'断面付近）の実測値とほぼ同じ傾向を示す曲線がみられ、これからここ数年間の沈下を推定すると年間約20～30mm程度の沈下が予想される。また、他の地点（㉢～㉢'、㉣～㉣'付近）のT—40、T49も同様の傾向を示している。

The Landsubsideance around Totuka-station

\* Minoru Sugimoto 横浜市公害研究所地盤沈下部門

## 1. まえがき

地下水揚水や掘削工事中における地下水位の低下は地盤沈下をひきおこす最大の原因であるとされており、過去及び現在の地下水位変動状況の調査は、地盤沈下の可能性を探る上で不可欠の作業である。また地下水位の変動を長期間継続し、観測を続けることにより地盤沈下の発生を経験的に予め予知することが可能であるといわれている。



図一 地盤沈下地域と観測井位置図  
(年間10mm以上の沈下領域)

現在本市では市内に8ヶ所の観測井を設け(図一)地盤沈下量と地下水位を常時観測記録している。また同時に市内全域の沖積低地を対象に水準点603地点、測量延長565kmの一等水準測量を毎年定期的を実施し、地盤の変動状況を把握している。これらの調査結果<sup>1)~2)</sup>によれば、地下水位は岡野公園、横浜公園、新羽公園、市場及び緑の各観測井では横ばいまたは回復の傾向を示しているが佐江戸、戸塚の各観測井では1977年度に比べ30~60cmの低下を記録している。地盤変動は1977年度に比べると減少傾向にあるが、沈下量別に沈下面積(市域面積42,573ha)をみると年間10mm以上の沈下面積は約1,760ha、年間11mmから30mmまでが約298ha、年間31mm以上は約37haとなっている。また沈下個所を地域別にみると、昨年度と同様、都心部帷子川下流域の横浜駅周辺、鶴見川中流域の港北区新横浜駅前周辺、緑区佐江戸町、早濶川流域の港北区勝田町及び南西内陸部の柏尾川流域の一部で概して河

川流域の軟弱地盤地帯で発生している。このうち市内最大の沈下地点は柏尾川流域の戸塚駅から南約500mの戸塚区上倉田町(水準測量番号T-23)であり、1979年度で年間48mmの沈下量を記録しており、前年度<sup>3)~4)</sup>(約52.9mm)と同様の継続沈下がみられている。一方、既往の調査結果<sup>5)</sup>や文献<sup>6)~10)</sup>等によれば軟弱地盤層の沈下は主として土の圧密作用によるもので、大規模掘削工事、地下水揚水による水位低下が沈下現象を助長するものとされている。戸塚駅周辺も沖積低地の軟弱地帯であることから同様のことが考えられているが、地盤構造の特性や土質特性、地下水位低下記録等の文献や資料がかなり不足しており、将来の沈下予測を難しくしている。しかしこの周辺は今後開発が予想される地域でもあるので防災上、早急な研究が必要である。そこで本文は1979年度に委託実施して得た土質調査結果<sup>11)~13)</sup>及び当研究所事業として継続実施している既存ボーリング資料収集結果から地盤沈下解析に必要な資料を収集、整理し、沈下防止に必要な基礎資料を得ることを目的とした。なお、今回は戸塚駅周辺の地盤構造と地下水揚水状態を把握し、地盤沈下の一般的な要因を考察するとともに沈下条件を支配する土の特性や掘削工事中の有効増加応力の発生等、地盤沈下の解析に必要な要因のまとめと若干の解析を試みたものである。

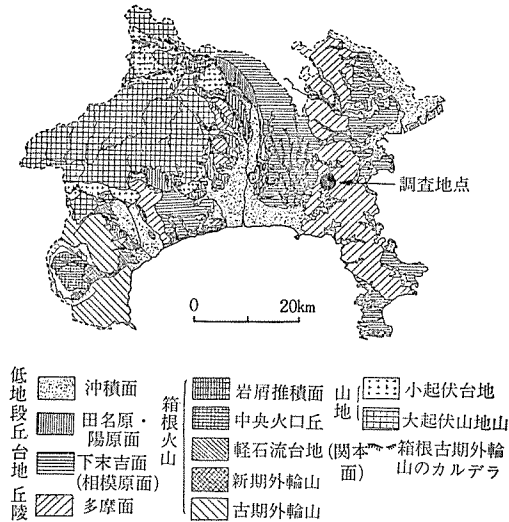
## 2. 地盤沈下の背景

### 2-1 自然的背景

#### 2-1-1 地形概要

本市の地形は多摩丘陵が関東山地南麓から出て東南東に向かい、溝口南方付近で南々東に転じ、市の中央部から南走して三浦半島に延びている。北側は多摩川を挟んで武蔵野台地、南は境川を挟んで相模野台地が形成されている<sup>13)</sup>。戸塚駅周辺は多摩丘陵の延長上にあたり、標高は丘陵地が60mから80m、沖積低地が10mから20m程度であるが、南東方向にむけ高度が上っていく傾向がみられる。しかし丘陵頂部の標高は殆んど同じでよくそろっており、かってこの辺一帯が平坦な台地を形成していたことを物語っている。また丘陵地は一般にゆるやかな起伏を持ち、頂部では平坦面を残しているものの、沖積低地とは急崖によって接している。丘陵地は次第に開析が進みつつあり、谷部を形成していることがうかがわれ、地形は柏尾川とその支流によって樹枝状に開析されているため、平坦面はほとんどみられず、起伏に富んだ複雑な形を成している。<sup>14)~15)</sup>なお調査地域は国鉄線の戸塚駅周辺から長沼町周辺までの柏尾川流域に沿った沖積低地である。

図一2には神奈川県地形概要と今回の調査位置を示す。



図一2 神奈川県地形

### 2-1-2 地質概要

調査地域の地質は地形的特徴が良く反映されており、川や谷の低地には軟弱な沖積層が、また丘陵地は東側に多摩ローム以新のローム層、西側には下末吉層や武蔵野ローム層が広く分布しており、これらの地層の下位には第四紀更新世の相模層群、更新、鮮新世の上総層群が分布している。構造はほぼ東西の走向で北へ緩く(±5°~10°)傾斜する単斜構造を示している。<sup>11)~18)</sup> 調査地域の長沼町附近には相模層群と上総層群の不整合(長沼不整合)が地表に露出している。また軟弱な沖積低地は<sup>19)~21)</sup> 柏尾川流域及び枝谷に発達し、多摩丘陵を浸食してきた谷が沖積層によって埋積された溺れ谷である。この溺れ谷の谷底は上流で標高-5m~-10m、下流では標高-10m~-15mに達している。したがって沖積層の層厚は上流で10m、下流で20mあり、下流の方向に厚くなっているが、特に中流域の軟弱層が厚くなっているのが当地域の特徴である。図一20はその特徴と地域全体の地質的特性を立体的に図示したもので、基底より概ね砂~シルト、粘土~砂~腐植土~シルト・粘土~埋土の順に堆積していることがわかる。また図からは基底面の上にある砂層が谷低付近に薄く連続して堆積しており、良好な透水層になっている。沖積層の主体を成すものは全体に貝殻片を含む海成層のシルト層であり、その分布は広範囲に及んでいるが一部の地域や局部的には砂層の挟みもみられる。

また海成シルト・粘土層の上位には腐植土層があり、含水比の極めて高い、層厚変化の著しい特徴を持って全域に分布している。これらの堆積環境は各層が同一の成因を有していたものではなく、砂層は谷低が河川であった時の河成堆積物であり、シルト層は貝殻などの混入物から海面の上昇による内湾を呈していた時期、さらに腐植土層は後背湿地の生成物から成る時期で比較的広範囲にかつ長期間にわたる堆積によって生成した層であることがうかがわれる。<sup>22)~26)</sup> また松島(1972)の報告<sup>27)</sup>によれば当沖積地帯は古大船湾の湾奥部に当り、海進、海退によって次第に埋立てられて汽水性の干潟に変化したものであり、その年代は約6,500年前であったことを明らかにしている。

### 2-2 社会的背景

地盤沈下は地下水の過剰揚水、掘削工事中の水位低下が最大の原因であることは一般的に知られていることであるが、その定量的究明については地質構造の資料及びその他の情報が極めて少ないため、解明が困難とされている。<sup>28)~30)</sup> 当地域もまた同様であるが、都心部横浜駅の大規模掘削工事<sup>31)</sup>や鶴見川流域の地下水利用状況<sup>31)~34)</sup>と対比すると、当地域は比較的規模の小さい工事や揚水が行なわれているに過ぎない。また地下水の変動は天候や工業生産量に左右されていることから当地域を産業活動の面から考察すると、戸塚駅を中心とした商業や柏尾川低地に沿って軽工業が発展し、丘陵地は最近開発された一般住宅地である。この地域はここ数年来、大量の地下水を使用した経緯もなく、大規模工場等の進出や大規模掘削の形跡もない。現在把握されている揚水井は条例対象用として、下倉田町、秋葉町、吉田町に各々1井あり揚水量は少ない。戸塚区全域で揚水井の多い地域は戸塚駅より北側約4kmの川上町付近、北西側約5kmの上飯田町付近、南西側約4kmの俣野町付近が代表的な揚水地域であり、主に農業用に揚水している。また当地域は再開発予定地域であるため、地下構造を伴なうビル建設は現在までのところみられないが、1975年前後から再開発予定地以外の一部の地域で掘削工事が行われているのみである。また現在では駅周辺部で地下鉄建設工事、下水道整備工事、その他小規模な工事が進められている。

### 2-3 地盤沈下の一般的原因

地盤沈下の原因説は、① 地殻変動説、② 地震時の土粒子移動説、③ 上部地層の陥没説、④ 海面上昇説、⑤ 埋立上載荷重による軟弱地盤移動説<sup>35)</sup>等が述べられているがいずれも立証の根拠が薄弱で、今日では地層の収縮説(軟弱地盤層の圧密収縮作用、深層の水位低下、水圧低下による圧密加速作用、帯水層の

残留圧縮作用等)が定説化し、これらの定説を裏付ける多くの解析例が報告されている。<sup>35)~40)</sup>本市における沖積層の代表的な解析例には横浜駅周辺地盤沈下解析等<sup>5)42)</sup>がある。戸塚駅周辺の地盤沈下に関する報告例は少ないが、掘削工事における周辺地盤の影響について、地下水位低下による沈下予測解析を石川ら<sup>41)</sup>が行なった。これによると水位低下は約 $-8\text{ m}$ 、沈下量は約 $50\text{ mm}$ (掘削地点から $20\text{ m}$ 離れた位置)の実測値が記録されており、掘削中の水位低下が沈下の原因となることを証明している。また建設工事に伴って多量の地下水排除が行なわれた地域に沈下現象が生じ、特に軟弱地盤では急激な沈下を示すことを片山<sup>42)</sup>は報告している。一般に土木・建築の基礎工事では土中の圧力をできるだけ減少させて掘削することが経済性や安全保障の上で要求されることであり、過去には地下水位低下工法が最も多く採用されていた。今日に至っては沈下による建物被害等を未然に防止する配慮から止水壁工法等の採用が多くなっている。しかしこの工法も地下水を完全に止水できるものではなく、技術的に地下水の湧水を防ぐことは困難のようである。<sup>43)</sup>一方地盤沈下の大半は地下水の急激な大量の揚水による地下水位の低下という人為的行為によるものが多い。地下水の過剰揚水の結果、帯水層中の水はもとよりのこと、その近くにある地層中の水までもが強制的に吸いとられ、その結果、土が圧密収縮してしまうものであり、地下水の揚水を停止すれば地下水は自然水位に回復し、地盤沈下は停止することを大阪、新潟の揚水規制結果は示している。また深層地下水の回復による地層の隆起現象も本市の市場観測所や他都市でみられており、地下水揚水が土の収縮作用を大きく支配していることがわかる。以上のことから推察して、当調査地域の地盤沈下も沖積層部分の収縮作用が主たるものと思われる。

### 3. 地盤沈下に関する諸調査資料の解析

戸塚駅周辺の地盤に関する調査としては1979年度に上倉田町で $150\text{ m}$ の深層地質・土質調査<sup>10)</sup>を実施し、戸塚町で地盤沈下解析用の土質調査と地質構造調査<sup>11)</sup>を行い、沖積層の地盤構造をある程度把握することができた。また地盤沈下の実態を把握するものとしては毎年水準測量を実施している。戸塚町の土質調査用ボーリング孔跡には周辺の層別沈下と間ゲキ水圧変動を把握するための計器類を埋設し、実測を始めている。一方地下水に関する調査は戸塚区秋葉町に設置した戸塚観測所(深度 $150\text{ m}$ )によって深層部の水位変動と地盤変動を自動測定している。

その他活用できる報告書は全市域を対象にした畜産用地下水利用実態調査<sup>34)</sup>、横浜市地下水利用実態調査<sup>31)~33)</sup>、条例対象深井戸台帳等がある。これらの資料はそれぞれの一長一短があり、本研究の目的を満たすに足る内容が不足しがちである。即ち圧密理論解析をする場合に必要の荷重条件の地下水位変動記録、家庭用の地下水利用調査、相模層群帯水層の地下水位変動が沖積地盤に与える影響調査等の基礎資料が欠如していることである。その他の資料としては掘削時の水位低下に伴う有効応力実測記録が文献<sup>7)45)~49)</sup>等も含め若干あるのみである。また戸塚駅を中心とした地域で一部建物のぬげ上がり被害等の報告があり、現地調査を実施した記録がある。なお土質特性の解析については各事業所で調査した土質調査報告書<sup>50)~55)</sup>を参考にした。

#### 3-1 沈下地域の推移

戸塚駅周辺の沈下地域を面的に把握するために1973年度の水準測量結果<sup>56)~59)</sup>を基準にして、各年度の累積沈下量を求め、図示したものが図-3である。

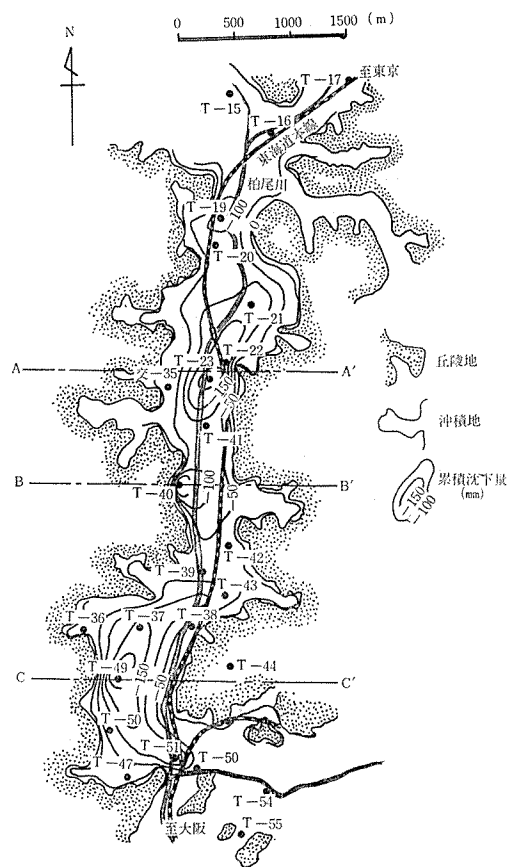


図-3 戸塚周辺累積沈下量図  
(昭和48年~昭和55年)



沈下の特長は戸塚駅南約3.5kmの金井町付近(T-49)で1974年頃急激に沈下が発生し、ついで昭和50年頃には約2.5kmの長沼町付近(T-40), 1977年頃には約500mの上倉田町付近(T-23)がそれぞれ急激な沈下を示し、沈下の目が北の方向で新しく発生するという状況が把握される。また図からは沈下していない部分もみられ、沈下が全域的な広がりを持たないことがわかる。これを地形的に考察してみると沈下は溺れ谷の深い谷軸付近に集中してみられ、谷の浅い地点は小さな値になっていることがわかる。

一方、沖積層の層厚と沈下量との間には正の相関性が一般に認められている。図-4は参考までに大阪<sup>60)</sup>

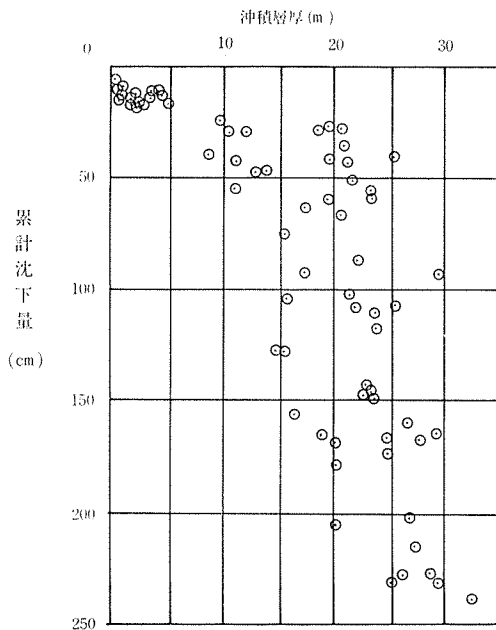


図-4 層厚と沈下量との関係 (大阪地盤)

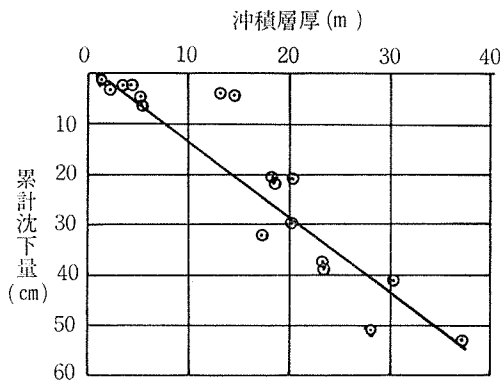


図-5 層厚と沈下量との関係 (横浜駅周辺)

における20年間の累計沈下量と層厚との関係を示したものであり、図-5は本市横浜駅周辺<sup>6)</sup>の層厚と沈下量との関係を示したもので、いずれも良い相関性を表わしている。同様にして戸塚駅周辺の沖積層厚と沈下量との関係を示したものが図-6であるが、これより明

