

公害研資料

No. 67

横浜市公害研究所報

第 10 号

1985年12月

横浜市公害研究所

は し が き

横浜市公害研究所報も本報をもって第10号となります。

1985年は戦後40年に当たりますが、この間、60年代の高度経済成長、それに伴う公害に対する70年代からの挑戦、そして、オイルショックを経て低成長期の80年代に至り、今、その半ばを過ぎようとしています。

総じて言うならば、先進的な科学技術の展開を通して、問題をはらみつつも工業経済が拡大し、物質的・量的な充足度は急速に高まるとともに、昨今ようやく工業化・都市化に伴って発生した問題のいくつかは、かなり改善されてきたといえるでしょう。

本市においても、年間10万人にも及ぶ人口の急増に追いつけなかった小・中学校の建設、ゴミ処理施設の整備もほぼ一段落し、ゼロであった水洗化率も60%を越え、公害問題でも二酸化硫黄や一酸化炭素は環境基準を達成しております。

しかしながら、開発に伴う緑の喪失、交通問題、大気中窒素酸化物や水域の富栄養化、騒音等々広域的な問題から、日常生活レベルにわたる多様な課題が今後に残されています。また、うるおい・ゆとりといった心の豊かさを求める市民の様々なニーズも強くなってきました。更に、21世紀にむけて都市化が進む中で、人口の高齢化、高度情報化、あるいは国際化といった流れが顕著になり、都市社会の様相を大きく変えていくことが展望されています。

こうした状況の中で、安全で、健康で、いきいきとした快適な市民生活、都市活動を続けていくために、総合的・長期的な見通しをもった積極的な公害対策、環境行政が必要とされています。

公害研究所では、これらの課題にこたえるために、苦情・立入調査・環境調査

に伴う検体分析等の現実の公害対策に直接実効のある業務とともに、広角的・予見的な視点をもちつつ公害事象の科学的解明や対策の基礎となる調査研究を地道に着実に進めております。

本所報に掲載した16編の調査研究成果は、現在進めている測定方法の検討、実態調査、処理技術の基礎研究等のうち、それぞれ進捗段階に応じてまとめができたものです。

関係各位の卒直な御批判・御意見をいただき、今後とも業務・研究内容を充実してまいりたいと考えております。

昭和60年12月

横浜市公害研究所長

宮 腰 繁 樹

目 次

I 業務報告編

大 気 部 門	1
水 質 部 門	1
公 害 セ ミ ナ ー	2

II 調査研究編

大 気 部 門

○ サーマル法による粉じん中の有機炭素及び元素状炭素分析の検討	5
○ 濃縮試料導入法を用いた試作非メタン炭化水素自動計測器の 応答特性	15
○ 大気バックグラウンド汚染観測地点(岩手県綾里)における降 水および乾性沈着物質中の水溶性成分の挙動	25
○ 道路周辺地域における浮遊粉じん中の炭素成分の挙動	35
○ ケミカル・マス・バランス法を用いた浮遊粒子状物質に対す る土壌粒子の寄与率の推定に関する諸問題	43
○ 横浜市内における浮遊粒子状物質中の炭素成分濃度と浮遊粒 子状物質汚染の諸要因の解析	51
○ ダスト測定における非等速吸引の影響(I)	63

騒 音 振 動 部 門

○ 在来線鉄道における振動調査結果について	79
-----------------------------	----

水 質 部 門

○ 横浜市における魚類を指標とした工場排水の規制手法に関す る研究	89
--	----

○ 野外飼育におけるコイの血液成分の季節, 年齢, 性による変化(I)	101
○ <i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith の培養試験による帷子川 と大岡川の藻類増殖潜在能力の調査	119
○ 鶴見川中流域における水質の周日変動	129
○ 横浜市内河川水中の合成界面活性剤の濃度分布	141
○ 排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究(第2報) — 下水汚泥の固化に関する研究 —	147
○ 限外ろ過膜を適用した高濃度活性汚泥法の検討(第2報)	157

地盤沈下部門

○ 軟弱地盤層の沈下に関する調査研究(第1報) — 戸塚地域内の地盤沈下, 間隙水圧に関する調査 —	165
---	-----

Ⅲ 資料編

1. 人員及び組織	179
2. 主要機器一覧表	179
3. 予算	181
4. 学会等研究発表	182
5. 雑誌等投稿	185
6. 横浜市公害研究所発行資料(調査研究等報告書)	186
7. 横浜市公害研究所発行資料目録	188

I 大気部門

大気部門では、法令、要綱に基づく調査及び市民からの苦情による検体の分析を行っており、昭和59年度に実施した各項目ごとの検体数及び延べ項目数は、次のとおりである。

表-1

検体項目	昭和59年度	
	検体数	項目数
重油中の硫黄分	405	405
炭化水素	69	521
悪臭	164	164
浮遊粉じん及び重金属	106	166
その他	28	562
合計	772	1,818

1. 重油中の硫黄分

重油中の硫黄分の分析は、JIS-K-2541に基づく燃焼管式（空気法）、放射線式（透過法）及び蛍光X線法を用いて行った。

2. 炭化水素

本市の炭化水素系物質蒸発防止設備等指導要綱に基づく各種化学工場、油槽所での炭化水素類の測定及び悪臭検体中の炭化水素類の測定を行った。

3. 悪臭

三点比較式臭袋法及びガスクロマトグラフ等を用いて養豚、養鶏、油脂工場、印刷工場、食品工場等から排出される悪臭の臭気指類及び悪臭物質の測定を行った。

4. 浮遊粉じん及び重金属

工場周辺等でローボリウムエアサンプラーを用いて、浮遊粉じんを採取し、Pb, Cd, Mn, Fe, V等の重金属の測定を行った。

5. その他

市民からの苦情による検体のうち、既定の項目に分類できないものをその他としてまとめた。内容は、未知物質の解明及び粉じん発生源推定のための形態分析が多く、電子顕微鏡、X線マイクロアナライザー、ガスクロマトグラフ質量分析計等を用い、安性及び定量分析を行った。

II 水質部門

昭和59年度に実施した工場排水等の行政検体の分析業務は、次のとおりである。なお、行政検体数及び試験項目数を表-2に示した。

1. 工場立入調査に伴う検体の分析

昭和58年度に実施した工場立入調査とそれに伴って採取した検体数及び主な分析項目は、次のとおりである。

(1) 定期立入調査

工場排水 1,022検体……BOD, COD, 重金属他

(2) 東京湾岸自治体調査

工場排水 99検体……COD, 窒素, リン

(3) 指標面検査

魚類 185検体……ヘマトクリット値, 内観検査等

2. 環境調査に伴う検体の分析

昭和58年度に実施した環境調査とそれに伴って採取した検体及び分析項目は、次のとおりである。

(1) 化学物質調査（環境庁受託）

底質 90検体, 海水 90検体, 魚 36検体……トリブチルスズ 他

(2) 公共用水域水質測定（クロスチェック）

河川水及び海水計 78検体……BOD, COD, 総リン他

(3) 地下水汚染調査

井戸水等 19検体……トリクロロエチレン他

(4) 中小河川調査

池水等 15検体……BOD他

(5) その他 12検体 カドミウム, 鉛 他

3. 除害施設の維持管理に伴う検体の分析

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

4. 苦情処理等に伴う検体の分析

河川などにおける魚の浮上事故の原因調査に必要な魚の検査や水質分析を行った。

表-2

検体項目	検体数	項目数
工場立入調査	1,121	2,404
魚類調査	185	1,055
環境調査	340	477
除害施設	108	576
苦情処理等	163	465
合計	1,917	4,977

Ⅲ 公害セミナー

1. はじめに

当研究所では、公害・環境問題を市民と共に考えるため、“明日の都市環境を考える”を統一テーマに、研究内容の紹介も兼ねて年1回の公害セミナーを開催している。これまでに7回開催し、その時宜にかなったテーマ選定を行い、論議してきたが、第8回は、前年度テーマ「身近な水辺とまちづくり」の延長と発展を図るため、身近な水辺の一つである海をとりあげ、横浜の海の現状と市民生活とのかかわりを考えていくため、標記テーマで行った。

2. 論文募集

開催に先立って、市民の意見、提案等を広く募るため、論文募集を行った。全体で88編の論文が寄せられ、高齢者から小学生まで、幅広い年代と職業にわたり応募があった。年配の方々は、戦前・戦後の埋立て以前の本牧・根岸・磯子・金沢などの海をめぐる思い出、小学生からは、生物の棲む環境としての海の汚れに心を痛める内容が多く、横浜の海を身近な水辺として取り戻していきたいとする要望・意見が多かった。（公害研資料66「第8回公害セミナー公募論文集」昭和59年11月）

3. セミナーの開催

昭和59年11月24日（土）、横浜市社会福祉センターホールで参加者210名の下に開催された。討議資料として「論文集」の他、報告レジメ、資料集、アンケート票を配布した。

(1) 行政報告「東京湾の水質汚濁対策」（公害対策局水質課長 野口弘行）

東京湾の水質汚濁の現状とその対策について、健康項目、生活環境項目、1次汚染、2次汚染等の概念を紹介しつつ、水質汚濁防止法等法令や条例にもとづく法的規制の効果とCOD総量規制と富栄養化対策など行政で実施している対策の現状について報告を行った。

(2) 基調講演「環境からみた東京湾」（東京工業大学教授 華山謙）

東京湾の問題について、水質、海浜利用等幅広い観点から取り組まれている華山氏より講演を行っていただいた。東京湾の埋立ての歴史と海浜利用の推移、水質汚濁回復のためのシミュレーション実験等をスライド16枚を使って行われた。講演の概要は次のとおりである。

氏は、まず、幼少の頃大陸から引き揚げてきた当時の山口県仙崎港の海の美しさ、その後の東京葛西や千葉の幕張での海水浴や潮干狩の思い出など海が日々の生活の中に身近に在ったことから説明。また祖母が女学生だった明治の中頃には、品川の海で海水浴ができて、それは昭和30年頃まで実際に可能であったこと — つまり、1950年頃のレクリエーションの場所を調べると、千葉はもちろん、東京でも海水浴はできた。それが1965年になると東京ではできなくなり、1975年になると海岸は殆ど埋立てられ、海水浴や潮干狩が不可能になった。1983年の資料では、千葉のほんの1部以外は、海水浴は殆どできなくなり、その代償施設として盛んにプールがつくられるようになった。次に、東京湾の海の利用には、主に6つの利用が挙げられる。即ち、(1)海水浴や潮干狩のレクリエーション、(2)漁業、(3)舟運、(4)下水の放流、(5)ゴミ投棄、(6)埋立てである。これまでは(3)~(6)までの片寄った利用目的のために東京湾が一方向的に使われてきた。そして昭和40年代に入り、漁業権の放棄が次々に行なわれ、東京湾の漁業は衰退の一途を辿り、それと平行して水質の悪化が進行した。この背景には、大規模な埋立てを可能にした技術の進歩と高度経済成長に伴う都市化の進展による東京湾周辺への産業の集積と人口集中等が挙げられよう。しかし、東京湾での大規模埋立てを可能にしたのは、我々市民の側にも責任がある。当時の人々の意識には、高い所得を優先させる価値観が先行しており、“自然を守る”といった姿勢なり意識は希薄であった。ところがオイルショックを契機に経済の低成長期に入り、埋立ては一段落し、というよりはもはや埋立てるべき自然海岸はなくなってしまったこと、舟運の需要が低下し、小型船が最近顕著に減少したのに伴い、埠頭施設の遊休化がもたらされている。横浜港の中でも物流のコンテナ化の動きと相まって、山内、高島、新港埠頭といった公共埠頭の利用率がかなり低水準になってきている。そこで提言したいのは、遊休化している埠頭に代わり、海辺を市民のレクリエーションの場として取り戻していくための再利用を図っていくべきことである。そして市民が海に近寄るためには何と言っても水がきれいであればならない。そこで、東京湾の水質汚濁の現状をみみると、圧倒的に多いのは東京都から河川経由で流入する汚濁負荷であり、次が東京の下水処理場からのものである。そこで、今後の水質改善の目安とするため、西暦2000年を目標とした予測を算定してみると、次のようである。現在下水道普及率は42%であるが、2000年には75%まで普及すると

推測されるが、しかし、終末処理場での処理が現状の活性汚泥法を採用している場合はCODはかなり削減できるが、窒素は殆ど減らない。そこでさまざまなシミュレーションにもとづいて言えることは、下水道の普及率だけを上げて現在の終末処理法を続けていく限りは、将来にわたり東京湾の水質は確実に悪化するはずである。試算によれば、CODのより厳しい規制と共に窒素については70%の削減を提案したい。その際には、横浜市単独でやっても余り効果はなく、周辺自治体と連携して進めていく必要がある。現状の体制では不十分であり、より緊密な協力体制の確立と縦割行政を排していくことが求められる。また、一方では市民意識が変容しつつあるが、その変化を行政が反映しえるようなシステムをつくりあげていくことが必要であり、行政・市民それぞれによる東京湾の総合的監視体制をつくっていくことである。以上の内容で、具体的提案をしつつ解りやすく講演された。

(3) スライド「いま 横浜の海は」(公害研究所製作)

横浜の海の歴史 — 昭和20～30年代の子安や生麦、昭和30～40年代の埋立前後の姿、今も漁で生計をたてる人々や市民の水辺でふれあう姿、海の生物など横浜の海の現状をスライド100枚で上映。

(4) 研究報告(1)「横浜市沿岸域の富栄養化」(公害研究所水質部門 皇中潤一郎)

昭和53年4月から8月にかけて鶴見区地先の扇島沖から金沢湾の沖合いまでの10点の溶存酸素量測定調査と最近3ヶ年の横浜市海域の魚類へい死事故を紹介しながら、貧酸素水の生成機構と有機性汚濁、富栄養化の問題について、スライド17枚を使って研究報告を行った。

研究報告(2)「油分等による底質汚染」(公害研究所水質部門 二宮勝幸)

異臭魚の発生や海産物の品質低下など生物に悪影響を与えている油分や重金属による底質汚染の問題を鶴見川本流16地点、その他早渕川・江川・恩田川などの支流4地点計20地点の調査をもとに報告。現場の採泥調査や実験データの解析から、その汚染経路、汚染機構や汚染物質等微小粒子の物理的特性と底質に与える影響などスライド21枚を使用して報告した。

(5) 行政報告「海の公園計画と海浜利用」(港湾局埋立工事課長 金子健一)

現在、本市で進められている都市づくり — 再開発事業の1つとして、港湾局より、標記報告を行った。新しいまちづくりの一環として、海辺を再生し、市民に憩いの場を提供するため、海の公園を計画し、現在

造成を進めているが、人工海浜など一部完成をみている。人工海浜の造成にあたっては、なるべく自然に近いものとするため、千葉県浅間山の砂を海底に5年間ねかせて使用したり、海底勾配についても自然条件に適合するよう技術的工夫を凝らした。また、底生魚介類の追跡調査などにより海浜の自然的条件の成熟度についてもチェックし、今後とも多様なニーズに対応できる市民の海辺づくりの整備を推し進めていく予定であると報告。

(6) 論文意見発表

① 「いま、横浜の海は……」(市立西柴小6年 井上聡子)

遠くから見る海は青く光り美しいが、近づき、ふれてみる海はしょう油色に汚れ、異臭を放っている。これは皆んな工場の汚れた水や空気や人々の生活のせいで青と緑の世界を黒と灰色に変えてしまった。この地球には、人間だけでなく多くの生物も生きており、皆力で横浜の海を救いたいと発表。

② 「ほろびつつある横浜の海」(市立瀬ヶ崎小6年 木村徳宏)

住んでいる近くの野島の海をはじめ、いま横浜の海は死にかかっていると思う。人間の生活のために海の生き物たちが犠牲になっている。“海は生きており”この“もったいない命”を失わないよう海を生き返らせようと発表。

③ 「自然の海辺を取り戻そう」(緑区 北川淑子)

年少の頃、海辺の近くに住み、海の自然と多く接して育った経験から、次代の子供たちも海のような自然と接して多くの事を学び育つことが必要である。そのため提案したいのは、金沢の人工海浜をできる限り自然らしく整備し、海岸植物や砂浜の勾配地の工夫や海辺で憩う水鳥たちのための池をつくらして欲しいと発表。

④ 「海浜公園への願い」(市立南高校教諭 村上司郎)

専門の植物、生物学の立場から、金沢人工海浜に自然の砂浜植生 — 海に近い方からコウボウムギ、ケイカモロハンなどの草木群落、ハマボウなど低木群落、その背後にクロマツ林といった — を採り入れた海浜公園にすると共に、「みなとみらい21地区」の中に緑豊かな森林的海浜公園を計画して欲しいと提言。

(7) 自由討論(司会者 神奈川新聞 渡部允)

討議時間1時間20分の中で、11名の方より質問および意見が出された。大すじの内容は次のとおりである。1つには、市民の“入浜権”ともいふべき権利の喪失

に関する指摘が出された。かつては、身近な自然であった海、その海は埋立てが始まった時から、市民のものではなくなってしまった。漁民たちには漁業補償という形で補償がなされたが、市民の海浜利用の権利は何らの代償もなく失われてしまった。今、自然海岸は殆ど消失し、海の代償施設として人工海浜がつくられているが、一度失われた自然は二度ともとは戻らないのであり、代償施設づくりには莫大な金が必要とされる。また、人工的自然づくりに際しては他の一方の自然破壊も招いている。一方、最近の動向として、国の構想の下に進められている東京湾フェニックス計画では、今後とも大規模な埋立て計画がたてられていること。そして、湾岸道路づくりや本市での海面埋立計画なども海の汚染のみならず、環境全般への影響の問題として、市民は監視していく必要がある等行政に対する注文、批判も出された。ユニークな提案としては、房総半島を横断する運河を建設し、東京湾の汚染を防止したらどうかという雄大な構想も披露され、横浜の海の再生に寄せる市民の創意と熱意が伺われた。また、これまでの教訓を生かし、行政批判一辺倒に終始する

のではなく、例えば有機性汚濁対策に向けては、行政で行うべき側面と市民が地域や家庭での自己規制の強化や消費者運動との連携により、もっと実効性をあげられるものがあるはずであり、市民、行政双方の立場で、できるところから始めようとの呼びかけもあり、建設的意見も幾つか出された。ともあれ、華山氏が講演の中で述べられた「従来は“海”を市民の共有する貴重な自然として守っていく意識や方法論が十分かみ合っていなかったが、今後は東京湾をめぐる周辺住民、行政の協力体制の確立と様々ある方策の中から、費用対効果を十分検討して最善の策の選択を合意形成を図りながら行っていくことが何よりも大切でしょう」という指摘を私たちは今後も十分踏まえて諸施策に取り組んでいく必要がある。

また、最後は司会の渡部氏が、「論文集で書かれたこどもの見つめる海、その海を今後どのように取り戻していくのかが今後の我々のテーマとなるでしょう。」とのまとめの言葉で結ばれた。(公害研資料№65「第8回公害セミナー会議録」昭和60年2月)

サーマル法による粉じん中の有機炭素 及び元素状炭素分析の検討

新井久雄*

要 旨

サーマル法により粉じん中の有機炭素及び元素状炭素を分離定量する際に、最良な温度条件を設定するうえで不可欠な基礎データとなる各種粉じん(13試料:標準試料3,発生源粉じん6,大気浮遊粉じん4)の熱特性(炭素成分の熱に対する安定度)を、He及び10%O₂-He雰囲気下の2条件で測定し、それを基に有機炭素及び元素状炭素の分離温度について検討した。また、各種粉じんの熱特性から得られた分析値と別法である硝酸分解法及び溶媒抽出法等との分析値を相互に比較した。

その結果、サーマル法では各種粉じんのすべてについて分離温度は得られず、分析方法上の基本的な多くの問題点がみられた。しかしながら、各種粉じんの熱特性の特徴から強いて分離温度を設定すると、He雰囲気下(5分間加熱)では炭素検出量がほぼ一定に達する傾向がみられる600℃以上が、また10%O₂-He雰囲気下(5分間加熱)では元素状炭素の燃焼が始まる400℃付近が最良な温度と考えられた。また、サーマル法、硝酸分解法及び溶媒抽出法の相互の分析値は有機炭素含有率の高い粉じんで大きく異なった。

1. はじめに

大気浮遊粉じん中の炭素成分は、浮遊粉じんの主要構成成分であるとともに、視程障害¹⁾、触媒作用²⁾、吸着作用などによって環境に及ぼす影響が大きい。これらの炭素成分のうち、炭酸塩は石灰岩土質などの特定の発生源近傍では問題となるが、一般環境大気中での存在割合は無視できる^{3,4)}したがって、粉じん中の炭素成分については、通常、有機炭素及び元素状炭素の両者について把握すればよい。

粉じん中の有機炭素及び元素状炭素の分析法については、既にサーマル法⁵⁾(thermal method)、硝酸分解法^{5,6)}及び溶媒抽出法など幾多の方法が提案されているが、各方法とも完全な分析法となっていない。

著者は上記の分析法のうち、既存の元素分析装置で比較的簡易に分析ができるサーマル法について検討した。サーマル法は炭素成分の熱特性(熱に対する安定度)の相違を利用して、有機炭素及び元素状炭素を分離定量する方法である。したがって、この方法で粉

ん中の有機炭素及び元素状炭素を分析する際に、温度条件を設定するためには様々な粉じん中の炭素成分の熱特性を調べる必要がある。しかし、発生源粉じん及び大気浮遊粉じんについては、その熱特性が調べられた報告例は少なく、また、サーマル法について系統的な検討もなされないままに、分析のための温度条件は分析者によってまちまちに設定されており、その標準的な分析法が確立されていない。そこで、著者は炭素又は炭素を含む標準試料、発生源粉じん及び大気浮遊粉じんの13試料について、He及び10%O₂-He雰囲気下で熱特性を調べ、そのデータを基に、サーマル法により分析を行う際の最良の温度条件を把握しようと実験を行った。あわせて、同一試料について別法である硝酸分解法、溶媒抽出法及び太田らの提案したサーマル法⁴⁾により分析を行い、これらの分析結果を比較検討した。

Analysis of organic and elemental carbon in particulate samples by a thermal method

*Hisao Arai, 横浜市公害研究所大気部門

2. 検討方法

2-1 試料

実験に用いた試料は炭素又は炭素を含む標準試料（グラファイト、活性炭、 CaCO_3 ）、主要な発生源から得られた粉じん及び大気浮遊粉じんの13種類とした。表-1にこれらの総炭素含有率及び採取条件等を示した。

標準試料としては、元素状炭素の純物質であるグラファイト及び有機物の燃焼粉じんの代用として活性炭を選択した。この2試料の物質は有機炭素及び元素状炭素の分離温度の検討のために用いた。また、分析誤差を与える炭酸塩の標準試料としては、 CaCO_3 を選

択した。

発生源の粉じんとしては、代表的あるいは主要なものとして次のようなものを選んだ。固定発生源粉じんは元素状炭素含有率の高い灯油だきボイラ粉じん及び有機炭素含有率の高いコークス炉粉じんの2試料を、移動発生源粉じんはディーゼル自動車排出黒煙を、その他の発生源は草木燃焼粉じん、道路ダスト（土砂や舗装道路及びタイヤトレッド摩耗物等の混合物）及び土壌を用いた。

大気浮遊粉じんとしては、幹線道路沿道及び一般環境大気測定地点で $2\mu\text{m}$ 未満の微小粒子と総粉じんとに別けて採取したものを試料とした。

表-1 実験に用いた試料

試料名		総炭素含有率 (%)	試料の状態	備考
標準試料	グラファイト	99.9	粉体にして使用	ジャーレルアッシュ製 フレームレス用グラファイト
	活性炭	72.7	粉体	和光特級
	CaCO_3	12.0	同上	同上
発生源粉じん	灯油ボイラ粉じん	—	バルフレックス社製 石英ロ紙捕集 (8×10 インチ)	発生源用ハイボリウムサンプラー ダイレックス社製
	コークス炉粉じん	—	同上	同上
	ディーゼル黒煙	5.8	粉体	希釈トンネル付着物採取
	草木燃焼粉じん	6.1	バルフレックス社製 石英ロ紙捕集	発生源用ハイボリウムサンプラー ダイレックス社製
	道路ダスト	8.5	$4.4\mu\text{m}$ 以下の粉体	幹線道路の路肩採取
	土壌	4.0	同上	非汚染地区採取
大気浮遊粉じん	一般環境一総粉じん	2.3	バルフレックス社製 石英ロ紙捕集	ハイボリウムサンプラー
	一般環境 $2\mu\text{m}$ 未満	5.5	同上	アンダーセンハイボリウムサンプラー
	道路沿道一総粉じん	3.3	同上	ハイボリウムサンプラー 道路から8.5m地点採取
	道路沿道 $2\mu\text{m}$ 未満	4.6	同上	アンダーセンハイボリウムサンプラー 道路から8.5m地点採取

2-2 装置

元素分析装置CHNコーダ，MT-3型，柳本製作所製

2-3 総炭素の分析方法

総炭素量は図-1に示したCHNコーダの燃焼炉内中央部に試料を置き，10%O₂-He（流量30ml/min）雰囲気下950℃で5分間燃焼させた後，燃焼ガスを850℃に加熱した酸化銅でCO₂に酸化し，熱伝導度検出器により検出した。なお，検量線はアンチピリン（元素分析用試薬，キンダ化学製）により作成した。

2-4 熱特性の測定方法

試料を図-1に示した燃焼炉内中央部に置き，He（流量30ml/min）及び10%O₂-He（同30ml/min）雰囲気下で温度を200℃から950℃まで50℃刻みに設定し，その温度を5分間一定に保持し，揮発，分解又は燃焼して生成したガスを上記2-3と同様な検出方法で炭素を検出した。次に，各設定温度で検出された炭素量を総炭素に対する割合として求め，熱特性曲線を作成した。

なお，燃焼炉の温度は炉中央部を白金-白金ロジウム熱電対により測定した。

2-5 別の方法による有機炭素及び元素状炭素の分析法

硝酸分解法：Pimentaら⁶⁾の方法に基づいて，粉じん中の元素状炭素量を分析し，有機炭素量は総炭素量から差し引いて求めた。

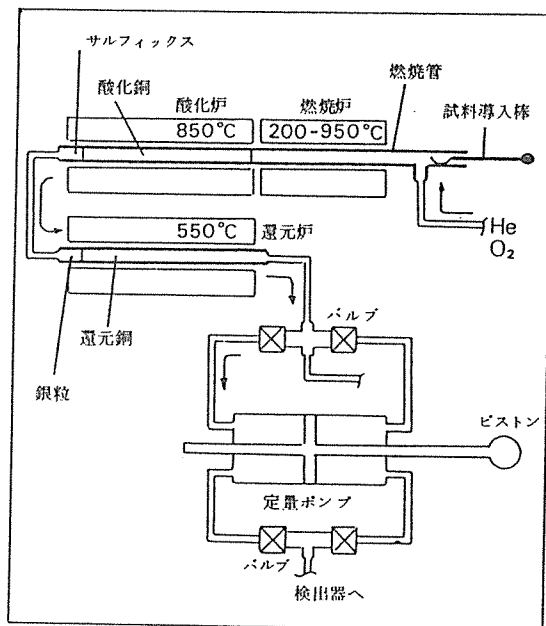


図-1 装置の構成概略図

溶媒抽出法：Cadleら⁵⁾の検討したベンゼン：エタノール（4：1）及びジクロロメタンの2種類を有機炭素抽出溶媒として選択した。Cadleらの方法に基づいて，粉じん中の有機炭素を溶媒で抽出後，Pimentaら⁶⁾の考案したろ過装置によりろ過を行い，残渣中の炭素量を分析し，その値を元素状炭素とし，有機炭素量は総炭素量から差し引いて求めた。

太田らのサーマル法⁴⁾：試料の適量を電気炉300℃で30分間加熱処理した後，炭素量を分析し，その値を元素状炭素とし，有機炭素量は総炭素量から差し引いて求めた。

3. 結果及び考察

3-1 標準試料による熱特性の検討

3-1-1 熱特性曲線による有機炭素及び元素状炭素の分離温度の設定と定量方法

He及び10%O₂-He雰囲気下において標準試料であるグラファイト及び活性炭の熱特性を調べ，有機炭素及び元素状炭素の分離温度の条件を設定した。

図-2のように，元素状炭素の純物質であるグラファイトは，He雰囲気下では950℃まで炭素の検出が認められなかった。活性炭は，He雰囲気下では800℃付近まで炭素検出量が徐々に増加し，800℃以上になると炭素検出量が一定に達した。He雰囲気下でのグラファイトの熱特性により，分析装置の燃焼炉が完全にHe雰囲気下に保たれ空気の混入のないこと，また元素状炭素はHe雰囲気下では安定であることが確認された。さらに，活性炭の熱特性の測定結果から，炭素検出量が一定に達する温度が得られたことから，本分析装置

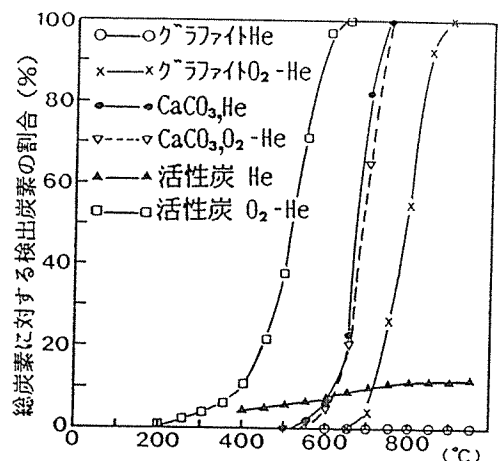


図-2 標準試料の熱特性曲線

によるHe 雰囲気下では、炭素検出量が一定に達した温度を有機炭素及び元素状炭素の分離温度とみなし、そのときの炭素検出量を有機炭素量とし、総炭素量から有機炭素量を引いた値を元素状炭素量とすることにした。

10% O₂-He では、図-2のように、グラファイトは700℃付近で急激に燃焼が始まり、900℃で完全に燃焼した。また、活性炭は400℃付近まで炭素検出量が徐々に増加し、400℃を越すと炭素検出量が急激に増加したことから、この温度付近が元素状炭素の燃焼の始まりと考えられた。グラファイトと活性炭では、元素状炭素の燃焼が始まる温度が大きく異なり、それらの元素状炭素の構造形態の安定度による相違が現れた。一般的に、発生源粉じん及び大気浮遊粉じん中に存在する元素状炭素はグラファイトのような安定した形態にはなっていないものと推定されることから、10% O₂-He 雰囲気下での粉じん中の有機炭素及び元素状炭素の分離温度は400℃付近の炭素検出量が急激に増加しはじめる温度、すなわち、元素状炭素の燃焼が始まる温度付近とした。したがって、この温度付近での炭素検出量が有機炭素量となり、総炭素量から有機炭素量を差し引いた値が元素状炭素量となる。

3-1-2 サーマル法における炭酸塩の分解温度

炭酸塩の分解温度を確認するため、石灰岩や道路ダスト中に含まれているCaCO₃を用いてHe及び10% O₂-He 雰囲気下で、その熱特性を測定し、その結果を図-2に示した。CaCO₃の分解は、He及び10% O₂-He のいずれの雰囲気下でも550℃付近から始まり、600℃以上になると急激に分解が進行した。したがって、サーマル法によって粉じん中にCaCO₃が含まれていれば、分析値に誤差を与えることになる。

3-2 発生源粉じんの熱特性

3-2-1 灯油ボイラ粉じん

灯油ボイラ粉じんの熱特性曲線を図-3に示した。He 雰囲気下では、300℃から650℃付近まで炭素検出量は増加しているが、その増加傾向は小さく、650℃付近で炭素検出量がほぼ一定となり、この温度付近が有機炭素と元素状炭素の分離温度とみなせた。

10% O₂-He 雰囲気下では、200℃から400℃付近まで炭素検出量の増加は小さく、400℃以上になると急激に炭素検出量の増加が大きくなり、400℃付近が有機炭素と元素状炭素の分離温度とみなせた。

3-2-2 コークス炉粉じん

コークス炉粉じんの熱特性曲線は図-3のように灯

油ボイラ粉じんのそれとは異なっていた。He 雰囲気下では、炭素検出量は600℃付近でほぼ一定に達する傾向がみられ、この温度付近を分離温度とみなせた。しかしながら、650℃以上になると炭素検出量がわずかに減少しはじめた。650℃以上の炭素検出量の減少は、測定後の試料の観察から元素状炭素の生成が確認されたことから、有機物の揮発又は分解する過程で元素状炭素が生成し、有機炭素量を低く検出したためと考えられた。したがって、600℃付近での炭素検出量の一定値については、元素状炭素の生成によって、見かけ上、有機炭素の検出量が平衡になったためと考えられた。

10% O₂-He 雰囲気下では、400℃付近を境とし、それ以上で炭素検出量の変化は大きくなっているものの、有機物の含有量が多いため、灯油ボイラ粉じんのときにみられたような400℃付近での変化量に大きな相違はみられず、明確な分離温度は得られなかった。

3-2-3 ディーゼル黒煙

ディーゼル黒煙の熱特性曲線は図-4のように灯油ボイラ粉じんのそれとよく類似していた。He 雰囲気下では300℃から950℃まで炭素検出量が徐々に増加し、炭素検出量が一定とならず、元素状炭素と有機炭素の分離温度は明確でなかった。しかしながら、各設定温度による炭素の検出量の差は小さく、仮りにCadle⁵⁾が分離温度として検討した650℃とさらに高温の950℃の値とを比べると、それぞれ有機炭素量は12%、16%となり、650～950℃のいずれの温度を分離温度としても値の差は小さかった。

10% He-O₂ 雰囲気下では、400℃付近まで炭素検

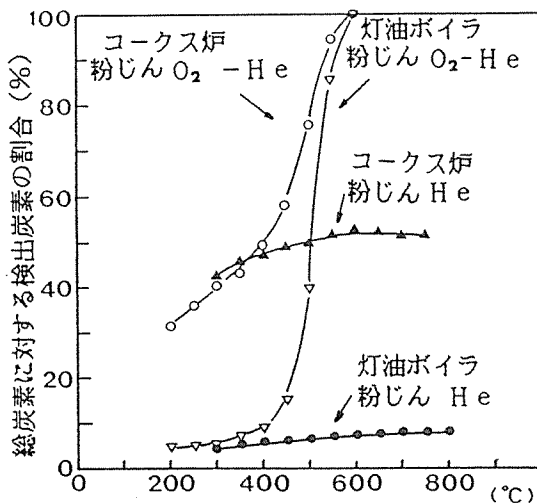


図-3 発生源粉じんの熱特性曲線(I)

出量が徐々に増加し、400℃以上で急激に炭素検出量の変化が大きくなり、400℃付近が有機炭素と元素状炭素の分離温度とみなせた。400℃での炭素検出量を有機炭素量とすると、その値は11%で、He 雰囲気下 600～650℃付近の値と一致した。

3-2-4 草木燃焼粉じん

草木燃焼粉じんの熱特性曲線は、図-4のように、灯油ボイラ粉じんやディーゼル黒煙よりむしろコークス炉粉じんのそれに近かった。He 雰囲気下では、700℃付近で炭素検出量はほぼ一定に達する傾向がみられ、さらに900℃以上で急激に炭素検出量は増加した。900℃以上での炭素検出量の増加は、測定後の試料の観察から一部元素状炭素の燃焼が認められたことから、なんらかの要因で酸素の供給があったと考えられ、その供給源としては、高温下における測定試料中の含有酸素の遊離と推定された。したがって、有機炭素と元素状炭素の分離温度は、炭素検出量がほぼ一定に達した700℃付近とみなした。

10% O₂-He 雰囲気下では、コークス炉粉じんの場合と同様に400℃付近での炭素検出量の変化は大きくなく、分離温度は明確でなかった。

3-2-5 道路ダスト

道路ダストの熱特性曲線を図-5に示した。He 雰囲気下では、800℃付近から炭素検出量はほぼ一定に達する傾向が認められ、この温度付近が分離度とみなせた。しかしながら、850℃以上の温度では、炭素検出量は減少傾向を示した。炭素検出量の減少は、元素状炭素の生成が600℃以上から観察され、800℃以上で顕著に認められたことから、コークス炉粉じんと同様

に、道路ダスト中の有機物が揮発又は分解する過程で元素状炭素を生成したためと考えられた。したがって、800℃付近での炭素検出量の一定値については、有機炭素の検出量が、見かけ上、平衡になったためと考えられた。

10% O₂-He 雰囲気下では、燃焼系粉じんの熱特性曲線と異なり、200℃から550℃付近まで炭素検出量が直線的に増加し、分離温度は得られなかった。

3-2-6 土壌

土壌の熱特性曲線を図-5に示した。He 雰囲気下では、600℃付近で炭素検出量の増加率が減少する傾向にあるものの、800℃付近では再び炭素検出量の変化が大きくなり、炭素検出量が一定に達する温度域が認められず、分離温度が得られなかった。

10% O₂-He 雰囲気下では、道路ダストの熱特性曲線と同様に、200℃から400℃付近まで直線的に増加し、400℃以上での炭素検出量の変化は緩慢で燃焼系粉じんの熱特性曲線と異なり、分離温度は得られなかった。400℃付近以上において、炭素検出量の変化が小さかったことは、土壌中の元素状炭素存在量が少ないことを示しているものと考えられた。

次に、10% O₂-He 雰囲気下の土壌と道路ダストの熱特性曲線を比較すると、総炭素の検出はそれぞれ550℃、700℃であり、道路ダストの方が高い温度まで炭素の検出がつづいた。この理由としては、道路ダスト中にはアスファルト舗装道路の骨材に使用されている石灰岩が含まれており、CaCO₃の分解温度が550℃付近から始まること、土壌の総炭素の検出温度が550℃であり、CaCO₃の存在量が少ないことなど

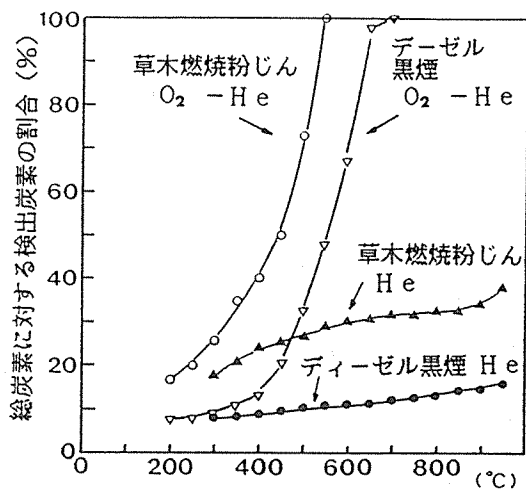


図-4 発生源粉じんの熱特性曲線(II)

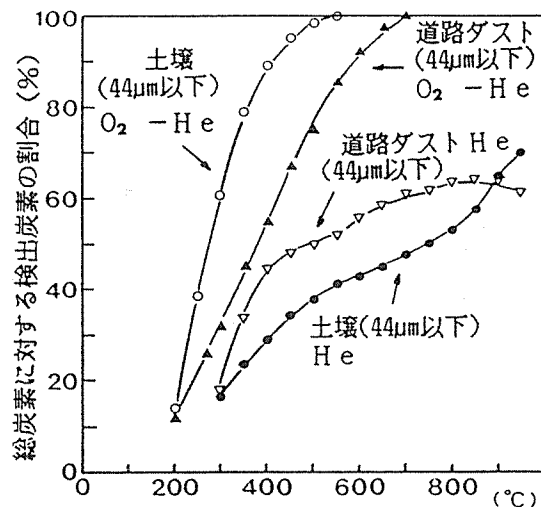


図-5 発生源粉じんの熱特性曲線(III)

によるものと考えられた。すなわち、道路ダストの総炭素の検出温度が700℃であったことは、それに含有しているCaCO₃によるものと推定された。

3-3 大気浮遊粉じんの熱特性

一般環境大気中で同時期に採取した微小粒子(2μm未満)及び総粉じんの熱特性曲線を図-6に示した。He雰囲気下では、微小粒子と総粉じんの熱特性曲線は類似しており、500℃付近から炭素検出量の増加率は減少する傾向にあるものの、650℃付近から再びその検出量は増加傾向にあり、炭素検出量が一定に達する温度域は認められず、分離温度は得られなかった。10% O₂-Heでは、微小粒子及び総粉じんとも200℃から炭素検出量はほぼ直線的に増加し、400℃付近で炭素検出量の変化率はやや増加するものの、灯油ボイラ粉じんのような明確な分離温度は得られなかった。

次に、幹線道路沿道で同時期に採取した微小粒子(2μm未満)及び総粉じんの熱特性曲線を図-7に示した。He雰囲気下では、微小粒子及び総粉じんとも600℃付近から炭素検出量はほぼ一定に達する傾向が認められ、道路近傍における炭素成分の主要発生源であるディーゼル黒煙及び道路ダストの熱特性曲線の特徴が反映されていた。しかしながら、微小粒子は800℃付近から再び炭素検出量が増加し、800℃以上での熱特性曲線の傾向はディーゼル黒煙のそれと異なっていた。10% O₂-He雰囲気下では、微小粒子及び総粉じんとも400℃付近で炭素検出量の変化率は増加するものの、一般環境中の粉じんと同様に明確な分離温度は得られなかった。

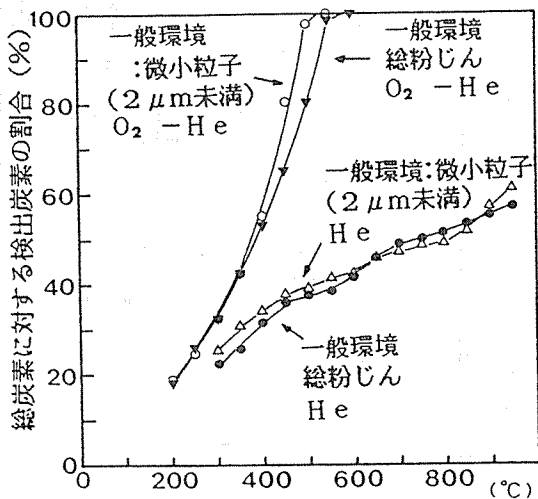


図-6 大気浮遊粉じんの熱特性曲線(I)

3-4 サーマル法による有機元素及び元素状炭素の分離温度

3-2及び3-3節で記したように、発生源粉じん及び大気遊粉じんの10試料すべてについて、有機炭素と元素状炭素の明確な分離温度は得られなかった。

He雰囲気下の測定では、実験に供した粉じんのうち、灯油ボイラ粉じん、コークス炉粉じん、草木燃焼粉じん、道路ダスト、道路沿道での大気中総粉じん及び道路沿道での大気中微小粒子(2μm未満)の6試料が、それらの熱特性から600~800℃の温度域内で炭素検出量がほぼ一定に達する傾向がみられ、600~800℃の温度域内が分離温度とみなせた。しかし、それらの粉じんのうち有機炭素含有率の高いコークス炉粉じん及び道路ダストは600℃以上で元素状炭素の生成が観察され、分析誤差が認められた。元素状炭素の生成は600℃以下の温度や他の粉じんの分析の際にも起っている可能性があり、Heの雰囲気下の測定では、粉じん中の元素状炭素含有率を過大評価していると考えられた。また、分離温度が得られても、粉じんによってその温度がまちまちであったり、測定の上限温度である950℃までの範囲では分離温度が得られなかった粉じんもあり、この方法の基本的な問題点が浮き彫りにされた。

10% O₂-He雰囲気下の測定では、各種粉じんのうち、元素状炭素含有率の高い灯油ボイラ粉じん及びディーゼル黒煙は、それらの熱特性から元素状炭素の燃焼の始まりとみられる400℃付近が分離温度とみなせた。しかし、それらより有機炭素含有率が高いと考えられる他の粉じんについては、分離温度は不明確であった。

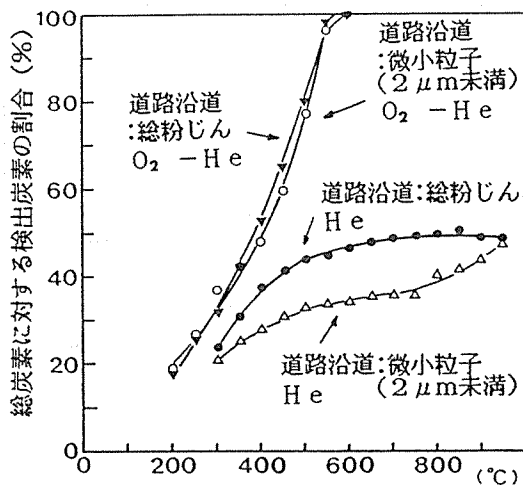


図-7 大気浮遊粉じんの熱特性曲線(II)

表一2 各分析法による有機炭素分析値（総炭素に対する割合：％）

	標準試料		発生源粉じん					大気遊遊じん			
	グラファイト	活性炭	灯油ボイル粉じん	コーク炉粉じん	ディーゼル黒煙	草木燃焼粉じん	道ダスト	壊土	一般環境総粉じん	一般環境2μm未満	道路沿道総粉じん
He 600℃ (5分間加熱)	0	8	7	53	10	31	57	43	42	46	35
He 700℃ (5分間加熱)	0	10	8	52	13	33	61	48	47	49	36
He 800℃ (5分間加熱)	0	12	8	—	14	33	64	53	49	50	42
He 950℃ (5分間加熱)	0	13	—	—	16	39	61	70	61	49	49
10% O ₂ -He 400℃ (5分間加熱)	0	11	9	49	13	40	55	89	60	53	48
10% O ₂ -He* 350℃ (5分間加熱)	0	6	8	43	11	35	45	79	46	42	43
10% O ₂ -He* 450℃ (5分間加熱)	0	22	16	58	21	50	67	95	84	65	60
硝酸分解法	1	20	16	70	24	52	75	94	64	60	54
ベンゼン： エタノール抽出法	0	5	14	73	18	42	37	1	44	40	48
ジクロロメタン 抽出法	1	8	6	71	13	32	34	1	31	33	38
太田らの方法 (電気炉 300℃ 30分間加熱)	—	12	12	48	17	43	60	87	65	54	51

* 参考データ

以上のように、サーマル法による粉じん中の有機炭素及び元素炭素の分離は難しく、分析方法上の基本的な多くの問題点がみられた。しかしながら、本検討結果から強いて有機炭素と元素炭素の分離温度を設定すると、He雰囲気下では各種粉じんの炭素検出量がほぼ一定に達する傾向がみられる600℃以上であり、また10% O₂-He雰囲気下では元素炭素の燃焼が始まるとみられる400℃付近が最良な温度と考えられた。

そこで、CaCO₃を除く標準試料及び各種粉じんについてHe雰囲気下における600℃から950℃までの有機炭素分析値並びに10% O₂-He雰囲気下における400℃と、参考データとしてその前後の350℃及び450℃の有機炭素分析値を表-2に示した。He雰囲気下では、温度が600℃から800℃に昇温しても活性炭、灯油ボイラ粉じん、コークス炉粉じん、ディーゼル黒煙及び草木燃焼粉じんについては、それぞれの温度における有機炭素分析値の差は、数パーセント以内であった。また、他の粉じんについても、その差が10%以内になっており、温度の上昇に対する炭素検出量の増加率は100℃又は200℃の変化があっても比較的少なかった。これに対して、10% O₂-He雰囲気下では、分離温度を炭素検出量の増加率の大きい400℃付近の温度、すなわち、元素炭素の燃焼の始まる温度付近としているため、設定温度の保持を厳密にしなければ分析値が大きく異なる可能性もあり、設定温度がHe雰囲気下の場合より難しいと考えられた。10% O₂-He 400℃とHe 600～950℃の温度域内での各種粉じんの分析値を比較すると、10% O₂-He 400℃の分析値はほとんどの粉じんではHe 600～700℃までの分析値より高めになった。

3-5 各分析法による有機炭素分析値の比較

サーマル法(He雰囲気下600～950℃, 10% O₂-He雰囲気下400℃, 太田らの電気炉300℃30分)、硝酸分解法及び溶媒抽出法による標準試料並びに各種粉じん中の有機炭素の分析値を表-2に示した。

各分析法による有機炭素の分析値は大きく異なった。発生源粉じんでは、特に有機炭素含有率の高いコークス炉粉じん、土壌及び道路ダスト中のその値は大きく異なり、また大気浮遊粉じん4試料中のその値の差は最大のもので約30%もあり、各分析法による分析値の互換性はなかった。

各分析法による有機炭素分析値を比較すると、高めの値が得られた分析法は酸化力の強い硝酸分解法であり、この方法はコークス炉粉じん及び一般環境中の総粉じんを除き、すべての各種粉じんについて最も

高い値を示した。仮りに、硝酸分解法での有機炭素分析値が真の値に近いとするならば、サーマル法での温度条件は本実験で検討した設定温度より、さらに高温にしなければならない。

次に、溶媒抽出法(ベンゼン:エタノール及びジクロロメタン)をみると、タール分の含有率が高いコークス炉粉じん中の有機炭素分析値が高く、コークス炉粉じん中の有機炭素の抽出には優れていた。しかし、土壌中の有機炭素分析値は、他の方法より異常に低かった。土壌中の有機炭素の異常値の理由としては、ベンゼン:エタノール(4:1)や、ジクロロメタンでは、それに含有する繊維質やフミン質等の高分子有機物の抽出に問題があると考えられた。ベンゼン:エタノールとジクロロメタンの分析値では、ベンゼン:エタノールの方が高く、有機炭素の抽出に優れていた。また、ベンゼン:エタノールとサーマル法との分析値では、どちらの方法が高い傾向にあるか判断できなかった。次に、サーマル法の一つと考えられる太田らの提案した電気炉300℃, 30分加熱の条件での分析値をみると、硝酸分解法に次いで高い値を示した。また、その値を10% O₂-He雰囲気下で得られた分析値と比較すると、ほとんどの粉じんの分析値は10% O₂-He 400℃と10% O₂-He 450℃の分析値の間に入っていた。

4. まとめ

サーマル法により粉じん中の有機炭素及び元素炭素を分離定量する際に、分析方法上の温度条件を設定するうえで不可欠な基礎データとなる各種粉じんの熱特性をHe及び10% O₂-He雰囲気下の2条件で測定し、有機炭素及び元素炭素の分離温度について検討した。また、各種粉じんの熱特性から得られた分析値と別法である硝酸分解法、溶媒抽出法及び太田らの提案したサーマル法との分析値とを比較検討し、次の知見が得られた。

(1) He雰囲気下の測定では、発生源粉じん及び大気浮遊粉じん10試料のうち、灯油ボイラ粉じん、コークス炉粉じん、草木燃焼粉じん、道路ダスト、道路沿道での大気中総粉じん及び道路沿道での大気中微小粒子(2μm未満)の6試料が、それらの熱特性から600～800℃の温度域内が分離温度とみなせた。しかし、それらの粉じんのうち有機炭素含有率の高いコークス炉粉じん及び道路ダストは600℃以上で元素炭素の生成が観察され、分析誤差が認められた。また、4試料の粉じんについては測定の上限温度である950℃まで

の温度域内では、分離温度が得られなかった。したがって、これらのことからHe 雰囲気下での測定では、元素状炭素含有率を過大評価する可能性があった。

(2) 10% O₂-He 雰囲気下の測定では、発生源粉じん及び大気浮遊粉じん10試料のうち、元素状炭素含有率の高い灯油ボイラー粉じん及びディーゼル黒煙の2試料は、それらの熱特性から元素状炭素の燃焼の始まりとみられる400℃付近が分離温度とみなせた。しかし、それらより有機炭素含有率が高いと考えられる他の粉じんについては、分離温度は不明確であった。

(3) 各種粉じん中の有機炭素と元素状炭素の分離温度を強いて設定すると、He 雰囲気下では600℃以上、10% O₂-He 雰囲気下では400℃付近が最良の条件であった。それらの条件での有機炭素分析値を比較すると、10% O₂-He 400℃の分析値はほとんどの粉じんについてHe 600～700℃の温度域内での分析値より高い値が得られることがわかった。

(4) サーマル法、硝酸分解法、溶媒抽出法及び太田らの方法による各種粉じん中の有機炭素分析値は大きく異なり、各分析法による分析値の互換性はなかった。発生源粉じんでは、特に有機炭素含有率の高いコークス炉粉じん、土壌及び道路ダストの有機炭素分析値は大きく異なり、また大気浮遊粉じん4試料中のその値の差は最大のもので約30%にもなった。

(5) 各分析法による各種粉じん中の有機炭素の分析値を比較すると、高めの分析値を示したのは酸化力の強い硝酸分解法で、この方法はほとんどの粉じんでも高い値を示した。

(6) 溶媒抽出法(ベンゼン:エタノール及びジクロルメタン)では、タール分の含有率が高いコークス炉粉じん中の有機炭素の抽出には優れていたが、土壌中の有機炭素の抽出には不適當であった。

文 献

- 1) S. Pratsinis, E. C. Ellis, T. Novakov, S. K. Friedlander: The carbon containing component of the Los Angeles aerosol: Source apportionment and contributions to the visibility budget, *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **34**, 643-650 (1984).
- 2) S. G. Chang, T. Novakov: Role of carbon particles in atmospheric chemistry, *Adv. Environ. Sci. Technol.*, **12**, 19-219 (1983).
- 3) S. H. Cadle, P. J. Groblicki, D. P. Stroup: Automated carbon analyzer for particulate samples, *Anal. Chem.*, **52**, 2201-2206 (1980).
- 4) S. Ohta, T. Okita: Measurement of particulate carbon in urban and marine air in Japanese areas, *Atmos. Environ.*, **18**, 2439-2445 (1984).
- 5) S. H. Cadle, P. J. Groblicki: An evaluation of methods for the determination of organic and elemental carbon in particulate samples, *Particulate Carbon: Atmospheric Life Cycle* (edited by G. T. Wolff and R. L. Klimisch), 89-109, Plenum Press, New York (1982).
- 6) J. A. Pimenta, G. R. Wood: Determination of free and total Carbon in suspended air particulate matter collected on glass fiber filters, *Environ. Sci. Technol.*, **52**, 556-561 (1980).

濃縮試料導入法を用いた試作非メタン 炭化水素自動計測器の応答特性

前田 裕行^{*}, 平野 耕一郎^{*}

要 旨

冷却・加熱トラップ管を用いて試料ガスを濃縮し、ガスクロマトグラフ部へ加熱導入する機構を持つ高感度型非メタン炭化水素自動計測器を試作検討し、実用化に向けての以下の基礎的な知見を得た。

(1) 電子クーラを用いた冷却・加熱トラップ管自動濃縮装置及びインテグレータのプログラム外部制御機構を使用して試料ガスの濃縮・加熱導入を自動的に行う装置を試作した。この試作器は、濃縮時間4分間、試料ガス量400mlを濃縮し、分析周期28分の分析条件下で連続稼動することができた。

(2) 試作器の検出感度を試料ガス導入量でみた場合、現在使用されている非メタン炭化水素計の計量管容積(約5ml)に比べ、試作器の試料ガス量は400mlであることから、現在使用されている機器と同一の電極ロメータ感度で分析すれば、試作器は、従来の機器より約80倍検出感度を上昇させることができる可能性を持つと思われた。

(3) 各種炭化水素標準ガスを試作器へ導入した応答試験結果から、炭化水素の種類によっては、今回使用した冷却・加熱トラップ管(濃縮管)充てん剤(カーボンモレキュラーシープ+活性アルミナ)では、加熱脱離が不充分となり、テーリング状況の見られるクロマトグラムが得られる。したがって、低温吸着された炭化水素を完全に加熱脱離させるための複合吸着剤の検討がさらに必要であると考えられた。

1. はじめに

現在、大気中の非メタン炭化水素の計測に使用されている非メタン炭化水素自動計測器(NMHC)は、試料大気を水素炎イオン化検出器付きガスクロマトグラフ(FID付きGC)に導入してNMHCを検出することを測定原理としている¹⁾。水素炎イオン化検出器の検出感度をこれ以上上げることは技術的に困難である。しかし、NMHC計の検出感度を相対的に上げるためには試料導入量を増すことが一つの方法である。現在は容量5mlの計量管を用いて試料大気を採取しているが、より大量に試料大気を採取して導入することができれば低濃度領域での精度の高い測定が可能となる。

そこで、低温濃縮法により試料大気を濃縮する方法を試料大気の導入について採用し、これとGCとを組み合わせたNMHC計を試作し、高感度のNMHC測

定のための濃縮及び稼動条件を検討した。

2. 実験方法

2-1 装置

冷却・加熱トラップ管濃縮部：気体試料自動濃縮装置 DKK社製 GAS-10-L型。濃縮条件及び濃縮装置仕様を表-1に示す。

ガスクロマトグラフ(GC)分析部：FIDガスクロマトグラフ 島津製GC-6APF。GC条件を表-2に示す。

積分及びコントロール部：インテグレーター 島津製クロマトバックCR-2AX。

2-2 標準ガス

使用した高圧ボンベ入り混合標準ガスの種類を表-3に示した。

Continuous analyzers for non-methane hydrocarbons using on freezeout adsorption trap method

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

表-1 濃縮条件及び濃縮装置仕様

濃縮管 1	カーボンモレキュラーシープ(アドソルブC) 60/80メッシュ, 3mm ϕ ×4mm ϕ SUSパイプ4cm
濃縮管 2	活性アルミナ 60/80メッシュ, 3mm ϕ ×4mm ϕ SUSパイプ4cm
濃縮温度	0℃
濃縮試料ガス流量	50ml/分
脱離温度	250℃
試料導入バルブ	六方空気圧駆動弁
濃縮試料導入バルブ	同上
濃縮管加熱ヒータ	セラミックヒータ, 設定範囲50~300℃
濃縮管冷却	電子クーラー DC 12V 3A (空気圧による移動機構付)

表-2 ガスクロマトグラフ条件

検出器	FID
充填剤	モレキュラーシープ5A 30/60メッシュ
カラム	3mm ϕ ×1m ステンレス
カラム温度	100℃
検出器及び注入口温度	150℃
キャリアーガス流量	窒素72ml/分 (MS5A側36ml/分, ニードル弁側36ml/分)
水素流量	40ml/分
空気流量	0.8 ℓ /分
感度	10 ³ ×64, 10 ³ ×128

表-3 試験に使用した標準ガスの種類

標準ガスの種類	濃度 (ppm)	ガスの規格	製造メーカー
プロパン-メタン / 空気	1.32 - 4.15 1.40 - 4.00	メーカー検査値付 標準ガス	高千穂化学工業(株)
プロピレン-メタン / 空気	1.33 - 4.04	同上	同上
n-ヘキサン-メタン / 空気	1.01 - 4.06	同上	同上
ベンゼン-メタン / 空気	0.92 - 4.03	同上	同上
o-キシレン-メタン / 空気	1.07 - 4.07	同上	同上
トリクロルエチレン-メタン / 空気	1.90 - 4.10	同上	同上

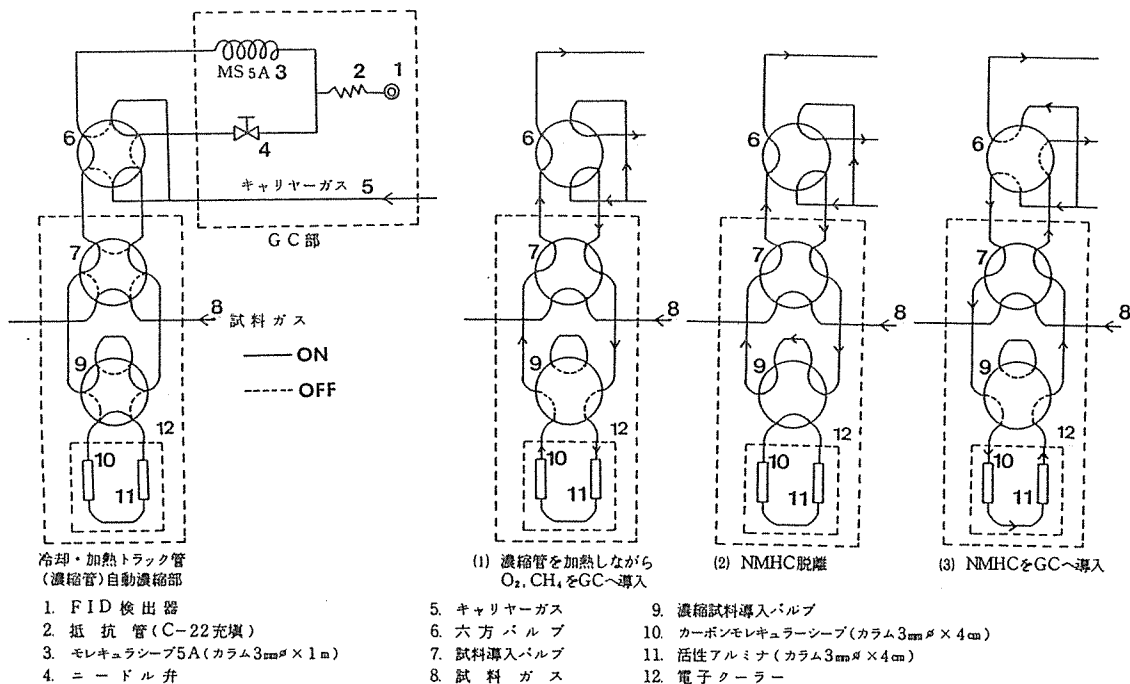


図-1 試作した非メタン炭化水素分析装置の流路構成図

2-3 試料ガスの導入方法

高圧ボンベ入り標準ガスは、調圧器により約 0.5 $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ に減圧し、試作NMHC計の試料吸引部へ約 1 $\ell/\text{分}$ の流速で導いた。試料吸引部では、試料ガスを大気圧に保つため、試料ガス流路の一部を分岐し、オーバーフローさせた。

環境大気試料ガスは、当研究所の屋外空気をテフロン樹脂管により試料吸引部へ導いた。

3. 試作した非メタン炭化水素自動計測器の構成及び測定原理

流路構成を図-1に示した。試料ガスは、気体試料自動濃縮装置(DKK社製)により濃縮され、六方バルブ(図中の番号6)により、GC部(島津製6AM-FID)に導入される。試料ガスは、試料導入バルブ(7)、濃縮試料導入バルブ(9)を経て、電子クーラー(12)により0℃に冷却された冷却・加熱トラップ管(濃縮管、カーボンモレキュラーシープ及び活性アルミナ充填)(10)、(11)によりC₂以上の炭化水素が吸着される。一定時間試料ガスを吸引した後、濃縮管中に流れるキャリアーガス(N₂)により、まず、微量吸着されたO₂及びCH₄が脱離し、六方バルブ(6)によりGC部のモレキュラーシープ5A(MS5A)充填カラム(3)へ導かれる。その直後に濃縮試料導入バルブ(9)を切り換え、濃縮管の両端部を閉鎖し、急速に250℃まで約4分で加熱する。

その間に、MS5Aカラムにより分離されたO₂とCH₄が検出される。次に、250℃に加熱された濃縮管へ再びキャリアーガスを流し、脱離するC₂以上の炭化水素をGC部のニードル弁を付けた抵抗管(C-22充填)(2)へ導き、非メタン炭化水素を検出する。そのクロマトグラムの流出終了後、再び濃縮試料導入バルブ(9)を切り換え、ファンにより空冷する。数分後に約60~80℃まで冷却した後、電子クーラーを移動させ、濃縮管に接触させ、空冷を開始する。0℃程度となったら、次の試料ガスを吸引する。

以上の操作は、インテグレーターのタイムプログラムにより連続稼働させた。その標準的なタイムシーケンスを表-4に示した。

4. 試験検討結果及び考察

4-1 CH₄脱離におけるバルブ切り換え時間の調整

試作NMHC計の濃縮管では、試料ガス中のCH₄及びNMHCを同時に吸着する。そこで、これらを分離して脱離させるためにOH₄の脱離状況を検討した。

CH₄標準ガス(CH₄ 4,800ppm/空気)を50ml/分で2分間濃縮した後、濃縮試料導入バルブ(9)を切り換え、濃縮管中にキャリアーガスを流し、濃縮管中に一部吸着されたO₂, CH₄をGC部のMS5Aカラムに導き、濃縮管を再び封鎖するまでのそれぞれの時間

表-4 濃縮試料導入法非メタン炭化水素計試作実験における標準的なタイムシーケンスプログラム

作動時刻(分)	0.01	0.50~1.00	2.80~3.50	3.80~4.50	6.00	12.00	18.00	20.00
試料導入バルブ(7)	ON				OFF			
濃縮資材導入バルブ(9)	OFF	ON	OFF		ON		OFF	
(追加)六方バルブ(6)	ON			OFF				
N ₂ パージ	OFF					ON		
濃縮管ヒータ	ON				OFF			
空冷用ファン	OFF				ON	OFF		
濃縮管クーラ	OFF					ON		
機能	濃縮管を加熱しながらO ₂ , CH ₄ 導入	濃縮管にNMHCを封入	NMHC脱離	NMHC導入	濃縮管封鎖 空冷開始	濃縮管電子冷却 試料ガス流路置換	試料ガス濃縮開始	Start 1

設定について行い、O₂, CH₄ 流出ピークの形状を濃縮管封鎖しない場合のピークと比較したものが図2-1~4である。これによると、O₂, CH₄ 脱離開始から0.8~10分後に濃縮管を封鎖すれば完全脱離させることができるので1.0分後にバルブをNMHC分析側(ニードル弁(4)を通る方向)に切り換える必要があることが判った。CH₄ 脱離が不完全であると、次のNMHC検出ピークに未脱離のCH₄が加わることになるので、キャリアガス及び濃縮管加熱条件を変えた場合には再調整する必要がある。

4-2 標準ガス分析におけるN₂ パージの影響

CH₄-C₃H₈ 標準ガス(CH₄ 4.00 ppm, C₃H₈ 1.40 ppm)を50ml/分で2分間濃縮し、加熱導入した場合のクロマトグラムを図-3に示した。左側の図では、プロパンのクロマトグラムの前部に小さな鋭いピークが見られるが、これは、NMHC導入前にN₂ パージを行わなかったために試料導入バルブ(7)と濃縮試料導入バルブ(9)の連結パイプに残留する標準ガス又は実験室空気の混入があったためと考えられる。したがってN₂ パージを濃縮の終了時に行い、NMHC導入時には、配管をN₂ で置換する必要がある。右側の図では、六方バルブの切り換えタイミングをずらした場合と異なり濃縮試料導入バルブ(9)を切り換えた後、1分後に六方バルブを切り換えた場合に、NMHCピークをよりシャープにすることが出来た。この現象は、試料濃縮の際の試料ガスの濃縮管を流れる方向と脱着する際のキャリアガスの流れる方向に関係があると思われるので、NMHCピークの流出を良くするためには、バルブ切り換えのタイミング調整に注意する必

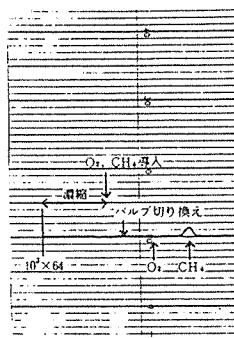


図2-1 O₂, CH₄ 導入後0.5分にバルブを切り換えた場合(トラップを再び封鎖)のクロマトグラム

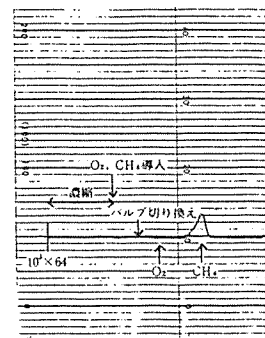


図2-2 O₂, CH₄ 導入後0.8分にバルブを切り換えた場合のクロマトグラム

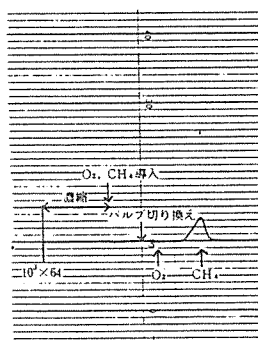


図2-3 O₂, CH₄ 導入後1.0分にバルブを切り換えた場合のクロマトグラム

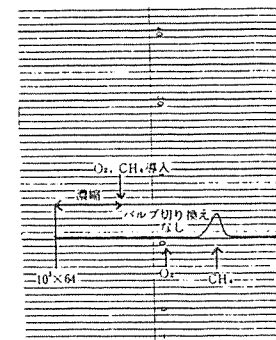


図2-4 O₂, CH₄ 導入後バルブ切り換えをしない場合のクロマトグラム

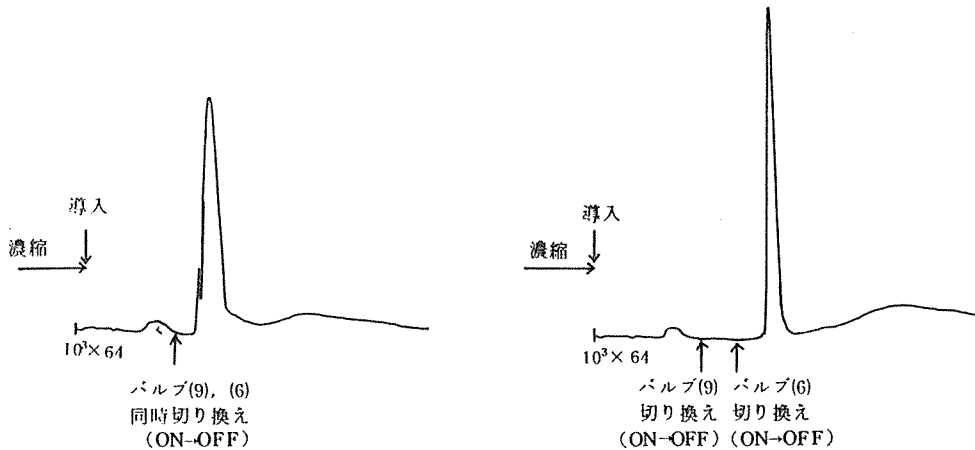


図-3 $\text{CH}_4 - \text{C}_3\text{H}_8$ 標準ガス分析におけるクロマトグラム
(濃縮時間 2分)

要がある。

また、それぞれのピークの流出の後に、ブロードなピークがみられるが、これはトラップの加熱温度 250℃で脱離不十分な標準ガス中に含有される沸点の高い物質によるものか、あるいは試料ガスの脱離不完全な現象によるものか不明である。

次に、試料濃縮時間を 6 分間とした場合のクロマトグラムを図-4 に示した。これによると、試料導入量(濃縮倍率)を増加させれば、より検出感度を高めることができることが予想できる。しかしながら濃縮時に濃縮管中を流れる試料の流速が大きいと、吸着、保持する炭化水素の破過を起すことになるので注意する必要がある。(実験によれば 100ml/分で C_2H_4 約 450ml で破過にいたる。)

4-3 連続自動分析における各種炭化水素の応答値

0.9 ~ 2ppm の濃度範囲に調製された高圧ボンベ入り炭化水素標準ガスを用いて試作 NMHC 計による連続自動分析応答試験及び現在使用されている 4 種の NMHC 計による測定を行い、その結果を表-5 に示した。

プロパン及びプロピレンは、標準ガス濃度値 3.96 ppm C 及び 3.99 ppm C に対し、応答値は 3.63 ppm C 及び 3.75 ppm C とやや低い値を示したが、比較的良好であった。現在使用されている NMHC 計と比較するとプロパンは約 90% 程度の応答比であり、プロピレンは、ほぼ一致した応答値であった。これは、クロマトグラムから見ても非常にシャープになっており、脱離

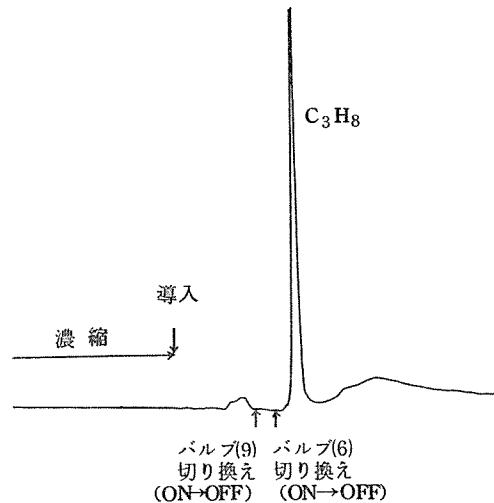


図-4 $\text{CH}_4 - \text{C}_3\text{H}_8$ 標準ガス分析におけるクロマトグラム (濃縮時間 6分)

が良好であったためである。n-ヘキサン及びベンゼンでは、標準ガス濃度値よりもやや高い値を示し、NMHC 計の応答値と比べても 4 ~ 23% 高い値を示した。

o-キシレンでは、標準ガス濃度値 8.56 ppm C に対し応答値 3.60 ppm C と非常に低い値となっていた。そのクロマトグラムは、図-5 に示すようにテーリングが著しく、濃縮管からの脱離が不十分なままベースラインよりもかなり高い位置で積分終了となっており、次

表-5 各種炭化水素に対する試作NMHC計の応答試験結果

物質名	炭化水素		試作NMHC計 残りの応答値 ^{注2)} (ppmC)	試作NMHC計の現在使用されているNMHC計 に対する応答比 ^{注3), 2)}			
	濃度(ppm)	濃度(ppmC)		A計測器	B計測器	C計測器	D計測器
プロパン	1.32	3.96	3.63 (9)	0.92	0.90	0.93	0.93
プロピレン	1.33	3.99	3.75 (8)	1.02	0.99	1.01	1.04
n-ヘキサン	1.01	6.06	6.31 (32)	1.04	1.23	1.06	1.21
ベンゼン	0.92	5.52	5.98 (7)	1.10	1.16	1.12	1.17
o-キシレン	1.07	8.56	3.06 (2)	0.49	0.38	0.36	0.41
トリクレン	1.90	4.09	5.63 (3)	1.29	1.64	1.34	1.41

注1) 濃度 (ppmC) = 濃度 (ppm) × 有効炭素数³⁾

注2) 応答値の平均値で示す。()内の数値は試料数

注3) 試作NMHC計の応答値 (ppmC) / NMHC計 (A~D) の応答値 (ppmC)