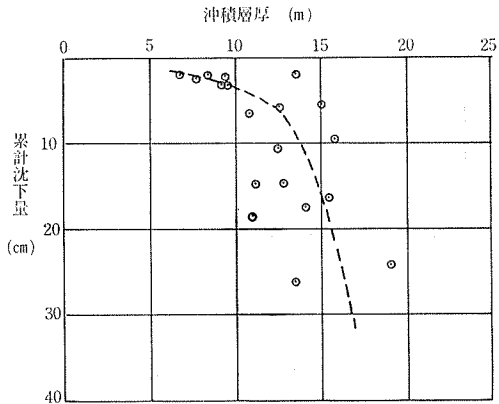


図-6 層厚と沈下量との関係 (戸塚周辺)

らかなように、当地域は層厚が7m~10mまでの所は沈下量が極めて少ないが、10m~15mの所では急激に沈下量が多くなる傾向が認められる。沈下現象は現在進行中であり、最終沈下量と層厚の相関を明確にすることはできない。しかし、沈下地点の土質特性や断面図等から判断して粘性土や腐植土が10m以上の地層に対しては現在の地下水位が一定に保たれたとしても沈下発生時期の地盤高から沈下終了までの全沈下量は300mm~400mm程度になるものと考えられる。

### 3-2 沈下量の経年的変化

図-7は戸塚駅周辺の累積沈下について経年的変化をみるため図示したものであるが、これから把握されることは沈下の特長が、① 継続的な沈下を示すタイプ(T-49, T-40)、② ゆるやかな沈下から急激な

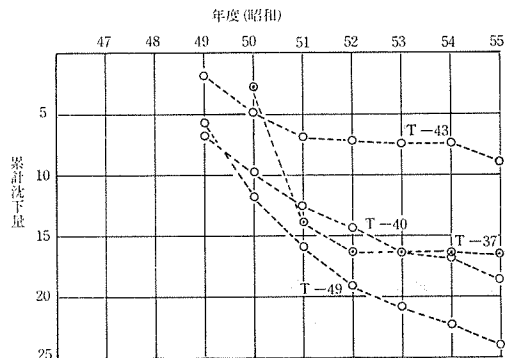


図-7 累計沈下量図 (I戸塚)

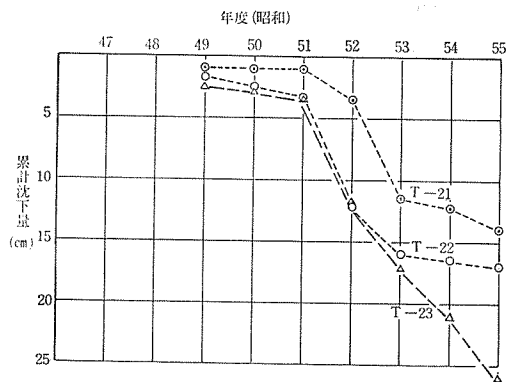


図-7 累計沈下量図(Ⅱ戸塚)

沈下に変化して加速していくタイプ(T-21, T-22, T-23), ③ 一時的に大きな沈下を示し, 以後わずかの沈下を示すタイプ(T-37, T-43)に大別することができる。

また図-8は本市における主要地点の沈下経年変化

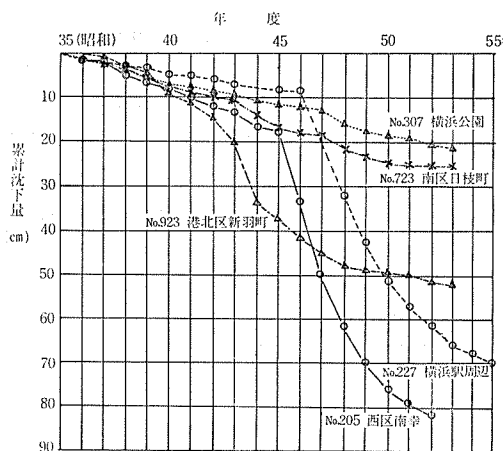


図-8 地盤変動経年変化図

図であるが, このNo.227とNo.205を戸塚駅周辺と比較すると②のタイプがよく類似していることがわかる。②のタイプのうちで, 現在もっとも沈下の著しいT-23は横浜駅地区(No.227)の沈下曲線によく似ている部分がある。沈下量や沈下時期が異なっているため, ②のタイプの原因を明確にできないが, 地盤沈下報告書等<sup>1)~4)</sup>から考察して②のタイプは1975年から1977年の間に沈下を加速する要因があったものと推察される。

### 3-3 地下水位と沈下量との関係

図-9は戸塚観測井による被圧地下水位の変動と地盤変動を图示したものであるが, 現在の被圧地下水は標高約+16mあり, 間ゲキ水圧は静水圧にほぼ等しい。

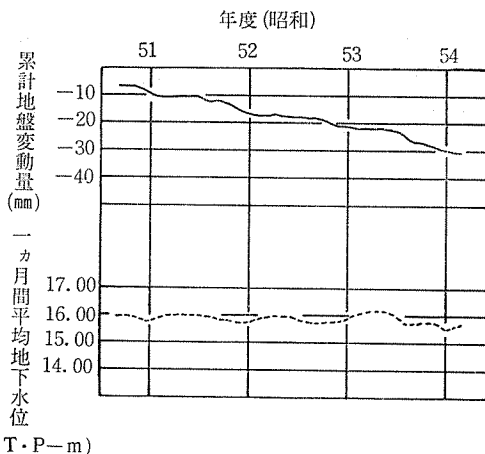


図-9 地盤変動量と地下水位変動図(戸塚観測所)

また当観測所から南約1km付近の深度150m井戸や南約2.8km(T-23付近)の深層部被圧地下水位は戸塚観測所の被圧地下水位と等しく, 間ゲキ水圧も等しい値を示している。したがって深層部の帯水層は連続性があるものと考えられ, T-23付近の被圧地下水位は過去においても低下していなかったことが考えられ, 地盤沈下に及ぼす影響の度合は少いものと思われる。

しかし, 図からも明らかのように被圧地下水位の変動には係わりなく地表面の沈下は進行しているため帯水層以浅の帯水層で, 水位変動を調べてみる必要がある。

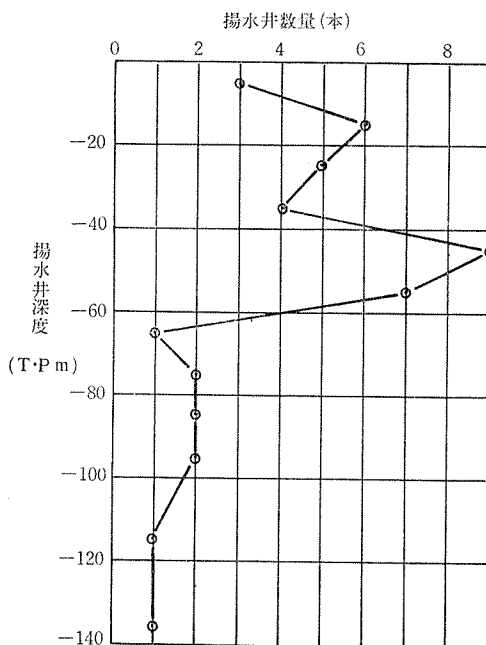


図-10 揚水井の数量と深度との関係(戸塚)

図-10は戸塚区全域とこれに近接している揚水井について深度別に解析したものであるが、標高-70m~-140mの帯水層を利用している井戸の数は少ない。したがって揚水量も比較的少ないものと思われ、戸塚駅周辺の深層部被圧地下水水位は当然低下しないものと思われる。しかし、今後開発等によってかん養地が消滅したり、本層からの揚水量が増加すれば地下水水位の低下も十分考えられるので今後慎重に周囲を調査し、観測を続けていく必要がある。

また図-10では標高-10m~-60mに井戸が集中しており、この深度に大きな帯水層があるものと思われる。

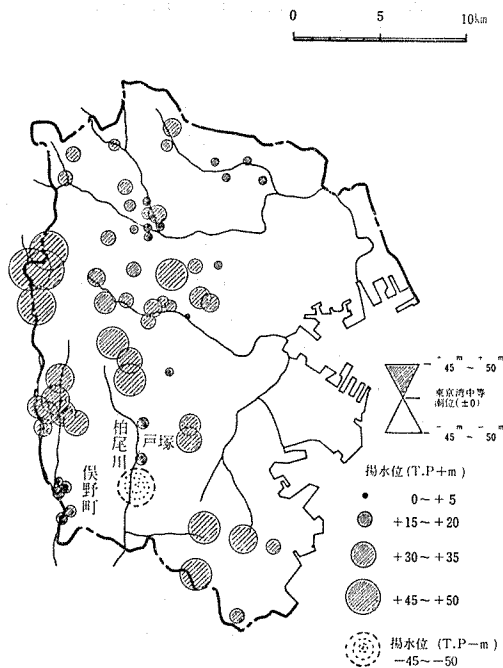


図-11 揚水位分布図

図-11は市域に存在する井戸の揚水水位を示したものであるが、これから戸塚駅周辺をみると柏尾川流域を中心に周囲の揚水水位は高く、戸塚駅の南西方向にある俣野町付近及び戸塚駅近くの長沼町にある井戸の水位が低いことがわかる。図-12はこれらの井戸とさ

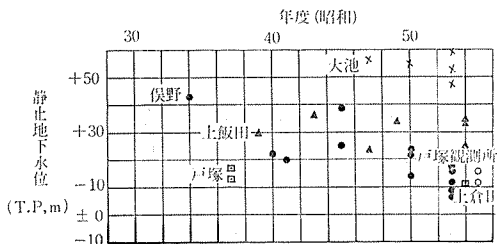


図-12 揚水井地下水水位図

く井時の資料を使って、静止水位の経年変動をみたものであるが、俣野町付近の地下水水位は経年変化が明らかに認められる。その他ではほぼ同レベルの水位を保っているようである。

一方当調査地域の沖積層基盤である固結砂(D・S)の透水係数は図-18・19及び報告書<sup>(11)~(13), 50)~55)</sup>等から考察して $10^{-3} \sim 10^{-4} \text{ cm/sec}$ であり一般的な砂の値を示しており良好な帯水層である。またこの層の間ゲキ水圧は静水圧に対して約 $0.3 \text{ kg/cm}^2$ 低下しているようである。沖積層の $AS_2$ と本層の連続性は図-18・19・20等から判断して十分に考えられることであり、間ゲキ水圧の減少が沈下の要因の一つと推察される。

### 3-4 揚水量と沈下量との関係

図-13は市域に分布する揚水井戸で1日当りの揚水

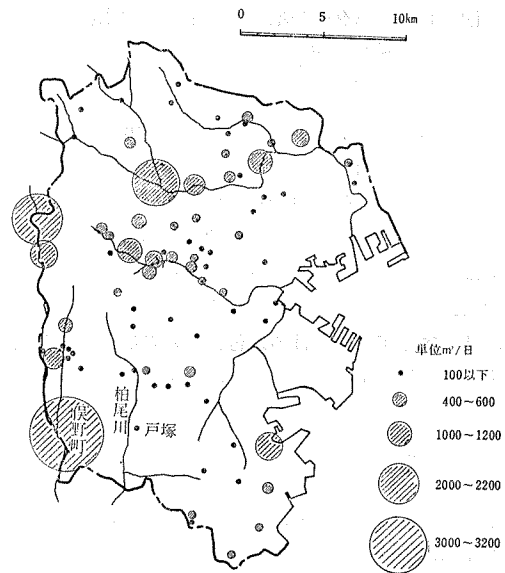
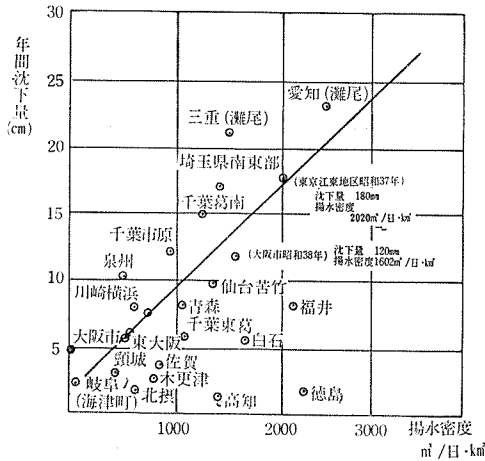


図-13 揚水量分布図

量を推定したものである。このうち戸塚駅周辺の揚水量は $100 \text{ m}^3/\text{日}$ 以下である。これに対し俣野町付近の揚水量は $3,600 \text{ m}^3/\text{日}$ 以上もあり、揚水量が極めて多いことが把握される。揚水量の増大による沈下現象は地質・土質の特性によってかなり異なるため水位変化のみで沈下量を推定することは難かしいが、精度の上で問題があるとして、図-14を参考に揚水量と沈下量のある程度予想することは可能である。同図は全国各々の地質・土質特性を整理し、同一条件と思われる地域についての揚水量密度( $\text{m}^3/\text{日} \cdot \text{km}^2$ )と年間沈下量との関係を示したものであるがこれによると両者は極めて相関が良いと考えられる。

この例を用いて俣野町付近の揚水量密度のみで沈下

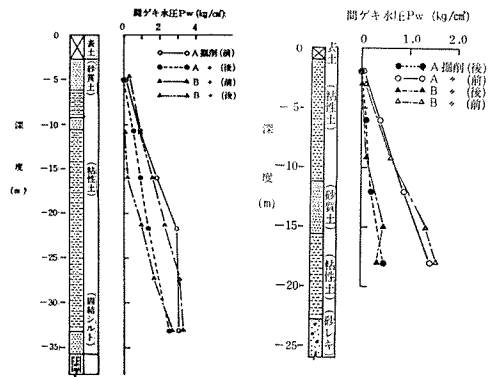


図一四 Aパターン地域の沈下量と揚水密度との関係  
(環境庁水質保全局企画課, 1976)

を推定すると、年間の地盤沈下量は約140mmとなる。しかし、実測値は10mm/年程度と微小な数値しか記録されないで、仮に俣野町付近の地下水脈が戸塚駅周辺と連続しているとすれば、この地域における揚水量の増大は戸塚駅周辺の地下水位に影響を与えかつ地盤沈下を助長する一要因と考えられる。

### 3-5 掘削工事における水位低下及び有効増加応力

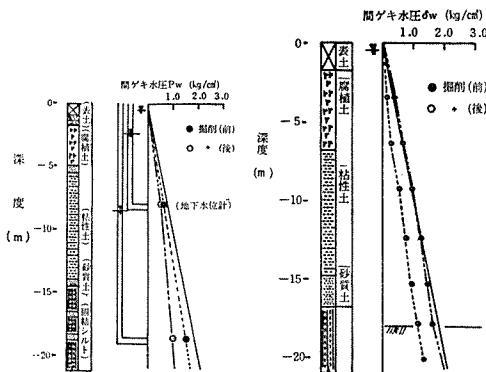
大規模な掘削工事を行う場合、施工管理を安全に進めるために仮設期間中種々の計器を埋設し、土圧・間ゲキ水圧を測定している例<sup>(47)~(49)</sup>がある。そこで市内における間ゲキ水圧計の測定記録や現場での地下水位測定記録の資料を収集し、掘削工事における周辺地盤の地下水位や間ゲキ水圧の変化を整理解析した、図一



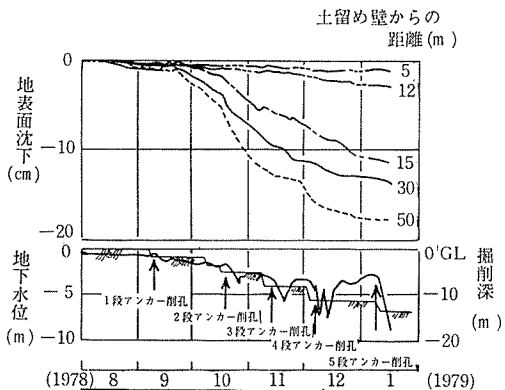
図一五 掘削前と掘削終了後の間ゲキ水圧分布図

15・16はその代表的な測定例を示したものであり、図一17は掘削前と掘削後の間ゲキ水圧測定記録を图示したものである。主に止水壁工法の例であるが、これより把握されることは掘削時の地下水位や間ゲキ水圧は止水壁といえども、静水圧に対しかなり低い値を示していることがわかる。工事完了後の地下水位はある程度までは回復するようであり沈下も鈍化するものの残留沈下はそのまま進み工事地点を中心として広域的に沈下が進んで行くことが水準測量成果表<sup>(1)~(5)</sup>等の考察から把握されている。

図一18は戸塚小学校敷地内で当局が実施した間ゲキ水圧測定及び地下水位測定例であるが、図一17と同様静水圧に比較して間ゲキ水圧及び地下水位が低下していることがわかる。この付近は以前、掘削工事が行なわれていた地域でもあり、過去に行われた掘削工事の影響が十分に考えられる。また同様の傾向を示す地域は



図一六 掘削前と掘削終了後の間ゲキ水圧分布図 (I)



図一六 掘削時の地表面沈下と地下水位経時変化図 (II)

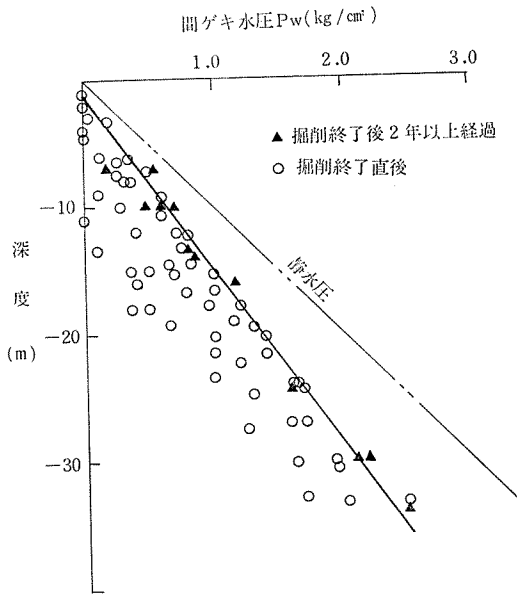


図-17 間ゲキ水圧分布図

上倉田町や小菅谷町の報告書にもみられ、特に沖積層の基盤である相模層群の固結砂 (D・S) の間ゲキ水圧及び地下水位が低下している (図-19)。一方当調査地域における沖積層の自由水面は地表面から -0.5 ~ -1.0m で大きな水位低下はみられない。この値はボーリング柱状図等の多くの資料整理から比較 (泥水等の影響もあると考えられ、この値が正しいとは決められない) して大差がなく地表面の自由水位はほぼこの値に近いものと思われる。