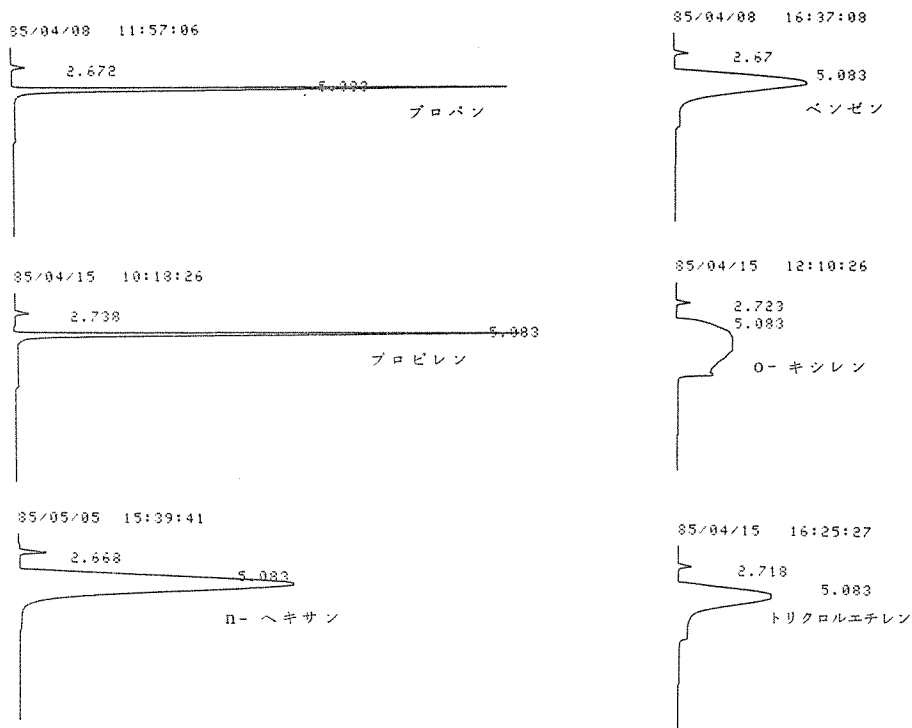


図-5 試作NMHC計における各種炭化水素標準ガスのクロマトグラム例

のバルブ切り換え後に試料導入前のベースラインに戻っていた。この原因として、積分範囲は、開始から終了までの位置を直線で結んだものをベースラインとするためにその積分値は小さくなるためである。そこで、 o -キシレンのように、沸点が比較的高い物質で、濃縮管からの脱離が完全でない場合は、テーリングの途中でバルブ切り換えを行うと導入前のベースラインに戻ることから、積分終了時刻を、バルブ切り換えてから1分後とするタイムプログラムに変更した。この条件で分析した場合のクロマトグラム及び積分値は、図-6のようになり、応答値8.87ppmCを示した。この場合では、標準ガス濃度8.56ppmCに近い値とすることができた。しかしながら、テーリングしているクロマトグラムを途中で強制的にベースラインに戻しているため、見かけ上積分値を良好とすることができるが、長時間連続分析するとテーリングの度合いがしだいに増大することが予想される。

トリクレンは、標準ガス濃度値4.09ppmCに対し、5.63ppmCと他の炭化水素応答値のうちで最も高い値となった。また、各種NMHC計に比べても約30~60%程度高い応答値であった。この原因として、当初、クロマトグラムにテーリングが見られたので、前述の

o -キシレンと同様なタイムプログラムの変更をしたが、 o -キシレンの場合のような見かけ上の応答値の改善にはならなかったことによると考えられた。

4-4 実環境大気連続分析

試作NMHC計と現在使用されているNMHC計（C計測器）との実環境大気での併行測定結果を図-7に示した。比較的良好な相関が見られた。0.5ppmC以上の高濃度領域では、両者の値は、ばらつきがあるものの、おおむね一致していた。低濃度領域では、試作器の方が高い値を示しているが、この原因として、試作器のクロマトグラム積分時間内に、バルブ切り換えの際の若干のベースラインの変動があることから積分値が増加することが考えられた。

4-5 試料ガス導入量からみた感度上昇

現在使用されているNMHC計の計量管容量は5mlである。一方、今回の濃縮試料導入法を用いれば、流速100ml/分で4分間濃縮した場合、導入試料量は流量×濃縮時間で求めることができ400mlである。したがって、現在使用されているNMHC計に用いられているエレクトロメータと同一の増幅度で検出すれば、試作NMHC計は、従来の機器より検出感度を約80倍上昇させることができることになる。

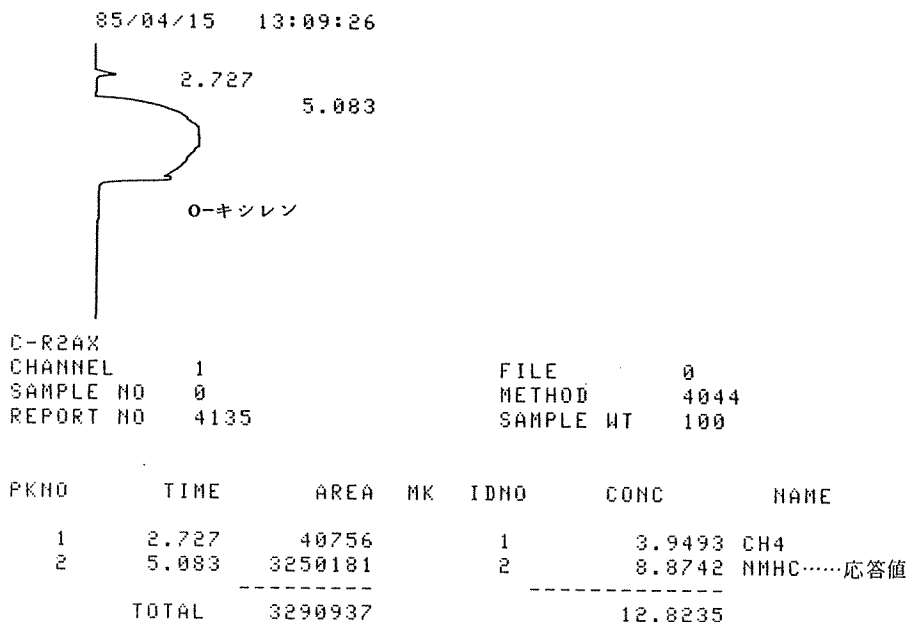


図-6 タイムプログラム変更後（バルブ切り換えてから1分後に積分終了）の o -キシレン標準ガスのクロマトグラム及び応答値（8.87 ppmC）（変更前の応答値は表-5 に示すように 3.06 ppmCであった）

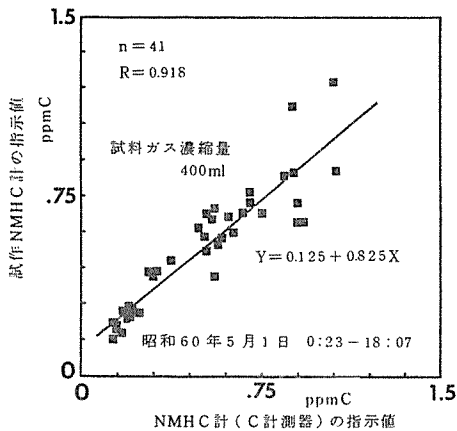


図-7 実環境大気における併行測定結果
(市公害研究所 屋外)

4-6 試作したNMHC計の特性及び濃縮試料導入法を用いるNMHC計開発に向けての検討課題

4-6-1 CH₄分析について

今回の試験では、一つの計測器で同時に同一の試料でCH₄を分析することについては検討しなかった。本来ならば、NMHC測定の際の同一の試料ガスでCH₄平均濃度を測定する手法を確立することが望まれるが難しい点も多い。例えば、CH₄の平均濃度採取をするための濃縮法が考えられる。この場合の吸着剤には、CH₄の保持容量の非常に大きなものが必要であり、適当なものがあっても脱着の際の脱離を良くするために、加熱温度をかなり高くする必要性も出てくると思われる。また、従来の計量管を用いる方法によれば導入系路が単純となり、安定した測定ができるが、試料ガスを計量管に連続して導けば、瞬間採取であり、濃度値の評価に問題も残る。一方、試料ガスを一旦バッファに溜めた後、計量管により試料導入する方法は検討をする必要もあると思われる。

4-6-2 NMHCの完全脱離について

炭化水素の種類によっては、今回の濃縮管吸着剤（カーボンモレキュラー及び活性アルミナ）では、脱離不十分なものがあると思われるので吸着剤の選択をさらに検討する必要がある。今回の濃縮管充填剤に使用されている吸着剤は、主にC₂~C₆程度までの炭化水素類を加熱温度250℃程度で比較的良好に脱離させるような性質があり、それ以上の沸点を有する物質については、吸着しているが、脱離が短時間で行えないと考えられる。そこで、濃縮管の試料導入側にポラパック系の吸着剤を加えて脱離状態を実験したが、予

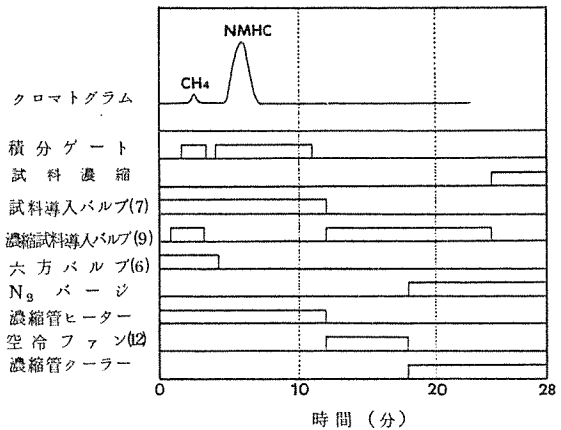


図-8 試作NMHC計におけるタイムプログラム
(サイクルタイム28分の場合)

想したよりもあまり良好な効果が見られなかった。沸点範囲の広い各種炭化水素に対応できるように、何種類かの吸着剤を組合せて用いる方法は、今後の検討課題となる。

4-6-3 バルブ及び配管について

今回、実験に用いた導入系路は保温していない。系路部分は、試料ガスが一定に連続して通過しているのではなく、導入時に吸着剤から脱離、気化した試料ガスが流れ込むため、接触する材料面とのある程度の吸着が起こることも考えられる。したがって、濃縮系のバルブ及び配管をまとめてオープンに入れ保温するか、部分的に加熱する機構を付けることが望ましいと思われる。また、導入時の汚染やデッドボリュームを少なくするために、切り換えバルブを多方切り換え型のものを使用して個数を少なくする流路の検討も必要と思われる。

4-6-4 分析サイクルタイムについて

今回の導入実験では、サイクルタイム20分及び28分で試験検討した。実験に用いた装置では、同一の濃縮管を使用して濃縮管の加熱(250℃)から冷却するまでの時間(約10分)、初めのO₂、CH₄分離の時間(約3分)、NMHC流出時間(約3~5分)、試料ガスの濃縮時間(2~6分)に設定した分析タイムプログラム(図-8)で進行する。したがって濃縮管に関連する動作は、同時進行させることができない。そこで、サイクルタイムを短くするためには、冷却加熱機構を備えた濃縮管を2系路用意すれば、一方で導入、分析している間に、他方で試料ガスの濃縮を行うことが可能となり、さらに、そのうちで試料濃縮時間の占める時間を多くとるようにすれば、より平均濃度を代表で

きる試料を採取することができるようになる。しかしながら、現段階では装置部品の数が多くなり、機器の保守及び価格の点で解決すべき問題が残されている。

5. ま と め

現在の非メタン炭化水素自動計測器は、容量5mlの計量管を用いて試料ガスを瞬間採取しているため、試料導入量には限界があり、得られる測定値は瞬時値である。そこで、より長い時間(数分間)の平均的な濃度で測定できるように試料ガスを大量に採取できる高感度型非メタン炭化水素自動計測器を試作検討し、以下の基礎的知見が得られた。

- (1) 試料ガスの低温濃縮・加熱導入に気体試料自動濃縮装置を用い、プログラム制御用インテグレータと組合せることにより、分析周期28分、濃縮時間4分間、試料ガスを400mlを濃縮し、試作非メタン炭化水素自動計器を連続稼働させることができた。
- (2) 試作器は、O₂、CH₄脱離開始から0.8～1.0分後に濃縮管を再び封鎖すれば、CH₄とNMHCとを完全分離して分析できることが判った。
- (3) 試料ガスの濃縮終了時にN₂パージを行い、NMHCのGCへの導入前に配管をN₂で置換する必要がある。
- (4) 各種炭化水素標準ガスの応答試験結果から、試作器は、C₆程度以下の炭化水素に対し、比較的良好な応答値が得られるが、o-キシレン及びトリクレンでは、テーリングが見られ、前者では低めに、後者では高めの

応答値となる。積分時間を変更することにより改善することができた。

(5) 実環境大気での現在用いられているNMHC計との比較測定では、0.5 ppm C以上の高濃度領域では、おおむね一致するが、低濃度領域では、試作器の方が高い値を示した。

(6) 炭化水素の種類によっては、今回の濃縮管吸着剤(カーボンモレキュラシープ及び活性アルミナ)では、脱離不十分な場合があるので、用いる吸着剤の種類を検討する必要がある。

今後は、いろいろな試作実験が、各計測器メーカーや国及び地方自治体の各公害研究機関で実施され、検討が積み重ねられ、実用化へ向かうことが望まれる。

文 献

- 1) JIS B 7956-1979, 大気中の炭化水素自動計測器
- 2) 青森県, 東京都, 横浜市: 自動測定機器等の精度に関する研究(非メタン炭化水素自動測定記録計 総合解析), 昭和59年度環境庁委託業務結果報告書, (1984).
- 3) J. C. Sternberg, W. S. Gallaway and D. T. L. Jones: The mechanism of response of flame ionization detectors, Gas Chromatography, Academic Press, 231-267 (1962).

大気バックグラウンド汚染観測地点(岩手県綾里)における 降水および乾性沈着物質中の水溶性成分の挙動

鶴田 治雄*, 草野 一*, 渡辺 善徳*

要 旨

世界気象機関(WMO)が提唱した大気バックグラウンド汚染観測網の、日本の測定地点である綾里(気象庁が実施している)における降水および乾性沈着物質中の水溶性成分のデータを解析して、次の結果を得た。

- (1) 降水のpHの年間平均値は、1976年の5.2と1977年の5.0から、1984年の4.6と次第に低下の傾向にある。
- (2) Na^+ と Cl^- の1982年から1984年までの年間平均沈着量は合計 7 ton km^{-2} で、全て海塩起源であった。
- (3) xs SO_4^{2-} (非海塩起源の SO_4^{2-})の年間平均沈着量は約 2 ton km^{-2} で、降水と乾性沈着による沈着量は、ほぼ等しかった。
- (4) NO_3^- の年間平均沈着量は約 0.7 ton km^{-2} で、その75%は降水によるものであった。
- (5) xs Ca^{2+} の年間平均沈着量は約 0.7 ton km^{-2} で、その76%は乾性沈着によるものであった。
- (6) NH_4^+ の降水による年間平均降水量は、約 0.1 ton km^{-2} であった。
- (7) 降水による xs SO_4^{2-} の沈着量は、ほぼ降水量に比例した変化、即ち、夏に最大となり冬に最小となる変化を示した。
- (8) 一方、 xs Ca^{2+} や NH_4^+ は、 NO_3^- や xs SO_4^{2-} と異なり、それらの発生源の強度や大気中の鉛直混合の強度に対応した季節変化を示した。
- (9) 横浜(都市・工業地帯)と綾里(清浄地域)との沈着量の比較から、都市、工業地帯では清浄地域より xs SO_4^{2-} や NO_3^- が多いだけでなく、 xs Cl^- 、 xs Ca^{2+} 、 NH_4^+ が非常に多いことがわかった。これらは、人為発生源から排出されたものが大部分であると推測された。

1. はじめに

世界気象機関(WMO)は、1969年に、地球規模での大気汚染に対処していくため、バックグラウンド大気汚染測定網(Background Air Pollution Monitoring Network, BAPMoN)の設置を勧告した。測定網は、大別して、Baseline air pollution station(基準測定局)とRegional air pollution station(広域汚染測定局)とに分けられ、現在、世界各地で約100ヶ所の測定局が存在している。前者は、その周囲100km以内で今後50年間土地利用に変化がなく、また汚染源のない地域、後者は約40km以内に火力発電所のような局地的な発生源のない地域、と定義されている¹⁾。

日本では、Regional air pollution stationとして、三陸沿岸地域の岩手県綾里($39^{\circ}02'N$, $141^{\circ}50'E$)に、気象庁が地域測定所を設置し、1976年から、大気混濁度の測定、降水および乾性沈着物質の成分分析、および一般地上気象観測を実施している。

そこで、綾里における、降水および乾性沈着物質中の水溶性成分に関するデータを解析し、日本における清浄地域でのそれらの挙動について報告する。

さらに、都市・工業地帯に位置する横浜で1年間実施された降水および乾性沈着物質を一括して採取分析した結果と、綾里のデータとを比較し、都市・工業地帯の特徴を明らかにする。

Characterization of water soluble constituents in wet and dry depositions at Ryohri station, one of the background air pollution monitoring network of WMO.

*Haruo Tsuruta, Hazime Kusano and Yoshinori Watanabe, 横浜市公害研究所大気部門

2. 解析資料

岩手県綾里で採取・分析された降水および乾性沈着に関する資料^{2,3)}について、簡単に紹介する。

(1) 測定地点：綾里の周辺には局地的な発生源がなく、東側は太平洋に面しており、西側は丘陵地帯となっている。なお、北北東約25kmに製鉄所のある釜石市が、南南西約50kmに人口約65万人の仙台市が存在している。

(2) 測定項目

a) 降水：1降水毎にpH, EC, NH_4^+ , アルカリ度を分析し、他の水溶性成分(SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+)は1ヶ月毎に採取・分析する。

b) 乾性沈着物質：1ヶ月毎に回収・採取し、重量を測定するとともに、前述した水溶性成分(NH_4^+ を除く)を分析する。

c) 気象要素：風向風速、降水量等の一般地上気象の測定を行っている。

(3) 測定期間：1976年1月から、測定が開始されている。ただし、1980年7月から11月までの5ヶ月間は観測所の都合で欠測となった。

採取・分析の詳細は、文献(4)に記されている。

なお、データの平均値は、すべて降水量による重みづけを行って求めた。

今回の解析では、欠測がほとんどなく、データの質が均一である1982年以降のデータを、主に用いた。

3. 結果と考察

3-1 年間降水量

年間降水量は、1980年までは1,500~1,600mmであったが、1981~1984年では1,000~1,300mmで、1980年以前の4ヶ年より平均25%少なかった。降水量の季節変化は図-1に示すように、冬に最小となり、夏から秋にかけて最大となった。

3-2 pHの経年変化

図-1に降水量とともに、pHの1ヶ月および1年間の平均値の経年変化を示した。なお、pHを測定した降水量の月間合計が、月間総降水量の3割以下の場合にはpHの月平均値を欠測とした。図-1からわかるように、pHの年平均値は、1976年の5.2から1984年の4.6へと、次第に低下の傾向にある。

Galloway⁵⁾が1979年から実施しているGlobal Precipitation Chemistry Project (GPCP)

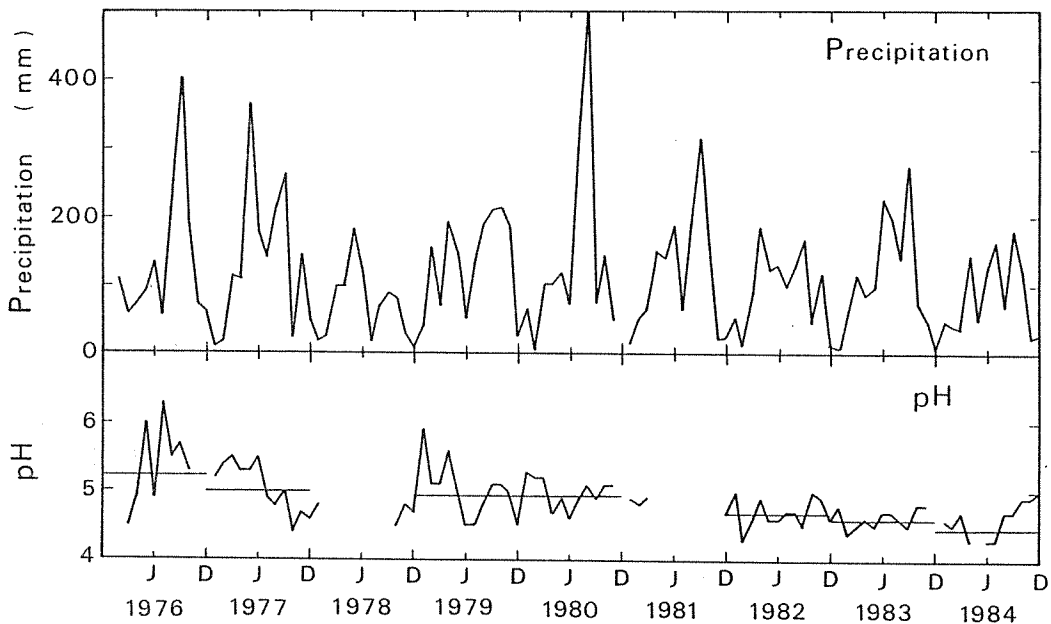


図-1 1976年～1984年の綾里における月間降水量(上段)と月平均pH(下段)の年変化
(下段の横線は、pHの年平均値を示す。J…June, D…Decemberの略)

での測定結果によると、世界で人為影響がほとんどない地点での降水のpHは、5か5よりやや大きい値(ただし、5.6よりは小さい)であろうと、報告されている。

綾里でのpHは、このバックグラウンド値よりも、さらに低いので、何らかの人為発生源の影響を受けている、と推測される。この原因については、気象条件や発生源との関係を含めて、今後解析を行っていく予定である。

3-3 海塩粒子の寄与

沿岸地域の沈着物質中には、海塩粒子を起源としたものが含まれている。そこで、海塩粒子中の主な成分である Na^+ と Cl^- とを用いて、綾里における沈着物質中の海塩粒子の寄与を検討した。降水中の Cl^- と Na^+ の月間沈着量の関係は、図-2からわかるように、海水中の重量組成比1.8に等しかった。また、乾性沈着中の Cl^- と Na^+ との月間沈着量の回帰式は、 $[\text{Cl}^-] = 1.74 \times [\text{Na}^+] + 1.5$ ($r = 0.99$)となり、海水中の組成比にほぼ等しかった。これらから、 Na^+ と Cl^- の発生源は、すべて海塩粒子であることがわかった。それ故、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、 Cl^- 、 Na^+ を除く各成分(Xと記す)について求めた非海塩起源($x_s X$ と記す)の沈着量を、主に考察の対象とした。

3-4 各成分の沈着量の季節変化

3-4-1 SO_4^{2-}

降水による SO_4^{2-} の沈着量の季節変化は、図-3に

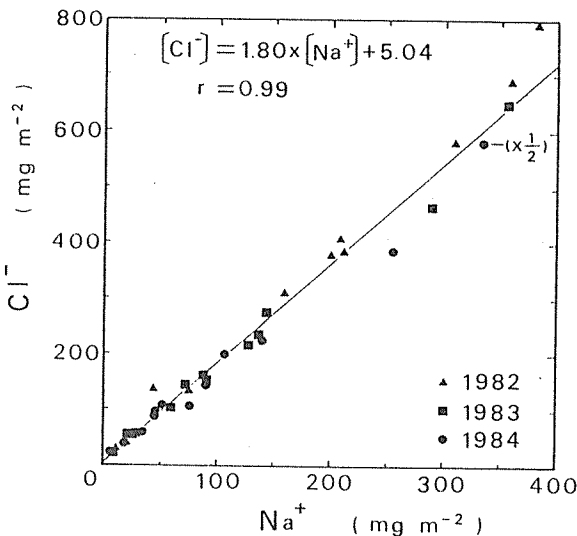
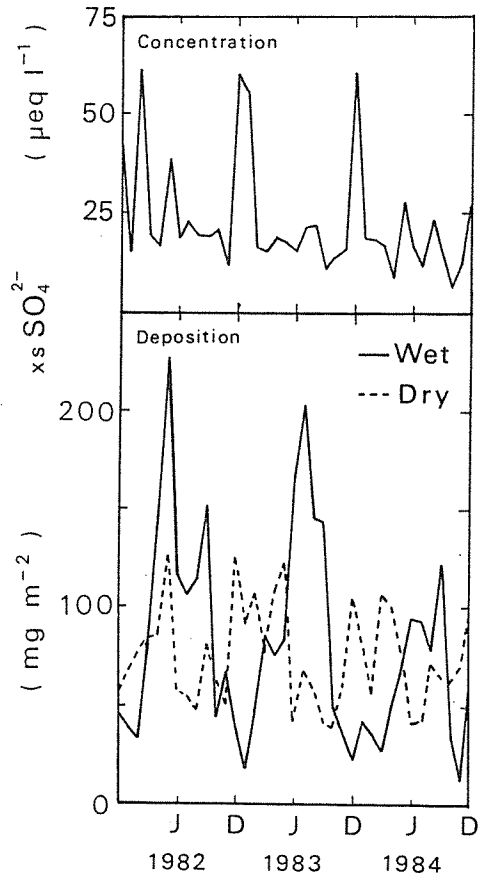


図-2 降水による Na^+ と Cl^- の月間沈着量の散布図

示すように、夏から秋にかけて多く、冬から春にかけて少なく、降水量の季節変化と良く似ていた。すなわち、図-4に示すように、降水量の増加に伴い $x_s \text{SO}_4^{2-}$ の沈着量もほぼ増加していることがわかった。なお、12月付近で月平均濃度が非常に高い原因は、降水量が30mm以下と少ないためである(一般に降水量が少ない場合には希釈効果が少なく、濃度が高くなることは、よく知られていることである)。

一方、乾性沈着による $x_s \text{SO}_4^{2-}$ の沈着量の季節変化は、図-3に示すように、降水によるものと異なり、冬から春にかけて多くなり、夏に最低となった。



(上段) 降水中の $x_s \text{SO}_4^{2-}$ 濃度の年変化

図-3 (下段) 降水および乾性沈着中の $x_s \text{SO}_4^{2-}$ の沈着量の年変化

表-1 綾里における降水および乾性沈着中の年平均沈着量
(1982 - 1984年の3ヶ年平均)

	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
降水による沈着量 (W)	1.4 2	0.5 3	3.0 1	0.1 2	0.2 2	0.1 0	0.2 0	1.6 4
非海塩起源の沈着量 (xsW)	1.0 0	0.5 3	0.0 0	0.1 2	0.1 6	0.0 4	0.0 0	0.0 0
xsW / W	0.7 0	1.0 0	0.0 0	1.0 0	0.7 3	0.4 0	0.0 0	0.0 0
乾性沈着量 (D)	1.1 2	0.1 8	1.5 3	-	0.5 3	0.2 8	0.1 2	0.8 7
非海塩起源の沈着量 (xsD)	0.9 1	0.1 8	0.0 0	-	0.5 0	0.2 5	0.0 2	0.0 0
xsD / D	0.8 1	1.0 0	0.0 0	-	0.9 4	0.8 9	0.1 7	0.0 0
xsW / (xsW+xsD)	0.5 2	0.7 5	-	-	0.2 4	0.1 4	0.0 0	-

注) W, xsW, D, xsD の単位: ton km⁻²

この主な原因は、降水量が少なく大気が乾燥している時期に、乾性沈着による沈着量が多くなるためである。

なお、表-1に示すように、xsSO₄²⁻の沈着量は、SO₄²⁻の総沈着量に対して、降水では70%であったのに対して、乾性沈着では81%と11%も多かった。それ故、xsSO₄²⁻の沈着量は乾性沈着によるものと降水によるもののがほぼ等しくなった。

3-4-2 NO₃⁻

NO₃⁻の沈着量の季節変化は、図-5に示すように、

xsSO₄²⁻とほぼ同じ傾向を示した。降水中の月平均濃度の季節変化は、冬期を除き大きな変化はなかった。しかし、NO₃⁻と降水量との相関関係は、xsSO₄²⁻のそれ(r=0.79)よりも弱かった(r=0.04)。また、降水中のNO₃⁻とxsSO₄²⁻の沈着量は、図-6に示すように比例関係にあり、xsSO₄²⁻がNO₃⁻の約2倍と多かった。一方、乾性沈着によるNO₃⁻の沈着量の季節変化は、図-5に示すように、xsSO₄²⁻の

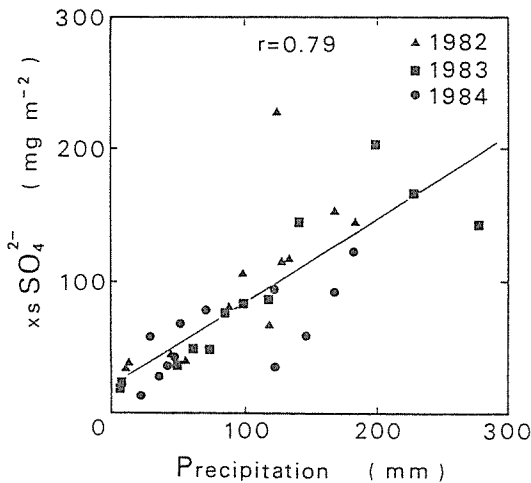


図-4 月間降水量と降水によるxsSO₄²⁻の月間沈着量との散布図

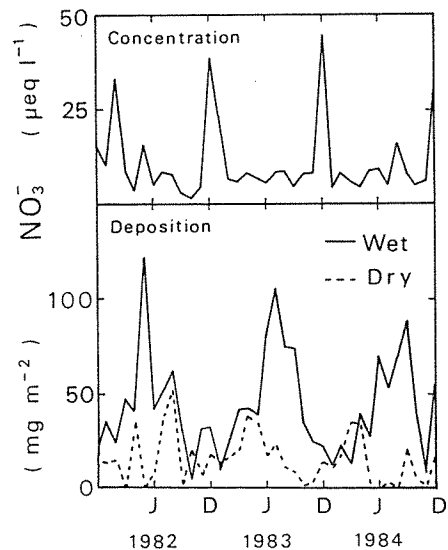


図-5 (上段) 降水中のNO₃⁻濃度の年変化
(下段) 降水と乾性沈着中のNO₃⁻の月間沈着量の年変化

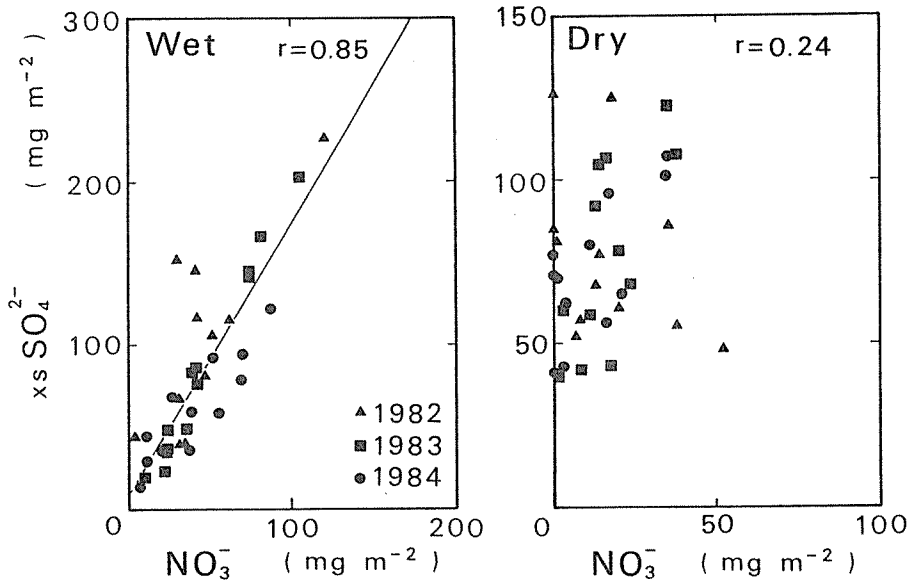


図-6 NO_3^- と xsSO_4^{2-} の降水(wet)と乾性沈着(dry)による月間沈着量の散布図

それと似た傾向を示した期間があったが、その関係は図-6に示すように、降水による場合と比べて、弱かった。

なお、表-1に示すように、 NO_3^- の総沈着量に占める降水によるものの割合は約75%であり、 xsSO_4^{2-} に比べて、降水によるものの寄与が、乾性沈着より大きかった。

3-4-3 Ca^{2+}

xsCa^{2+} の降水による沈着量の季節変化は、図-7に示すように、夏に少なくなり、秋から冬、春にかけて多くなった。一方、乾性沈着によるものは、冬から春

にかけて多くなり、夏に少なくなった。 xsCa^{2+} の総沈着量に占める降水によるものの割合は、表-1に示すように24%で、 xsSO_4^{2-} や NO_3^- に比べて、降水による沈着量の割合は小さかった。

ところで、降水中の xsCa^{2+} の季節変化は、 NO_3^- や SO_4^{2-} と異なっていたので、その違いを明確にするために、 xsSO_4^{2-} の月間沈着量で規準化した値の季節変化を、図-8に示した。図-8から、降水中の xsCa^{2+} の相対的な季節変化が、冬から春にかけて高くなり、6月以降の夏に激減していることがわかる。この季節変

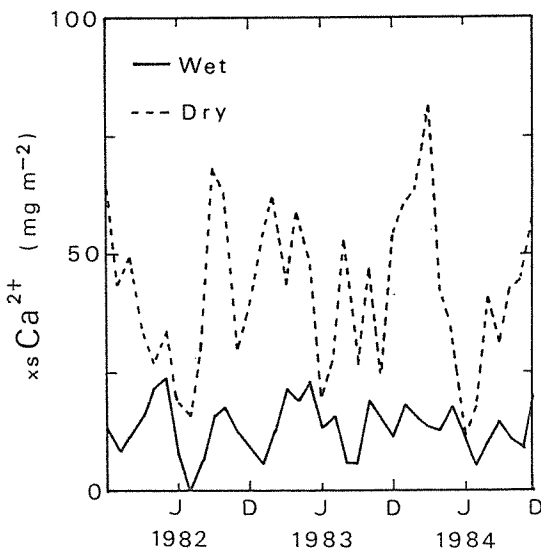


図-7 降水と乾性沈着による xsCa^{2+} の月間沈着量の年変化

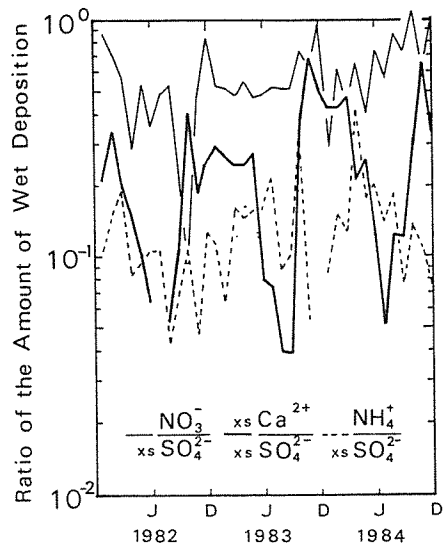


図-8 降水による NO_3^- 、 xsCa^{2+} 、 NH_4^+ の xsSO_4^{2-} に対する月間沈着量の比の年変化

化の原因は、Caの発生源と考えられる土壌粒子の大気中での挙動の影響を強く受けているためである。冬から春にかけて季節風が強く、また大気が乾燥しているために、土壌粒子は大規模な鉛直方向の混合により、広範囲に舞上がる。その結果、降水量が多い夏ではなく、逆に降水量が少ない冬から春にかけてその沈着量が多くなるのである。それ故、これらの発生源の影響は、図-7に示すように、降水よりも乾性沈着による季節変化の方に明確に示されている。

なお、春には中国大陸から黄砂が、日本へしばしば運ばれてくることはよく知られている。黄砂中のCaの含有率(約10%)は、普通の土壌(1~2%)にくらべて多い⁶⁾ので、冬から春にかけてのCa²⁺の沈着中には、日本で発生した土壌粒子だけでなく、中国からの黄砂によるCaも含まれている。すでに、Ichikuni⁷⁾は、仙台での降水の測定結果から、冬期の降水中のCa²⁺の発生源は、中国大陸の黄砂であると推測している。しかし、そのすべてが黄砂であるとは限らない。日本の関東地方の土壌もCa成分が1~2%含まれており^{8,9)}、また最近では、スパイクタイヤの使用による道路ダスト中にもCaが含まれている¹⁰⁾。これらのCaも沈着物質中に存在していると考えられる。

3-4-4 NH₄⁺

降水中のNH₄⁺の沈着量の季節変化は、図-9からわかるように、降水量の変化と似ていたが、xsSO₄²⁻で規準化した相対的な季節変化は、図-8に示すように、春から夏の前半に大きくなり、その後小さくなった。

自然界では、土壌中の細菌の作用でNH₃が発生する。そのため、春から夏にかけてNH₃ガスの発生量は増加し、大気中のNH₃ガスの濃度は、その季節に高くなることが知られている¹¹⁾。これらから、NH₄⁺の相対的な沈着量は、NH₃の発生源の強度に依存した季節変化を示すことが推測された。

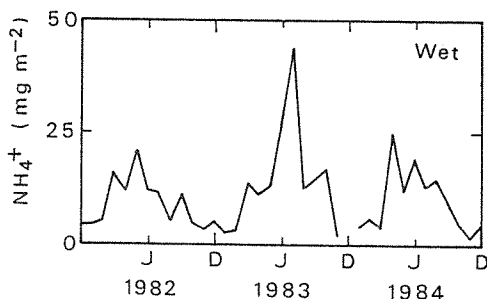


図-9 降水によるNH₄⁺の沈着量の年変化

以上のように、Ca²⁺やNH₄⁺は、その発生源の季節変化に強く依存した季節変化を示すことがわかった。一方、降水中のxsSO₄²⁻やNO₃⁻は、その先駆物質であるSO₂やNO_xが人為的には一年を通じて比較的一定に排出されていることから、顕著な季節変化を示さない、と考えられる。自然界でのNO_xの発生量は、人為的な発生量に比べてはるかに少ないと推測されている¹²⁾。しかし、SO₂やSO₄²⁻の自然界での先駆物質には、H₂S等があり、それらは季節変化している可能性がある。なお、SO₂からSO₄²⁻への酸化は、NO_xからNO₃への酸化反応に比べて温度や日射の依存性が小さい、と考えられている。それ故、図-8に示すNO₃⁻の相対的な季節変化が大きいのは、日射が弱く気温の低い冬に低下しているのは、これらのことが原因であると推測され、今後、詳細に検討すべき課題である。

3-5 各成分の総沈着量

図-10は、降水と乾性沈着によるものの寄与を合計して得られた、各成分の年間総沈着量である。年間沈着量の最も多い成分はCl⁻とNa⁺であり、次にSO₄²⁻が多かった。

3-5-1 降水と乾性沈着による沈着量

そこで、xsSO₄²⁻とNO₃⁻は全て人為起源、xsCa²⁺、xsK⁺、xsMg²⁺は全て土壌(および植物)起源と仮

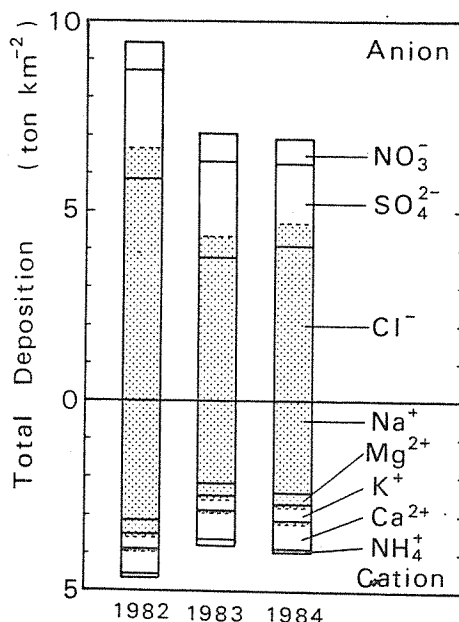


図-10 各水溶性成分の降水と乾性沈着とによる年間総沈着量(1982~1984年)。なお灰色の部分は海塩起源である。

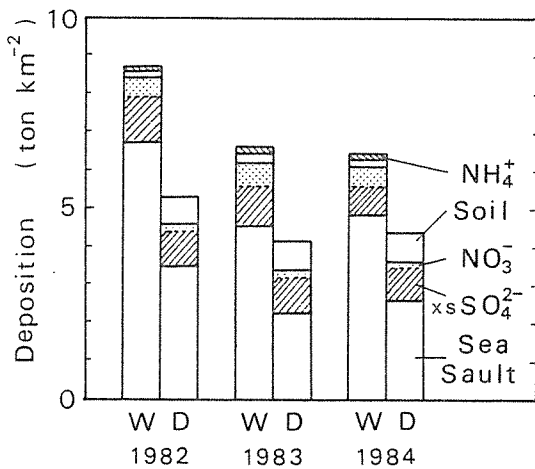


図-11 降水(W)と乾性沈着(D)別に求めた人為起源および自然起源の年間平均沈着量(1982-1984年)

定すると、総沈着量(年間11~14 ton km⁻²)の約2割が人為起源であった。これらの関係を、降水および乾性沈着別にさらに分類して図-11に示した。表-2にも示すように、3ヶ年平均では、xsSO₄²⁻の年間沈着量が約2 ton km⁻²で、降水と乾性沈着による降下量は1:1であったが、NO₃⁻年間沈着量は約0.7 ton km⁻²で降水と乾性沈着による比は3:1と、降水による沈着量の方が多かった。その他に土壌粒子の年間沈着量は、1 ton km⁻²で、乾性沈着による沈着量の方が降水

によるものより約4倍多かった。なお、土壌粒子中の70%が、xsCa²⁺であった。NH₄⁺は、約0.1 ton km⁻²であった。

3-6 都市域における沈着量との比較

これまでの解析で、日本における比較的清浄な地域での、降水および乾性沈着による水溶性成分の季節変化等の特徴を明らかにした。つぎに、都市や工業地帯での降水や乾性沈着による沈着量が、清浄な地域と比べてどのような特徴をもっているか、簡単に述べる。

表-2に、降水と乾性沈着による各成分の沈着量について、綾里と都市・工業地帯に位置する横浜のデータを比較して示した。横浜のデータは、1984年4月から1985年3月まで1ヵ月毎に一括採取・分析した結果¹³⁾を用いた。なお、綾里のデータは1984年1月から12月までの期間なので、厳密に同時期ではないが、両者の特徴を比較する上で、支障はない。

総沈着量では、前述したように、綾里の方が横浜より海塩粒子の寄与が大きいために、2地点とも約11 ton km⁻²とほぼ等しかった。そこで、海塩粒子の寄与を除いた値(表-2)を検討した。

xsSO₄²⁻、NO₃⁻は、横浜の方が綾里に比べて、各2.4、3.1倍と高かったが、これは都市および工業地帯の人為発生源の影響であることは、いうまでもない。

Cl⁻は、綾里では、全て海塩起源であったが、横浜では約52%が海塩起源と推測された。しかし、海塩起源を除いても、約1 ton km⁻²の沈着量が横浜で測定された。都市や工業地帯でのCl⁻の人為発生源としては、

表-2 横浜と綾里における年間沈着量(降水+乾性沈着)の比較

	SO ₄ ²⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	総沈着量
沈着量(横浜, TY)	4.00	1.93	2.32	0.62	1.30	0.07	0.17	0.67	11.08
沈着量(綾里, TR)	2.31	0.63	4.07	0.12	0.78	0.41	0.30	2.34	10.93
TY/TR	1.73	3.06	0.57	5.17	1.67	0.17	0.57	0.29	1.01
非海塩起源の沈着量(横浜, xsTY)	3.84	1.93	1.11	0.62	1.28	0.05	0.09	0.00	8.92
"(綾里, xsTR)	1.60	0.63	0.00	0.12	0.69	0.32	0.03	0.00	3.42
xsTY/xsTR	2.40	3.06	-	5.17	1.86	0.16	3.00	-	2.61

注) 測定期間 綾里: 1984年1月 - 1984年12月(総降水量 1,034 mm)

横浜: 1984年4月 - 1985年3月(総降水量 1,120 mm)

注) TY, TR, xsTY, xsTRの単位: ton km⁻²

各種の焼却に伴って排出される塩素系化合物である。もし、これらからHClガスとして排出されている量が多いならば、降水のpHを低下させる原因物質として、SO₂、NO_xとともに、重視する必要がある。

また、NH₄⁺は、横浜の方が綾里よりも5.2倍高かった。NH₃ガスやエアロゾル中のNH₄⁺濃度が、田園地域に比べて都市域の方が高い、という報告は、金ら¹⁴⁾によってなされている。また、都市域の降水中のNH₄⁺濃度が山間部に比べて高い、という結果も得られている¹⁵⁾。これから、横浜でのNH₄⁺の沈着量の大半は、人為発生源と考えられる。都市や工場地帯でのNH₃やNH₄⁺塩の人為発生源としては、肥料や化学工場、樹脂の焼却、脱硝装置等が考えられるが、その全体像はまだ把握されていない。xsK⁺は、綾里の方が横浜より約6倍多いが、そのほとんどは土壌起源と推測される。自然土壌中のK⁺とCa⁺の重量比は、神奈川県ではほぼ等しい⁹⁾。それ故、綾里でもそれらの重量比が等しいと仮定すると、綾里におけるCa²⁺の総沈着量の半分は、他の発生源からのものと推測される。その主なものとしては、黄砂が考えられる。

一方、横浜では、土壌起源はxsK⁺の量から推測すると、綾里よりもはるかに少ない。しかし、Ca²⁺の沈着量は約2倍も多い。都市域では前述したように、アスファルトの骨材中に多量のCaが存在しており、道路ダスト中のCa²⁺の濃度が非常に高くなっている。それ故、横浜でのCa²⁺の大部分は、人為発生源、すなわち、道路ダストや建築物等である、と推測される。さらに、横浜での降水中の水溶性成分の解析¹⁶⁾から、降水中のCa²⁺がpHを高める主因子である、との結果が得られている。それ故、自然界の黄砂等の土壌粒子だけでなく、道路ダスト等の人為発生源から排出されるCaが、一般に都市域でのpHを高める因子として無視できないことが、わかった。

4. まとめ

WMOの大気バックグラウンド汚染観測網の一環として、気象庁は1976年から岩手県綾里に地域観測所を設置して、降水や乾性沈着物質に関する採取および分析を実施している。それらのデータを解析した結果、次のことがわかった。

- (1) 降水のpHは、1976年の年平均値5.2、1977年の5.0から、1984年には4.6と、次第に低下しつつある。
- (2) Cl⁻とNa⁺の沈着量は、重量比で1.8と海水組成

の比にほぼ等しく、降水および乾性沈着物質中のNa⁺とCl⁻は、すべて海塩起源であった。

(3) 海塩起源を除いたxsSO₄²⁻は、1982～1984年の年間平均沈着量が約2tonkm⁻²で、降水と乾性沈着による沈着量比は1:1であった。これから、乾性沈着による影響も、降水のそれに匹敵する大きさであることがわかった。

(4) NO₃⁻の年間沈着量は、約0.7tonkm⁻²で、その75%は、降水によるものであり、xsSO₄²⁻と比べて乾性沈着よりも降水による沈着量の割合が大きかった。

(5) 土壌起源の物質の沈着量は、約1tonkm⁻²で、その70%はCa²⁺、その他はK⁺、Mg²⁺であった。また、xsCa²⁺の乾性沈着量は、総沈着量の76%であった。

(6) NH₄⁺の降水による沈着量は、約0.1tonkm⁻²であった。

(7) 降水中のxsSO₄²⁻の濃度の季節変化は、冬期を除いてほぼ一定で、降水量と沈着量とは、ほぼ比例関係にあることがわかった。NO₃⁻の沈着量と降水量との相関は、xsSO₄²⁻より弱かった。

(8) xsSO₄²⁻の沈着量で規準化したCa²⁺の相対的な季節変化は、冬から春に大きく、夏に最小となり、Caの発生源の土壌粒子の大気中への飛散の強さの季節変化と、よく対応した。

(9) NH₄⁺の相対的な季節変化は、春から夏の前半に高く、秋から冬に低くなり、土壌中のバクテリアの作用による大気中のNH₃濃度の季節変化と、よく対応した。

(10) 乾性沈着によるxsSO₄²⁻の季節変化は、xsCa²⁺のそれとよく似た変化を示した。

次に、綾里のデータ(1984年1月～12月)と、都市および工業地帯に位置する横浜で1984年4月から1985年3月まで一括採取した沈着量の測定結果とを比較して、都市および工業地帯での沈着物質の特徴が、次のとおり明らかになった。

(11) 横浜でのxsSO₄²⁻、NO₃⁻の総沈着量は、綾里のそれに比べて約2.4、3.1倍と大きく、人為発生源の影響を強く受けていた。

(12) xsCl⁻は、横浜で約1tonkm⁻²であり、綾里でのxsCl⁻がほとんどないことから、都市および工業地帯で大量の塩素化合物が排出されていることがわかった。

(13) NH₄⁺の沈着量は、横浜の方が約5.2倍も多く、やはり人為発生源の影響を強く受けていると推測された。

(14) さらに、 $xsCa^{2+}$ は、横浜では約 1 ton km^{-2} もあり、綾里よりも2倍も多かった。その主な発生源は、道路ダストと考えられる。

(15) これらから、都市および工業地帯での降水は、 $xsSO_4^{2-}$ や NO_3^- だけでなく、 $xsCl^-$ も pH を低める因子として、また $xsCa^{2+}$ (および NH_4^+) は逆に pH を高める因子として強く作用していることが推測された。

以上のように、都市域での乾性沈着による沈着量は、降水によるものに匹敵するものと考えられ、その正確な測定および発生源の推定等を、今後実施していく必要がある。また、 SO_x 、 NO_x だけでなく、都市・工業地帯での $xsCl^-$ 、 NH_4^+ 、 $xsCa^{2+}$ 等の発生源とその排出量を明らかにしていくことも重要な課題である。

謝 辞

綾里で測定されている降水成分等のデータを利用していただいた気象庁に、深く感謝致します。

文 献

- 1) WMO : International operations handbook for measurement of background atmospheric pollution, WMO - No. 491 (1978).
- 2) 気象庁海洋気象部 : 気象庁海洋汚染観測速報, No. 9 ~ No. 27 (1976 ~ 1985).
- 3) 気象庁 : 大気バックグラウンド汚染観測年報, 昭和51年 ~ 昭和59年 (1977 ~ 1985).
- 4) 気象庁 : 大気バックグラウンド汚染観測指針 (1977).
- 5) Galloway, J.N., G.E. Likens, W.C. Keene and J.M. Miller : The composition of precipitation in remote areas of the world *J. Geophys. Res.*, **87**, 8771-8786 (1982).

6) Hseung, Y. and M.L. Jackson : Mineral composition of the clay fraction : III. of some main soil groups of China, *Soil Sci. Amer. Proc.*, **16**, 294-297 (1952).

7) Ichikuni, M. : Calcite as a source of excess Calcium in rain water, *J. Geophys. Res.*, **83**, 6249-6252 (1978).

8) 関東ローム研究グループ : 関東ローム — その起源と性状 — 築地書館, 242-254 (1965).

9) 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58年度 (1985).

10) 宮城県公害技術センター : スパイクタイヤ装着地域における道路粉じん実態調査報告書 (1982).

11) 山本憲子, 中塚えりか, 白井恒雄 : 環境大気中アンモニアのインドフェノール法による定量, 日本化学会誌, **8**, 1226-1230 (1983).

12) Logan, J. A. : Nitrogen oxides in the troposphere : Global and regional budget, *J. Geophys. Res.*, 10785-10807 (1983).

13) 草野 一, 渡辺善徳, 鶴田治雄 : 横浜における大気降下物中の水溶性成分の地域分布と経月変化, 第26回大気汚染学会講演要旨集, 328 (1985).

14) 金 熙江, 藤村 満, 橋本芳一 : 大気中アンモニアの挙動 (1) — アンモニアとアンモニウム塩の分別捕集 —, 大気汚染学会誌, **14**, 430-433 (1979).

15) 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会, 一都三県公害防止協議会 : 湿性大気汚染調査報告書, 昭和58年度 (現在印刷中).

16) 渡辺善徳, 草野 一, 鶴田治雄 : 横浜市における降水成分の調査研究 (第2報) — 都市域における降水に含まれるカルシウムの動態, 横浜市公害研究所報, 第9号, 51-57 (1984).

道路周辺地域における浮遊粉じん中の炭素成分の挙動

新井久雄*, 鈴木正雄*, 太田正雄*, 渡辺善徳*

要 旨

自動車走行に伴って排出されあるいは発生する粉じんの影響を把握するため、県道原宿六浦線を対象道路として、道路から100 mまでの4地点及び対照地点における、浮遊粉じん中の炭素成分(元素状炭素, 有機炭素), 重金属成分及び水溶性成分を測定し、次の知見が得られた。

- 1) 全地点における元素状炭素及び有機炭素の濃度変動は、ほぼ交通量に対応し、浮遊粉じん及び道路ダスト中の主要構成成分であるFeの濃度変動とも対応した。
- 2) 元素状炭素及び有機炭素の道路からの距離減衰は、道路端から23mの地点まで著しかったが、それらの減衰傾向は異なり、有機炭素の距離減衰のほうが大きかった。また、それらの粒径別存在割合も異なり、発生源の相違が示唆された。有機炭素の発生源としては、自動車排出ガスに加えて、道路ダスト中のアスファルト及びタイヤトレッド摩耗物が考えられた。
- 3) 浮遊粉じんに対する炭素成分及び各成分の関係をクラスター分析による類似度でみると、浮遊粉じんと強い関係が認められる成分は元素状炭素, 有機炭素, 総炭素, Fe, Mn, V, Zn及びPbで、いずれも自動車排出ガス由来の成分、又は道路ダスト及び土壌由来の成分であった。

1. はじめに

道路周辺地域での浮遊粉じんの濃度及び挙動は、自動車排出ガス中の粒子状物質と自動車走行に伴う道路ダスト(土砂や舗装道路及びタイヤトレッドの摩耗物等)及び土壌の巻き上げの影響を強く受けている。自動車走行による道路ダスト及び土壌の巻き上げについては、浮遊粉じんの主要構成成分であるSi, Al, Feの挙動から既に道路周辺地域での影響を明らかにした¹⁻³⁾。しかし、自動車排出ガス中の粒子状物質の影響は浮遊粉じんの粒径分布による間接的な情報^{1), 3)}のみで、その主要構成成分である炭素成分の実態調査を実施していなかったため、解明が遅れていた。

浮遊粉じん中に存在する炭素成分は主に元素状炭素及び有機炭素であり、それらのうち元素状炭素はほとんどが燃焼過程で排出されたと考えてよい。都市域では、元素状炭素がディーゼル自動車排出ガス中の粒子

状物質に対する有用なトレーサとなっており、それを基に炭素成分に対する自動車起源の寄与率も試算されている⁶⁾。

本報告は自動車排出ガス中の粒子状物質の影響を把握するため、県道原宿六浦線における浮遊粉じん及びその含有成分調査結果²⁾に、元素状炭素及び有機炭素の測定結果をあわせて、炭素成分を中心に検討した。

2. 調査期間及び調査地域

昭和56年2月18日9時から2月20日21時まで、横浜市と鎌倉市の境を通る県道原宿六浦線(日交通量25,000台)を対象とし、周囲に大規模な固定発生源が認められない鎌倉市岩瀬の京浜女子大のグラウンド内において調査を実施した。

Measurement of carbonaceous particles along main road ways

*Hisao Arai, Masao Suzuki, Masao Ohta, Yoshinori Watanabe,

横浜市公害研究所大気部門

3. 調査内容

調査は調査期間中の気象を考慮し、図-1のように西北西から東南東に走る対象道路から直角方向に道路端から1.3mの地点(No.1)と100mの地点(No.4)までの4地点及び道路端から北東に1.3kmの地点(対照地点)にハイポリウムエアサンプラー(石英口紙パルフレックス社製, 2500QAST装着)を設置し, 3時間毎に浮遊粉じんを延べ20回連続して採取した。併せて光散乱法による浮遊粉じん, 窒素酸化物, 気象条件及び交通量も測定した。

浮遊粉じんについては, 有機炭素, 元素状炭素, 総炭素, 重金属(Fe, Mn, V, Pb, Ni, Zn), 水溶性成分(NH_4^+ , Na^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^-)及びベンゾ(a)ピレン(以下BaP)を分析した。なお, 浮遊粉じん, 重金属及び水溶性成分と交通量, 道路ダスト及び気象要素との関係については, 既報を参照されたい。

4. 炭素成分の分析方法⁷⁾

装置: 柳本製 CHN コーダ, MT-3 型

有機炭素: 石英口紙に捕集した試料(15mmφ, 4枚)

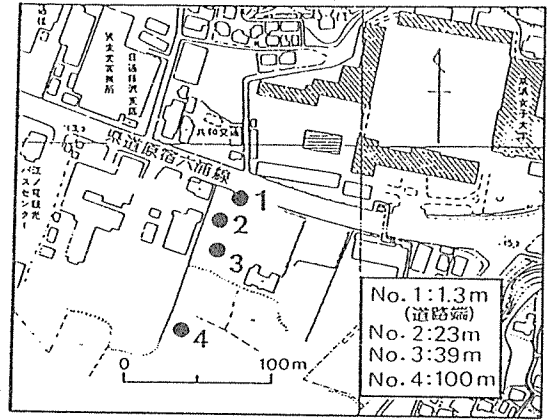


図-1 測定地点の配置図

をHe雰囲気下600℃の温度条件で5分間加熱し, 検出した炭素量を有機炭素量とした。

元素状炭素: 有機炭素を測定した試料を再び10% O_2 -He雰囲気下950℃で5分間加熱し, 燃焼させ, 検出した炭素量を元素状炭素量とした。

総炭素: 有機炭素量と元素状炭素量を積算した値を総炭素量とした。

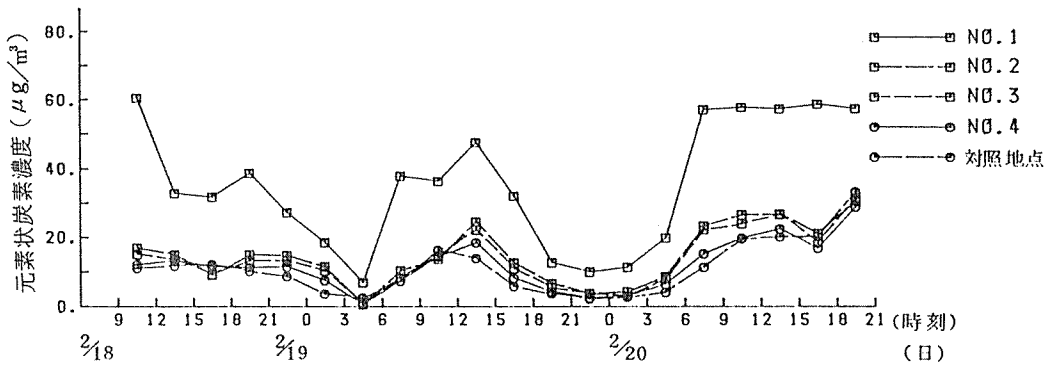


図-2 元素状炭素の濃度変動

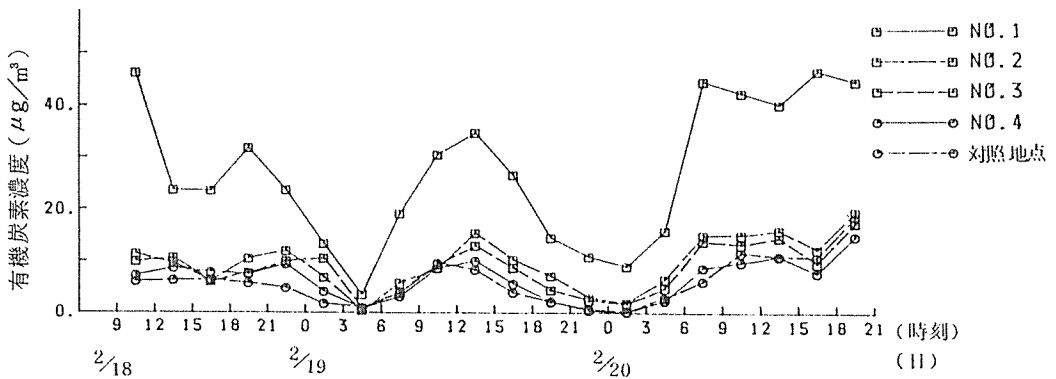


図-3 有機炭素の濃度変動

5. 結果及び考察

5-1 炭素成分の測定結果

自動車排出ガス中の粒子状物質に占める割合が大きいと考えられる元素状炭素及び有機炭素の濃度変動は、図-2, 3のように、各地点とも図-4に示した交通量の変動とほぼ対応していた。また、それらの濃度変動は図-5, 6に示した浮遊粉じん及びFeの濃度変動とも対応していた。既報²⁾では、浮遊粉じんとFeの濃度変動が交通量と対応していることから、自動車走行による道路ダスト及び土壌の巻き上げが浮遊粉じん濃度に大きく影響を及ぼしていると述べたが、元素状炭素と有機炭素の濃度変動もそれらと対応していたことにより、自動車排出ガス中の粒子状物質の影響についても確認できた。

各地点の炭素成分の濃度をみると、図-2, 3のように、1.3 m地点での濃度は道路から離れた地点に比べ、交通量の多い時間帯では異常に高く、特に2月20日6時から21時にかけて、総炭素濃度(元素状炭素と有機炭素の和)は $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えていた。対照地点を含めた各地点の平均濃度は、表-1のように、元素状炭素 $11\sim 35\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、有機炭素 $6.1\sim 27\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、総

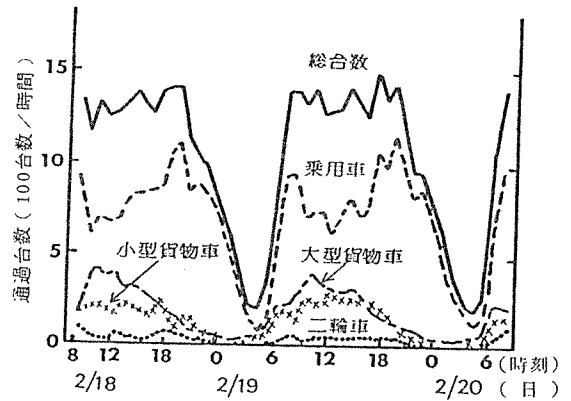


図-4 県道原宿六浦線の交通量
(京浜女子大前)

炭素 $17\sim 62\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲であり、浮遊粉じん中の含有率に直すと総炭素で13~18%であった。

炭素成分濃度の道路からの距離減衰は、図-2, 3のように、ほぼ測定期間中のすべてにわたって認められた。また、炭素成分と浮遊粉じん、Fe及びPbの距離減衰を比較するため、対照地点でのそれらの濃度(平均値)を1として、各地点の値を基準化し示すと、

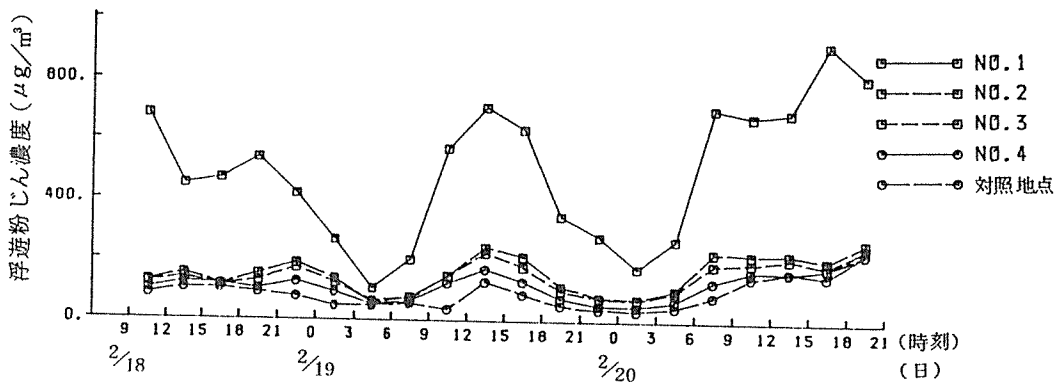


図-5 浮遊粉じんの濃度変動

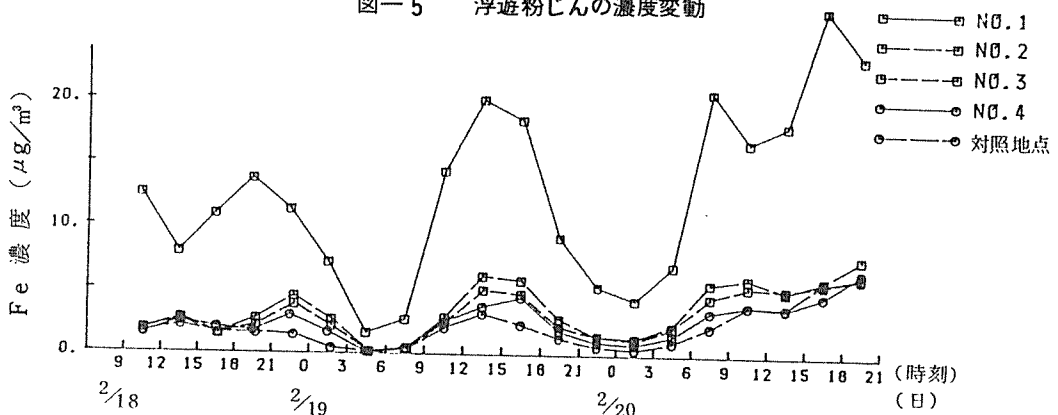


図-6 Feの濃度変動

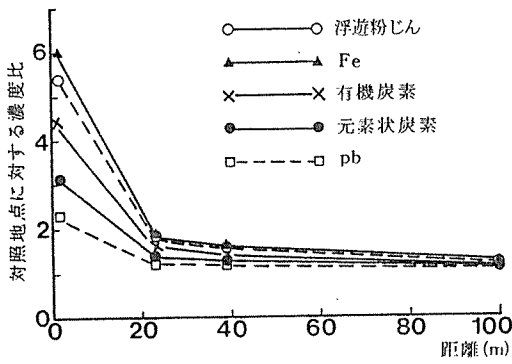


図-7 浮遊粉じん及び主要成分の距離減衰
(対照地点=1)

図-7のように、いずれも1.3m地点から23m地点までの減衰は著しいが、それぞれ減衰傾向は異っていた。有機炭素は元素状炭素に比べて道路近傍での減衰が大きく、粗大粒径の存在割合が多いFe³⁺と、元素状炭素の中間の減衰傾向を示し、粗大粒径で元素状炭素より存在割合が多いと推定された。一方、元素状炭素は微小粒径の存在割合が多いPb³⁺に近い減衰傾向を示した。

5-2 元素状炭素と有機炭素の関係

元素状炭素と有機炭素は、図-8のように、強い正相関が認められた。しかし、子細にその関係をみると、〔有機炭素/元素状炭素〕の濃度比は地点によって差が認められ、1.3m地点では他の地点よりその比が明らかに高かった。さらに、平均値で〔有機炭素/元素

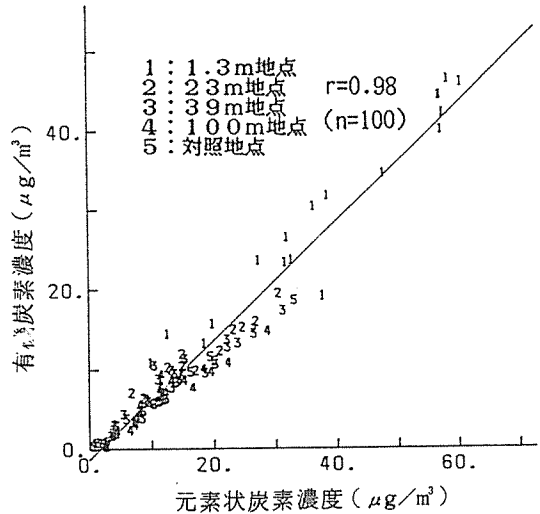


図-8 元素状炭素と有機炭素との関係

状炭素〕比を各地点ごとにみると、表-1のように、1.3m地点で0.77、次いで23m地点で0.65と道路近傍ほど高くなっていった。

元素状炭素と有機炭素の発生源が同一で、しかもそれらの存在する粒径が同一なら、それらの濃度比は各地点とも一致するはずである。しかしながら、それらの濃度比が道路から離れるに従って小さくなることは、発生源及び粒径が異なっていることを示している。道路近傍における元素状炭素は自動車排出ガス中の微小粒子(平均粒径: 0.26~0.54µm⁸)に、また有機炭素

表-1 浮遊粉じん中の炭素成分、Fe及びPbの平均濃度と炭素成分の濃度比

地 点	浮遊粉じん	元素状炭素	有機炭素	総炭素	Fe	Pb	〔有機炭素〕
							〔元素炭素〕
No.1 : 1.3m	499	35 (7.0)	27 (5.4)	62 (12)	12.6 (2.5)	0.20 (0.04)	0.77
No.2 : 23m	158	15 (9.5)	9.7 (6.1)	25 (16)	3.5 (2.2)	0.11 (0.07)	0.65
No.3 : 39m	144	14 (9.7)	8.6 (6.0)	23 (16)	3.1 (2.2)	0.11 (0.08)	0.61
No.4 : 100m	116	12 (10)	6.5 (5.6)	19 (16)	2.6 (2.2)	0.10 (0.09)	0.54
対 照 地 点	93	11 (12)	6.1 (6.6)	17 (18)	2.1 (2.3)	0.09 (0.1)	0.55

但し、上段は濃度(µg/m³)、下段は浮遊粉じん中の含有率(%)

表一 2 浮遊粉じん中の炭素成分の粒径別濃度とその存在割合

(測定期間 59年11月27日～12月1日)

測定地点	浮遊粉じん		元素状炭素		有機炭素	
	2 μ m以上	2 μ m未満	2 μ m以上	2 μ m未満	2 μ m以上	2 μ m未満
道路沿道 (道路端から8.5m, 国道 16号線, 横浜市磯子区)	125 (52)	117 (48)	13 (27)	35 (73)	13 (41)	19 (59)
一般環境測定地点 (対照地点 横浜市磯子区)	56 (41)	79 (59)	5.8 (23)	19 (77)	5.1 (34)	10 (66)

但し、上段は粒径別の濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)、下段は粒径別の存在割合(%)

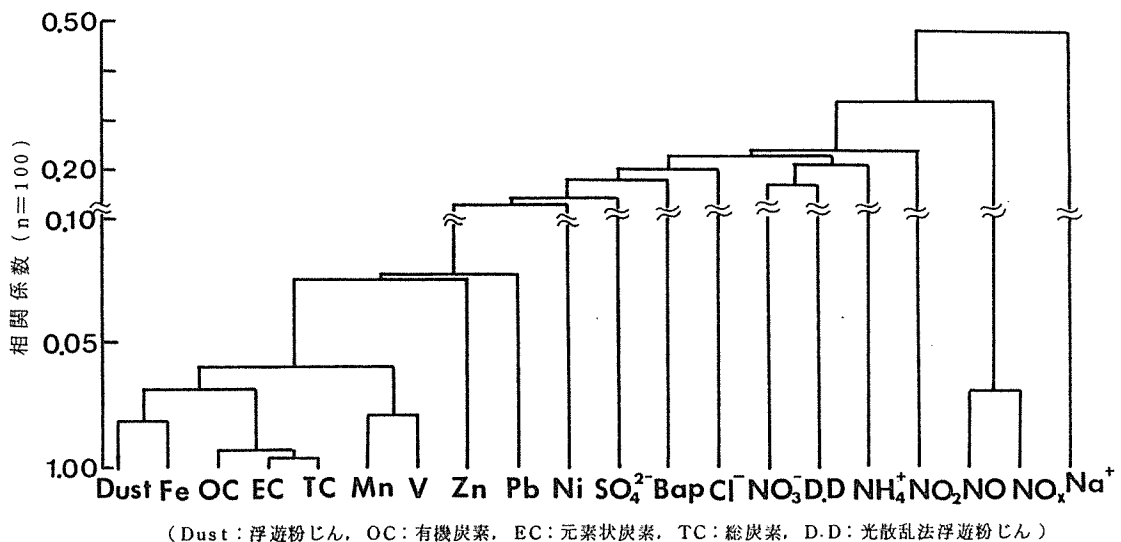
は自動車排出ガス中の微小粒子並びに粒径の大きい道路ダスト中のアスファルト及びタイヤトレッド摩耗物に由来するものと推定できる。粒径の比較的大きな道路ダストは自動車排出ガス中の微小粒子より沈降速度が速いため、道路からの距離減衰が顕著になる。したがって、有機炭素については、道路ダスト中のアスファルト及びタイヤトレッド摩耗物の影響がさらに加わるため、図一7及び表一1に示したように、元素状炭素より距離減衰が顕著にみられ、〔有機炭素/元素状炭素〕の濃度比が道路近傍ほど高くなると考えられた。

そこで、元素状炭素及び有機炭素の粒径を明らかにするため、新たに国道16号線(横浜市磯子区)の道路沿道(道路端より8.5m)と一般環境測定地点(対照地点:横浜市磯子区)において追加測定を実施し、その結果を2 μ m以上の粗大粒子と2 μ m未満の微小粒子に整理して表一2に示した。表一2のように、有機炭素は

元素状炭素に比べ2 μ m以上の粗大粒子側に存在している割合が多く、さらに道路沿道のほうが一般環境測定地点より2 μ m以上の粗大粒子側に存在している割合が多かった。また、元素状炭素の粒径別の存在割合は道路沿道と一般環境測定地点とはほぼ似通った値であった。このように、有機炭素が道路近傍で2 μ m以上の粗大粒子側に存在割合が多いことは、道路ダスト中のアスファルト及びタイヤトレッド摩耗物に起因していると考えられ、その結果として道路近傍での〔有機炭素/元素状炭素〕の濃度比が高い値を示すことになるものと結論づけられた。

5-3 浮遊粉じんに対する炭素成分及び各成分の関係

浮遊粉じんに対する炭素成分及び各成分の関係をみるため、相関係数を類似度とするクラスター分析による浮遊粉じん、炭素成分及び各成分を類型化し、その



(Dust: 浮遊粉じん, OC: 有機炭素, EC: 元素状炭素, TC: 総炭素, D: D: 光散乱法浮遊粉じん)

図一9 相関係数(類似度)を用いた浮遊粉じん及び各成分の類型化(クラスター分析)

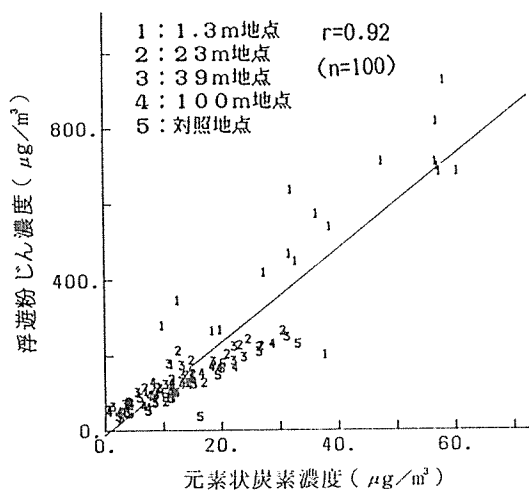


図-10 浮遊粉じんと元素状炭素との関係

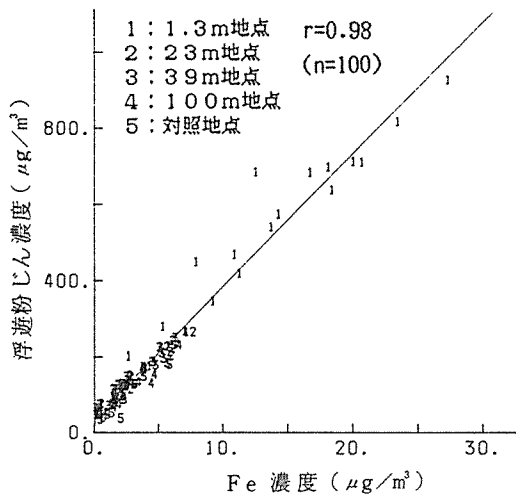


図-11 浮遊粉じんとFeとの関係

結果を図-9に示した。浮遊粉じんと強い関係が認められる成分は元素状炭素、有機炭素、総炭素、Fe、Mn、V、Zn及びPbで、いずれも自動車排出ガス由来の成分又は道路ダストや土壌由来の成分^{3),12)}であり、二次粒子由来の割合が大きい成分(SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+)や海塩由来の成分(Na^+ 、 Cl^-)等は類似度が低かった。

次に、道路周辺地域における浮遊粉じん濃度に対する自動車排出ガス中の粒子状物質、道路ダスト及び土壌の影響の程度を知るため、自動車排出ガス中の粒子状物質の指標として元素状炭素、道路ダスト及び土壌の指標としてFeをとり、浮遊粉じんに対するそれらの関係を図-10及び図-11に示した。これによれば、Fe($r=0.98$)の方が元素状炭素($r=0.92$)よりも浮遊粉じんと間の相関関係が強く、また各々の測定地点における(Fe/浮遊粉じん)比はほぼ一定であり、道路周辺地域の浮遊粉じんに対しては、道路ダスト及び土壌の影響の方がより強いと推定された。

さらに、浮遊粉じんに対する寄与率を推計した。ここで、自動車排出ガス中の粒子状物質の組成は元素状炭素及び有機炭素だけであり、これらの炭素成分の発生源が他になく、またFeは道路ダスト及び土壌(Feの平均含有率5.0%)¹³⁾だけから供給されるものと仮定¹²⁾し計算を進めた。以上の仮定により、表-1に示した測定値を用いた場合、道路端より1.3m地点及び対照地点における浮遊粉じんに対する自動車排出ガスの寄与率は、元素状炭素と有機炭素との和である総炭素の値で示すことができ、1.3m地点では12%、対照地点では

18%となった。同様に、道路ダスト及び土壌の寄与率は(Fe(浮遊粉じん中の含有率) $\times 100/5$)の値で示すことができ、1.3m地点では50%、対照地点では46%となった。

このように、道路周辺地域での浮遊粉じん濃度(方法：ハイボリウムエアサンプラー法)に対しては、道路ダスト及び土壌が自動車排出ガス中の粒子状物質より大きく影響を及ぼしていると結論づけられた。

5-4 炭素成分とBaP及び窒素酸化物の関係

道路近傍では、自動車排出ガス由来が強いと考えられる元素状炭素、BaP及びNOの相互の関係を図-12、13に示した。

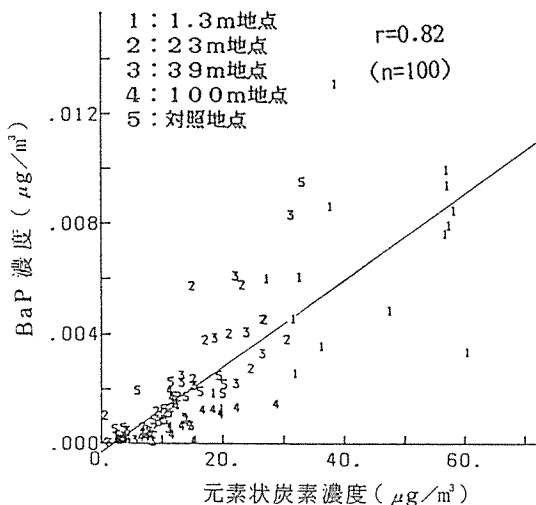


図-12 元素状炭素とBaPとの関係

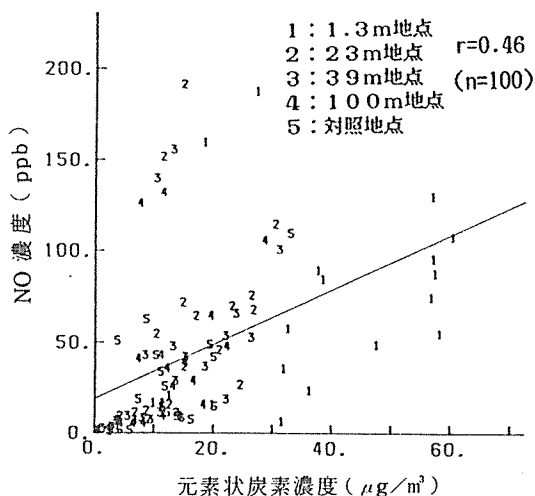


図-13 元素状炭素とNOとの関係

元素状炭素とBaPとの間に、図-12のような相関関係は認められるものの、各地点におけるそれらの濃度比は一定にはならなかった。また、有機炭素とBaPの関係も同様に一定の濃度比を示さなかった。

元素状炭素とガス状物質であるNOとでは、図-13のように、相関関係は認められず、粒子状物質とガス状物質の挙動の相違が明確に現れた。

6. まとめ

道路周辺地域における浮遊粉じん中の炭素成分及び各成分の調査結果から次の知見が得られた。

- 1) 自動車排出ガス中の粒子状物質の寄与が大きいと考えられる元素状炭素及び有機炭素の濃度変動はほぼ交通量の変動と対応し、浮遊粉じん及び道路ダスト中の主要構成成分であるFeの濃度変動とも対応していた。
- 2) 道路端から1.3mの道路近傍では、交通量の多い時間帯に元素状炭素と有機炭素の合計が $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えることがあった。
- 3) 元素状炭素と有機炭素の道路からの距離減衰はほぼ測定期間中のすべてにわたって認められ、距離減衰は道路端から2.3mの地点まで著しかった。しかし、それらの距離減衰の傾向は異なり、有機炭素の距離減衰のほうが大きく、(有機炭素/元素状炭素)の濃度比は道路近傍ほど大きかった。
- 4) 有機炭素の発生源として、その粒径別濃度及び距離減衰の傾向から、自動車排出ガスに加えて道路ダスト中のアスファルト及びタイヤトレッドの摩耗物が推定された。

5) 浮遊粉じんに対する炭素成分及び各成分の関係をクラスター分析による類似度で見ると、浮遊粉じんと強い関係が認められる成分は元素状炭素、有機炭素、総炭素、Fe、Mn、V、Zn及びPbで、いずれも自動車排出ガス由来の成分又は道路ダスト及び土壌由来の成分であった。

6) 浮遊粉じん濃度(方法:ハイボリュームエアサンプラー法)に対する自動車排出ガス中の粒子状物質、道路ダスト及び土壌の影響の程度を知るため、自動車排出ガス中の粒子状物質の指標を炭素成分、道路ダストの指標をFeとして、それらの寄与を推定すると、道路ダスト及び土壌の方が自動車排出ガス中の粒子状物質より大きく影響を及ぼしていると結論づけられた。

文献

- 1) 新井久雄, 渡辺善徳, 太田正雄, 鈴木正雄, 平野耕一郎, 中村貢, 米山悦夫:自動車排出ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第5報)道路周辺地域における浮遊粉じん及びその含有成分, 横浜市公害研究所報, 6, 75-85(1981).
- 2) 新井久雄, 渡辺善徳, 太田正雄, 鈴木正雄, 平野耕一郎, 中村貢, 米山悦夫:自動車排出ガスによる道路周辺での大気汚染に関する研究(第7報)道路周辺地域における浮遊粉じん及びその含有成分(II), 横浜市公害研究所, 7, 15-26(1982).
- 3) 新井久雄, 鈴木正雄, 太田正雄, 渡辺善徳: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8報)道路周辺地域における浮遊粉じん及び含有成分の粒径分布, 横浜市公害研究所報, 8, 39-51(1983).
- 4) S.H. Cadle, P.J. Groblicki, D.P. Stroup:Automated carbon analyzer for particulate sample, *Anal. Chem.*, 52, 2201-2206(1980).
- 5) S. Ohta, T. Okita:Measurement of particulate carbon in urban and marine in Japanese, *Atmos. Environ.*, 18, 2439-2445(1984).
- 6) S. Pratsinis, E.C. Ellis, T. Novakov, S.K. Friedlander:The carbon containing component of the Los Angeles aerosol:Source apportionment and contributions to the visibility budget, *J. Air. pollut. Control Assoc.*,

- 34, 643-650(1984).
- 7) 新井久雄：サーマル法による粉じん中の有機炭素及び元素状炭素分析の検討，横浜市公害研究所報，10, 5-13(1985).
- 8) J.D. McCain, D.C. Drehmel: Particle size measurements of automotive diesel emissions. *Environ. Int.* 6, 423-426(1981).
- 9) 奥野忠一，久米均，芳賀敏郎，吉沢正：多変量解析法，日科技連出版(1971).
- 10) 河口至商：多変量解析入門Ⅱ，森北出版(1973).
- 11) 江場引樹：大気浮遊粉じんの起源に関する一考察，愛知県公害センター所報，7, 109-112(1979).
- 12) 福崎紀夫，谷中隆明，漆山佳雄，霜鳥達雄，市川義人：道路粉じんによる大気汚染実態把握のための基礎的検討，新潟県公害研究所研究報告，8, 18-23(1983).
- 13) 鈴木正雄，新井久雄：ケミカル・マス・バランス法を用いた浮遊粒子状物質に対する土壌粒子の寄与率の推定に関する諸問題，横浜市公害研究所報，10, 43-50(1985).
- 14) 鈴木正雄，新井久雄：横浜市内における大気中の炭素成分濃度を用いた浮遊粒子状物質の起源の推定，横浜市公害研究所報，10, 51-61(1985).

ケミカル・マス・バランス法を用いた浮遊粒子状物質に対する土壌粒子の寄与率の推定に関する諸問題

鈴木正雄^{*}，新井久雄^{*}

要 旨

浮遊粒子状物質の各種発生源からの寄与率の計算にしばしば用いられているケミカル・マス・バランス法の適用上の問題について、特に土壌粒子の面から検討を加えた。その結果、次のことが明らかとなった。

- (1) 土壌粒子の指標成分であるAl, Scの含有率はバラツキを持っており、計算に用いる指標成分によっては、ケミカル・マス・バランス法による発生源寄与率もかなり異なることが示唆された。
- (2) 土壌粒子の寄与率の概算値は、ケミカル・マス・バランス法を用いなくとも、浮遊粒子状物質および土壌中の指標成分の割合の比から簡単に求められるが、その指標成分としてFeを用いてもAlの場合とあまり変わらない結果が得られることが示された。
- (3) 横浜市内の土壌粒子の発生源要因は車の走行にともなうものが大きく、自然風の巻き上げによるものは小さいことが推定された。
- (4) 土壌粒子の成分を求めるには、浮遊粒子状物質中に実際に存在する粒径のものを選択的に集め、分析する必要がある。
- (5) ケミカル・マス・バランス法によって得られた発生源寄与率を確実なものとして評価するには、別の寄与率の推定方法を併用する必要がある。

1. はじめに

浮遊粒子状物質（以下SPM）による汚染の対策を講じるには、まずSPMについて環境と発生源の関係を明らかにする必要がある。しかし、浮遊粒子状物質の発生源が多様なことや大気中の挙動も複雑なことから、現在のところそれらの関係の解明はまだ十分なされていない。こうした中で、SPMの大気中の挙動に一定の仮定をおき、発生源を数種に類別し、環境と発生源の関係の概略を記述する方法として、含有成分の収支に着目したケミカル・マス・バランス法¹⁾（Chemical Mass Balance法、ケミカル・エレメント・バランス法と呼ばれることもある。以下CMB法）が考え出され、米国および日本国内で各発生源からのSPMへの寄与率が試算されている²⁻⁵⁾。

筆者らは、昭和58年度に共同調査として神奈川県内13地点においてSPMと土壌を採取し、CMB法による発生源寄与率を推定する機会を得た。その結果、CMB法のモデルに入れる発生源の種類は、採取されたSPMに密接なかわりを持つものに限るべきで、無関係な発生源を加えると、得られた発生源寄与率は信頼性に乏しいものとなることが示された。

CMB法のモデルの適合の良否は、発生源の選択および発生源から排出される粒子の成分組成の把握が適切であったかどうかにかかっている。本報では前述の共同調査で得たデータ⁶⁾を用い、SPM中の主要な部分を占める土壌粒子の寄与率をCMB法で求める際の問題点について検討を加えた。

Evaluation of Soil Particulate Concentrations Estimated by Chemical Mass Balance Model in Kanagawa Area

^{*}Masao Suzuki, Hisao Arai

横浜市公害研究所大気部門

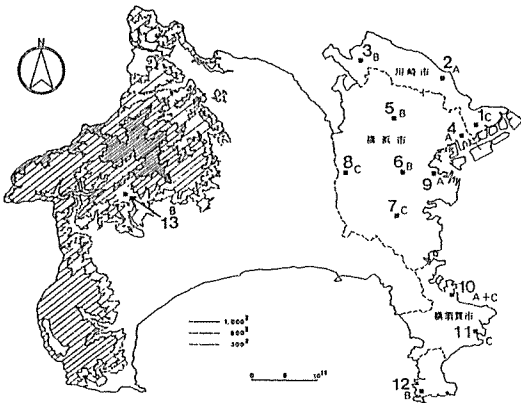


図-1 調査地点と土壌採取区分

- | | | | |
|---------|-----|-------|-------|
| A:道路ダスト | 1田島 | 6桜丘 | 11久里浜 |
| B:自然土壌 | 2中原 | 7野庭 | 12三浦 |
| C:造成地土壌 | 3麻生 | 8南瀬谷 | 13松田 |
| | 4鶴見 | 9県庁 | |
| | 5都田 | 10横須賀 | |

2. 解析資料

2-1 共同調査の概要

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）の共同調査により、横浜市（6地点）、川崎市（3地点）、横須賀市（2地点）の計11地点にサイクロン式ローポリウムサンプラーを設置し、昭和58年8月および11月に各々6日間、メンブランフィルター（直径47mm、TOYO TM-100）上に試料を採取した。また、対照地点として海岸部（三浦市）、山間部（松田町）を選び、前記都市域11地点と同期間、同様の方法で試料を採取した。

試料の分析は放射化分析その他の分析方法を用い、Al, Sc, Fe, Caを含め39種の成分について行った。

土壌の採取は、各調査地点周辺の土壌を、道路ダスト（区分A、3地点）、自然土壌（区分B、5地点）、造成地土壌（校庭・公園等、区分C、4地点）に分け、それぞれ表層部から採取した。土壌の分析は、325メッシュ（JIS Z 8801、44μm）のフルイを通過した微細な土壌について、SPMと同様の方法で行った。

調査地点の位置と土壌の採取区分を図-1に示す。

2-2 調査結果

共同調査で得られた結果のうち、本報の考察で使用するものの一部を表-1、表-2に示す。

表-1は横浜市内の一部調査地点および山間部対照地点におけるSPM濃度とSPM中のAl, Sc, Fe, Caの割合を示したものである。

また、表-2は表-1の地点で採取した土壌中のAl, Sc, Fe, Caの割合を示したものであり、そのほかに全地点（地点10を除く）での土壌採取区分別の平均値ならびに春季に日本のSPM濃度に影響を与えている^{7,8)}黄砂中の割合（溝畑らによる⁵⁾についても併せて示した。

2-3 ケミカル・マス・バランス法の考え方

SPMの発生源寄与率の推定方法として用いられるケミカル・マス・バランス法について、その概略を以下に示す。^{1,9)}

ある地点において、化学的成分がSPM中に存在すれば、必ずその成分を排出する発生源も存在する。そして、その化学的成分がある発生源に特徴的な成分（指標成分）であるならば、その発生源に起因するSPMの濃度を容易に求めることができる。

すなわち、発生源から排出される粒子状物質中の指標成分の割合をx、発生源に起因するSPM濃度をmとすれば、環境で測定された指標成分の大気中濃度Cは

$$C = mx \quad \dots\dots\dots (1)$$

で表わせる。

(1)式の両辺をSPM濃度Mで除せばSPM中の指標成分の割合yに基づく式となる。すなわち $y = C/M$ により

$$y = m/M \cdot x \quad \dots\dots\dots (2)$$

となる。

m/M はSPMへのある発生源からの寄与率である。(2)式より、発生源寄与率($\mu = m/M$)は、xとyを用いて

$$\mu = y/x \quad \dots\dots\dots (3)$$

と簡単に求められる。

以上の式は指標成分の発生源が単一の場合であるが、実際には複数の発生源から排出されることの方が多い。そこで、(1)式を発生源がk個、指標元素をn個に拡張し、次の連立方程式を作成する。

$$\left. \begin{aligned} C_1 &= m_1 x_{11} + \dots\dots + m_j x_{1j} + \dots\dots + m_k x_{1k} \\ &\vdots \\ C_i &= m_1 x_{i1} + \dots\dots + m_j x_{ij} + \dots\dots + m_k x_{ik} \\ &\vdots \\ C_n &= m_1 x_{n1} + \dots\dots + m_j x_{nj} + \dots\dots + m_k x_{nk} \end{aligned} \right\} (4)$$

k = nの場合はk元の連立方程式となり、これを解いて m_j ($j=1, \dots, k$)を求める。

k < nの場合は重み付きの最小二乗法により m_j ($j=1, \dots, k$)を求める。

表一 1 浮遊粒子状物質の濃度とAl・Sc・Fe・Caの割合

(1) 8月

SPM, 成分	鶴見	都田	桜丘	野庭	南瀬谷	松田
SPM($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		38.7	38.9	41.8	46.6	26.7
Al(%)	1.00	1.32	1.13	1.26	1.39	0.30
Sc(ppm)	1.13	2.66	2.00	2.94	4.48	0.55
Fe(%)	1.38	0.79	1.28	1.72	1.56	0.57
Ca(%)	0.77	1.06	0.81	1.05	1.70	0.53

(2) 11月

SPM, 成分	鶴見	都田	桜丘	野庭	南瀬谷	松田
SPM($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	52.8	47.6	53.2	48.6	59.2	15.5
Al(%)	1.00	1.67	0.98	1.15	1.89	1.28
Sc(ppm)	1.63	2.92	1.88	2.65	4.21	2.23
Fe(%)	1.11	1.17	1.30	1.00	1.32	1.20
Ca(%)	1.96	1.54	1.83	1.70	4.15	2.47

表一 2 土壌中のAl・Sc・Fe・Caの割合

成分	鶴見	都田	桜丘	野庭	南瀬谷	松田	道路*	自然*	造成地*	黄砂
	(A)	(B)	(B)	(C)	(C)	(B)	ダスト (A)	土壌 (B)	土壌 (C)	
Al(%)	5.5	10.7	8.5	8.4	6.7	10.3	6.2	9.4	7.3	6.7
Sc(ppm)	14	42	30	29	25	46	18	37	22	12
Fe(%)	9.9	8.2	7.2	6.7	5.7	9.6	8.6	8.2	5.7	3.6
Ca(%)	5.7	0.8	1.2	4.6	13.9	0.9	5.1	1.2	7.1	5.7

()内A, B, Cは土壌の採取区分,

*印はそれぞれ横浜市域外の地点も含めた採取区分別の平均値

3. 考 察

3-1 土壌粒子に関する指標成分の割合のバラツキ

土壌中に含まれる主要成分には酸素(O), ケイ素(Si), アルミニウム(Al), 鉄(Fe), カルシウム(Ca)等があり, また土壌に特有な成分としてスカンジウム(Sc)がある。これらのうち, Al, Scは土壌の指標成分としてはしばしばCMB法で用いられている。

表一2に示した道路, 自然, 造成地の各土壌を比較すると, これら土壌区分間で含有成分に若干の相違がみられた。すなわち, 自然土壌はAl, Scの割合が他の土壌に比べ大き目でCaの割合は逆に小さかった。また, 造成地土壌ではFeの割合がやや低かった。

4種の成分のうち, Caは採取地点間のバラツキが大きかった。調査地点のうち, 南瀬谷は校庭の土壌であり, 石灰の散布等の人為的な要因によりCaが富化されたものと推定された。⁶⁾

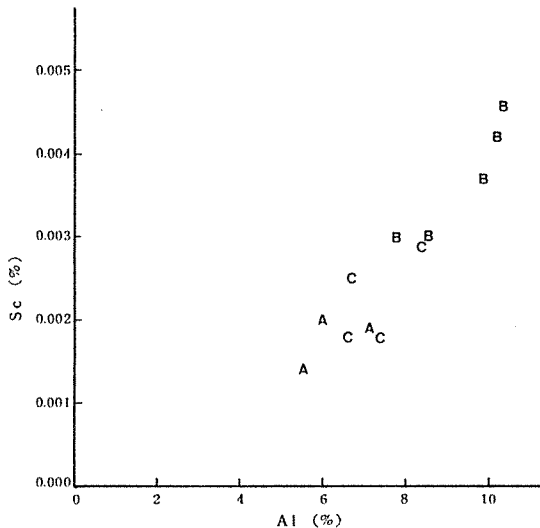


図-2 土壌に含まれるAl, Scの割合の土壌採取区分別散布図

A:道路ダスト B:自然土壌 C:造成地土壌

CMB法においてAl, Scのように土壌粒子の指標成分が2種類得られると、原理的には(4)式のモデルの中に性質の異なる2種の土壌(たとえば自然土壌と道路ダスト)を含ませることができる。実際に、溝畑らは堺市におけるCMB法の適用に際し、ローカルな土壌(周辺土壌)とグローバルな土壌(黄砂)の2種類の土壌粒子をモデルに入れている。しかし、CMB法の発生源として2種の土壌粒子を入れる場合は、土壌粒子の指標成分においてその組成のバラツキが小さく代表値として確定していることが前提となる。2種の土壌成分のうち、一方にでもバラツキがあった場合、CMB法の計算結果は必ずしも妥当なものとはいえなくなる。これは、(3)式において土壌の指標成分の割合が2倍となれば発生源寄与率が $\frac{1}{2}$ となることから容易に理解できよう。

図-2は、土壌中のAl, Scの割合を全採取地点(地点10を除く)土壌についてプロットし、採取区分別の指標成分のバラツキを見たものである。自然土壌は他の区分の土壌に比べAl, Scとも高い割合を占める傾向が認められるが、その割合はAlが7.8~10.3%, Scが0.0030~0.0046%と相当の幅がみられる。

SPM濃度が高い都市域においては様々な発生源が存在し、土壌粒子の起源も単一とは考えられないので、何をもちて土壌粒子の成分組成とするかの問題点が常に残されることになる。もし、数種の起源に基づく土壌粒子をモデルに入れる必要があるならば、前もって各種土壌粒子の割合を詳細に求め、その結果にもとづき土壌の代表値を定め、それからCMB法による計算

をする必要がある。

これらの問題は土壌粒子に限らず、他の発生源から排出される粒子についても考えられることである。

3-2 土壌の指標成分の選択

前述のように、土壌の指標成分としてAl, Sc等が考えられる。Al, Scの主要発生源が土壌以外に存在しないものとするれば、土壌の発生源寄与率はCMB法を用いる必要もなく、SPM中の含有割合(y)と土壌中の含有割合(x)とから(3)式により簡単に計算することができる。

表-3はSPM中の成分の割合(表-1)と各地点周辺で採取した土壌の成分割合(表-2)にもとづき、単一の指標成分としてAl, Sc, Fe, Caを用い(3)式で単純に発生源寄与率を求めたもの、およびAl, Scの二種を指標成分として(4)式のCMB法にあてはめ(発生源は土壌粒子のみすなわち $k=1$, $n=2$)発生源寄与率を求めたものである。

表-3から、Scを指標成分とした場合の発生源寄与率はAl, Fe, Caより低くなる傾向があることがわかる。またAlとScの2種の指標成分を用いてCMB法によって求めた寄与率は、Al, Scのそれぞれの寄与率の中程の値をとることがわかる。

さらに、鉄鋼工業等の他の発生源の存在が考えられるFeを土壌の指標成分としても、その結果はAlを指標成分とした場合とあまり大きくかわらないことがわかる。前述のように、土壌粒子の成分組成がバラツキを持ち、指標成分の代表値を定め難い現状においては、CMB法といえどもその結果は土壌粒子の寄与率の概略を与えるにすぎない。したがって、寄与率の概略を求めるとい目的では、Feを土壌粒子の指標成分として単純に寄与率を求める方法も、ある程度評価してよいと考えられる。特に鉄鋼工業等のFeの発生源が周囲に存在しない地点においては、Feの主要な発生源は土壌であると考えられ、Feを指標成分と考えて求めた寄与率の結果は有用である。

3-3 AlとScの収支

表-3に示したように、土壌粒子の指標成分としてAlを用いた場合とScを用いた場合とで寄与率は若干異なる結果を与えた。本節ではその原因について、SPMと土壌のAlとScの組成および都市域と山間部対照地点との比較から考察を加える。

図-3は横浜市内におけるSPM中の成分濃度(平均値)の山間部対照地点に対する比率を示したものである。図-3において、都市域は都市の諸活動により様々な汚染物質が存在しており、Mn, Cr, Zn等が高濃

表一三 土壌の指標成分を用いた発生源寄与率の推定

(1) 8月

指標成分	鶴見	都田	桜丘	野庭	南瀬谷	松田
Al, Sc	10	8	8	12	19	2
Al	18	12	13	15	21	3
Sc	8	6	7	10	18	1
Fe	14	9	18	26	27	10
Ca	14	130	68	23	12	16

単位：%

(2) 11月

指標成分	鶴見	都田	桜丘	野庭	南瀬谷	松田
Al, Sc	14	8	7	11	20	6
Al	18	16	12	14	28	12
Sc	12	7	6	9	17	5
Fe	11	13	18	15	23	13
Ca	34	190	150	37	30	274

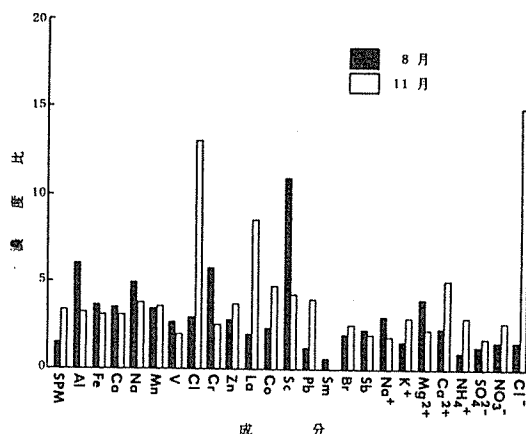
単位：%

度となっているのは容易に理解できる。しかし、同時にAl, Sc, Fe等の土壌粒子関連成分濃度も都市域において高くなっている。この理由として、①都市域でのSPM中の土壌粒子の生成要因には風等の自然的要因と自動車の走行をはじめとする人為的要因が考えられ、人為的要因が自然的要因と比べきわめて大きい②都市域の土壌粒子がAl, Sc等を多く含んでいる、の二点が考えられる。しかし、表一2の土壌成分の割合の値から、都市域に多くみられると考えられる道路ダストや造成地土壌中のAl, Scの割合は自然土壌より少ないので、後者の原因は考えなくてよいであろう。表一1において横浜市内の調査地点のAl, Scの濃度はいずれも山間部対照地点より高く広域的なものであることから、都市域におけるAl, Scの高濃度は主として自動車の走行によるものと考えるのが最も合理的であると思われる。

また、SPM中の土壌粒子がどの生成要因と密接な関係にあるかは、SPM中および各種土壌中のAlとScの割合の比(Al/Sc, 以下Al/Sc比)を求め、その値を比較することによっても可能である。表一4は、表一1に示したSPM中のAl/Sc比、および表一2に示

した土壌中のAl/Sc比を求めたものである。

まず、表一4のAl/Sc比の値について、土壌粒子生成の人為的要因を考えなくてよい山間部対照地点(松田)についてその起源を考察する。



図一三 横浜市内における浮遊粒子物質中の成分濃度(平均値)の山間部対照地点に対する比率

表-4 浮遊粒子状物質および土壌中のAlとScの比 (Al/Sc)

	鶴見	都田	桜丘	野庭	南瀬谷	松田	道路*	自然*	造成地*	黄砂
	(A)	(B)	(B)	(C)	(C)	(B)	(A)	(B)	(C)	
SPM(8月)	8.8	5.0	5.6	4.3	3.1	5.3
SPM(11月)	6.2	5.7	5.2	4.3	4.5	5.7
土 壤	3.9	2.5	2.8	2.9	2.7	2.2	3.4	2.5	3.0	5.6

()内のA, B, Cは土壌の採取区分, 数値はいずれも $\times 10^3$

* 印はそれぞれ横浜市域外の地点も含めた採取区分別の平均値

表-5 都市起原の浮遊粒子状物質中のAlとScの比

	鶴 見	都 田	桜 丘	野 庭	南瀬谷
SPM(8月)	...	4.9	5.7	4.1	2.9
SPM(11月)	6.5	5.6	4.9	3.8	4.3

数値はいずれも $\times 10^3$

山間部対照地点のSPM中の土壌粒子はローカルな測定地点周辺土壌とグローバルな土壌である黄砂によるものと考えることができる。そこでAl/Sc比をみると、SPMは8月が 5.3×10^3 、11月が 5.7×10^3 、土壌は周辺土壌が 2.2×10^3 、黄砂が 5.6×10^3 であり、Al/Sc比をみるかぎり山間部対照地点のSPM中の土壌粒子は黄砂と良く似ている。したがってAl、Scをそれぞれ単一で土壌粒子の指標成分として土壌粒子(黄砂)の寄与率を計算した場合、両者はよく一致する。しかし、もし山間部対照地点のSPM中の土壌粒子のほとんどが黄砂に起因するとするならば、周辺土壌の影響はきわめて小さく、風による土壌粒子の巻き上げはSPMの生成要因として大きくないことになり、従来の説¹⁰⁾と矛盾を生ずることとなる。山間部対照地点におけるこうした矛盾は、後述する土壌粒子の成分組成の分析方法にもとづくものと思われる。いずれにしても、山間部対照地点におけるSPM中の土壌粒子の濃度は横浜市内の濃度に比べかなり低く、グローバルな土壌粒子(黄砂)や風による周辺土壌の巻き上げ等のSPMの生成要因は、都市域における車の走行による巻き上げ等の生成要因に比べ小さいと考えることができる。

次に、山間部対照地点におけるSPM中のAl、Sc

の濃度を都市域におけるバックグラウンド濃度と考え、都市域でのSPMのAl/Sc比について検討を加える。

表-5は表-1に示した横浜市内調査地点のSPM中のAl、Sc濃度から山間部対照地点のAl、Scの濃度を差し引きAl/Sc比を求めたものである。したがって、表-5のAl/Sc比は都市起原の土壌粒子に関するAl/Sc比と考えることができる。表-5において、SPM中のAl/Sc比は南瀬谷の8月を除き $3.8 \times 10^3 \sim 6.5 \times 10^3$ であるのに対し、土壌中のAl/Sc比は $2.5 \times 10^3 \sim 3.9 \times 10^3$ で、バックグラウンドを考慮して都市域起原の土壌粒子のみに限ってみても、なおSPM中にはScに比べAlが多く含まれている。都市域におけるSPM中の土壌粒子は道路ダストや造成地土壌が多いと思われるが、それらにおいてもAl/Sc比は各々 3.4×10^3 、 3.0×10^3 であり、SPM中のAlの過剰含有を説明することはできない。したがってCMB法にもとづく発生源寄与率を計算するには、まずSPM中のAlの過剰となる原因を明らかにする必要がある。

SPM中のAlの過剰の原因として、次の原因が考えられる。すなわち、①Alの大規模な発生源が他に存在する②土壌の成分の正確な分析値が得られていない、の2点が考えられる。①の原因については、Alの発生源として鉄鋼工業も考えられるが、その寄

与率はSPM中のAlの過剰を説明できるほどの量ではない。そのほかのAlの大規模な発生源を横浜市内に見出すことは難しく、①の可能性は小さいと思われる。したがって、主要な原因は②の土壌の分析値にあると思われる。

本調査において、土壌の分析は325メッシュ(44 μ m)のフルイを通過したものについて行った。しかし、SPM中に含まれる土壌粒子は10 μ m以下の粒径のものである。もしAlあるいはScを含む土壌粒子の粒径が均一でなく、不均一であれば、今回の調査で求めた土壌中の成分組成は、SPM中の土壌粒子の成分組成と整合性を欠くこととなる。

以上のことから、土壌の成分組成を求めるには、SPM中の土壌粒子に相当する10 μ m以下の大きさの粒子を選択的に取り、それらについて成分の分析を行う必要があると思われる。

4. まとめ

浮遊粒子状物質(SPM)中および土壌中の土壌関連成分の割合を、ケミカル・マス・バランス法(CMB法)の観点から比較することにより以下の点が明らかとなった。

- ① 土壌粒子の指標成分であるAl, Scの濃度は地点間で差があり、土壌粒子の成分について何をもって代表値とするかでCMB法での発生源寄与率の結果が異なることが示唆された。
- ② 一種の土壌の指標成分を用いて単純に発生源寄与率を求めたものと二種の指標成分を用いたものとを比較しても、結果にあまり差はない。特に指標成分がバラツキを持つ場合は、CMB法による計算結果は概略の値を与えるものにすぎず、その場合は単一の指標成分による簡略計算による方法も用いることができる。特に、Feを指標成分とすることも可能である。
- ③ 横浜市内においてはグローバルな土壌粒子(黄砂)や風による土壌粒子の巻き上げはSPM生成の要因としてはあまり大きくない。むしろ、車の走行を始めとする他の人為的要因を考慮する必要がある。
- ④ 本調査の方法を用いる限りはSPM中のAlがScに比べ過剰に存在することが明らかとなった。土壌中のAl, Scの割合を正しく評価するには、2~10 μ mの粒子を選択的に集め、分析する必要があることが示された。

SPMに関する発生源と環境との関係がある程度明らかになる点でCMB法は優れた方法と考えられる。

しかし、用いるデータが確実なものでない場合は、CMB法といえども正しい結果を与えるものではない。特に、土壌粒子の発生源も道路ダスト、自然土壌、造成地土壌、黄砂等様々であり、CMB法による計算の前に種々の土壌粒子自身の存在割合を求めておく必要がある。この点にCMB法の限界と問題点があり、CMB法による結果を確実なものとするには、発生源寄与率を求める新たな方法の開発が望まれ、両者の結果を比較検討する必要がある。

謝 辞

本報では神奈川県臨海地区大気汚染協議会で調査した結果を用いた。協同して調査にあたった神奈川県、川崎市、横須賀市の調査関係者の御協力に深く感謝いたします。

文 献

- 1) S.K.Friedlander: Chemical element balances and identification of pollution sources, *Environ. Sci. Technol.*, **7**, 235-240 (1973).
- 2) G.S.Kowalczyk, C.E.Choquette, G.E.Gordon: Chemical element balances and identification of air pollution sources in Washington, D.C., *Atmos. Environ.*, **12**, 1143-1153 (1978).
- 3) G.S.Kowalczyk, G.E.Gordon, S.W.Rheingrover: Identification of atmospheric particulate sources in Washington, D.C., using chemical element balances, *Environ. Sci. Technol.*, **16**, 79-90 (1982).
- 4) 松尾行之, 樋口雅: 金属成分による発生源同定の試み, 公害と対策, **14**, 968-973 (1978).
- 5) 溝畑朗, 真室哲雄: 堺における大気浮遊粒子状物質中の諸元素の発生源の同定(I), 大気汚染学会誌, **15**, 198-206 (1980).
- 6) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会: 昭和58年度神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書 (1984).
- 7) S.Kadowaki: Silicone and aluminum in urban aerosols for characterization of atmospheric soil particles in the Nagoya area, *Environ. Sci. Technol.*, **13**, 1130-1133 (1978).
- 8) 溝畑朗, 真室哲雄: 黄砂エアロゾルに関する二三

- の知見, 大気汚染学会誌, **13**, 289-297(1978).
- 9) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会: 昭和57年度神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書(1978).
- 10) F. J. Miller, D. E. Gardner, J. A. Graham, R. E. Lee, Jr, W. E. Willson, J. D. Bachmann: Size considerations for establishing a standard inhalable particles, *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **29**, 610-615(1979).

横浜市内における浮遊粒子状物質中の炭素成分 濃度と浮遊粒子状物質汚染の諸要因の解析

鈴木正雄*, 新井久雄*

要 旨

昭和59年4月から60年3月までの一年間、横浜市内9点で浮遊粒子状物質を採取し、炭素成分をはじめとする18成分を分析した。その結果について解析を加えたところ、以下のことが明らかとなった。

- (1) 元素状炭素および有機炭素濃度の季節変動は浮遊粒子状物質濃度の変動ときわめてよく似ていた。浮遊粒子状物質中の炭素成分の割合は、元素状炭素が17.5～21.0%、有機炭素が8.9～10.8%であった。
- (2) クラスタ分析により、浮遊粒子状物質に関する地点間の類型化を行ったところ、工業地域近傍地区、市街地、郊外部住宅地、風致地区に分類された。
- (3) クラスタ分析による成分間の挙動の類似性は、炭素成分をはじめ、Pb, Cd, Zn, K⁺等燃焼由来の成分が同一のクラスターを構成し、その中に浮遊粒子状物質も含まれた。
- (4) 炭素成分濃度と浮遊粒子状物質濃度との回帰式から、都市域での浮遊粒子状物質のバックグラウンド濃度は11～17 μg/m³程度であることが推定された。
- (5) ケミカル・マス・バランス法によらない発生源寄与率の推定方法として、分析成分の積算値と浮遊粒子状物質の濃度から土壌粒子の濃度を試算したところ、推定土壌粒子濃度はやや過大に評価されたが、季節変動については推定土壌粒子濃度とFe濃度はよく似た増減傾向を示した。

1. はじめに

昭和58年度の横浜市内の浮遊粒子状物質(以下SPMという)の環境基準(長期的評価・24時間平均値100 μg/m³以下)に適合するのは一般環境大気測定局14局のうち金沢区長浜病院1局に過ぎず¹⁾、SPM濃度の低減が急務となっている。

一方、横浜市公害研究所では昭和53年から一般環境大気測定局でSPMと金属成分・イオン成分に関する調査を実施しており、SPM・金属成分・イオン成分の各濃度の季節変動と地点間差およびSPMの一部の主要成分の割合等、SPM汚染の特徴についてはすでに報告した²⁻⁴⁾。

また、昭和58年には共同調査により、横浜市を含む神奈川県内13地点でSPMと土壌を分析し、SPMの広域分布とケミカル・マス・バランス法^{5,6)}(Chemical

Mass Balance法、以下CMB法という)を用いたSPMへの発生源寄与率を明らかとした⁷⁾。

しかしながら、従来行っているSPMの調査手法はSPM汚染の実態把握を主目的としており、SPM濃度低減のための有力な手がかりを得るには十分とはいえない。そして、CMB法を用いた発生源寄与率も単独では十分な信頼性を得ることはできず、他の手法を併用する必要がある⁸⁾。

これらの調査の限界は、SPMの主要成分である酸素、ケイ素、炭素の分析が容易ではなく、それらの濃度を把握しにくいことにある。特に、ケイ素は土壌由来のSPM粒子の指標成分となり得るし、炭素も燃焼由来粒子の指標成分となり得るので、ケイ素、炭素の濃度を明らかにできれば、直接それらの成分から、確度の高い発生源の見積りをすることも可能となる。

Estimation of Atmospheric Aerosol Sources from Concentrations of Carbonaceous and other Components in the Yokohama area

*Masao Suzuki, Hisao Arai, 横浜市公害研究所大気部門

このうち、炭素成分については様々な分析法が近年^{9~11)}開発されるに至り、調査例もいくつか報告されている。^{12~14)}そこで筆者らは昭和59年4月から翌年3月までの一年間、従来のSPM調査の分析項目に炭素成分を加えた調査を実施した。本報では、調査結果に基づき、炭素成分の季節変動と他の成分との関係および都市域でのSPMのバックグラウンド濃度について考察を加え、さらに炭素成分その他の成分濃度から、CMB法とは別の視点からSPMの起源の推定を行った。

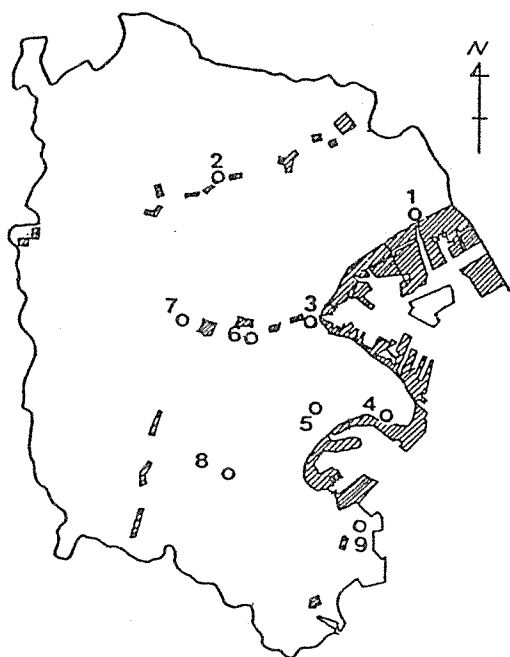


図-1 調査地点(斜線は工業地域)

- 1 鶴見保健所(鶴見)
- 2 都田中学校(都田)
- 3 平沼小学校(平沼)
- 4 本牧市民公園(本牧)
- 5 公害研究所(公害研)
- 6 桜丘高等学校(桜丘)
- 7 鶴ヶ峰小学校(鶴ヶ峰)
- 8 野庭小学校(野庭)
- 9 県立長浜病院(長浜)

2. 調査方法

2-1 浮遊粒子状物質の捕集

横浜市内の一般環境大気測定局14局のうちから8地点、および公害研究所1地点の計9地点を調査地点とした。調査地点の位置を図-1に示した。

SPMの捕集はローホリウムエアサンプラー(新宅機械製作所製・S2型、サイクロン式10ミクロンカット)を用い、昭和59年4月から翌年3月まで、各1ヶ月を単位として通年にわたりSPMを捕集した。なお、SPM捕集ろ紙は石英繊維ろ紙(Pallflex 2500 QAST, $\phi=110$)を使用した。

2-2 成分の分析

(1) 炭素成分の分析

炭素成分は新井の方法¹¹⁾により、有機炭素(Organic Carbon・以下OC)、元素炭素(Elemental Carbon・以下EC)に分けて行った。すなわち、SPM試料の一部をとり、元素分析装置(CHNコーダ、柳本MT-3型)によりHe気流中600℃で加熱して検出した炭素量をOC量とし、残った試料について10%O₂-He気流中950℃で再加熱して検出した炭素量をEC量とした。

(2) 重金属成分の分析

重金属成分は、Pb, Cd, Cu, Mn, Ni, Fe, V, Znの8種類について発光プラズマ分光分析計(ジャーレルアッシュ製)を用いて行った。試料溶液の調製は、試料の一部について、4規定硝酸-30%過酸化水素水で重金属を溶出後ろ過、乾固し、希硝酸で再溶解して行った。

(3) イオン成分の分析

イオン成分の分析は、NH₄⁺, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻について行った。試料溶液は試料の一部を水・超音波抽出により行い、上澄液についてNH₄⁺はインドフェノール法、Na⁺, K⁺は炎光光度法、Mg²⁺, Ca²⁺は原子吸光光度法、SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻はイオンフロマトグラフィーにより分析した。

3. 結果

3-1 浮遊粒子状物質の濃度

SPMおよび各成分の濃度の年平均値を表-1に示す。SPMの年平均濃度が最も低いのは長浜で32.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。長浜は横浜市内の一般環境大気測定局のうち唯一環境基準(長期的評価)に適合している地点である。逆に高濃度の地点は、市街地に位置する平沼が55.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、京浜工業地帯に隣接する鶴見が53.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となっている。その他の地点は43.2(本牧)~

表-1 浮遊粒子状物質および成分の濃度(年平均値)

昭和59年度

項目	鶴見	都田	平沼	本牧	公害研	桜丘	鶴ヶ峰	野庭	長浜	平均
SPM	53.8	49.3	55.2	43.2	44.6	46.3	49.2	45.6	32.8	46.6
EC	11.5	10.2	11.3	7.9	9.1	9.6	9.9	8.2	6.8	9.4
OC	5.8	5.4	5.3	4.0	4.6	4.7	5.2	4.2	3.5	4.7
Fe	0.83	0.62	1.20	0.67	0.57	0.55	0.66	0.65	0.48	0.69
Zn	0.27	0.18	0.20	0.18	0.17	0.16	0.16	0.15	0.15	0.18
Pb	0.087	0.079	0.082	0.063	0.065	0.068	0.073	0.061	0.054	0.070
Mn	0.055	0.037	0.043	0.039	0.030	0.030	0.033	0.030	0.028	0.036
Cu	0.030	0.022	0.038	0.024	0.022	0.020	0.030	0.020	0.017	0.025
V	0.013	0.008	0.011	0.015	0.010	0.009	0.008	0.009	0.011	0.010
Ni	0.011	0.007	0.010	0.012	0.010	0.010	0.008	0.009	0.011	0.010
Cd	0.0032	0.0026	0.0025	0.0022	0.0022	0.0023	0.0023	0.0020	0.0018	0.0023
NH ₄ ⁺	2.94	2.77	2.39	2.69	2.72	2.87	3.19	2.78	1.62	2.66
Na ⁺	0.83	0.62	0.77	0.76	0.74	0.65	0.62	0.74	0.54	0.69
K ⁺	0.47	0.38	0.39	0.32	0.37	0.34	0.36	0.33	0.28	0.36
Ca ²⁺	0.41	0.27	0.69	0.30	0.29	0.30	0.31	0.38	0.20	0.35
Mg ²⁺	0.134	0.096	0.152	0.119	0.113	0.109	0.107	0.127	0.085	0.116
SO ₄ ²⁻	6.7	5.9	6.4	6.6	6.3	6.0	5.8	6.0	5.9	6.2
NO ₃ ⁻	3.6	3.7	3.6	3.3	3.3	3.7	4.2	3.8	1.5	3.4
Cl ⁻	1.9	1.5	1.6	1.4	1.5	1.6	2.0	1.8	0.5	1.5

EC: 元素状炭素, OC: 有機炭素

単位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$

49.3(都田) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で地点間差は小さかった。

さらに、59年度のSPM濃度の季節変動を図-2に示した。夏季に濃度が低く冬季に高くなっており、これは例年の季節変動と同様であった。

3-2 炭素成分の濃度

SPM中のEC(元素状炭素)の濃度は年平均値で6.8(長浜)~11.5(鶴見) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった(表-1)。表-1から、SPM濃度が高い地点はECおよびOCの濃度も高いという傾向がみられる。これは図-3、図-4に示すようにECとOCの濃度の季節変動がSPMのそれ(図-2)と合わせて良く似ていることや、SPMとECおよびSPMとOCの相関係数がそれぞれ0.94, 0.91(いずれも全期間・全地点、n=106)と合わせて高い相関を持つ等、各々の試料におけるSPMとEC, OCの関係を反映したものである。

また、表-2に示したようにSPM中に占めるEC, OCの割合は、ECが年平均値で17.5(野庭)~21.0(鶴見)%, OCが8.9(野庭)~10.8(都田)%とな

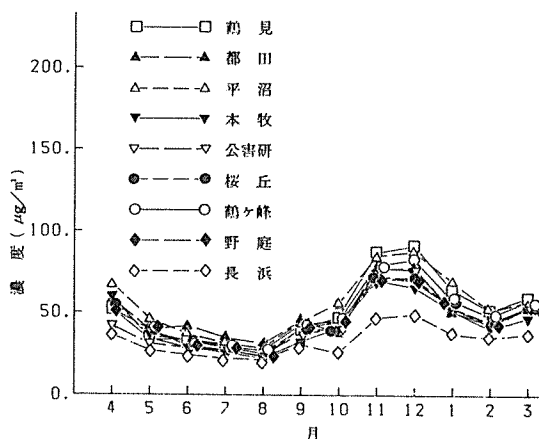


図-2 浮遊粒子状物質の濃度の季節変動(昭和59年度)

り、総炭素(ECとOCの和、以下TCという)とした場合はSPM中に26.4(野庭)~31.4(鶴見)%含まれていた。

同様にSPM中に占めるEC, OCの割合の季節変

動は、いずれもSPM濃度が最も高かった12月に23.8%、13.0%（9地点平均）を占め最高値となったが、最低値はいずれも5月の14.7%、6.8%で、SPMの最低濃度であった8月が割合においては最低とならなかった。

EC、OCの関係についてみるとECとOCの比（OC/EC）は全地点、全期間を通じ0.41～0.60

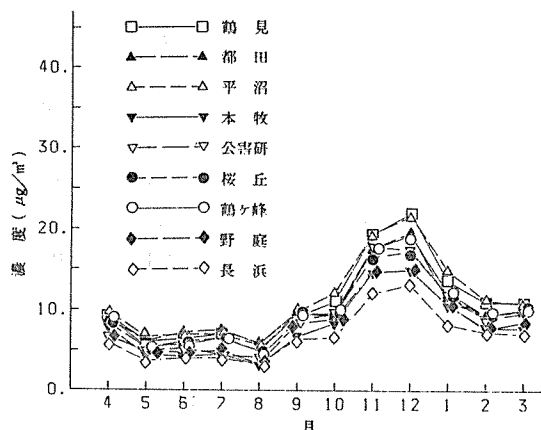


図-3 元素炭素の濃度の季節変動(昭和59年度)

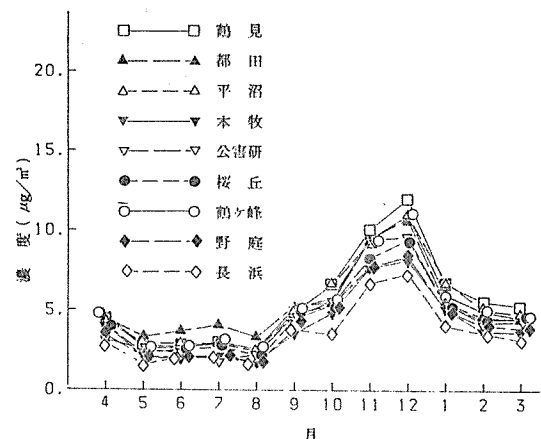


図-4 有機炭素の濃度の季節変動(昭和59年度)

表-2 元素炭素、有機炭素、総炭素の浮遊粒子状物質に対する割合および有機炭素と元素炭素との比（年平均値）

項目	鶴見	都田	平沼	本牧	公害研	桜丘	鶴ヶ峰	野庭	長浜	平均
EC(%)	21.0	20.4	20.3	17.9	19.8	20.6	19.9	17.5	20.1	19.7
OC(%)	10.4	10.8	9.4	9.0	9.9	9.8	10.3	8.9	10.1	9.9
TC(%)	31.4	31.1	29.7	26.9	29.7	30.4	30.2	26.4	30.4	29.6
OC/EC	0.49	0.53	0.46	0.50	0.50	0.47	0.51	0.50	0.51	0.50

EC：元素炭素、OC：有機炭素、TC：総炭素

ではば一定の傾向を示し、ECとOCの相関係数も0.99と高い値を示した。

なお、全期間、全地点を通じたEC、OC濃度の最低値～最高値は、ECが3.2（本牧・長浜、8月）～22.0（鶴見、12月） $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、OCが1.6（長浜、5月）～12.0（鶴見、12月） $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。SPMに占める割合も同様にECが12.3（長浜、12月）～26.6（長浜、12月）%、OCが5.3（野庭、5月）～14.7（長浜、12月）%であった。

3-3 重金属成分

重金属成分の濃度を地点ごとの年平均値でみると（表-1）SPM濃度の最も低い長浜でFe、Zn、Pb、Mn、Cdも最も低くなっていた。しかし、V、Niが最低濃度となった地点はVが都田と鶴ヶ峰、Niは都田というように、市内の内陸部で低い値となった。

一方、最高濃度はZn、Pb、Mn、Cdが鶴見、Fe、Cuは平沼、V、Niは本牧となっていた。これら3地点の立地の特徴は、鶴見が京浜工業地帯の近傍に、平沼が市街地であつ鉄道（東海道線）から約10m離れたところに、本牧が石油精製工場の近傍にそれぞれ位置しており、重金属成分は調査地点周辺の発生源の特徴を示していた。

このように、重金属成分は地点による特徴を持っており、発生源の地理的位置と規模および排出粒子の拡散過程の違いが各地点での重金属濃度の違いとなって表われていると考えられる。

3-4 イオン成分

各地点の年平均値（表-1）についてイオン成分の特徴をみると、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、 Cl^- が鶴ヶ峰で、 Na^+ 、 K^+ 、 SO_4^{2-} が鶴見で、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} が平沼で最高濃度となった。逆に最低濃度の地点は SO_4^{2-} が鶴ヶ峰で、その他はすべて長浜であった。イオン成分によって最高濃度地点が異なるのは、重金属の場合と同様、発生

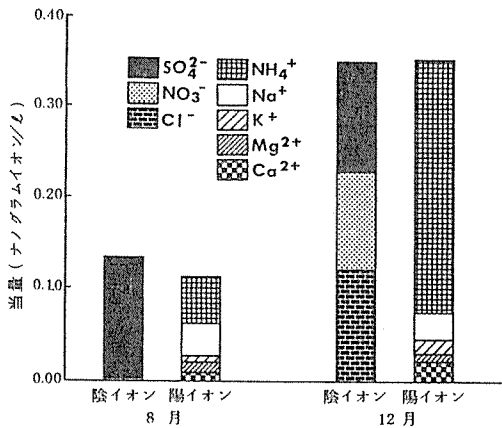


図-5 陰イオンおよび陽イオンの当量にもとずく対応 (全地点平均)

源の位置と拡散過程の違いによるものと考えられるが、そのほかにも SO_4^{2-} 、 NO_3^- のように亜硫酸ガス (SO_2)、窒素酸化物 (NO 、 NO_2) が変換¹⁵⁾ されて SPM を生成する要因を考える必要がある。

また、陰イオンのうち NO_3^- は 8 月に $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、12 月に $6.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 Cl^- は 8 月に $0.02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、12 月に $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (いずれも全地点平均) であり、夏季と冬季で著しい濃度の違いが認められた。図-5 は SPM 濃度が最低となった 8 月と、最高となった 12 月のイオン成分の全地点平均値について、陰イオンと陽イオンの当量による対応を示したものである。8 月の陰イオンはほとんどが SO_4^{2-} で占められており、 NO_3^- 、 Cl^- の占める割合はきわめて少ない。筆者らの別の調査によれば、この原因としてクロリンロス¹⁶⁾ (Chlorineloss) のほかに、夏季において SPM 捕集部が高温となるサンプラーの構造上の問題もあげることができる。

4. 考 察

4-1 浮遊粒子状物質濃度の年度推移

昭和 53 年度から 59 年度までの 7 年間にわたる SPM 濃度の年度推移をみるため、各地点の年平均値をプロットし図-6 に示した。図-6 から昭和 53 年度～55 年度までは減少傾向がみられるが、その後はほぼ横ばいとなっている。したがってこの傾向が続くならば、横浜市内の全一般環境大気測定局において SPM の環境基準に適合するのは当分の間困難であると考えられる。そこで、工業地帯近傍に位置し SPM 濃度が高い鶴見、および横浜市内で唯一環境基準を達成している長浜の SPM 濃度の比較から、環境基準達成のための条件について以下に考察する。

長浜が環境基準を達成したのは昭和 55 年度からで

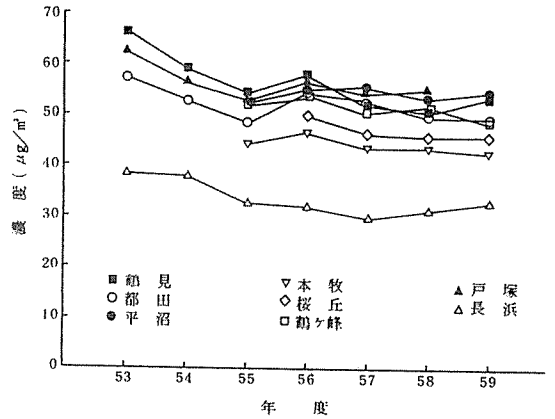


図-6 浮遊粒子状物質濃度の推移

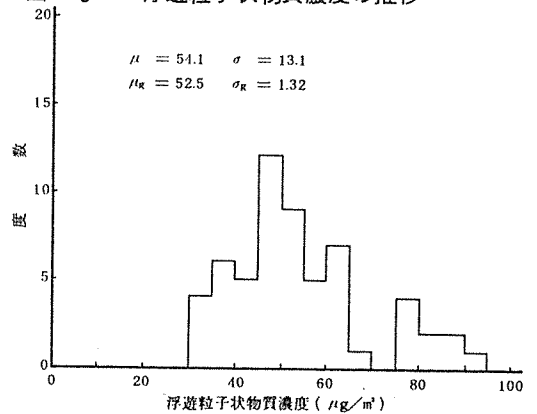


図-7 浮遊粒子状物質濃度の度数分布 (昭和 55 年度～59 年度、鶴見)

μ : 平均 σ : 標準偏差
 μ_g : 幾何平均 σ_g : 幾何標準偏差

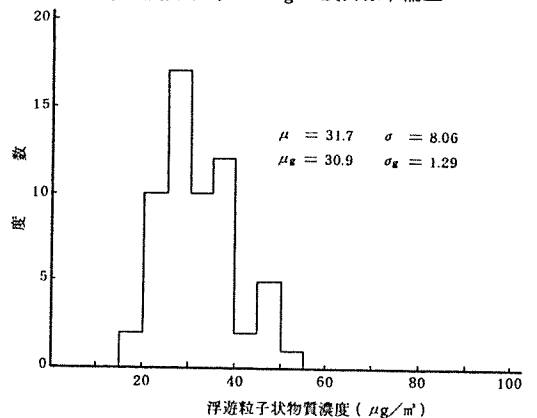


図-8 浮遊粒子状物質濃度の度数分布 (昭和 55 年度～59 年度、長浜)

μ : 平均 σ : 標準偏差
 μ_g : 幾何平均 σ_g : 幾何標準偏差

あり、その後 9 測定地点で SPM 濃度に減少傾向がみられないのは図-6 に示したとおりである。そこで昭和 55 年度～59 年度の 5 年間の SPM 濃度の出現頻度をみるため、鶴見、長浜について度数分布図を作成し図

— 7, 図— 8に示した。

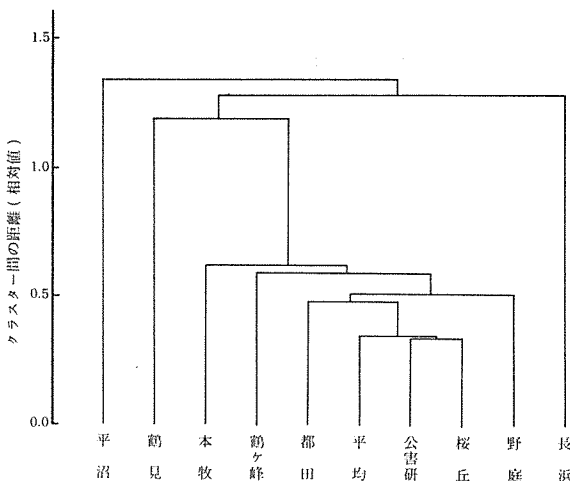
図— 7, 図— 8に示した鶴見, 長浜の度数分布について, 正規分布および対数正規分布へのあてはめ(適合度)を χ^2 検定(有意水準0.95)により調べたところ, いずれの分布とも棄却されなかった。そこで, ここでは両地点の分布を正規分布であると仮定して考察を進める。

鶴見, 長浜のSPM濃度は, 昭和55年度から59年度までの平均値(μ)がそれぞれ $54.1\mu\text{g}/\text{m}^3$, $31.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ でその差は $22.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ である。また, 標準偏差(σ)は鶴見が $13.1\mu\text{g}/\text{m}^3$, 長浜が $8.06\mu\text{g}/\text{m}^3$ で鶴見の方がバラツキが大きい。これらは図— 8と図— 9の比較からも簡単に読み取ることができる。そして, 鶴見のバラツキが大きい主な原因は $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の濃度域の部分にあることも理解できる。図— 2に示したSPM濃度の季節変動でもみられるように, $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の濃度域に入る試料はいずれも11月~2月の高濃度期に採取されたものである。したがって, 鶴見においてSPMの環境基準を達成するには年平均濃度で $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度減少させ, 特に大気が安定となり高濃度のSPMが出現する冬季の濃度を減少させる必要がある。

鶴見, 長浜を除いた他の7調査地点のSPM濃度の出現頻度の傾向は概ね鶴見と似ており, これらの地点で環境基準を達成するには, 長浜の平均濃度をひとつの目標として設定し, 年平均値で $15\sim 20\mu\text{g}/\text{m}^3$ 低減させる必要がある。

4-2 クラスタ分析による調査地点の類型化

表— 1に示したSPMおよび成分濃度の年平均値を用い, クラスタ分析^{17,18)}による調査地点の類型化を行った。



図— 9 浮遊粒子状物質および成分の年平均値を用いたクラスタ分析による調査地点の類型化

調査地点間の類似性は各成分濃度の地点間差の大きさによって表わされ, 全成分の地点間差を一つの地点間差を表す尺度(距離)にまとめ, 距離の近さにもとづきクラスターをまとめていくのがクラスター分析の原理である。本報では各地点の年平均濃度を全地点での年平均濃度で除して互いに比較可能な単位に統一し, それらについて全成分の地点間差のユークリッド距離を求め, 最近距離法にもとづきクラスター分析を行った。結果を樹形図(デンドログラム)にまとめ, 図— 9に示す。

図— 9から, 9ヶ所の調査地点は, {鶴見}, {平沼}, {本牧, 鶴ヶ峰, 都田, 公害研, 桜丘, 野庭}, {長浜}の4つのクラスターに類型化できることが示された。これらの4つのクラスターは調査地点の周囲の状況とSPMおよび成分濃度の関係をよく反映している。すなわち鶴見は京浜工業地帯傍に位置し各種固定発生源の影響を受けやすく, また平沼は市街地の中心に位置し移動発生源の影響を受けやすく, SPMと成分の濃度も高いことを反映している。一方, 長浜は風致地区に位置し緑地に囲まれ, SPMに関する環境基準に適合している地点である。その他の地点は市街地から離れた住宅地に位置しており, SPMおよび成分の濃度も市内の平均値に近い地点である。

クラスター分析による結果はあくまでも地点間の相対的評価ができるに過ぎないが, 多くの測定値を一つの尺度にまとめ, 結果が視覚に訴えて理解できることから, 今後もSPMの汚染の解析に必要な手法であると思われる。

4-3 クラスタ分析を用いた浮遊粒子状物質および成分の類型化

本調査で得られたSPMと成分の濃度および一般環境大気測定局で測定された大気汚染物質(デジタルダスト, 亜硫酸ガス, 窒素酸化物, オキシダント)について相関係数(全地点, 全期間)を求め, 相関係数を類似度としたクラスター分析^{17,18)}を行い, SPM, 成分等の類型化を試みた。実際の計算の過程では, 1から相関係数を差し引いた値を距離と考え, 最近距離法にもとづき類型化を行った¹⁹⁾。図— 10はクラスター分析の結果にもとづく樹形図である。

クラスター分析では, クラスタ間の類似度(相関係数)が大きい成分から順に併合されクラスターを形成して行く。成分間で最も相関係数(r)が大きいものはECとTC($r=1.00$)であり, 最初に併合され, 次に新たな{EC, TC}のクラスターとOCが併合され{EC, OC, TC}のクラスターが形成されてい

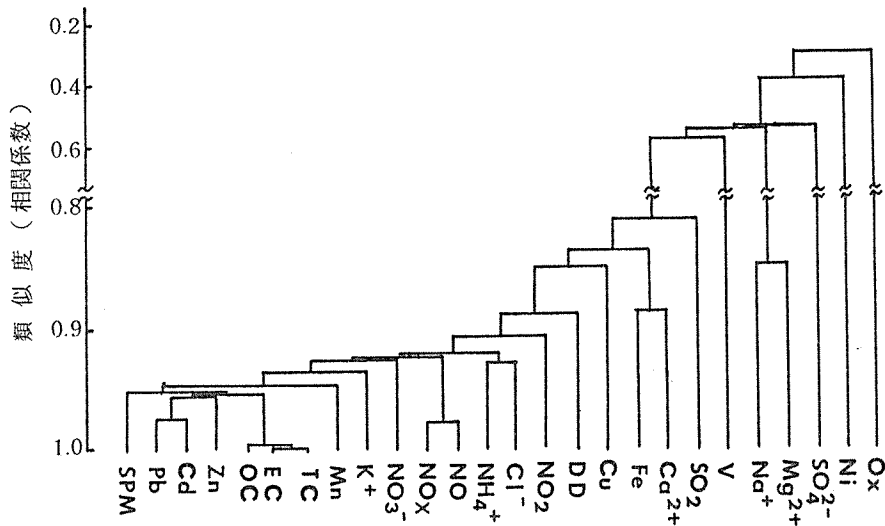


図-10 相関係数を類似度としたクラスター分析による成分の類型化

る。同様にPbとCd ($r=0.97$)も早い段階に併合されている。

図-10において、EC、OC、TC、Pb、Cd、Zn、Mn、 K^+ がSPMと同一のクラスターを形成している。これらの成分のうち金属成分はガソリン車排ガス、鉄鋼工業、都市廃棄物焼却のいずれかからの排出量が多く²⁰⁾、また炭素成分も同一のクラスターとなっていることから、このクラスターは燃焼と密接な関係があるものと思われる。

また、土壌由来粒子の成分と考えられるFeと Ca^{2+} は相関も高く($r=0.89$)、同一のクラスターを形成している。 Na^+ と Mg^{2+} も相関が高く($r=0.85$)、 Na^+ と Mg^{2+} の濃度比〔 Mg^{2+}/Na^+ 〕の年平均値が0.16で海塩粒子中の濃度比0.13と近い値であることから、 Na^+ 、 Mg^{2+} の多くは海塩粒子起源と指定される。

なお、主として石油燃焼に起源が求められるV、Niは他の燃焼に関する成分との類似性が認められず、SPMに対する石油燃焼の影響はあまり大きくないことが示唆された。

4-4 炭素成分にもとづく浮遊粒子状物質のバックグラウンド濃度の推定

SPM濃度とある成分濃度がきわめて高い相関にある場合、それらの回帰式の係数の信頼区間は狭く、ある成分の濃度が0のときのSPM濃度を回帰式から外挿して求めることは可能である。当然ながら、回帰式の有する誤差は常に念頭に置く必要はある。こうした考えに基づき、SPMと炭素成分が比較的高い相関を持つ(ECは0.94、OCは0.91、TCは0.93)ことに着目して都市域におけるバックグラウンド濃度の推

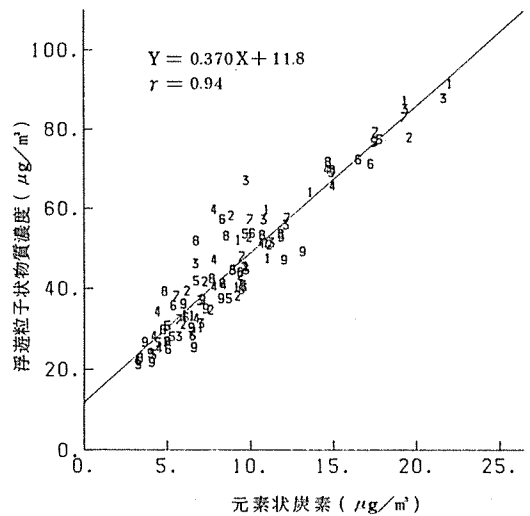


図-11 元素状炭素と浮遊粒子状物質の散布図
番号は地点番号

定を行った。

図-11はSPMとEC濃度の散布図である。SPM濃度をY軸、EC濃度をX軸として求めた回帰式 ($Y = 3.70X + 11.8$) の切片の値から、 $11.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ がECが0となったときの都市域でのSPMのバックグラウンド濃度と見積られる。同様にSPMとOCの回帰式から $16.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、SPMとTCの回帰式から $13.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ が求められ、SPM濃度のバックグラウンド濃度として $11 \sim 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲の値が得られた。

このバックグラウンド濃度は都市において人間が活動を停止したときのSPM濃度と考えられる。すなわち、炭素成分は燃焼と密接な関係にあり、炭素成分の濃度が0ということは炭素成分の固定発生源と移動

発生源がともに稼動していない状態を意味する。それと同時に、移動発生源によって巻き上げられる土壌粒子の影響も減少する。したがって、バックグラウンド濃度としてのSPMに含まれるものは海塩粒子、黄砂等のグローバルな土壌粒子、自然風で巻き上げられるローカルな土壌粒子等、主として自然界に起因する粒子と考えられる。

4-5 成分分析の結果にもとづく浮遊粒子状物質中の土壌粒子、海塩粒子、二次粒子、燃焼粒子の濃度の推定

SPMに対する各種発生源からの寄与率を求める方法としてCMB法が用いられている。しかしCMB法は、計算に用いる指標成分の発生源データの収集が難しく、また、同じ種類の発生源でも指標成分の割合が異なることが多く、どのデータをもって発生源を代表させるかについて問題を残している。例えば、SPMの主要な発生源と考えられる土壌でも、その種類には道路ダスト、自然土壌、造成地土壌等があり、その指標成分であるAl、Scの割合にバラツキを持っている⁸⁾。したがって、CMB法で求めた発生源寄与率は必ずしも確実なものとはいえない。発生源寄与率をより確実なものとするには他の手法で求めた寄与率と比較し、両者が相補う必要がある。そこで、新たな方法として、本調査で求めた炭素成分その他の濃度に基づき、SPMを土壌粒子、海塩粒子、燃焼粒子、二次粒子に大別し、その寄与率を試算することを試みた。

それぞれの粒子の濃度は以下の仮定によって求めた。すなわち

① Na^+ と Mg^{2+} の大部分は海塩粒子に由来する。SPM中の Na^+ 、 Mg^{2+} の存在比を海塩粒子中の存在比と比較し、不足する方の成分をすべて海塩粒子起源と

する。また求めた海塩粒子に比べ過剰に存在する Cl^- は燃焼起源粒子に算入する。過剰の Na^+ は燃焼粒子に、 Mg^{2+} は土壌粒子に算入する。

② Feを除く金属成分の多くはクラスター分析の結果から燃焼に由来すると思われるが、Znを除きその濃度レベルはSPMの濃度レベルに比べ小さいのでZnのみを考慮する。また、イオン成分のうち K^+ は燃焼に起因するものが多いので燃焼起源とする。すなわち、E、C、OC、Zn、 K^+ および①で求めた過剰の Na^+ 、 Cl^- の和を燃焼粒子とする。

③ NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- はすべて二次粒子起源とする。

④ SPM濃度から①、②、③で求めた海塩粒子、燃焼粒子、二次粒子の濃度を差し引いた残りを土壌粒子とする。

以上の仮定にもとづき、鶴見、長浜において計算された各粒子のSPM中の濃度を図-12、図-13に示した。

図-12、図-13においてSPMに対する土壌粒子の推定割合は、鶴見が30.7~41.6%、長浜が28.8~44.6%となり、その値は筆者らの別の調査⁷⁾でCMB法によって求めた土壌粒子の寄与率(割合)6.4~20.0%よりかなり高目である。そこで、本考察で求めた土壌粒子の割合が妥当な値であるかを、土壌中に多く含まれているFeと比較することにより検討した。

まず、SPM中のFe濃度と土壌中のFeの割合から単純に土壌粒子の寄与率(割合)を求め⁸⁾、いくつかの仮定から推定された土壌粒子(推定土壌粒子)の割合を比較した。ここで、土壌粒子の指標元素としてFeを用いてもAlの場合とあまりかわらないのは既報⁸⁾のとおりである。土壌中のFeの割合は、本調査とは別の調査⁷⁾で採取した土壌についてSPMと同様の方法で化学分析して求めた。土壌中のFeの割合および参考

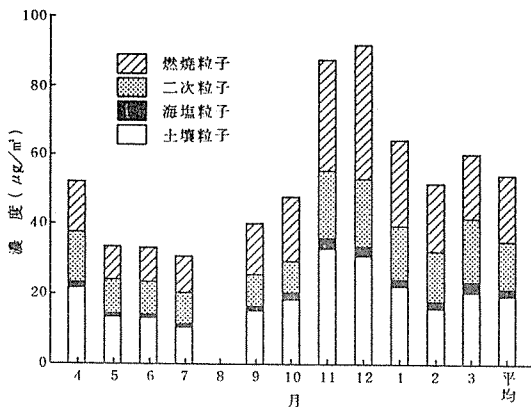


図-12 浮遊粒子状物質中の土壌粒子、海塩粒子、二次粒子、燃焼粒子の推定(鶴見)

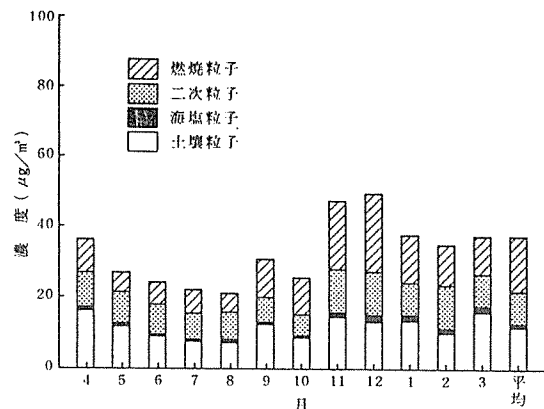


図-13 浮遊粒子状物質中の土壌粒子、海塩粒子、二次粒子、燃焼粒子の推定(長浜)

表-3 硝酸・過酸化水素水抽出法による土壌中の重金属の割合

	鶴見 (A)	都田 (B)	桜丘 (B)	野庭 (C)	南瀬谷 (C)	松田 (B)	道路* ダスト (A)	自然* 土壌 (B)	造成地* 土壌 (C)
Fe	6.7	7.6	6.6	5.0	4.3	9.4	5.5	7.5	4.1
Mn	0.175	0.131	0.111	0.079	0.070	0.138	0.120	0.126	0.068
V	0.029	0.050	0.037	0.027	0.027	0.057	0.024	0.048	0.022
Ni	0.008	0.003	0.003	0.002	0.002	0.004	0.007	0.003	0.002
Zn	0.180	0.016	0.023	0.014	0.009	0.010	0.143	0.015	0.20
Cu	0.082	0.012	0.013	0.007	0.006	0.019	0.051	0.014	0.011
Pb	0.039	0.0027	0.0076	0.0018	0.0011	0.0007	0.033	0.0035	0.0043
Cd	2.01	0.18	0.47	0.16	0.17	0.00	2.01	0.25	0.36

()内A, B, Cは土壌の採取区分, 単位: %

* 印はそれぞれ横浜市域外の地点も含めた採取区分別の平均値

としてその他の重金属の割合を表-3に示す。表-3から、Feは自然土壌に多く含まれる傾向があるが、既報⁸⁾のとおり、都市大気中の土壌粒子の多くは道路ダストまたは造成地土壌が起源と思われるので、土壌粒子中のFeの割合を、道路ダストと造成地土壌の中間の概算値として、5.0%と仮定する。そうすると、SPM粒子中の土壌粒子の割合はSPM中のFeの割合(%)を5.0%で除して求められ、鶴見は22.6~41.0%、長浜が20.2~39.8%となる。これを上記推定土壌粒子の割合と比較すると、やはり推定値はやや高目の値となっていると考えられる。しかし、土壌粒子中のFeの割合が一義的に決められない現状では比較的よい推定値であると思われる。

次に、推定土壌粒子の濃度とFe濃度の季節変動を比較した。図-14は鶴見、長浜について推定土壌粒子とFeの濃度をプロットしたものである。図-14において両者の季節変動は鶴見、長浜とも良く一致している。推定土壌粒子とFeの相関をみても、全地点、全期間の両者の相関係数は0.84であり、鉄道からのFe濃度への影響が推定される平沼を除いた8地点では0.89とより高い相関となり、推定土壌粒子濃度は実際のSPM中の土壌粒子濃度とかなり近い値であることが推測された。

以上のSPM粒子の起源と濃度の推定をいくつかの仮定にもとづいて行ったが、その結果をより確実なものとするにはその仮定について様々な角度から検証を加える必要がある。たとえば、OCの中に含まれる二次粒子や自然界からの天然有機物はどの程度入っている

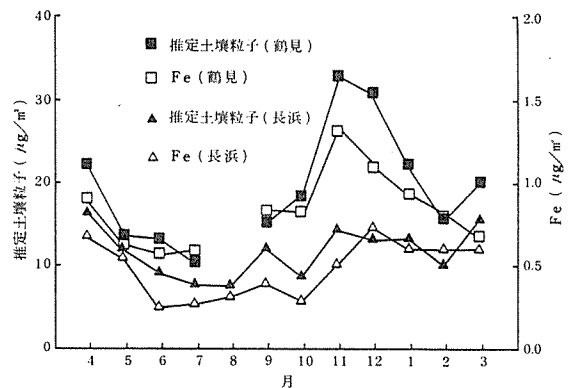


図-14 Feおよび推定土壌粒子の濃度

のか、あるいは、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ のうち二次生成粒子はどの程度を占めているのかを明らかにしていかなければならないであろう。また、土壌粒子の推定濃度についてはFeのみならずAl、Siによっても確認する必要がある。

ところで、SPMの環境基準を横浜市内の全一般環境大気測定局で適合するにはSPM濃度を年平均値で $15 \sim 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 減少させる必要があることは4-1で述べた。そこで、いくつかの仮定にもとづいて求めたSPMの起源とその濃度(図-12)から、SPM濃度低減の可能性について検討を加える。

まず都市域における土壌粒子の主要な生成要因は、車の走行に伴う砂じんの巻き上げと推定され、仮に電気自動車が普及したとしても、車を中心とする社会構造が改善されない限り砂じんの巻き上げ量は減少しな

いと考えられる。また、海塩粒子は自然現象によって生成するものであり、SPMに占める割合は少ないものの、減少させることはできない。したがって、現在のところSPMの濃度の低減は、二次粒子と燃焼粒子の減少によらなければならない。

もし二次粒子を減少させようとするならば、亜硫酸ガス(SO₂)や窒素酸化物(NO, NO₂)の排出量の削減と、横浜市外の地域を含む広域的な対策が必要である。また、燃焼起源の粒子を減少させるにはさらに燃焼粒子の主要な発生源である固定発生源と移動発生源の寄与率を明確にし、SPMの濃度を効果的に減少させるための発生源別の対策を展開して行く必要がある。

CMB法が指標成分を用いた計算によって発生源寄与率を推定するのに対し、本考察で用いた主要成分に基づく寄与率の推定方法は、実際に得られた“量”から積算されたもので確実性がある。したがって以上のようにSPM対策の根拠として生かされる可能性があり、今後、重要なSPMの解析方法となることが期待される。

5. まとめ

昭和59年4月～60年3月の1年間、横浜市内9ヶ所で浮遊粒子状物質(SPM)および炭素成分をはじめとするSPM中の諸成分の濃度を調査した結果、次のことが明らかとなった。

① SPM濃度は工業地域や市街地近傍でやや高い傾向を示した。SPM濃度は昭和55年から横ばい傾向を示しており、一部の地点を除き環境基準(長期的評価)に適合していない。基準に適合するには年平均値で15～20 μg/m³程度の濃度低減の対策を講じる必要がある。

② 元素状炭素(EC)、有機炭素(OC)の濃度の季節変動は、SPMときわめてよく似ていた。ECはSPM中に17.5～21.0%占め、OCもSPM中に8.9～10.8%占めており、ECとOCでSPM中の26.4～31.4%を占めていた。また、ECとOCの存在比は約2:1であった。

③ クラスタ分析によって調査地点の類型化を行ったところ、工業地域近傍、市街地、郊外部住宅地、風致地区の4つのクラスターに分類された。

④ クラスタ分析によってSPMおよび成分の類型化を行ったところ、SPMは燃焼と密接な関係にある成分と同一のクラスターを構成した。

⑤ 炭素成分とSPMとの回帰式から都市域でのSP

Mのバックグラウンド濃度は11～17 μg/m³程度であると推定された。

⑥ いくつかの仮定にもとづきSPMの濃度を土壌粒子、海塩粒子、二次粒子、燃焼粒子の各起源に分けたとき、土壌粒子は30～45%程度含まれることとなった。土壌粒子の推定濃度の妥当性についてSPM中のFe濃度を用いて検討したところ、やや過大評価の傾向はみられたが、推定濃度とFe濃度の季節変動はよく一致していた。

浮遊粒子状物質の濃度を低減するにはまず発生源と環境の関係を明らかにする必要がある、その方法として、ケミカル・マス・バランス法(CMB法)がしばしば用いられている。しかしCMB法に用いるデータは常に不確実性を持つことが避けられない現状では、CMB法の妥当性を確かめる方法が必要である。その方法として、主要成分にもとづき各種粒子の濃度を求める考え方を筆者らは示した。SPMの汚染機構の解明には成分の組成をできるだけ明らかにする必要がある、それらについて多変量解析法、CMB法、組成分析による見積る方法等様々な手法を併用して行くことが今後とも不可欠であろう。

文 献

- 1) 横浜市公害対策局：横浜市大気汚染調査報告書(昭和53～58年度)。
- 2) 鈴木正雄：横浜市内における大気中の浮遊粒子状物質および重金属濃度の調査結果とその主成分分析による解析，横浜市公害研究所報，4，25(1979)。
- 3) 鈴木正雄：横浜市内における大気中の浮遊粒子状物質および重金属の濃度(第二報)，横浜市公害研究所報，6，65(1981)。
- 4) 横浜市公害研究所：浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書(1983)。
- 5) S.K.Friedlander: Chemical element balances and identification of pollution sources. *Environ. Sci. Technol.*, 7, 235-240(1973)。
- 6) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会：「ケミカルマスバランス法マニュアル」昭和57年度神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書(1983)。
- 7) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会：昭和58年度神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書(1984)。
- 8) 鈴木正雄，新井久雄：ケミカル・マス・バランス法を用いた浮遊粒子状物質に対する土壌粒子の寄与率の推定に関する諸問題，横浜市公害研究所報，10，

(1985).