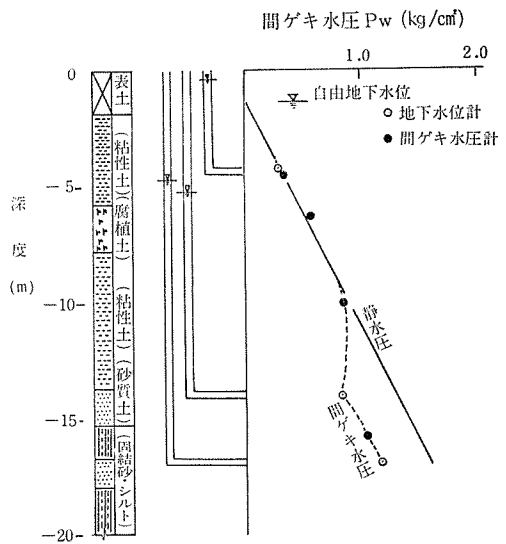


図-18 戸塚小学校付近間ゲキ水圧分布図

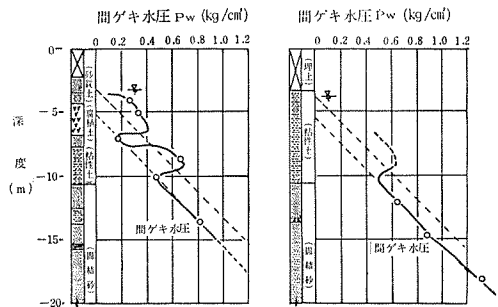


図-19 小菅谷町付近間ゲキ水圧分布図

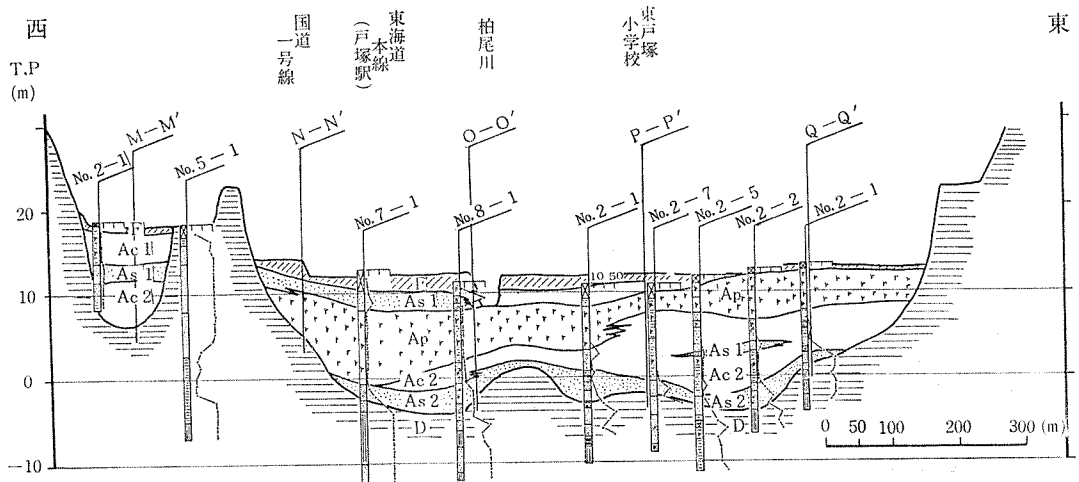


図-21 戸塚駅東西地質断面図

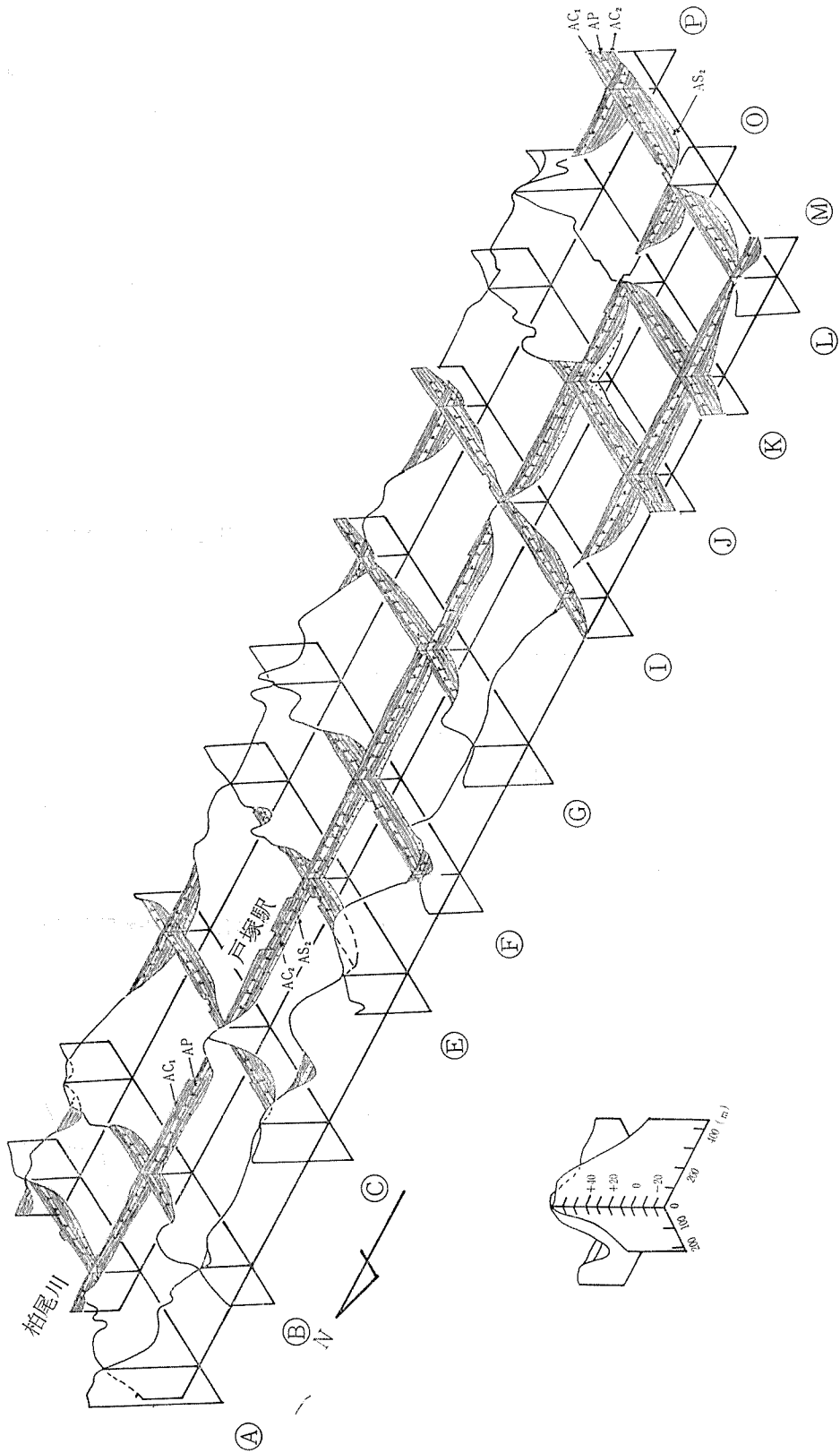


図-20 戸塚周辺の軟弱地盤ハネルダイヤグラム

#### 4. 地盤構造と土質特性

##### 4-1 地盤構造の推定

地盤構造の推定は戸塚駅周辺から長沼町周辺までの柏尾川に沿った沖積低地を対象に、既存資料を使って東西断面を平均250m間隔で、南北断面を平均500m間隔で作成した資料を参考にした。図-20にパネルダイヤグラムを示し、図-21には戸塚駅の東西断面を示し、図-22には戸塚駅より南約2.5km地点の戸塚第二下水処理場の東西断面をそれぞれ代表断面として示す。また解析用地盤モデルの決定は水準点番号T-23付近(A~A'断面)、T-40付近(B~B'断面)、T-

49付近(C~C'断面(図-3参照)の3地点を選定し、理論値と実測値の検討を行うものとした。なおモデル断面図は図-23~図-25にそれぞれ示す。

また当地盤を構成する地質の分類は表層から ① 埋土(F) ② 第一粘性土(Ac<sub>1</sub>) ③ 第一砂質土(As<sub>1</sub>) ④ 腐植土(AP) ⑤ 第二粘性土(Ac<sub>2</sub>)、⑥ 第二砂質土(As<sub>2</sub>)、⑦ 固結シルト(D・D)及び固結砂(D・S)の地層に分類することができる。またこれらの地質層層は以下の特徴を有している。

##### 1) 埋土(F)

固結シルト塊、レキを混入し所々に砂質土を薄く挟

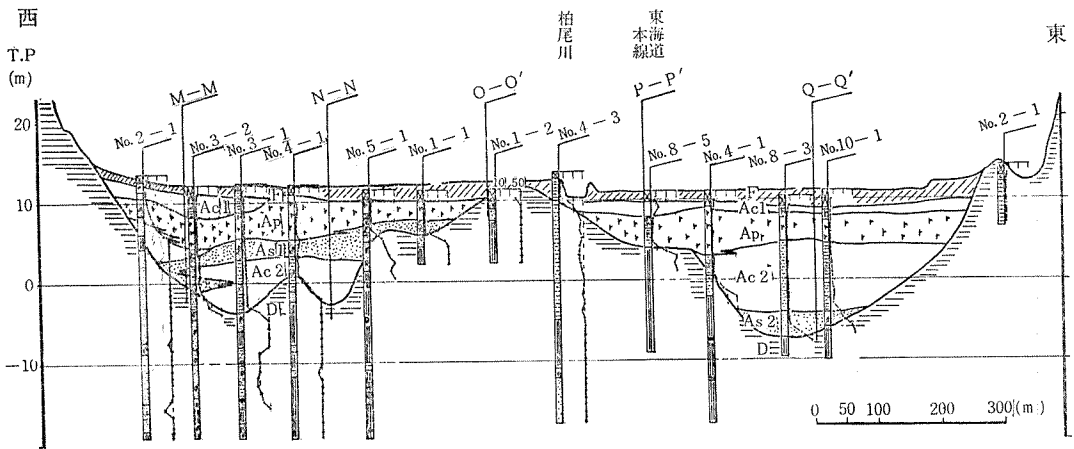


図-22 戸塚第二下水処理場東西地質断面図

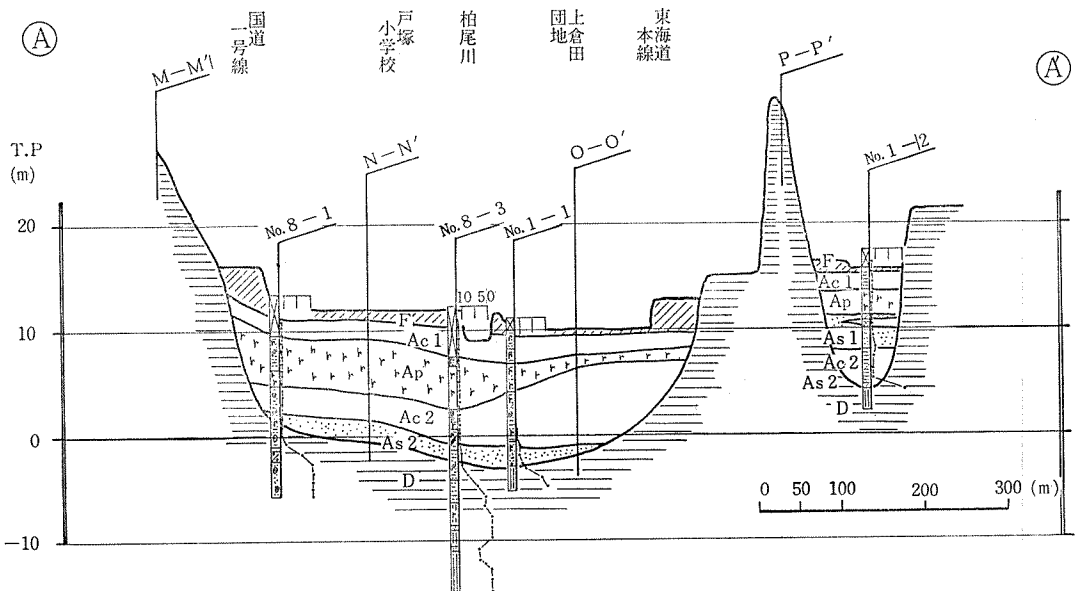


図-23 A~A'地質断面図

在するが、大部分が粘性土で構成されており、非常に不均質である。層厚は1.5mから2.5mである。

2) 第一粘性土 (AC<sub>1</sub>)

旧表土と思われる層で、全体に腐植物を混入した有機質のシルト層である。層厚は薄く場所によっては全く欠如している部分もある。

3) 第一砂質土 (AS<sub>1</sub>)

シルト混じり細砂から成る層で層厚は薄く、全体の広がりはない。層の主体は砂であるが部分的にはシルトを多く混入する不均質な層である。層厚は1.0m~3.0mで腐植土層の上下に分布する複雑な層である。

4) 腐植土 (AP)

炭化作用があまり進んでいない植物繊維からなる部分が多くみられるが、所々有機質粘土の薄層を挟在し

たり、砂層を薄く挟んでいる。場所によってはシルト分が多かったり、スユリアを挟在している。層厚は1.0mから8.0mと変化に富んでいる。

5) 第二粘性土 (AC<sub>2</sub>)

本層は前述したように海水準が高まった時期に堆積した層と思われ、全体に貝殻片と腐植物を混入した海成のシルト、粘土層である。一般に均質な層で全域的に分布し、粘性に富んでいることが特徴的であるが、場所によっては薄い砂を局部的に挟在しており、木片、スユリア等を若干散存する。層厚は10.0mから20.0mと沖積層の主体を成している。

6) 第二砂質土 (AS<sub>2</sub>)

細砂、シルト混り細砂、砂レキ等から成る層で部分的に腐植物、木片、等を混入しているが全体的な広が

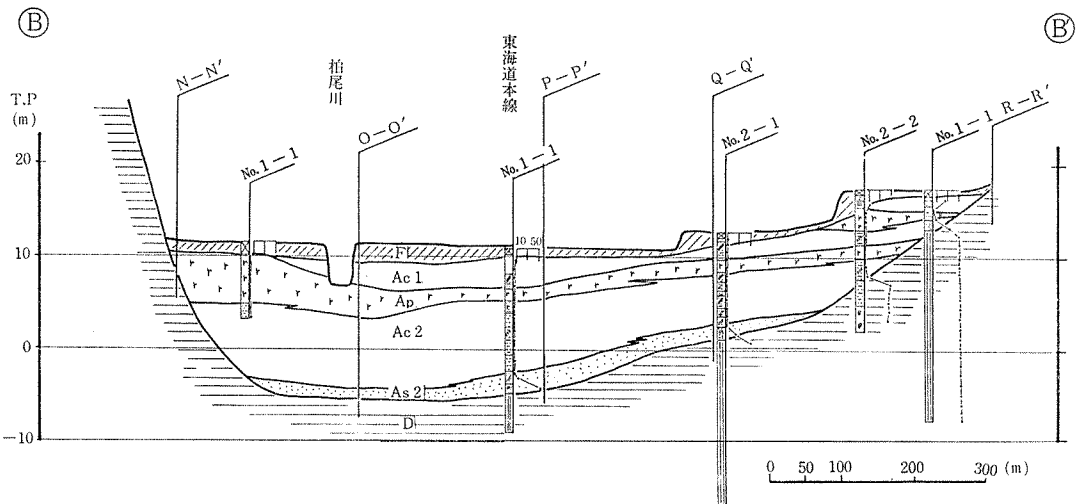


図-24 ③~③' 地質断面図

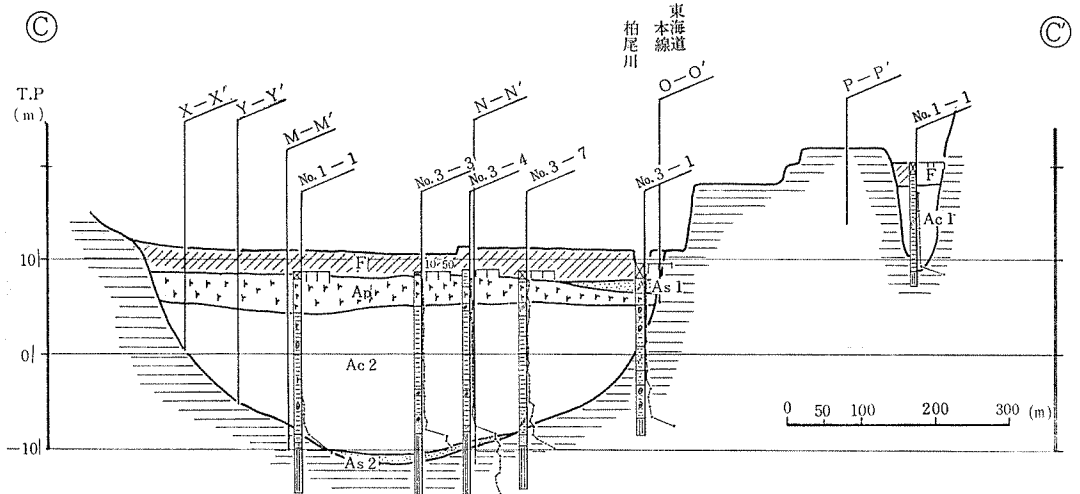


図-25 ③~③' 地質断面図



りを持ち、透水性の良い砂層である。本層は沖積層の最下部層に当り、層厚は1.0mから3.0mと薄い。

#### 7) 固結シルト及び固結砂(D・D, D・S)

比較的よく締った砂質土や粘性土の下部に脆弱な砂やシルトが挟存し、一部に木片、腐植物、スユリア、タフ等を混入した砂質凝灰岩及び固結シルト層である。本層は丘陵地等に広く分布している洪積層の最上部に当るものであり、相模層群の上倉田層、屏風ヶ浦層、長沼層に相当する層と思われる。透水性も良く、帯水層としての可態性も十分考えられている。本層は沖積層や上総層群の一般的な特性と異なるため、固結シルト(D・D)及び固結砂(D・S)とした。