9) G.T.Wolff, R.L.Klimisch: Particulate carbon; atmospheric life cycle, Plenum Press (1982).

10) E.C.Ellis, T.Novacov: Application of thermal analysis of the characterization of organic aerosol particles, *Sci. Tot. Environ.*, **23**, 227 (1982).

11) 新井久雄: サーマル法による浮遊粉じん中の有機炭素及び元素状炭素分析の検討, 横浜市公害研究所報, **10**, 5-13 (1985).

12) S.Pratsinis, E.C.Ellis, T.Novacov, S.K.Friedlander: The carbon containing component of the Los Angeles aerosol; source apportionment and contributions to the visibility budget, *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **34**, 643-650 (1984).

13) 太田幸雄, 大喜多敏一: 大気中の粒子状炭素濃度の測定(II), 第 24 回大気汚染学会講演要旨集, 351

(1983).

14) 新井久雄, 鈴木正雄, 太田正雄, 渡辺善徳: 道路周辺地域における浮遊粉じん中の炭素成分の挙動, 横浜市公害研究所報, **10**, 35-42 (1985).

15) 角脇怜: 都市大気中における二次粒子の挙動と生成機構(III), 公害と対策, **18**, 57 (1982).

16) 田中茂, 小田切幸成, 加藤利明, 橋本芳一: 海洋大気中での汚染物質による海塩粒子からの塩素の脱離, 日本化学会誌, 1946 (1982).

17) 奥野忠一, 久米均, 芳賀敏郎, 吉澤正: 多変量解析法, 日科技連出版社 (1971).

18) 河口至商: 多変量解析法入門 II, 森北出版 (1973).

19) 江場弘樹: 大気浮遊粉じんの起源に関する一考察, 愛知県公害センター所報, **7**, 109 (1979).

20) 溝畑朗, 真室哲雄: 堺における大気浮遊粒子状物質中の諸元素の発生源の同定(I), 大気汚染学会誌, **15**, 198-206 (1980).

ダスト測定における非等速吸引の影響(I)

佐 俣 満 夫*

要 旨

煙道のダスト試料採取の際、吸引流速をダクト内流速と同じにして吸引(等速吸引)しないとダスト測定値に誤差を生じることが知られている。しかし、等速吸引によるダスト試料採取方法は測定手順が煩雑であり測定に要する時間も長くなる。一方、非等速吸引でダスト採取が可能であれば、容易にダスト測定を行うことができ測定効率の向上が図れることになり、実際の煙道への応用の可能性も大きくなる。そこで、非等速吸引の方法による場合のダスト測定値に対する影響を検討するため模擬煙道を用いて実験を行った。煙道内径310mmの模擬煙道にJIS Z 8901, 試験用ダスト10種 フライアッシュ粒子(実測した粒子の重量中位径3~5 μm)を供給し、ダスト濃度10, 50, 100 mg/m^3 , ダクト内空気流速5, 7.5, 10 m/s の条件で等速及び非等速吸引によるダスト採取実験を行い非等速吸引のダスト測定値に与える影響を検討し、次のような知見が得られた。

- (1) 非等速吸引の影響は $C_s/C_o = \alpha (V_o/V_s) + (1-\alpha)$ で与えられ、ダスト濃度による影響はみられなかった。
- (2) 非等速吸引の誤差は、 $E(\%) = \alpha (V_o/V_s - 1) \times 100$ で表され、吸引流速がダクト内流速より遅いとプラスの誤差となり、速いとマイナスの誤差となる。
- (3) 重量中位径を用い、ノズル径を一定にする限りでは従来の評価式の中ではDavies式が最も良く本実験と一致した。
- (4) 本実験において粒子径に重量中位径を用いることによって次式を得た。

$$C = \alpha V + (1 - \alpha)$$

$$\text{ただし、} C = \frac{C_o}{C_s} \quad \alpha = \frac{(5V+A)St^2}{1+(5V+A)St^2} \quad A = -0.32V_o^2 + 4.4V_o - 10$$

$$V = \frac{V_o}{V_s} \quad St = \frac{Dp^2 \rho_p V_o}{9\mu Dn}$$

- (5) さらに、粒度分布を考慮することによって、本実験から次のような評価式を得た。

$$C = \alpha_s V + (1 - \alpha_s)$$

$$\text{ただし、} C = \frac{C_s}{C_o} \quad \alpha_s = \frac{1}{100} \{ \sum \Delta \alpha (\Delta W) \} \quad \Delta St = \frac{(\Delta Dp)^2 \rho_p V_o}{9\mu Dn}$$

$$V = \frac{V_o}{V_s} \quad \Delta \alpha = \frac{\Delta St}{\left(\frac{1}{B \Delta St} \right) + \Delta St}$$

ここで、 C_o : 等速吸引によるダスト濃度

C_s : 非等速吸引によるダスト濃度

V_o : ダクト内流速

V_s : 非等速吸引による吸引流速

St : 粒子のストークス数

Δ のついた記号は各粒子径におけるそれぞれの関数又は変数

B : 本実験の結果から $V_o = 5$ 又は 10 m/s のとき $B = 1.5$, $V_o = 7.5 \text{ m/s}$ のとき $B = 2.5$ 。

Errors for anisokinetic sampling on dust sampling (Report I)

*Mitsuo Samata, 横浜市公害研究所大気部門

1. はじめに

煙道中のダストの採取は JIS Z 8808 に規定されている等速吸引法によることが標準とされている。しかし、等速吸引法は測定手順がかなり煩雑であるため、熟練を必要とし、また、実際の測定に際してかなりの測定時間を要する。このため標準とされている等速吸引法によらなくても、すなわち非等速吸引法によって正確なダスト濃度を得ることができれば、ダスト採取は容易となり、自動採取法の開発も可能となってくる。更に、非等速吸引法に関する研究が進めば静止気体からの粒子の採取や航空機等によるエアロゾルの採取への応用の道も開かれる。したがって従来から多くの研究者によって非等速吸引に関する実験的あるいは理論的研究がなされてきた。しかし、この研究は粉体供給システムによる精度の高い実験が要求されるとともに、気体中に分散する粒子の挙動について厳密な動力学的解析が必要とされるため、十分な解明がなされていない現状にある。そこで、横浜市公害研究所では模擬煙道を用いて、実際の煙道に近い条件、すなわちダクト内空気流速 $5, 7.5, 10 \text{ m/s}$ 、ダスト濃度 $10, 50, 100 \text{ mg/m}^3$ の各条件でダスト採取における非等速吸引の影響について実験するとともに、併せてダスト粒子の動力学的解析を試みた。

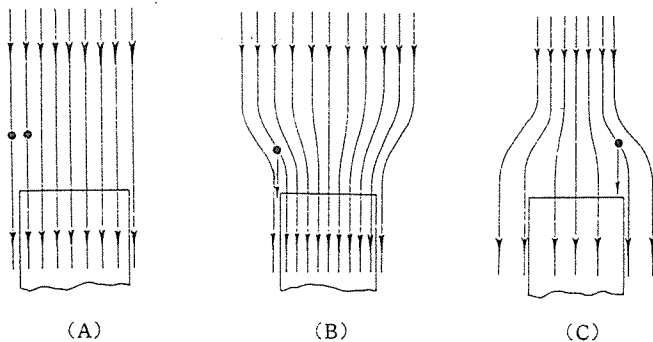
2. ダスト採取における非等速吸引誤差の考え方

ダクト内を流れる気体中に粒子が存在するとき、気体の流れの方向が急激に変化しても粒子は慣性エネルギーによって直進しようとする。そこで、煙道のダスト採取に当ってダクト内を流れる空気の流速（以下ダ

クト内流速と呼ぶ）と同じ流速で空気を吸引すれば、図-1(A)のように気流の流線と粒子の流線は同じとなり、吸引ノズルに流入する気体中に含まれる粒子は過不足なく捕捉される。ダクト内流速より吸引流速が速いときには図-1(B)のように吸引ノズルの外周近くの気体はノズル内に吸引されるものの、そこに含まれる粒子の一部は慣性エネルギーのため直進しノズルに捕捉されない。また、逆にダクト内流速より吸引速度が遅いときには図-1(C)のようにノズルの内周近くを流れる空気はノズルに吸引されず外側にされるが、空気に含まれる粒子の一部はそのまま直進しノズル内に入る。このようなことから、ダクト内を流れる空気中に含まれる粒子を採取するとき、試料空気吸引速度をダクト内の速度に一致させる必要があり、そうでないときには正しいダスト濃度は得られないことになる。

3. 模擬煙道装置

図-2及び写真-1,2に模擬煙道装置を示す。模擬煙道は粉体発生供給系、分散測定系、集じん系より構成されており、ダクト内径は 310 mm である。この装置



- A: 吸引速度 = ガスの流れ (等速吸引)
- B: 吸引速度 > ガスの流れ (非等速吸引)
- C: 吸引速度 < ガスの流れ (")

図-1 非等速吸引によるダスト採取の概念図

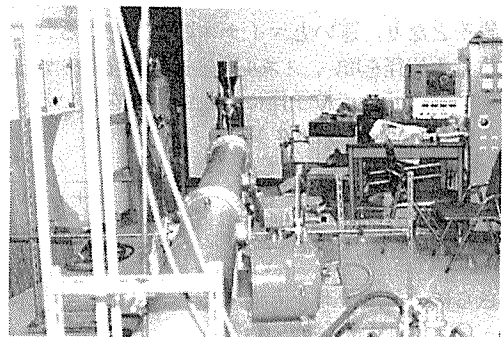


写真1 模擬煙道装置

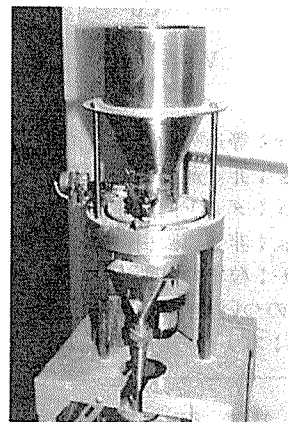


写真2 テーブルフィーダー

では粉体の種類にもよるが、ダクト内流速 $1 \sim 15 \text{ m/s}$ 、ダスト濃度 $5 \sim 300 \text{ mg/m}^3$ の範囲で安定して粉体を供給することができる。

粉体はテーブルフィーダーのホッパー部に供給される。粉体はフィーダーで定量供給され導管を通じてダクトの絞り部中心に落下する。絞り部の内径は 155 mm

に絞っており、ここで生じた乱流により粉体は瞬時に分散された後、テーパ部の拡散流によってダクト内で拡散される。ダクト内流速 10 m/s の場合、絞り部でのレイノルズ数はおおよそ $50,000$ 程度である。粉体供給部より下流 4 m のところに測定口として左右対称に 4 インチフランジが取り付けられている。測定口での

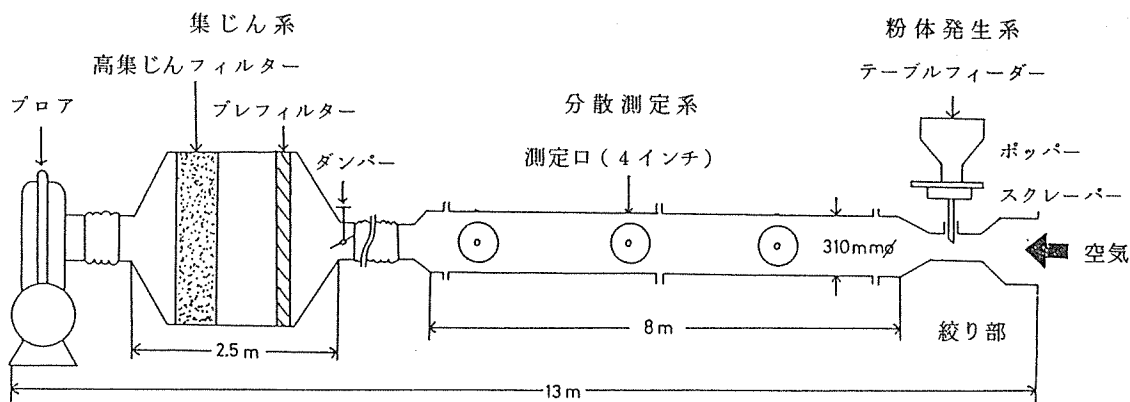


図-2 模擬煙道装置

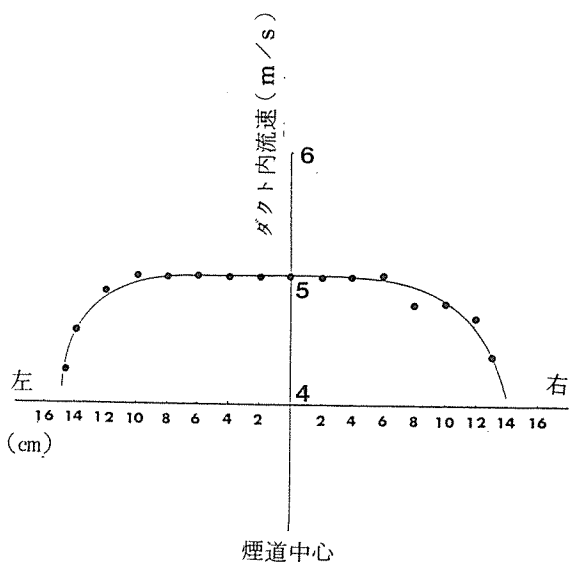


図-3 模擬煙道の測定口における水平方向の流速分布 (ダクト内流速 5 m/s)

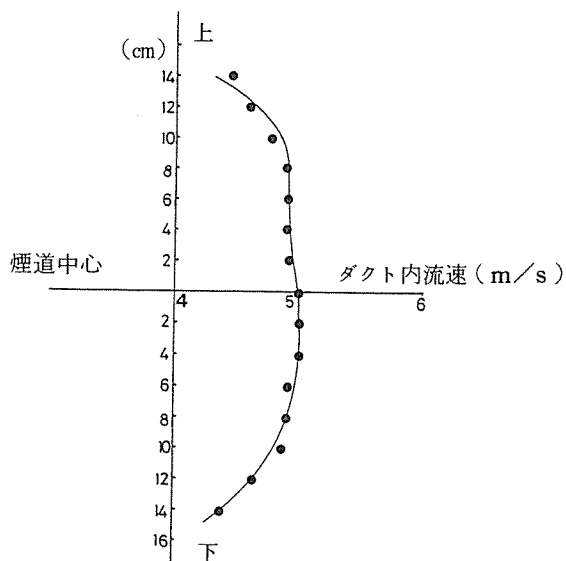


図-4 模擬煙道の測定口における垂直方向の流速分布 (ダクト内流速 5 m/s)

水平及び垂直方向の流速分布は図-3, 4に示すように、ほぼ均一な乱流が得られていることが分った。またJIS 10種フライアッシュを用いたときの濃度分布の一例を図-5に示す。またデジタル粉じん計による時間変化を図-6に示す。これより、この測定口位置で精度良いダスト濃度が長時間安定して得られることが分った。なお、図-6中の細かな周期的な変動はフィーダーの特性によるものと思われるが、この実験にはほとんど影響しないことも分った。

なお、テーブルフィーダーについては三協電業(株)製MFOV-2を使用したがる、市販仕様のものでは発生させる粒体の濃度範囲が狭く、本実験に必要な精度が得られない可能性があったので、著者らはスクレーパー部を図-7のように回転盤の接線方向 20° に鋭利な

エッジを持った鋼板を用い、これによって本実験の精度及び測定条件に十分対応できるようになった。¹⁾

4. ダストの採取方法

ダストの採取にはJIS Z 8808に準じた円形ろ紙法を用い、図-8に示すようにダクトの左右対称の位置に設けられた測定口の一方を常時等速吸引とし、他方を非等速吸引により採取した。またダクト内での測定点は濃度変動の少ない位置を選んで測定点とし、ノズル間隔はそれぞれダクト中心より 2 cm のところろ設定した。ダストの吸引時間は $20\sim 30$ 分であり、ダスト採取量は 5 mg 以上採取できるように努めた。また、使用したろ紙はゲルマンA型直径 37 mm の円型ガラス繊維ろ紙であり、採取後はノズル内壁にもかなりダス

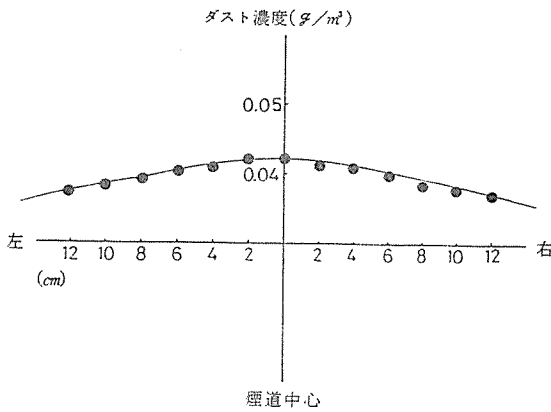


図-5 測定口における水平方向のダスト濃度分布の一例 (JIS 10種フライアッシュ)

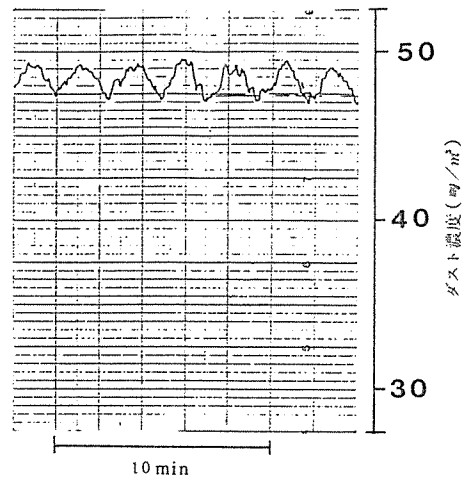


図-6 測定口におけるデジタル粉じん計によるダスト濃度の時間変化 (JIS 10種フライアッシュ)

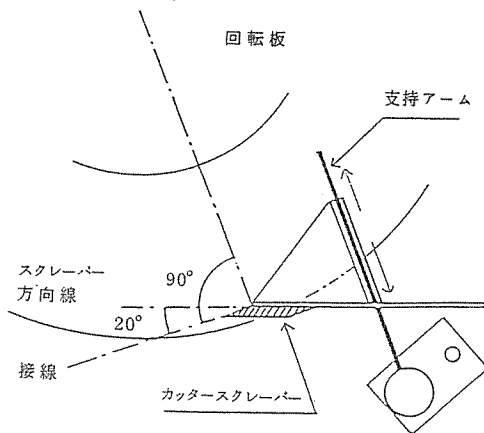


図-7 テーブルフィーダーのスクレーパーの改良

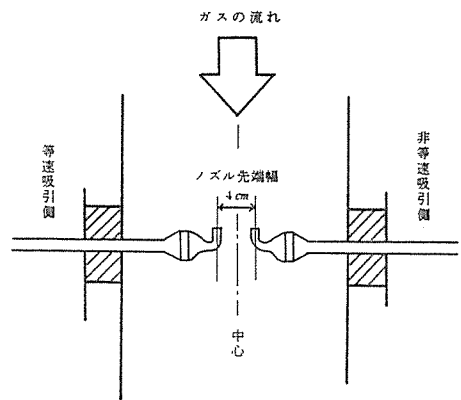


図-8 測定口でのサンプリングプローブの位置

トの付着がみられたのでろ紙及びノズルを秤量してダスト量とした。また粒度分布の測定にはアンダーセンスタックサンプラーを用いた。

5. 実験方法

実験は実際のスタックでの条件に近くなるように考慮して、ダクト内流速は5, 7.5, 10 m/s, ダスト濃度は10, 50, 100及び120 mg/m³とし、これらの条件をそれぞれ組み合わせて実験した。非等速吸引での吸引速度はJIS Z 8808を用いるときの精度を考慮して、等速吸引流速の0.5~4倍の範囲とした。またノズルは、ガスメータの精度等からノズルの使用範囲が限定されるので、表-1に示すように直径4~10 mmのノズルを使用した。

使用粉体はJIS Z 8901 10種 フライアッシュを用い、重量中位径は実測によると3~5 μm, 真比重は実測により2.42であった。またあらかじめ顕微鏡により粒度がほぼ均一であることを確かめた。

以下本文中で使用した記号の説明を示す。

Co : 等速吸引によるダクト中のダスト濃度[mg/m³]

Cs : 非等速吸引によるダスト濃度[mg/m³]

Vo : ダクト内流速[m/s]

Vs : 非等速吸引による吸引流速[m/s]

α : 吸引パラメーター

E : 非等速吸引誤差[%]

St : 粒子のストークス数(慣性パラメーター)[-]

Dp : 粒子の粒子径[cm]

ρp : 粒子の真密度[g/cm³]

μ : 気体の粘度[g/cm・s]

Dn : 吸引ノズル径[cm]

F(P): WatsonによるStの関数

L : ノズル上流の乱れ関数

λ : 粒子の慣性飛行距離[cm]

ρg : 気体の密度[g/cm³]

Re : レイノルズ数[-]

Vo \ Vo/Vs	Vo/Vs				
	0.25	0.5	1.0	1.5	2.0
Vo					
5 m/s	6	6	10	10	10
7.5 m/s	4	6	8	10	10
10 m/s	4	6	8	8	10

(mmφ)

表-1 非等速吸引に使用したノズル径

αs : 粒度分布を考慮した吸引パラメーター

d : 各粒子径でのそれぞれの関数あるいは変数

6. 結果と考察

6-1 ダクト内での粒子の粒度分布

非等速吸引による誤差は粒子の粒度分布によって大きく影響を受けることが知られている^{2)~7)}。そこでダクト内流速5, 7.5, 10 m/sについてアンダーセンスタックサンプラーによって測定した粒度分布を対数正規確率紙に表示したものを図-9に示す。これよりダクト内流速5 m/sのときの重量中位径は4.30 μm, 7.5 m/sでは3.20 μm, 10 m/sでは3.23 μmであり、粒子径も0.5~15 μm程度の範囲に分布していた。一般にフィーダー内で凝集した粒子は絞り部で分散させられるとき、ダクト内の流速が速くなればなるほど、気流による分散効果が促進される⁹⁾。よってダクト内流速の増加によって粒度分布は微小粒子側に偏る傾向を持つはずであるが、ダクト内流速7.5 m/sと10 m/sでは重量中位径がほぼ同じであった。これは7~10 m/sでは粒子の分散効果に変化がみられなくなるためと思われる。

6-2 吸引速度比とダスト濃度比の関係

供給ダスト濃度50~120 mg/m³, 吸引速度比(Vo/Vs)0.25~2.0で実験した。等速吸引によるダスト濃度(ダクト内でのダスト濃度)をCo, 非等速吸引

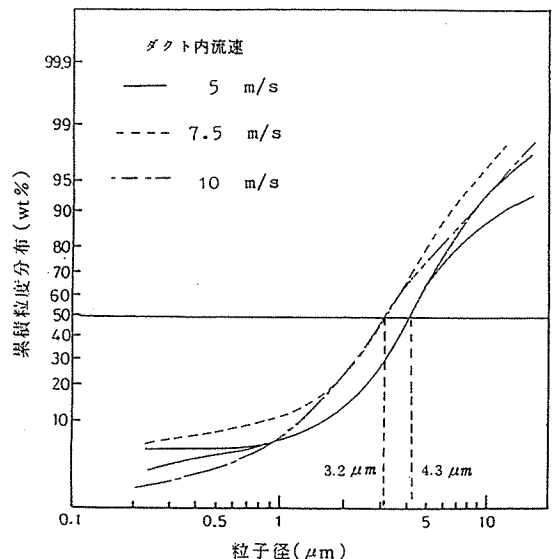


図-9 アンダーセンスタックサンプラーで測定した各ダクト内流速でのフライアッシュ粒子の粒度分布

によるダスト濃度をCs, ダクト内流速をVo, 非等速吸引による吸引流速をVsとすると, Cs/CoとVo/Vsの間には一定の関係が知られている²⁻⁷⁾。そこで実験結果をCs/Co, Vo/Vsについて整理し表示すると図-10~16のようになった。これらはいずれも相関係数が $\gamma = 0.95$ 以上の良い直線関係が認められ, 次の式で表すことができた。

$$\frac{Cs}{Co} = \alpha \frac{Vo}{Vs} + F \dots\dots\dots(1)$$

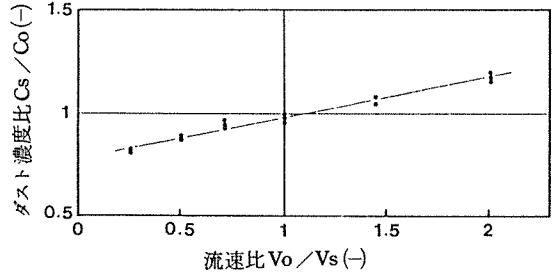


図-10 ダクト内流速 5 m/s, ダスト濃度 10 mg/m³での実験結果

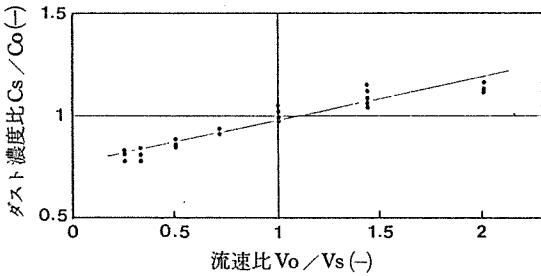


図-11 ダクト内流速 5 m/s, ダスト濃度 50 mg/m³での実験結果

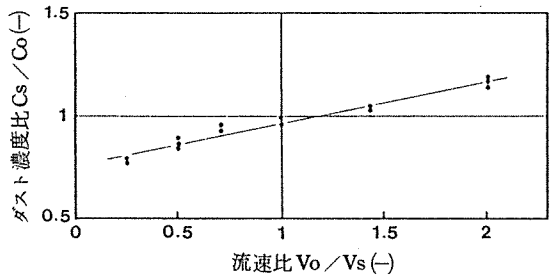


図-12 ダクト内流速 5 m/s, ダスト濃度 100 mg/m³での実験結果

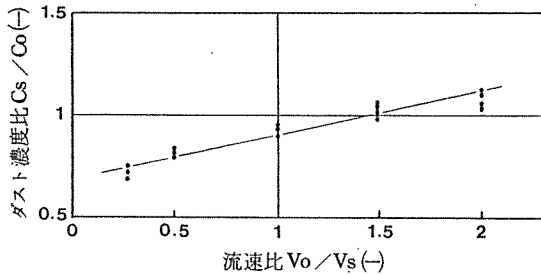


図-13 ダクト内流速 7.5 m/s, ダスト濃度 50 mg/m³での実験結果

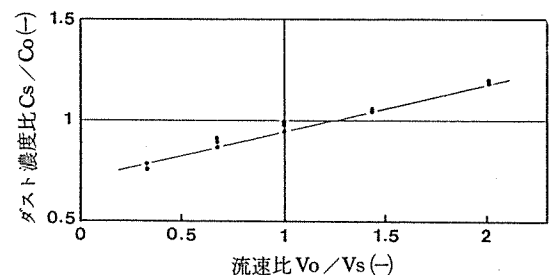


図-14 ダクト内流速 10 m/s, ダスト濃度 10 mg/m³での実験結果

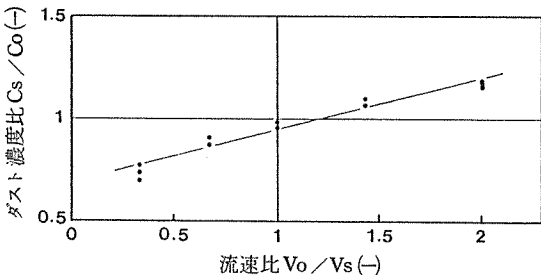


図-15 ダクト内流速 10 m/s, ダスト濃度 50 mg/m³での実験結果

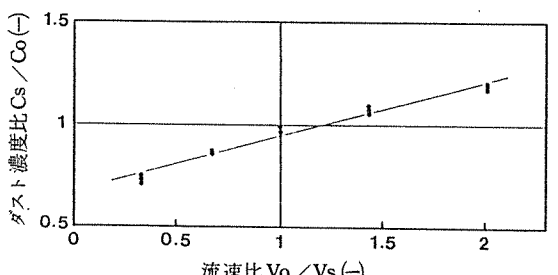


図-16 ダクト内流速 10 m/s, ダスト濃度 120 mg/m³での実験結果

ダクト内流速(m/s)	ダスト濃度(mg/m ³)	α	F	相関係数 γ	サンプル数
5	10	0.201	0.777	0.990	19
5	50	0.214	0.762	0.954	38
5	100	0.209	0.757	0.982	22
7.5	50	0.218	0.677	0.962	22
10	10	0.246	0.708	0.993	15
10	50	0.252	0.696	0.979	15
10	120	0.277	0.669	0.985	15

表-2 $C_o/C_s = \alpha (V_o/V_s) + F$ におけるダクト内流速及びダスト濃度による各係数

なお、各実験条件での α 、F及び相関係数 γ を表-2に示す。

6-3 ダクト内での濃度差の補正

本実験において図-8に示すようなダクト中の2測定点でまったく同じ濃度が得られているならば、(1)式で $V_o/V_s = 1$ のとき C_s/C_o は1とならなければならないが、図-10~16にみられるように若干ずれている。これはダクト断面に濃度差が生じるためと考えられる。そこで本来この濃度差は装置の性能上できるだけ無くすることが望ましいが、この程度の濃度差ならば、実際上ゼロとして補正可能なものとして補正すると次の式を得る。

$$\frac{C_s}{C_o} = \alpha \frac{V_o}{V_s} + (1 - \alpha) \dots\dots\dots (2)$$

これより非等速吸引による影響は係数 α によって定まることが分かる。この α は以下に述べるように非等速吸引の理論的解析にとって重要な因子となる。以下

α を吸引パラメーター(aspiration parameter)と呼ぶことにする。

なお、実験結果については、以下(2)式で補正されたものについて考察する。

6-4 ダクト中のダスト濃度による非等速吸引誤差の比較

ダスト濃度による α の変化をみることは、非等速吸引の誤差の大きさがダスト濃度と関係するか否かを検討することである。そこで $V_o = 5 \text{ m/s}$ の場合、各濃度について得られた(2)式を比較すると図-17のようになり直線はほぼ一致しており、 α も0.201~0.214である。また $V_o = 10 \text{ m/s}$ でも図-18に示すように α は0.246~0.277であり、直線もほぼ一致している。これより本実験においてダクト内流速5~10m/s及び $0.5 < V_o/V_s < 2$ の範囲では非等速吸引による誤差は、ダクト中のダスト濃度の影響を受けずに一定の傾向を示すことが分かる。したがって、従来から

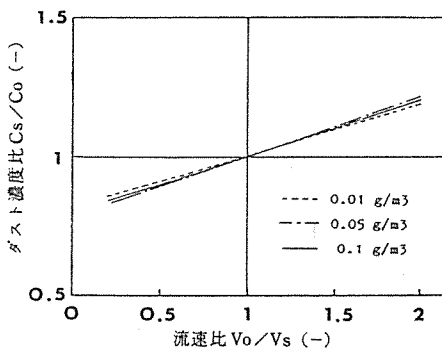


図-17 ダクト内流速5 m/sでの各ダスト濃度による実験結果の比較

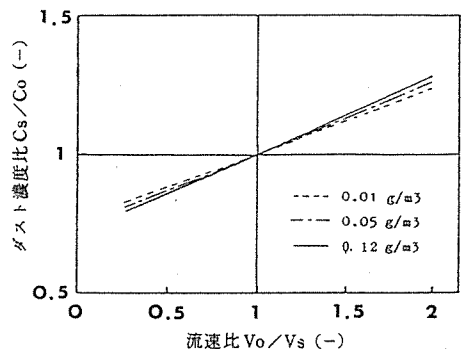


図-18 ダクト内流速10 m/sでの各ダスト濃度による実験結果の比較

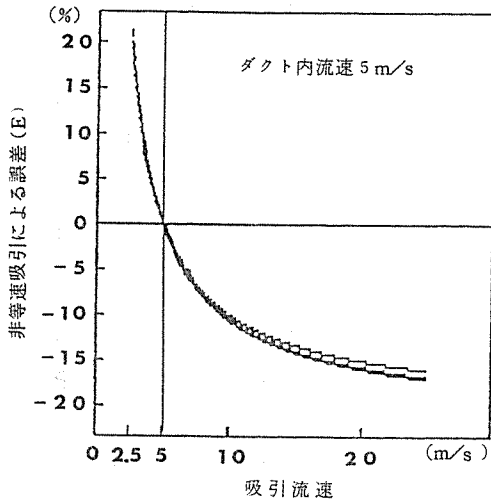


図-19 ダクト内流速 5 m/s での非等速吸引による誤差

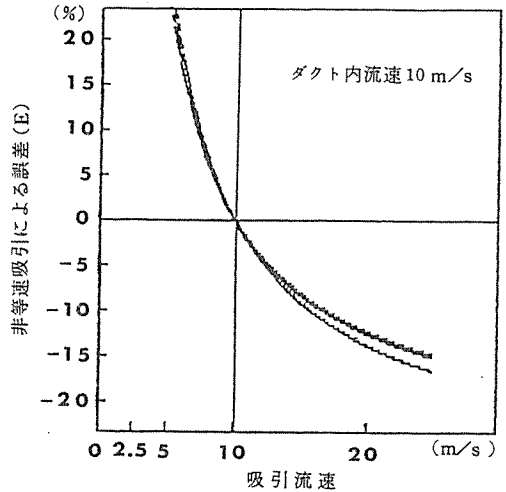


図-20 ダクト内流速 10 m/s での非等速吸引による誤差

高濃度及び低濃度の場合には非等速吸引による影響は少ないと言われているが、本実験より高濃度及び低濃度の場合でも、同様に影響することが分かった。

6-5 非等速吸引による誤差

非等速吸引による誤差 E (%) は

$$E(\%) = 100 \left(\frac{C_s - C_o}{C_o} \right)$$

で表わされ、これと(2)式より

$$E(\%) = \alpha \left(\frac{V_o}{V_s} - 1 \right) \times 100 \dots\dots (3)$$

となる。これを図示すると図-19, 20 のようになる。誤差 E (%) は α と V_o/V_s によって決まり、吸引流速 V_s が V_o より速くなるとマイナスの誤差となり、逆に遅くなるとプラスの誤差となる。図-19, 20 より吸引流速が遅くなるほどプラスの誤差は急激に増大し、吸引流速が速くなるとマイナスの誤差は一定に近づく傾向を持つ。これは図-1で説明した理由のほか、主に吸引される粒子の大きさによって影響を受け吸引流速が V_o より速くなるとノズル中に吸引される微小粒子が増加し、逆に遅くなると吸引される粗大粒子が相対的に増加するためと考えられる。非等速吸引の誤差 E は $V_o = 5 \text{ m/s}$ の場合、その半分の吸引流速 2.5 m/s で +20%, 2倍の吸引流速 10 m/s で -12%, 4倍の吸引流速 20 m/s では -17% であった。また、 $V_o = 7.5 \text{ m/s}$ 及び 10 m/s でも同様であった。さらに誤差範囲を $\pm 5\%$ 以内で吸引するためには $V_o = 5 \text{ m/s}$ では吸引流速 $4 \sim 6.5 \text{ m/s}$, $V_o = 10 \text{ m/s}$ では吸

引流速は $8 \sim 12 \text{ m/s}$ の範囲内に保たなければならない。これは実際の煙道における測定の場合を想定するとかなり厳しい条件といえる。これらのことより、実際の煙道におけるダスト採取において非等速吸引による誤差は無視することができないことが分かる。

6-6 各種の評価式との比較

非等速吸引のダスト測定値に及ぼす影響に関する研究はその実験的研究及び理論的解析を中心に従来より Davies²⁾, Badzioch³⁾, Watson⁴⁾, Belyaev⁵⁾, Seiden⁶⁾, Vitols⁷⁾, 吉田⁸⁾, 宮島ら¹⁰⁾ によって行われている。ここではこれらの研究者の評価式及びその理論的解析について考察する。なお、ここでは各評価式との比較のために粒子径は重量中位径で代表し、使用したノズル径は表-1の通りであるが、比較し易くするために等速吸引に用いたノズル径で代表するものとする。そこでまず Davies, Watson, Badzioch 式について考察する。

(1) Davies 式

$$\frac{C_s}{C_o} = \frac{St}{0.5 + St} \frac{V_o}{V_s} + \frac{0.5}{0.5 + St}$$

$$St = \frac{D_p^2 \rho_p V_o}{9 \mu D_n}$$

(2) Watson 式

$$\frac{C_s}{C_o} = \frac{V_o}{V_s} \left[1 + F(P) \left\{ \left(\frac{V_s}{V_o} \right)^{1/2} - 1 \right\} \right]^2$$

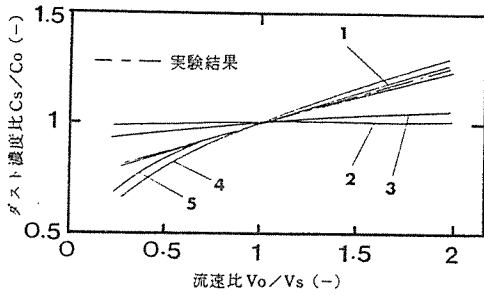


図-21 ダクト内流速 5 m/s での各評価式と本実験結果との比較。 1: Davies 式, 2: Badzioch 式, 3: Watson 式, 4: Belyaev 式, 5: Selden 式

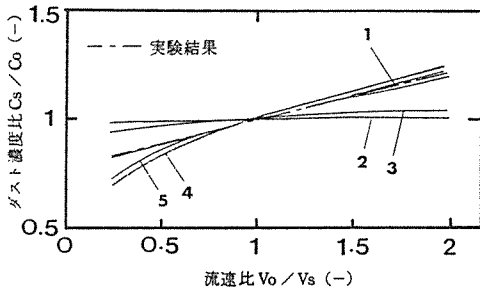


図-22 ダクト内流速 7.5 m/s での各評価式と本実験結果との比較。 1: Davies 式, 2: Badzioch 式, 3: Watson 式, 4: Belyaev 式, 5: Selden 式

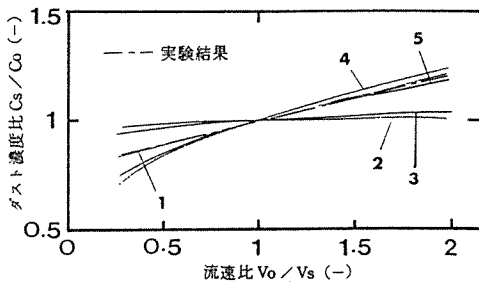


図-23 ダクト内流速 10 m/s での各評価式と本実験結果との比較。 1: Davies 式, 2: Badzioch 式, 3: Watson 式, 4: Belyaev 式, 5: Selden 式

(3) Badzioch 式

$$\frac{C_s}{C_o} = \alpha \left(\frac{V_o}{V_s} \right) + (1 - \alpha)$$

$$\alpha = \left\{ 1 - \exp(-L/\lambda) \right\} / (L/\lambda)$$

$$\lambda = \frac{(\rho_p - \rho_g) D_p^2 V_o}{18\mu}$$

$$L = 6.0 - 1.6 D_n$$

ここで、St は慣性パラメーターと呼ばれる粒子のストークス数（無次元）であり、Watson の F(P) は St によって定まる関数である。Badzioch の L はノズル上流の乱れによる関数であり、Badzioch は粗大粒子と微小粒子で二つの評価式を提案しているが、ここでは微小粒子の式を用いた。そこでこれらの評価式と、今回の実験結果により得られた(2)式とをダクト内流速別に比較し図-21~23 に示す。これより今回の実験結果はどのダクト内流速でもほぼ Davies 式と良い一致が認められたが、Watson、Badzioch らの評価式とはかなり異なっていた。これは Watson 式では Watson の提案した St の関数 F(P) がこの条件下では 1 に近くなり、そのため Cs/Co も 1 に近づいてしまうこと、また Badzioch 式については、ノズル上流の乱れ関数がノズル径が小さくなることによって α も小さくなりすぎるためと考えられる。

また Belyaev、Selden らは別の観点から非等速吸引の影響が流速比、濃度比、St 数、レイノルズ数(Re)^{5,6)}等の関数で表せるとしてそれぞれ次の式を提案した。

(4) $A = \frac{C_s}{C_o}$, $Z = \left(\frac{V_o}{V_s} \right)$ としたとき

$$\frac{AZ - 1}{Z - AZ} = \frac{St^a Re^d}{b + cZ}$$

ここで、Belyaev の式では

$$a = -1, b = 2, c = 0.62, d = 0$$

Selden の式では

$$a = 0.918, b = 1.53, c = 0.617, d = 0.355$$

である。

これらの評価式と実験結果との比較についても図-21~23 に示す。Vo/Vs が 0.5 以上では両者とも比較的一致しているが、それ以下では実験値よりも低くなる傾向を示している。また Belyaev 式と Selden 式では Selden 式の方がよく一致していた。これよりこの両者の評価式では吸引流速が Vo より速くなると実験値より異ってくることを示している。

以上の様に粒子径及びノズル径を一定と仮定した場合には、Davies 式が最も今回の実験結果と良く一致

しており、Belyaev, Selden式では $V_0/V_s > 0.5$ の範囲で両者一致した傾向を示した。

ここでDavies式はダクト中のダスト濃度によらず、St数のみによって定まるため、Davies式の α と今回実験した(2)式が一致するとすれば、(2)式における α は、

$$\alpha = \frac{St}{0.5 + St} \quad \dots\dots\dots(4)$$

となる。そこで吸引パラメーター α は非等速吸引を決定する因子であるから、St(粒子のストークス数)を構成する各因子を解析すればよいことになる。Stは

$$St = \frac{Dp^2 \rho_p V_0}{9 \mu Dn} \quad \dots\dots\dots(5)$$

- ただし、 V_0 : ダクト内流速
- ρ_p : 粒子の真密度
- μ : 気体の粘度
- Dn : 吸引ノズル径

で与えられる。以下、 Dn と Dp について考察する。

6-7 吸引ノズル径の非等速吸引に及ぼす影響

本実験で使用したノズル径は吸引ガス量の精度を低下させないため、表-1に示すように4~10mm ϕ のものを使用した。6-6で述べた各評価式の計算は $V_0 = 5 \text{ m/s}$ で10mm ϕ 、 $V_0 = 7.5 \text{ m/s}$ 及び10m/sでは8mm ϕ で代表させた。

そこで(4)式の α をDavies式の計算から求めれば、 $V_0 = 5 \text{ m/s}$ 、 50 mg/m^3 、ノズル径10mm ϕ としたとき $\alpha = 0.216$ であり6-2で述べた実験値とほぼ一致する。

また、ノズル径をすべての V_s の範囲で同じノズル径を使用したときの α と上記の結果との比較をみるため、表-1に示したノズル径を使用した実験とは別に、 $V_0 = 5 \text{ m/s}$ 、 50 mg/m^3 の条件で非等速吸引に使用したノズルをすべて6mm ϕ を用いて実験した。この場合、ガスマーターの精度から $0.5 < V_0/V_s < 1.5$ の範囲で行った。この実験結果と $Dn = 6$ 及び10mm ϕ で計算したDavies式との比較を図-24に示す。これより $Dn = 6 \text{ mm}\phi$ で計算したDavies式の α は0.314であり、この実験より得られた α は0.299となり、両者はほぼ一致している。したがって、図-24からも分かる通り、他の実験条件が同じであっても、ノズル径を変えて実験することにより α の値は変化することが分った。そこで、ノズル径を等速吸引で使用したノズル径に代表させた場合Davies及びSeldenの評価式が比較的良く一致していたので、以下に表-1に示したようにそれぞれの V_0/V_s で使用したノズル径で計算した各評価式と実験結果の比較について検討する。

ここでまず実験データとの比較のために、Davies及びSeldenの各評価式にそれぞれのノズル径を代入して計算したものを適当な近似式に当てはめた曲線をつくり、これと実験データとを比較することにする。このようにして計算したものをそれぞれのノズル径について、各評価式を計算したものを2次回帰式に近似させた場合、いずれも相関係数は0.99以上であったので以下これを用いた。

さらに、実験結果の図-10~16にプロットされた実測データと各図中に示した直線を比較すると、いずれも C_s/C_0 は V_0/V_s が1近くで近似直線より若干高くなり、0.25及び2近くでは低くなる傾向を示している。

これより、いずれの実験結果でも、直線近似よりは上に凸の対物線に近似させる方が妥当であると考えら

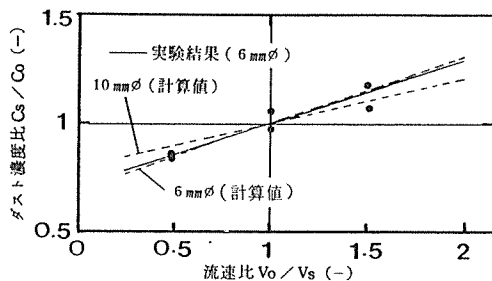


図-24 ダクト内流速5m/sでの吸引ノズル径6mm ϕ による実験結果と計算値(Davies式)との比較

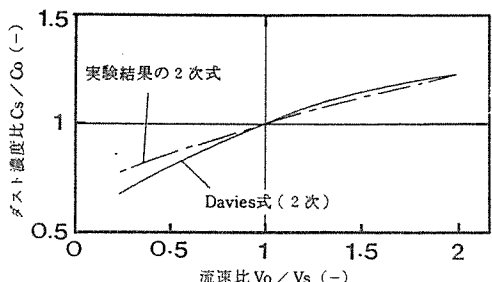


図-25 使用吸引ノズル径を用いて計算したDavies式と実験結果との比較(ダクト内流速10m/s, ダスト濃度10mg/m³)

れた。したがってこれらを2次式で近似させると相関係数はいずれも0.99以上となり直線回帰より適合が良くなった。

このようにして、それぞれのノズル径についての評価式及び実験データを2次回帰したもののDavies式とSelden式についての比較を図-25, 26に示す。これより $V_0/V_s > 1$ の吸引流速の遅いところでは、Davies式もSelden式も C_s/C_0 が比較的一致しているが、 $V_0/V_s < 1$ ではかなり異っており、いずれも C_s/C_0 が実験値よりも低くなり、非等速吸引による影響を過大に評価する結果となっている。これは吸引流速が速いほど使用したノズル径が小さくなることもあって、吸引速度が遅い場合に比べて評価しにくいことを示しているものと思われる。またDavies, Selden以外の評価式は更に異なった傾向を示してい

た。

6-8 本実験で導いた評価式

6-7で述べたように D_n を変えるとDaviesの評価式でも実験値と一致しなくなることが分かった。そこで著者はSeldenらの解析方法にみられるように非等速吸引の影響は濃度比、流速比、 St 等によりシミュレートできるものとして D_p に重量中位径を用い、 D_n の変化にも良く一致する次のような式を導いた。

$$C = \alpha V + (1 - \alpha) \dots\dots\dots (6)$$

$$\text{ここで、} C = \frac{C_s}{C_0} \dots\dots\dots (6-1)$$

$$V = \frac{V_0}{V_s} \dots\dots\dots (6-2)$$

$$\alpha = \frac{(5V + A) St^2}{1 + (5V + A) St^2} \dots\dots (6-3)$$

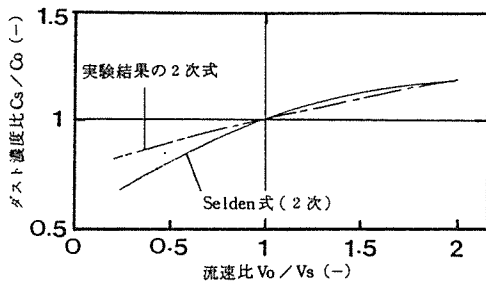


図-26 使用吸引ノズル径を用いて計算したSelden式と実験結果との比較(ダクト内流速5 m/s, ダスト濃度10 mg/m³)

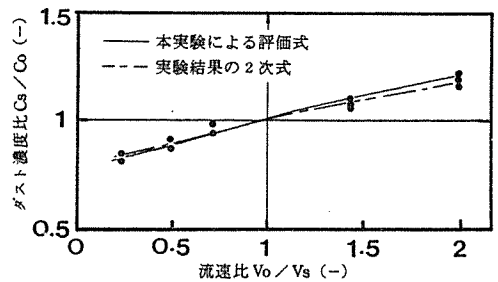


図-27 本実験より得た評価式と実験結果の比較(ダクト内流速5 m/s, ダスト濃度10 mg/m³)

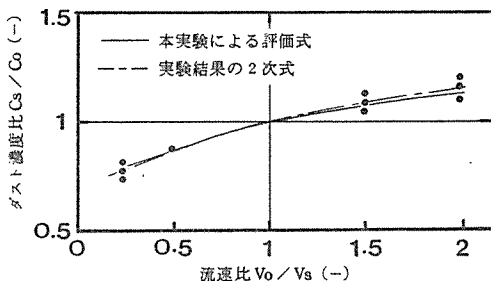


図-28 本実験より得た評価式と実験結果の比較(ダクト内流速7.5 m/s, ダスト濃度50 mg/m³)

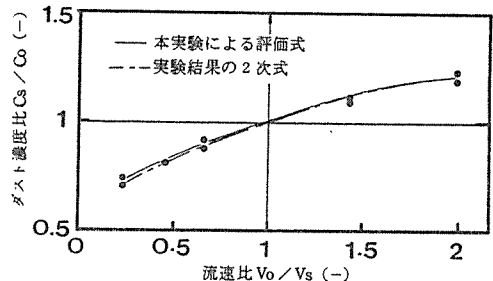


図-29 本実験より得た評価式と実験結果の比較(ダクト内流速10 m/s, ダスト濃度120 mg/m³)

$$St = \frac{Dp^2 \rho_p V_o}{9 \mu Dn} \dots\dots\dots (6-4)$$

$$A = -0.32 V_o^2 + 4.4 V_o - 10 \dots\dots (6-5)$$

(6)式は Selden 式のように Re は含まれておらず、 Re を考慮に入れなくても十分評価できることになる。図-27~29に6-7で述べた計算方法を用いて Dn を入れた(6)式の2次回帰と実験式(2次式)により得られたグラフを示すが、いずれの図でも両者とも良く一致していることが分かる。また図-30,31に $V_o = 5, 10 \text{ m/s}$ において、異なる口径のノズルを用いたときの吸引されるダストの変化を計算により求めた(6)式のグラフを示す。これより(6)式はノズル径が4~10mm ϕ の範囲では実験値とよく一致することがわかる。そして(6)式は(2)式に相当し、吸引パラメーター α は(6-3)式で表される。これより6-1で述べたように非

等速吸引の評価式は(2)式が基本であり、吸引パラメーター α の決定によって定まると推定される。また(6)式が他の粒子や Dp, Dn, V_o, ρ_p 等の変化にどこまで一致するかあるいは改良できるかは今後の課題である。

6-9 粒度分布の非等速吸引に及ぼす影響

粒子径が非等速吸引に及ぼす影響は種々の動力学的因子の中でも大きい。それ故ダクト中に分散する粒子の粒度分布を評価に入れることは重要である。6-8までは粒子の大きさを重量中位径として扱ってきたが、Badziochらは評価式中に粒度分布の概念を加えて考察することを提案している。そこで著者はアンダーセンスタックサンプラーによって測定した粒度分布を基にして粒度分布を考慮に入れた評価を試みた。

粒度分布を考慮した吸引パラメーター α_s は次の式のようにになる。

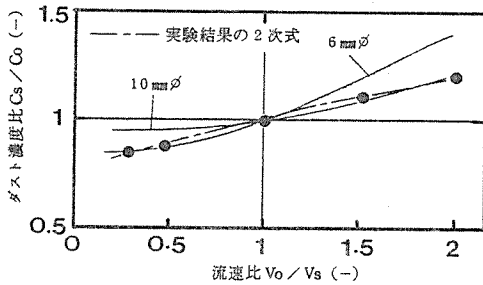


図-30 ダクト内流速 5 m/s での本実験より得た評価式の吸引ノズル径による変化 (ダスト濃度 10 mg/m^3)

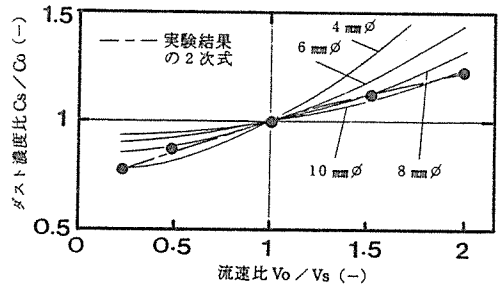


図-31 ダクト内流速 10 m/s での本実験より得た評価式の吸引ノズル径による変化 (ダスト濃度 10 mg/m^3)

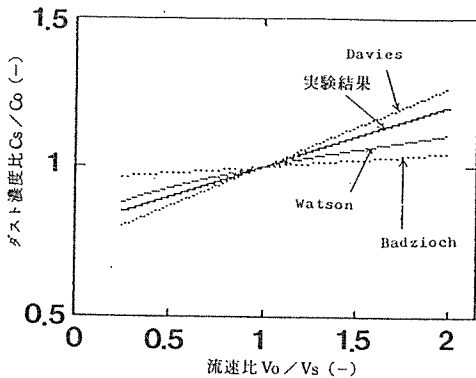


図-32 粒度分布を考慮した Davies, Watson, Badzioch 式と実験結果との比較 (ダクト内流速 5 m/s)

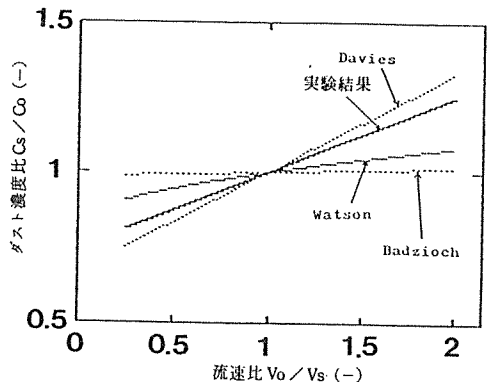


図-33 粒度分布を考慮した Davies, Watson, Badzioch 式と実験結果との比較 (ダクト内流速 10 m/s)

$$\alpha_s = \frac{1}{100} \sum \Delta \alpha (\Delta W) \dots\dots\dots (7)$$

ここで、 $\Delta \alpha$ はそれぞれの粒子径での吸引パラメーター、 $\Delta W(\%)$ はその粒子径における粒子の重量パーセントである。そこでそれぞれのダクト内流速で測定された粒度分布を考慮した各評価式のグラフと実験結果(直線回帰)とを比較すると、図-32,33のようになり、従来のいずれの評価式とも一致しなかった。ちなみにDavies式では粒度分布を考慮に入れた α_s と実験による α は一致せず、 α_s の方が必ず大きな値となった。この場合、粗大粒子の評価が大きく影響し、アンダーセンスタックサンプラーの精度も問題となるが、粒度分布が対数正規分布であると仮定すれば、分布の分散が大きくなるほど、 St もDaviesの α も増大する。それ故Davies式は重量中位径に代表される理想的単分散粒子を仮定した場合にのみその評価式は成り立つものと推測され、粒度分布を考慮する場合には他の評価式を検討しなければならないことが分かる。

そこで、著者は6-8で(6)式を導いたときと同じ考え方で、さらに(7)式を考慮して粒度分布を含んだ評価式として次の式を得た。

$$\frac{C_s}{C_o} = \alpha_s \left(\frac{V_o}{V_s} \right) + (1 - \alpha_s) \dots\dots\dots (8)$$

ただし、 $\alpha_s = \frac{1}{100} \sum \Delta \alpha (\Delta W) \dots\dots\dots (8-1)$

$$\Delta \alpha = \left(\frac{1}{B \cdot \Delta St} \right) + \Delta St \dots\dots\dots (8-2)$$

$$\Delta St = \frac{(\Delta D_p)^2 \rho_p V_o}{9 \mu D_n} \dots\dots\dots (8-3)$$

ここで、 Δ は各粒子径での各因子の値を示し、 ΔW はその粒子径における粒子の重量パーセントである。また B は1~4の範囲にあると推測され、本実験では $V_o =$

5, 10 m/sのとき $B = 1.5$ であり、 $V_o = 7.5$ m/sでは $B = 2.5$ を得た。

そこで6-6で述べたのと同じ方法で(8)式を計算したものと、実験による2次式とを比較すると図-34~36のようになり、いずれのダクト内流速でも良い一致を示した。また D_n をそれぞれ変えたときの(8)式のグラフを図-37,38に示すが、重量中位径で代表させた場合(図-30,31)よりも、 D_n を変えたときの吸引パラメーターの変化は小さく、むしろ広い D_n の範囲で適用できると思われる。ここでは(8)式の B は数値解析より(6)式の A と同様の物理的意味を持つものと思われるが、(6)式の A のように一義的には決定できず、むしろ粒度分布によって変化するものと推測され、今後 B の実験的解析が必要である。また(8-2)式による $\Delta \alpha$ はシンプルな形をしているため、これと他の評価式との関係について解明する必要がある。そして(6)式同様(8)式についても種々の条件で実験を行い、より広い条件で適用できるように改良していくことが今後の課題である。

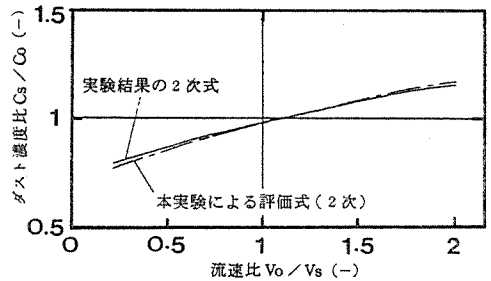


図-34 本実験より得た粒度分布を考慮した評価式 (ダクト内流速5 m/s, ダスト濃度100 mg/m³)

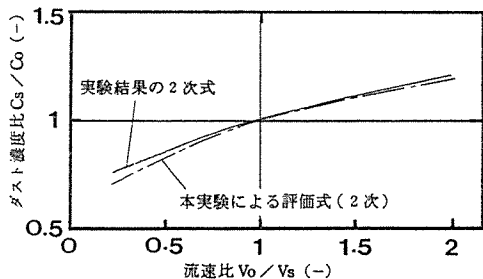


図-35 本実験より得た粒度分布を考慮した評価式 (ダクト内流速10 m/s, ダスト濃度10 mg/m³)

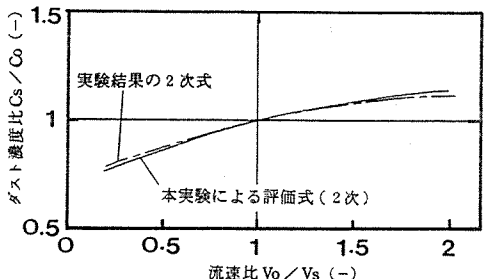


図-36 本実験より得た粒度分布を考慮した評価式 (ダクト内流速7.5 m/s, ダスト濃度50 mg/m³)

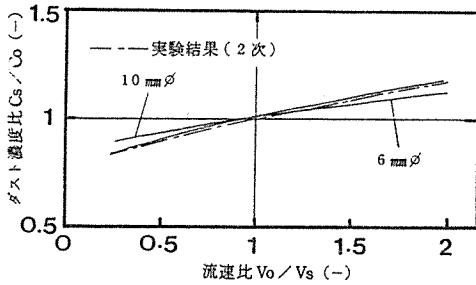


図-37 本実験より得た粒度分布を考慮した評価式の吸引ノズル径による変化(ダクト内流速 5 m/s, ダスト濃度 10 mg/m³)

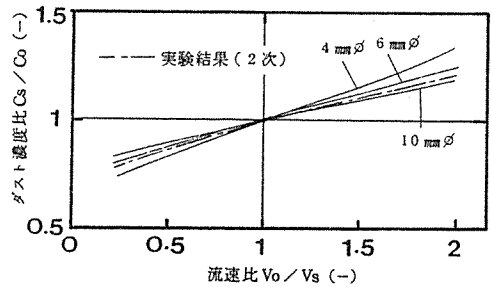


図-38 本実験より得た粒度分布を考慮した評価式の吸引ノズル径による変化(ダクト内流速 10 m/s, ダスト濃度 10 mg/m³)

7. まとめ

ダスト採取における非等速吸引の影響を把握するためには、その理論的解明とともに実験的精度を高めることが特に重要である。そのためには高精度を保証しうる粉体供給用風洞システムを開発する事が不可欠となる。本実験で用いた模擬煙道装置及び標準粉体は本実験目的に十分満足できるものであった。そこで本実験によって得られた知見について以下に述べる。

- (1) 非等速吸引の影響については $C_s / C_o = \alpha(V_o / V_s) + (1 - \alpha)$ で整理され、吸引パラメーター α が重要な因子となる。
- (2) 非等速吸引の誤差はダクト中のダスト濃度によらずに定まる。
- (3) 重量中位径を用いノズル径を一定にする限りでは Davies 式が最も良く本実験と一致した。
- (4) 非等速吸引による誤差 E は $E(\%) = \alpha \{ (V_o / V_s) - 1 \} \cdot 100$ で与えられ、吸引流速がダクト内流速より遅くなるとプラスの誤差が生じ、速くなるとマイナスの誤差が生じることが分った。また実際のダスト採取においても、現状では非等速吸引による誤差は無視でき得ないことが分った。
- (5) 吸引ノズル径を変化させると、従来の評価式では一致せず、Davies 式でも $V_o / V_s < 1$ では実験値より低くなる傾向を示した。
- (6) 本実験よりダクト内流速 5~10 m/s, ダスト濃度 10~100 mg/m³, 吸引ノズル径 4~10 mm ϕ , 粒子の重量中位径 3~5 μ m において、粒子径を重量中位径で代表されることによって次のような評価式を得た。

$$C = \alpha V + (1 - \alpha)$$

$$\text{ただし, } C = \frac{C_s}{C_o}$$

$$V = \frac{V_o}{V_s}$$

$$\alpha = \frac{(5V + A) St^2}{1 + (5V + A) St^2}$$

$$St = \frac{D_p^2 \rho_p V_o}{9 \mu D_n}$$

$$A = -0.32 V_o^2 + 4.4 V_o - 10$$

- (7) 粒度分布を考慮した場合、従来の評価式ではすべて一致しなかった。そこで本実験において良く一致する次式を得た。

$$\frac{C_s}{C_o} = \alpha_s \left(\frac{V_o}{V_s} \right) + (1 - \alpha_s)$$

$$\text{ただし, } \alpha_s = \frac{1}{100} \sum \Delta \alpha (\Delta W)$$

$$\Delta \alpha = \frac{\Delta St}{\left(\frac{1}{B \cdot \Delta St} \right) + \Delta St}$$

$$\Delta St = \frac{(\Delta D_p)^2 \rho_p V_o}{9 \mu D_n}$$

ここで、 $V_o = 5, 10 \text{ m/s}$ のとき $B = 1.5$ であり、 $V_o = 7.5 \text{ m/s}$ では $B = 2.5$ を得たが、 B は $1 < B < 4$ の範囲にあると考えられ、本実験では一義的には決定できず、粒度分布などによって影響されるものと思われる。

以上、非等速吸引に関する各評価式との比較及びその理論的解析を試みた。また重量中位径を用いた場合及び粒度分布を考慮した場合についてそれぞれ独自に評価式を導くことができたが今後は種々の粒子及び条件で実験し、さらに実際の煙道での適用についても検討する必要がある。

謝 辞

本実験にあたってテーブルフィーダーの改良に協力頂いた日本工学院専門学校、剣持晃講師、並びに本実験に協力された幾徳工業大学学生山田和俊君に深く感謝の意を表します。

文 献

- 1) 剣持晃, 佐俣満夫: 第 25 回大気汚染学会講演要旨集, 388, 1984.
- 2) C. N. Davies: *Dust is dangerous*, *Faber and Faber*, (1954).
- 3) S. Badzioch: Correction for anisokinetic sampling of gas-borne dust particles, *J. Inst. Fuel* **33**, 106, (1960).
- 4) H. H. Watson: *Am. Ind. Hyg. Assoc. Quart.*, **15**, 21, (1954).
- 5) S. P. Belyaev and L. M. Levin: *J. Aerosol Sci.*, **5**, 325, (1974).
- 6) M. G. Selden: *J. Air Pollut. Cont. Assoc.*, **27**, 235, (1977).
- 7) V. Vitols: *J. Air Pollut. Cont. Assoc.*, **16**, 75, (1966).
- 8) 吉田英人, 大杉 健, 増田弘昭, 湯 普一, 井伊谷綱一: エアロゾルの非等速吸引誤差, 化学工学論文集, **2**, 236, (1976).
- 9) 山本秀夫, 菅沼 彰, 国井大蔵: 凝集粉塵の分散, 化学工学論文集, **20**, 96, (1985).
- 10) 宮島信夫, 石岡修, 田森行男, 森修身, 金子士郎: ダスト測定における非等速吸引の実験的研究, 大気汚染学会誌, **20**, 2, 96, (1985).

在来線鉄道における振動調査結果について

中村俊亮*, 鹿島教昭*

要 旨

鉄道振動の実態を調査するため、在来線鉄道（新幹線鉄道を除く、市内の私鉄、国鉄）沿線で振動調査を行い、次のような知見が得られた。

- (1) 調査した在来線鉄道において、70 dB（新幹線鉄道の場合の指針値）を越えたのは、すべて線路から10 m以内の測定点であった。
- (2) 線路構造別に振動レベルを平均すると、線路から20 m程度までは平坦が最も高い振動レベルとなる。盛土は線路近くでは平坦より低い振動レベルとなるが、30 m地点では平坦と同程度か、やや高いレベルとなる。高架はいずれの距離でも低い振動レベルとなる。
- (3) 車両及び乗客重量は振動レベルにほとんど影響を与えていなかった。また、列車速度は10 km/h上昇すると、振動レベルは1～2 dB増加するとみられた。
- (4) 在来鉄道において、距離が2倍になった時（倍距離）の振動レベルの減衰は1.5～9.9 dBの間に分布していた。線路構造別の倍距離の減衰の平均値は、平坦が5.5 dB、盛土が4.8 dB、高架が5.0 dBとなった。
- (5) 線路近くの振動レベルと距離減衰には一定の関係がみられ、この関係は特に平坦において強い相関を示した。このことから、振動レベルの距離減衰は線路近くの振動レベルにより決定され、線路近くの振動レベルが高ければ距離減衰も大きくなることがわかった。

平坦において、上記関係を用いて線路近くの振動レベルから他の地点の振動レベルを予測すると、24測定点のうち21測定点で誤差が5 dB以内の予測をすることができた。

1. はじめに

新幹線鉄道による振動公害については大きな社会問題となり、昭和51年には環境庁から「環境保全上緊急を要する新幹線鉄道振動対策について」（勧告）¹⁾がだされ、対策が実施されるようになった。また、その勧告の中で振動の測定方法、指針値等も定められた。一方、在来線鉄道から発生する振動については勧告等もなく、測定方法、規制値等は定められていない。しかし、都市部における在来線鉄道は列車の通過本数も多く、住宅密集地を走るため、苦情となる場合も少なくない。横浜市の移動発生源に関する苦情28件のうち7件（昭和59年度）が鉄道振動に関するものである。そこで、在来線鉄道振動の実態を把握するため、市

内における私鉄、国鉄沿線で線路構造別に鉄道振動を調査した。

2. 調査内容

本調査では多地点同時測定を実施した。本報では各線路構造で測定を実施した場所を「測定場所」、各測定場所で振動ピックアップを設置した地点を「測定点」と呼ぶこととする。

測定を実施した線路構造は平坦地13カ所、盛土構造7カ所、高架橋5カ所、掘割構造2カ所である（以下、平坦、盛土、高架、掘割と略す）。本調査における各線路構造別の測定場所を表-1に示した。

Measurements of vibration induced by regional railways

*Toshiaki Nakamura, Noriaki Kashima 横浜市公害研究所騒音振動部門

表-1 各線路構造における測定場所

測定場所	線名	区間	測定点数	測定点と線路の距離	列車速度の平均値(km/h)	
					上り	下り
平坦No.1	京浜急行線	杉田-富岡	3	7.5~25m	100*	94
" No.2	"	八丁畷-鶴見市場	3	3.8~25m	72*	88
" No.3	"	上大岡-屏風ヶ浦	3	5~25m	84*	81
" No.4	東横線	菊名-妙連寺	3	7~20m	69*	67
" No.5	"	妙連寺-白楽	3	4.5~25m	66	69*
" No.6	"	日吉-綱島	3	5.1~25m	86*	74
" No.7	"	大倉山-菊名	3	4.0~25m	72*	66
" No.8	"	白楽-東白楽	3	3.8~25m	52	60*
" No.9	根岸線	港南台-本郷台	3	10~30m	78	74*
" No.10	田園都市線	青葉台-田奈	3	10~30m	74	78*
" No.11	京浜急行線	八丁畷-鶴見市場	3	10~30m	83*	87
" No.12	東横線	日吉-綱島	3	10~30m	90	79*
" No.13	京浜急行線	杉田-富岡	1	20m(1地点だけ)	95*	93
盛土No.1	京浜急行線	金沢八景-追浜	3	12.5~35m	66*	72
" No.2	"	金沢八景-京浜六浦	3	7.5~25m	86	82*
" No.3	根岸線	新杉田-洋光台	3	10~30m	91*	90
" No.4	相模鉄道線	瀬谷-大和	3	10~28.5m	89*	88
" No.5	京浜急行線	屏風ヶ浦-杉田	3	11~30m	68	69*
" No.6	田園都市線	藤が丘-市ヶ尾	3	11~30m	77*	77
" No.7	東横線	反町-東白楽	4	4.5~30m	69*	73
高架No.1	根岸線	新杉田-洋光台	3	10~30m	73	66*
" No.2	横須賀線	横浜-新川崎	3	10~30m	88	82*
" No.3	根岸線	本郷台-大船	3	10~30m	73	71*
" No.4	京浜急行線	鶴見-花月園	3	10~30m	84	84*
" No.5	田園都市線	青葉台-田奈	3	10~30m	64	71*
掘割No.1	田園都市線	青葉台-田奈	4	15~41m	83	76*
" No.2	根岸線	洋光台-港南台	4	10~30m	70*	68

*は測定点側の列車

表-2 Z方向とX, Y方向の振動レベル差

線路構造	振動レベル差 (dB) (Z方向-X方向)			振動レベル差 (dB) (Z方向-Y方向)		
	平均値	最大値	最小値	平均値	最大値	最小値
平坦	11.7	19.0	4.0	14.2	23.0	4.0
盛土	12.2	19.0	4.0	13.9	21.0	6.0
高架	13.7	21.0	4.0	12.6	23.0	5.0
掘割	15.1	17.0	12.0	16.0	18.0	13.0

2-1 測定機器及び分析器

測定に使用した機器を以下に示す。

3ch 公害用振動レベル計	リオン VM16	3台
14ch データレコーダ	ソニー UN61430W	1台
高速度レベルレコーダ	リオン LR-04	3台

2-2 測定方法

線路から測定点までの距離は、測定側線路中心からの水平距離とした。また、振動の測定方向は地面と垂直な方向(上下方向)をZ方向、地面と水平で線路に直角な方向及び平行な方向をそれぞれX方向、Y方

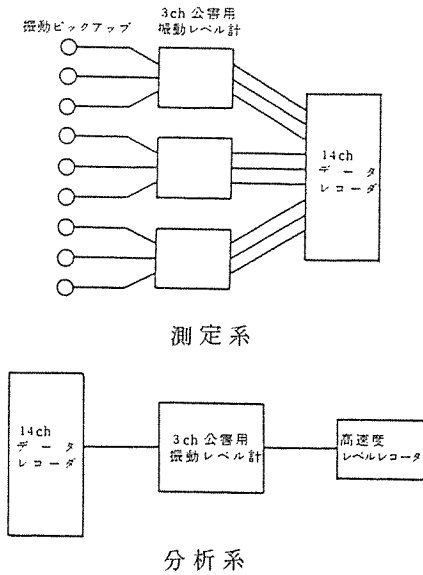


図-1 測定系と分析系

向とした。

平坦No.1～8及び盛土No.1～2の測定点は鉄道境界及び線路から12.5m, 25mの3地点(ただし、盛土No.1は12.5m, 25m, 35mの3地点)。それ以外の測定場所は、原則として線路から10m, 20m, 30mの3地点である。ただし、現場の状況により、上記以外の距離に測定点を設けた場所もある。また、平坦No.13は昼間(閑散時)と夕方(ラッシュ時)の時間帯別に測定し、測定点は20mの1地点のみで行った。

振動ピックアップは接触共振の影響をさけるため、舗装路又は良く踏み固めた地面等を選び設置した。測定系及び分析系を図-1に示す。

平坦No.1～8及び盛土No.1～2の測定方法は、3ch公害用振動レベル計(以下、振動計と略す)1台を用い、1測定方向ずつ3測定点同時に測定した。また、上記以外の場所では、振動計2～3台を用い、各測定点同時に測定した。測定方向はZ, X方向, Z, Y方向の2方向ずつ、または3方向同時に測定した。

列車振動は振動ピックアップから振動計を通し、データレコーダに振動加速度モードで記録した。同時に列車速度、車両型式についても記録した。なお、列車速度は通過時間と列車両数より求めた。

分析はデータレコーダから振動計を通し、振動加速度を振動レベルに変換し、これを高速度レベルレコーダに記録し、記録紙上の値を読み取った。なお、振動の評価方法は新幹線鉄道振動対策についての勧告¹⁾における評価方法に準じて、ピークレベル及び通過列車のピークレベルの上位半数平均値を採用した。

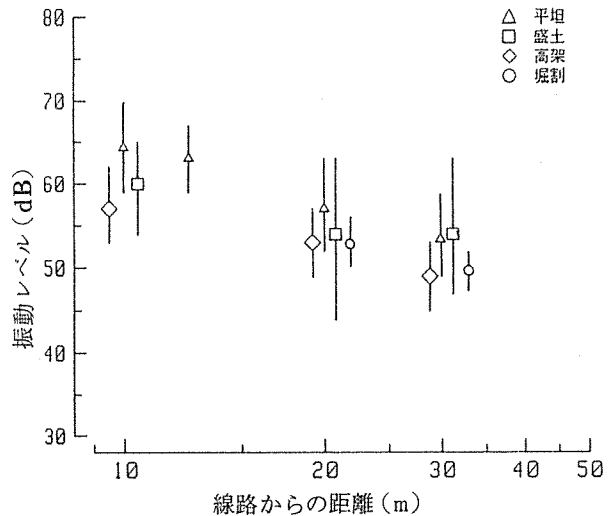


図-2 振動レベルの線路構造別平均値
図中の線は最大値と最小値を示す

3. 測定結果及び考察

3-1 Z方向とX, Y方向とのレベル差

本調査ではXYZの各方向について測定を実施したが、道路交通振動及び新幹線鉄道ではZ方向の値を規制値として採用している。そこで、在来線鉄道についても各振動方向の大きさの違いを検討した。

表-2は、各測定場所におけるZ方向とX方向、及び、Z方向とY方向のレベル差の線路構造別平均値である。

Z方向とX, Y方向のレベル差の平均値は、いずれの場合もZ方向が10dB以上大きい値を示した。また、レベル差の最小値はいずれも正の値を示しており、すべての場所でZ方向がX, Y方向より大きくなることがわかった。

在来線鉄道振動も道路交通振動及び新幹線鉄道振動と同様にZ方向が最大レベルとなることから、振動対策上はZ方向に着目すれば良いと考えられる。以下、本報においてはZ方向について考察することとし、特に説明を付す場合を除いて、振動レベルはZ方向の値を示すものとする。

3-2 線路構造別の振動レベル

図-2に、線路構造別に振動レベルを比較するため、線路から10m, 20m, 30mの測定点における振動レベル(上位半数平均値)の平均値を示した。ただし、距離が11m, 19mまたは21m, 28.5mまたは31mの測定点は、それぞれ10m, 20m, 30mに含めて平均した。また、平坦の12.5mの測定点及び測定場所数が2カ所だけの掘割についても図に示した。

振動レベルは線路構造以外にも発生源(車両)、地盤伝搬、等の影響を受けるため、同一線路構造でもバラついた(これらの影響については次章で考察する)。線路構造による振動レベルの違いを平均値で比較する

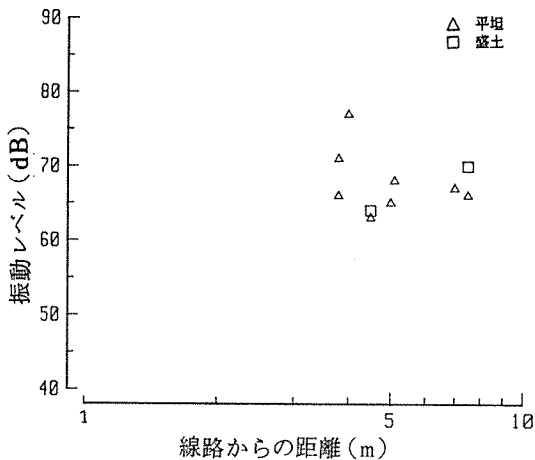


図-3 鉄道境界 (10m以内) の振動レベル

と、線路から10~20mの地点では平坦が高い振動レベルとなった。しかし、30m地点では平坦は盛土と同程度のレベルとなった。盛土は線路近くでは平坦より振動レベルが低い、距離減衰が少く、30m地点では平坦と同程度(若干、盛土の方が高い)のレベルとなった。高架はいずれの地点でも低い振動レベルとなった。

図-3は、鉄道敷地境界で、線路からの距離が10m以内となる平坦8地点、盛土2地点の振動レベル(上位半数平均値)である。図-3と図-2の結果から、新幹線鉄道において緊急に振動源対策及び障害防止対策等を講ずることとされている70dBを越える地点は、いずれも線路から10m以内の測定点であり、10mより離れた測定点にはなかった。また、振動の感覚閾値55dB²⁾をすべての線路構造の平均値が下回るのは、30mの地点であった。しかし、30mの地点でも最大値では55dB以上となる場合もあり、線路から30m離れても苦情発生の可能性がある。

3-3 発生源(車両)側の影響

鉄道沿線における振動レベルは、発生源としての列車、地盤伝搬等の条件によって変化する。列車側の影響としては、車両重量、列車速度及び車両の整備状態等が考えられる。ここでは列車側の影響について検討する。なお、解析に用いたデータは振動伝搬過程での影響をなるべく除くため、線路近く(距離12.5m以内)の測定点のデータを使用した。

3-3-1 車両重量による影響

図-4に、列車の通過速度がほぼ一定となる地点での車両重量と振動レベルの関係を示した。車両重量には乗客の重量は含まれていないが、測定時間が昼間の

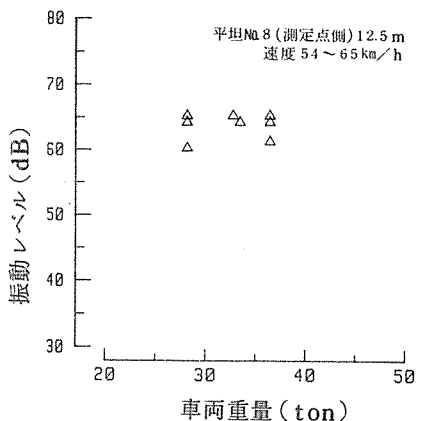
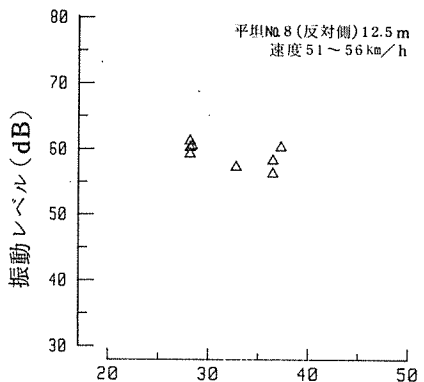
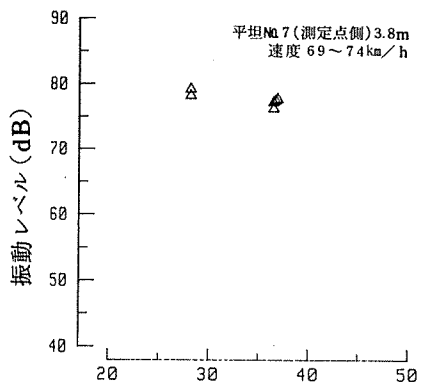


図-4 車両重量と振動レベル

閑散時のため乗客重量の違いは少ないと考えられる。

車両重量と振動レベルの関係はあまり明確でなく、重量の軽い車両でも振動レベルが大きくなる場合も見られた。また、同一重量でも振動レベルにかなりのバラツキが見られた。

次に、乗客重量の影響について調べた。図-5は、列車が空いている昼間の閑散時と夕方のラッシュ時の振動レベルを比較したものである(なお、この図に限りて線路から20mの地点の測定結果を使用している)。

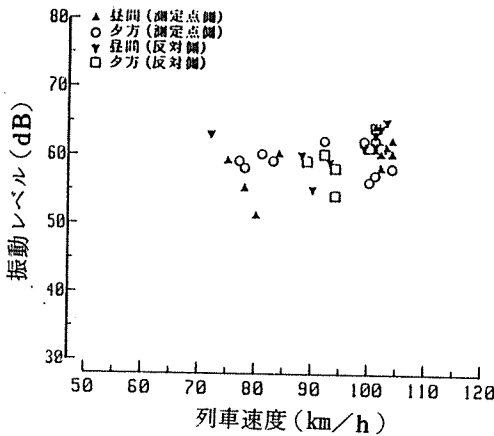


図-5 閑散時価とラッシュ時価による振動レベルの違い

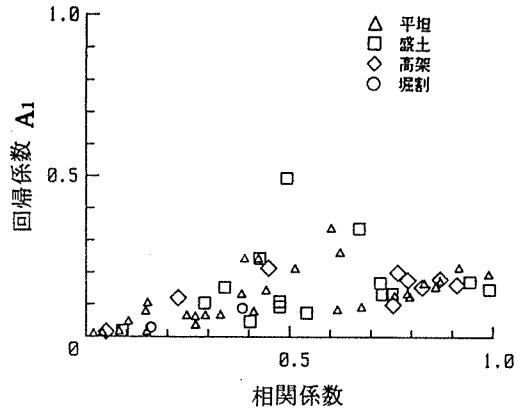


図-6 回帰式 $V_L = C_1 + A_1 V$ における回帰係数 A_1 と相関係数の関係

本調査では乗車率については実測していないが、一般的にこの区間では、昼間は乗客がほとんど座っていることから約60人/両(約3.3 ton/両)、夕方は定員の2倍弱の250人/両(約13.7 ton/両)と推定された。

列車速度が80km/h付近では夕方の振動レベルが高くなる傾向が見られるが、100km/h付近では逆に昼の方が高くなり、両者の違いは明確でなかった。また、昼と夕方で上位半数平均値を求めると、両者とも63 dBと同じ値になり、1カ所だけの測定結果ではあるが、乗客重量による振動レベルへの明確な影響は見られなかった。

車両重量、乗客重量による鉄道振動への影響はあまり明確でなかったが、自動車における重量の影響を成田らが調査している。それによると、振動レベルは総重量8 tonあたりまで急激に増大するが、それ以後頭打ちとなり、10 tonと30 tonにおけるレベル差は3 dB以下となる、と報告されている。鉄道振動の場合も自動車と同様な傾向となることが考えられる。このため、車両重量がいずれも20 ton以上ある鉄道車両では、乗客重量も含め重量が振動レベルに与える影響は少ないと考えられる。

3-3-2 速度による影響

列車速度が振動レベルに与える影響を調べるため、各測定点で振動レベル V_L (dB) と列車速度 V (km/h) の回帰式 $V_L = C_1 + A_1 \cdot V$ を求め、その回帰式の相関係数と回帰係数(回帰式の傾き) A_1 の関係を図-6に示した。

振動レベルと速度の相関は、高い地点から低い地点までかなりバラツいていた。また、回帰係数 A_1 は相関の低い地点ではバラツいた値となるが、相関の高い地点ではほぼ一定の値0.1~0.2を示した。このことから、列車速度の振動レベルへの影響は、列車速度が10km/h

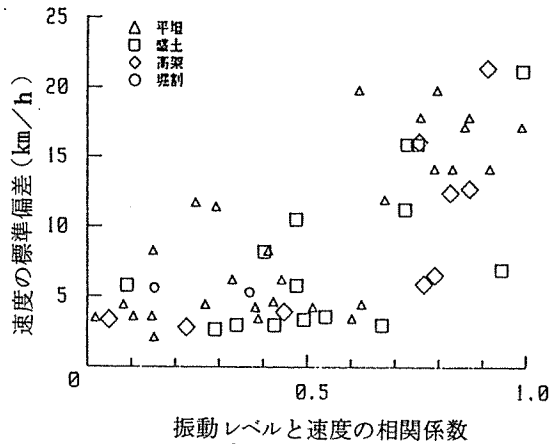


図-7 速度のバラツキと相関係数の関係

上昇すると振動レベルは1~2 dB 上昇すると推定することができる。(なお、この推定値は本調査の測定領域約40~110km/hでの値であり、新幹線などの200 km/h 領域では速度の上昇に比べ振動レベルの増加は鈍くなるといわれる。)

図-7に、各測定点における振動レベルと列車速度の相関係数と、その測定点の列車速度の標準偏差(バラツキ)を示した。図-6では振動レベルと列車速度との相関が低い地点もかなり見られたが、図-7より、これらの測定点は列車速度の変化(バラツキ)が少ない測定点であることがわかる。即ち、在来線鉄道は同一速度でも振動レベルが大きくバラツくため(図-4、5参照)、通過速度の変化が少ない場所(速度の標準偏差約10km/h以下)では、速度の影響はほとんど見られないことが多いといえる。

なお、同一測定点において、同一重量、同一速度の

表-3 各測定場所における C_2 , A_2 (回帰式 $VL = C_2 + A_2 \log r$)

線路構造	C_2	A_2	相関係数
平坦 No. 1	78.6	-16.3	-0.89
" 2	77.2	-14.7	-0.87
" 3	71.6	-10.0	-0.87
" 4	79.2	-14.4	-0.75
" 5	67.3	-8.5	-0.92
" 6	83.1	-22.4	-0.96
" 7	86.9	-18.0	-0.90
" 8	75.0	-13.2	-0.87
" 9	77.8	-21.0	-0.85
" 10	86.0	-23.0	-0.85
" 11	100	-33.0	-0.90
" 12	88.9	-25.7	-0.90
盛土 No. 1	92.5	-29.5	-0.82
" 2	80.8	-12.7	-0.80
" 3	72.8	-15.7	-0.67
" 4	72.5	-19.3	-0.77
" 5	69.2	-5.1	-0.28
" 6	73.4	-14.4	-0.82
" 7	73.1	-13.9	-0.91
高架 No. 1	83.5	-24.3	-0.85
" 2	74.2	-15.0	-0.96
" 3	64.3	-11.9	-0.82
" 4	76.7	-23.8	-0.90
" 5	65.2	-8.1	-0.39
堀割 No. 1	85.1	-24.0	-0.94
2	78.3	-21.4	-0.88

列車の振動レベルがバラつく原因としては、車両の整備状態等の違いによる影響が考えられる。本調査では個々の車両の整備状態について調査できなかったが、車輪にタイヤフラット（扁平傷）がある車両は、振動レベルが10dB近く上昇するとの報告もある。

3-4 地盤伝搬の影響

3-4-1 地盤伝搬上の影響

振動源から離れるにつれ振動は減衰し、振動源から r (m)離れた地点の振動レベル VL (dB)は、理論的には次の式により近似できる。ただし、 VL_1 (dB)は振動源から1mの地点の振動レベルである。

$$VL = VL_1 - 8.7 \lambda (r - 1) - 20 \log r^n$$

λ :地盤の内部減衰定数 n :振動波の種類による定数
また、振動源から50m程度までの振動レベルでは、実用上、距離の対数値の1次式 $VL = VL_1 - A \log r$ として表現しても、比較的良好な精度で近似できるといわれている⁶⁾。本報においても、線路からの距離の対数値を用い、振動レベルとの回帰式を求めることとした。

測定側線路を列車が通過した際の各測定点における振動レベル VL と、線路までの距離の対数値 $\log r$ から回帰式 $VL = C_2 + A_2 \log r$ を求めた。表-3に各測定場所における回帰式の C_2 , A_2 の値及び相関係数を示す。なお、振動は距離とともに減衰するため、 A_2 と相関係数は負の値になる。

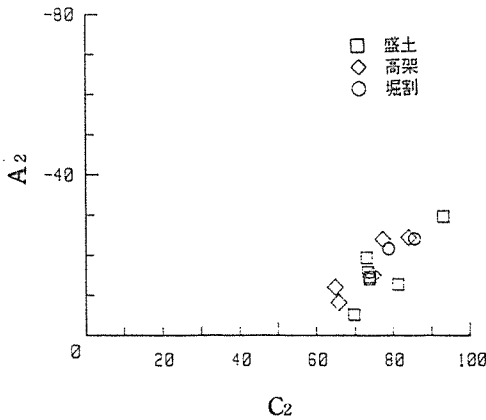
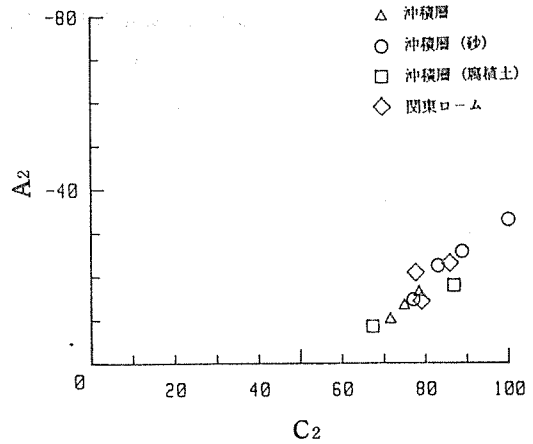
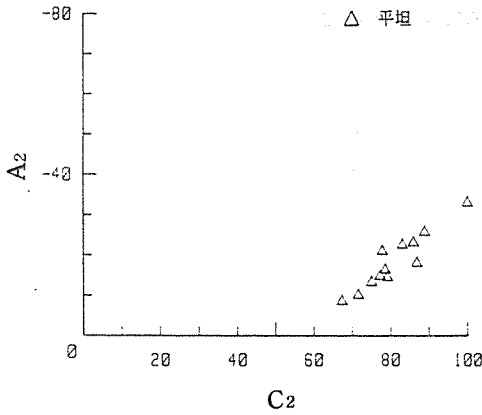


図-8 回帰式 $VL = C_2 + A_2 \log r$ における C_2 と A_2 の関係 (測定点側)

相関係数は特に低かった2カ所を除けば $-0.67 \sim -0.96$ の範囲にあり、一部の例外を除き振動レベルと距離との相関は高いといえる。

A_2 は -5.1 から -33.0 までバラついている。 A_2 は回帰式が示す様に振動レベルの距離減衰を表す係数であり、 A_2 が $-5.1 \sim -33.0$ の場合、距離が2倍になると (倍距離) 振動レベルは $1.5 \sim 9.9$ dB 減衰することを示す。また、線路構造ごとの A_2 の平均値は、平坦が -18.3 (倍距離の減衰 5.5 dB, 以下同じ)、盛土が -15.8 (4.8 dB)、高架が -16.6 (5.0 dB)、掘割が -22.7 (6.8 dB) である。

C_2 の値は線路から 1 m の地点の振動レベルの推定値を表している。図-8 に C_2 と A_2 の関係を線路構造別に示す。 C_2 と A_2 は一定の関係にあり、特に平坦においては両者に相関の高い直線関係 ($A_2 = 42.6 - 0.753 C_2$, 相関係数 -0.94 , ただし $67.3 \leq C_2 \leq 100$) が得られる。しかし、平坦以外の線路構造では両者の関係は平坦ほど顕著ではない。このことから、平坦では線路近くの

図-9 地盤による違い (平坦, 測定点側)

振動レベル C_2 により距離減衰の係数 A_2 が決定されることがわかった。即ち、線路近くの振動レベルが大きければ距離減衰も大きくなり、線路近くの振動レベルが小さければ距離減衰も小さくなる。

この平坦における C_2 と A_2 の関係を用いれば、線路近くの振動レベルを測定するだけで距離減衰を予測することが可能となる。なお、平坦以外についても、平坦ほど顕著でないものの C_2 と A_2 の相関関係が認められ、線路近くでの振動レベルから距離減衰をある程度、類推することは可能である。

次に、最も測定場所数が多く、線路構造物による影響 (構造物の高さ等) の受けない平坦において、 C_2 がある幅をもって分布している原因について考察する。 C_2 は線路近くの振動レベルを示しており、これがバラつく原因としては3-3で検討した車両側の影響と、他に、地盤構造の違いによる影響とが考えられる。表-3の C_2 は測定場所ごとの平均値であることから、車両の差等の影響は少ない。また、 C_2 と列車速度 (測定場所ごとの平均値) との相関を求めると、相関係数は 0.26 と低い。このことから、 C_2 のバラつく原因は地盤、その他による影響が強いと考えられる。本調査では地盤構造について詳しい調査を実施していないため、地盤の情報として得られるのは地表面のものだけである。図-9は、図-8 (平坦) を地表面の地盤により分類したものである。沖積層 (砂) は全体的に C_2 , A_2 の値が高くなる等、地盤による違いが見うけられるが、地盤と振動の定量的な関係はつかめなかった。

3-4-2 距離減衰の予測

線路から r (m) 離れた測定点における列車通過の際の振動レベル VL (dB) は、 C_2 (線路から 1 m の振動レベ

表-4 距離減衰の予測(測定側列車の平均値)

$A_0 = 42.6, K = 0.753$

測定場所	線路近くのデータ		距離(m) r	振動レベル(dB)		
	距離(m) r_0	振動レベル(dB) V_{Lo}		実測値 V_L''	予測値 V_L	誤差 $V_L'' - V_L$
平坦No. 1	7.5	64.6	12.5	60.2	60.7	-0.5
"	"	"	25.0	56.0	55.3	0.7
" 2	3.8	68.5	12.5	61.4	60.3	1.1
"	"	"	25.0	56.3	55.5	0.8
" 3	5.0	64.6	12.5	60.6	59.5	1.1
"	"	"	25.0	57.6	55.7	1.9
" 4	7.0	66.0	12.5	65.6	61.1	4.5
"	"	"	20.0	59.0	57.1	1.9
" 5	4.5	61.4	12.5	59.1	58.2	0.9
"	"	"	25.0	54.9	56.1	-1.2
" 6	5.1	67.4	12.5	58.0	60.6	-2.6
"	"	"	25.0	52.0	55.4	-3.4
" 7	4.0	77.3	12.5	64.0	63.2	0.8
"	"	"	25.0	63.8	54.6	9.2
" 8	3.8	66.3	12.5	63.5	59.6	3.9
"	"	"	25.0	54.6	55.7	-1.1
" 9	10.0	57.0	20.0	50.2	56.6	-6.4
"	"	"	30.0	47.1	56.4	-9.3
" 10	10.0	63.6	20.0	54.5	57.2	-2.7
"	"	"	30.0	53.0	53.4	-0.4
" 11	10.0	68.1	20.0	54.0	57.5	-3.5
"	"	"	30.0	53.2	51.3	1.9
" 12	10.0	64.0	20.0	53.5	57.2	-3.7
"	"	"	30.0	52.3	53.2	-0.9

誤差の標準偏差 = 3.63

ル)と A_2 を用いて $V_L = C_2 + A_2 \log r$ で表わせることは既に示した。しかし、線路から1mの地点で測定できない場合は、線路から r_0 (m)離れた測定点における振動レベル V_{Lo} (dB)の関係式が

$$V_{Lo} = C_2 + A_2 \log r_0 \quad \dots (1)$$

となり、 C_2 と A_2 の関係は

$$A_2 = A_0 + K_2 \cdot C_2 \quad \dots (2)$$

で表わせることから、式(1)、(2)より

$$C_2 = (V_{Lo} - A_0 \log r_0) / (1 + K_2 \log r_0)$$

$$A_2 = (A_0 + K_2 \cdot V_{Lo}) / (1 + K_2 \log r_0)$$

が導びかれる。そこで、任意の距離 r (m)における、列車通過の際の振動レベル V_L (dB)は、

$$\begin{aligned} V_L &= C_2 + A_2 \log r \\ &= (V_{Lo} - A_0 \log r_0) / (1 + K_2 \log r_0) + \\ &\quad (A_0 + K_2 \cdot V_{Lo}) / (1 + K_2 \log r_0) \cdot \log r \quad \dots (3) \end{aligned}$$

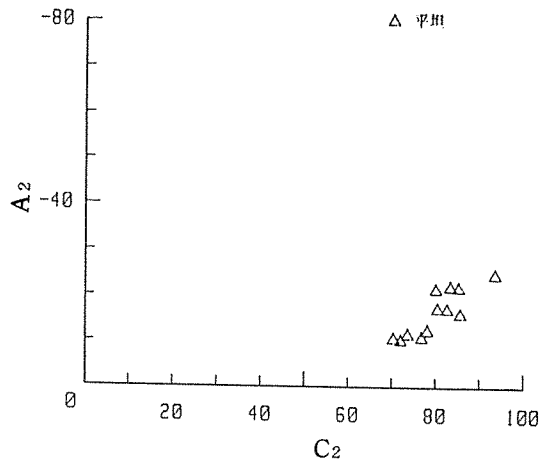


図-10 回帰式 $V_L = C_2 + A_2 \log r$ における C_2 と A_2 の関係(上位半数平均値)

表-5 距離減衰の予測(上位半数の平均値)

$A_0 = 37.4, K_2 = 0.668$

測定場所	線路近くのデータ		距離(m) r	振動レベル (dB)		
	距離(m) r ₀	振動レベル (dB) VL ₀		実測値 VL''	予測値 VL	誤差 VL'' - VL
平坦No. 1	7.5	61.0	12.5	61.0	62.4	-1.4
	"	"	25.0	57.0	57.6	-0.6
" 2	3.8	71.0	12.5	65.0	62.5	2.5
	"	"	25.0	61.0	57.6	3.4
" 3	5.0	65.0	12.5	61.0	60.5	0.5
	"	"	25.0	58.0	57.1	0.9
" 4	7.0	67.0	12.5	67.0	62.7	4.3
	"	"	20.0	59.0	59.3	-0.3
" 5	4.5	63.0	12.5	60.0	59.3	0.7
	"	"	25.0	55.0	56.8	-1.8
" 6	5.1	68.0	12.5	59.0	62.1	-3.1
	"	"	25.0	53.0	57.5	-4.5
" 7	4.0	77.0	12.5	66.0	65.4	0.6
	"	"	25.0	65.0	58.3	6.7
" 8	3.8	66.0	12.5	64.0	60.4	3.6
	"	"	25.0	56.0	57.1	-1.1
" 9	10.0	59.0	20.0	52.0	57.2	-5.2
	"	"	30.0	49.0	56.1	-7.1
" 10	10.0	64.0	20.0	56.0	59.1	-3.1
	"	"	30.0	54.0	56.3	-2.3
" 11	10.0	70.0	20.0	59.0	61.5	-2.5
	"	"	30.0	59.0	56.5	2.5
" 12	10.0	65.0	20.0	55.0	59.5	-4.5
	"	"	30.0	54.0	56.3	-2.3

誤差の標準偏差 = 3.26

となる。(ただし、 $1 + K_2 \log r_0 \approx 0$)
 ここで、平坦の場合は $A_2 = 42.6 - 0.753 C_2$ ($A_0 = 42.6, K_2 = -0.753$) であったから、式(3)は

$$VL = (VL_0 - 42.6 \log r_0) / (1 - 0.753 \log r_0) + (42.6 - 0.753 VL_0) / (1 - 0.753 \log r_0) \cdot \log r \dots (4)$$

となる。線路近くの測定点の振動レベル(測定点側を通過した列車の振動レベルの平均値)を式(4)に入れ、求めた予測値と実測値を表-4に示した。

実測値と予測値を比べると、平坦No.7,9のように誤差の大きい場所もあるが、12カ所24測定点のうち10カ所21測定点が5dB以内となり、誤差の標準偏差は3.6dBであった。なお、平坦No.7,9の誤差が大きかっ

たのは、実際の C_2, A_2 の値が予測に用いた C_2 と A_2 の関係式より若干離れていたことによる。

次に、本報において振動レベルの評価値とした上位半数平均値についても、同様にして予測値を求めた。

平坦の上位半数平均値において C_2 と A_2 の関係は図-10となり、 $A_2 = 37.4 - 0.668 C_2$ ($A_0 = 37.4, K_2 = -0.668$, 相関係数 - 0.86) を得る。そこで、この値を式(3)に入れ、線路近くの振動レベル(上位半数平均値)より予測した結果を表-5に示した。平坦No.7,9を除いては誤差が5dB以内となり、誤差の標準偏差は3.26dBであった。

なお、この予測式は距離の対数値の1次式 $VL = C_2 + A_2 \log r$ より回帰させ求めているが、この式が有効

なのは振動源から50m程度までである⁶⁾。このため、あまり線路から離れた地点での予測は誤差が大きくなる。

以上、 C_2 と A_2 の関係から振動レベルの距離減衰の予測について検討したが、 C_2 と A_2 が一次式で関係づけられることから、 C_2 を決定することができれば、全ての地点の振動レベルを予測できる。 C_2 (線路近くの振動レベル)は、列車速度、地盤構造の影響が強いと考えられたが、地盤構造と C_2 の定量的な関係は得られなかった。しかし、地盤構造についても多数のデータを集めることにより、定量的な関係が得られる可能性がある。

5. まとめ

今回の調査結果から、次のような知見が得られた。

- (1) 調査した在来線鉄道において、70dB(新幹線鉄道の場合の指針値)を越えたのは、すべて線路から10m以内の測定点であった。
- (2) 線路構造別に振動レベルを平均すると、線路から20m程度までは平坦が最も高い振動レベルとなる。盛土は線路近くでは平坦より低い振動レベルとなるが、30m地点では平坦と同程度か、やや高い振動レベルとなる。高架はいずれの距離でも低い振動レベルとなる。
- (3) 車両及び乗客重量による振動レベルへの影響はほとんどみられなかった。また、列車速度は10km/h上昇すると、振動レベルは1~2dB増加することがわかった。しかし、同一速度、同一重量でも振動レベルにバラツキが見られ、この原因は車両の整備状態等の違いによる影響と考えられた。

(4) 在来鉄道における、振動レベルの距離減衰は倍距離1.5~9.9dBの間に分布していた。線路構造別の距離減衰の平均値は、平坦が倍距離5.5dB、盛土が倍距離4.8dB、高架が倍距離5.0dBとなった。

(5) 線路近くの振動レベルと距離減衰には一定の関係が見られ、この関係は特に平坦において強い相関を示した。このことから、振動レベルの距離減衰は線路近くの振動レベルにより決定され、線路近くの振動レベルが高ければ距離減衰も大きくなることがわかった。

平坦において上記関係を用いて、線路近くの振動レベルから他の地点の振動レベルを予測すると、24測定点のうち21測定で誤差が5dB以内となった。

文献

- (1) 環境庁：環境保全上緊急を要する新幹線鉄道振動対策について(勧告)，昭和51年3月環大特第32号，(1976)。
- (2) 中野有朋：入門公害振動工学，技術書院，103-106，(1981)。
- (3) 成田信之，横山功一，桂樹正隆：道路交通振動の予測手法，土木技術資料，19(8)，12-13(1977)。
- (4) 森井孝：地盤振動対策，鉄道技術資料，19(8)，9-12(1977)。
- (5) 環境庁大気保全局特殊公害課編：振動規制技術マニュアル，ぎょうせい，205-206(1977)。
- (6) 吉岡修：地盤振動レベルの測定結果の一整理方法，1980年物理探査学会春季講演会予稿集47-48(1980)。

横浜市における魚類を指標とした 工場排水の規制手法に関する研究

水尾寛己^{*}, 樋口文夫^{*}, 島中潤一郎^{*}, 福島 悟^{*}
山口一誠^{**}, 阿久津卓^{**}, 佐野定雄^{**}

要 旨

横浜市は、1975年(昭和50年)から、工場排水規制において生物学的手法の導入について検討を進めてきた。

その結果、1977年12月に飼育手法について「工場等に係わる魚類飼育指針」、1982年に検査手法について「魚類指標による排水評価のための技術要領」、1985年には排水の評価手法について「魚類指標による暫定排水評価指針」を策定した。本報では導入の背景、研究の経過、指針の内容について述べた。

1. はじめに

工場排水の水質監視のための魚類飼育は、この10年の間に各自治体においても実施されてきている¹⁾。また、国外においても河川水質監視のために用いられてきている²⁾。

横浜市では、1975年から工場排水の規制における生物学的手法の導入について検討を進めてきた。

その当時は、その試み自体が国内外において事例が乏しく、および手法に対する科学的資料が少なく、方法論的な確立もないというきびしい状況であった。

この導入の背景としては、本市の水質環境目標「魚がすみ、釣りや水遊びがたのしめる海や川を市民の手にとりもどせること」³⁾ 実現の一手段として、公害防止協定締結工場の一部において「工場排水について魚類が棲息可能な状態を確保すること」⁴⁾としているところによる。

この検討にあたっては、まず、指標生物として魚類で良いのかどうか、魚類を用いるとした場合の試験方法をどう選択するか等について方向性を明らかにした。その上で、工場排水で魚を飼育するためにはどのような方法が望ましいのか。排水で飼育した魚の検査及び

排水の評価をどのようにおこなうかについて検討を進めてきた。その結果、飼育手法については「工場等の排水に係わる魚類飼育指針」⁵⁾として、検査手法については「魚類指標による排水評価のための技術要領」⁶⁾として、排水の評価手法については「魚類指標による暫定排水評価指針」として策定をみた。

この策定のための検討は、魚類指標排水規制基礎研究会(代表 観音崎水産生物研究所長 故人 四竈安正氏他)及び魚類の健康評価基礎研究会(前東京水産大学教授 尾崎久雄氏他)と市(研究所職員、水質課職員)が共同で実施してきたものである。本報では、導入の背景および指針の内容等について報告する。

2. 魚類指標導入の背景等

導入の背景としては以下のような点があげられる。

第1点としては、横浜市は1973年「横浜市総合計画・1985」⁷⁾を策定し、この中で環境・公害対策の基本方向の一つとして、市民の生活環境はこうあってほしいという目標を具体的に示し、海と川についての環境目標を「魚がすみ、釣りや水遊びがたのしめる海や川を市民の手にとりもどすこと」とした。さらに

Monitoring Methods of Industrial Wastewater by Fish Rearing
Yokohama

Hiromi Mizuo*, Fumio Higuchi*, Junichiro Hatakenaka*, Satoshi Fukushima*, Ichisei Yamaguchi**, Taku Akutsu**, Sadao Sano**

* 横浜市公害研究所水質部門

** 横浜市公害対策局水質課

その後、横浜市はこの目標を達成するにあたり市民自らが海や川を見守りやすいようになじみのある生物を用いた「生物指標及び水質環境目標」を1975年10月に設定した。

第2点としては、主な規制対象工場に占める大規模発生源の汚濁負荷量が図-1に示すとおり80~90%を占めており、特に臨海部に多く分布している⁸⁾。一方、東京湾内の水産生物は市民の食生活にも大きく寄与しており、本市でも1971年頃から魚介類のPCB、水銀の蓄積が問題^{9) 10)}となり、今後とも未知な化学物質等による汚染が危惧され未然に防止する必要があった。

第3点めとしては、排水規制の問題点であるが、規制項目が限定されており、さらに一定の基準値まで許容される濃度規制であること、一方排水中の多種の汚濁物質の定性定量は困難であること、排水の水質測定は年数回~数10回と断片的で自動連続測定装置を用いた場合も項目が限定され、精度にも問題があること、排水水が生物に対して安全かどうか、又食物連鎖を通じておこる蓄積についても不明であること、などがあげられる。

そこで、上記の排水規制を補うものとして、生物学的手法による排水規制が考えられた。生物学的手法による排水規制は、総合的な排水評価ができるとともに、排水水が生物に対して安全かどうか等がより確認しやすく、また、排水で長期間飼育する方法を用いれば、連続的に総合排水で監視が可能となるなど利点がある。しかし、物質の定性・定量化については、理化学的試験で補う必要がある。

第4点めとしては、新潟および水俣における公害裁判に見られるような行政と企業の責任¹¹⁾、および現行の排水規制の問題点についても教訓としなければならない。

第5点めは、本市の公害防止協定の申し入れ内容が長い実践過程の中で定着してきていた。

- ①測定及び報告(1964年~) ②立入調査(1964年~)
- ③代執行と費用負担(1964年~)④事前協議(1965年~)
- ⑤公表(1970年~) ⑥関連企業対策(1970年~)
- ⑦産業廃棄物最終処分責任(1973年~)

① 工場数(480工場) [%]

A	B	C
4	8	88

② 総排水量(166万m³/日) [%]

A	B	C
90	7	3

③ 汚染水の排出量(47万m³/日) [%]

A	B	C
78	13	9

(注) A:排水量 10,000 m³/日以上以上の工場
 B: " 1,000 " "
 C: " 1,000 " 未満

排水量50 m³/日以上以上の事業場又は有害物質を排出するおそれのある事業場

図-1 主な規制対象工場に占める大規模発生源の割合(下水処理場を除く)

⑧操業停止(1973年~)

しかし、この時点では排水の生態への影響に関しては盛り込まれてはいなかった。

以上のような背景の中で、1974年に⑨生物指標の導入(魚類飼育による毒性試験)及び⑩再協議を盛り込んできた。

又、⑨生物指標の導入(魚類飼育による毒性試験)において、他に◎公害の原因となる製品の生産停止、◎生産方式の低公害化、◎有害物質の排出禁止、◎排出量の削減、◎排水の用水並びまでの浄化の項目も導入してきた。

公害防止協定において、「⑨生物指標の導入(魚類飼育による毒性試験)とは、排出する汚水について魚類が正常に生育できる水質を確保し、魚類を飼育すること、および飼育した魚類の精密試験を行なうと同時に市の指示に基づいて排水の成分分析、毒性試験並びに影響調査をすることである。」と位置づけている。現在のところ、この内容で10社11工場と締結している。

なぜ生物指標として、魚類を選択したのかについてはいくつかの理由があげられる。排水における生物指標の導入の方法はまず目的により、①急性毒性の有無のチェック、②水質の突発的悪化(異常時)の監視、③長期間の毒性、催奇性、蓄積性のチェックに分けられる。また、水生生物による試験項目としては、致死試験、嫌忌試験、生理・組織学的試験、成長、増殖試験、蓄積試験があり、対象生物としては、魚類、貝類藻類などがあげられる。

本市の生物指標としての魚類の導入については、まず、長期間の毒性、催奇性、蓄積性まで検査が可能で

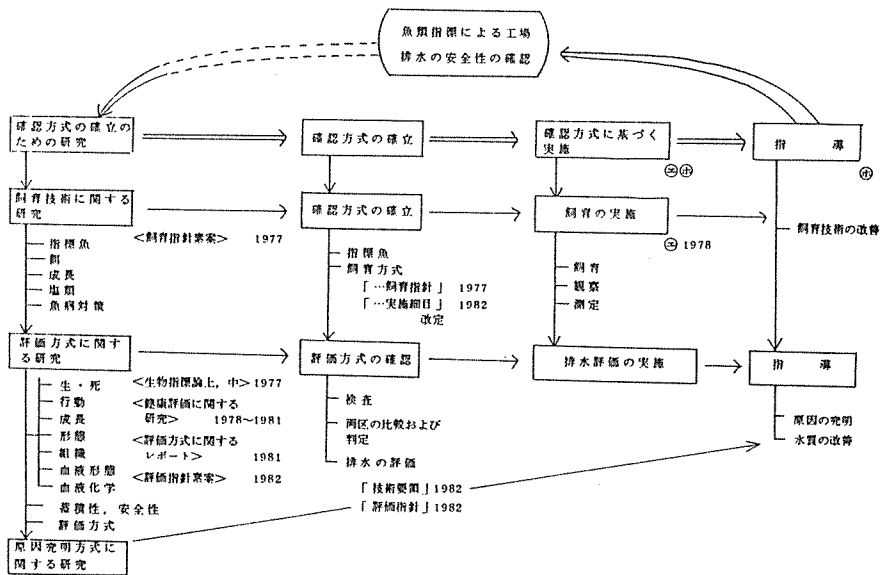


図-2 工場排水規制における魚類指標導入のための研究の流れ

あること、また試験項目としては生理・組織学的試験、成長試験、蓄積試験なども可能であること、工場での取り扱いや試験が可能であること、入手が容易であり毒性に関する情報が比較的多いこと、などが配慮されたとともに、本市の目標が魚の生息する水域を目指していることが第1義的に魚類を選択した理由としてあげられる。

3. 魚類指標導入のための研究の経過

工場排水規制に魚類指標を導入するための研究は、第1点は既存の資料、知識に基づく議論の中での方法論をめぐっての問題点の整理、第2点は、室内的試験等で不足しているデータの補充、第3点は実際の事業場での調査および実験に大別されるが、これらをそれぞれ同時平行的におこなう中で検討してきた。

研究および指針の策定の具体的流れは図-2に示すような時間的経過で進行してきた。1977年12月とわずか2年弱で策定した「工場等に係わる飼育指針」については既存の資料、知識を基に排水の評価との関連があまりはっきりしない状況の中で先行して実施に踏みきった。その後、排水を評価していく上での飼育技術面からの検討、排水を評価していくための検査項目の検討、排水の評価方法の検討をおこなってきた。

飼育技術面からの研究としては、水温との関連で適正な給餌率についての検討、運搬、選別、薬浴方法の検討、魚病対策、遊泳状況・摂餌状況の観察方法についての検討などを行ない、1982年に「工場等に係わ

る魚類飼育指針および実施細目」¹²⁾の中に反映してきた。

検査項目・評価に関する研究については、餌の種類、量、水温、塩類と成長量との関係についての検討、正常形態・組織像および異常時との比較研究、血液の正常範囲に関する検討、血液検査時の条件に関する検討、飼育指針に基づき飼育した事業場飼育魚の生理・組織学的研究などをおこない、研究の一部は所報および「魚類の健康評価に関する研究①～④」として明らかにするとともに、1982年に「魚類指標による排水評価のための技術要領」⁶⁾「魚類指標による排水評価指針案」¹³⁾、1985年6月に「魚類指標による暫定排水評価指針」⁷⁾を策定し研究成果を反映してきた。

今後は、排水評価において問題が認められる場合においては、原因究明及び対策のための検討が必要と考えられる。

4. 工場等の排水に係わる魚類飼育指針について

4-1 指針の基本的前提条件について

指針策定においては以下の内容を基本的前提条件において検討をおこなった。

4-1-1 屋外池で飼育すること

まず、工場排水は毒性の強さが経時的、経日的に変化することが予想されるので、一定の濃度を連続して流しながら試験する「Standard Method」¹⁴⁾方式をそのまま利用するには難点があり、毒性の変動を

承知した上で、その中で飼育する方式をとらざるを得ない。

その場合、実験室的規模で行なう飼育と、屋外池による飼育の2方式が考えられる。工場側が長期間(たとえば1年間)継続して飼育を行なうとすると、飼育の容易さという点から最適魚種としてコイが考えられる。コイは1年間でかなり大型に成長するので、水槽規模での飼育は無理で、池で飼育せざるを得ない。

また、屋外池で飼育することは、公害防止協定という点から、工場内部の人だけでなく、屋外において多くの人にもその飼育状態を確認可能であるという意義がある。

4-1-2 生物をコイに限定したこと

排水の水域での安全性を確認するためには、あらゆる種類の生物を用いて試験を行なうことが理想であるが、実際には不可能に近い。この問題についてはバイ

オアッセイの分野と同じように何か意味のある一つの代表的魚種を選定して方法を定めるといった割り切り方をせざるを得ない。コイに限定した理由としては、農薬検査法、化学物質規制法における濃縮毒性試験法の代表魚種としてコイが指定されていること、比較的入手が簡単で取り扱いやすいこと、塩分、水温に対して広範囲の適応性が見られること、横浜市内河川の代表的魚種であることなどがあげられる。

4-2 工場等の排水に係わる魚類飼育指針の概要

飼育指針は「基本条件」および「管理基準」から構成されており、「基本条件」は(指標魚)、(飼育の方式、注入水の条件等)、(飼育池の規模等)、(水質測定装置の設置等)を定めており、「管理基準」は(指標魚の準備、予備飼育)、(本飼育の開始)、(給餌条件)、(本飼育期間中の観察及び測定、へい死等の観察及び連絡等)等飼育管理について定めている。

(飼育指針の基本条件の内容)

指標魚	尾数	二面方式	池の大きさ	材質	換水率	水温、溶存酸素
0年魚のコイ	各100尾	対照区 排水区	7㎡以上	コンクリート	6~10	近似

(管理基準の内容)

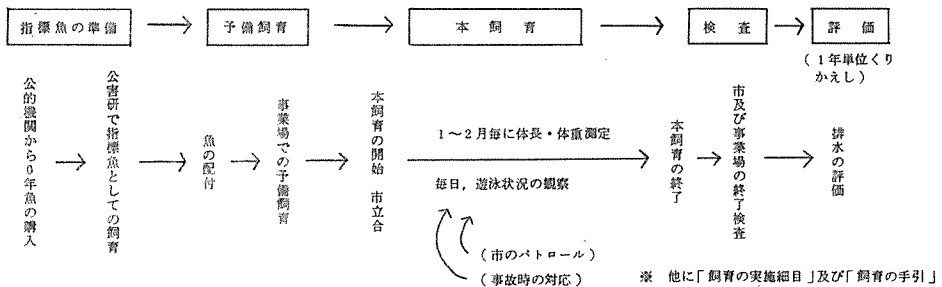


図-3 飼育指針の概要

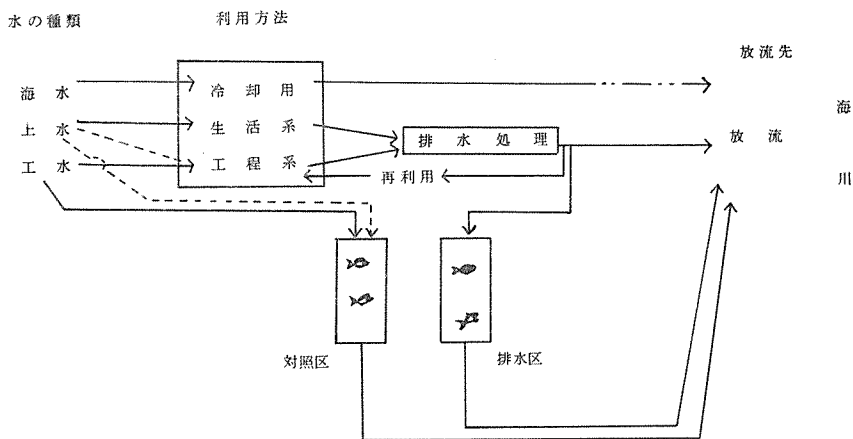


図-4 事業場における対照区、排水区への水の導入経路

さらに、この指針は実施細目と一体になっており、実施細目は細則的性格を持っている。

飼育指針の概要の流れを図-3に、事業場における対照区、排水区への水の導入経路を図-4に示した。

4-2-1 基本条件

（指標魚）4-1-2で説明した理由により、指標魚はコイとした。また、試験に用いる魚の年齢は毒物等に対する影響に敏感な時期である0年魚（当才魚）とし、事業場での取り扱いの問題、飼育開始時期との関連から飼育開始時では体長5～10cm程度の稚魚を用いることとした。

また、飼育開始の初期の頃はマゴイ9に対しイロゴイ1の比率で用いたが、イロゴイは病魚の発見がマゴイに比べて難しいことや、イロゴイは生理的にもマゴイと異なることの理由からイロゴイは用いないこととした。

本飼育開始時の尾数については、試験項目として生存率、成長量、生理、病理組織及び蓄積などが考えられ、途中での検査等の考慮及びデータの統計処理に必要な尾数などを考慮して飼育池1面について100尾程度必要と判断した。

（飼育の方式、注入水の条件等）

飼育池の設置については、4-1-1で説明したような理由による。また、飼育するにあたって対照区と排水区の2面の池を設置することとした。対照を設ける意味は、排水の評価に際して生物検定的な考え方を取り入れて排水区との有意差をみる必要があるためである。対照区には標準となる水（工業用水または水道水）、排水区には工場排水の水質評価のための稀釈なしの処理水を注入させ、両区の水温等は近似させるものとしている。

飼育の方式は、工場排水は連続して排出されるので流水式とし、循環式は水質が変化する恐れもあるので

一過式とした。また、池内の換水率は1日6～10回とした。

これは1年間の飼育終了時における魚の飼育密度からくる水質の悪化を配慮したことによる。

飼育期間を1年間とした理由については、何年も飼育しないと排水評価できないでは困ること、2年魚、3年魚となるにつれ毒性に対する感受性が鈍くなること、世代交代までおこなうには長期間を要すること。また、飼育技術の問題や飼育池を大きくしたり、換水率を上げることからくる両区の水温調整の難かしさなどの問題もあり、一方飼育期間がたとえ1年間としても蓄積も含めて長期間の影響としての排水評価は可能と思われることによった。

（飼育池の規模等）

飼育池の大きさは排水区、対照区とも表面積10㎡（2m×5m）の長方形で0.7m以上の水深を確保することとした。この池容量は当才魚のコイを1年間飼育して成長した100尾のコイが生息するための空間が十分に確保されるためのものである。また、図-5に示すように飼育池の底部は短辺の一方の側から20分の1以上10分の1以下の勾配をとり最深部には魚だまりを設け、排出部の位置は最深部の底部と上部とした。これは、魚の底部にたまった老廃物等や上に浮いたゴミなどを池外へ流出させやすく、水質の悪化を防止すること、池内の付着藻類等の除去の清掃作業を行ないやすいこと、最深部に魚だまりを設けることにより魚の採取が容易であることなどが理由としてあげられる。注入部の位置は浅い方の短辺の上部とすることにより、空気中の酸素が十分溶けこむことを配慮した。

（水質測定装置の設置等）

排水処理の事故等による魚への影響の監視や排水の評価を適正に行なっていくために、水温、pH、電気伝導度等については自動記録装置によるなど経時変化が

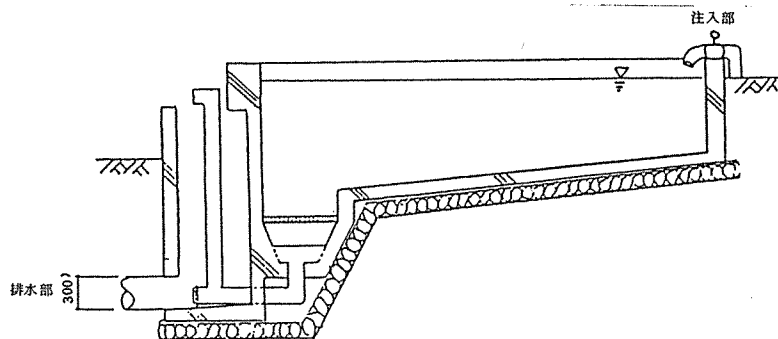


図-5 池の構造

確認できる措置を講ずるものとした。

4-2-2 管理基準

(指標魚の準備, 予備飼育)

工場等が使用する指標魚は、細則において市もしくは市の指定する機関で飼育した健康でかつ体長の整ったものとしている。具体的な指標魚を得る作業としては、図-3に示すとおり所定の場所(現在、群馬水産試験場)から市もしくは市の指定する機関(現在、市公害研究所)が約1~5gの0年魚を6~7月頃に1括購入し、そこで寄生虫の除去および細菌性病魚予防のための措置や2次選別等をおこない、適正な指標魚を確保する。次に、8~9月頃に工場等がこの指標魚の配布を受け、予備飼育をおこなう。予備飼育とは、本飼育に先立ち、指標魚の運搬に伴う傷や環境変化に伴う疾病の予防および本飼育の指標魚としての適正の確認のためにおこなうもので、対照区に使用する水を用いて飼育する。

予備飼育期間は約2週間としている。これは、2週間以内に発病が見られない場合は、指標魚としておおむね安定していると判断できることによる。

(本飼育の開始)

本飼育とは、工場等の排水での飼育の実施を意味する。

予備飼育した指標魚の中から本飼育に必要な尾数(約200尾)を用意し、均等に2分し、一方を対照用、他方を排水用とする。本飼育の開始時には市の職員が立ち合い、指標魚としての適正および飼育開始時の尾数を確認する。また、開始時における体長・体重を測定し、その後、採取・測定に伴う傷、ストレスから生ずる疾病を防止するため必要な薬浴を1昼夜おこなう本飼育の開始とする。

(給餌条件)

飼料については、生餌はその確保や管理に不安があることと、配合飼料の品質が近年は比較的良くなっていることから、原材料等が明記されている配合飼料とし、冷暗所保存とした。餌の与え方は1日2回以上とし、水面散布によりおこなう。1日当りの給餌量は、魚体の体重と水温との関係から定めた給餌率表に基づいて与えることとしている。

(本飼育期間中の観察及び測定、へい死等の観察及び連絡等)

通常、毎日、遊泳状況、摂餌状況等を観察し、排水の影響の有無をチェックする。

1~2カ月に1回、体長・体重の測定をおこなうと共に、外観異常の有無や飼育尾数のチェックおよびC

OD、NH₄-N等の理化学試験を実施する。

体長・体重の測定は、本飼育開始時、終了時においては全数とし、飼育期間中は30尾程度とし、給餌量の算出や成長量による排水評価に利用する。また、本飼育開始時と同様に測定時毎に全魚の薬浴をおこなう。さらに、体長・体重測定時においては、飼育池に付着した藻類や沈澱物の除去等の清掃をおこなう。藻類等による水質悪化を防止するとともに、両区の藻類増殖の差からくる餌としてのコイの成長、蓄積への影響を少なくするためである。

次に、病魚および死亡魚が発生した場合(以下へい死等という)は、工場等は市と協議の上、指標魚については、薬浴、隔離飼育、あるいは除去、池については、消毒等必要な措置をおこなうこととしている。この理由としては、明らかに細菌性病ないしは寄生虫による病魚が発生した場合は、発生原因は排水の影響に帰因する場合もあると考えられるが、そのまま放置しておくとも細菌性病ないしは寄生虫による疾病のまん延により病魚、死亡魚が増大し、排水の評価が困難になることを防止する上から、病魚についての隔離ないしは除去等の措置を講じる。

また、飼育期間については通常1年としたが、へい死等により飼育の継続が困難な場合、たとえば生残尾数が飼育開始時尾数の半数を割る場合などにおいては、その時点で飼育を終了するとしている。

その他、飼育終了後の検査等、記録及び保存、管理体制を定めており、そのうち飼育終了後、検査等については、「別に市が指示する検査等を実施するもの」としている。これを受けて1985年6月に「魚類指標による暫定排水評価指針」を策定した。

5. 魚類指標による排水評価について

5-1 魚類指標による排水評価指針を策定する上での前提条件

排水評価の試験項目の選定にあたっては、①科学的に正しく相手に対し説得力のある項目であること。②事業場で実施することを原則とし、簡易であること。③試験項目数は、試験的検討段階ではなるべく多くとるとしても、最終段階では数項目にしぼること。④再現性があり、誤差の少ないこと。すなわち、測定値が季節的条件で変動したり、毒物の影響以外の因子で変動する項目は好ましくない。⑤対照区との比較において判定できる項目であること。

などに留意して検討してきた。

また、排水の評価の方法としては、①検査項目の対

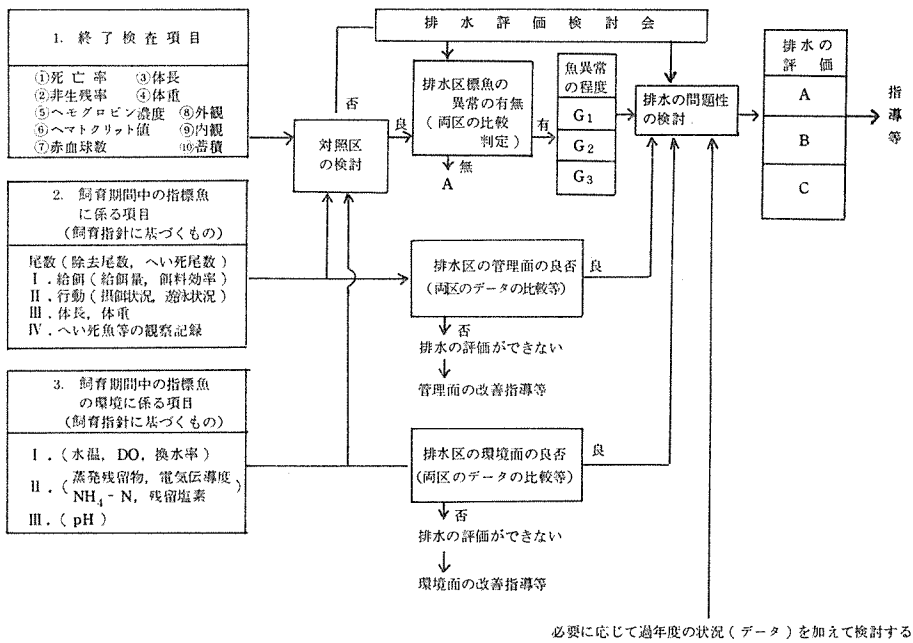


図-6 排水評価のフロー

照区との比較方法は統計学的方法を取り入れて主観的な尺度をできるだけ少なく、誰でも同じ結果がでる方式とした。②排水の評価についてもできるだけ客観的にこなえるように努めた。

5-2 魚類指標による暫定排水評価指針の内容

1982年に「魚類指標による排水評価指針(案)」を作成したが、排水の評価の流れにおいて検討不十分な部分が多かったこと、および実際に事業場の飼育および検査結果にあてはめた場合にどのような問題があるかなどの検討が残っていたため、(案)のままの状態が続き、1985年6月をもって「魚類指標による暫定排水評価指針」として策定される運びとなった。以下「暫定排水評価指針」の内容について述べる。「暫定排水評価指針」は、「工場等の排水に係わる魚類飼育指針」に基づいて飼育された魚の検査結果等により、排水の評価をおこなうことを目的としている。

排水の評価にあたっては、「指標魚の検査等」として(検査)および(両区の比較および判定)について定めており、「排水の評価等」として(排水の評価)(指導等)について定めている。排水評価の手順を図-6に示した。

5-2-1 指標魚の検査等

(検査)

検査は、原則として1年間の飼育終了時におこなうこととした。ただし、飼育途中においてへい死等の発生により飼育の継続が困難な場合は、その時点で可能

表-1 検査項目及び比較法

区分	検査名	項目	比較法	
			検定法	有意水準
生・死	生・死	死亡率 非生残率	出現率の差	0.05
健康状態	成長	体長 体重	平均値の差	0.05
	形態	外観異常出現率 内観異常出現率	出現率の差	0.05
	血液	ヘモグロビン濃度 ヘマトクリット値 赤血球数	平均値の差	0.05
蓄積	蓄積	工場等の排水の特性に応じてPb等物質を選択する	平均値の差	0.05

な範囲での検査をおこなうこととした。

検査項目は表-1に示すように大きく3つに区分される。既ち、生・死についての検査項目として、生・死(①死亡率, ②非生残率), 健康状態についての検査項目として、成長(①体長, ②体重), 形態(③外観異常出現率, ④内観異常出現率), 血液(⑤ヘマトクリット値, ⑥ヘモグロビン濃度, ⑦赤血球数), 蓄積についての検査項目として蓄積(重金属およびその化合物, 化学物質)である。

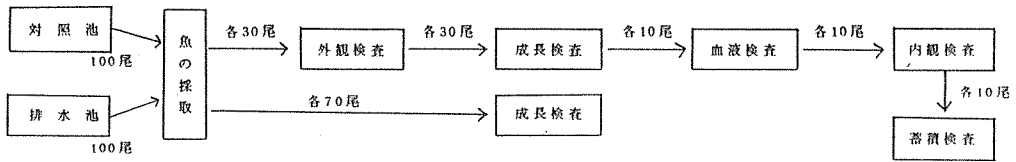


図-7 検査の流れ

検査項目の内容、方法については「魚類指標による排水評価のための技術要領」で明らかにしているところであるが、以下に検査の流れ、検査項目の内容について説明する。検査の流れは図-7に示すとおりで、まず外観検査を対照区、排水区それぞれ30尾についておこない、次に体長・体重を測定、その後、対照区・排水区それぞれ10尾について血液検査用の採血、内観検査（一部必要により組織採取）をおこない、最後に蓄積検査を行う。

体長・体重の測定は別に残魚（約70尾）についてもおこなう。

また、血液検査においては、採取後の放置時間からくるストレスの影響を考慮して、採血は対照区・排水区それぞれ5尾ずつ交互におこなっている。

以下に各検査項目の内容について示す。

1) 生・死（①死亡率、②非生残率）

魚類の生死の把握は、魚類の飼育環境の状況を端的に判断するために有効なもので、一般的に死亡率でもって表わされる。しかし、本指針では、長期間の排水の影響を見る目的から、病原生物の疾病や人為的な障害からくる疾病のまん延を防止するため、必要により病魚等の除去をおこなうこととしている。そのため、排水の影響からくる疾病については死亡率でもって把握できないため、生死の検査項目として死亡率の他に非生残率を用いることとした。

非生残率の定義は、終了時までの非生残尾数（死亡尾数に除去尾数、不明尾数を加えたもの）の飼育開始時尾数に対する割合を示すものとした。また、死亡率でもって表現する死亡魚については、死亡した魚およびひん死の魚（遊泳力がなくなって水面もしくは水底に長時間横向きになっているもの）の両者と定義した。

2) 成長（①体長、②体重）

魚類の成長は、排水の慢性的影響を知る上で重要である。成長の大きさは、水温、溶存酸素量等の物理化学的環境条件および給餌条件等飼育管理条件によって左右されるため、対照区、排水区の諸条件をできるだけ近似するようにしている。成長の指標は、体長・体重の他、飼料効率、肥満度、成長率などがあげられるが、現時点で客観的に評価できる項目として、体長・

体重を用いた。体長・体重の測定は飼育指針で説明したように、飼育開始時、終了時は全尾数で途中時は30尾とした。

評価に用いる体長・体重は終了時のもので、途中時の測定は、給餌量の設定や飼育管理面の検討資料として用いられる。

3) 形態（③外観異常出現率、④内観異常出現率）
形態学的検査は、形態異常の有無を主として視覚的に調べるため、主観的になりがちである。

技術要領では、外観および内観異常の判断項目、内容を明らかにし、できるだけ簡易で客観的に判断できるよう配慮した。外観検査は対照区・排水区それぞれ30尾についておこなう。判断項目としては、体形異常、体表異常等の5つで判断内容について示すと以下の通りである。

a) 体形異常（やせ・せこけあるいは骨まがり）

やせ・せこけ；肥満度で20以下を目安とし、外観的に見て、はっきりやせ・せこけと判断できるものとする。

骨まがり；外観的に見て、骨格がまがっていると判断できるものとする。

b) 体表異常（ビラン・潰瘍・欠損あるいは立鱗）

ビラン・潰瘍・欠損；体表の皮膚がはがれている場合（ビラン）、体表の損傷が真皮ないしは真皮下に及ぶ場合（潰瘍）、あるいは鰓蓋ないしは各ひれのうち2ヶ所以上欠損が見られた場合とする。

立鱗；鱗が逆だて、まつかさ状を呈する場合とする。

c) 眼球異常（白濁・出血あるいは突出・脱落）

白濁・出血；眼球的部分が白く濁っている場合、あるいは眼球に出血が見られる場合とする。

突出・脱落；左・右眼球的のいずれか一方ないしは両方が突出あるいは脱落している場合とする。

d) 肛門異常（腫脹・発赤・出血）

肛門の部分が普通より腫脹し、発赤ないしは出血をおこしている場合とする。

e) その他の異常

種々の腫瘍等が見られる場合とする。

内観検査は、外観検査を終了したものから無作為に

抽出した10尾について、採血後におこなう。

内視異常の判断項目としては、鰓の異常、肝脾臓の異常、その他の異常の3項目で、判断内容について示すと以下の通りである。

a) 鰓の異常(色の異常あるいは白濁・損傷)

色の異常;肉眼的に鰓の色が暗赤色化(例えば3.5 R 3.5/6.0より濃い)した場合あるいは色が褪色(例えば2.5 R 6.5/8.5よりうすい)した場合とする。

白濁・損傷;鰓の一部ないしは大部分が白濁したり、損傷を受けたりする場合とする。

b) 肝脾臓の異常(色の異常、混濁・凝固あるいは凹凸)

色の異常;淡紅色(例えば1.0 YR 8.0/6.0)、にぶ橙色(例えば6.5 YR 7.5/6.0)よりうすくなっている場合、あるいはにぶ赤味橙色(例えば6.0 R 6.0/6.0)になる場合とする。

混濁・凝固;一部ないしは全体が濁ったり、かたくもろい場合とする。

凹 凸;広範囲に凹凸が顕著に現われている場合とする。

c) その他の異常

腹腔内に水がたまっていたり、腹腔壁と内臓表面に癒着が見られる場合あるいは種々の腫瘍等が見られる場合とする。

4) 血液(⑤ヘマトクリット値、⑥ヘモグロビン濃度、⑦赤血球数)

魚類の健康状態を生理学的側面から評価する方法には種々の診断技法がある。その中で血液検査は検査法が確立し、比較的簡単に検査することができる。本指針では、簡易で魚類の貧血症等一般的健康診断に有効な項目であるヘマトクリット値、ヘモグロビン濃度、赤血球数の3項目を選んだ。

検査尾数については現場での敏速な作業性および評価に必要な尾数を考慮して10尾以上とした。

採血部位は心臓、動脈球、腹側大動脈、Cuvier氏管、尾動脈又は尾静脈などがあるが、ここでは尾部の血管(尾動脈又は尾静脈)から採血するとした。

ヘマトクリット値は毛細管法でおこない、血液を遠沈して得られる赤血球の血液に対する容積率で示す。

ヘモグロビン濃度は、シアンメトヘモグロビン法で測定し、血液100 ml中のヘモグロビン量で示す。

赤血球数は血液1 ml中の赤血球の数で示し、ビュルケルツェルク、またはトーマの血液計算板で測定して

いる。

5) 蓄積

魚体中の重金属、化学物質を測定することは、排水中では微量であるが生物濃縮からくる蓄積性をみる手段として有効である。本指針では、重金属並びに化学物質の蓄積性試験を取り入れた。重金属の項目は当面、蓄積性が認められ、環境汚染等の点で主要なものとなっている水銀、カドミウムおよび鉛とし、原子吸光法で測定し、化学物質については難分解性物質をガスクロマトグラム-質量分析法で測定することとした。

また、項目は工場等の排水の特性に応じてPb等の物質を選択することとしている。分析に供する魚体は部位別ではなく全魚体を試料としている。

(両区の比較および判定)

図-6に示すようにまず、対照区の「対照としての検討」をおこなう。その上で排水区指標魚との比較判定すなわち「排水区指標魚の異常の有無」についての検討を表-1に示す統計的手法を用いておこない、いずれか1項目に異常が見られた場合に「排水区指標魚に異常あり」となり、有意差のある項目数、内容に応じて3段階にグレード分けをおこなう。また、「排水区指標魚の異常」が排水に帰因するかどうか調べるために「排水区の管理面の良否」「排水区的环境面の良否」について、両区の飼育期間中のデータをもとに比較検討を行なう。

1) 対照区の検討

上水または工水で1年間飼育した対照区の魚が対照として有効かどうかの検討をおこなう。

対照水が上水の場合は残留塩素の問題もあるが、飼育に不慣れとか、何らかの飼育技術上の問題から病魚等の発生により魚が死亡する場合もある。対照水が問題になる場合は対照区のみの問題であり、飼育からくる問題は対照、排水両区に問題が生じて評価が難しくなる。Bioassay(生物検定)においてJISやStandard Methodでは、10%を超える場合においては、その時の試験結果は棄却するものとしている。

本指針では、対照区において10%以上の死亡率が見られる場合には、原則として排水区との比較は難しいが、長期間における試験結果であることから、可能な限り評価をおこなうこととしている。

2) 排水区指標魚の異常の有無・異常の程度

表-1に示したように、死亡率、非生残率、外観異常出現率、内視異常出現率については出現率(百分率)の差の検定、体長、体重、ヘモグロビン濃度、ヘマトリット値、赤血球数、蓄積性については平均値の差の検

定により、有意水準5%で対照区と排水区について比較をおこなう。この比較において1項目でも差が見られる場合には「排水区指標魚に異常が有」となり、有意差のある項目数、内容に応じて下記の3段階にグレード(異常の程度)分けをおこなう。

G₁ ; 死亡率、非生残率を除く他の項目のうち、1項目に有意差がある。

G₂ ; 死亡率、非生残率の項目のうち、1項目以上に有意差がある。あるいは他の項目のうち2~4項目に有意差がある。

G₃ ; 全項目のうち、5項目以上で有意差がある。あるいは著しい蓄積がある。

3) 排水区の飼育管理面、環境面の検討

排水区指標魚に異常が見られる場合において、その異常は排水によるのではなく、排水区の飼育管理面ないしは環境面の不良から起こる場合がある。それゆえ、排水区の飼育管理面ないしは環境面において不良の場合には、排水の評価は困難となる。

そのような理由から、飼育管理面および飼育環境面について、工場側が観察記録した資料をもとに、問題がなかったかどうか検討をおこなう。

飼育管理面では、対照区との給餌量の差、定期的体長・体重測定時における麻酔や薬浴の失敗および飼育池清掃時の魚の取り扱いの失敗などともなう魚体への影響の有無について検討する。

飼育環境面では、対照区との水温、溶存酸素量の比較、冬期のボイラーの不備からくる急激な水温変化、塩分濃度の高い排水、NH₄-N、換水率等飼育水質について検討する。検討において飼育管理面ないしは環境面の不良が見られ魚への影響が予想される時は、排水の評価はできず、今後の対策としての改善指導等をおこなうこととしている。

5-2-2 排水の評価

排水の評価は、排水区指標魚の異常の有無、程度について、排水区の管理面および環境面の検討結果をふまえて、排水の影響によるかどうか、すなわち「排水の問題性」の検討をおこなう。これらの検討は市の職員(必要に応じて学識経験者)で構成される排水評価検討委員会でおこない、排水の評価は単年毎におこなう方式となっている。しかし、生物を指標としていることや屋外試験でその年々により環境条件が異なることなどをふまえ、必要によっては過年度の状況を加味して総合的に判断することとしている。

具体的な排水の評価は、次に示す通り、魚類への影響の程度から3段階により表わす。

A ; 排水に問題が認められない。もしくは問題がきわめて小さい。

B ; 排水に問題の疑いがある。

C ; 排水に問題の疑いがきわめて大きい。もしくは問題が認められる。

この評価についての根拠は前述の両区の魚の検査結果に基づくグレード分けを基準にして次のように定めている。

A ; 排水区の指標魚に異常がない場合、あるいはG₁に該当する場合。

B ; G₂に該当する場合、あるいはG₃に該当し、かつ死亡率、非生残率の項目が含まれていない場合。

C ; G₃に該当し、かつ死亡率、非生残率のうち1項目以上が含まれている場合。

6. まとめ

1975年より約10年間、公害防止協定の担保として、工場排水規制への魚類指標の導入方法について、魚類指標排水規制基礎研究会、魚類の健康評価基礎研究会と共同に研究を重ねてきた

その結果、「工場等の排水に係わる魚類飼育指針」「魚類指標による暫定排水評価指針」の策定をみた。

現在、これらの指針にもとづき5事業場で飼育を実施しており、「暫定排水評価指針」に基づく評価を行っている。

これらの指針を策定するにあたっては、数十回にわたる検討会の紆余曲折した議論の中で、ようやく完成することができた。本指針は、生物を指標としていて、屋外での飼育試験であるという点から、排水の評価をこのように単純化していいのかという意見や、逆にこの程度しか評価できないのかという意見もあるかと思う。この点については、排水の評価をできるだけ単純化し、実務担当者が簡単に判断できるようなものでなければならない。また、評価は企業の利害関係に直接ひびくわけであり、評価基準の設定においてはより慎重にという配慮などがあった。評価指針はまだまだ不十分な面が残されていて現時点では暫定となっているが、今後さらによりよいものをめざしていきたいと考えている。

今回は、指針の内容を中心に報告したが、次報には、実際の事業場の飼育状況や検査結果等について報告の予定である。最後に、本研究に多大なる御指導・御鞭撻をいただいた「魚類指標排水規制基礎研究会」及び「魚類の健康評価基礎研究会」に委員として参加していただいた故人四竈安正氏、尾崎久雄氏、田端健二氏、

鈴木規夫氏，池田弥生氏，幡井 勉氏，磯貝純夫氏，磯貝三重子氏，その他多くの方々に感謝致します。

文 献

- 1) 魚類指標排水規制基礎研究会；生物指標論(中)，付
- 2) Poels, C, L, M., van der Gaag, M.A. & van de Kerkhoff J.F.J Water Research, 14, 1029-1035(1980).
- 3) 横浜市；横浜市水域における水質環境目標 (1975).
- 4) 横浜市；公害との戦い, (1977).
- 5) 横浜市；工場等の排水に係わる魚類飼育指針 (1977).
- 6) 横浜市；魚類指標による排水評価のための技術要領 (1982).
- 7) 横浜市；横浜市総合計画, 1985 (1973).
- 8) 横浜市；公害との戦い, (1975).
- 9) 横浜市PCB問題連絡協議会；横浜市におけるPCB対策と調査結果 1(1972) 2(1973).
- 10) 横浜市PCB問題連絡協議会；横浜市におけるPCB・水銀等対策と調査結果3~7(1974~1978).
- 11) 日本評論社；法律時報臨時増刊2月号，水俣病裁判 1~393, (1973).
- 12) 横浜市；工場等に係わる魚類飼育指針および実施細目 (1982).
- 13) 横浜市；魚類指標による排水評価指針(案) (1982).
- 14) APHA.AWWA.WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14, (1975).