#### 4-2 土質特性

土質特性については特に沈下が著しい地点の土質試験をまとめ、それぞれの土の物理・力学特性の解析を試みた。図-26～図-32は土質常数値の代表的な関係を示したものである。すなわち図-26は土粒子の比重度分布を各層別に示したものである。これによると第一粘性土(A<sub>C1</sub>)と第二粘性土(A<sub>C2</sub>)の比重は2.6前後に多く集中している。また腐植土(AP)の比重は1.6～2.6の広い範囲に分散しており、粘性土と腐植土の相違が顕著に表われている。図-27は液状限界(W<sub>L</sub>)と自然含水比(W<sub>n</sub>)との関係図であり、土の安定性をみたものであるが、W<sub>L</sub>=W<sub>n</sub>の線より左側は「安定」、右側は不安定に区分される。図からは大半の土が「安定」領域に入るが第二粘性土の一部はかなり「不安定」な土となっている。図-28はキャサグランデ(Casagrande)による塑性図を採用して土の物理的性質を考察したものである。これによると第一粘性土及び第二粘性土は低・中塑性の無機質粘土の領域になる。また腐植土は比較的バラツキが大きい、高圧縮性の有機質粘土の領域になっている。一般に土の間ゲキ比は土被り厚に比例し、土被りが薄ければ間ゲキ比は大きく、土被りが厚ければ間ゲキ比は小さい値を示す。図-29は土被り厚と相関の高い圧密降伏応力と間ゲキ比との関係をみたものであるが、データのバラツキが著しく、正確な相関性は得られない。しかし全体の傾向としては間ゲキ比が大きい土は圧密降伏応力は小さく、間ゲキ比が小さい土は圧密降伏応力は大きい値を示す傾向がある。なお図-30は圧密降伏応力と有効土被りとの関係を示したものであり、圧密降伏応力は有効土被りよりも大きな値を示していることから全体的に過圧密状態の粘性土であると思われる。図-31は一軸圧縮試験による土の変形係数と一軸圧縮強度との関係を示したものである。変形係数と一軸圧縮強度の相関はグラフ全体として右上りの傾向を示して

おり、変形係数E<sub>50</sub>の増大に伴って一軸圧縮強度quが増大する。これを地層別にみると腐植土(AP)のE<sub>50</sub>/quは第一粘性土(A<sub>C1</sub>)及び第二粘性土(A<sub>C2</sub>)のE<sub>50</sub>/quより低い傾向を示す。これはAPのヒズミ量がA<sub>C1</sub>及びA<sub>C2</sub>より大きい為変形係数が低くなったものと思われる。図-32は圧縮指数を地層別にみたものである。APがA<sub>C1</sub>及びA<sub>C2</sub>より高い値を示しておりAPの圧密がA<sub>C1</sub>及びA<sub>C2</sub>より早い時間に進むことがわかる。次に各地層別の物理・力学特性について記述する。

#### 1) 第一粘性土層(A<sub>C1</sub>)

##### (1) 物理特性

本層は砂分を20～60%含み、砂質粘土に近い値を持つ層であり、排水層となっている部分もあると考えられる。土粒子の比重は2.36～2.75、含水比は30～150%と差が大きい。単位体積重量は1.4～1.7g/cm<sup>3</sup>、液性限界は40～150%である。粘性土層としてはややバラツキが大きく、各地点別の特徴もみられない。この理由としては本層に埋土、腐植土、砂質土等が種々混じっており、層が不均一になっているためと思われる。また本層についての試験データも少なく、代表値が得られにくい等も一つの理由である。

##### (2) 力学特性

一軸圧縮強度は0.32～1.00kg/cm<sup>2</sup>の値を示している。また土の内部摩擦角は2°30'～35°35'、粘着力は0.13～0.57kg/cm<sup>2</sup>である。圧密降伏応力は0.5～1.0kg/cm<sup>2</sup>、圧縮指数は0.6～1.5となっている。一般にデータのバラツキが大きく、本層の特徴や各地点ごとの相違は明らかにできないが、圧密降伏応力は有効土被り圧より大きな値を示すことから本層は過圧密状態にあるものと思われる。また圧縮指数は普通粘土で1以下、腐植土で1以上を示すと一般にいわれているので、本層の圧縮性は普通粘土と腐植土の中間の値を示すものと思われる。

#### 2) 腐植土層(AP)

##### (1) 物理特性

本層は部分的に不規則な砂や粘土を薄く混在しており砂分が5～45%を示すところもある。日本統一分類では高有機質土を自然含水比や間ゲキ比より次のように分類している(ピートの含水比300%以上、間ゲキ比7以上、黒泥の含水比200～300%、間ゲキ比5～7)、本層の自然含水比は50～400%、間ゲキ比は1.5～10となるが概して腐植土に分類される。単位体積重量は1.0～1.6g/cm<sup>3</sup>とバラツキがあるが1.3g/cm<sup>3</sup>前後が最も多く、深度が増すにつれて大きくなる傾向がある。土粒子の比重は1.62～2.69とかなりバラツキがみられ、

(大きな値はスコリア等の影響と思われる)自然含水比はほぼ液性限界に等しく本層が軟弱な状態にあることを示している。

(2) 力学特性

本層の一軸圧縮強度は0.2~1.3kg/cm<sup>2</sup>である。この層は未分解繊維質のため試験データが明確に破壊ピークを示しておらず、破壊いずみが20%までに至る資料もある。また内部摩擦角は0°40'~20°00'であり粘着力は0.15~0.50kg/cm<sup>2</sup>となっている。また圧密降伏応力は0.25~1.10kg/cm<sup>2</sup>であり、有効土被り圧より大きな値を示し、過圧密状態である。圧縮指数は0.7~4.4とかなりパラツキがみられるが2前後の値が最も多く、圧縮性の高い地層であることがわかる。

腐植土層はほとんど植物繊維質の物質から成るものが多く、分解度は各地点、地層によってかなり異なるようである。また工学上の問題は種々あるが、その代表的なものを述べると①普通土では、固体相は鉱物質だけであるが、有機質土では、さらに有機物を別の固体相として取り扱う必要がある。収縮常数などについては方向性を考慮する必要がある。②圧縮荷重のもとで急速に脱水し、圧縮量が著しく大きい。③有効応力は、普通土の場合と違って、個々の粒子の変形に依る二次的な有効応力、したがってまた二次の間ゲキ水圧も考える必要がある。④一次圧密量に比べて二次圧密量が著しく大きく、かつ二次圧密領域の沈下・時間関係を定量的に把握しにくい。⑤引張り強さが大きく、これが地盤の安定上重要な役割を演ずるものがある。⑥透水係数が、垂直、水平の2方向について著しく相違する。⑦材料が不均一であるため、試験方法を検討する必要がある。<sup>62)~64)</sup>

以上腐植土の物理、力学特性の解明については今後に残されている問題が多く、沈下の要因を把握するのが難しい。特に腐植土層は②によって著しく沈下する要因もあり、また③の二次圧密量が最大沈下をもたらす要素とも考えられ、最終沈下予測が算出しにくい層である。

3) 第二粘性土層 (AC<sub>2</sub>)

(1) 物理特性

本層は全層を通じて最も層厚が厚く、試験も多く行われている。本層の特徴は海成の粘性土で上部や下部に40%前後の砂分を混在している。また下部のN値は10~30の値を示す所もあるが、洪積層との区別が困難な層でもある。しかし本層は概してシルトと粘土が80%以上を占める場合が多く、「シルト質粘土ローム」「粘土質ローム」「粘土」等に区分される。

単位体積重量は1.3~1.8g/cm<sup>3</sup>であり、深度の増加

に伴って大きくなる傾向がある。比重は2.32~2.82、自然含水比は40~110%、間ゲキ比は1.3~7.5である。また自然含水比は液性限界よりやや大きな値を示すものが多く、第一粘性土層、腐植土層と同様、かなり軟弱な地層である。

(2) 力学特性

本層の一軸圧縮強度は砂分や貝殻、腐植物等の混入が考えられ試験にかなりのバラツキがみられ、0.22~1.18kg/cm<sup>2</sup>となっている。変形係数 (E<sub>50</sub>) と一軸圧縮強度 (qu) との比 (E<sub>50</sub>/qu) は一つの地盤では一定となり、高い塑性を示す海成粘土ではこの値 E<sub>50</sub>/qu が30~105の範囲に分布するといわれている。本層は E<sub>50</sub>/qu=30~60の値となっている。また土の内部摩擦角は0~25°30'であり、圧密降伏応力は深度とともに増加するが有効土被りより高い値を示しているので本層も第一粘性土層及び腐植土層と同様過圧密の状態と

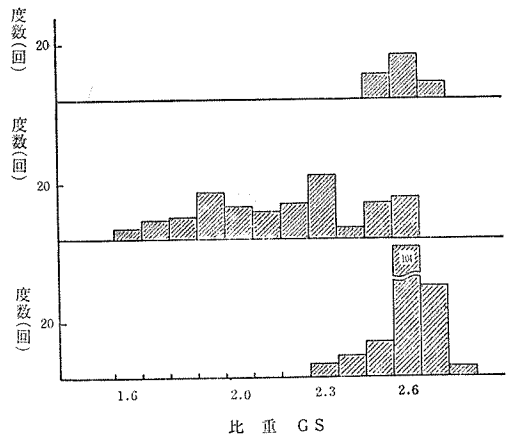


図-26 土粒子の比重度数分布図

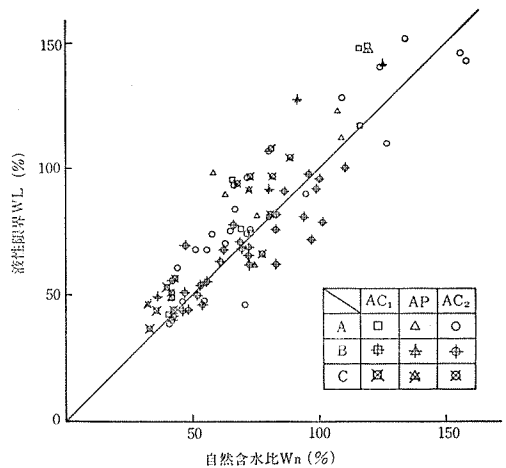


図-27 液性限界と自然含水比との関係

なっている。これは土が過去に大きな荷重を受け、その後荷重が除去されて現在に至っていることを示しており、過去に地下水位等が低下して、地中応力が増加しその後水位が回復した為と考えられる。また圧縮指数は0.2~1.3の範囲で0.6前後の値が多い。普通粘土(0.8~0.9)と比較して少し低い値を示している。

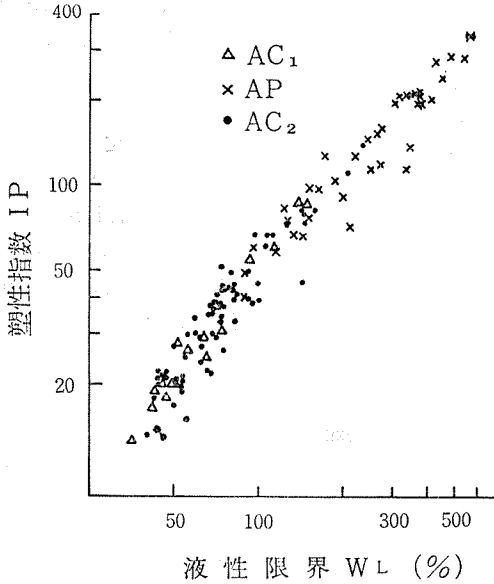


図-28 塑性指数と液性限界との関係

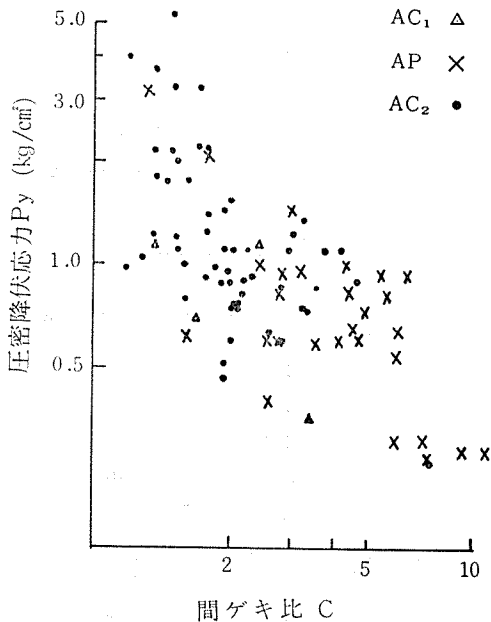


図-29 圧密降伏応力と間ゲキ比との関係

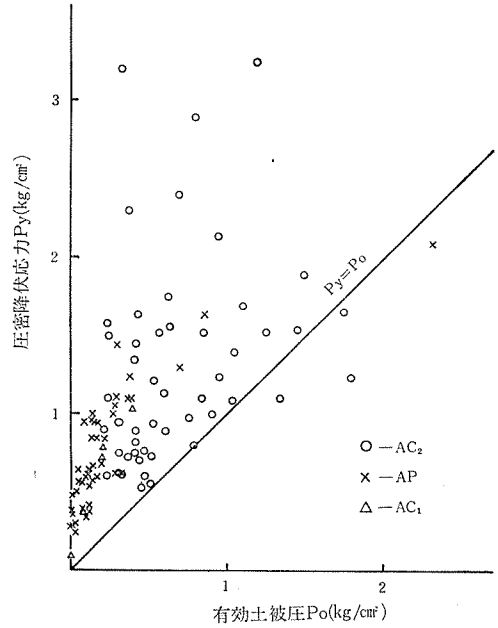


図-30 圧密降伏応力と有効土被圧との関係

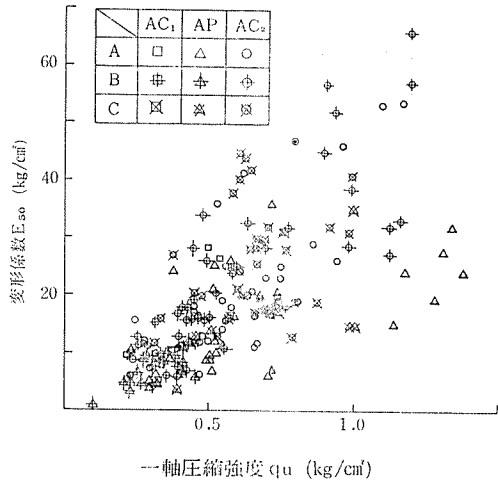
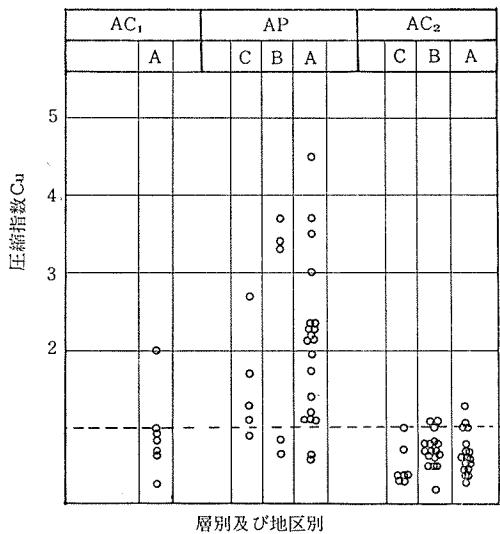


図-31 変形係数と一軸圧縮強度との関係

## 5. 圧密沈下のモデル解析例

### 5-1 圧密沈下の要因と適用地区

地盤沈下の要因については様々な角度から考察してきたが解析するに足る十分な資料は得られなかった。したがって当地域を解析するに当っては①揚水井による水位低下記録, ②掘削時による水位低下及び間ゲキ水圧実測記録, ③土質常数解析結果等を活用して解析を試みることにした。また解析に必要な地盤構造は図3に示したA~A', B~B', C~C'地点のモ

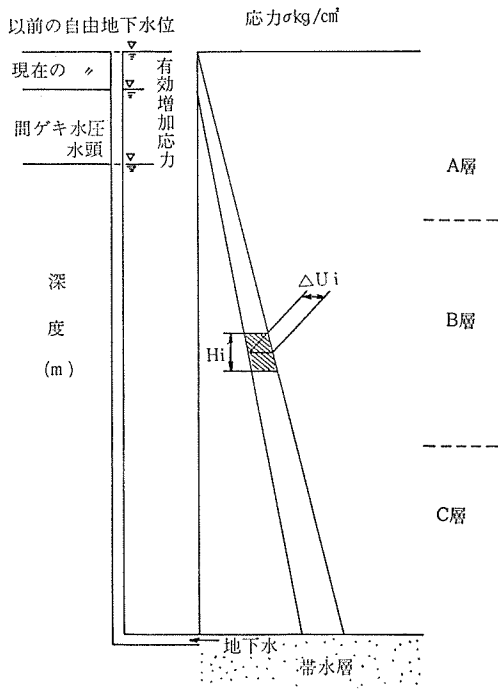


図一32 層別及び地区別圧縮指数の地区特性図

デル断面について層厚を決定するものとし、当局が測定している水準点番号T-23・40・49の累積沈下の実測値と比較し、検証を行うこととした。

5-2 土質常数の決定

圧密沈下解析に必要な土質常数は各地点別に土性を整理し、その平均値を使用することとした。また圧



図一33 有効増加応力のモデル図

密試験結果から得られる体積圧縮係数 ( $m_v$ ) と圧密係数 ( $C_v$ ) の決定は  $\log P \sim \log m_v$  曲線図及び  $\log P \sim \log C_v$  曲線図を採用し、それぞれの平均値の曲線図から  $m_v$ ,  $C_v$  を決定することとした。

5-3 荷重の決定

圧密理論解析に必要な荷重条件としては次のような有効増加応力図を決定するものとした。すなわち戸塚駅周辺の地盤沈下は揚水井等の影響による間ゲキ水圧の低下と掘削時における間ゲキ水圧低下の複合作用と考えた。また地盤構造から推定して、沖積層基底の相模層群は砂分の極めて多い層で構成されていることから地下水の移動は相模層群の砂層 (D・S) 及び沖積層最下部の砂質土層 (AS<sub>2</sub>) で容易に行われる。これらの帯水層が水位低下を生じて有効応力を増加させるモデル図 (図一33) を仮定した。また沖積層の自由地下水は地表より -1.0m 低下した後一定であるとした。

5-4 圧密沈下計算方法

5-4-1 圧密沈下量

間ゲキ水圧の減少による圧密沈下量は次式に<sup>55)</sup>よって示される。

$$S = \sum_{i=1}^n m_{v,i} \cdot H_i \cdot \Delta U_i \dots \dots \dots (1)$$

- ここに S : 全沈下量 (cm)
- $m_v$  : 体積圧縮係数 ( $cm^2/kg$ )
- H : 層厚 (cm)
- $\Delta u$  : 間ゲキ水圧増加分 ( $kg/cm^2$ )

5-4-2 圧密沈下時間と沈下量

圧密沈下の経過時間(t)と圧密度(U)の関係は Terzaghi の一次元圧密理論により次式で示される。

$$U = 1 - \sum_{m=0}^{\infty} \frac{2}{M^2} \cdot e^{-M^2 \cdot T} \dots \dots \dots (2)$$

$$M = \frac{\pi(2m+1)}{2} \dots \dots \dots (3)$$

$$T = \frac{C_v \cdot t}{\Sigma H^2} \dots \dots \dots (4)$$

- ここに m : 整数
- T : 時間係数
- t : 圧密沈下時間 (days)
- $C_v$  : 圧密係数 ( $cm^2/min$ )

$\Sigma H_i$  は換算厚数として次式で示す。

$$\Sigma H = H_1 \sqrt{\frac{C_{V0}}{C_{V1}}} + H_2 \sqrt{\frac{C_{V0}}{C_{V2}}} + \dots \dots \dots (5)$$

- ここに  $H_1$  : 第一層の層厚 (cm)
- $H_2$  : 第二層の層厚 (cm)
- $C_{V1}$  : 第一層の圧密係数 ( $cm^2/min$ )

$Cv_2$  : 第二層の圧密係数 ( $cm^2/min$ )

$Cv_0$  : 代表基準の  $Cv$  値 ( $cm^2/min$ )

圧密度  $U$  % 経過した時の沈下量  $Sn$  と沈下時間  $tn$  は (1)式と(4)式より次式で算出する。

$$Sn = S \cdot U$$

$$tn = \frac{Tn \cdot \Sigma H^2}{Cv}$$

ここに  $Sn$  : 圧密度  $U$  % 時の沈下量 ( $cm$ )

$S$  : 全沈下量 ( $cm$ )

$tn$  : 圧密度  $U$  (%) 時の沈下時間 ( $day \cdot years$ )

$Tu$  : 時間係数

$\Sigma H$  : 換算層厚 ( $cm$ )

$Cv$  : 圧密係数 ( $cm^2/min$ )

### 5-5 解析結果

④~④', ⑤~⑤', ⑥~⑥' 地点における地盤沈下の計算結果と T-23, 40, 49 の実測値との関係を図-34~図-36に示す。これらの結果をみると若干の違いは認められるが多くの仮定にもとづいて計算したにもかかわらず、実測値に比較的良く適合した数値を示し

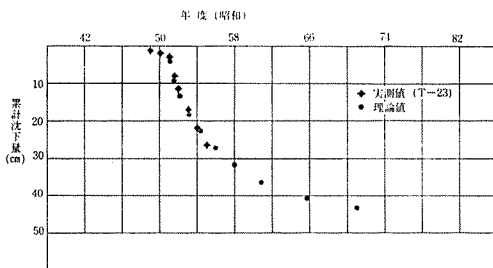


図-34 ④~④' 断面沈下予測図

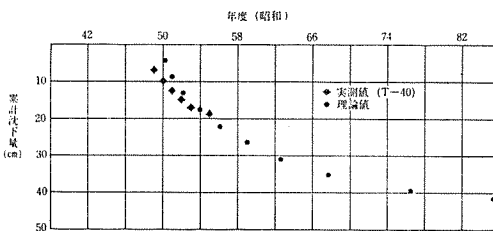


図-35 ⑤~⑤' 断面沈下予測図

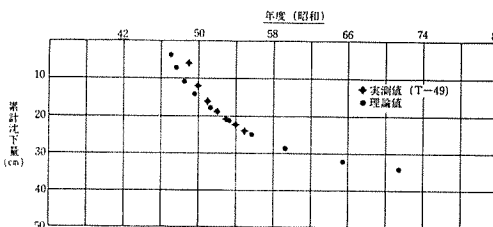


図-36 ⑥~⑥' 断面沈下予測図

た。すなわち現在④~④'地点(T-23)の沈下は全沈下量の約6割まで進んでいることを示し、今後地下水位等に変動がなければ5年後には約150~200mmの沈下が予測され、その後はゆるやかな残留沈下が続くことが示された。またT-23付近のT-22の累積実測沈下量については現在沈下が停止しているため圧密沈下がほぼ完了した値なのか、または他の要因による一時的な休止の状態にあるものか判断が困難である。一方④~④'(T-40), ⑤~⑤'(T-49)地点も④~④'地点と同様の傾向を示しているが若干計算の方が大きくなった。この理由としては水位低下や土質常数のとり方及び地盤構造の推定が現地の条件と適合していないため差がでたものと思われる。

### 6. まとめ

戸塚駅周辺における地盤沈下の要因を ① 沈下地域の推移, ② 地下水の揚水による影響, ③ 掘削時における水位低下の影響, ④ 土質特性, ⑤ 地盤構造の推定, ⑥ 圧密沈下のモデル解析例等からそれぞれをもとにして沈下現象について考察を加えてきた。ここではこれらを総合的に判断して戸塚駅周辺地域の地盤沈下を次のとおり推定した。

#### 1) 沈下地域の推移

当地域の沈下発生は1973以降の記録から判断して沈下は南から北へ移行し、溺れ谷の深い谷軸付近に集中する傾向がある。沖積層厚と沈下量との相関は沖積層の一般的な正の相関を示さず、地質構成が他の沖積地盤と異なることを裏付けている。現在沈下は進行中であるので当地域の最大沈下量の最終値を層厚から予測することは困難である。しかし既存データ等から推定して沈下発生から終了までほぼ一律に300~400mmに及ぶ沈下量が予想される。

#### 2) 地下水揚水量による影響

今回の調査資料からは沈下地域との相関性は得られなかったが、相模層群からの地下水揚水量が極めて多く、また当調査地域の基盤層(相模層群)の間ゲキ水圧が約0.3kg/cm<sup>2</sup>低下しており、揚水量が沈下に対し何んらかの形で影響を及ぼしていることが考えられる。

#### 3) 掘削時における水位低下の影響

沖積層を止水壁工法によって掘削する場合の間ゲキ水圧は工事中において40~50%減少している。また過去に工事が行われた付近の間ゲキ水圧は低下しており圧密沈下の要因と考えられる。

#### 4) 土質特性

沈下地域における土の物理特性の相違は顕著に表われなかった。力学特性については全般に土の圧密が過

圧密状態を示しており当地域は過去にかなりの載荷重を受けたことがあるものと推察される。

#### 5) 推定地盤構造

戸塚駅周辺の沖積層地盤構造を解析した結果、表層から埋土～第一粘性土～第一砂質土～腐植土～第二粘性土～第二砂質土～固結砂・固結シルト層の各層に大別できる、これは帷子川下流域の横浜駅周辺や鶴見川中流域の新横浜駅周辺に厚く分布する粘性土層に比し、当地域では腐植土層が広く分布しており、しかも層厚が変化に富んでいるのが大きな特長である。また固結砂・固結シルト層（相模層群）は沖積層の基盤層であるにもかかわらず局部的に脆弱（N値20～30）な層が狭在し、透水性が極めて良い。また沖積層最下部の第二砂質土層は戸塚駅周辺の全体に広く分布しているものと思われ、沖積層地盤の排水層になることが考えられる。

#### 6) 圧密沈下のモデル解析例

地盤沈下が著しい地点のモデル断面（図-23～図-25）を推定し Terzaghi の一次元圧密理論式により得た沈下予測値（図-34～図-36）は当局が測定している実測値とほぼ同じ沈下曲線を示した。従って当地域の地盤沈下はここ数年間続くものと思われるが、今後の対策に当っては年間20～30mmの沈下を予測しつつ実測値との検証を追跡調査して行く必要がある。しかし周辺で今後地下水揚水、地下水位低下、盛土載荷等が行われれば沈下はさらに増加するものと思われるので周囲の状況を十分に考慮した調査が必要である。なお本論は Terzaghi の一次元圧密理論による計算結果から考察したものであり、地盤沈下予測の精度の高い値を得るためには、腐植土層等で問題となる二次圧密の沈下量を求めて行く必要があるがこれらの問題については別の機会に述べたい。

### 7. おわりに

戸塚駅周辺の地盤沈下について地盤構造、地下水揚水、土質特性、圧密理論式による沈下量の算出を試み、この値と実測値との比較を行う等若干の考察を試みたが、資料不足のため意図したほんの一部しか解析することができなかった。したがって今後の課題としては今回入手することができなかった柏尾川流域のボーリング調査空白地帯についてボーリング等を実施して沖積層の地盤構造の精度を上げるとともに沖積層の基盤となっている相模層群の帯水層構造及び土の力学特性等、地盤沈下の解析に必要な資料を収集することが急務である。また今後沈下発生の可能性のある地域に層別沈下計や間ゲキ水圧計を埋設し地質環境を管理する必

要があり、さらにこれらの資料に基づいて沈下解析の精度を高め実測値との検証を行ない、地盤沈下の防止対策に役立てて行きたい。

#### 謝 辞

この調査を進めるに当り多数の資料を使用させていただいた関係機関に深く感謝いたします。また本報告は公害対策局水質課主査亀山建一氏及び片山雅之氏の御指導によってまとめたものであり、両氏に対し、厚く感謝いたします。

#### 文 献

- 1) 横浜市公害対策局：横浜市地盤沈下報告書，No. 73，67（1980）
- 2) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表，No. 78，30（1979）
- 3) 横浜市公害対策局：横浜市地盤沈下報告書，No. 72（1979）
- 4) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表，No. 30（1978）
- 5) 横浜市公害対策局：横浜駅周辺地盤沈下解析報告書，資料，52（1974）
- 6) 土質工学会：掘削にともなう公害とその対策，土質基礎工学ライブラリー-8，59，69（1978）
- 7) 土質工学会：建設工事と地下水，土質基礎工学ライブラリー-19，10（1980）
- 8) 遠藤・小笠原：沖積低地における間ゲキ水圧変化と地盤沈下の関係について，東京都土木技術研究報告165（1975）
- 9) 千葉県公害研究所：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）第4号，28，1979，千葉県公害研究所地盤沈下研究事業報告
- 10) 石井求・外3名：揚水量と地下水位変動の関係について，東京都土木技術研究所報告，309～319（1976）
- 11) 横浜市公害研究所：戸塚駅周辺深層地質・土質調査報告書資料，42（1980）
- 12) 横浜市公害研究所：戸塚駅周辺帯水層構造調査（既存深層ボーリング資料収集）報告書資料，21（1980）
- 13) 横浜市公害対策局：戸塚駅周辺地盤沈下解析業務報告書資料，109（1980）
- 14) 池田俊雄：沖積層地盤研究の必要性，第四紀研究，第5号第3～4号，89～92（1966）
- 15) 桑原徹：沖積層の土質工学的性質とその意義，

- 第四紀研究, 第5巻第3~4号, 121~136 (1966)
- 16) 寿門晋吾: 多摩丘陵の地形と地質, 波丘地農業研究所報, 第1号, 27 (1958)
- 17) 岡・島津・宇野沢・桂島・垣見: 藤沢地域の地質(地域地質研究報告)東京(8)第73号, 地質調査所, 38 (1979)
- 18) 三梨・他: 22名東京湾とその周辺地域の地質「特殊地域図(2)地質説明書」, 地質調査所, 3~87, (1979)
- 19) 中川久夫: 沖積層について, 第四紀研究, 第5巻第3~4号, 99 (1966)
- 20) 青木・柴崎: 海成「沖積層」の層相と細分問題について, 第四紀研究, Vol 5, No. 3~4, 113~120 (1966)
- 21) 井関弘太郎: 沖積層に関するこれまでの知見, 第四紀研究, 第5巻, 第3~4号, 93~98 (1969)
- 22) 町田・新井・村田, 袴田: 南関東における第四紀中紀中期のテフラの対比とそれに基づく編年, 地学雑誌, Vol 83-5, 45 (1974)
- 23) 町田洋: 南雪関東における第四紀中・後期の編年と海成地形面の変動, 地学雑誌 Vol 82-2, 18, (1973)
- 24) 関東第四紀研究会: 横浜付近の第四系に関する諸問題(2)地球科学, 28巻6号, 218~235 (1974)
- 25) 関東第四紀研究会: 屏風ヶ浦層の再検討, 地球科学25巻1号, 38~40 (1971)
- 26) 関東第四紀研究会: 下末吉台地およびその周辺地域の地質学的諸問題, 24巻5号, 151~165, (1970)
- 27) 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 Vol 1, No. 5, 31~42 (1972)
- 28) 山本荘毅: 地盤沈下とその研究, 地学雑誌 Vol 78, No. 7 (774), 24~32 (1969)
- 29) 清水良作: わが国の地盤沈下について, 地学雑誌, Vol 81, No. 6 (792), 32~40 (1972)
- 30) 新藤静夫: 南関東地域の地下水利用と地盤沈下, 地学雑誌, Vol 85, No. 2 (812), (1976)
- 31) 横浜市公害対策局: 横浜市地下水総合調査報告書資料, 1~147 (1973, 1974)
- 32) 横浜市公害対策局: 地下水利用実態調査報告書資料, 1~74 (1978)
- 33) 横浜市公害対策局: 横浜市地下水総合調査報告書, No.56, 1~99 (1975)
- 34) 杉本・安藤: 横浜市の地下水利用に関する調査研究(農業用井戸の利用実態について), 横浜市公害研究所報第4号, 161~165 (1979)
- 35) 中野尊正: 日本の0メートル地帯, 東京大学出版会, 224 (1993)
- 36) 藤井昭二: 沖積層と地盤変動, 第四紀研究, 第5巻, 第3~4号, 107 (1966)
- 37) 中野・門村・松田: 東京低地の埋没地形と地盤沈下, 地理学評論, 第41巻7号, 427~448 (1968)
- 38) 中山哲: 地下水位による粘土層の圧密沈下計算(電子計算機による計算), 東京都土木技術研究報告, 第 号, 109~118 (1971)
- 39) 遠藤毅: 東京低地帯における洪積層の沈下状況, 土と基礎, 第19巻3号, (157), 52~55 (1971)
- 40) 石井・外3名: 深層土質と地盤沈下量, 土と基礎, 第22巻7号, (197), 5~13 (1974)
- 41) 石川・川元・丸林: 大規模掘削工事(ポンプ場)が周辺地盤に及ぼす影響について, 第16回下水道研究発表講演既要集 (1979)
- 42) 片山雅之: 関東平野(その3)横浜の地盤沈下, 土と基礎, 第25巻6号, (232), 45~51 (1977)
- 43) 土質工学会: 軟弱地盤における工事実施例, 土質基礎工学ライブラリー13, 200, (1977)
- 44) 楡井・外5名, : 人間による大地の運動, 第四紀研究第17巻4号, 287~298 (1979)
- 45) 横浜市交通局: 高速鉄道1号線蒔田変電所建築工事土圧測定工事実施結果報告書資料, 1~42, (1971)
- 46) 横浜市交通局: 高速鉄道3号線尾上町工区連続地中壁応力測定調査報告書資料, 1~50 (1974)
- 47) 金谷・宮崎: R C山留め壁にかかる測圧, 土と基礎, 第21巻21号, 19~24 (1973)
- 48) 金谷・宮崎: O W S壁にかかる土圧の測定結果報告, 大林組技術研究所報, No. 2, 127~131 (1968)
- 49) 奥村組, 横浜市交通局高速鉄道3号線平沼町工区土木工事記録, 57~76 (1976)
- 50) 横浜市下水道局: 戸塚第一下水処理場地質調査報告資料 (1975)
- 51) 横浜市交通局: 高速鉄道1号線舞岡~戸塚間土質調査資料 (1973)
- 52) 横浜市下水道局: 戸塚第二下水処理場地質調査報告書資料 (1978)
- 53) 横浜市下水道局: 戸塚第二処理場ポンプ施設築造工事に伴う地質調査報告書資料 (1977)
- 54) 横浜市下水道局: 戸塚処理区金井幹線下水道整備工事に伴う設計資料 (1979)

- 55) 横浜市下水道局：戸塚ポンプ場測量及び地質調査資料（1973）
- 56) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表，No. 52（1974）
- 57) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表，No. 58，24（1975）
- 58) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表，No. 64（1976）
- 59) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表，No. 69，30（1977）
- 60) 土質工学会：大阪地盤，393（1977）
- 61) 横浜市公害研究所：横浜市自由地下水位（浅井戸）調査報告書資料，100（1978）
- 62) 山内豊聡：有機質土，土と基礎，Vol 20，No.2，19～20（1972）
- 63) 山内豊聡：有機質土の特性について，土と基礎，Vol 21，No. 2，7～12（1973）
- 64) 渡辺崇博：有機質軟弱地盤上の道路盛土の施工，土と基礎，Vol 21，No. 2，29～36（1973）
- 65) 山内豊聡：土質力学，理工図書，77（1965）
- 66) 土質工学会：土質力学ハンドブック（上巻），
- 67) 最上，福田：現場技術者のための土質工学，鹿島出版会，37～55（1970）



# 日常的自然としての都市河川

森 清 和\*

## 目 次

- |                |            |
|----------------|------------|
| 1 はじめに         | 5 都市水文現象   |
| 2 都市の中の川       | 6 排水路化と水辺  |
| 3 横浜の川         | 7 都市河川観の転換 |
| 4 雨水循環システムの都市化 |            |

### 1. はじめに

自然には、人間を座標軸としてとらえる場合、2種類の自然に類別される。原生林のように自然性の度合(自然度)にすぐれており貴重性や希少性あるいは意外性を中軸とする非日常的な自然と、街の中であって生活に溶け込んだ地域性を中軸とする身近な日常的な自然である。言うなれば、大自然と小自然である。生活環境の質(いわゆるアメニティ)として課題となる都市的自然は、後者の日常的な自然である。

街の中を流れる川の水辺環境は、自然との距離感を縮めるとともに単調化、疎外化が進行する労働と生活に、変化と潤いをもたせるもっともすぐれた日常的な自然である。しかも、コンクリート・ジャングルと化した巨大都市においては、なくてはならない自然空間でもある。