野外飼育におけるコイの血液成分の 季節、年齢、性による変化(I)

樋口 文夫*, 水尾 寛巳*, 畠中 潤一郎*, 福島 悟*

要 旨

神奈川県産のコイを用い、野外実験水槽で2年8ヶ月にわたり飼育し、血液成分の季節、性、年齢及び成長による変化について検討し、以下の成績を得た。

- 1) 給餌条件は、実験開始2年後に飼料効率、増重率が高かった。3年後は秋、冬で高かった。
- 2) 体重は実験開始時の平均が8.4 gから、終了時が737.1 gに増加し、生殖腺重量比は3年目で6.5%と高い値となった。
- 3) 血液成分の季節変化は、Hb, Ht, RBC, GPT, 無機P等が春、秋で高く、夏、冬で低下した。TP, TC等は秋、冬に高く、夏に低い値であった。また、GOT, LDH等の酵素活性は春期に高い値を示した。性別による差は春期にHb, Glucose等で出現した。
- 4) 年齢別では、Hb, MCH等で年齢との関係が認められた。他の多くは一定の傾向がみられなかった。性別では3才のHb, GPTで差が出現した。
- 5) 形態と血液成分の関係については、体重とあまり相関がなく、むしろ肝臓重量比と蛋白、脂質成分との間に正相関を認めた。
- 6) クラスタ分析による血液成分間の類似度は、血液性状、酵素成分、蛋白成分と脂質成分で高かった。

以上のことから、血液成分の変動要因は季節が成長等に比して最も大きかった。特に春期に高い値を示す項目が多く、また、性別による差が出現する時期でもあった。魚類の健康状態を生理学的観点から評価する場合、これらのことを考慮して行なっていく必要がある。

1. はじめに

筆者ら^{1,2)}は以前に恒温室内で飼育したコイを用いて、血液性状、血漿蛋白成分等の短期的な変動要因、正常値及び正常パターンの解析を行なった。その結果、血液性状値は飼育条件、取り扱い等が一定で、魚体の大きさの差が少ないならば変動も少ないことが明らかとなった。しかしながら、野外で飼育されている魚類の生理状態は室内の時に比して多くの変動要因に影響されると推測される。特に長期間飼育した場合、成長、成熟にともなう性差、季節等による変動は大きいと考えられる。

また、この種の研究はコイ、ニジマス、ティラピア等で断片的に研究されているが、長期に亘って多くの血液成分の変化及び関連性を詳しく研究したものはない。そこで、本研究は野外に設置した水槽でコイを長期間飼育し、年齢、性、季節等との関連性について形態的、血液学的、血液化学的側面から検討を加えたので報告する。

2. 材料及び方法

1) 供試魚

神奈川県産の健康なマゴイ (*Cyprinus carpio*)

Season, age, sex related variations in the blood constituents of carp (*Cyprinus carpio*) at the field rearing pond

*Fumio Higuchi, Hiromi Mizuo, Junichiro Hatakenaka, Satoshi Fukushima

横浜市公害研究所水質部門

を用い、約200尾を野外に設置した循環流水式水槽（容量1.5 m³）に収容し実験飼育を行なった。給餌は市販のコイ用配合飼料（日本配合飼料KK）を1日あたり体重の0.2～2.5%あて行なった。飼育水は脱塩素処理した水道水を用い、通気は十分に行なった。

2) 実験期間

実験開始は1981年7月で、終了は1984年2月、その期間は2年8ヶ月であった。コイの年齢は1980年5月生まれで開始時が1才、終了時が3才であった。

3) 検査手順

検査は3ヶ月に1回の割合で計11回実施した。いずれも午前中であった。検査尾数は1から3回まで20尾、その後は10～13尾であった。採集はタモ網を用い、ポリバケツ（容量50ℓ）に検査魚を移し入れ、室内で所定の検査を行なった。なお、取り扱い時、魚体にストレスをなるべく与えないよう注意して行なった。

採血はヘパリン処置した注射器具、ツベリクリン用注射筒（2cc）、静脈針（太）を用いて実施した。採血部位は尾部血管からであった。採血された血液はただちに一般血液検査に供したが、他は遠心分離器（3,000回転/分、20分）にかけて血漿を得た。

4) 検査項目と方法

形態に関しては体長、体重及び肥満度（ $\text{体重} \times 10^3 / \text{体長}^3$ ）、肝臓、生殖腺、腎臓、脾臓の重量と各臓器重量比（ $\text{臓器重量} \times 100 / \text{体重}$ ）を求めた。

血液性状に関してはヘモグロビン量（以下Hbと略記）がシアノメトヘモグロビン法、ヘマトクリット値（以下Htと略記）は毛細管法、赤血球数（以下RBCと略記）はBurker-Turk血球計算板を用いた。また以上の値から赤血球恒数を算出した。平均赤血球ヘモグロビン濃度（ $\text{Hb} \times 100 / \text{Ht}$ 、以下MCHCと略記）平均赤血球容積（ $\text{Hb} \times 10^7 / \text{RBC}$ 、以下MCVと略記）平均赤血球ヘモグロビン量（ $\text{Ht} \times 10^7 / \text{RBC}$ 、以下MCHと略記）

血漿中の蛋白、糖、脂質成分に関しては総蛋白量が屈折計法とビューレット法（以下それぞれTP₁、TP₂と略記）、アルブミン量（以下BCG+と略記）はBCG法、グロブリン量（以下BCG-と略記）はTP₂-BCG+によって算出され、BCG+、BCG-の比をA/Gとした。グルコース量（以下Glucoseと略記）はO-トルイジンハウ酸法、総コレステロール（以下TCと略記）はRosental法、尿素窒素量（以下PUNと略記）はジアセチルモノオキシム直接法を用いた。

血漿中の酵素に関してはグルタミン酸オキサロ酢酸トランスアミナーゼ（以下GOTと略記）、グルタミン酸ピルビン酸トランスアミナーゼ（以下GPTと略記）はReitman-Frankel法、アルカリ性フォスファターゼ（以下ALPと略記）はKing-King法、乳酸脱水素酵素（以下LDHと略記）はテトラゾリウム法を用いた。

血漿中の電解質に関しては無機P（以下InPと略記）がモリブデンブルー法、クロライド量（以下Clと略記）はSchales-Schales変法、ナトリウム、カルシウム、マグネシウム、カリウム量（以下Na、Ca、Mg、Kと略記）は原子吸光法を用いた。

以上、血漿中の蛋白、糖、脂質、酵素、無機P等の検査は臨床検査用キット（和光純薬KK）を用いて行なった。また、分析手順は項目各に同一の条件で行なった。

5) 解析方法

形態及び血液成分の各値を年齢、性、季節別に平均値、標準偏差を計算し、2つの平均値の比較におけるt検定を用いて統計学的解析を行なった。なお性の判定は2回以後から行ない、季節別の区分は検査を行なった月によって決定した。すなわち3～5月の期間が春、6～8月の期間が夏、9～11月が秋、12～2月までの期間が冬として解析した。

形態と血液成分及び各項目間の関係は、全体の相関係数を求めて検討し、さらにクラスター分析によって項目間の関係を類似度によって評価した。

3. 結果

1) 水温、飼育条件

実験期間中の水温変化を月別に示したのが図-1である。全期間の平均水温は17.4℃、最低水温が4.8℃、最高水温が32.0℃であった。季節別の平均水温、最低、最高水温を以下の表-1に示した。

表-1 季節別の平均水温、最低、最高水温

季節	測定回数	平均水温(℃)	最低水温(℃)	最高水温(℃)
春	118	17.9	8.5	26.8
夏	143	24.7	18.6	32.0
秋	113	18.3	9.0	28.6
冬	131	8.1	4.8	13.7

平均水温は夏期が24.7℃、冬期が8.1℃、春、秋は18℃前後であった。最高、最低水温の差は秋、春で高く、夏、冬

表-2 実験期間中の給餌状況, 日間増重率, 給餌率, 飼料効率

検査年月日	*1 飼育 日数	尾数	平均体重 (g)	総重量 (g)	増重量 ^{*2} (g)	日間増 重率 ^{*3} (%)	総給餌量 ^{*4} (g)	日間給餌量 ^{*5} (g)	日間給 餌率 ^{*6} (%)	飼料効率 ^{*7} (%)
1981. 7.15		188	17.4	3271.2						
8.26	42	188	24.2	4549.6	1278.4	0.9	2630	62.6	1.9	48.6
11.10	76	168	30.8	5174.4	1108.8	0.4	3010	39.6	1.0	36.8
1982. 1.11	61	148	48.2	7133.6	2575.2	0.9	1990	32.6	0.7	129.4
4.19	99	128	45.6	5836.8	-332.8	-0.1	2364	23.9	0.4	-14.1
7.22	94	115	136.3	15674.5	10430.5	2.1	8923	94.9	1.8	116.9
11.15	116	95	209.1	19864.5	6916.0	0.5	13318	114.8	0.9	51.9
1983. 2.15	92	75	225.2	16890.0	1207.5	0.1	3340	36.3	0.2	36.2
5.31	105	51	278.9	14223.9	2738.7	0.2	4775	45.5	0.4	57.4
8.15	69	40	368.6	14744.0	3588.0	0.5	7660	111.0	1.0	46.8
11.30	106	29	607.9	17629.1	6939.7	0.6	8500	80.2	1.2	81.6
1984. 2.29	91	18	737.1	13267.8	2325.6	0.2	1809	19.9	0.2	128.6

*1 . 測定区間の日数

*2 . 増重量: 測定区間の総重量の差(尾数を同じにして計算)

*3 . 日間増重率: 増重量×100 / 飼育日数×測定区間始めの総重量

*4 . 総給餌量: 測定区間の給餌量

*5 . 日間給餌量: 給餌量 / 飼育日数

*6 . 日間給餌率: 日間給餌量×100 / 測定区間始めの総重量

*7 . 飼料効率: 増重量×100 / 総給餌量

で少なかった。それは図-1でみる様に月別の平均水温は夏, 冬があまり変化せず, 春, 秋に水温の上昇, 下降の傾向が著しかった事を反映したものであった。

pHは平均値7.3, 最小値が6.8, 最大値が7.7, 電気伝導度は平均値1.66, 最小値が1.33, 最大値が2.22 (×100 μm/cm) で, 実験期間中の変化は少なかった。

実験期間中の給餌状況と飼料効率等を表-2, 図-1に示した。

実験開始時の尾数は188尾で, その後血液検査に用いたのと魚体の大きさと水槽の容量との関係から間びきを行なったので, 尾数は減少していった。また実験期間中に魚病の発生は見られず, 総じて健康な状態が維持された。

日間給餌率と飼料効率は実験開始年の夏, 秋で日間給餌率が1%以上を示したが, 飼料効率は50%以下と低い値を示した。しかし, 冬は飼料効率が129%の高い値を示した。実験開始後1年の冬, 春は日間給餌率が0.4%と低く, 飼料効率が減少したが, 春夏にかけて日間給餌率が増加するとともに飼料効率も100%以上の高率を示した。3年後の冬は両者ともに低く, 夏

も飼料効率が50%以下の低い値を示した。しかしながら, 秋, 4年後の冬にかけて日間給餌率は1%以下を示したのに対して飼料効率は高い値であった。日間増重率からみると, 実験開始2年後の春から夏で2.1%と最も高く, ついで開始年の夏, 2年後の秋の0.9%, 3年後の夏から秋の0.6%であった。逆に低かったのはいずれの年も冬から春にかけてであった。

2) 形態

実験期間中の体重, 肥満度, 肝臓及び生殖腺重量比等の変化を図-2に示した。

体重は飼育開始から約1年, 増加がおさえられたが, 2年の春から夏にかけて急激に増加した。すなわち開始時の体重の平均値±標準偏差が17.4±4.5(g)であったものが, 2年後の秋期は217.9±71.6(g) 冬期の増加がわずかになるが, 3年後の秋期は607.9±174.7(g), 終了時は737.1±238.4(g)となり, 個体増重比は4.24であった。

肥満度は体重の増加傾向とは逆に冬期に増加を示し, 春, 夏, 秋期で漸減していた。実験期間全体では増減をくりかえしながら一定の値を示した。

肝臓重量比は肥満度と同様の傾向を示し, 冬期で

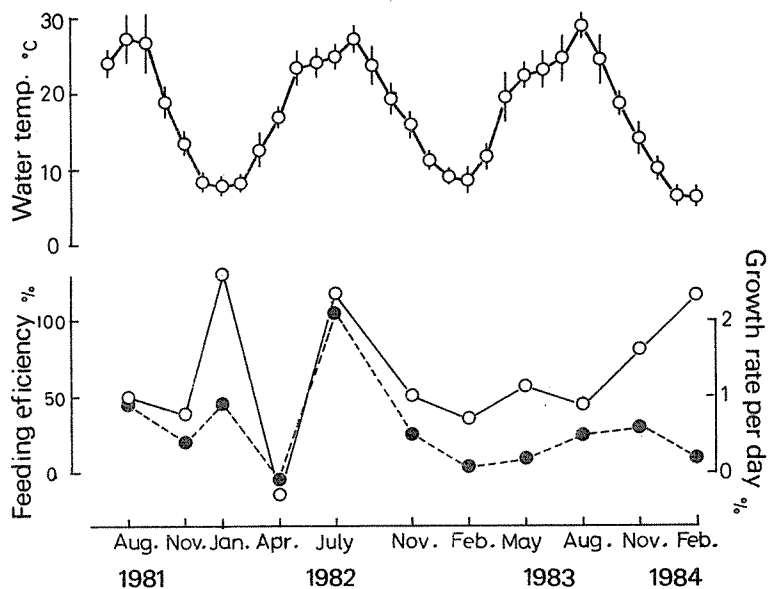


図-1 実験期間中の月別水温変化(平均値±標準偏差), 日間増重率, 飼料効率

○: 飼料効率(Feeding efficiency)
●: 日間増重率(Growth rate per day)

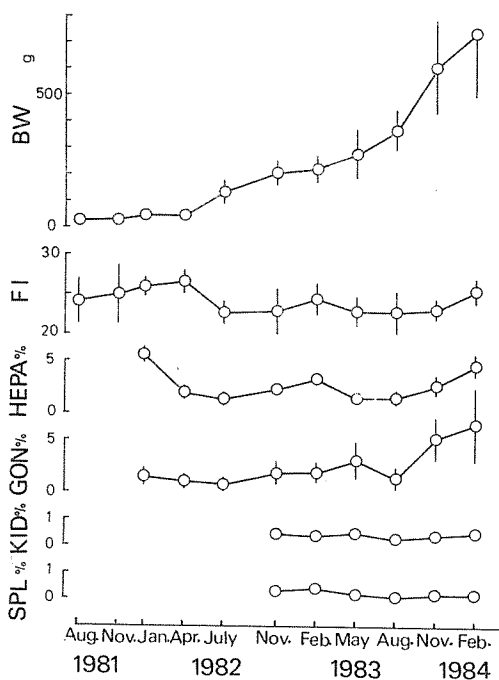


図-2 実験期間中の体重(BW), 肥満度(FI), 肝臓重量比(HEPA%), 生殖腺重量比(GON%), 腎臓重量比(KID%), 脾臓重量比(SPL%)の各変化(平均値±標準偏差, 尾数10~20)

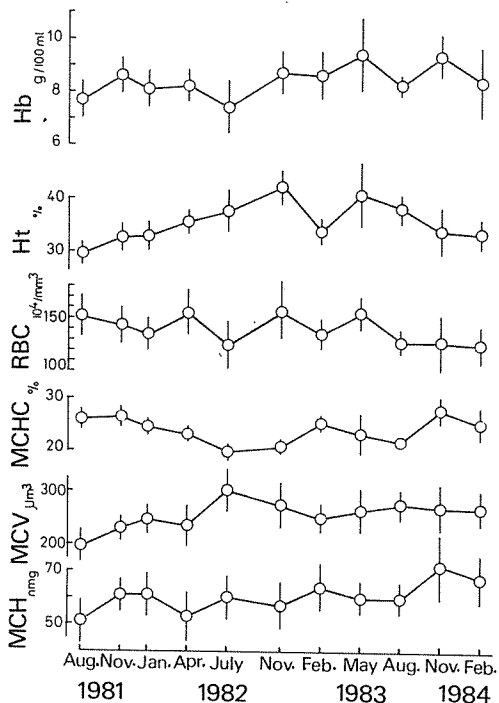


図-3 実験期間中のヘモグロビン量(Hb), ヘマトクリット(Ht), 赤血球数(RBC), 平均赤血球ヘモグロビン濃度(MCHC), 平均赤血球容積(MCV), 平均赤血球ヘモグロビン量(MCH)の変化

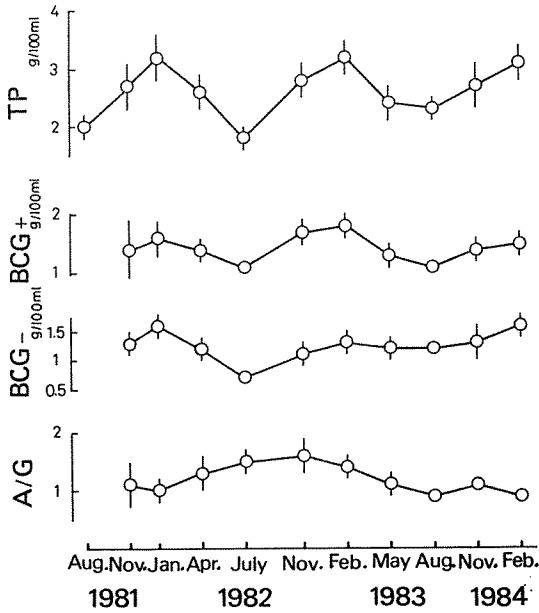


図-4 実験期間中の血漿総蛋白(TP₂), アルブミン(BCG⁺), グロブリン(BCG⁻), A/Gの変化

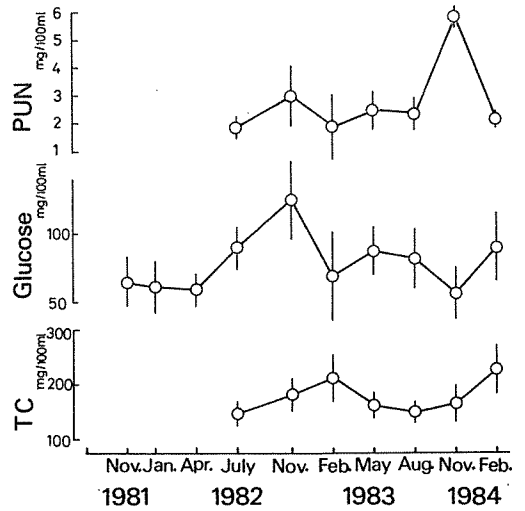


図-5 実験期間中の血漿尿酸窒素(PUN), グルコース(Glucose), 総コレステロール(TC)の変化

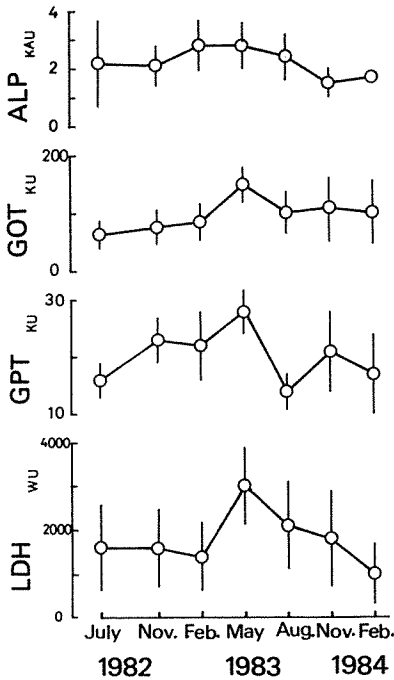


図-6 実験期間中の血漿酵素活性, アルカリフォスファターゼ(ALP), トランスアミナーゼ(GOT, GPT), 乳酸脱水素酵素(LDH)の変化

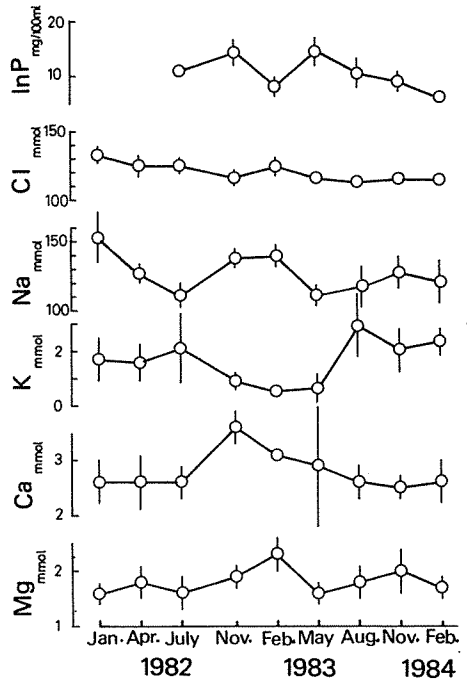


図-7 実験期間中の血漿無機塩, 無機P(InP), ナトリウム(Na), 塩素(Cl), カルウム(K), カルシウム(Ca), マグネシウム(Mg)の変化

高く、春、夏期に減少し、全体として一定の値を示す傾向がみられた。

生殖腺重量比は実験開始2年後の夏から秋期、特に3年後の秋、冬期にかけて急激に増加していた。1年の時に1.5%であったものが終了時は6.5%となっていた。夏期は減少傾向を示した。

腎臓重量比は2年目の11月より測定されたが、成長との関係は明確でなく、0.5%前後のほぼ一定の率を示した。

脾臓重量比は腎臓の重量比と同様で変化が少なく、0.2%の率を示していた。

3) 実験期間中の血液成分の変化

検査回数ごとの血液成分の変化についてみたのが、図-3.4.5.6.7である。

血液性状のHbは、4、5月と11月の春期と秋期に高い値となる一定の変化を示しながら増加していく傾向を示した。Htは2年後の11月までは直線的に増加していったが、それ以後、あまり増加せず、冬期に低い値を示すようであった。他にRBCは春、秋期に高く冬、夏期に低い値を示す変化がみられたが、全体として減少傾向を示した。

赤血球恒数のMCHCは、7、8月の夏期に低下し、秋、冬期に高い値を示す変化がみられたが、あまり明確でなかった。MCVも7、8月の夏期に高い傾向がみられたが、季節変化は明確でなかった。しかし年数が経過するにしたがって増加していった。MCHは季節変化に一定の傾向がみられないが、MCVと同様に増加していった(図-3)。

蛋白成分のTP₁、TP₂、BCG⁺、BCG⁻、A/GはA/Gを除いて一定の季節変化を示した。すなわち冬期に最も高い値、夏期に最も低い値を示した。年数の経過にともなう増減はみられなかった。A/Gは2年目の11月に最も高い値を示したが、季節、年数にともなう変化はみられなかった(図-4)。

糖成分のGlucoseは一定の変化がみられなかった。

脂質成分のTCは蛋白成分と同様に夏期に低く、冬期に高い値を示す傾向がみられた。年数にともなう変化は明確でなかった(図-5)。

窒素成分のPUNは11月の秋期に最も高く、夏期、冬期で低い値を示した。年数にともなう変化は明かではなかった(図-5)。

酵素活性のGOT、GPTは2年目の5月の春期に最も高い値を示し、夏、冬期で低い値であった。GOTは年数にともなう増加が若干みられた。またLDHはGOTと同様の傾向を示し、春期に最も高かった。し

かし、冬期の低下はGOTより大きかった。ALPは冬、春期に高く、秋期に低い値を示した(図-6)。

血漿無機成分のInpは春、秋期に高く、冬期で低い値を示し、年数にともなう減少傾向を示した。Cは季節変化がほとんどなかった。Na、Ca、Mgは秋あるいは冬期に高く春、夏で低い傾向を示し、Kは変動が大きかったが、夏期に高い値を示した(図-7)。

4) 季節別・性別の変化

季節別、性別の形態の変化をまとめたのが表-3である。季節別の体重は検査時の雌雄の個体数の差の大小に影響されて変動が大きいが、肥満度は冬、春で高く、性別では夏を除いていずれも雌が高かった。肝臓重量比は秋、冬で高く、性別では春で雌が高く、他の季節は雌が高かった。生殖腺重量比は秋、冬で高く性別では冬で雌が高く、他の季節は雌が高かった。腎臓重量比、脾臓重量比は春、冬で高い率を示し、性別では春期の雌の個体数が少なかったが、全体に雌が高い値を示す傾向があった。

季節別、性別に各血液成分の平均値、標準偏差を示したのが表-4である。この中で似た変化を示したものをまとめてみる。

春、秋期に高く、夏、冬期に低かった二峰性の傾向を示したものは、Hb、Ht、RBC、PUN、GPT、InPであった。

夏期に低く秋期から冬期に高い値を示したものは、TP、BCG⁺、BCG⁻、TC、Na、Ca等であった。

春期に最も高い値の一峰性を示したものはGOT、LDHであった。ALPは春、夏期に高い値を示し、他のGlucose、Cl等は季節による変化は明らかでなかった。

以上から、季節別の血液成分の変化は多くの項目が春期で高く、夏期で低かった。

次に、性別についてみる。

春期、雌で高い値を示したものは、Hb、Ht、赤血球恒数、Glucose、GOT、GPT等であり、雌で高い値であったものは、TP、BCG⁺、BCG⁻、TC、InP、Na、Ca等であった。また差がほとんどないものはALP、Cl、Mg等であった。統計学的には、Hb、TC(P<0.01)、MCH、Glucose(P<0.05)で有意差を示した。

夏期、性別の差は春期ほど大きくなかったが、雌で高かったものはGlucose、雌で高い項目はRBC、TP、TC、GOT、LDH等であった。統計学的にはいずれの項目も有意差を示さなかった。

秋期、雌が高い項目は、Hb、赤血球恒数、Glucose、

表3 季節別、性別の形態の平均値、標準偏差

季節	性別	F1		HEPA%		GON%		KID%		SPL%	
		*1	*6	%	%	%	%	%	%	%	%
春	♂	1.4	1.4	1.4	1.4	0.53	0.53	0.24	0.24	0.07	0.07
		2.15	1.63	2.35	1.39	0.15	0.15	0.07	0.07		
		2.8	0.30	1.39							
	♀	1.0	1.0	1.0	1.0	0.48	0.48	0.25	0.25	0.06	0.06
夏	♂	2.4	2.4	2.4	2.4	1.1	1.1	0.24	0.24	0.07	0.07
		2.49	1.77	1.97	0.52	0.24	0.24	0.07	0.07		
		2.5	0.36	1.64	0.14	0.07	0.07				
	♀	1.4	1.4	1.4	1.4	0.31	0.31	0.13	0.13	0.04	0.04
秋	♂	2.2	2.2	2.2	2.2	1.1	1.1	0.12	0.12	0.04	0.04
		2.35	1.49	1.10	0.32	0.12	0.12	0.04	0.04		
		2.6	0.43	0.85	0.09	0.04	0.04				
	♀	1.9	1.9	1.9	1.9	0.39	0.39	0.21	0.21	0.06	0.06
冬	♂	2.4	2.4	2.4	2.4	1.2	1.2	0.27	0.27	0.13	0.13
		2.39	2.62	3.43	0.47	0.10	0.10	0.13	0.13		
		3.1	0.56	1.46	0.10	0.06	0.06				
	♀	4.1	2.1	2.1	2.0	1.9	1.9	0.47	0.47	0.38	0.38
春	♂	2.4	2.4	2.4	2.4	1.2	1.2	0.27	0.27	0.13	0.13
		2.56	4.56	3.01	0.48	0.21	0.21	0.10	0.10		
		1.7	1.21	3.30	0.12	0.10	0.10				
	♀	4.0	3.9	3.9	1.9	1.9	1.9	0.48	0.48	0.27	0.27
夏	♂	2.54	4.72	2.76	0.48	0.27	0.27	0.11	0.11	0.22	0.22
		1.7	1.23	2.72	0.11	0.11	0.11	0.22	0.22		
	♀	4.0	3.9	3.9	1.9	1.9	1.9	0.48	0.48	0.27	0.27

*1, F1 肥満度, *2, HEPA% 肝臓重量比, *3, GON% 生殖腺重量比, *4, KID% 腎臓重量比, *5, SPL% 脾臓重量比, *6, 上段が尾数, 中段が平均値, 下段が標準偏差, 以下の表も同じ, *7, 性不明の尾数を加えた。

表4 季節別、性別の血液成分の平均値、標準偏差

季節	性別	Hb g/100ml	Ht %	RBC 10 ⁴ /mm ³	MCHC %	MCV μm ³	MCH mmg	TP1 g/100ml	TP2 g/100ml	BCG+ g/100ml	BCG- g/100ml	A/G	Glucose mg/100ml	TC mg/100ml	PUN mg/100ml	
																♂
春	♀	9.33	3.90	15.37	2.39	2.58	3.49	2.45	1.29	1.16	1.16	1.14	8.12	15.15	2.36	2.36
		1.29	5.9	1.68	3.2	4.1	7.0	0.45	0.29	0.24	0.18	0.18	0.31	2.06	1.80	0.54
		※※	9	9	9	9	9	9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	3
	7.98	3.63	15.63	2.21	2.37	3.78	2.58	1.40	1.18	1.18	1.18	1.23	6.19	19.05	2.76	2.76
夏	♂	0.26	3.0	2.19	1.6	4.0	7.8	0.49	0.26	0.21	0.22	0.27	1.65	6.9	1.0	1.0
		2.2	2.3	2.2	2.2	2.2	2.2	2.3	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.3	1.1	1.1
		8.78	3.79	15.48	2.32	2.49	5.68	3.61	2.50	1.34	1.17	1.18	7.28	16.21	2.47	2.47
	1.20	5.1	1.86	2.7	4.1	8.2	0.48	0.28	0.23	0.19	0.29	2.09	2.38	0.67	0.67	
秋	♀	8	3.67	12.65	2.07	2.91	6.04	2.96	2.01	1.02	0.99	1.14	9.30	13.97	2.13	2.13
		0.76	2.9	1.05	1.3	2.8	6.3	0.17	0.27	0.11	0.28	0.46	2.49	1.03	0.78	
		1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
	7.91	3.82	13.54	2.09	2.87	5.93	3.10	2.06	1.09	0.97	1.19	8.17	15.32	2.12	2.12	
冬	♂	0.86	3.6	2.24	1.7	4.1	7.0	0.30	0.31	0.11	0.27	0.30	1.41	2.33	0.51	0.51
		4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.1	4.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2
		7.74	3.38	14.19	2.33	2.45	5.57	3.03	2.03	1.06	0.98	1.18	8.58	14.83	2.12	2.12
	0.74	5.0	2.20	3.1	5.7	8.6	0.30	0.25	0.12	0.27	0.36	1.90	2.04	0.60	0.60	
春	♀	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	1.8	1.8	1.8	2.2	1.2	1.2	1.2
		8.96	3.58	13.89	2.55	2.63	6.50	4.04	2.71	1.44	1.27	1.17	8.26	17.71	4.68	4.68
		0.78	5.3	2.54	3.4	4.2	11.2	0.48	0.33	0.22	0.24	0.28	3.27	2.85	1.70	1.70
	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.5	1.5	1.5	1.5	1.7	9	9	
夏	♂	8.62	3.50	14.77	2.49	2.40	5.93	4.14	2.76	1.52	1.19	1.33	7.66	17.00	4.00	4.00
		0.71	5.0	2.21	3.1	3.3	8.9	0.79	0.49	0.50	0.26	0.49	4.05	3.62	1.66	1.66
		4.1	4.1	4.1	4.1	4.1	4.1	4.1	4.1	3.3	3.3	3.3	3.9	2.1	2.1	
	8.80	3.54	14.30	2.52	2.52	6.24	4.09	2.73	1.47	1.23	1.24	8.00	17.41	4.39	4.39	
秋	♀	0.76	5.1	2.40	3.3	3.9	10.5	0.64	0.41	0.37	0.25	0.40	3.59	3.14	1.68	1.68
		1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6
		8.52	3.39	13.51	2.51	2.52	6.33	4.70	3.18	1.61	1.59	1.05	7.38	23.78	2.13	2.13
	1.07	3.1	1.39	2.2	2.3	6.8	0.46	0.30	0.28	0.27	0.32	2.62	4.39	1.02	1.02	
冬	♂	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4
		8.08	3.26	13.10	2.48	2.53	6.27	4.63	3.16	1.65	1.51	1.12	6.83	20.81	2.04	2.04
		0.83	2.1	1.86	1.8	3.3	10.0	0.55	0.38	0.26	0.24	0.23	2.78	4.11	0.80	0.80
	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	2.0	2.0	
春	♀	8.26	3.31	13.27	2.49	2.53	6.30	4.66	3.17	1.64	1.54	1.09	7.05	22.00	2.08	2.08
		0.94	2.6	1.68	1.9	2.9	8.8	0.51	0.35	0.26	0.25	0.27	2.70	4.39	0.87	0.87
	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0	2.0	2.0	

*1, 性不明の尾数を加えた。
※: P < 0.05, ※※: P < 0.01 は性別に有意差ありを示す。

表4のつづき 季節別、性別の血液成分の平均値、標準偏差

季節	性別	ALP		GOT	GPT	LDH	InP	Cl	Na	K	Ca	Mg
		KA単位	8	K単位	K単位	W単位	mg/100mg	mmol	mmol	mmol	mmol	mmol
春	♂	8	275	1594	8	3011	8	14	14	1.4	1.4	1.4
		0.91	270	4.0	876	2.76	1179	0.88	0.54	0.23	0.32	1.66
		3	0.47	2.15	2.1	1274	1.73	7.5	7.2	1.04	1.20	0.20
春	♀	8	275	1237	3	3080	3	7	9	9	9	9
		0.91	270	4.0	876	2.76	1179	0.88	0.54	0.23	0.32	1.66
		3	0.47	2.15	2.1	1274	1.73	7.5	7.2	1.04	1.20	0.20
春	小計	11	11	11	11	11	11	21	23	23	23	23
		0.79	0.79	2.97	4.0	929	2.47	7.2	9.8	0.79	0.81	0.28
		8	7	7	8	8	8	8	8	6	8	8
夏	♂	8	234	773	150	1541	10.59	11.53	11.96	2.09	2.64	1.71
		1.49	1.49	4.12	3.7	629	1.85	5.6	1.44	0.97	0.25	0.23
		14	11	11	13	12	12	14	14	13	14	14
夏	♀	2.29	2.29	9.36	14.9	2094	10.79	12.07	11.09	2.75	2.52	1.70
		1.07	1.07	3.21	3.4	1097	2.47	7.9	10.9	1.40	0.30	0.36
		22	21	18	21	19	22	22	22	19	22	22
夏	小計	2.31	2.31	8.73	14.9	1883	10.71	11.88	11.40	2.54	2.56	1.70
		1.20	1.20	3.57	3.4	968	2.21	7.5	12.7	0.29	0.28	0.31
		12	12	12	12	12	12	12	12	11	12	12
秋	♂	1.2	1.2	9.54	23.3	1710	11.04	11.55	13.17	1.31	2.99	1.95
		0.75	0.75	5.01	4.9	1033	3.70	5.2	12.8	0.74	0.61	0.43
		9	6	9	8	8	9	9	9	8	9	9
秋	♀	1.58	1.58	970	20.3	1794	12.72	11.62	13.40	1.40	3.16	1.93
		0.57	0.57	5.47	6.7	957	3.13	3.3	9.6	0.87	0.58	0.12
		21	20	18	21	20	21	21	21	1.9	2.1	2.1
秋	小計	1.80	1.80	959	22.0	1744	11.76	11.58	13.27	1.35	3.06	1.94
		0.69	0.69	5.00	5.8	979	3.49	4.4	11.3	0.77	0.59	0.33
		8	8	8	8	8	8	10	10	9	10	10
冬	♂	2.41	2.41	903	19.9	852	6.65	12.16	13.16	1.53	2.91	1.89
		0.94	0.94	2.56	5.4	346	1.06	1.16	2.27	0.97	0.36	0.39
		12	12	12	12	12	12	19	15	15	15	15
冬	♀	2.12	2.12	952	19.0	1415	7.50	12.42	13.57	1.33	2.74	1.94
		0.86	0.86	5.50	8.0	914	1.90	9.3	15.7	0.94	0.42	0.44
		20	20	20	20	20	20	29	25	24	25	25
冬	小計	2.23	2.23	932	19.4	1190	7.16	12.33	13.41	1.40	2.81	1.92
		0.88	0.88	4.47	7.0	780	1.64	1.00	1.84	0.93	0.40	0.41

表5 年齢別、性別の形態の平均値、標準偏差

年齢	性別	BL		BW		FI		HEPA%		GON%		KID%		SPL%	
		mm	*1	g	*2	%	%	%	%	%	%	%	%	%	
1才	♂	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
		1.17	1.17	4.20	4.20	2.59	2.59	4.11	4.11	1.49	1.49	1.49	1.49	1.49	
		1.2	1.2	1.22	1.22	2.2	2.2	2.16	2.16	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	
1才	♀	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	
		1.15	1.15	4.02	4.02	2.59	2.59	4.11	4.11	1.18	1.18	1.18	1.18		
		1.3	1.3	1.33	1.33	2.5	2.5	1.73	1.73	0.67	0.67	0.67	0.67		
1才	小計	7.3*3	7.3*3	7.3*3	7.3*3	7.3*3	7.3*3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	3.3	
		1.11	1.11	3.64	3.64	2.55	2.55	4.11	4.11	1.31	1.31	1.31	1.31		
		1.4	1.4	1.35	1.35	2.6	2.6	1.89	1.89	0.82	0.82	0.82	0.82		
2才	♂	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	
		1.97	1.97	17.93	17.93	23.3	23.3	24.6	24.6	1.97	1.97	0.48	0.48		
		2.6	2.6	5.32	5.32	3.3	3.3	0.84	0.84	1.25	1.25	0.10	0.27		
2才	♀	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	
		2.00	2.00	19.50	19.50	23.4	23.4	21.5	21.5	1.24	1.24	0.42	0.26		
		2.3	2.3	6.36	6.36	1.5	1.5	0.81	0.81	0.77	0.77	0.07	0.07		
2才	小計	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	
		1.99	1.99	18.91	18.91	23.3	23.3	22.6	22.6	1.31	1.31	0.45	0.34		
		2.4	2.4	5.95	5.95	2.3	2.3	0.82	0.82	1.02	1.02	0.09	0.20		
3才	♂	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	
		2.65	2.65	45.08	45.08	23.2	23.2	23.7	23.7	3.14	3.14	0.46	0.19		
		3.7	3.7	18.54	18.54	2.1	2.1	1.24	1.24	1.56	1.56	0.13	0.07		
3才	♀	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	
		2.74	2.74	54.18	54.18	23.9	23.9	27.0	27.0	4.84	4.84	0.42	0.16		
		4.7	4.7	29.29	29.29	2.2	2.2	1.50	1.50	3.76	3.76	0.15	0.06		
3才	小計	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	
		2.69	2.69	48.98	48.98	23.5	23.5	25.1	25.1	3.89	3.89	0.44	0.18		
		4.2	4.2	23.86	23.86	2.2	2.2	1.35	1.35	2.84	2.84	0.14	0.07		
計	♂	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	
		1.92	1.92	23.30	23.30	24.3	24.3	28.9	28.9	2.38	2.38	0.46	0.26		
		7.2	7.2	22.07	22.07	2.7	2.7	1.66	1.66	1.52	1.52	0.12	0.18		
計	♀	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	6.7	
		1.83	1.83	22.12	22.12	24.6	24.6	29.8	29.8	2.36	2.36	0.42	0.19		
		7.2	7.2	25.69	25.69	2.4	2.4	1.61	1.61	2.74	2.74	0.12	0.08		
計	小計	14.7*3	14.7*3	14.7*3	14.7*3	14.7*3	14.7*3	10.6	10.6	10.6	10.6	6.1	6.0		
		1.75	1.75	19.52	19.52	2.44	2.44	2.93	2.93	2.37	2.37	0.44	0.23		
		7.3	7.3	23.32	23.32	2.6	2.6	1.62	1.62	2.25	2.25	0.12	0.15		

*1, BLは体長, *2, BWは体重, *3, 性不明の尾数を加えた。

表6 年齢別、性別の血液成分の平均値、標準偏差

年齢	性別	Hb	Ht	RBC	MCHC	MCV	MCH	TP1	TP2	BCG+	BCG-	A/G	Glucose	TC	PUN	ALP	GOT	GPT	LDH	InP		
		g/100ml	%	10 ⁴ /mm ³	%	μm ³	nmg	g/100ml	g/100ml	g/100ml	g/100ml	g/100ml		mg/100ml	mg/100ml	mg/100ml	KA単位	K単位	K単位	W単位	mg/100ml	
1才	♂	2.3	2.4	2.3	2.3	2.3	2.3	2.4	2.4	2.0	2.0	2.0	2.0	2.3								
		8.42	3.40	13.97	2.48	2.46	6.05	4.18	2.76	1.39	1.40	1.04	1.04	6.97								
		0.72	2.9	17.9	1.9	2.5	6.6	0.57	0.35	0.25	0.30	0.31	1.44									
1才	♀	2.8	2.8	2.8	2.8	2.8	2.8	2.8	2.9	2.5	2.5	2.5	2.5	2.7***								
		8.19	3.28	14.41	2.50	2.31	5.78	4.44	2.96	1.56	1.41	1.15	1.10	5.54								
		0.68	2.5	20.4	2.0	3.0	8.9	0.78	0.52	0.40	0.31	0.34	1.65									
1才	小計	7.1*1	7.2*1	7.1*1	7.1*1	7.1*1	7.1*1	7.1*1	7.2*1	4.5	4.5	4.5	5.0									
		8.12	3.23	14.50	2.52	2.26	5.69	3.97	2.65	1.49	1.40	1.10	6.20									
		0.74	3.1	19.9	2.0	3.5	8.8	0.85	0.55	0.35	0.30	0.33	1.70									
2才	♂	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.1	1.1	1.2	1.2	1.1	
		8.23	3.82	13.84	2.17	2.78	6.00	3.79	2.63	1.58	1.05	1.54	1.54	9.74	17.46	2.43	2.63	7.53	2.19	1.269	1.23	
		1.13	5.6	21.8	2.7	4.0	7.5	0.72	0.65	0.36	0.32	0.25	0.25	4.11	3.52	1.34	1.21	3.22	4.3	6.64	3.93	
2才	♀	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	1.4	1.7	1.8	1.8	
		8.25	3.77	14.07	2.21	2.75	6.00	3.71	2.51	1.48	1.03	1.46	1.46	9.42	18.18	2.18	2.18	7.92	2.04	1.768	1.27	
		1.00	4.1	27.4	2.9	4.4	9.8	0.81	0.64	0.39	0.29	0.25	0.25	3.19	4.54	0.91	1.06	3.01	5.9	9.52	2.96	
2才	小計	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	2.5	2.8	3.0	2.9	
		8.24	3.79	13.98	2.19	2.76	6.00	3.74	2.56	1.52	1.04	1.49	1.49	9.54	17.91	2.28	2.35	7.75	2.10	1.568	1.25	
		1.03	4.6	25.1	2.8	4.2	8.9	0.76	0.64	0.38	0.30	0.25	0.25	3.50	4.15	1.1	1.12	3.05	5.3	8.72	3.29	
3才	♂	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4	
		9.31	3.73	13.98	2.53	2.71	6.65	3.78	2.62	1.29	1.33	0.98	0.98	8.44	17.76	3.33	2.16	11.90	2.24	2.022	1.044	
		1.18	5.7	23.4	3.8	4.0	10.0	0.82	0.50	0.27	0.27	0.14	0.14	2.52	5.00	1.72	0.90	4.87	7.5	11.58	3.65	
3才	♀	1.8***	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	
		8.12	3.54	13.37	2.31	2.67	6.17	3.81	2.59	1.28	1.31	1.00	1.00	7.35	17.26	3.04	2.02	11.20	1.69	1.999	9.82	
		0.71	4.1	19.1	2.7	2.9	9.3	0.62	0.36	0.21	0.24	0.22	0.22	2.23	3.16	1.47	0.72	4.94	7.0	1.212	3.79	
3才	小計	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	
		8.80	3.65	13.71	2.44	2.69	6.44	3.80	2.61	1.29	1.32	0.99	0.99	7.97	17.55	3.21	2.10	11.60	2.00	2.012	1.017	
		1.16	5.1	21.6	3.5	3.5	9.9	0.73	0.44	0.24	0.25	0.18	0.18	2.44	4.27	1.61	0.82	4.85	7.7	1.167	3.68	
計	♂	5.9	6.0	5.9	5.9	5.9	5.9	6.0	6.0	5.6	5.6	5.6	5.9	5.9	3.6	3.6	3.5	3.5	3.6	3.5	3.5	
		8.74	3.62	13.94	2.44	2.63	6.28	3.94	2.68	1.39	1.29	1.12	1.12	8.13	17.66	3.03	2.32	10.52	2.22	1.771	1.088	
		1.10	5.0	20.7	3.2	3.7	8.8	0.72	0.48	0.30	0.32	0.32	0.32	2.76	4.51	1.65	1.03	4.83	6.6	1.072	3.70	
計	♀	6.6***	6.6	6.6	6.6	6.6	6.6	6.6	6.7	6.3	6.3	6.3	6.5	6.5	3.8	3.8	3.2	3.5	3.6	3.6	3.6	
		8.19	3.50	14.02	2.36	2.54	5.96	4.05	2.73	1.46	1.26	1.20	1.20	7.24	17.55	2.59	2.10	9.77	1.86	1.883	1.054	
		0.79	4.0	22.5	2.8	4.0	9.3	0.81	0.56	0.37	0.32	0.33	0.33	2.85	3.92	1.27	0.91	4.46	6.6	1.080	3.43	
計	小計	1.45*1	1.46*1	1.45*1	1.45*1	1.45*1	1.45*1	1.45*1	1.46*1	1.19	1.19	1.19	1.24	1.24	7.4	7.4	6.7	7.0	7.2	7.1	7.1	
		8.34	3.47	14.16	2.43	2.50	5.97	3.87	2.62	1.43	1.28	1.17	1.17	7.66	17.70	2.81	2.21	10.16	2.04	1.827	1.061	
		0.98	1.37	21.8	2.9	4.3	9.7	0.80	0.54	0.34	0.32	0.33	0.33	2.84	4.19	1.47	0.96	4.64	6.8	1.070	3.54	

* 1 性別不明の尾数を加えた。 ※ : P < 0.05, *** : P < 0.01は性別に有意差ありを示す。

表6のつづき 年齢別、性別の血液成分の平均値、標準偏差のつづき

年齢	性	Cl mmol	Na mmol	K mmol	Ca mmol	Mg mmol
1才	♂	8 126.4 9.1	8 136.1 2.10	8 1.49 0.66	8 2.62 0.36	8 1.77 0.32
	♀	11 130.4 7.7	9 132.8 1.15	9 1.65 0.79	9 2.56 0.35	9 1.63 0.22
	小計	19 128.7 8.3	17 134.3 1.62	17 1.58 0.71	17 2.59 0.45	17 1.70 0.27
2才	♂	12 120.6 8.4	12 130.8 1.18	11 1.1 0.28	12 3.21 0.46	12 1.89 0.38
	♀	20 122.1 6.2	20 128.1 1.74	19 1.33 1.20	20 2.0 0.50	20 1.94 0.41
	小計	32 121.5 7.0	32 129.1 1.54	30 1.13 1.00	32 3.2 0.49	32 3.2 0.39
3才	♂	24 114.4 4.5	24 118.5 1.38	21 1.55 0.99	24 2.4 0.27	24 2.4 0.38
	♀	18 114.7 2.9	18 118.5 1.37	17 1.34 0.85	18 2.80 0.86	18 1.77 0.26
	小計	42 114.5 3.9	42 118.5 1.36	38 1.88 1.20	42 4.2 0.44	42 4.2 0.36
計	♂	44 118.3 8.0	44 125.1 1.63	40 1.33 0.85	44 2.74 0.44	44 1.80 0.36
	♀	49 121.2 8.1	47 125.3 1.58	45 1.76 1.24	47 4.7 0.68	47 4.7 0.35
	小計	93 119.8 8.2	91 125.2 1.59	85 1.35 1.09	91 2.79 0.57	91 1.81 0.35

ALP, TC等であり、雌で高い値を示したものは、RBC, GOT, LDH等であった。しかし統計学的には有意差を示さなかった。

冬期、雌で高い値を示す項目が多く、Hb, Ht, TP, Glucose, TC, PUN, ALP等、雌で高い値を示した項目はGOT, LDH, Inp等である。統計学には有意

差を示さなかった。

以上、季節別、性別にみると全季節で雌が高い値を示した項目はHb, Glucose, 雌ではBCG+, LDHであった。また春、夏期の雌ではTP, TCが高い値を示した。しかしながら、統計学的に有意差を示したのは春期のみで他の季節の性別による差は少なかった。

表7 形態と血液成分間の相関係数の検定 (P < 0.01)

	FI HEPA% GON%, KID% SPL%	Hb, Ht, RBC, MCHC, MCV, MCH	TP1, TP2, BCG+ BCG-, A/G, PUN Glucose, TC	ALP, GOT, GPT, LDH	Inp, Cl, Na, K, Ca, Mg
B W	GON% (0.716, *1 106) SPL% (0.406, 60)	RBC (-0.291, 145) MCV (0.388, 145) MCH (0.398, 145)	PUN (0.323, 74)	ALP (-0.338, 74)	Inp (-0.458, 71) Cl (-0.502, 93)
F 1	HEPA% (0.396, 106)		TP 1 (0.302, 145) TP 2 (0.276, 146) BCG+ (0.262, 119) BCG- (0.341, 119) TC (0.350, 74)		Inp (-0.337, 71)
HEPA %	KID% (0.337, 61)	Ht (-0.494, 105) MCHC (0.387, 104)	TP 1 (0.774, 105) TP 2 (0.718, 106) BCG+ (0.492, 106) BCG- (0.729, 106) A/G (-0.286, 106) TC (0.629, 73)		Inp (-0.562, 70) Cl (0.305, 92) Na (0.411, 90)
GON %			A/G (-0.262, 106) PUN (0.328, 73)		Cl (-0.302, 92)
KID %				GPT (0.468, 61)	
SPL %			BCG+ (0.441, 60) A/G (0.450, 60)	ALP (0.410, 60) GPT (0.343, 60)	Cl (0.477, 60) K (-0.437, 56)

*1, (相関係数, N)

表8も同様

表8 血液成分間の相関係数の検定 (P < 0.01)

	Hb, Ht, RBC, MCHC, MCV, MCH	TP1, TP2, BCG+, BCG-, A/G, PUN, Glucose, TC	ALP, GOT, GPT, LDH	InP, Cl, Na, K, Ca, Mg
Hb	Ht (0.537, 145) RBC (0.261, 145) MCHC (0.372, 145) MCH (0.430, 145)	PUN (0.368, 74)	GPT (0.349, 70)	Cl (-0.280, 92) K (-0.341, 84)
Ht	RBC (0.273, 145) MCHC (-0.576, 145) MCV (0.498, 145)	BCG- (-0.288, 118) Glucose (0.433, 123)	LDH (0.373, 72)	InP (0.719, 71) Cl (-0.323, 93)
RBC	MCV (-0.678, 145) MCH (-0.713, 145)		LDH (0.342, 72)	InP (0.542, 71)
MCHC	MCV (-0.405, 145) MCH (0.312, 145)	BCG- (0.421, 117) A/G (-0.277, 117) Glucose (-0.345, 122) PUN (0.379, 74)		InP (-0.478, 71)
MCV	MCH (0.698, 145)	Glucose (0.305, 122)		
MCH				InP (-0.396, 71)
TP1		TP2 (0.924, 145) BCG+ (0.784, 118) BCG- (0.708, 118) TC (0.819, 74)		InP (-0.318, 71) Na (0.341, 91) Ca (0.287, 91)
TP2		BCG+ (0.836, 119) BCG- (0.804, 119) TC (0.739, 74)		Na (0.364, 91) Ca (0.319, 91) Mg (0.397, 91)
BCG+		BCG- (0.354, 119) A/G (0.484, 119) TC (0.679, 74)		Na (0.421, 91) K (-0.457, 85) Ca (0.509, 91) Mg (0.392, 91)
BCG-		A/G (-0.612, 119) TC (0.561, 74)	GOT (0.343, 67)	InP (-0.341, 71)
A/G			GOT (-0.352, 67)	K (-0.401, 85) Ca (0.383, 91)
Glucose				InP (0.380, 71) Cl (-0.408, 92) Ca (0.282, 90)
TC				InP (-0.307, 71) Mg (0.325, 74)
PUN				
ALP				
GOT			GPT (0.573, 67) LDH (0.590, 67)	Na (-0.362, 67)
GPT			LDH (0.332, 69)	InP (0.386, 69) K (-0.505, 64)
LDH				InP (0.479, 69)
InP				K (-0.371, 65) Ca (0.358, 71)
Cl				
Na				Ca (0.276, 91) Mg (0.399, 91)
K				Ca (-0.296, 85)
Ca				Mg (0.362, 91)

5) 年齢別, 性別の変化

年齢別, 性別に形態と血液成分の平均値, 標準偏差をまとめたのが表5, 6である。

形態に関する項目は肝臓重量比は年齢増加とともに減少するが, 生殖腺重量比は増加していった。特に雌の3才は2才のときの10倍の増加を示した。腎臓, 脾臓の重量比は1才魚の値がないが, 差が少なかった。

血液成分において年齢の増加とともに高い値となった項目はHb, MCH, Mgで逆に低い値になったものはRBC, Cl, Naであった。他の項目は一定の傾向を示さなかった。なお, TC, PUN, Inp, 酵素活性は1才魚の値が欠測しており比較しなかった。

次に性別に血液成分の差をみってみる。

1才, 雄が高い値だったのがHb, Ht, Glucose, 無機塩等で, 雌がRBC, TP, BCG+で高かった。統計学的に有意差を示したのはGlucose ($P < 0.01$)であった。

2才, 雄が高い値を示したのが, Ht, TP, Glucose, PUN, ALP, GPT, Ca等であった。雌で高かったのはRBC, TC, GOT, LDHなどであった。統計学的に比較検討するといずれの項目も差はなかった。

3才, 雄が高い値であったものはHb, Ht, RBC, 赤血球恒数, Glucose, TC, ALP, GOT, GPT等で, 雌がK, Caのみで, 雄より少ない項目であった。統計学的にはHb ($P < 0.01$), GPT ($P < 0.05$)で有意差を示した。

全合計を性別に比較検討すると, 統計学的に有意差を示したのはHb ($P < 0.01$), GPT ($P < 0.05$)で, いずれも雄が高い値であった。

以上, 全体的には加齢による増加傾向を示す血液成分は少なく, 性別による差は1才のGlucose, 3才のHb, GPTで出現したにとどまった。

6) 形態と血液成分との関係

形態と血液成分間の関係を示したのが表7である。ただし, 有意水準1%で有意な相関を示した項目を示した。体重は生殖腺重量比 ($r = 0.716$, $N = 106$)と正相関, 脾臓重量比 ($r = -0.406$, $N = 60$)と負の相関を示した。肥満度は肝臓重量比 ($r = 0.396$, $N = 106$)と正相関を示した。なお, 体重と各臓器重量の関係は高い正相関を示した。

次に血液成分との関係をみると, 体重と有意な相関を示した項目は, 正相関がMCV, MCH, PUN, 負の相関がRBC, ALP, InP, Clであった。

肥満度と正の相関を示したのが, TP1, TP2, BCG+, BCG-, TC, 負の相関を示したのはInPであっ

た。

肝臓重量比は, MCHC, TP1, TP2, BCG+, BCG-, TC, Cl, Naと正の相関, 特に蛋白, 脂質成分で肥満度より強い相関々係を示した。負の相関はHt, A/G, InPであった。

生殖腺重量比はPUNと正相関, A/G, Clと負の相関を示した。

腎臓重量比はGPTのみと正相関を示した。

脾臓重量比は, BCG+, A/G, ALP, GPT, Clと正の相関, Kと負の相関を示した。

7) 血液成分間の関係

血液成分間の相関々係をみたのが表8である。これは有意水準1%で有意な相関を示した項目について示した。

HbはHt, RBC, MCHC, MCH, PUN, GPTと正の相関, Cl, Kと負の相関があった。

HtはRBC, MCV, Glucose, LDH, InPと正の相関, MCHC, BCG-, Clと負の相関, この中で特にInPとの関係 ($r = 0.719$, $N = 71$)が強かった。

RBCはLDH, InPとの正の相関, MCV, MCHと負の相関を示した。

赤血球恒数のMCHC, MCV, MCHはMCHCがBCG-, PUNと, MCVがMCH, Glucoseとそれぞれ正の相関, MCHCとA/G, Glucose, InPが負の相関を示した。

蛋白成分のTP1, TP2はTC, Na, Ca, Mgと正の相関, 特にTCと高い相関係数を示した。負の相関ではInPと示した。なおTP1の測定法は屈折計法, TP2はビューレット法によったが, 相互の関係は $r = 0.924$, $N = 145$ で非常に高い相関々係を示した。またBCG+, BCG-とも高い相関を示した。

BCG+はBCG-, A/G, TC, Na, Ca, Mgと正の相関々係を示し, 特にTC, Caとで比較的高い相関性を認めた。BCG+とKとは負の相関を示した。BCG-はTC, GOTと正相関を示し, A/G, InPとは負の相関を示した。A/GはCaと正相関, GOT, Kとは負相関を示した。

Glucoseに関しては, InP, Caと正の相関, Clと負の相関を示した。

脂質成分のTCは先に蛋白成分と高い相関々係を認めたが, 他にMgと正相関, InPと負相関を示した。

酵素成分ではGOTはGPT, LDH, またGPTはLDH, InPとLDHはInPとそれぞれ正の相関を示し, GOTとKは負の相関を示した。

無機成分はInPとCaが, NaとCa, Mgが, Caと

Mg がそれぞれ正の相関を示し、InP と K が、K と Ca が負の相関を示した。

4. 考 察

実験期間が 2 年 8 ヶ月の長期飼育における血液成分の変化について検討した報告はない。本研究は成長、季節等に注目し、それらが血液成分にどのような変動要因として関与するかを検討するために行なったものである。野外で長期間飼育し、魚類の工場排水、汚濁水等に対する慢性的な影響を生理学的側面から評価する場合、これらの基礎的検討が必要である。また血液成分の中で、血液性状と血液化学成分等、総合的立場からの検討が各種の変動要因を理解するうえで必要である。これらのことから本研究は血液性状、蛋白、糖、脂質、酵素活生、電解質等の中で比較的簡易化された方法で測定される項目を選び検討を行なった。

1) Hb, Ht, RBC, MCHC, MCV, MCH

血液性状の変動要因について検討された報告は多い^{4~14)}。季節変化についてはコイの Hb が秋、冬期で高くなる⁸⁾。またタイワンドジョウ科の魚⁷⁾では 5~9 月の繁殖時期に Hb, Ht, RBC とともに減少、また水温との関係では、コイ、キンギョで水温上昇にともなって Hb, Ht の増加を示すこと等、対象魚種、地域によって結果はまちまちであるが、多くは水温上昇期にこれらの項目が増加するとしている。本研究では春、秋期に高く、夏、冬期で低くならずしもこれらの報告と一致したものとなっていない。しかしながら SANO⁴⁾、尾崎ら⁸⁾のニジマス、コイでは Ht, Hb で同様な結果を得ている。性別に検討した報告は少ないが、ブラウントラウト¹¹⁾ *Fundulus heteroclitis*¹²⁾ が繁殖期で雄の Hb, Ht が高くなることを報告し、この時期の性別による差が明かなものとしている。コイの場合、繁殖期は春期であり、また年齢別の雌雄の比較で、特に雌の 3 才の生殖腺の成熟度が高く、Hb で有意差を示したことは上記のことを裏付けているものと思われた。

年齢、体重と血液性状値は一般的に正相関を示すといわれている。しかしながら今回は Hb のみが年齢と正相関を示していたが、全体的に年齢、体重とはあまり関係がなかった。また、実験期間中の変化をみても季節変化の方が体重の増加による変化より大きなものとなっていた。赤血球恒数の中で MCH は、年齢、体重と正相関を示し、さらに春期の性別の比較で、MCH が有意差を示したことは、単位赤血球あたりのヘモグロビン量の増大、すなわち酸素運搬能の増大と、性別に

よる差を示したものと示唆された。

2) TP, BCG+, BCG-, A/G

SANO¹⁵⁾ はニジマスの蛋白成分が TP で一定の季節変化があること、また成長との関係では相関性があり、それが生殖腺の発達割合によって性別による差が生じることを報告している。本研究では成長との関係はあまりみられなかったが、肝臓重量比とに高い正相関を示した。また季節別では冬期に高く、夏期に低い明かな変化を認めた。しかし、春期、3 才時の雌雄における差は雌で高い値を示し、およそ先の報告と一致したものであった¹⁵⁾。この傾向は BCG+, BCG-, でも同様であった。A/G は一定の傾向がみられなかった。この様に TP は成長にともなう性差が若干みられるものの、季節による変動の方が大きかった。特に夏期は、成長、活動代謝エネルギーへの供給が増大し、結果として低値を示したものと思われた。

3) PUN

血漿中の尿素窒素の PUN は腎機能の指標として用いられている。また低栄養状態では低下することが知られている。コイ⁸⁾では夏期で高く、冬期で低い。これは水温が高い時の窒素代謝の活発さを反映したものであるという。一般的に水温上昇期に高い値を示すが、今回は下降期の秋期に最も高かった。また夏、冬期で低下し、栄養状態と窒素代謝の活性度との関係でとらえる必要があると思われた。

4) Glucose

コイの場合⁸⁾、季節変化はないが、ニジマス^{16 17)}では夏で高く冬で低い、また成長とは正相関があるという報告がある。しかしオオクチバス⁶⁾では成長とは関係しないとしているが、この Glucose は種々のストレスによって変動し、実験条件、魚種等の違いにより結果がまちまちになると思われる。今回は季節変化、成長との関係はあまり明確でなかったが、季節別、性別で春期に有意差を示し、また総じて雄の方が雌より高い値を示す傾向にあった。成長、活動上昇期における糖代謝の抗進が示唆された。

5) TC

この総コレステロールは蛋白成分と同様な季節変化を示し、肝臓重量比とも正の相関を示した。また性別にみると春期で有意差を示し、雌が高い値を示した。ニジマス¹⁷⁾では成熟魚の雌で高い値を示し、生殖腺の発達程度と時期に関係していることが報告されているが、今回、3 才の性別による差は、雄で高い値を示すなどあまり明確でなかった。むしろ水温、栄養状態等が強く影響を及ぼしたものと推測された。すなわち

TPと同様に高水温期は活動代謝の増加によって消費され、低水温期はその低下によって合成、蓄積が行なわれた。また、低水温期はウナギ¹⁸⁾と同様に肝臓重量比が高値を示し、ここがTCの貯蔵部位と示唆された。

6) GOT, GPT, LDH, ALP

トランスアミナーゼのGOT, GPTはGOTが肝、筋、腎等、GPTが肝等の細胞内に含まれ、細胞膜の透過性、壊死が生じると酵素が血中に放出される¹⁹⁾。しかしながら正常魚にも血漿中に存在する。清水²⁰⁾らは肝臓のGPT活性を検討し、冬、春期に最も高くなり、それ以後、低下していくことをみている。また、ニジマス²¹⁾では水温の上昇によってGOT, GPTが増加し、特に産卵期で高く、性差がみられる。さらにGOTは成長、年齢による変化があるという報告もある²²⁾。今回はGOT, GPTの双方とも春期に高く、GPTは性差がみられた。年齢別、性別にみると、3才のGPTで性差を示し、雄で高い値であった。以上からGOT, GPTは一定の季節変化があり、GPTは性別による差が推測された。しかし成長との関係は何等示さず、GPTが腎臓重量比と正の相関を示したにとどまった。

乳酸脱水素酵素のLDHは嫌氣的解糖系に働き、乳酸の生成、分解に関与する。主に筋、肝臓等に含まれる。血中にも存在し、ニジマス^{21,22)}では水温上昇によって高くなる。コイ⁸⁾でも夏期に高い値を示すようである。今回も水温上昇期の春に最も高い値を示し、筋運動等の増大に反応したものと推測される。次に性別では差はあまり明確でないが、雌が雄より高い値を示す傾向にあった。年齢別では2才より3才で高い値を示していたが、成長との関係はなかった。

アルカリフォスファターゼのALPは骨形成のリン酸カルシウムの生成に関与することが知られ、各臓器に存在する。特に骨、腎に多量に存在する。コイ⁸⁾では血中のALPが夏期に最高値、冬期に低値を示し、体重増加時の骨形成に関係があるという。今回は冬、春期が高い値を示し一致したものとなっていない。性別では春を除いて雄の方が雌より高い値を示す傾向にあったが、差はわずかであった。成長との関係では体重と負の相関、脾臓重量比と正の相関を示した。成長との関係は明確でないが、水温上昇、成長期に向けての骨形成が他の反応より先じて行なわれる可能性も示唆される。

7) InP

無機PはCaとともに骨格組織の主成分をなすものである。血中ではニジマス²³⁾で温度と正の相関を示し、

コイ⁸⁾は夏期に最高値、冬期に低値を示したことが報告されている。また、マダイ²⁴⁾では成長が盛んな高水温期に著しく高い値を示すことが知られているが今回は春、秋で高く、冬期で最も低かった。これはCaと同様な季節変化を示し、成長期と関連したものと示唆された。性別では雌の方が高い傾向を示したが差はわずかであった。年齢との関係はなく、体重、肝臓重量比と負の相関を示した。

8) Cl, Na, K, Ca, Mg

これらの無機塩は体液の浸透圧を維持し、内部環境の恒常性を保つ役割を担っている。ニジマス^{9,13)}では夏期に増加、冬期で減少、コイ⁸⁾ではCaで同様な傾向を、Mgは変化があまりないという報告がある。今回はCaは春、秋期で高い値を、Na, Mgは冬期で高い値を示し、Kは夏期で高い値を示した。Clは変化がなかった。以上の項目で性別による差はあまりみられなかった。年齢との関係ではCl, Naが年齢増加とともに高い値となっていた。しかし、成長、形態との関係がなかった。Caは生殖腺の成熟度と相関があることが知られているが¹²⁾、今回はみられなかった。

9) 形態、血液成分間の関係

ここでは、項目間の相関係数を類似度(R)とし、項目をいくつかの似たものに類別するクラスター分析を用い、検討を加えた。その結果について樹状図を作成し図-8に示した。これは血液成分間及び形態との関係をみるとともに、血液検査をしていくうえで、有効な検査項目の選定、簡略化を図るための参考とするために行なったのである。

形態では体重と生殖腺重量比、血液成分間では、Ht, InP, Hb, MCV, MCHが類似性を持ち、GOT, GPT, LDHの酵素活性が相互に類似性をもっていた。一方、蛋白成分とTCと肝臓重量比とは類似度が高く、栄養状態を示す項目となっていた。PUN, ALP, K, Mg等は他に比して類似度は低かった。これから血液成分間の相互の関係はおよそ3つの集団に分類できた。すなわち血液性状の集団、酵素活性の集団、蛋白、脂質成分の集団等でこれらは生理学的には相互に関連したものとして作用するが、血液性状は水温等の環境変化、酵素活性は成長増大期に対応した変化、蛋白、脂質成分は特に栄養状態に関連した変化が強いものと推測された。

以上、今まで血液成分の変動要因について、季節、性、年齢別に検討してきた。その結果、コイの血液成分の多くは季節による変動が大きく、また給餌状態によっても変化することが示唆された。これらの変化は

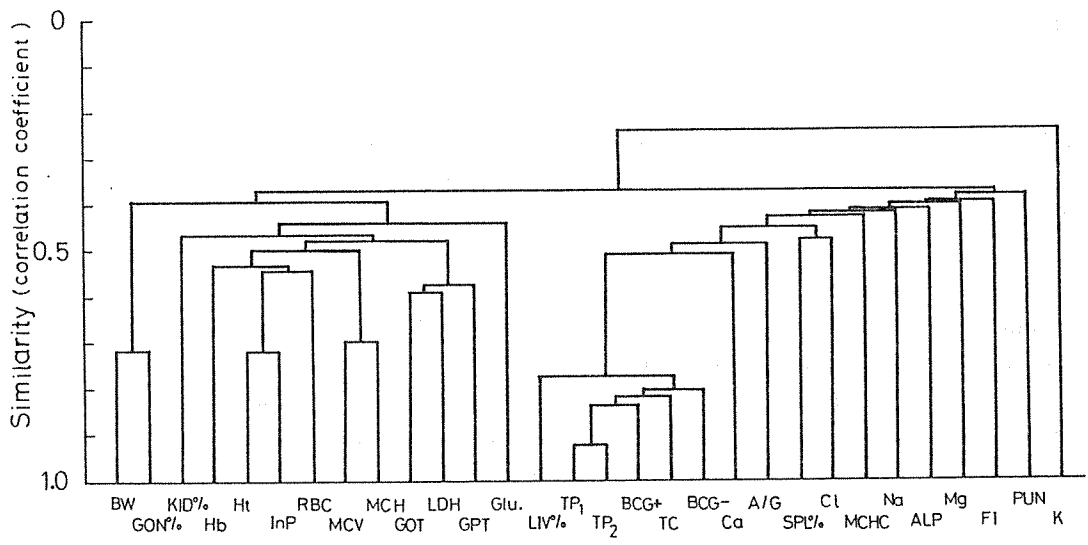


図-8 クラスタ分析による形態、血液成分間の関係の樹状図

水温に対する反応ともとれるが、サケ科の魚類では水温より日照時間が血液成分に強く影響を及ぼすという報告もあり、コイの場合、どちらが強く作用するかはわからない。とにかく水温上昇期の春に高くなる成分が多く、この時期の内分泌、代謝機構の活動度の促進と関係あるものと思われた。また卵巣等の成熟の程度によって性別による差が明らかになる時期でもであると推測された。

5. まとめ

筆者らは神奈川県産のマゴイを用い、1981年5月から1984年2月まで野外試験水槽で飼育し、血液成分の変動要因について検討を行なった。その結果、以下の成績を得た。

- 1) 環境要因として平均水温が春期が17.9℃、夏期が24.7℃、秋期が18.3℃、冬期が8.1℃であった。
- 2) 体重の平均値は実験開始時で8.4gであったものが終了時が737.1gとなっていた。春、夏、秋期にかけて体重増が高かった。他の形態的所見では生殖腺重量比が3年目に6.5%と高い値となったが、肝臓重量比は逆に低い値となった。肥満度も同様であった。
- 3) 血液成分を季節別にみると、春、秋期に高く、夏、冬期で低かったものは、Hb, Ht, RBC, GPT,

InP等であった。

夏期に低く秋期、冬期に高い値を示したものは、TP, BCG+, BCG-, TC等であった。

春期で最も高い値を示したものはGOT, LDH等であった。

性別では、春期のTC, MCH, Glucoseで有意差を示した。

4) 年齢別では、Hb, MCH等が年齢増加とともに高い値となったが、多くは一定の傾向がなかった。

性別では3才のHb, GPTで有意差を示した。

5) 形態と血液成分の関係は、体重とはあまり相関がなく、肝臓重量比で蛋白、脂質成分と正の相関を示した。

6) クラスタ分析による血液成分間の関係を類似度でみると血液性状、酵素成分、蛋白成分と脂質成分の3つの集団に分類できた。

以上のことから血液成分に関与する変動要因として季節変動が最も大きいものと示唆された。また性別には春期で差を示し、血液成分の値も高かった。また成熟の程度とも関係する成分もあるが、総じて雌雄差は少なかった。

最後に、本研究に関して、文献等の貴重な助言と御鞭

をいただいた、東京水産大学尾崎久雄名誉教授、池田弥生教授に心から感謝する。

文 献

- 1) 樋口文夫, 水尾寛巳, 島中潤一郎, 福島悟: コイ (*Cyprinus carpio*) の幼魚における血液性状の研究 (第1報), 横浜市公害研究所報, 5, 115~121 (1980)。
- 2) 樋口文夫: コイ (*Cyprinus carpio*) の幼魚における血液性状の研究 (第2報), 横浜市公害研究所報, 6, 125~134 (1981)。
- 3) Murachi, S.: Hemoglobin content, erythrocyte sedimentation rate and hematocrit of the blood in young carp (*Cyprinus carpio*), *J. Fac. Fish. Anim. Husp. Hiroshima Univ.* 2, 241~247 (1959)。
- 4) Sano, T.: Haematological studies of the culture fishes in Japan, 2, seasonal variation of the Blood constituents of rainbow trout, *J. Tokyo Univ. Fish.* 46, 67~75 (1960)。
- 5) Vanvuren, J. H., T. J. Hattingh: A seasonal study of the haematology of wild freshwater fish, *J. Fish Biol.* 13, 305~313 (1978)。
- 6) Clark, S., D. H. Whitmore, Jr. & R. F. McMahon: Considerations of blood parameters of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, *J. Fish Biol.* 14, 147~158 (1979)。
- 7) Mahajan, C. L. & J. S. Dheer: Seasonal variations in the blood constituents of an air-breathing fish, *Channa punctatus Bloch*, *J. Fish Biol.* 14, 413~417 (1979)。
- 8) 尾崎久雄, 池田弥生: 魚類の健康評価技術の開発に関する研究, 魚病対策技術開発研究成果報告書, 東京水産大学, 30~49 (1980)。
- 9) Houston, A. H. & J. S. Smeda: Thermoacclimatory changes in the ionic microenvironment of hemoglobin in the stenothermal rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and the eurythermal carp (*Cyprinus carpio*), *J. Exp. Biol.* 80, 317~340 (1979)。
- 10) Hardig, J. & L. B. Hoglund: Seasonal variation in blood components of reared Baltic Salmon, *Salmo salar* L. *J. Fish Biol.* 24, 565~579 (1984)。
- 11) Poston, H. A.: Effects of sex and reproductive stage on haemoglobin levels in brown trout. Nutrition of the trout. *Fish. Res. Bull.* 29, 28~29 (1966)。
- 12) 尾崎久雄: 血液の生理, 魚類生理学講座 I, 緑書房 (1975)。
- 13) Houston, A. H. & M. A. Dewilde: Thermoacclimatory variations in the haematology of the common carp, (*Cyprinus carpio*), *J. Exp. Biol.* 49, 71~81 (1968)。
- 14) Munkittrick, K. R. & J. F. Leatherland: Haematocrit values in feral goldfish *Carassius auratus* L, as indicators of the health of the population *J. Fish Biol.* 23, 153~161 (1983)。
- 15) Sano, T.: Haematological studies of the culture fishes in Japan 3, Changes in blood constituents with growth of rainbow trout. *J. Tokyo Univ. Fish.* 46, 77~87 (1960)。
- 16) Haider, G.: Hamatologische Beobachtungen an Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri* Richardson), II, Der Blutzucker spiegel. *Z. Fisherei NF* 18, 209~216 (1970)。
- 17) Hille, S.: A literature review of the blood chemistry of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Rich, *J. Fish Biol.* 20, 535~569 (1982)。
- 18) Inui, Y., Y. Ohshima: Effect of starvation on metabolism and chemical composition of eels, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.* 32, 492 (1966)。
- 19) 尾崎久雄: VI消化の生理(上), 魚類生理学講座, 緑書房, 東京, (1971)。
- 20) 清水泰幸, 大西登史良, 村山繁雄: 冬季における養殖コイの生化学的研究, VI, 肝臓のビタミンB2

- 含量, amylase およびGPT活性の変化, 東海水研報, 59, 65~74 (1969)。
- 21) Sauer, D. H. & G. Haider : Enzyme activities in the serum of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson; the effects of water temperature. *J. Fish Biol.* 11, 605~612 (1977).
- 22) Barnhart, R. A. : Effects of certain variables on hematological characteristics of rainbow trout, *Trans. Amer. Fish. Soc.* 98, 411-418 (1969).
- 23) Houston, A. H. R. S, Reaves, J. A. Madden. & M. A. Dewilde : Environmental temperature and the body fluid system of the freshwater teleost, I, Ionic regulation in thermally acclimated rainbow trout, (*Salmo gairdneri*), *Comp. Biochem. physiol.* 25, 563~581 (1968).
- 24) 坂口宏海, 浜口章 : 養殖マダイの生理学的研究 - I, 若年魚の血液, 肝臓などの化学成分の季節変化, 日水誌, 45, 443~448 (1979)。

Nitzschia palea (Kütz.) W. Smithの培養試験 による帷子川と大岡川の藻類増殖潜在能力の調査

福嶋 悟*

要 旨

Nitzschia palea の培養試験により測定した帷子川と大岡川のAGPは、夏期に0.14～1.25 Chl. a mg/l, 冬期に0.12～1.78 Chl. a mg/lで冬期に大きい値となる傾向が認められた。

窒素が制限因子になった地点は13地点で、夏期に多かった。リンが制限因子になったのは3地点である。窒素, リンのいずれもが制限因子にならなかった地点は冬期に4地点あった。

窒素制限の地点におけるTIN/PO₄-Pは4.8～64.8, TINは0.46～7.16 mg/lで, リン制限の地点におけるTIN/PO₄-Pは88.8～1710で, PO₄-Pは0.01～0.13 mg/lであった。窒素, リンのいずれもが制限因子にならなかった地点のTIN/PO₄-Pは, 窒素制限の地点における比の範囲内であるが, TINは8.14～12.96 mg/lであった。

1. はじめに

本調査は*Nitzschia palea* の培養試験により, 横浜市内河川の藻類増殖潜在能力(AGP)を指標とした富栄養化の現況と, 藻類増殖の制限因子を把握するため帷子川と大岡川を対象に実施した。

本調査に先だち鶴見川と境川の調査を実施したが, その結果については横浜市公害研究所報第9号に示した。調査により両水系の中下流部はAGPが高く, 夏期には窒素が藻類増殖の制限因子になるが, 冬期には窒素, リンは藻類増殖にとって充分あり, 窒素, リン以外の物質が制限因子になる傾向が強くなった。^{1,2)}

鶴見川, 境川の調査では, 源流域の調査が充分されなかったので, 本調査では源流域の地点を各水系で2地点づつ設定し, 調査の充実を計った。

帷子川, 大岡川はいずれも二級河川である。帷子川の総延長は約27 Kmで, 源流は本市西部の旭区にあり, 横浜港に流入する。大岡川の総延長は約15 Kmで, 源流は本市南部の港南区と金沢区にあり, 横浜港と根岸湾に流入する。

2. 調査実験方法

2-1 調査地点

調査地点は図-1に示したように, 帷子川にK-1～K-4の4地点, 大岡川にO-1～O-5の5地点, 計9地点設定した。K-1, K-2, O-1そしてO-4の4地点はいずれも源流部である。またK-4とO-5は感潮域で, 両地点の調査は干潮時刻に行なった。

調査地点として設定した9地点は, 全て横浜市の生物相調査地点と同一である。これらの地点の生物相については, 横浜市公害対策局・公害資料³⁾に報告されている。

2-2 調査時期

帷子川と大岡川の全地点の調査は1984年8月と85年1月に実施した。

大岡川の中流部のO-3については84年5月と11月にも調査をした。

85年1月の帷子川調査前に降雨があり, 降雨の影響が認められた中下流部のK-3とK-4については, 冬期の平常の状態を把握するため, 85年2月にも調査をした。

Investigation of algal growth potential at the Katabira River and the Ohoka River with cultivation test of *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith

* Satoshi Fukushima 横浜市公害研究所水質部門

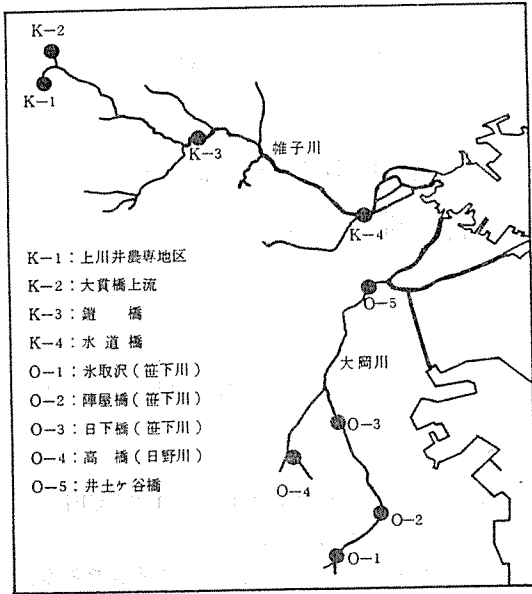


図-1 調査地点

AGPの周日変化を把握するため、O-3で1981年12月に調査をした。その結果についても本報で報告する。

2-3 測定分析方法

各項目の測定分析は以下に示す方法、機器で行った。
 SS, DO, BOD, COD: JIS-K0102の方法。
 懸濁態化学的酸素要求量(PCOD): COD-ろ過試水のCOD。

溶存態有機炭素(DOC): TOC分析計(Beckman 915-B)。

塩素イオン(Cl): イオンクロマトグラフ(Dionex-10)。

アンモニア態窒素(NH₄-N): インドフェノール法。

亜硝酸態窒素(NO₂-N): ナフチルエチレンジアミン-スルファニルアミド発色法。

硝酸態窒素(NO₃-N): イオンクロマトグラフ(Dionex-10)。

全無機態窒素(TIN): NH₄-N+NO₂-N+NO₃-N。

全溶存態窒素(TDN), 全窒素(T-N): 水酸化ナトリウム-過硫酸カリウム分解(オートクレーブ, 120℃, 30分間)後, 紫外線吸光度法。

リン酸態リン(PO₄-P): アスコルビン酸-モリブデン青法。

全溶存態リン(TDP), 全リン(T-P): 過硫酸カリウム分解(オートクレーブ, 120℃, 30分間)後, PO₄-Pとして測定。

藻類増殖潜在能力(AGP), 制限因子: 福嶋の方

法^{1),4),5)}。

なお, DOC, Cl, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, TDN, PO₄-P, TDP, AGP, 制限因子の測定, 分析はメンブランフィルター(ミリポアHAタイプ, ポアサイズ0.45μm, 直径47mm, 142mm)でろ過した試水を用いて行った。

3. 結果及び考察

3-1 水質

図-2に窒素, リンを除く水質の分析結果を示した。表-1に窒素化合物の濃度と成分比を, 表-2にリン化合物の濃度と成分比を示した。

3-1-1 溶存酸素

調査を行った全ての地点で, DOは夏期に比べ冬期に高い値を示した。冬期にDOが多いのは水温が低く, 酸素飽和量が多くなり, またバクテリアによる有機物分解に消費される酸素量が少なくなるためである。

夏期, 冬期とも, 帷子川のK-1, K-2そして大岡川のO-1~O-4は過飽和の状態であるが, 帷子川の中流部のK-3はほぼ飽和濃度であった。帷子川と大岡川の感潮域であるK-4とO-5では飽和濃度以下で, 夏期には両地点とも3mg/l以下と低い値であった。このような現象はバクテリアによる酸素消費量が多いのに加え, 水の滞留により大気中からの酸素の移入が少なくなるために生じたものと考えられる。

夏期に河川下流部における魚類浮上事故が多い原因の一つに, 本調査結果に見られたような平時における低溶存酸素濃度があげられる。このような場所では降雨等により底質が攪乱され, 有機物を多量に含む底質が巻き上げられこれが溶存酸素を消費することによって溶存酸素濃度は低下する。また, 海域で発生した赤潮生物が流入し, これらの呼吸作用により, 夜間における溶存酸素濃度の低下もある。さらには海域で発生した無酸素水塊が移入することもある。

3-1-2 懸濁物質

SSは源流部のK-1とO-1では夏期に多いが, 他の地点では冬期に多かった。中下流部で冬期にSSが多かったのは, 希釈水としての河川固有水量が冬期に減少することや, 藻類に比べ剥離流下しやすいミズワタが冬期に多く発生するためである。

源流部で夏期にSSが多くなったのは, 周辺からの湧水の湧出量が多く, 河川の流水量が多くなり, 河床に堆積したデトリタス等が巻き上げられるためと推定される。

1月の降雨後に調査をした帷子川のK-3とK-4

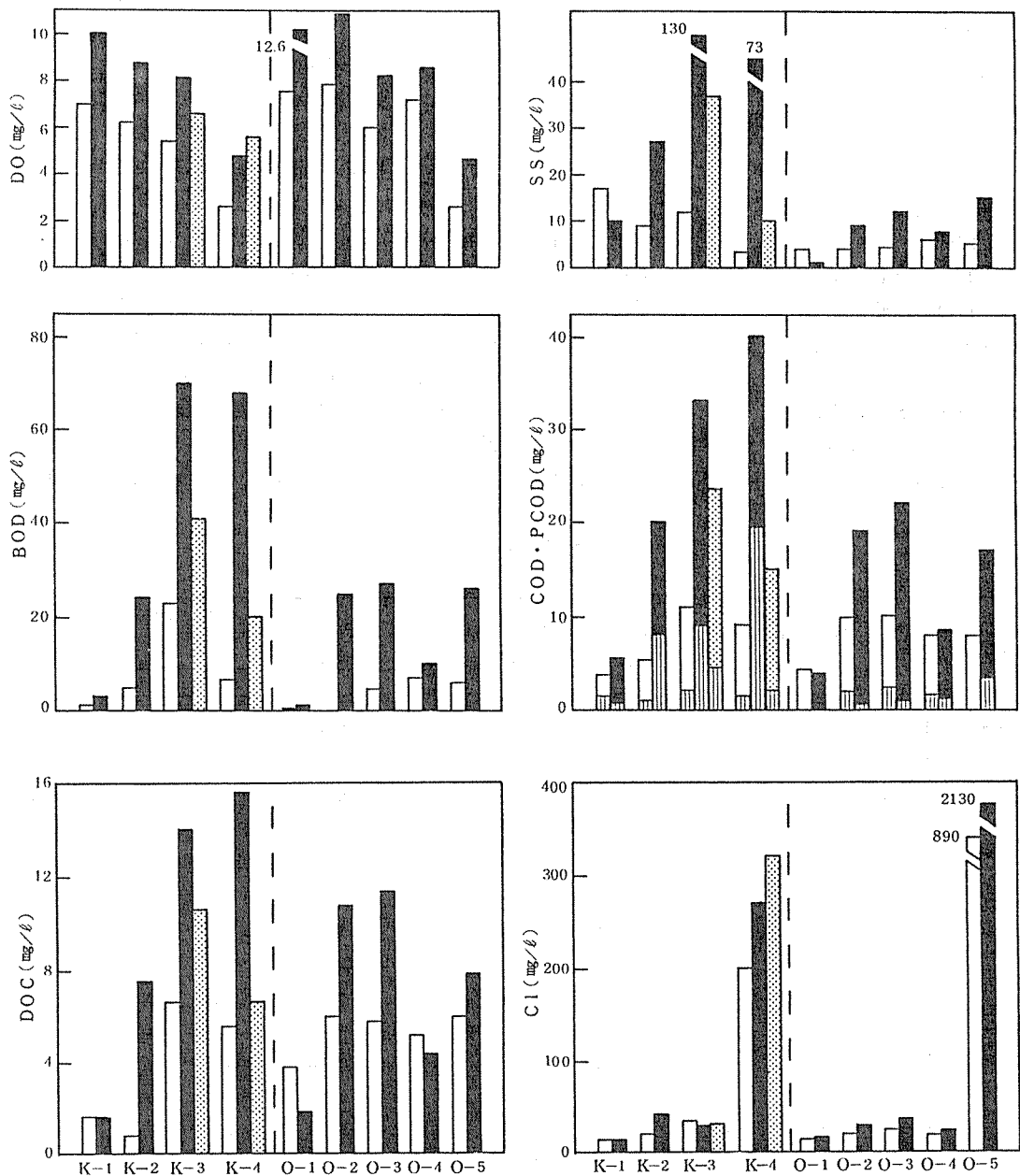


図-2 各調査地点の水質

: 夏期 (8月)
 : 冬期 (1月)
 : PCOD (8月, 2月)
 : 冬期 (2月)

のSSは、2月の値に比べて極めて大きい。

3-3-1 有機汚濁物質

BOD, COD, DOCはいずれも有機汚濁の指標となる。これらの測定値に示されているように、有機汚濁物質は夏期に比べ冬期に多い傾向が認められる。

源流部のK-1とO-1では、BOD値が3 mg/l以下で、有機汚濁は認められない。しかし、源流部でも、開発が進み、周辺に住宅が多いK-2, O-4では有機汚濁が認められる。

中下流部ではいずれの地点も有機汚濁が著しく、帷

子川と大岡川を比較すると、中流部では帷子川の方が汚濁程度が大きいが、下流部では同程度である。

帷子川と大岡川の水質汚濁に係わる環境基準はE類型で、BODの基準値は10 mg/l以下である。夏期は両河川の9地点のうち、環境基準を越えるBOD値が測定されたのは1地点であるのに対し、冬期には6地点で環境基準を越えている。

SSと同様に、降雨後に調査をした1月の帷子川中下流部のK-3とK-4におけるBOD, COD, PCOD, DOCの値が大きくなり、中下流部では、河床に有機汚濁物質が多く堆積していることを示している。

3-1-4 塩素イオン

Clは有機汚濁物質と同様に、陸水域では人為的な汚染の指標となるもので、冬期に多い傾向が認められる。

下流部のK-4とO-5では、他の地点に比べ極めて高い値を示し、感潮域であることを示している。

3-1-5 窒素, リン

TINの濃度範囲は夏期に0.51~6.70 mg/l, 冬期に0.46~12.95 mg/lの範囲で、最小値と最大値の幅が大きい。これは、調査地点が源流域から感潮域までと、広範囲に渡るためである。夏期に比べ冬期にTIN濃度が高い傾向が認められるが、源流域のK-1とO-1では夏期に高かった。

TINの主な成分は、中下流部ではNH₄-Nで、夏期にはNH₄-NがTINの0.53~0.77の割合を占め、冬期にその割合は大きくなり0.65~0.82を占めた。源流部のK-1とO-1では、夏期、冬期ともNH₄-Nは少なく、NO₃-NがTINのほとんどを占めていた。源流部でも、周辺に住宅が多いK-2, O-4と、

表-1 窒素濃度と成分比

Date	ST. No	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	TIN (mg/l)	TDN (mg/l)	T-N (mg/l)	NH ₄ -N	TIN	TDN
								/TIN	/TDN	/T-N
1984年8月	K-1	0.04	0.01	5.08	5.13	6.03	6.43	0.01	0.85	0.94
	K-2	0.49	0.18	1.60	2.27	2.96	3.24	0.22	0.77	0.91
	K-3	4.10	0.32	2.28	6.70	7.17	8.15	0.61	0.93	0.88
	K-4	2.77	0.32	1.90	4.99	5.98	6.53	0.56	0.83	0.92
	O-1	0.04	0.01	0.47	0.51	0.84	0.88	0.08	0.61	0.95
	O-2	0.20	0.10	0.47	0.77	1.36	1.75	0.26	0.57	0.78
	O-3	1.45	0.23	1.08	2.76	3.71	4.26	0.53	0.74	0.87
	O-4	0.55	0.14	1.11	1.80	2.41	2.80	0.31	0.75	0.86
	O-5	2.35	0.18	0.54	3.07	3.98	4.33	0.77	0.77	0.92
1985年1月	K-1	0.19	0.30	3.92	4.41	5.71	6.50	0.04	0.77	0.88
	K-2	4.17	0.14	1.94	6.25	7.57	10.30	0.67	0.82	0.73
	K-3	8.47	0.33	2.04	10.84	12.07	15.50	0.78	0.90	0.78
	K-4	9.35	0.34	1.75	11.44	12.07	16.70	0.82	0.95	0.72
	O-1	0.06	0.01	0.40	0.46	0.61	0.63	0.13	0.75	0.97
	O-2	1.72	0.14	0.79	2.65	3.86	4.63	0.65	0.69	0.83
	O-3	5.39	0.25	1.52	7.16	7.47	8.68	0.75	0.96	0.86
	O-4	1.57	0.15	1.09	2.81	4.07	4.60	0.56	0.69	0.88
	O-5	6.38	0.21	1.55	8.14	8.42	9.23	0.78	0.97	0.91
1985年2月	K-3	10.90	0.36	1.69	12.95	14.45	16.13	0.84	0.90	0.90
	K-4	7.63	0.28	1.27	9.18	10.45	13.63	0.83	0.88	0.77

上流部のO-2では、夏期にNO₃-Nが多いのに対し、冬期にはNH₄-Nが多く、夏期と冬期の傾向は異なっていた。

TDNは夏期に0.84~7.17mg/l、冬期に0.61~14.45mg/lで、季節的な傾向はTINと一致している。

TDNのうち、割合として0.57~0.97がTINで、溶存態窒素に無機態窒素が占める割合は約60%以上であった。

T-Nのうち、割合として0.72~0.95がTDNで、窒素成分の約70%以上は溶存状態であった。

PO₄-Pは夏期に0.01~0.29mg/l、冬期に0.01~0.64mg/lであった。TDPは夏期に0.01~0.35mg/l、冬期に0.01~0.77mg/lで、PO₄-PとTDPは冬期に多い傾向が認められた。

TDPのうち、割合として0.58~1.00がPO₄-P

で、溶存態リンにリン酸態リンが占める割合は約60%以上であった。

T-Pのうち、割合として0.02~1.00がTDPで、降雨により懸濁物質が多くなった1月の帷子川の値を除くと、リン成分の56%以上が溶存状態の地点が多かった。

窒素成分に占める溶存態窒素の割合に比べ、リン成分のその割合はほとんどの地点で小さい傾向が認められる。

表-3に窒素とリンの各成分の相関マトリクスを示した。窒素、リンの各成分のうち、PO₄-PとTDPの相関、そしてNH₄-N、TIN、TDN、T-Nの4項目間の相関も高く、相関係数はいずれも0.9以上を示している。NO₃-Nと相関の高い項目は認められない。

表-2 リン濃度と成分比

Date	ST. №	PO ₄ -P (mg/l)	TDP (mg/l)	T-P (mg/l)	PO ₄ -P / TDP	TDP / T-P
1984年8月	K-1	0.01 >	0.01 >	0.12	1.00	0.02
	K-2	0.12	0.12	0.13	1.00	0.92
	K-3	0.29	0.35	0.67	0.83	0.52
	K-4	0.27	0.28	0.39	0.96	0.72
	O-1	0.01	0.01	0.01	1.00	1.00
	O-2	0.16	0.16	0.27	1.00	0.59
	O-3	0.21	0.31	0.41	0.68	0.76
	O-4	0.08	0.08	0.12	1.00	0.67
	O-5	0.28	0.29	0.51	0.97	0.57
1985年1月	K-1	0.01	0.02	0.06	0.50	0.33
	K-2	0.38	0.39	1.56	0.97	0.25
	K-3	0.33	0.40	1.20	0.83	0.33
	K-4	0.13	0.18	0.85	0.72	0.21
	O-1	0.01	0.01	0.02	1.00	0.50
	O-2	0.27	0.30	0.56	0.90	0.54
	O-3	0.39	0.51	0.84	0.76	0.61
	O-4	0.11	0.19	0.34	0.58	0.56
	O-5	0.31	0.38	0.66	0.82	0.58
1985年2月	K-3	0.63	0.77	1.19	0.82	0.65
	K-4	0.42	0.48	0.71	0.88	0.68

表-3 窒素, リン濃度相関マトリクス

	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TIN	TDN	T-N	PO ₄ -P	TDP
NO ₂ -N	0.709							
NO ₃ -N	0.016	0.125						
TIN	0.949	0.724	0.329					
TDN	0.930	0.716	0.322	0.980				
T-N	0.934	0.709	0.278	0.970	0.987			
PO ₄ -P	0.735	0.610	-0.198	0.635	0.662	0.631		
TDP	0.766	0.634	-0.183	0.669	0.698	0.661	0.986	
T-P	0.797	0.522	0.001	0.751	0.767	0.790	0.794	0.787

3-2 藻類増殖潜在能力

各調査地点のAGPについては表-4に示した。夏期のAGPは水質が清浄な原流部では小さく、K-1で0.20 Chl. a mg/ℓ、O-1で0.14 Chl. a mg/ℓであった。

またK-1, O-1と同様に、NO₃-NがTINに占める割合の大きい源流部と上流部のK-2, O-2そしてO-4では0.18~0.48 Chl. a mg/ℓであった。これらの地点のAGPはK-1, O-1に比べ、同程度もしくは、やや大きい値である。

中下流部のAGPは0.75~1.25 Chl. a mg/ℓであった。

冬期のAGPはK-1とO-1では夏期と同様に小さく、0.38 Chl. a mg/ℓ, 0.12 Chl. a mg/ℓであった。

K-2, O-2, そしてO-4では、NH₄-NがTINに占める割合が大きくなり、AGPは0.64~1.16 Chl. a mg/ℓで、K-1, O-1に比べ大きい値となった。

中下流部では1.03~1.78 Chl. a mg/ℓであった。

冬期の降雨の影響が大きい1月のK-3とK-4のAGPは2月に比べて小さい。これは、K-4については1月のリン濃度が2月より低く、1月にリンが制限因子になったためと考えられる。また、K-3については1月に窒素, リン以外の制限因子となった物質の濃度が低かったのか、あるいは底泥の巻き上げ等により、藻類の増殖を阻害する物質が河川水に含まれたのではないかと考えられる。

夏期と冬期のAGPを比較すると、O-1のみが同程度であるが、他の地点は全て冬期に大きく、鶴見川、境川で得られた傾向と一致する。

また、春期と秋期にO-3で測定したAGPは夏期より大きい、冬期より小さかった。

汚濁河川の水質の周日変動が大きいことはよく知られている。^{6~10)}しかし、AGPの周日変動の調査例はほとんどない。AGPの周日変動を明らかにするため、冬期に大岡川のO-3で、午前9時から翌日の午前5時までの間に4時間間隔で6回調査し、流量、BOD、AGPを測定した。その結果については図-3に示した。流量とBODの測定値の変動係数(%)はともに約30%で、1日のうちの変動はかなり大きい。

AGPは午前9時に1.19 Chl. a mg/ℓの最大値を示し、そして翌日の午前1時に1.08 Chl. a mg/ℓの2番目に大きい値となり、最小値は午前5時の0.63 Chl. a mg/ℓであった。AGPの平均値は0.90 Chl. a mg/ℓで、変動係数(%)は23%であった。

鶴見川の都橋における流量、BODの変動係数(%)は

表-4 各調査地点のAGP

ST. 名	AGP (Chl. a mg/ℓ)				
	1984年5月	1984年8月	1984年11月	1985年1月	1985年2月
K-1	-	0.20	-	0.38	-
K-2	-	0.48	-	1.16	-
K-3	-	1.25	-	1.03	1.74
K-4	-	1.17	-	0.88	1.68
O-1	-	0.14	-	0.12	-
O-2	-	0.18	-	0.60	-
O-3	0.82	0.75	1.19	1.39	-
O-4	-	0.37	-	0.60	-
O-5	-	0.86	-	1.36	-

- : 欠測

本調査結果と同様に約30%であるのに対し、AGPの変動係数(%)は約8%¹⁰⁾で、都橋に比べ大岡川のO-3における変動の割合が大きい。これは藻類に利用される栄養物質の変動が都橋に比べO-3で大きいためであろう。

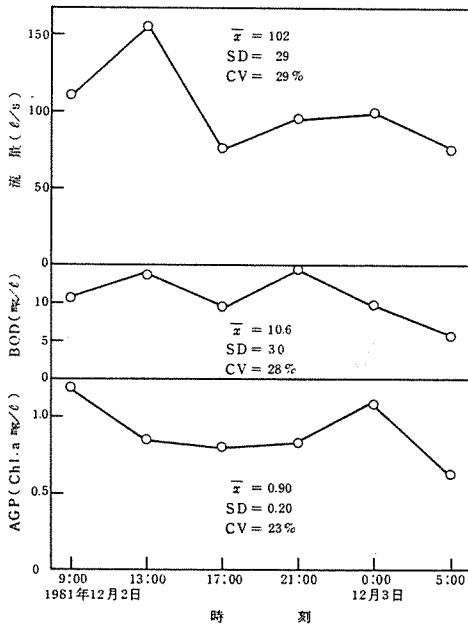


図-3 大岡川中流部におけるAGPと水量、BODの周日変動

3-3 藻類増殖の制限因子

窒素(NaNO_3)、リン(K_2HPO_4)とその両者の添加試験による制限因子の検討結果を図-4と図-5に示した。

窒素を添加することにより、最大増殖量が増加する窒素制限の地点は、夏期に調査をした9地点のうち、帷子川の3地点と大岡川の全地点の計8地点あった。また、冬期に窒素制限になった地点は、調査をしたのべ11地点のうち、帷子川の1地点と大岡川の4地点の計5地点で、夏期に比べ少なかった。

大岡川のO-3では夏期、冬期と同様に、春期、秋期も窒素制限であった。

リン制限の地点は、夏期と冬期の帷子川のK-1と、1月のK-4の計3地点であった。

リンが制限因子になるのは、窒素及び他の栄養源となる物質に比べ、リンが少ないためである。

K-1でリン制限となったのは周辺の水田に対する施肥により、藻類が利用する栄養物質濃度は高くなるが、リンは水田の土壌に吸着されたために、K-1では窒素に比べリン濃度が相対的に低くなっていたと推定される。1月のK-4では降雨により、河床の堆積物が巻き上がり、それにリンが吸着されたため、リン濃度が低くなったと考えられる。

窒素、リンを添加しても、最大増殖量が無添加の場合

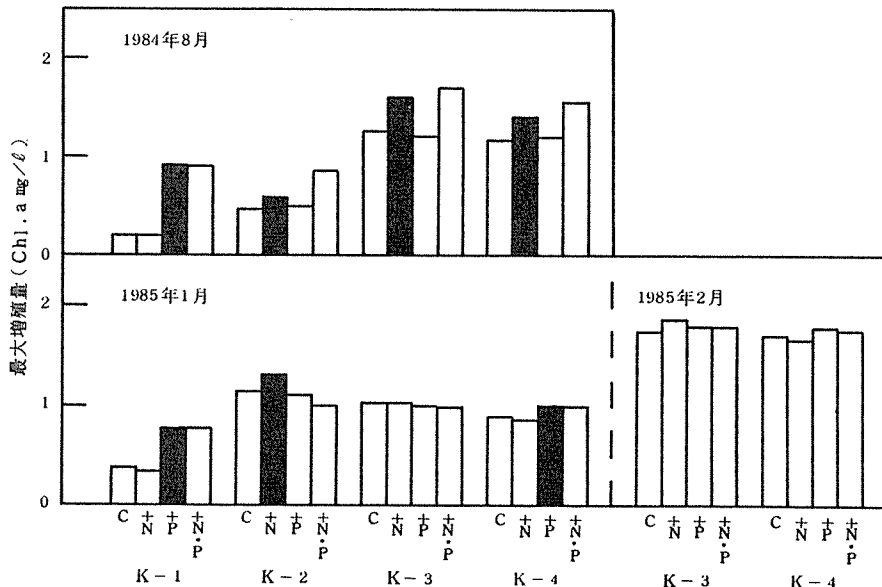


図-4 帷子川の試水に窒素、リンを添加したときの最大増殖量の変化

■：制限因子，C：窒素リン無添加，+N：窒素添加，+P：リン添加，+N·P：窒素リン添加

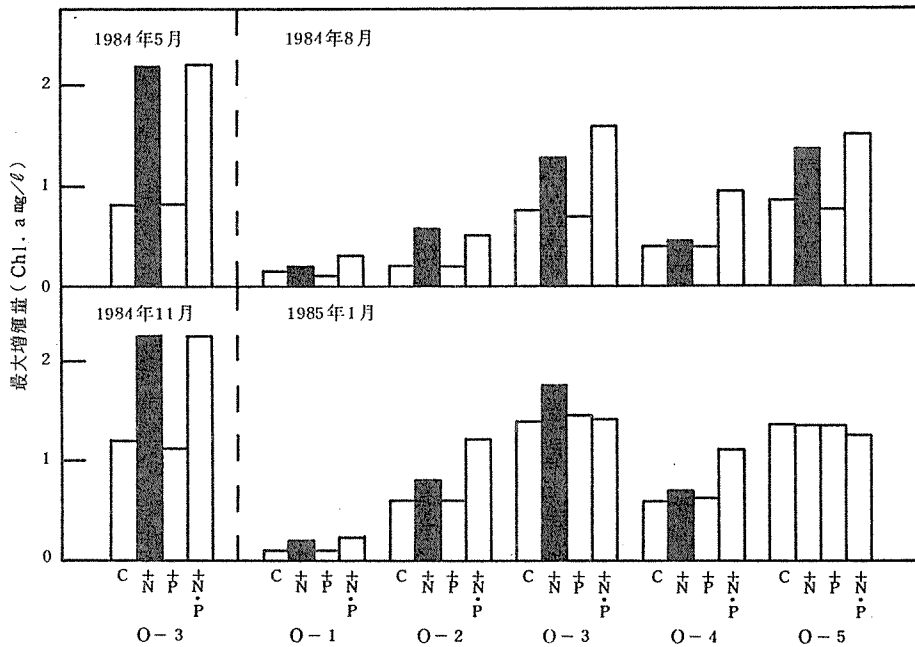


図-5 大岡川の試水に窒素、リンを添加したときの最大増殖量の変化

■：制限因子，C：窒素リン無添加，+N：窒素添加，+P：リン添加，
+N・P：窒素リン添加

合とほぼ同じ値になるような、窒素、リンのいずれもが制限因子にならない地点は、夏期にはなかった。冬期には帷子川の3地点と大岡川の1地点の計4地点で窒素、リンのいずれもが制限因子にならなかった。

窒素制限になる地点が夏期に多く、窒素、リンのいずれも制限因子にならない地点が冬期に多い傾向は、鶴見川と境川でも認められた。

3-4 制限因子と窒素、リンの関係

窒素制限となった地点のAGPとTIN及びTDNの関係を図-6に示したが、AGPはTIN、TDNの両者との相関が高く、相関係数はともに0.9以上である。

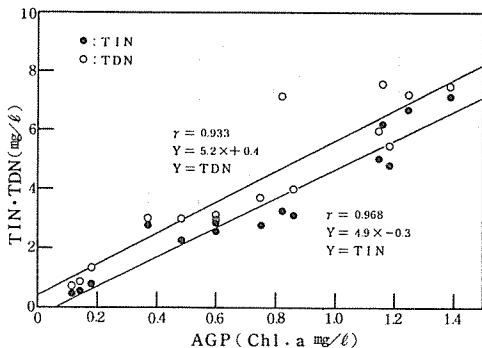


図-6 窒素制限の地点のAGPとTIN、TDNとの関係

TIN/PO₄-P、TIN濃度と制限因子の関係については図-7に示した。窒素制限の地点のTIN/PO₄-Pは4.8~64.8で、TINは0.46~7.16 mg/lである。

窒素、リンのいずれもが制限因子にならなかった地点のTIN/PO₄-Pは、窒素制限の地点の比の範囲内である。しかし、TINは8.14~12.96 mg/lで、窒素制限の地点のTIN濃度に比べ、いずれも大きい値である。

リン制限の地点のTIN/PO₄-Pは88.8~1710で、PO₄-Pは0.01~0.13 mg/lであった。

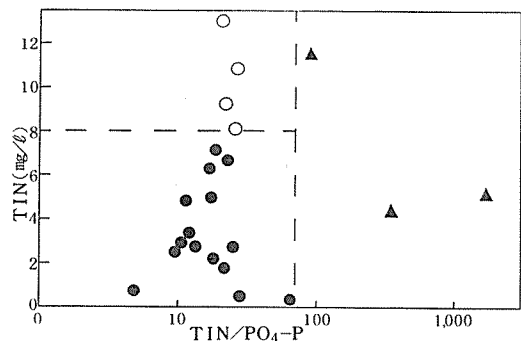


図-7 TIN/PO₄-P、TIN濃度と制限因子の関係

●：窒素制限 ▲：リン制限
○：窒素、リンのいずれも制限因子ではない

Nitzschia palea の増殖に対し、Chu の測定した増殖に必要な窒素とリンの値¹¹⁾ から窒素/リンが70以下では窒素が制限因子となり、70以上ではリンが制限因子になると考えられる。

本調査では、 TIN/PO_4-P が64.8以下で窒素制限になり、88.8以上でリン制限になることが認められ、Chuの測定値から推定された $N/P=70$ を裏付ける値となっている。

TIN/PO_4-P が窒素制限になる場合と同程度でも、 TIN が約8 mg/l以上になると、窒素とリンのいずれもが制限因子にならないことは、鶴見川、境川で得られた結果と一致している。

横浜市内の河川における調査ではリンが制限因子になった例は少なく、リン制限になるときの窒素とリンの比そしてリン濃度についての検討は更に重ねてゆく必要がある。

4. まとめ

- (1) *Nitzschia palea* の培養試験によるAGPと制限因子の調査を、帷子川の4地点と、大岡川の5地点で実施し、水質の測定も合わせて行なった。
- (2) 夏期にBODが環境基準を越える地点は1地点であるのに対し、冬期には6地点で越え、冬期に有機汚濁が強い傾向が認められた。
- (3) TIN は夏期に0.51~6.70 mg/l、冬期に0.46~12.95 mg/lで、冬期に多い傾向が認められた。中下流部の TIN の主な成分は NH_4-N であった。 $T-N$ の約70%以上は TDN で、 TDN の約60%以上が TIN であった。
- (4) PO_4-P は夏期に0.01~0.29 mg/l、冬期に0.01~0.64 mg/lで、冬期に多い傾向が認められた。降雨により懸濁物質が多くなった地点では、 $T-P$ に占める TDP の割合は小さい。その値を除くと、 $T-P$ の約50%以上は TDP であった。また TDP の約60%以上は PO_4-P であった。
- (5) 夏期のAGPは0.14~1.25 Chl. a mg/lで、冬期のAGPは0.12~1.78 Chl. a mg/lで、夏期より冬期のAGPが大きい地点が多かった。
- (6) 大岡川中流部におけるAGPの周日変動は大きく、最大値は1.19 Chl. a mg/l、最小値は0.63 Chl. a mg/lで、変動係数(%)は23%であった。
- (7) 窒素が藻類増殖の制限因子になった地点は、夏期に8地点、冬期に5地点の計13地点あった。リンが制限因子になったのは3地点で、窒素、リンのいずれもが制限因子にならなかった地点は冬期に4地点あった。

- (8) 窒素制限の地点の TIN/PO_4-P は4.8~64.8で、 TIN は0.46~7.16 mg/lであった。リン制限の地点の TIN/PO_4-P は88.8~1710で、 PO_4-P は0.01~0.13 mg/lであった。窒素、リンのいずれもが制限因子にならなかった地点の TIN/PO_4-P は、窒素制限の地点における比の範囲内であるが、 TIN は8.14~12.96 mg/lであった。

文 献

- 1) 福嶋悟：*Nitzschia palea*(Kütz.) W. Smithの培養試験による鶴見川の藻類増殖潜在能力の調査，横浜市公害研究所報，9，119-128(1984)。
- 2) 福嶋悟：*Nitzschia palea*(Kütz.) W. Smithの培養試験による境川の藻類増殖潜在能力の調査，横浜市公害研究所報，9，129-135(1984)。
- 3) 横浜市公害対策局：横浜の川と海の生物，4，(1985)。(印刷中)
- 4) 福嶋悟：*Nitzschia palea*(付着性ケイ藻)を用いたAGP測定法の検討，横浜市公害研究所報，6，147-161(1981)。
- 5) 福嶋悟：*Nitzschia palea*(付着性ケイ藻)を用いたAGP測定法の検討(第2報)・河川水による培養試験，横浜市公害研究所報，7，69-73(1982)。
- 6) 小椋和子・他：夏期多摩川における水質の時間変動ならびにそれによって推定された光合成量および分解量について，用水と廃水，18，445-454(1976)。
- 7) 田中良春・小倉紀雄：河川水質に及ぼす人間活動の影響，用水と廃水，20，1168-1175(1978)。
- 8) 小倉紀雄：多摩川(南浅川)における物質循環とそれに及ぼす人間活動の影響，Jpn. J. Limnol.，41，138-146(1980)。
- 9) 湯川幸郎・他：都市中小河川の汚濁に関する研究(1)．水質の日変動，第19回水質汚濁学会講演集，129-130(1985)。
- 10) 福島博・小市佳延・大場栄次・福嶋悟：鶴見川中流域における水質の周日変動，横浜市公害研究所報，10，129-140(1985)。
- 11) Chu, S.P.: The influence of the mineral composition of the medium on the growth of planktonic algae. 2. the influence of the concentration of inorganic nitrogen and phosphate phosphorus, J. Ecol.，31，109-148(1943)。

鶴見川中流域における水質の周日変動

福島 博*, 小市佳延*, 大場栄次*, 福島 悟*

要 旨

- 鶴見川水系の千代橋、都橋の両地点における水質等の周日調査を実施したところ、以下に示す結果が得られた。
- (1) 都橋では千代橋に比べて流量変動が大きく、恩田川水系は1日に流量ピークが2つ現われる典型的な都市河川であった。
 - (2) 両地点ともCODの経時変化は小さいが、BOD、T-N、高級脂肪酸等は生活排水の影響により、千代橋に比べ都橋では変動が大きく、高濃度であった。
 - (3) T-Pは他の水質項目での傾向とは異なり、都橋に比べ千代橋における変動が大きかった。
 - (4) FeはSSやT-P、 PO_4-P と、Mnは NO_3-N や NO_2-N と相関が高く、ZnとCuは千代橋よりも都橋において高濃度となった。
 - (5) AGPは各調査時とも千代橋に比べ都橋での値が大きかった。
 - (6) 藻類増殖の制限因子は、各調査時とも千代橋では窒素、都橋では窒素、リン以外の物質であった。
 - (7) BOD、T-P、T-N、SSについて各調査時の汚濁負荷量を求めたところ、都橋では千代橋に比べ変動が大きく、時間当りの負荷量も大きな値を示した。

1. はじめに

近年、都市化のすすんだ市街地を流れる河川は、人間活動の影響を受けて水質が悪化し、汚濁が進行しつつある。しかし、都市における河川は人間にとっては貴重な空間であり、今後ますます市民の水辺に対する要求は増大すると思われる。そのためには、水質を含めた水域の現状を正確かつ多面的にとらえることが重要である。

このような観点から、我々は水域環境を総合的に把握、評価するため、水質の総合指標化のための試みを行ない、昨年は鶴見川における水質の季節変動のデータから、主成分による評価手法の検討を実施してきた^{1,2)}。

しかし、河川の水質変動は大きく、より詳細な解析を行なうためには、1日の水質変化を明らかにする必要があり、そうした調査、研究も数多く行なわれてい

^{3,4)}
る。

今回、鶴見川水系の中流域(千代橋、都橋)を対象に、24時間における水質変動を明らかにすることを目的に調査を実施したので、その結果について報告する。

この2地点を選んだ理由は、まず昨年の調査の結果、両地点における水質の変動にかなりの相違が予想されること、また両地点における各水質項目の負荷量が、鶴見川の全容を把握する上で、極めて重要であると判断したためである。

2. 調査方法

2-1 調査期日

昭和59年5月22日9時より、翌23日9時までの24時間を3時間間隔で調査し、計9回の採水、測定を行なった。今回、調査期日をこの時期に設定したのは、

Studies on diurnal variation of water quality in the middle reaches of the Tsurumi River.

* Hiroshi Fukushima, Yoshinobu Koichi, Eiji Ohba, Satoshi Fukushima

横浜市公害研究所水質部門

梅雨の前で天候が比較的安定していること、また前回実施した鶴見川の調査¹⁾により、この季節の水質が年間の平均的な値を表わしていることが明らかになったためである。

2-2 調査地点

図-1に示したように、谷本川水系の千代橋、恩田川水系の都橋の2地点で調査を行なった。いずれの地点も水質汚濁防止法にもとづく公共用水域の測定点である。

2-3 調査項目および分析方法

2-3-1 河道断面および流速

両地点の河道断面の測定は以下に示す方法により行なった。すなわち、断面図は川幅を1メートル間隔に区分し、各区間を三等分して各点における水深を求め、それを結ぶことによって作成した。一方、区間内の三点における表面流速を測定し、その平均値を各区間における平均の流速(m/s)とした。

5月22日9時における河道断面および表面流速を前述の方法により測定し、その後は定点を決め、各調査時ごとに水深と表面流速を計測した。これらのデータ

を用い、比例計算により各調査時の流量(m³/s)を求めた。

2-3-2 水 質

水質の各項目の測定は表-1に示す方法により行なった。なおTDP、PO₄-P、TDN、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-Nは試水をメンブランフィルター(0.45μm)で濾過し、濾過液について測定したものである。

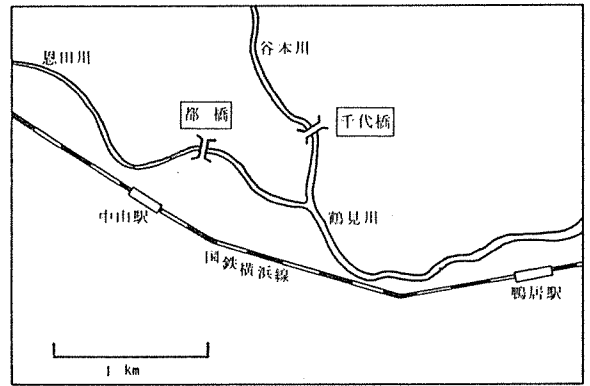


図-1 調査地点

表-1 分 析 方 法

項 目	分 析 方 法
SS (浮遊物質)	ガラス繊維濾紙法
DO (溶存酸素)	ウインクラー・アジ化ナトリウム変法
BOD (生物学的酸素消費量)	ウインクラー・アジ化ナトリウム変法による20℃、5日間の溶存酸素消費量
COD (化学的酸素消費量)	100℃酸性過マンガン酸カリウム法
T-P (全リン)	過硫酸カリウム分解法
TDP (溶解性全リン)	"
PO ₄ -P (リン酸態リン)	モリブデン酸アンモニウム・L-アスコルビン酸法
T-N (全窒素)	アルカリ性過硫酸カリウム分解・紫外線吸光度法
TDN (溶解性全窒素)	"
NH ₄ -N (アンモニア態窒素)	インドフェノール法
NO ₃ -N (硝酸態窒素)	イオンクロマトグラフ法
NO ₂ -N (亜硝酸態窒素)	N-(1-ナフチル)エチレンジアミン・スルファニルアミド法 ⁵⁾
揮発性有機酸	ガスクロマトグラフ法 ⁵⁾
高級脂肪酸	高速液体クロマトグラフ法 ⁶⁾
Fe (鉄)	原子吸光度法 ⁷⁾
Mn (マンガン)	"
Zn (亜鉛)	"
Cu (銅)	"
AGP (藻類増殖潜在能力)	<i>Nitzschia palea</i> の増殖量(Chl. a)測定法 ^{8,9)}

3. 結果および考察

3-1 流量変動

図-2, 3は各々、千代橋、都橋における河道断面ならびに5月22日9時の流速の状況を示したものである。両地点とも水深は比較的浅く、10~40cmであった。また、この時刻における千代橋、都橋の河道断面積は各々4.27 m^2 、2.30 m^2 であり、平均流速との積により、単位時間あたりの流量は各々、1.41 m^3 /秒、1.36 m^3 /秒となった。図-1に示したように都橋は恩田川水系の最下流部に位置し、谷本川と合流して鶴見川本川を形成する。千代橋と都橋における河川の状況を比較すると、都橋に比べて千代橋は川幅が約1.5倍河道断面積は約1.9倍となっている。22日9時では流量にあまり差がないものの、後述のように昼間では千代橋に比べ都橋で流量が増加する。こうしたことから、都橋の恩田川水系は川幅が狭く、流れも速い河川であり、一方、千代橋の谷本川水系は川幅が恩田川水系に比べ広く、流れも緩やかな河川であることが特徴とな

っていると言える。

千代橋、都橋における流量の経時変化(以下、全て3時間ごとの値を示す)を図-4に示した。両地点においてはいずれも22日の12時と22日の21時から23日の0時にかけての2回、流量のピークが見られ、都市河川としての特徴があらわれている。また、千代橋、都橋の24時間における流量の最大・最小比を計算すると、その値は各々、1.61、2.16となり、千代橋に比べ、都橋の流量変動の大きいことが明らかとなった。さらに、22日の12時から23日の0時までの日中から夜にかけては千代橋よりも都橋における流量が大きく、特に21時では流量が千代橋の1.4倍もあるのに対し、0時より9時にかけては両地点の流量の大小関係が逆転している現象が見られた。これらのことから、恩田川では谷本川に比べ、昼間、生活系排水の流入の割合が大きいことが認められる。

また、22日の夜間で流量のピークになる時刻が都橋に比べ千代橋において遅れており、時間的なズレが見

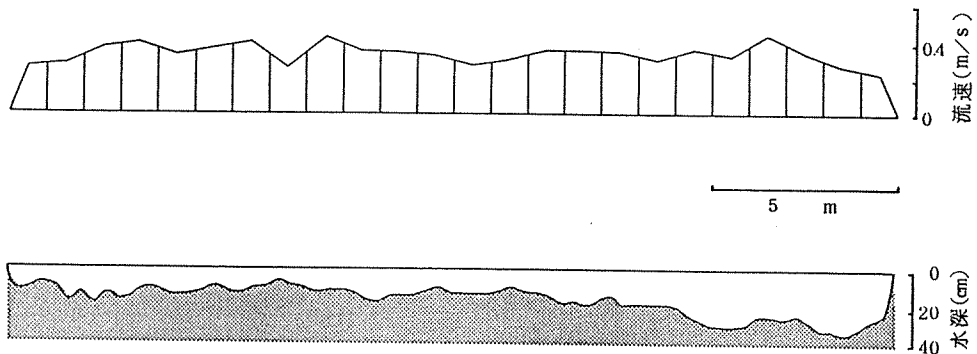


図-2 千代橋における河道断面と流速

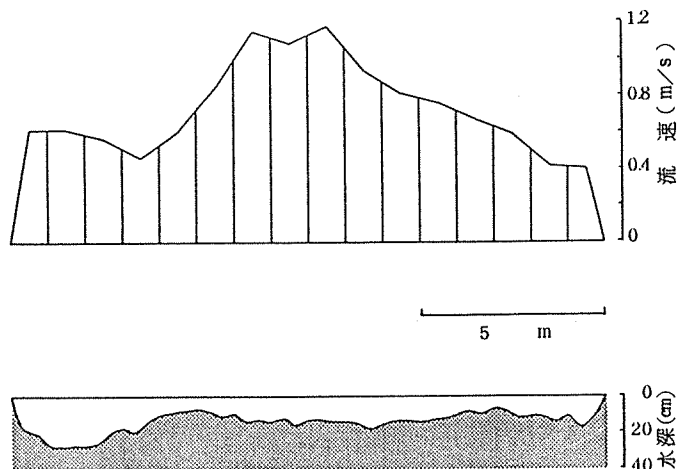


図-3 都橋における河道断面と流速

られるのは、流速のデータからも明らかなように到達時間や各々の流域面積に違いがあるためと考えられる。測定時における流量のデータがその前後1.5時間の代表値を示していると仮定するならば、千代橋、都橋における1日(24時間)の流量は計算上、各々14.7万 m^3 、15.8万 m^3 となる。すなわち、今回の調査結果から、図-1の両水系の合流点においては調査当日1日約30万 m^3 の水量に到達すると推測された。

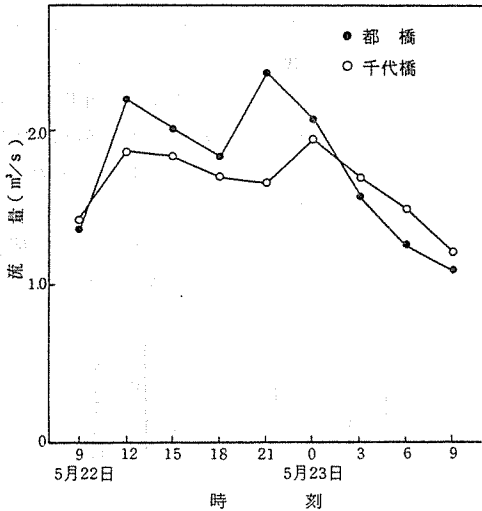


図-4 千代橋、都橋における流量の経時変化

3-2 水質変動

3-2-1 有機物質

有機汚濁物質の指標としてBOD、CODの濃度を測定した。図-5、6には両地点におけるBOD、COD濃度の経時変化を示した。調査した両地点とも水域はD類型に指定されているが、都橋におけるBODは調査時にかかわらず全て環境基準を越えており、また千代橋においても約半数が基準を越えているのが現状である。都橋におけるBODの変動係数(%)は28.0%と、千代橋の17.7%に比べて大きく、千代橋に比べ、生活系排水の影響を強くうけていることが考えられた。

一方、CODは両地点とも時間による変動はあまり見られず、安定した値を示した。有機物の質の相違を把握する目的で、BODとCODとの比がよく用いられるが、両地点のBOD/CODの1日の平均値は、千代橋で0.75、都橋では1.01となった。これらのデータからも都橋ではBODとして表わされる有機物の割合が大きく、千代橋に比べ、家庭排水の影響の大きいことがわかる。

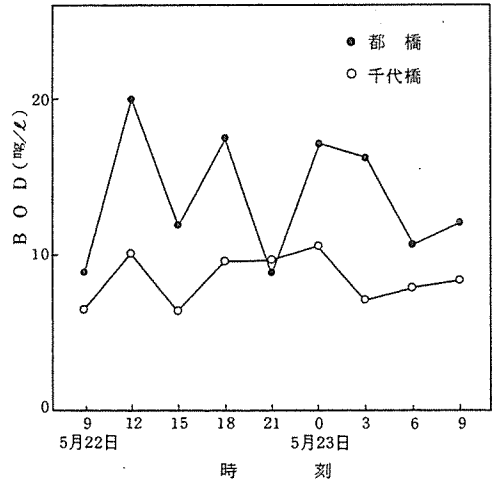


図-5 千代橋、都橋におけるBOD濃度の経時変化

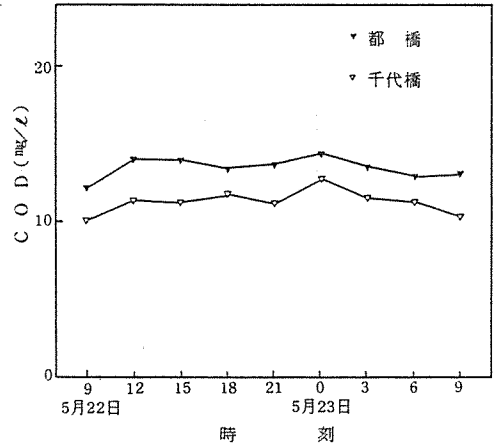


図-6 千代橋、都橋におけるCOD濃度の経時変化

3-2-2 溶存酸素

図-7に両地点におけるDO濃度の経時変化を示したが、いずれもほぼ同様な傾向であった。5月22日の天気は晴れて、日中は光合成と大気からの酸素の取り込みにより、12時から15時の昼間においてはDOが10 mg/l 以上であったが、21時から翌日の3時までの夜間では、光合成による酸素生産がなくなり、3~4 mg/l に低下した。両地点とも比較的流速が大きく曝気効果があるにもかかわらず21時から3時のDOは藻類等による酸素消費の影響もあり少ない。昼間のDOが多いのは、光合成作用が河川中のDO濃度に大きな影響を及ぼしていると言ってよいと思われる。

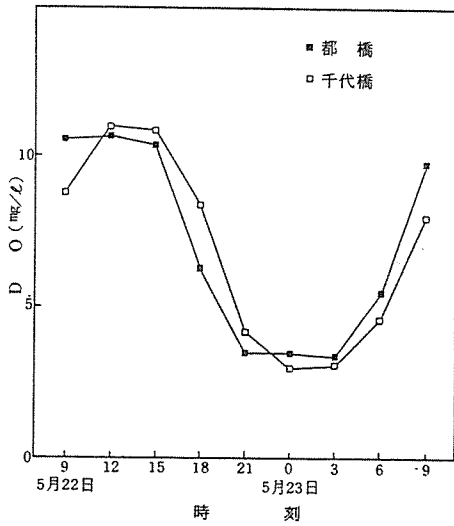


図-7 千代橋、都橋における溶存酸素濃度の経時変化

3-2-3 窒素

図-8は、千代橋、都橋におけるT-N、TDNの経時変化を示したものである。T-N中に占めるTDNの割合の平均値は千代橋で96.1%、都橋で97.1%といずれも高い。このことから、窒素成分はほとんど全てが溶解性であることが明らかとなった。T-Nの濃度を経時的にみると、都橋では15時と3時の2回にわたり濃度にピークが現われ、特に15時に高い値となった。

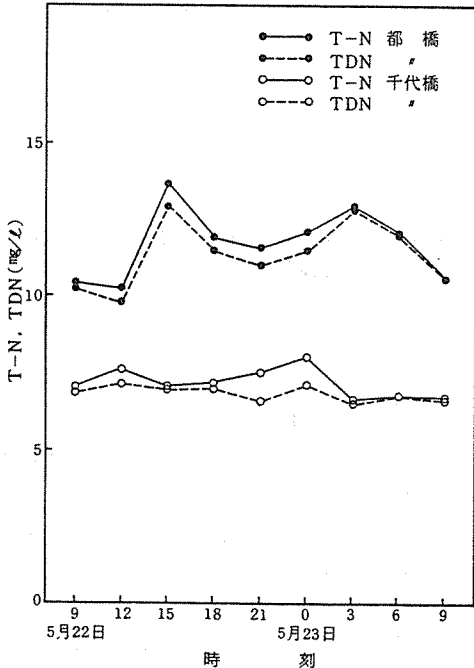


図-8 千代橋、都橋における、T-N、TDN濃度の経時変化

それに比べ千代橋では、ほとんど経時的な変化がなくTDNはほぼ一定の値で推移しており、またT-Nも6.6~8.0mg/lの範囲で安定した値を示した。これは、流量変動やBOD濃度の変化と同様に、河川中の窒素濃度が人為汚染に多く由来することを示すものである。また、都橋におけるT-N濃度の1日の平均値は11.7mg/lであり、千代橋の7.1mg/lの1.6倍の濃度であった。

次に、両地点におけるTDNに占める窒素の形態の構成比を経時的に比較したものを図-9、10に示した。無機態窒素の総量(TIN)は千代橋、都橋において、

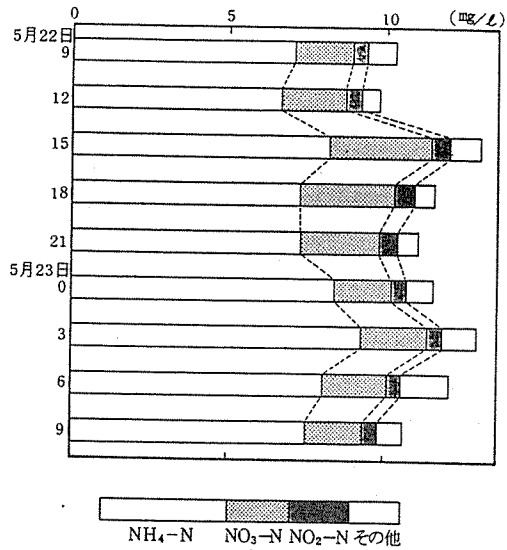


図-9 TDN中の窒素の形態別構成比の経時変化(都橋)

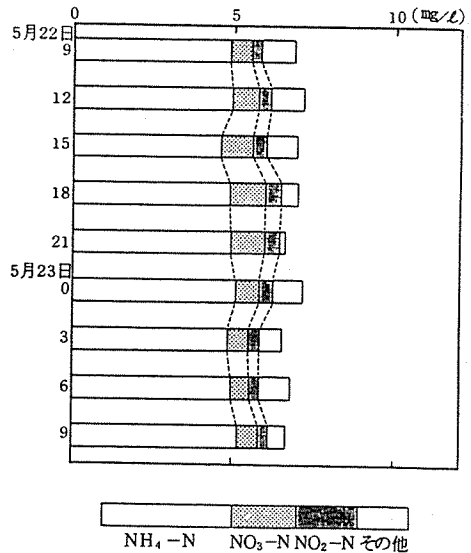


図-10 TDN中の窒素の形態別構成比の経時変化(千代橋)

TDNの各々89.0%, 92.1%と約9割を占めていた。TDNの中では $\text{NH}_4\text{-N}$ の占める割合が最も大きく、その割合は両地点で各々TDNの71.1%, 67.8%と同程度の値であった。従って、河川水中のTDNは $\text{NH}_4\text{-N}$ の濃度や時間的な変動に大きく左右されることがわかる。すなわち、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の変動があまり見られない千代橋ではTDNの変動が少ないのに対し、都橋では、いずれの変動も大きい傾向が見られた。

一方、 $\text{NO}_3\text{-N}$ のTDN中に占める割合の平均値は千代橋、都橋で各々11.6%, 19.9%と大きな差が見られた。しかし、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と比較すると、TDNとの相関は低く、また、TDNに対する寄与も小さい結果となった。

3-2-4 リン

図-11は、千代橋、都橋におけるT-P, TDPの経時変化を示したものである。T-P中に占めるTDPの割合の平均値は千代橋で73.3%, 都橋で82.8%であり、窒素に比べて低く、浮遊物質に吸着・含有される割合が高いことは前報¹⁾と同様である。T-Pの濃度を経時的に見ると、都橋では15時と3時の2回、濃度にピークが現われ、千代橋では3時に高い値を示した。T-Pは窒素で得られた傾向とは異なり、昼間よりも夜間において高濃度となり、また、千代橋、都橋でのT-P濃度の変動係数(%)は各々16.6%, 11.3%

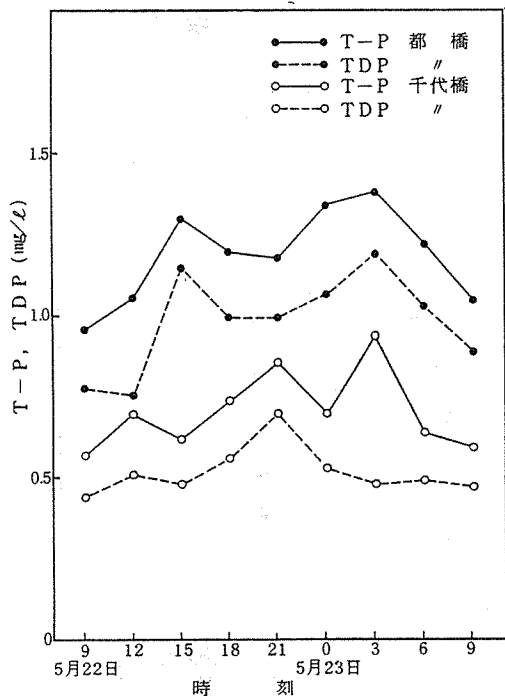


図-11 千代橋、都橋におけるT-P, TDP濃度の経時変化

とT-Nの変動に比べ、大きい値を示した。また、 $\text{PO}_4\text{-P}$ はTDPの90%以上を占め、T-Pと同様の変動傾向を示した。

両地点における各測定項目の変動係数を比較した場合、流量、BOD濃度、T-N濃度等ほとんどの項目において、千代橋に比べ、都橋での変動が大きい。しかし、T-Pや $\text{PO}_4\text{-P}$ では、その関係が逆転し、千代橋での変動が大きくなっている。また、両地点とも日中に比べ、夜間になると高濃度を示すという特徴が見られた。

3-2-5 揮発性有機酸

揮発性有機酸のうち、炭素数2から5までの低級脂肪酸について分析したところ、酢酸のみが検出された。図-12に千代橋、都橋における酢酸の経時変化を示した。千代橋では18時から6時にかけて高く、9時に最低となった。一方、都橋では6時が最低で、その後21時まで漸増する傾向にあった。このように経時変化に違いが見られるが、それぞれ水系に固有な一定のレベルにあり、その平均値は千代橋で0.56 mg/l, 都橋で0.74 mg/lであった。

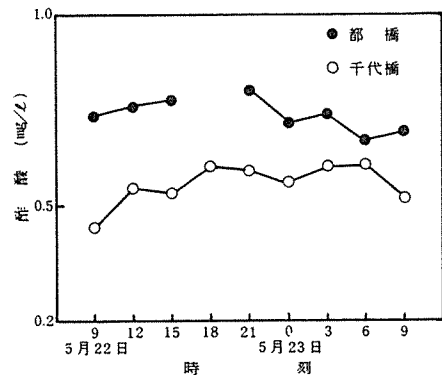


図-12 千代橋、都橋における酢酸濃度の経時変化

酢酸は微生物による有機汚濁物質の代謝産物であり、またBODの原因物質のひとつとして考えられており、下水処理場排水でBODの5%, し尿浄化槽排水で30%程度を占めるという報告がある。今回の調査結果から酢酸のBODに占める割合を算出したところ、千代橋では5.8~9.0%, 都橋では4.0~9.6%であり、都橋の方が変動が大きかった。平均値は千代橋で7.2%, 都橋で6.4%であり、両地点とも下水処理場排水を若干上回る比率となった。千代橋の方がBODに対する酢酸の比率が高いが、検定の結果では両地点に有意差は認められなかった。

3-2-6 高級脂肪酸

恩田川水系の都橋と谷本川水系の千代橋における、高級脂肪酸（ラウリン酸、リノール酸、ミリスチン酸、オレイン酸、ステアリン酸、パルミチン酸）の6物質について濃度調査を行なった結果を図-13、14に示した。一般に河川水中での脂肪酸は、石けんに多く含

まれているパルミチン酸、ステアリン酸、オレイン酸などが比較的高い濃度で検出される傾向にある⁶⁾。今回の調査でもほぼ同じ様な結果が得られた。また図-13、14から明らかな様に、殆どどの調査時を通じて6物質とも千代橋より都橋で高い値を示した。この結果からみると、谷本川水系よりも恩田川水系の方が生活系排

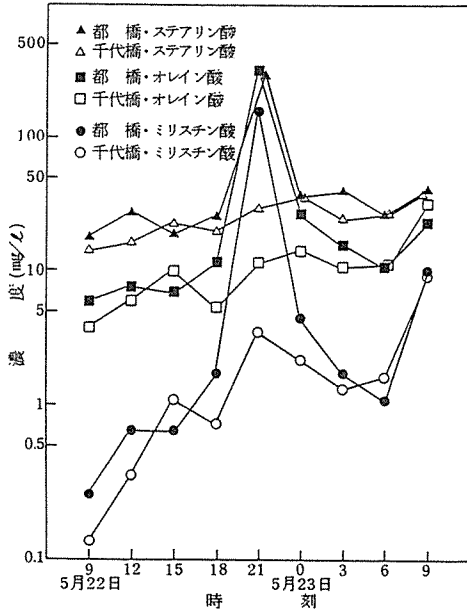


図-13 高級脂肪酸濃度の経時変化(1)

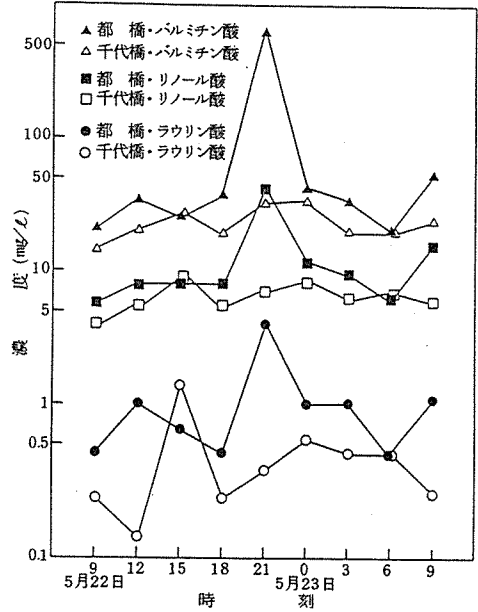


図-14 高級脂肪酸濃度の経時変化(2)

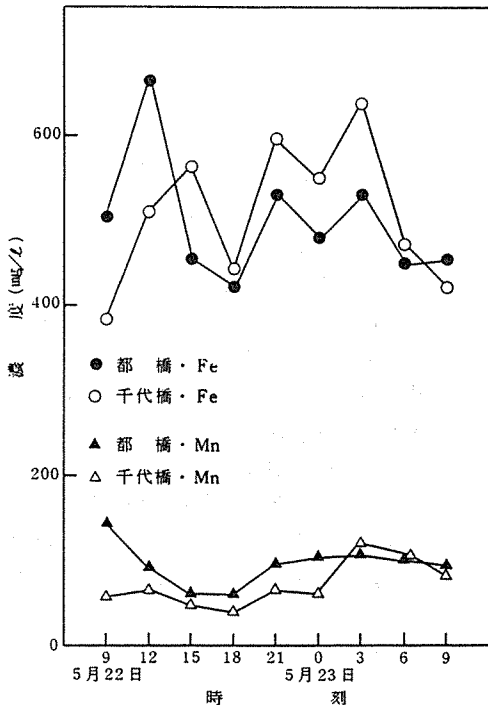


図-15 重金属の経時変化(1)

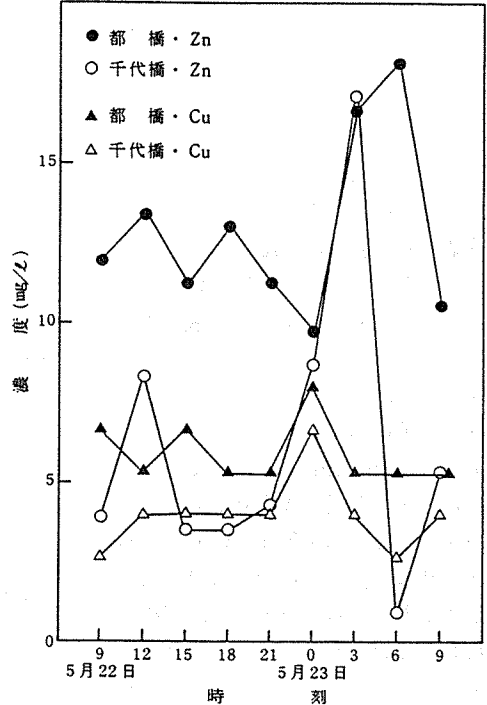


図-16 重金属の経時変化(2)

水の影響を多く受けている事がわかる。さらに図-13 14 から、22日、21時の都橋での調査結果に示した6物質の高濃度の値は、人間の諸活動との関係からみたと、入浴等での排水などが反映したものと考えられる⁶⁾。以上の事からも、恩田川水系は谷本川水系に比較して生活系排水の影響が大きい都市河川であると考えられる。

今回調査した高級脂肪酸は、BODなど他のそれぞれの項目との相関性が無かったため、単独の汚濁指標と考える事も出来る。

3-2-7 重 金 属

都橋と千代橋におけるFe, Mn, Zn, Cuについて分析した結果を図-15, 16に示した。

FeとMn濃度から、水系別による違いは明確に示されなかった。Mnは都、千代橋とも値の経時変動は小さいが、23日の3時と6時の調査時刻以外では全て都橋の方が高い値を示しているため、工場排水や生活系排水の影響を千代橋より都橋の方が多く受けていると考えられる。Fe濃度の場合、経時変化の変動は大きい千代橋と都橋との値の差はみられなかった。

都橋ではZnとCuの濃度が千代橋より全体に高い値を示した。23日の3時では都、千代橋ともZnの濃度が他の時刻に比較して高い値を示した。さらに都橋では23日の6時でも高いZn濃度結果となったが、同じ時刻の千代橋では低いZn濃度結果となった。Zn濃度は大きな経時変動を示したが、Cu濃度の経時変化は比較の変動が小さい。