しかし、この地域性と日常性をもった自然環境としての水辺環境も、現代、その姿を急変させつつある。水資源や観光資源などの資源としての存在価値を与えられた河川を除けば、現代の都市河川は一般にネガティブな存在と看做され、道路や下水道や公園などの都市施設の代替用地として埋立てられるか、そうでなければ単なる雨水や汚水の排水路としてコンクリートの塊と化しつつある。排水路化された河川は、晴天時にはどぶ川、降雨時には水害の発生源としてしかみられなくなり、地域との水辺を媒介とした結びつきは望むべくもない。それどころか忌み嫌われるだけであり、川とは名前ばかりで、もはや川であって川ではない。いまやこの河川の「非河川化」が、都市河川のうえに重

く覆いかぶさっている。

だが同時に、河川の非河川化のアンチテーゼとして、都市河川の自然性や空間性を地域のなかで改めて水辺環境としてとらえ、水辺の叢生を基軸とし、断絶した人間と川との共生関係の復権を志向した思想、言うなれば「水辺思想」が生まれ、拡がりつつある。東京の野川、大阪の中之島、長崎の中島川をはじめ各地でそれぞれ特色をもった市民運動も展開されている。横浜においても大岡川流域意識調査<sup>1)</sup>、鶴見川流域子ども意識調査<sup>2)</sup>あるいは第3回公害セミナー「川、よこはまに水辺をもとめて」<sup>3)</sup>を見ると、大人や子どもの区別なく世代を越えて市民の水辺志向が無視できないものとなりつつあることが示されている。水辺志向は、いまや市民共通のニーズとなろうとしている。

とはいえ、日常的な自然としての水辺環境の復権を楽観的にみることはできない。一つには水辺復権の原動力となる市民の水に関する意識は水辺意識よりも依然として蛇口からの水を想い浮かべる無機質な「もの」的水意識が優占しており、富栄養化の原因となる有機リン合成洗剤の使用に端的に示されるように使用水と排水と水辺とを有機的な関連のなかでとらえるところまでには至っていない。二つには都市河川の水辺としての叢生の方策がいまだに見出されていない。後述するように、今日に見られる都市河川環境悪化は、必ずしも都市化に対する下水道整備や河川改修等の社会資本投下の相対的な不足から生じたものではない。そのために、今後の公共事業の拡大によって、自動的に河川環境が回復しうる性質のものでもない。むしろ、

従来どおりの社会資本投下の方式では、道路建設がモータリゼーションを促進し、クルマ社会を構造化させたと同様に、一層、河川の非河川化を促進するおそれもある。また、水辺問題は、水不足や水質汚濁や都市水害などの現代都市水問題と深く連関した構造的なものであり、単にふるさと意識的な牧歌主義的水辺志向を現況の都市河川に対置するだけでは大刀打ちできない課題である。

本稿は、都市河川の非河川化、ことに排水路化の構造について検討を行うとともに、そのことを媒介として水辺思想の展開の視点について若干の考察を試みる。

## 2. 都市の中の川

日本の河川は、流量の変動が大きい。流量の変動を示す最大流量と最少流量の比、すなわち河況係数をみると、利根川850、富士川400、上流に琵琶湖という調整池をもつ淀川でさえ104という値を示すのに対し、ヨーロッパの河川ではライン川16、ドナウ川17、テムズ川8と著しく小さい。<sup>4)</sup> 流量変動が大きいということは、一般的に言って、河川の統御が困難であり、また水害時に被害が甚大になるおそれのあることを意味している。この自然的要因も大きく作用していると思われるが、日本の、とくに明治以後における都市形成は、大河川を都市の中に取込むのではなく、利根川や荒川や淀川の瀬替を典型に大河川を排除し、疎外することによってなされてきた。

そのために、「都市の中の川」として都市の「顔」となっているのは、大川とも呼ばれる東京の隅田川や旧淀川を大きい方とし、どちらかと言えば、広瀬川（仙台）、神田川（東京）、鴨川（京都）、道頓堀川（大阪）、那阿川（福岡）、中島川（長崎）のように、中小河川が主である。しかし、この頃ではどこの都市へ行っても、清く流水の豊かな中小河川を見ることは稀となった。街中の風景の結節点となり、人々を和ませ楽しませてきた豊かな自然の河水は消えてしまい、都市から吐き出されどぶ臭い汚水が大部分を占める。下水道の整備地域では、定常時には干上り流れのない川——それはもはや川ではない——さえ見受けられる。

従来の河川の治水・利水機能に環境機能（親水機能）をプラスするという観点から建設省によってすすめられている、淀川河川公園や多摩川環境管理計画などの河川環境対策は、川原というすぐれた自然環境の人工的な運動場等への施設化という問題もさることながら、淀川や多摩川のように広大な高水敷を有する大河川にあってはじめて可能となりうるものであり、中

小河川では適用不可能な性質のものである。だが今日、水辺として復権されなければならないのは、都市の「顔」としての中小河川であり、また地域の人々にとって身近にある日常的空間としての中小河川である。地域と都市の中を流れる川幅も狭く、川原もない、あったとしても運動公園など及ぶべくもない、ヒューマン・スケールの中小河川の水辺環境としての復権こそ、都市における河川環境対策の基本に据えられなければならない。

## 3. 横浜の川

横浜は、周知のように、中小の水系をまちの中に取りこみ、その水系を骨核として建設された「水の都」的な歴史都市ではない。開港を契機として、直接的には河川とは無関係に都市形成が意図された都市である。そのために、歴史都市にみられるような歴史と固有の文化をもった「都市の顔」となる中心的河川は、残念ながら横浜にはない。「横浜の川」と言えば誰しもが「〇〇川」と即答するような、市民が共通に共有する求心的な作用をもった河川は、少くともいまのところはない。

もちろん、最初の本格的な工業化が帷子川流域で展開されたように、当時の輸送体系の基幹が舟運であったこと、また平坦地が河口附近や主要河川の沿岸域に限られていたことなどから、開港後の都市化と市街化の形成過程では、帷子川や大岡川や鶴見川をはじめ市内河川が存在が大きな役割を果たしている。開港を契機として、市内河川の歴史的、文化的な連続性が大きく損われたことは否めないが、各河川がそれぞれ地域と結び付き、地域レベルではあるが、「まちの顔」として川の歴史を形成してきたことは、他都市と同じである。横浜の川もまた固有の歴史——川の社会史をもっている。

また、横浜の地形は、市を南北に縦貫する多摩丘陵とそれに続く三浦丘陵の影響をうけて、市域の概ね70%が丘陵となっている。標高は、円海山周辺の150m前後を除けば、大部分が50~80mとなっている。しかも、丘陵が複雑に入り込んでいるために、図-1の水系図に見られるように地理学的な意味における水系は、小規模だが数的には非常に富んでいる。見方を変えて言えば、大河川こそないが、日常生活空間において身近な水辺の基盤となる小川を含む中小河川そのものの存在には、横浜はきはめて恵まれていると言える。

川の歴史性や文化性というところでは、横浜は歴史都市に合わない。しかし、その多くが周辺の大河川か



図一 水系図

ら人工的な掘川などに導水することによって建設された歴史的な大都市とは異なり、水系が徒歩を軸とした生活圏域に入り組んでいるということは、横浜の固有な特徴をなしている。市民が日常的空間として身近な水辺を志向してゆこうえで大きな強みともいえる。

昭和52年の土地利用現況調査によると、横浜の河川・水面・水路の面積は、市面積426km<sup>2</sup>の1.8%、約7.7km<sup>2</sup>となっている。<sup>5)</sup>全国的には、市街区区域内に存在する河川（湖沼を含む）の面積は市街区全面積の約7%を占めているといわれている。<sup>6)</sup>実際に、横浜で河川や水路がかつてどのくらいあり、また現在のどのくらいあるかは調査されていないので、正確なところは不明である。

河川といわれるものには、河川法適用河川（法定河川）と法適用外河川とがある。横浜における法定河川は、現在(昭和55年)、一級河川が1水系9河川で延長約59km、二級河川が5水系21河川で延長約109km、準用河川が7水系26河川で延長約36km、合計56河川で総延長約204kmとなっている。そのうち、都市排水機能上、特に重要な河川として選定された都市計画河川は27河川約84kmである。その他に、法適用外のいわゆる普通河川とか水路と呼ばれる河川は、実態は把握されていないが、延長約700kmと言われている。そのうち、

一般に普通河川と称されるものは、昭和54年で75河川の延長約76kmとなっている。<sup>7)</sup>

すなわち、河川法適用及び適用外を含む河川等の総延長は、現在、おおよそ900kmと推定される。単位面積1km<sup>2</sup>当りでは2km強に相当する。因みに道路延長と比較すると、市内の道路総延長約8,000kmの9分の1、また一日交通量1万台以上の幹線道路(約400km)比では2倍以上となっている。道路と河川、単純な比較はできないであろうが、かなりの流水面があるといえよう。

ところで、かつては法適用外河川の普通河川や水路などの水辺も、社会通念上では河川として考えられ、また扱われてきた。しかし、今日では、「都市総合排水計画」のもとに雨水や汚水の排水機能の側面から、原則として排水面積2～30km<sup>2</sup>の普通河川は法定河川化され、排水面積2km<sup>2</sup>以下の普通河川や水路、つまり法定河川の上流や支流は下水道条例に基づいて公共下水道（雨水渠、合流渠）として取り扱われる。従来の法定河川・普通河川・水路といった社会通念上の河川区分はなくなり、行政的には水系は法定河川か公共下水道かのいずれかに位置づけられる。すなわち、かつては清らかな湧水を集めてきたせせらぎや小川は、下水道として暗渠化(管渠化)またはU字溝化されて、河川はその下水道からはじまることになる。これは、実態としての都市河川の排水路化を、法制度的に固定化するものである。

#### 4. 雨水循環システムの都市化

ところで、河川の水辺環境を直接的に規定するフィジカルな構成要素は、流水の水量と水質、そしてその流水の器となる河川の形状の3要素である。河川の排水路化は、この3要素の変化の結果であり、またその原因である。まず、流水の問題から、都市河川の排水路化のメカニズムについてみてゆこう。

都市化が河川に与える大きなインパクトは、土地利用と水使用量の変化である。

最初に、地目別土地面積の推移をみると、昭和30年から54年の25年間で、宅地（住宅地、工業地、商業地）は約3倍に増加したのに比べ、逆に自然的土地利用（田、畑、山林、原野）は半減している。その結果、30年には地目で81%を占め、宅地の4.4倍（住宅地の7.6倍）あった自然的土地利用が、54年には宅地面積より少くなり、住宅地とほぼ同面積となっている。この間の開発のすさまじさを物語っている。この土地利用の変化は、単に地目の変化にとどまらず、直接的には丘陵地帯の河川の水源地を破壊するとともに、道路の舗装

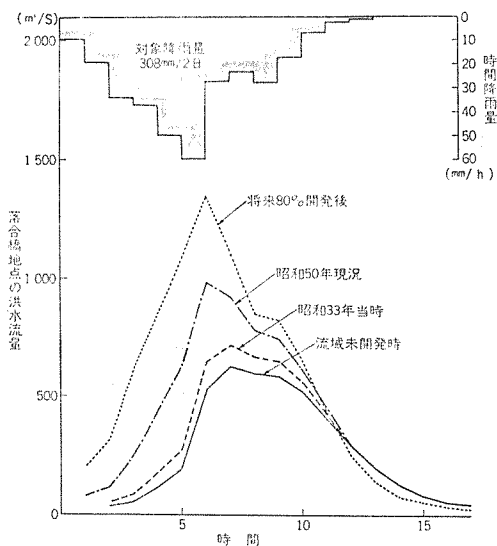


図-2 水源地区の開発と落合地点の洪水流量の変化  
(出典「鶴見川流域水防災計画委員会、中間報告」)

や屋根雨水の下水道への接続——旧来の建築物は樋の水を流出させず、地下浸透させている——等により、不透水性地域の拡大と雨水の排水施設面積の拡大をもたらす。それは、従来、大地（土壌）がもっていた雨水の保水機能や遊水機能を失わせる。

そのために雨水の循環システムは、著しく変化を蒙る。従前は、雨水処理の保水機能、遊水機能、排水機能の3機能を流域がそれぞれ面的に果していた。開発後は、面的な保水、遊水の雨水処理機能が切捨てられ、雨水処理は排水機能に単能化される。流域が陸地と河川に分化され、河川という線だけで降雨に対応することが強制させられる。なお、横浜市においては、昭和44年9月以降、宅地開発要綱に基づき、1ha以上の開発について遊水池の設置が義務づけられているが、それも河川改修が完了するまでの暫定的なものでしかない。

その結果、まず第1に、雨水の流出率が增大する。市街化前は流出率0.5程度のもので、市街化によって0.7~0.9になる。すなわち、不透水性地域の拡大のため土壌や樹木による保水はなくなり、降雨量の70~90%が直接に河川へ流出するようになる。第2に、直接流出量の増大とともに、保水や遊水の場所がなく、路面や屋根の雨水は下水管に集水され、そのまま直線的に河川へ排水されるために、降雨場所から河川までの流達時間が著しく短縮される。しかも横浜は丘陵が多いという地形上、勾配が大きいために、そのことは一

層加速される。この流達時間(集中時間ともいわれる)の短縮は、洪水ピーク流量の増大となって現われる。かくして、かつては水害をもたらすこともなかった降雨量が、流出量とピーク流量の増大により、水害をもたらすことになる。都市水害が構造化する。

ところで、鶴見川は、建設省を中心に都市河川の水害問題のモデル・ケースとして、都市化と洪水との関係が比較的によく調査されている。それによると、鶴見川流域(235km<sup>2</sup>)で300mmの降雨量(昭和33年の狩野川台風)を想定した場合、土地利用が自然状態のときは630m<sup>3</sup>/sの洪水ピーク流量であったのが、将来80%開発されると1,350m<sup>3</sup>/sと約2倍となり、洪水到達時間も約1時間早まると試算されている(図-2)。同じことであるが、洪水流量が増大すると、河川の治水安全度も低下する。現在すすめられている暫定改修の目標950m<sup>3</sup>/sの通水能力も、昭和33年では80年に1回程度の洪水量であるが、昭和50年の流域が60%市街化されたもとでは10年に1回程度の洪水量になるという(図-3)。つまり市街化がすすむと、同じ降雨量でも洪水流量は増し、同じ河積(河道容量)であっても治水上の安全度は低下する。

(確率年)

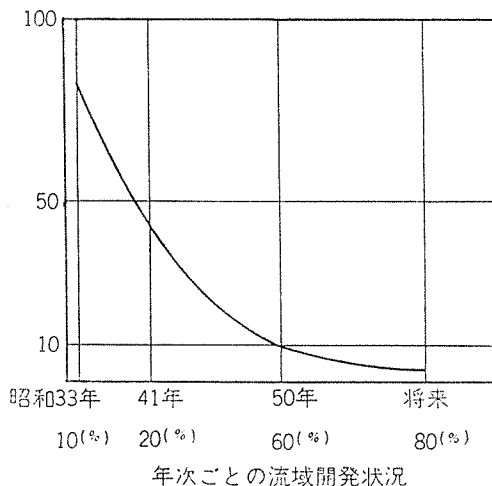


図-3 950m<sup>3</sup>/sの安全度の移り変わり  
(出典「鶴見川流域水防災計画委員会、中間報告」)

このことについて、これまでの対応は、開発行為などの治水安全度を低下させる発生源に対する土地利用規制ではなく、河川を悪者にし、下水道整備や河川改修などの社会資本投資によって解決しようとしてきた。自動車公害や道路混雑の原因が道路整備の遅れにあるとされ、道路建設が自動車問題を解決するという

同じ論理でもって、景気対策も兼ねて、公共事業による都市河川の排水路化がおしすすめられてきた。(近年、総合治水対策にみられるように、方針の転換の兆もあるが、それについては後述する。)かくして、雨水は大地にとどまり土壌に浸透することもなく、下水道と河川にますます集水され、短時間に海に排出されることとなる。

そして、このことは他面において、平常時の河川の流量を低下させる。平常時の河川の自然水は、地下水の湧水によって維持されているが、雨水の地下水涵養がカットされるため、地下水位は低下して湧水は涸渇し、平常時には河川を維持する自然水がないという現象が常態化する。最大流量は増大し、最少流量は減少することによって、河況系数は人為的に高まり、河川は不安定化する。

総量としての河川流量は増大したにもかかわらず、降雨時のみ流れる川となり、いわゆる河川の利水機能や親水機能は望むべくもなくなる。都市河川イコール雨水排水路という性格が固定化され、構造化される。言い換えれば、雨水→地下水→河川→海という自然の水循環システムが、雨水→下水道→河川→海という都市固有の人工的水システムとなる。

## 5. 都市水文現象

他方において、都市は、ダムや河口堰等の水資源開発により、水からの制約条件を取り払い、水の需給量を肥大化させる。

横浜市において、上水使用量は、昭和30年から昭和53年までに、83百万 $m^3$ から332百万 $m^3$ と実に4倍に増大している。また、53年度を給水量ベースでみると、上水424百万 $m^3$ 、工水66百万 $m^3$ 、合計491百万 $m^3$ となっている。5億 $m^3$ に近い水量である。<sup>9)</sup>この水は相模川水系や酒匂川水系など市外から運ばれてきたものである。

因みに、横浜の年間平均降雨量は1,632mmであり、それに市域面積426 $km^2$ を乗すると年間降雨総量は695百万 $m^3$ である。そのうち蒸発散量を引いた量が賦存量となって河川に、直接あるいは地下水を経て流出するのであるが、水文調査が実施されていないために、正確な賦存量はわからない。一応、国土庁等の政府統計で用いられている3分の2という数値を基準とすれば、河川への年間流出総量は463百万 $m^3$ となる。

すなわち、市内河川への雨水の流出総量とほぼ同量か、もしくはそれ以上の水道水が市内を流れていることになる。水道事業によって概ね倍の水量が横浜に流入し、横浜の中を流れる水の量は都市化される前と比

べ約2倍になった計算になる。市域の降雨からの流出量と水道水を合わせると9~10億 $m^3$ の水が年間に流れているのである。この水量は、今後とも水使用量の増大や、不透水性地域の拡大による蒸発散量の減少により、ますます増大することが予測される。因みに、市内の貨物の流れ(物流)は海運を除いて概ね年間1億トンであり、<sup>9)</sup>水は市内で最大のものの流れといえる。

ところで、使用された水は、程度の差はあれほとんどが汚水となって排出される。昭和53年度において、合流式下水道における雨水排水量も含め、下水道の終末処理場からの年間総排出量は、海域への放流が133百万 $m^3$ 、河川放流が95百万 $m^3$ で、合計228百万 $m^3$ である。<sup>10)</sup>そのうち雨水を除く汚水量は、おそらく2億 $m^3$ 位であろう。残りの2億 $m^3$ 以上は、直接に河川へ放流されているものと推定される。大まかに言って、図-4に示されるような水収支システムが形成されていると考えられる。

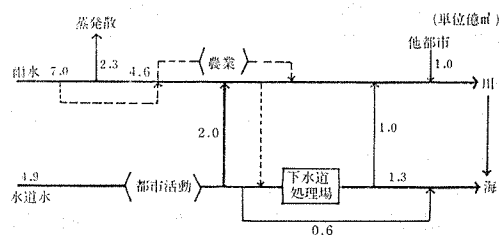


図-4 水収支概念図(横浜)

もともと流域面積も狭く固有流量の少ない河川に、しかも平常時には自然水が減少した河川に、下水処理水を含む汚水が流れ込むのであるから、中小河川がどぶ川となり、汚水排水路と化したのも必然であったといえよう。

一般的に、河川の水質汚濁対策として下水道整備が期待されている。水質の問題については改めて検討するつもりであるが、先にもみたように、下水道整備は、一方において自然水を減少させ、従って汚水の希釈水を少なくし、他方において終末処理場からの放流水も生活污水よりは汚濁物質を除外しているとはいえ、汚れた水であることには変わりなく、それによる水質汚濁対策を過大に評価することはできない。

以上で見えてきたように、現代の都市における水収支システムは、都市固有の現象を呈しており、「都市水文現象」ともいべきものを形成している。

インプットには必ずアウトプットがあり、インプットされた水は、何らかの形でアウトプット(排水)されなければならない。年間を通して河川を流れる水量

は一昔まえの2倍、洪水ピーク流量も大巾に増加しており、その負担が都市河川に委ねられる。発生源対策ではなく、公共事業でもって対処しようとするかぎり、都市河川の雨水、汚水の排水路化は避けられない。それは、都市水文現象のひとつの産物といえる。

## 6. 排水路化と水辺

都市河川の排水路化、殊に雨水排水路化を前提としてその枠組みのなかで、都市河川の水辺としての復権を図ることは可能であろうか。河川の形状を中心に検討する。

保水・遊水・排水の雨水対策を排水対策に単純化させた河道中心主義的な治水方式のもとでは、河積（河道容量）の増大と洪水を可能な限り速く海へ流す改修が基本となる。容量と速度がポイントとなるのは、道路交通と同様である。

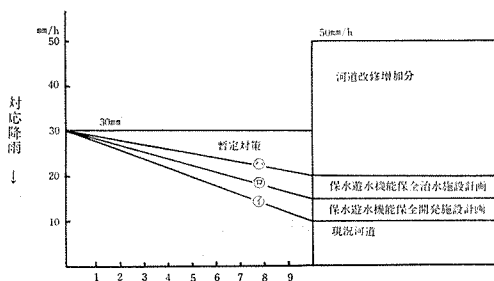
まず、河川を横断面でみよう。河川改修でもっとも有効な方法は、河道の拡幅である。しかし、今日の下況下では、かつて遊水機能を果し浸水区域でもあった河川沿いの堤内が市街化されたためもあり、非常に困難である。また、決壊時の被害の大きさや内水排除を困難にすることなどから、堤防をむやみに嵩上げて河積を増大することにも限界がある。川幅、堤防が制約された条件のもとでは、生きた河川の生命である瀬や淵、川原を取り払い川床を平坦化して単断面の全巾低水路敷の堀込型がベースとならざるを得ない。堀込型にあってはその構造上や粗度係数上（流速に関係する）、護岸のコンクリート化が支配的となる。加えて、定常時は流水がわずかであるため、水面と地表面との高低差（河川深）は大きく——横浜の計画河川は5～6mに及ぶ——、水際へのアクセスは拒否される。しかも安全対策上、フェンスで仕切られることになり、川と人間とのつながりは断ち切れざるを得なくなる。

次に、縦断面でみると、洪水を速く海に出すために、直線化が図られる。河川は、自然的条件のもとでは一般に蛇行し、そのことによって瀬と淵が交互につくられ、すなわち流速の速いところと遅いところ、水深の浅いところと深いところが生れ、それが多様な生物相をもたらすとともに、独特な河川の水景観をかもしだす。しかし、河川の直線化は、流速を速め均一化し、水景観を単調化させる。しかも、横浜のように比較的勾配のある河川では、そのことによって流速が速くなりすぎるために、河川に段差を設けることが多くなる。段差がつくられると、落下部が洗掘されないようにコンクリートで水制をほどこすことが必要となる。

流速の増加と均一化、段差化、コンクリート化により、川らしさが失せる。

以上は河川改修の一面にすぎないが、このことから明らかのように、都市河川の排水路としての河川改修では、個性をもたない画一的コンクリート水路化が必然的傾向となり、自然環境としての水辺のキーポイントとなる魚類をはじめとする生態系は、水量や水質の問題だけではなく、形状からも単調化し、死んだ川となる。都市河川の排水路化と水辺は、基本として対立する。

なお、昭和52年に中間答申が出され、昭和54年度より鶴見川や境川（柏尾川）をはじめ全国10河川で事業化されている「総合治水対策」事業が、新たな治水方式あるいは河川再生の有効手段として注目を集めている。それは、シビルミニマム時間雨量50mm（年超過確率 $\frac{1}{5} \sim \frac{1}{10}$ ）対応を目標として、保水機能や遊水機能を見直し雨水の貯留事業を取入れ、流域処理という観点を導入したことで、従来の治水方式とは区別される。確かに、雨水を「流す」ことだけでなく、「貯める」ということを導入したことは高く評価されよう。貯留分だけ河川の負担が軽減し、水辺環境対策に不可欠な護岸の法面勾配や河川深等に余裕が生じうる可能性がある。しかし、図一5に見られるように、現行の総合治水は、依然として河川改修が主であり、貯留事



図一5 総合治水対策整備計画のモデル

（出典、加藤昭「総合治水対策特設事業」、『河川』（54・7））

業はその補完的な位置づけでしかない。それも問題としているのは、洪水ピーク流量のみであり、水辺環境対策で重要となる定常時の流量については触れられていない。洪水をできるだけ大量にかつ速く排除するという方式は基本的に変わらせず、河道中心主義の治水方式を越えるものではないといえる。だが、より根本的な問題は、社会的、経済的、政治的な要因によって発生した都市水害の問題を、その原因へのアプローチによって解決しようとするのではなくて、河川改修を中心とし多目的遊水地やピロティ式建築物などの導

入による技術主義的な対策が第一義に置かれていることである。端的に言えば、開発を抑制するのではなく、逆に一層の開発を促進しかねない側面をもっており、その実際への適用にあたっては十分な留意を必要としよう。

## 7. 都市河川観の転換

河道中心主義的治水方式は河川改修による河川の人工化、コンクリート化を不可避とし、自然としての水辺志向と対立する。これは雨水を下水として扱い、都市河川をその雨水下水の捨て場所と看做すいわば排水路的都市河川観の必然的帰結である。確かに、総合治水による洪水ピーク流量のカットで余裕の生じた範囲内での河川の公園化や護岸の緩勾配化、あるいは川岸の遊歩道化や掘込型河川に水際へのアクセス階段を設けるだけによっても、随分親水性を高めることはできるし、また実際に各地で試みられている。これら言うなればプラスアルファ的な親水対策も、従前に比べれば大きな前進であり、今後とも推進される必要はある。

しかしながら、平常時には自然水の流水があるかなしで生態系も貧弱なコンクリート化された河川は、如何に親水性が付加されようとも人工的な河川には変りなく、日常的な自然空間としての自然の水辺とはなりえない。川がまちの「顔」として溶け込み、地域の共有財産となるかどうかとも疑わしい。排水路的都市河川に親水対策をプラスアルファするだけでは大きな限界があり、排水機能と親水機能との対立を根本的に解消することはできない。排水路的都市河川観を転換し、治水対策が同時に親水対策となり、親水対策が同時に治水対策となるような総合的な都市河川対策を確立してゆく必要がある。

まずなによりも重要なことは、それ自身がすでにすぐれた水辺でもある湧水地点などの水源となっている源頭地域の保全と緑化であろう。ことに横浜などのように大河川からの環境用水の導水を望めないところでは、源頭地域の保全がきわめて重要な水源としての価値を持っていよう。第二は、平常時における河川水を増大させるための雨水の地下涵養である。このためにもっとも効果的なのは、不透水性面積の大部分を占める屋根排水や道路排水の地下浸透であろう。一般住宅の屋根排水の地下浸透は昔前までは行われていたし、高層住宅の場合も棟間に一端貯留させたうえで浸透させることも可能となっている。道路や駐車場では集水のうへ浸透させるだけでなく、直接に舗装躯体を透水化することも考えられよう。グラウンドや公園はす

べてその中で雨水を浸透させることができよう。根岸森林公園では、地形上排水が困難なこともあって、地下浸透方式が採られている。この場合には、集水ピットに礫をつめただけの簡単な構造であるが、最近では地下トレンチ方式など涵養技術の進歩にはめざましいものがある。雨水の地下浸透を問題とするとき、よく盛土部分の安全性が指摘されるが、逆に最近では盛土部分を雨水貯留地盤として活用することも可能と言われている。<sup>14)</sup>第三は、雨水の環境用水としての積極的な貯水である。高層建築物では地下ピットの設置、また現在では計画雨量以外では貯まらない構造となっている宅造内の遊水池の恒久化と貯留機能の付加などが考えられる。第四は、古くから言われていることであるが、水田や湿地帯など従来において氾濫原となっている河川沿いの低地の保全や遊水地化などである。まだ諸々の対策が考えられようが、大体、以上が基本的な施策であろう。いずれもが親水対策でありかつ排水対策となりうるものである。

言うまでもなく、これらは総合治水対策として提起されてきた保水や遊水対策の延長でもある。両者は一見すると同じように見えるが、根本的に性質を異にしている。総合治水は洪水時の流量を問題とするのに対し、水辺対策としての諸施策は定常時の流量を問題としている。後者は前者を必然的に包含するが、前者は部分的にしか後者に寄与しない。端的な例は、総合治水のひとつの目玉となっている常時は公園や宅地などとして使い洪水時には遊水機能をもたせる多目的遊水地である。それは洪水の遊水機能は果すであろうが、洪水後はすみやかに排除されなければならず環境用水の確保とはならない。

排水路的都市河川観から水辺思想に立脚した都市河川観に転換する必要がある。そのことによってはじめ都市河川のコンクリート排水路化の必然性も消滅し、水害と水辺との対立を解決してゆくことも可能となる。のみならず、雨水の地下浸透による地下水位の上昇は、地盤沈下対策や都市の気候改善や緑化に役立つばかりでなく、井戸を用いての湯水時や災害時の臨時的な水資源対策ともなる。日常的な自然としての水辺の蘇生は、単に生活環境の質としての水辺問題にとどまらず、水害や水質汚濁や水不足などの都市水問題総体の解決の基軸ともなりうるものであろう。水辺の蘇生は技術的には決して不可能ではない。問題は、水と水辺を水の循環システムの中でとらえる水辺思想、そしてそれに立脚した都市河川観を市民と自治体が如何に共有するかにある、といえよう。(1980年10月)

## 文 献

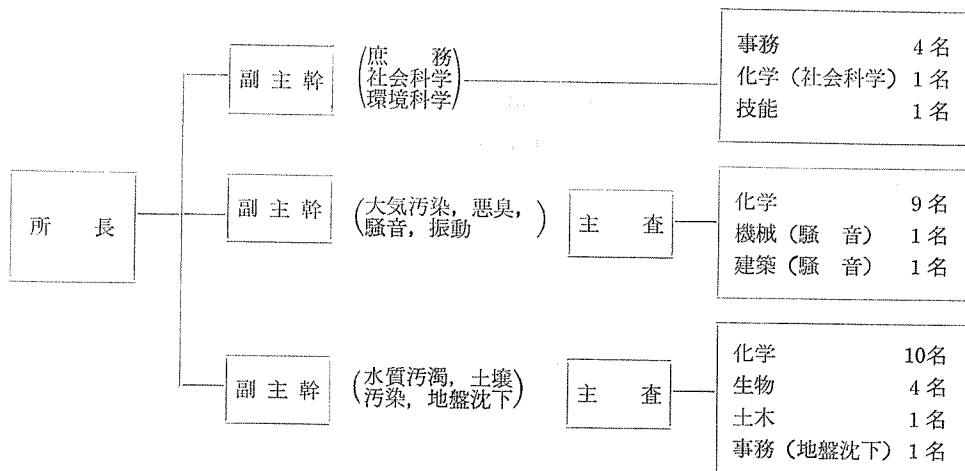
- 1) 横浜市内の河川環境を考える会・横浜市公害対策局『都市河川についての意識調査』（公害資料No.76, 昭和54年8月）
- 2) 同上『都市河川についての意識調査(その2), 鶴見川流域の小学校6年生を対象として』（公害資料No.85, 昭和55年4月）
- 3) 横浜市公害研究所『第3回公害セミナー公募論文集・川よこはまに水辺をもとめて』（公害研資料No.12, 昭和54年8月), 及び同上『第3回公害セミナー会議録・川よこはまに水辺をもとめて』（公害研資料No.14, 昭和55年3月）
- 4) 新井正『日本の水』（1980年, 三省堂), 92頁。
- 5) 『横浜のあらまし』（昭和55年3月, 横浜市都市

## 整備局)

- 6) 『建設白書』昭和55年版, 155頁。
- 7) 『市政概要』（横浜市総務局）及び横浜市下水道局作成の下水道, 河川に関する冊子の各年版。
- 8) 『横浜市統計書』, 及び『水道事業・工業用水道事業統計年報』（横浜市水道局）各年版。
- 9) 横浜市環境政策研究会・横浜市公害研究所『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年）
- 10) 前掲『市政概要』79年版。
- 11) 山田伸治『ニュータウン開発と水空間計画』（『まちづくり研究』第9号, 1980年12月, 首都圏総合計画研究所）



## 1. 人員・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LKB, GC-MS-9000B	1式	第二機器分析室
同上用データ処理装置	島津GC-MS-PAC300形	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FRC-1A	1式	第二機器分析室
赤外分光光度計	日本分光A-3	1式	恒温室
光化学反応実験装置	600Aスモークチャンバー	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	"
二次導函数微量ガス分析装置	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
重油中S分分析装置	東芝	1式	放射能研究室
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

品名	規格	数量	配置
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	NAGRA-N-S J型	1 台	〃
騒音振動解析装置	YHP5420型	1 式	〃
〃 データ処理装置	YHP9845S	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
魚に対する急性毒性試験装置	〃	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	NEAC3100	1 式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL 226	1 台	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速型)	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形	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UN61430	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

### 3. 昭和54年度 予 算 額

(単位…千円)

科 目	金 額	付 記
賃 金	4,044	
報 償 質	465	
旅 費	1,762	普通旅費
需 用 費	58,127	消耗品費 22,716 燃 料 費 258 食 糧 費 498 印刷製本費 3,336 光熱水費 29,378 修 繕 料 1,941
役 務 費	2,804	通信運搬費 1,041 手 数 料 1,763
委 託 料	37,638	清掃その他委託料
使用料及び 賃 借 料	2,644	
工事請負費	4,104	雑 工 事 費
備品購入費	52,000	
負担金補助 及び交付金	180	会費及び負担金
公 課 費	—	
計	163,768	

### 事 業 内 訳

管 理 運 営 費	62,942
試 験 検 査 費	7,847
主 要 機 器 維 持 費 管 理 運 営 費	8,445
調 査 研 究 事 業 費	30,000
施 設 整 備 事 業 費	50,000
防 災 対 策 等 事 業 費	4,534
計	163,768

### 4. 学会等研究発表

学会大会名	年 月	題 名	発 表 者・共 同 研 究 者
日本陸水学会第44 回大会	54. 5	大岡川源流部の付着藻類植生	福嶋悟
"	"	河川底質中における底生動物の垂直分布	福嶋悟, ○金田彰二(日本工学院専門学校)
日本気象学会	54. 5	京浜工業地帯より排出される窒素酸化物の 輸送および反応過程(その1)	○鶴田治雄, 牧野宏・安田憲二ほか 〔神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会〕(神奈川県・横浜市・川崎市・ 横須賀市)
"	"	" (その2)	"
第3回公害研究会 同発表会(神奈川県・横浜市・川崎市)	54. 6	多摩川の付着藻類植生による水質調査 (第二報)	福嶋悟, ○平山南見子・松尾清孝・ 黒沢芳則・山田茂(川崎市公害研究所)
"	"	固定床式活性汚泥法の検討	下村光一郎
"	"	横浜市水域における芳香族アミン類環境調査	○二宮勝幸・大場栄次・福島博・石 井哲夫

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
第3回公害研究合同発表会(神奈川県・横浜市・川崎市)	54. 6	横浜市における悪臭測定事例	沖津正樹
"	"	京浜工業地帯より排出される窒素酸化物の輸送及び反応過程に関する立体調査	鶴田治雄
第14回衛生局公害対策局研究発表会	54. 8	すもも染色排水処理法の検討と指導について	広田勝彦, ○中丸良久(公害対策局水質課)
"	"	ディーゼル自動車から排出される黒煙について	○渡辺善徳・中村貢・太田正雄, 鈴木耕三・今関勲(公害対策局大気課)
"	"	大型機械(コンプレッサプロア)からの低周波空気振動の発生状況について	○樋高雄治・鹿島教昭
第16回全国衛生化学技術者協議会	54. 10	固定床式活性汚泥法の検討	下村光一郎
第34回関東水道衛生協議会	54. 10	モリブデン青によるリン酸分析方法の検討	二宮勝幸
第20回大気汚染学会	54. 11	逆転層形成・消滅時における道路近傍の窒素酸化物濃度変化	○中村貢・米山悦夫
"	"	固定発生源から排出されたばいじんの粒度分布 第一報・ボイラーからのばいじんの粒度分布	○佐俣満夫・平野耕一郎・渡辺善徳 中村貢・米山悦夫
"	"	ディーゼル自動車から排出される黒煙の計測について	○渡辺善徳・中村貢・太田正雄
"	"	二種類の発生源用粒子分級採取装置のプラントを用いた比較検討	○佐俣満夫・平野耕一郎・渡辺善徳
"	"	横浜市内における浮遊粒子状物質および重金属濃度の季節変動一主成分分析による解析一	○鈴木正雄・太田正雄・前田裕行
"	"	ハイボリュームアンダーセンサンプラを用いた神奈川県臨海地区における浮遊粉じんの粒度分布調査	○林久緒, 平野耕一郎, 小山恒人, 石田哲夫ほか〔神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会〕(神奈川県・横浜市・川崎市・横須賀市)

学会大会名	年 月	題 名	発 表 者・共 同 研 究 者
第20回大気汚染学会	54. 11	アンダーセンサンブラ用捕集プレートの材質の違いによる粒子再飛散の差異について	○平野耕一郎, 小山恒夫 (神奈川県公害センター), 林久緒・石田哲夫 (川崎市公害研究所)
"	"	オキシダント計の設置場所における温度依存性について	○平野耕一郎, 町山徹・小林善雄 (公害対策局大気課)
"	"	関東地域における光化学スモッグの立体調査について (その1)	奥田典夫・小川靖・若松伸司・村野健太郎 (国立公害研究所), 鶴田治雄, 玉井邦宏 (埼玉県公害センター), 油木孝夫 (富山県公害センター), 紀木岳志 (柳環境化研)
"	"	" (その2)	" ○玉井邦宏
"	"	" (その3)	" ○鶴田治雄
"	"	" (その4)	" ○村野健太郎
"	"	京浜工業地帯から排出される窒素酸化物の輸送及び光化学反応過程 2, 1978年7月18日における事例研究	鶴田治雄ほか [神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会] (神奈川県, 横浜市, 川崎市, 横須賀市)
"	"	相模湾上における大気汚染物質輸送及び反応過程に関する第3次調査 (第1報)	鶴田治雄ほか
"	"	対流圏における光化学反応 (Ⅲ)	鶴田治雄
第6回環境保全公害防止研究発表会	54. 12	非イオン界面活性剤の凝集凝集処理に及ぼす影響	飯塚貞男
"	"	蒸気拡散を利用した標準ガス発生方法について	○前田裕行・平野耕一郎
光化学大気汚染と酸化反応シンポジウム (於 国立公害研究所)	55. 1	対流圏バックグラウンド大気的光化学反応	鶴田治雄
第5回日米光化学大気汚染委員会	55. 2	Three dimensional study on transport and transformation on nitrogen oxides in the Keihin industrial polluted air mass (I)	Haruo Tsuruta, et al. [Kanagawa Prefectural Air pollution Research Association on Yokohama. Kawasaki, Yokosuka Industrial Area] (Kanagawa pref., Yokohama city, Kawasaki city and Yokosuka city)
"	"	" (II)	"
"	"	Observation on transport and background concentrations of atmospheric pollutants over Sagami Bay and The Izu Islands Sea	○Haruo Tsurua, Hiroyuki Maeda, Masao Ohta (Yokohama Environmental Research Institute)
第3回環境における化学物質分析法研究発表会	55. 3	ニトリロトリ酢酸 (NTA) 分析法について	石井哲夫

## 5. 雑誌等投稿

報 告 書 名	執 筆 者	発 行 機 関
横浜市域環境大気調査報告書 55年 3月	新 井 久 雄 他	横浜市公害研究所

### (1) 調 査 目 的

横浜市内における工場地域、幹線道路周辺及び商業地域の各1地点を調査対象として、それぞれの地域における環境大気中の各種汚染物の質及び量を把握することにより、大気汚染防止対策上の基礎資料を得ることを目的とする。

### (2) 測定地点及び調査期間

- (1) 工場地域：鶴見保健所 昭和54年8月28日～9月12日
- (2) 幹線道路周辺：戸塚区矢沢交差点 昭和54年9月26日～10月11日
- (3) 商業地域：戸塚小学校 昭和54年9月26日～10月11日

### (3) 測 定 物 質

二酸化硫黄、一酸化炭素、オキシダント、炭化水素、窒素酸化物、ガス状総ハロゲン、アンモニア、ホルムアルデヒド、硫化水素、弗化物、ベンツピレン、浮遊粒子状物質、芳香族炭化水素の13項目について測定した。測定は、「昭和54年度環境大気調査測定方法等指針（環境庁大気保全局大気規制課編）」に基づいた。

なお、浮遊粒子状物質は、放射化分析法及び蛍光X線法により41元素を、芳香族炭化水素は、ガスクロマトグラフィー法により5物質について分析した。

### (4) 調 査 結 果 の 概 要

- (1) 各測定物質の濃度は、特に異常な値を示した物質は認められず、また、環境基準が定められている物質については、すべて環境基準を満たしていた。
- (2) 二酸化硫黄、一酸化炭素、窒素酸化物及び炭化水素により測定地点別の特徴が捕えられた。すなわち、鶴見保健所では、矢沢交差点、戸塚小学校に比べて、二酸化硫黄濃度のみが高く、そのうえ、日中と夜間の濃度差が小さく、固定発生源の影響が認められた。矢沢交差点では、交通量の多い、気象条件の安定する朝夕に、一酸化炭素及び一酸化窒素に濃度の高いピークがあらわれた。戸塚小学校では、二酸化硫黄、一酸化炭素、一酸化窒素及び非メタン炭化水素の濃度が朝方から徐々に増加し、夕方に濃度がピークに達した。
- (3) ガス状総ハロゲン、アンモニア、ホルムアルデヒド及び硫化水素は、測定地点別の特徴は認められず、降雨時に低濃度になった。
- (4) 浮遊粒子状物質は、矢沢交差点での濃度が最も高かった。また、その含有中の各元素濃度は、鶴見保健所で高く、そのうち、鉄、マンガン、亜鉛などの重金属と重油の燃焼に起因するといわれているイオウ、バナジウム、ニッケルが特に高かった。
- (5) ベンツピレンは、浮遊粒子状物質と同様に矢沢交差点での濃度が高かった。
- (6) 芳香族炭化水素は、各地点とも、トルエンが最も高く、次いでベンゼンの順であった。地点間での各成分の濃度及び割合は、矢沢交差点と戸塚小学校では、よく類似していたが、鶴見保健所では、キシレン類、エチルベンゼンがやや高く、組成が若干異なっていた。また、各地点の濃度変化は、かなり変動し、降雨または風の強い時間帯で各成分とも低濃度になった。
- (7) ガス状弗化物及び粒子状弗化物は、各地点とも濃度が低く、定量限界以下であることが多かった。

なお、本調査は昭和54年度環境庁委託事業として実施したものである。

報 告 書 名	執 筆 者	発 行 機 関
排水処理技術・施設管理マニュアル (染色整理業編)	野 木 一 男 他 11 名	神 奈 川 県

はじめに県下染色整理業界の概要について述べ、排水処理計画についての考え方を示している。本書では水量、水質の調査、処理試験、排水処理方式の選定に関して、執筆を担当した。また、実施例として、捺染から水洗（ソーピング）までの作業を行なっている工場排水処理および精練から、染色までの作業を行なっている工場排水処理の例をあげている。

雑 誌 名	巻・号	執 筆 者	題 名
川崎市公害研究所 年報	No. 6 1978	松尾清孝・平山南見子，黒沢芳則 山田茂，福嶋悟	多摩川の付着藻類植生による水質 の調査研究 (第2報)

(要 旨)

多摩川の羽村から丸子橋までの9地点の付着藻類植生調査を、昭和52年8月、11月、55年2月に実施した。ケイ藻類が優占種になることが多く、特に *Nitzschia amphibia*、*Nitzschia palea* が目立つ。水質汚濁評価を *Pantle, Buck* のサブプロビ指数を用いて行なった結果、全調査期間を通じて上流部の羽村はβ-中汚濁域で他の8地点は全てα-中汚濁域であることがわかった。同一調査地点の調査時別の付着藻群落の類似性は高い地点が少なく、調査時期が異なると付着藻群落構造もかなり異なることがわかった。

雑 誌 名	巻・号	執 筆 者	題 名
環 境 研 究	No. 25 1979	福 嶋 悟	付着藻群落の多様性と種の汚濁耐 性による水質汚濁評価方法の検討

(要 旨)

生物学的水質評価方法は種々提案されているが、多くの方法は種の汚濁耐性を指標として用いる点で共通している。指標性の細分化等についての問題点もあり、指標性を用いない多様性指数を評価方法として用いる傾向にある。横浜市内河川の付着藻群落についてその適用の可否について検討した結果、多様性指数のみで評価することは不可能で、多様性指数に種の汚濁耐性を組み合わせたθにより汚濁状況を数値で示せることが明らかになった。θ = (tan<sup>-1</sup>(X/Y) - tan<sup>-1</sup>(1 - X/Y) + π/2)<sup>2</sup>, X = a<sub>n</sub>/(a<sub>n</sub> + b<sub>n</sub>), Y = -Σ(ni/N) log<sub>2</sub>(ni/N)

報 告 書	執 筆 者	発 行 機 関
水生生物相調査解析結果報告書 (昭和54年度環境庁委託業務) — 昭和55年3月 —	福嶋悟，田中正文(愛知県公害調査センター)， 渡辺直(兵庫県公害研究所)， 小田泰史(熊本県衛生公害研究所)	(社)日本の水をきれいにする会

(要 旨)

全国の33河川、609地点の付着生物と底生動物の調査結果(環境庁委託業務)を用い、生物学的水質評価方法として一般的に利用されている優占種方法、コルクビット法、生物指数、汚濁指数の4方法を検討した結果、付着生物では汚濁指数が、底生動物ではコルクビット法と汚濁指数が総合判定結果(上記4方法の結果のうち3方法以上の結果が一致したもの)と一致する例が多いことが明らかになった。しかし付着生物と底生動物の両者による判定結果が一致しない場合も多いことが明らかになった。

報 告 書 名	執 筆 者	発 行 機 関
非特定重大障害物質発生源等対策調査 (ベンゼン取扱い施設) 昭和55年3月	前 田 裕 行 他	横 浜 市 公 害 研 究 所

### (1) 調 査 目 的

ベンゼンは、いわゆる石油化学製品あるいは、多くの化学工業製品として用いられる他、溶剤としても用いられているが、有害性の高い物質であり、その蒸気は、人体に対して急性、慢性の中毒を起し、造血機能障害等の作用がある。本調査は、ベンゼンを製造又は使用している施設からのベンゼンの排出量、および周辺大気への汚染の実態を把握することを目的としたものである。

なお、本調査は「非特定重大障害物質発生源等対策調査」の一環として環境庁からの委託により実施したものである。

### (2) 調 査 対 象 施 設

- (1) ベンゼン製造施設の製品タンク
- (2) ベンゼン・ナフタリン回収施設の水分離槽および貯蔵タンク
- (3) グラビア輸転印刷施設の排ガス処理装置

それぞれの施設の発生源と施設周辺（東西南北4地点、風下2地点）のベンゼン濃度を測定した。

### (3) 調 査 期 間

昭和54年12月11日～12月21日

### (4) 調 査 方 法

発生源における試料ガスは、100 ml容量の小型真空ビンに注射針付のキャピラリーテフロンチューブを接続し、直接に吸引した。周辺地点においては、TENAX GC を用いて大気を常温濃縮して採取した。それぞれの試料をFIDガスクロマトグラフにより分析した。

### (5) 結 果 の 要 約

発生源における排出濃度は、ベンゼン貯蔵タンクでは、引火防止の金網ある場合、約540～3400ppm程度の範囲であった。他の施設のベンゼンの水分離槽および貯蔵タンクでは、約35,000～40,000ppmの一定の高濃度であった。これらのタンク等のベントからの排出形態は、取扱い物質の自然蒸発（息づき）によるものであり、排出量としての評価は困難であった。また、グラビア輸転印刷施設の排ガスは、0.1ppmと非常に濃度が低く、印刷インキの溶剤の組成分析からもベンゼンは検出されず、トルエン、イソプロピルアルコール等が主成分であった。

次に、施設周辺における濃度についてみると、ベンゼン・ナフタリン回収施設周辺では、他の施設に比較して最も高く、風上側で約14ppbに対し、風下側では、260～450ppb程度であり、約20～30倍の濃度差が見られた。次いで、ベンゼン製造施設周辺では、風上側4ppbに対し、風下側約110ppbと、これについても約30倍近くの濃度差となっていた。また、風下における濃度の減衰傾向は、認められる施設もあるが、周辺に存在する他の施設の影響で明確に表われない場合もあった。なお、それぞれの周辺地点では、1地点につき2検体を同時に採取したが、測定値のばらつきは、数%～10数%の範囲内であった。



報 告 書 名	執 筆 者	発 行 機 関
沿道環境整備対策のための基礎調査 —三ツ沢地区対象— 昭和55年	横浜市公害研究所 群建築 研究所	横浜市公害研究所

(要 旨)

本書は公害対策が最も困難な都市内平面幹線道路沿道から1つのモデル地区を選定し、道路交通騒音対策として、地区の環境を整備する手段について研究したものである。

はじめに三ツ沢地区を通る国道1号が持つ機能の歴史的変化と沿道土地利用の変遷を述べ、土地利用や人口等の現況と将来性等から地区の特徴を把握した。次に地区で実施した公害に関する意識調査、騒音調査及び交通量調査の結果から交通公害の実態を明らかにし、その実態を前提として、当地区において実現可能な騒音対策手段を検討し提案した。ここに提案した手段のうち主たるものは車線内遮音壁である。この考え方は上下4車線道路の中央2車線を遮音壁で囲み、その中央2車線を沿道を利用しない大型自動車の通行帯とするものである。この手段を用いることにより、地区の騒音レベルを現在より8ホンから10ホン低下させることが可能である。

## 6. 横浜市公害研究所発行資数目録

1980年12月末日現在

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 1	明日の都市環境を照らす	1977. 3	A4, 16頁 (パンフレット)
	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	B5, 49頁
	2 横浜市公害研究所報(創刊号)	1977.11	B5, 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	B5, 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	B5, 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	B5, 36頁
	6 横浜市公害研究所報(等2号)	1978. 8	B5, 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	B5, 195頁
	8 横浜市公害研究所報(第3号)	1978.12	B5, 156頁
	9 第2回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B5, 89頁
	10 自動車公害に関する意識調査 ——国道一号線三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施—— 単純集計結果(第1報)	1979. 3	B5, 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	B5, 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	B5, 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	B5, 201頁
	14 横浜市公害研究所報(第4号)	1980. 3	B5, 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	B5, 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	B5, 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	B5, 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	B5,	

# 正 誤 表

頁	左 右	行	誤	正
60	左	上20	<u>Y, Y, Z</u>	<u>X, Y, Z</u>
73		上10	<u>S 1</u>	<u>S 6</u>
91	左	上11	化学的酸素要求 <u>水量</u>	化学的酸素要求量
91	左	上16	界面活性剤を	界面活性剤等を
93	左	上15	・日から,	・日)から,
95	左	上15	処理水量4,000 ℓ/日 BOD	処理水量4,000 ℓ/日 (BOD
95	右	上15	適応性が示唆	適応性が可能であることが示唆
103	右	図-7	(K-96.0) $x = 0.32$ (K-98.6) $x = -0.39$ (K-290) $x = -2$ (但し, 56, 103, 128日目……)	(K-96.0) $x = 0.32 \times 100$ (K-98.6) $x = -0.39 \times 100$ (K-900) $x = -6.87 \times 100$ (但し, 42, 89, 114日目……)
109	右	下12	<u>4-A11y 1-2</u>	<u>4-A11y1-2</u>
112		上4	<u>1/2,000</u>	<u>1/5,000</u>
120	左	上9	103.3~ <u>19.78</u>	103.3~ <u>197.8</u>
129	右	下1	……も効のある……	……も効果のある……
161	右	上7	<u>50mg/ℓ</u>	<u>20mg/ℓ</u>
174	左	上5	<u>3-4</u>	<u>4-4</u>
176		下14	<u>4. まとめ</u>	<u>5. まとめ</u>
179	左	上4	ジエチルジチオカルバミン	ジエチルジチオカルバミン
181	左	図-3	マグネチックスター	マグネチックスター <u>ラー</u>
184		上2	三角 <u>フラスコ</u>	三角 <u>フラスコ</u>
199	左	上16	3) <u>掘削時</u>	3) <u>掘削時</u>
206	左	上7	3-5 <u>掘削工事</u>	3-5 <u>掘削工事</u>
211	右	下8	小さい	小さい
211	左	下10	不規則	不規則
212		上7	<u>いずみ</u>	<u>ひずみ</u>
231		上9	<u>玉井邦宏</u>	<u>五井邦宏</u>
231		上10	<u>油本孝夫</u>	<u>油本孝夫</u>
231		上11	<u>紀本岳志</u>	<u>紀本岳志</u>
231		上12	<u>玉井邦宏</u>	<u>五井邦宏</u>
231		上20	大気汚染物質輸送	大気汚染物質の輸送
231		下6	<u>concentrations</u>	<u>concentrations</u>
231		下5	<u>llutants</u>	<u>llutants</u>
231		下5	<u>over Sagami Bay</u>	<u>over the Sagami Bay</u>
231		下5	<u>amd The Izu</u>	<u>and the Izu</u>

## ▷ 編集後記 ◁

五年、十年と歳月に一つの節目をしるすとする、当研究所もちょうど一つの節目を過ぎたことになります。

ここに前号に引き続き「業務報告編」「調査研究編」及び「資料編」から成る所報第5号を発刊いたします。当所のこの5年間の歩みとともにこの間、私たちを取り巻く環境問題も、一定の変節をとげ、環境政策そのものも、新たな展開が求められてきております。

創刊号以来、所報のあり方、性格づけ等をめぐって、幾多の論議を経て現在に到っておりますが、第5号編集委員会も、又、幾つかの問題提起を次期に引き継ぐ形で、本号をとりまとめるに到りました。

これからも、私共公害研究所の活動の歩みを跡づける一つの手だてとして、より充実した所報を創り出していくために、試行錯誤をつづけつつ、更に、努力していく所存であります。

### 所報第5号編集委員会

渡 辺 善 徳

鹿 島 教 昭

福 島 博

水 尾 寛 巳

笠 井 春 彦

笠 原 美 枝 子

公害研究所 所報第5号

1981年

編集委員会  
渡辺善徳  
鹿島教昭  
福島博  
水尾寛巳  
笠井春彦  
笠原美枝子