ZnとCuは、水系別の濃度差が明確に示されたことから、本来の河川水中に含まれているZn, Cu濃度とは別に、谷本川水系より恩田水系の方が、工場排水や生活系排水などによる影響があるものと考えられる。

3-2-8 藻類増殖潜在能力

千代橋と都橋で3時間間隔で9回採水した試水にハリケイソウ*Nitzschia palea*を接種し、試水の藻類増殖潜在能力(AGP)を測定した。その結果については図-17に示した。

AGPは千代橋で1.46~1.78 Chl. a mg/l, 都橋では1.59~2.06 Chl. a mg/lであった。各調査時とも千代橋に比べ都橋のAGPは大きい値を示した。

1981年8月から84年2月の間に、両地点で測定されたAGPは本報の周日調査結果と同様に、千代橋に比べ都橋で大きい値を示す傾向が認められている¹¹⁾。

AGPが最大値を示すのは、千代橋で23日の0時、都橋では22日の12時であった。両地点で最大値を示す調査時は異なるが、12時と0時にピークがある二山

型に近いAGPの変化を示している。このような傾向は他の多くの水質測定項目にも認められる。

またAGPの最大値と最小値の差は千代橋で0.32 Chl. a mg/l, 都橋では千代橋より大きく0.47 Chl. a mg/lであった。AGPの変動係数(%)は千代橋で6.3%, 都橋では千代橋に比べやや大きく7.9%となり、他の多くの水質測定項目の傾向と一致している。都市活動の影響を強く受け、水質の経時変化が大きい河川では、AGPの経時変化も大きくなるので、異なる場所、または異なる調査時のAGPを比較する際は、流達時間、調査時刻を考慮する必要がある。

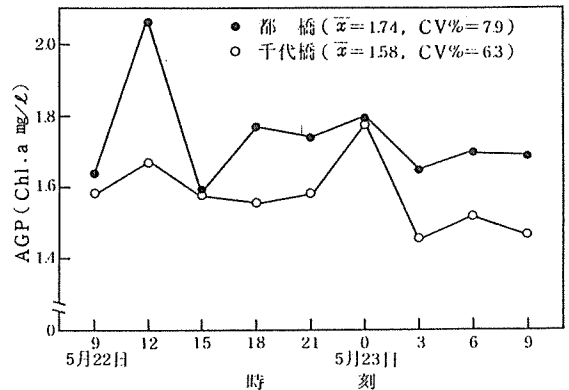


図-17 AGPの経時変化

3-2-9 藻類増殖の制限因子

藻類の増殖は、生育に必要な諸因子のうち、供給量が最少のものにより支配される。陸水域では供給量が最少となるもの、つまり増殖の制限因子となるものは、窒素カリンの場合が多い。

千代橋と都橋の各調査時における藻類増殖の制限因子を把握するため、試水に窒素、リン並びにその両者を添加し、最大増殖量を測定した。添加した試水のTIN及びPO₄-P濃度がもとの試水のほぼ2倍になるように、NaNO₃溶液とK₂HPO₄溶液を加えた。

表-2に窒素、リン並びにその両者を添加した試水の最大増殖量の、無添加の試水に対する増加率を示した。千代橋では、各調査時において窒素を添加した試水の最大増殖量は、無添加の試水に比べ40~60%増加した。リンを添加した試水の最大増殖量は、無添加の場合とほぼ同じであった。また窒素、リンの両者を添加した場合、窒素を添加した試水とほぼ同様の増加率を示した。このような結果から、千代橋では各調査時とも、藻類増殖の制限因子は窒素であることが明らかになった。

都橋では各調査時とも、窒素、リン並びにその両者

表-2 *Nitzschia palea* の培養試験による藻類増殖の制限因子の検討結果と試水の窒素, リン濃度及びその比

場所	月日	時刻	最大増殖量の増加率			制限因子	TIN (mg/ℓ)	TDN (mg/ℓ)	TIN/ PO ₄ -P	TDN/ TDP
			+N/C	+P/C	+NP/C					
千代橋 (谷本川)	5月22日	9	1.4	1.0	1.4	窒素	5.8	6.9	15	16
		12	1.4	0.9	1.5	窒素	6.1	7.1	15	14
		15	1.6	0.9	1.6	窒素	6.0	6.9	15	15
		18	1.5	1.0	1.5	窒素	6.5	7.0	13	13
		21	1.6	0.9	1.7	窒素	6.4	6.6	10	9
	5月23日	0	1.4	1.0	1.4	窒素	6.2	7.1	14	13
		3	1.4	1.0	1.4	窒素	5.8	6.5	8	14
		6	1.4	0.9	1.3	窒素	5.8	6.8	13	14
		9	1.4	1.0	1.7	窒素	6.1	6.6	14	14
都橋 (恩田川)	5月22日	9	1.0	0.9	0.9	窒素, リン以外	9.4	10.2	12	13
		12	1.0	0.9	—	窒素, リン以外	9.2	9.8	14	13
		15	1.0	1.0	1.0	窒素, リン以外	12.0	12.9	11	11
		18	0.9	0.9	—	窒素, リン以外	10.8	11.5	11	12
		21	1.0	0.9	1.0	窒素, リン以外	10.3	11.0	11	11
	5月23日	0	0.9	0.9	—	窒素, リン以外	10.6	11.5	11	11
		3	0.9	0.9	0.9	窒素, リン以外	11.8	12.9	11	11
		6	0.9	0.9	—	窒素, リン以外	10.5	12.0	11	12
		9	0.9	0.9	0.9	窒素, リン以外	9.7	10.6	12	12

+N/C: 窒素添加/無添加, +P/C: リン添加/無添加, +NP/C: 窒素リン添加/無添加, -: 未測定

を添加した試水の最大増殖量は, 無添加の場合とほぼ同じで, 窒素, リンは藻類増殖には充分あり, 窒素, リン以外の物質が制限因子となっていることが明らかになった。

各調査時における両地点の TIN と TDN 濃度及び TIN/PO₄-P と TDN/TDP についても表-2 に示した。窒素が制限因子となった千代橋における TIN は 5.8~6.5 mg/ℓ, TIN/PO₄-P は 8~15 で, TDN は 6.5~7.1 mg/ℓ, TDN/TDP は 9~16 であった。

窒素, リン以外の物質が制限因子となった都橋における TIN 及び TDN は千代橋に比べて多く, TIN が 9.2~12.0 mg/ℓ, TDN が 9.8~12.9 mg/ℓ であった。しかし, 窒素とリンの比は千代橋における比の範囲に入り, TIN/PO₄-P は 11~14, TDN/TDP は 11~13 であった。

千代橋, 都橋では, 藻類増殖に利用されるリンは充

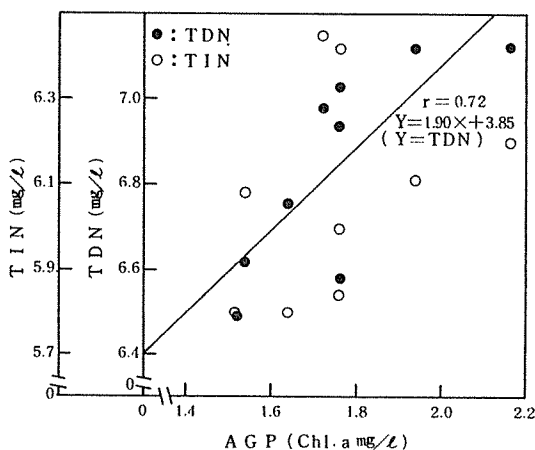


図-18 窒素制限の試水における AGP と窒素成分の関係

分にあり、窒素が制限因子になるか、ならないかの境は、TINの場合6.5 mg/ℓ以上、9.2mg/ℓ以下の範囲、TDNの場合7.1mg/ℓ以上、9.8mg/ℓ以下の範囲にある。鶴見川、境川そして横浜市内を流れる他の中小河川における調査結果では窒素が制限因子になる場合のTIN、TDN濃度はいずれも約8 mg/ℓ以下となっている。¹¹⁻¹³⁾

窒素が制限因子になった千代橋の各調査時におけるAGPとTIN及びTDNの関係を図-18に示した。AGPと相関が高い窒素成分はTDNで、相関係数は0.72である。鶴見川水系の源流部から下流部までの広い範囲における調査結果では、AGPと相関の高い窒素成分はTINで、¹¹⁾本調査結果とは異なっていた。このように結果が異なった理由の一つとして、窒素化合物は藻類の栄養源となるが、藻類増殖を抑制するものもあり、地点間の窒素化合物の組成の相違が大きいことが考えられる。

3-3 汚濁負荷変動

各水質項目の負荷量は、水質濃度と流量との積により求めた。両地点における単位時間当りの負荷を、BOD、T-Pにつき経時的に示したものが、図-19、20である。

図-19のBODについてみると、まず全ての調査時において、千代橋に比べ都橋の負荷の大きいことが明らかである。都橋では6時から9時にかけては40~50 kg/hと比較的低負荷であるが、12時、0時においては高負荷となる。全体的に見て変動も大きく、特に12時においては、3時間前の9時の約3.6倍の負荷となり、負荷の面からも典型的な都市河川としての特徴が現われている。一方、千代橋においても同様に12時、0時に負荷が増大するが、経時変化は都橋に比べると大きくはなかった。

また、SSの負荷の経時変化もBODとほぼ同様の傾向を示した。

それに比べるとT-Pの場合、時間による負荷変動は小さい。一般に、BODと同様、早朝に低負荷となる傾向はあるが、図-20にあるように千代橋ではほとんど変動がなく、都橋においても12時から0時の間では比較的負荷量が安定していた。

次に、これらのデータをもとにして1日あたりのBOD、SS、T-N、T-Pの両地点における負荷量を計算した。各々の調査時における負荷のデータが、その前後の1.5時間を含めた3時間の平均値を示していると推定し、24時間の合計量を求めた結果が表-3である。

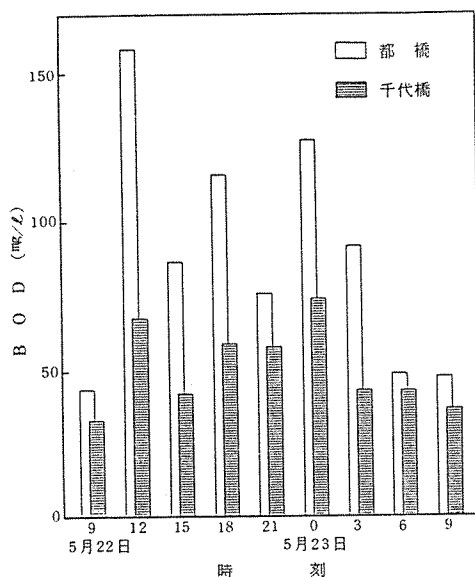


図-19 千代橋、都橋におけるBOD負荷量の経時変化

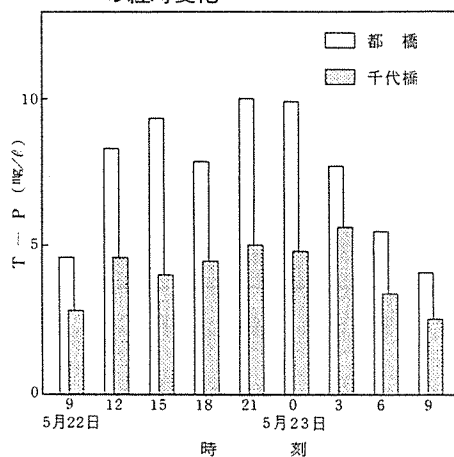


図-20 千代橋、都橋におけるT-P負荷量の経時変化

表-3 千代橋、都橋におけるBOD、SS、T-P、T-Nの1日あたりの負荷量 (t/day)

調査地点	BOD	SS	T-P	T-N
都 橋	2.24	1.74	0.19	1.89
千 代 橋	1.26	1.11	0.11	1.06

両地点におけるこれら4つの水質項目の1日当りの負荷量を比較すると、いずれも千代橋より都橋の方が大きく、その比率は、SSの1.57倍からT-Pの1.80倍までの範囲であった。3-1で述べたように、両地

点における1日の流量は、都橋が千代橋の1.08倍と、ほとんど変わらないことから、いずれの水質項目とも1日を通しての平均濃度に大きな差のあることがわかった。

また、図-1の両水系の合流点では1日の負荷量が、計算上、BOD、SS、T-Nで約3t、T-Pで約0.3tと推測された。

4. まとめ

鶴見川水系の千代橋（谷本川水系）、都橋（恩田川水系）の両地点における水質等の周日調査を実施したところ、以下に示す結果が得られた。

- (1) 都橋では千代橋に比べて流量の変動が大きく、恩田川水系は1日に流量のピークが2つ現われる典型的な都市河川であることが明らかとなった。
- (2) 千代橋、都橋における1日の流量は各々14.7万 m^3 、15.8万 m^3 であった。
- (3) 有機物質についてみると、両地点ともCODの経時変化は少ないが、都橋では千代橋に比べBODの変動が大きく、生活排水の影響の大きいことが明らかとなった。
- (4) 溶存酸素濃度は両地点とも同様な変動の傾向を示しており、昼間では約10 mg/ℓ 、夜間においては3~4 mg/ℓ の値であった。
- (5) T-N濃度の変動をみた場合、都橋では2つのピークが現われたが、千代橋では、ほとんど経時変化がなく、6.6~8.0 mg/ℓ の範囲で安定した値を示した。TDNの約70%は $\text{NH}_4\text{-N}$ で占められており、その変動がTDNの変化に影響を与えていることが明らかとなった。
- (6) リン濃度については、他の水質項目で見られる傾向とは異なり、都橋に比べて千代橋における変動が大きかった。
- (7) 高級脂肪酸濃度は、都橋が千代橋より高い値を示し、生活系排水などによる影響が大きい事が考えられた。
- (8) 千代橋と都橋におけるMn濃度の経時的変動は小さかったが、都橋の方が高い値を示した。
- (9) ZnとCu濃度は、千代橋より都橋の方が高い値を示した。
- (10) AGPは千代橋で1.46~1.78 $\text{Chl. a mg}/\ell$ 、都橋で1.59~2.06 $\text{Chl. a mg}/\ell$ で、各調査時とも都橋の値が大きかった。変動係数(%)は千代橋に比べ都橋でやや大きく7.9%であった。
- (11) 藻類増殖の制限因子は、各調査時とも千代橋では

窒素、都橋では窒素、リン以外の物質であった。藻類増殖に利用されるリンは、千代橋と都橋のいずれにおいても充分あり、窒素が制限因子になるか、ならないかの境はTINの場合6.5 mg/ℓ 以上、9.2 mg/ℓ 以下の範囲で、TDNの場合7.1 mg/ℓ 以上、9.8 mg/ℓ 以下の範囲にある。

(12) BOD、T-P、T-N、SSの水質項目について汚濁負荷量の変動を計算した。いずれの項目も都橋では千代橋に比べ変動が大きいが、また、時間当りの負荷量も千代橋に比べ都橋での値が大きい傾向を示した。

文献

- 1) 福島博，小市佳延：鶴見川水系の水質変動解析と評価，横浜市公害研究所報，9，137-144(1984)。
- 2) 福島博：鶴見川水系の水質変動解析と評価，第19回水質汚濁学会講演集，135-136(1985)。
- 3) 田中良春，小倉紀雄：河川水質に及ぼす人間活動の影響。—第1報 平日と休日の水質変動—，用水と廃水，20，1168-1175(1978)。
- 4) 田口哲ほか：二河川上流部における汚濁負荷について，広島県環境センター研究報告，4，38-43(1982)。
- 5) 池田勝洋：淀川水源における有機酸について，大阪市水道局水質試験所調査報告ならびに試験成績，31，19-23(1981)。
- 6) 大場栄次：市内河川における脂肪酸濃度，横浜市公害研究所報，9，145-150(1984)。
- 7) 日本規格協会：JISK0102，工場排水試験法，昭和49年10月1日改正，昭和51年4月発行，106-137(1974)。
- 8) 福嶋悟：*Nitzschia palea*（付着性ケイ藻）を用いたAGP測定法の検討，横浜市公害研究所報，6，147-161(1981)。
- 9) 福嶋悟：*Nitzschia palea*（付着ケイ藻）を用いたAGP測定法の検討（第2報）・河川水による培養試験，横浜市公害研究所報，7，69-73(1982)。
- 10) 小瀬洋喜，船坂録三，佐藤孝彦：し尿処理に関する研究（第4報），し尿中におけるBOD成分としての揮発性脂肪酸の消長，衛生化学，19，239-246(1973)。
- 11) 福嶋悟：*Nitzschia palea* (Kütz.)W. Smithの培養試験による鶴見川の水質増殖潜在能力の調査，横浜市公害研究所報，9，119-128(1984)。
- 12) 福嶋悟：*Nitzschia palea* (Kütz.)W. Smithの培養試験による境川の水質増殖潜在能力の調査，横

浜市公害研究所報, 9. 129-135(1984).

13) 福嶋悟: *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith
の培養試験による帷子川と大岡川の藻類増殖潜在能力
の調査, 横浜市公害研究所報, 10, 119-127
(1985).

横浜市内河川水中の合成界面活性剤の濃度分布

飯塚 貞男*

要 旨

横浜市内を流れる鶴見川、帷子川、大岡川及び柏尾川の4河川における陰イオン及び非イオン界面活性剤の実態調査を昭和58年6月から59年12月の期間に行なった。その結果、陰イオン界面活性剤は、最高11.7mg/ℓ また非イオン界面活性剤は、1.6mg/ℓであった。また各河川とも界面活性剤の大部分は、未処理の家庭排水によるものと推定された。従って、下水処理が普及するにつれて河川中の界面活性剤の濃度は減少していくものと思われる。

1. はじめに

界面活性剤は、我々の生活に非常に役立っており、家庭用のほかに各種産業用にも使用されている。反面、使用后その大部分は、河川、海域などの環境中に排出されるため、そこに住む生物への影響や、発泡現象などさまざまな問題を生じさせている。

そこで市内河川の界面活性剤の濃度の現状把握のために、市内の主要4河川の実態調査とさらに河川へ流入する事業所排水中の界面活性剤の濃度も測定したので報告する。

2. 実験方法

2-1 試料の採水

市内の4河川について、図1～3に示す調査地点で昭和58年6月から59年12月にかけて採水した。

また事業所排水も同じ時期に採水した。

2-2 分析方法

非イオン界面活性剤¹⁾

分析方法の概要を次に示す。試料100mlを分液ロートにとり、塩化ナトリウム(40g)、炭酸水素ナトリウム(1g)を加えた後、酢酸エチル20mlを加え抽出する。抽出後酢酸エチルを留去し、残査をジクロルメタンで溶解し、アンピルビンに入れ、ジクロルメタンを留去する。さらに酢酸-臭化水素酸溶液を加えアンピル

ビンを封じる。アンピルビンを150℃で3時間加熱し、室温放置後、アンブル内容物を二硫化炭素で抽出し、抽出層をガスクロマトグラフで測定する。

陰イオン界面活性剤²⁾

分析方法の概要を次に示す。試料100mlを分液ロートにとり、エチレンジアミン-硫酸銅-硫酸アンモン溶液10mlを加え、さらに20mlのクロロホルムを加えて抽出する。クロロホルム層を分取し、0.1規定の硝酸10mlで再び抽出を行ない、硝酸層中のCuを原子吸光で測定する。

なお、分析結果の表示は、以後陰イオン界面活性剤はLAS(n-ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム)、非イオン界面活性剤はPOEn(ポリオキシエチレンドデシルエーテル、n=9)と略す。

3. 調査結果

3-1 鶴見川の界面活性剤の濃度

市内で最も大きな河川で、早渕川、矢上川、鳥山川などの支流を含めて総延長が67kmある。流域には、緑下水処理場や港北下水処理場があり、年々下水道普及率は向上しているものの、未処理地区がまだあり、家庭及び事業所排水が直接河川に流入している。図-1に調査地点(1～9)及び下水未処理区域(斜線の部分)を、表-1, 2に調査結果を示す。表-1からわかる

Distribution of surfactants in river water in Yokohama

* Sadao Iizuka 横浜市公害研究所水質部門

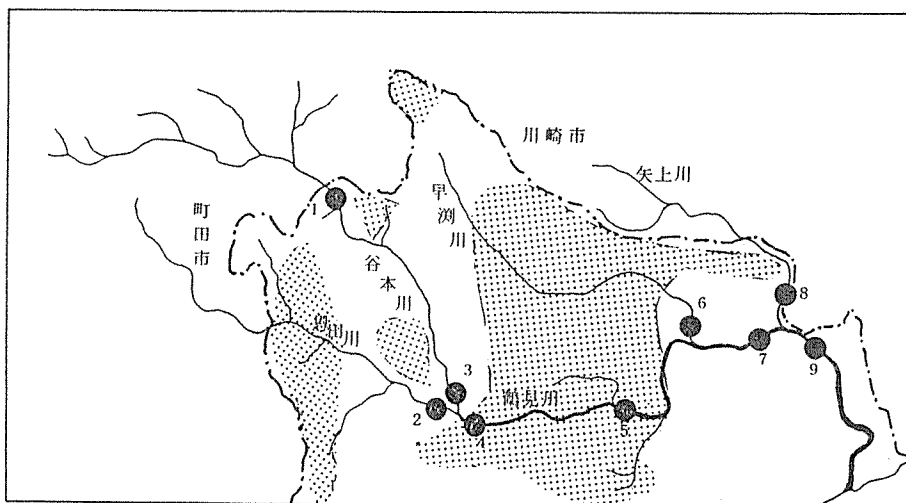


図-1 鶴見川調査地点（斜線部，下水道未処理区域 60年4月現在）

表-1 鶴見川の分析結果

調査地点	(単位 mg/l)	
	LAS	POEn
1. 水車橋	0.46	0.052
2. 都橋	1.38	0.053
3. 千代橋	0.86	0.031
4. 落合橋	0.25	0.030
5. 亀の子橋	0.94	0.028
6. 峰大橋	2.34	0.062
7. 大綱橋	0.70	0.053
8. 一本橋	3.15	0.34
9. 末吉橋	1.12	0.032

ように上流の地点(1)の水車橋では、LAS 0.46 ppm、POEn 0.052 ppmと、低い値を示しているが、人口や事業所が密集し、下水未処理区域でもある。地点(2)の都橋ではLAS 1.38 ppm、POEn 0.053 ppm、地点(3)の千代橋ではLAS 0.86 ppm、POEn 0.031 ppmと高くなってきている。しかし地点(4)の落合橋では、LASの濃度が緑下水処理場の放流水の影響から0.25 ppmと低くなっている。しかしその下流の地点(5)の亀の子橋では、未処理区域の影響からLASの濃度が0.94 ppmと再び高くなっている。最も高い値を示したのは地点(8)の一本橋で、LAS 3.15 ppm、POEn 0.34 ppmであった。ここは矢上川流域で、周辺は下水未処理区域でもあるため、家庭排水の影響と考えられる。

表-2 鶴見川流域の事業所排水分析結果

事業所名	(単位 mg/l)		
	LAS	POEn	
クリーニング	1	0.64	0.22
	2	0.25	0.048
	3	1.09	2.36
塗装	1	0.16	1.30
	2	1.54	0.94
	3	3.74	0.79
食品	1	0.29	0
	2	1.21	0
	3	0.17	0

3-2 帷子川の界面活性剤の濃度

帷子川は、総延長27.6 kmで、旭区の上川井の丘陵地に源を発し、支流の今井川と合流し、中流域では染色、捺染業を中心とする工場群そして横浜駅西口の繁華街を通り、東京湾に注いでいる。図-2に調査地点(1~7)及び下水未処理区域(斜線部)を、表-3、4に調査結果を示す。図-2からわかるように、下流域は下水処理区域であるが、中流から上流にかけて広い範囲が未処理区域である。表-3に示すように、住宅や事業所の多い、地点(3)のよらい橋でLAS 6.75 ppm、POEn 1.60 ppm、地点(4)の柳橋でLAS 3.30 ppm、POEn 1.21 ppm、地点(5)の水道橋でLAS 1.10 ppm、POEn 0.98 ppmと、各地点ともLAS、POEnが高い値を示している。

これは、家庭排水の他に、表-4に示すようにこの

表-3 帷子川の分析結果

(単位 mg/l)

調査地点	LAS	POEn
1. 源流部	0	0
2. 大貫橋	0.90	0.92
3. よろい橋	6.75	1.60
4. 柳橋	3.30	1.21
5. 水道橋	1.10	0.98
6. 金港橋	0.88	0.037
7. 築地橋	0.60	0.032

表-4 帷子川流域の事業所排水分析結果

(単位 mg/l)

事業所名	LAS	POEn	
精練	1	1.23	4.82
	2	2.33	9.50
	3	1.25	26.5
染色	1	0.34	0.02
	2	0.88	0
	3	1.28	0.03
塗装	1	0.12	0.26
	2	1.66	1.53
	3	0.07	0.79
食品	1	0.85	0

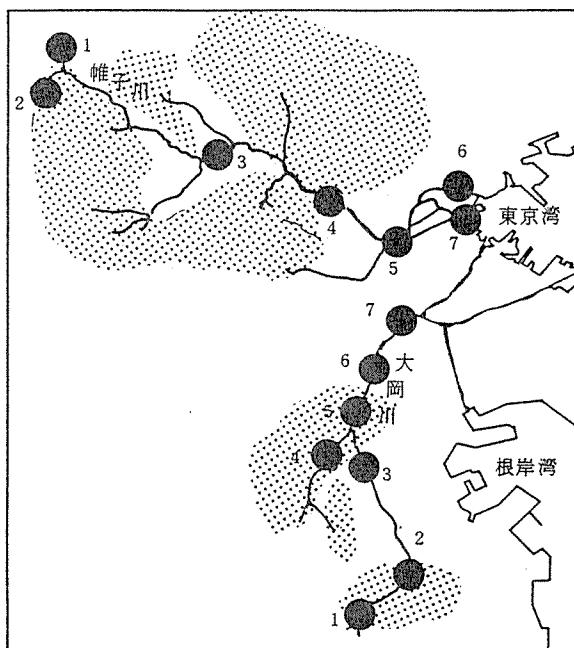


図-2 大岡川, 帷子川調査地点
(斜線部: 下水未処理区域)

表-5 大岡川の分析結果

(単位 mg/l)

調査地点	LAS	POEn
1. 氷取沢	0	0
2. 日下橋	2.53	0.12
3. 岡本橋	2.64	0.18
4. 吉原橋	4.37	0.40
5. 青木橋	3.51	0.19
6. 最戸橋	3.90	0.065
7. 井土ヶ谷橋	0.88	0.037

表-6 大岡川流域の事業所排水分析結果

(単位 mg/l)

事業所名	LAS	POEn	
染色	1	0.30	0.01
	2	0.92	0.01
	3	1.23	0.03

流域には、精練事業所があり、その排水の影響と思われる。しかし、最近の不況等で、その事業所の数は減ってきており、POEnの濃度は、5年前にはよろい橋で3~5ppmという濃度を示していた。

一方下流の地点(6)の金港橋、地点(7)の築地橋は、下水処理区域にもなっており、LAS、POEnとも上流の地点より低い値を示している。

3-3 大岡川の界面活性剤の濃度

大岡川は、総延長は20.3kmで日野川と合流し、下流で中村川、堀割川などに分流して東京湾に注いでいる。図-2に調査地点(1~7)及び下水未処理区域を、表-5、6に調査結果を示す。図-2からもわかるように、下流域は、下水道が普及しているが、上流域には

未処理区域がある。表-5に示すように、地点(4)の吉原橋では、LAS 4.37 ppm、POEn 0.4 ppmと最も高く、地点(3)の岡本橋、地点(5)の青木橋も高い値を示

している。いずれも下水未処理区域であり住宅も多い。一方源流域である地点(1)の水取沢は、人口も少なく、界面活性剤は検出されていない。また下水処理区域である地点(7)の井土ヶ谷橋ではLASが0.88 ppmであり、上流地点と比べて低い値を示している。

3-4 柏尾川の界面活性剤の濃度

柏尾川は、境川の支流で戸塚区の丘陵地から、市街地を通り、藤沢市で境川と合流し、相模湾に注いでいる。流域には2つの下水処理場があり、それらからの排水が、河川に流入してくる。図-3に調査地点(1~6)、及び下水未処理区域(斜線部分)、表-7、8に調査結果を示した。図-3からわかるように、中流域は、下水道が普及されているが、上流域が未処理区域である。表-7に示すように、上流の地点(1)角善橋の濃度が高く、LASが11.7 ppm、POEnが0.63 ppmである。この付近には事業所が少なく流入水のほとんどが家庭排水である。しかし中流で下水処理区域でもある地点(4)高島橋、地点(5)猫川橋などではLASがいずれも1 ppm以下と低い値を示している。

表-7 柏尾川の分析結果

調査地点	(単位 mg/l)	
	LAS	POEn
1. 角善橋	11.7	0.63
2. 般若寺橋	3.68	0.032
3. 大橋	1.19	0.050
4. 高島橋	0.85	0.033
5. 猫川橋	0.64	0.15
6. 鷹匠橋	0.81	0.07

表-8 柏尾川流域の事業所排水分析結果

事業所名	(単位 mg/l)	
	LAS	POEn
塗 装	1	1.12
	2	4.71
	3	1.6
	4	0.14
クリーニング	1	0.66
	2	1.44
電気・金属	1	1.23
	2	0.58
	3	1.65
	4	0.20

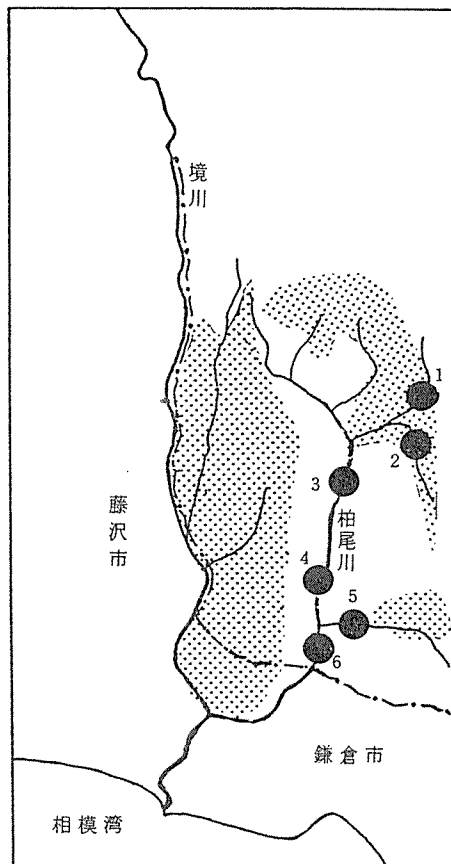


図-3 柏尾川調査地点
(斜線部：下水未処理区域)

4. 考 察

今回調査した市内4河川水中の界面活性剤の濃度は陰イオン界面活性剤(LAS)が0~11.7 mg/l、非イオン界面活性剤(POEn)が0~1.6 mg/lである。また各地点の調査結果から、下水処理区域と未処理区域との濃度差が柏尾川、鶴見川、大岡川などであらわれている。一方各河川に流入する事業所排水についても調査したが、帷子川では表-4に示すように他の河川流域にない精練事業所がかなりあり、そこからの排水中にPOEnがかなり含まれている。そのため河川中のPOEnの濃度も他の河川と比べて高いという特徴がある。

界面活性剤に関する今後の環境汚染上の問題として、放流された界面活性剤が分解されず河川の鉱物や汚泥に吸着するという報告³⁾や、事業所などで排水を凝集処理した場合、そこから発生する汚泥にもかなりの界面活性剤が分解されずに吸着され、それが溶出する可能性があるという報告もある⁴⁾。このため、今後の調査研

究の課題として、河口、海底中の汚泥に含まれる界面活性剤の消長や、事業所排水処理に併なって発生する汚泥からの環境中への再溶出などについて検討を加える必要があると考える。

5. ま と め

市内4河川の界面活性剤の濃度の現状把握のため、実態調査を行ない次のことがわかった。

- 1) 各河川ともに、未処理の家庭排水の影響があり、特に鶴見川、柏尾川の一部で高い値を示した。
- 2) 帷子川では、精練等の事業所排水の影響でPOEnが、他の河川と比較して高い値を示した。
- 3) 今後下水道の普及により、家庭排水の流入が減少するため、河川水中の界面活性剤の濃度は、低くなると推定される。

謝 辞

この調査は、公害対策局水質課等の御協力により実施したものであり、関係者の方々には深く感謝いたします。

文 献

- 1) 飯塚貞男：横浜市公害研究所報，5，79-84（1980）。
- 2) 飯塚貞男：横浜市公害研究所報，7，89-92（1982）。
- 3) 浦野紘平：水質汚濁研究，5，(3)，151-159（1982）。
- 4) 第10回環境保全公害防止研究発表会講演集 4-55（1983）。

排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究(第2報)*

— 下水汚泥の固化に関する研究 —

杉本 実**, 下村光一郎***, 野木一男***

要 旨

本報告は「排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究」の一環として、汚泥(下水脱水ケーキ)の固化に関する研究を進めたものであり、主として、各種固化材の比較試験を中心に、固化材の添加量、配合、汚泥含水量と強度との関係、固化した汚泥の強度特性などについて検討したものである。その結果、①汚泥固化には主成分としてCaOを41.6~61.7%、SO₃を17.1~18.1%含有する固化材が大きな強度を発現した。②汚泥固化に適する固化材は喜田らが報告しているヘドロ用の最適固化材と比較して化学成分において若干違っていた。すなわち、汚泥用の最適固化材はヘドロ用の最適固化材と比べてSO₃を5.8~6.8%、Al₂O₃を5.4~6.4%多く含有し、SiO₂を3.7~5.3%、CaOを7.6~8.7%少く含有していた。③最適固化材によって固化した汚泥を走査型電子顕微鏡で観察したところ、エトリンジャイトの生成が多量に認められ、強度発現要因の一つであることが認められた。④固化強度の発現は、固化材添加による含水比変化と固化材の固化反応によってもたらされる。以上、汚泥を固化するに当たっての有益な知見が得られた。

1. はじめに

我が国の河川、湖沼、港湾などには産業排水や生活排水で汚染されたヘドロが多量に堆積している。また、全国の下水道普及率は年々増加し、それに伴って下水処理場から多量の汚泥(下水脱水ケーキ)が発生しており、これらの処理処分方法については、水域環境の浄化、処分地の確保、処分後の浸透水による有機汚濁及び有害物質対策など大きな課題となっている。従って汚泥の処理処分の技術開発についてはかなり研究の余地が残されており、特に下水汚泥の処理処分については、近年これを有効に利用する方向で各種検討が加えられている。ところで、下水汚泥は脱水ケーキのまま投棄すると含水量が高いため、ブルドーザーなどによる投棄作業が困難である。このため、東京都¹⁾などでは脱水ケーキに焼却灰と固化材のみを添化して混練固

化を行い埋立てているが、所定の強度を得るためには多量の固化材の使用が必要とされている。従って下水汚泥の固化処理は固化材費が大きな要素を占め、経済性が問題にされることが多く、現状ではそれほど多く採用されていない。^{2,3)}

一方、河川のヘドロや軟弱地盤改良を含めた土木工事では固化処理が有効な場合が多い。このように固化処理は経済性の面から採用されないことが多いが、固化処理の特色をクローズアップできるような場合、この方法は非常に有効な処理方法になりうる。

筆者らは資源化を目的とした各種産業廃棄物の固化に関する研究を進めてきたが⁴⁾、本報告では、まず下水脱水ケーキ(以下汚泥という)の固化について、各種固化材による比較検討を行い固化材の添加量、配合、汚泥含水量など強度の関係及び固化汚泥の強度特性に

An experimental research on utilization of wastes and sludges from wastewater treatment.

— Studies on solidification of sewage sludge —

* 横浜市公害研究所報第6号, 1981, 排水処理汚泥の資源化に関する研究を第1報とする。

** Minoru Sugimoto 横浜市公害研究所地盤沈下部門

*** Kouichiro Shimomura, Kazuo Nogi, 同水質部門

ついて試験した。その結果、汚泥用固化材の選定と使用量及び固化汚泥の強度特性などについて有益な知見を得たので報告する。

2. 試験方法

2-1 使用材料

供試汚泥は横浜市下水道局中部下水処理場の汚泥である。供試汚泥の性状は湿潤密度 $0.4 \sim 0.6 \text{ g/cm}$ 、含水比 $300 \sim 320\%$ （含水率 $75 \sim 76\%$ ）、有機物含有量 $40 \sim 60\%$ である。汚泥の特徴としては工場排水が約 1.7% 、生活排水が約 98.3% であり、未分解物質として髪の毛が若干多く含まれている。使用固化材の種類は図-1に示す8種類である。

2-2 固化材の添加量

固化材添加量は汚泥重量（含水状態）に対する重量割合で表わした。その添加量は $5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50\%$ の計9種類である。その際の汚泥の含水比は 313% に調整しておいた。なお、水・セメント比 (w/c) と強度との関係を調べるものについては、上記汚泥に水を加えて用いた。

2-3 供試体の作製方法

供試体は直径 5 cm 、高さ 10 cm の円柱型枠を使用し、一軸圧縮強度試験用に3本、混練り後の含水量試験用

に1本の計4本の試料を作製し、試験に供した。供試汚泥の混練り方法は「安定処理土の試験方法に関するシンポジウム⁵⁾」で締め固めを伴わない安定処理土の試験方法(案)に準じて行い、他の試験は土質工学会編「土質試験法⁶⁾」によった。供試汚泥の混練りは、ホバート型ソイルミキサー（写真-1）でまず先に供試汚泥をかくはんし、均一にする。その後混入すべき固化材を3回に分けて加え、手練りで3分間入念に練り混ぜた後、ミキサーで3分間混練りする。そこでミキサーの羽根などに付着した汚泥を取り出して手練でよく練り混ぜ、再び3分間入念に混練りした。練り上がった供試汚泥は型枠に3等分づつ充てんした。締め固め方法は型枠を約 70 cm の高さから角材の上に10回づつ落下して締め固めた。この方法を採用した理由は供試汚泥の粘性が極めて高く、振動締め固め方法や突き棒などではよく締め固められなかったためである。締め固め後の供試体は湿度 100% 、温度 $20 \pm 3^\circ \text{C}$ に調整した養生箱に24時間養生し、その後余盛分をワイヤーソーまたは三角エッチで水平に切り取り、脱型して再び養生箱で所定材令まで養生した。写真-2はひずみ制御式一軸圧縮試験機と試験状況を示したものであり、写真-3は応力・ひずみの関係を記録する装置である。

(注1) グループ	(注2) 分類	記号	(%)	20	40	60	80	100	
①	I	KA	CaO	SiO ₂					Fe ₂ O ₃ +lg. loss Al ₂ O ₃ ↓ SO ₃
②	III	KB							
③	III	KC							
④	III	KG							
④	IV	KE							
③	V	KD							
⑤	VI	KF							
⑤	VI	KH							

(注1) 強度発現上のグループ

(注2) 化学成分上の分類、図-1の分類と同じ

図-1 各種固化材の化学成分



写真-1 ホバート型ソイル
ミキサー

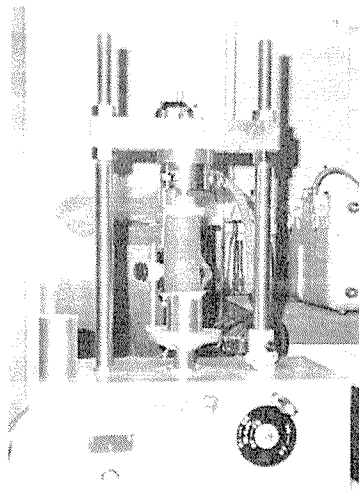


写真-2 一軸圧縮試験装置

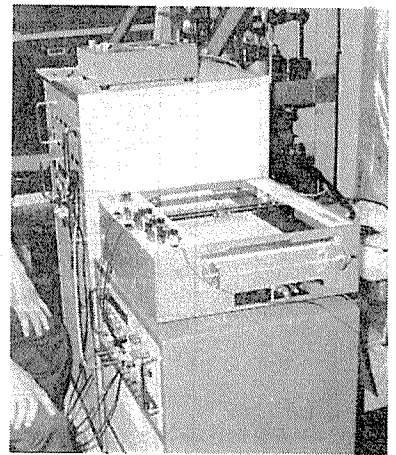


写真-3 応力〜ひずみ
測定自記装置

3. 試験結果と考察

一軸圧縮強度試験は全て材令7日強度であり、載荷速度は1mm/分で行った。各々の試験結果と考察は次のとおりである。

3-1 各種固化材による汚泥固化の最適試験

3-1-1 普通ポルトランドセメントによる土質改良例

汚泥は普通ポルトランドセメントではほとんど固化しない(写真-4)。この原因はいくつかあるが、岡田⁷⁾らは土質改良効果に悪影響を及ぼす要因として土中のフミン酸を取り出し、普通ポルトランドセメントで試験した結果、フミン酸含有量の多い供試体が強度低下が著しいことを報告している。また、大場⁸⁾はセメント系硬化材を使って改良土の実験を行った結果、有機物中に含まれるフミン酸によって著しく強度が低下したことを述べている。^{9~11)}以上のことから考察して、普通ポルトランドセメントによる固化汚泥はフミン酸などによる影響で硬化しがたいものと考えられる。従って、汚泥やヘドロなどの固化材として、高アルミナ、高硫酸塩質のセメント系特殊固化材が開発され、普通ポルトランドセメントより高い価格で販売されている。

汚泥固化においては最適な固化材を用いることが最も重要な課題であるが、現状では汚泥用の固化材としてどのような化学組成のものが最適か解明されていない。

3-1-2 固化材の化学成分

ヘドロ用の固化材の研究として大林組技術研究所の

喜田^{12~16)}らの研究がある。それによると14種類の固化材について検討し、化学組成ではCaOとSO₃が特徴的なこと及び固化ヘドロ中に多量のエトリンジャイト(以下Etで表示する)を生成し、これが強度増大に重要な役割を持つことなど注目に値する事実を明らかにしている。そこで、筆者らはこれらの結果を基に各種の汚泥用固化材の化学組成の差異について検討した。図-1はその化学組成である。また、図-2は喜田らによるヘドロ用の各種固化材の化学成分図である。図-1で記号KAは普通ポルトランドセメントであり、CaO 64.9%, SiO₂ 22.3%, Al₂O₃ 5.0%, SO₃ 2.1%, Fe₂O₃+MgO+lg・loss 5.7%である。記号KB~KHは市販のセメント系特殊固化材でCaO 49.4~61.2%, SiO₂ 11.7~22.2%, Al₂O₃ 2.5~10.4%, SO₃ 7.5~18.8%などの含有量である。図-2は化

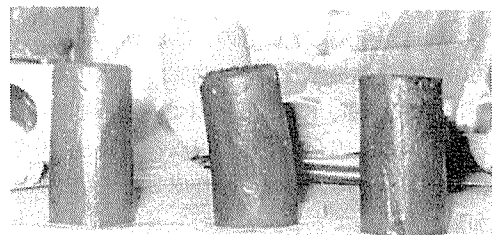


写真-4 普通ポルトランドセメント(KA)で固化した汚泥の供試体状況(材令7日)

分類	化学成分上の特色	固 化 剤	%				
			20	40	60	80	100
I	CaO: 64~65% SiO ₂ : 21~22% Al ₂ O ₃ : 5~7% SO ₃ : 2~4% 普通ポルトランドセメントに類似したグループ (Aは普通ポルトランドセメント)	A	CaO				
		B	Fe ₂ O ₃ +MgO+ig. loss				
		C	SiO ₂				
		D	Al ₂ O ₃				
II	CaO: 47%②, Al ₂ O ₃ : 10%② SiO ₂ : 29%②, SO ₃ : 7%	E					
III	CaO: 60~61% SiO ₂ : 18% Al ₂ O ₃ : 7~9%③ SO ₃ : 7~9%	F					
		G					
IV	CaO: 54~56%④ SiO ₂ : 19~20% Al ₂ O ₃ : 5~6% SO ₃ : 9~10%④	H					
		I					
V	CaO: 57~59% SiO ₂ : 17~18% Al ₂ O ₃ : 4~5% SO ₃ : 11~13%⑤	J					
		K					
		L					
		M					
VI	CaO: 56%④, Al ₂ O ₃ : 5% SiO ₂ : 16%④, SO ₃ : 19%⑤	N					

(注) ○は顕著なことを示す。

大林組技術研究所 第20, 1980
汚泥の処理処分に関する研究(第11報告)

図-2 各種固化剤の化学成分

学成分の特色を各々整理し、I~VIIに分類している。これと図-1に示したKA~KHの化学成分を対応させると、IはKA、IIIはKB、KC、KG、IVはKE、VはKDに各々該当した。しかし、KF、FHはいずれの分類にも該当しないまったく別のタイプの固化材であった。そしてKFとKHの化学成分はCaO 49.4~50.3%、SiO₂ 11.7~14.3%、Al₂O₃ 10.4%、SO₃ 17.8~18.8%であり、両者各々の含有量は類似していたので、これをVIIのタイプとして分類した。

3-1-3 化学成分と固化強度

3-1-1で検討した各種固化材(KA~KH)を使って汚泥を固化し、強度試験を行った。図-3はその試験結果である。図-3から各々の強度を比較すると①~⑤のグループに分類される。すなわち、①のグループは強度が全く得られないもの、②はわずかに固化し、強度が極端に低いもの、③は良く固化し、中程度の強度を有するもの、④は強度がかなり大きいもの、そして⑤はKF、KHの固化材であり、強度が最大である。図-4は固化材の化学組成の影響と固化強度の関係を調べるため、喜田らの作成した図に本試験結果を加筆したものである。すなわち喜田らは固化材中のCaO量(%)とSO₃量(%)との関係図から両者には最適値が存在することを明らかにしている。そして、CaO 58~60%、SO₃ 9~13%の場合に高い強度発現であったことを報告している。今、これらの報告と筆者らの

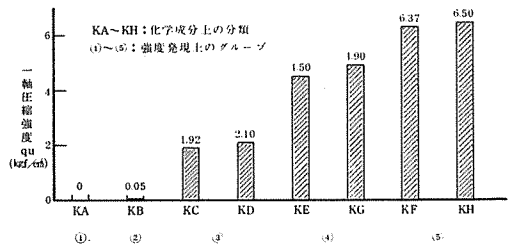


図-3 各種固化材の固化汚泥強度比較図

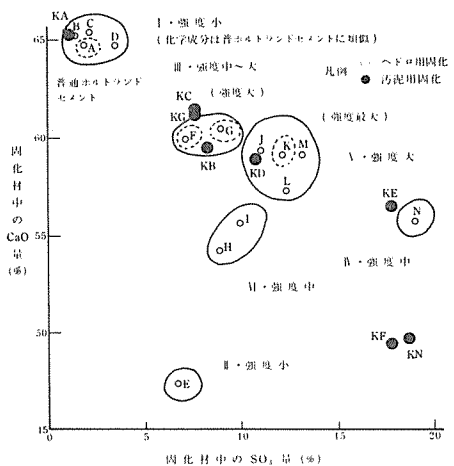


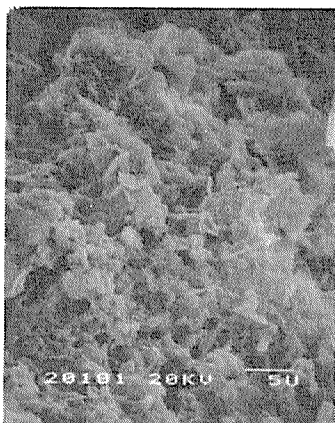
図-4 固化強度に及ぼす固化材の化学組成の影響
(大林組技術研究所 第20, 1980, 汚泥の処理処分に関する研究資料に一部加筆)

結果とを比較してみると固化強度に及ぼす固化材の化学組成の影響において、明らかな違いがみられる。すなわち、汚泥用に適する固化材はヘドロ用に適する固化材に比べて、CaOが約10%少なく、SO₃が5.8～8.8%多い。そして図には示さないが、SiO₂が6.6～7.6%低い。この理由として、汚泥中にCaOやSiO₂が多く含有されるため、その分、固化材中のCaO及びSiO₂が少なく、SO₃を多く含有する固化材が良い結果になったものと思われる。

3-1-4 走査型電子顕微鏡による固化汚泥の観察

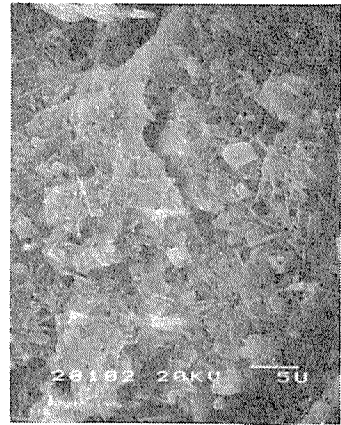
固化ヘドロの強度発現因子はEt生成物であることを先に述べたが、固化汚泥についてもEtと強度との相関があることを村上¹⁷⁾らは報告している。これまでの知見によればEtは $3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 3CaSO_4 \cdot 32H_2O$ の示性式で表わされ、生成物は針状鉱物であることが分っている。これが水和作用でSO₃を必要とするため、3-1-2で述べたKF・KHのSO₃成分は他の固化材より数倍含有量が多くなっている。また、Etは初期強度発現に大きく寄与することも報告されている¹⁵⁾。

筆者らは比較的高い強度発現を示したⅦタイプのKF、KHによる固化汚泥について、強度発現の機構を調べるため、走査型電子顕微鏡による観察を行った。写真-5～7はその観察結果である。すなわち、写真-5は記号KAで普通ポルトランドセメント使用である。これからはEtの確認はできない。写真-6はKF使用の固化汚泥であり、写真-7はKH使用の固化汚泥を観察した結果である。いずれも多量のEt生成物が認められ、Etが固化強度の増大に大きく寄与していることがわかる。



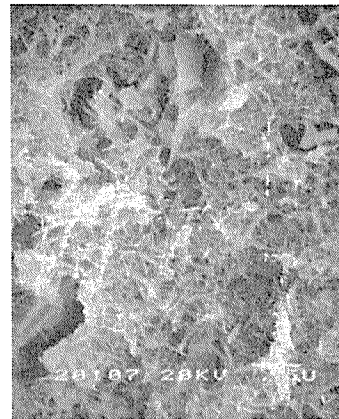
(KA固化材)

写真-5 固化汚泥中の電顕写真
(針状構造のエトリンジャイトがみられない)



(KF固化材)

写真-6 固化汚泥中の電顕写真
(針状構造のエトリンジャイトがみられる)



(KH固化材)

写真-7 固化汚泥中の電顕写真
(針状構造のエトリンジャイトがみられる)

3-2 固化材の添加量が強度に与える影響

3-2-1 固化材添加量と強度との関係

3-1の試験で汚泥固化に適する固化材はKF、KHであることがわかった。そこでこれらの固化材の添加量と強度との関係を調べるため、汚泥(含水状態)重量に対して5、10、15、20、25、30、40、50%の計9種類の添加量による供試体を作製し試験した。図-5はその結果である。固化材の添加量と強度との関係を調べた報告^{13,14,17)}は多くあり、固化材の添加量は直接強度増加につながる事が明らかにされている。図-5でもこの傾向は明確に表われており、添加量が増加すればそれに伴って強度が発現している状況がわかる。図-5のKAは普通ポルトランドセメントの場合であるが、セメント量を増加しても強度はわずかしかな増大しない。事

実、実験中の観察においても型枠充てん後の供試体は硬化せず(写真-4)強度試験においても自立するのがやつの状況であった。これらの固化しなかった理由は汚泥中のフミン酸による影響及び3-1で考察したEtの不生成(写真-5)に起因するものとする。これに対し、図-5のKF, KHは強度が大きく、しかも添加量と共に強度がほぼ比例して増大した。この主な理由として、前述のEt生成が良好であったことが上げられる。

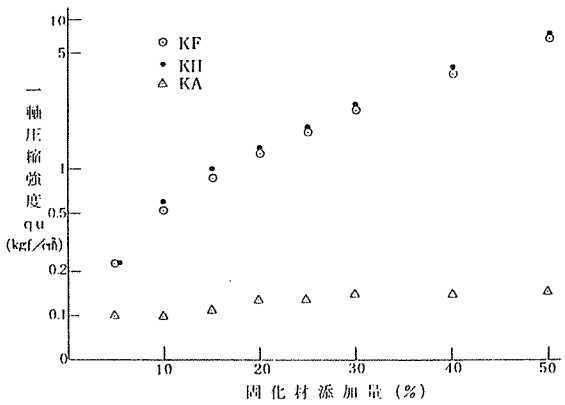


図-5 一軸圧縮強度と固固化材添加量の関係図

3-2-2 固固化材添加量と含水比との関係

一般に、汚泥に固固化材を混入すれば固固化材が汚泥中の水分を吸水して含水比を低下させる。添加量を増せばそれだけ含水比は低下し、ワーカビリティも悪くなるものとする。そこで添加量と含水比及び添加量と湿潤密度(ρ_t)の関係をそれぞれ検討した。図-6, 図-7はその結果である。図-6の結果では当然のこ

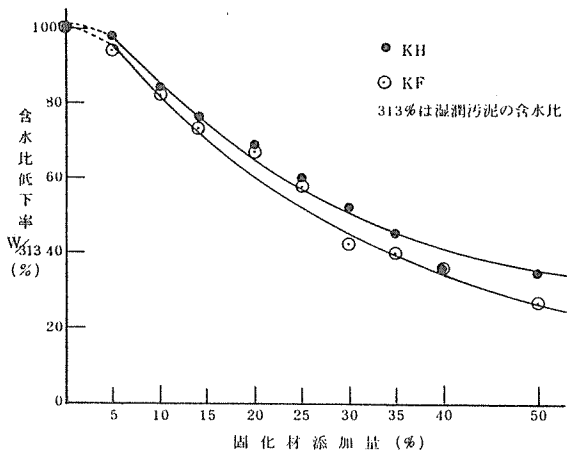


図-6 含水比低下率と固固化材添加量の関係図

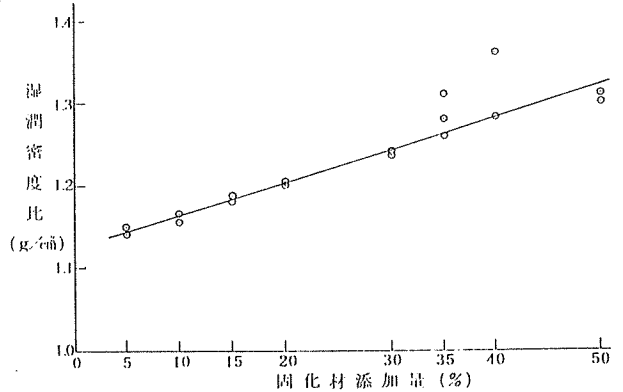


図-7 湿潤密度と固固化材添加量の関係図

とであるが、添加量の増加に伴って含水比は低下する。これは湿潤汚泥の平均含水比(31.3%)を100として、その割合を試算すると添加量25%で約5割の含水比が低下する。また、図-7から ρ_t は添加量の増加に伴って増加し、添加量10%で約0.40 g/cm³の ρ_t が増大した。この原因は固固化材の比重が汚泥の比重よりも約1.00~1.20大きいことによるものとする。

3-2-3 固固化材・汚泥比(C/S)と強度の関係

汚泥を所定強度まで固固化するためには、固固化材量を決定しなければならない。これは汚泥の処理処分を計画、設計する上で欠くことのできない重要な問題である。コンクリートは水・セメント比¹⁸⁾の大小によって強度が支配されている。そこで汚泥が多量の水を含有することに着目し、水・セメント比説を参考にして固固化材・汚泥比(C/S)について検討してみた。図-8はその関係を片対数グラフで図示したものである。図から明らかなように固固化材・汚泥比(C/S)と強度との関係はわずかな曲線を示す。

なお、図からはみられないが、低強度2 kgf/cm²程度まではC/Sの増加に伴って強度は急激に増加し、2~8 kgf/cm²程度で正比例するが、10 kgf/cm²以上になると強度の増加は鈍る傾向がみられる。また、固固化材・含水量の比(C/W)と強度との関係を図-9に示す。両者は直線関係を示し、固固化材の増加と比例して強度は増大することがわかる。したがって、これらの関係図から固固化汚泥の強度を推定することは可能とする。なお、今回は材令7日強度のみで検討しており、今後、長期強度についても詳しく検討する必要がある。

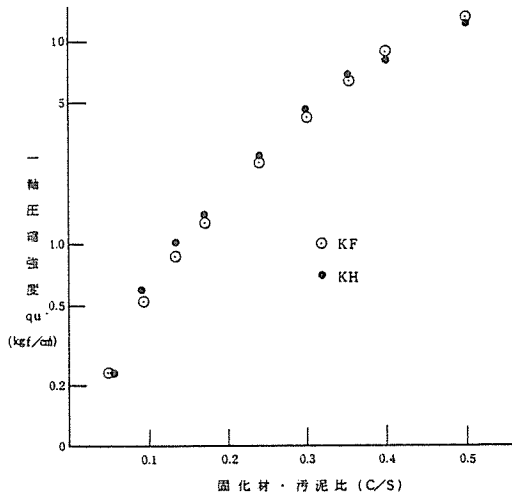


図-8 一軸圧縮強度と固化材・汚泥比の関係図

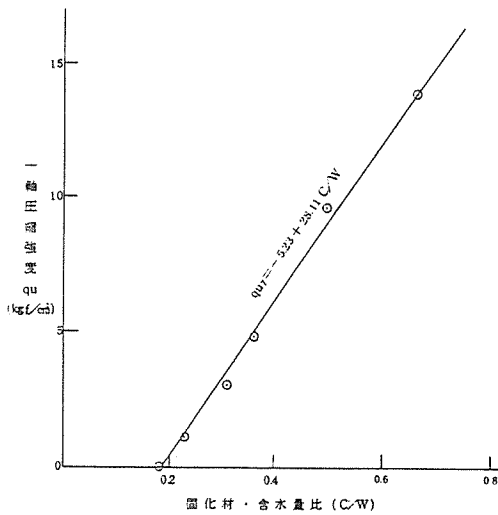


図-9 一軸圧縮強度と固化材・含水量比の関係図

3-3 固化汚泥の強度特性

固化汚泥の物理的・力学的性質は処分地の有効利用を図る上において、必要不可欠の資料となる。ここでは固化汚泥の弾性特性について検討した。

3-3-1 固化汚泥の弾性係数

図-10(1), (2), (3)~図-12(1), (2), (3)は一軸圧縮強度試験の応力・ひずみ曲線図である。これらの図は、強度を低強度(0.2 kgf/cm²以下)、中強度(1~3 kgf/cm²)、高強度(5 kgf/cm²以上)の3段階に分けて図示したものである。図より明らかなように、低強度のものはひずみ量が大きく、高強度のものはひずみ量が小さい。また、図には示さなかったが、高強度のものは応力除荷によって弾性的性質を示し、低強度のものは塑

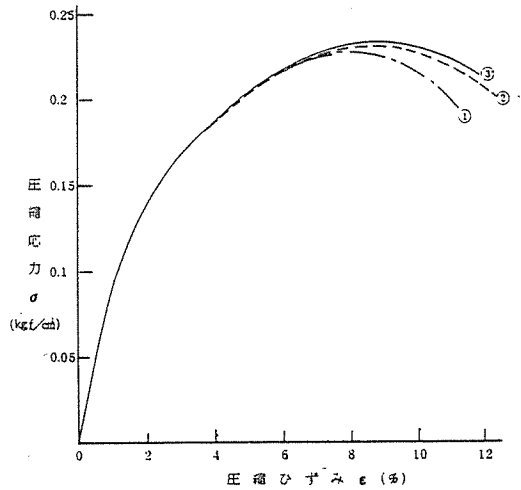


図-10(1) 応力~ひずみ曲線図

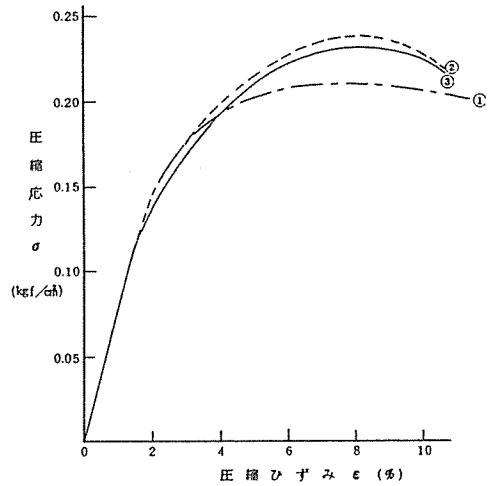


図-10(2) 応力~ひずみ曲線図

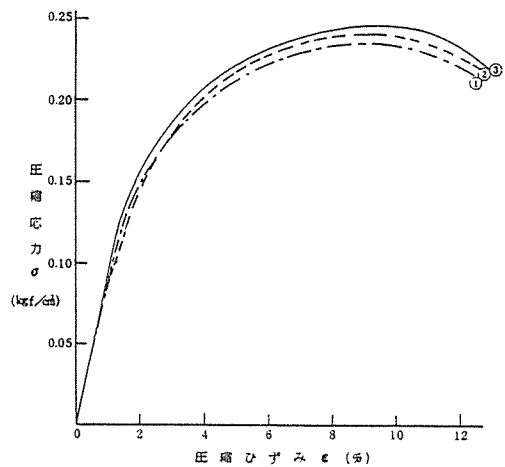


図-10(3) 応力~ひずみ曲線図

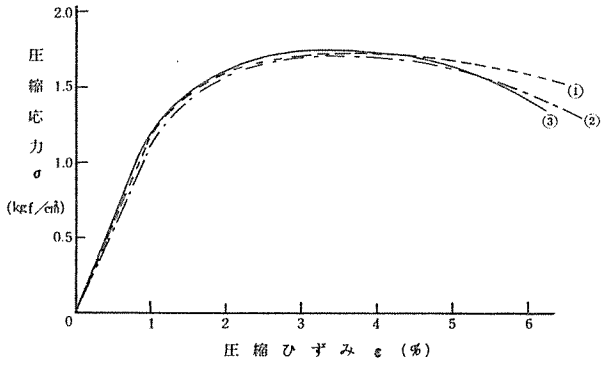


図-11(1) 応力～ひずみ曲線図

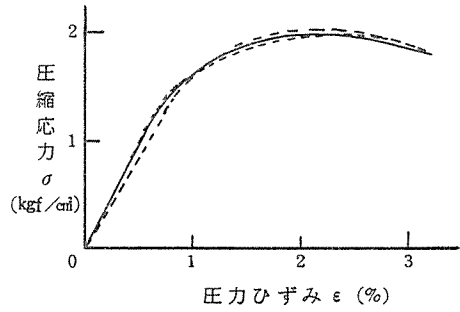


図-1.2(1) 応力～ひずみ曲線図

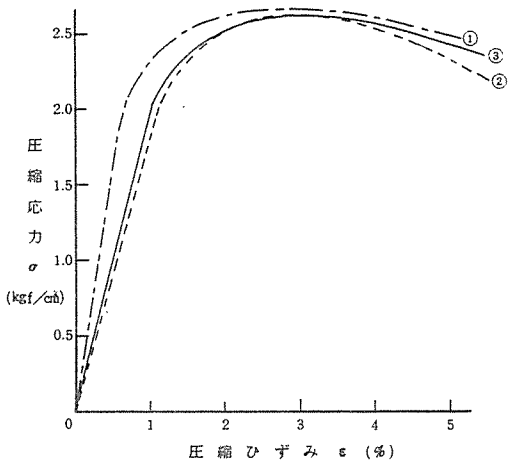


図-11(2) 応力～ひずみ曲線図

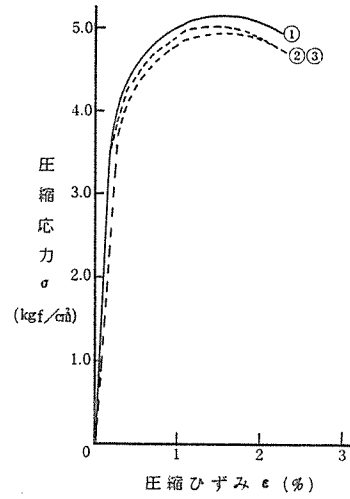


図-12(2) 応力～ひずみ曲線図

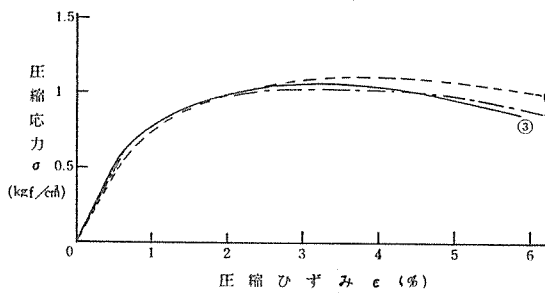


図-11(3) 応力～ひずみ曲線図

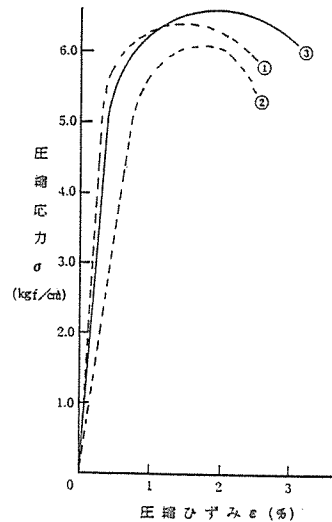


図-12(3) 応力～ひずみ曲線図

性的性質を示した。コンクリートの応力ひずみ曲線から求める弾性係数(ヤング係数)は割線ヤング係数で材令28日が140,000~500,000 kgf/cm²である。また、土質工学における弾性係数は変形係数(E_{50})で表わし、一般的な土では30~60 kgf/cm²の範囲である。しかし、固化汚泥は先に述べたとおり、低強度ではひずみ量が極めて大きいため、 E_{50} は塑性領域であり、高強度のものは弾性領域内である。そこで、固化汚泥の弾性係数を E_{50} と E_i (座標原点における初期の接線勾配)の相異について検討した。図-13(1)、(2)は E_{50} と q_u との関係図であり、このうち、図-13(1)は低・中強度(0.2~3.0 kgf/cm²)、図-13(2)は高強度(3.0~10.0 kgf/cm²)のものである。

図-13(1)のデータは少しばらつきがみられるが、 $E_{50}=69 q_u$ の関係式が得られ、図-13(2)は $E_{50}=316 q_u$ の関係式が得られた。また、図-14(1)は低・中強度における E_i と q_u の関係図であるが、これより $E_i=74 q_u$ の関係式が得られ、図-14(2)の高強度においては $E_i=260 q_u$ の関係式が得られた。このように、固化汚泥の弾性係数は q_u 3 kgf/cm²以内では約70 q_u 、 q_u 5 kgf/cm²以上では約300 q_u であり、 q_u 3~5 kgf/cm²を境にかなり異なることが明らかになった。また E_{50}

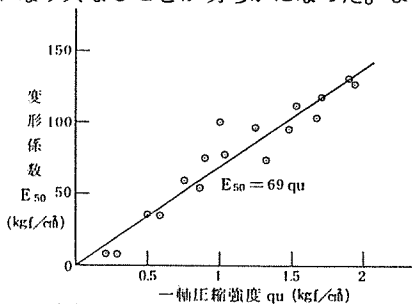


図-13(1) 変形係数と一軸圧縮強度の関係図(低強度)

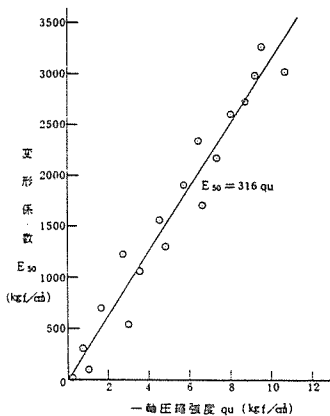


図-13(2) 変形係数と一軸圧縮強度の関係図(高強度)

と E_i を比較すると、低・中強度においてはほぼ同じ値が得られ、高強度においては、 E_{50} の方が若干高い値であった。これらの関係については、今後さらに追加実験して明らかにしたい。

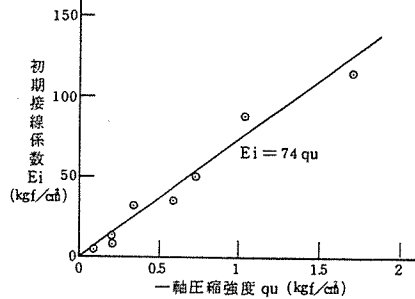


図-14(1) 初期接線係数と一軸圧縮強度の関係図(低強度)

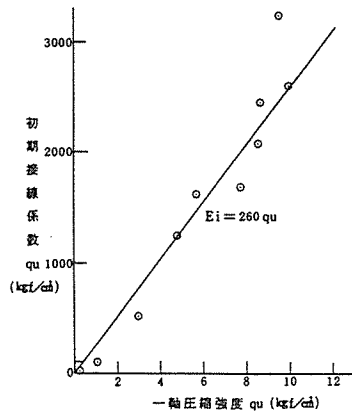


図-14(2) 初期接線係数と一軸圧縮強度の関係図(高強度)

4. まとめ

下水汚泥を固化するための各種固化材について比較試験を行い、固化汚泥の強度特性を調べた結果、いくつかの有益な知見が得られた。その結果は次のとおりである。

(1) 汚泥用固化には主成分として、CaOを41.6~61.7%、SO₃を17.1~18.1%、Al₂O₃を10.4%それぞれ含有するセメント系特殊固化材が最も大きな強度発現を示した。これらは喜田らの報告によるヘドロ用の固化材と比較してSO₃を5.8~6.8%、Al₂O₃を5.4~6.4%多く含有し、SiO₂を3.7~5.3%、CaOを7.6~8.7%少く含有するものであった。すなわち、汚泥用の最適固化材は化学組成において、ヘドロ用の最適固化材と若干異なっていた。

(2) 最適固化材によって良好に固化した汚泥を走査型電子顕微鏡で観察したところ、エトリンジャイトの生成が多量に認められ、強度発現要因の一つであるこ

とが認められた。

- (3) 固化強度の発現は、固化材添加による含水比変化と固化材の固化反応によってもたらされる。
- (4) 固化材・汚泥比(C/S)と強度との関係は片対数グラフで、わずかな曲線を示すが、固化材・含水量比(C/W)と強度との関係はほぼ直線的な比例関係がある。
- (5) 固化汚泥の強度特性として、弾性係数 E_i と変形係数 E_{50} を検討したところ、 $qu < 3 \text{ kgf/cm}^2$ 以下では $69 \sim 70 qu$ 、 $qu \geq 5 \text{ kgf/cm}^2$ 以上では $E_i = 260 qu$ 、 $E_{50} = 316 qu$ であり、 $qu \sim 3 \sim 5 \text{ kgf/cm}^2$ を境界として弾性特性が異なった。

5. 今後の課題

排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究のうち、主として下水汚泥の固化に関する研究を進め、固化材の選定及び添加量、固化汚泥の強度特性について考察した。しかし、これらの研究も材令7日強度という限られた試験で考察したものであり、今後は温度の影響と合せて短期材令から長期材令の強度特性を考察して行く必要がある。

また、汚泥は高含水比を有するため、少量の固化材では硬化作用が発揮されない。従って、東京都の例で見られるように下水焼却灰と汚泥を混合し、含水比を調整して固化する研究も今後の課題と考える。また、筆者らが現在行っている研究によれば、下水焼却灰は独自の硬化作用があるが、焼却工場によって強度に著しい違いがみられる。このことは今後、下水汚泥焼却灰を資源化(筆者らは固化材の一つと考えている)するための条件として、焼却方法や加湿調整等についても検討する必要があると考えている。

謝 辞

本研究を進めるに当っては(株)大林組技術研究所喜田次長、同化学研究室久保研究員の御指導を得た。また、汚泥は、横浜市下水道局中部下水処理場から脱水ケーキを提供していただき、固化材については各セメント会社の製品を使用させていただいた。特に日本セメント(株)からは、セメント化学についての貴重なアドバイスをいただくとともに良質な固化材を提供いただいた。また、当公害研究所大気部門の平野氏からは、走査型電子顕微鏡によるエトリンジャイトの生成物を観察して頂いた。これらの方々に対し、深く感謝いたします。

参考文献

- 1) 江端正義, 加藤嬌: 下水汚泥の固化処理 — 資源化計画の経過的措置として実施した東京都の例 —, セメント・コンクリート, №391, 112~119 (1979)
- 2) 環境技術研究会: 汚泥研究年報, 理工新社, (1980~1983)
- 3) 下水汚泥資源利用協議会: 下水汚泥の建設資材化, 1~144, (1983)
- 4) 野木, 杉本, 遠田, 下村: 排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究, 横浜市公害研究所報第6号, 163~168, (1981)
- 5) 土質工学会安定処理土基準化委員会: 安定処理土に関するシンポジウム, 15~26, (1980)
- 6) 土質工学会: 土質試験法, 2-1-1~6-3-10 (1984)
- 7) 岡田芳樹, 久楽勝行, 三木博史: 土中のフミン酸が土質改良効果に及ぼす影響, 第38回土木学会講演集第3部, 467~468, (1983)
- 8) 大場正男: 土中の有機物がセメンティング効果に及ぼす影響, 土木技術資料, 10~12 (1968)
- 9) 福田他4名: 安定処理材に及ぼすフミン酸類の影響, 第18回土質工学研究発表会講演集, 1549~1550, (1983)
- 10) 黒田, 岡本, 早川, 益子: セメント系硬化剤の改良効果について(その5), 第18回土質工学研究発表会, 1545~1546, (1983)
- 11) 浜田, 嘉門: エトリンガイトの形成と安定処理効果との相関について, 第38回土木学会講演集第3部, 457~459 (1983)
- 12) 喜田, 辻, 久保, 漆原: 汚泥の処理処分に関する研究(第11報), 大林組技術研究所報, №20, 77~84 (1980)
- 13) 喜田大三, 久保博: 汚泥の固化処理に関する研究(第2報), 大林組技術研究所報, №12, 88~92 (1976)
- 14) 喜田, 炭田, 久保: 汚泥の固化処理に関する研究(第3報), 大林組技術研究所報, №14, 104~108 (1977)
- 15) 喜田, 辻, 久保, 炭田: 汚泥の固化処理に関する研究(第7報), 大林組技術研究所報, №18, 90~94 (1979)
- 16) 喜田, 漆原, 久保: 汚泥の処理処分に関する研究(第12報), 大林組技術研究所報, №21, 125~129 (1980)
- 17) 村上, 福智, 橋本: 下水汚泥の固化処理に関する研究, 第19回下水道研究発表会講演集, 634~636, (1982)
- 18) 近藤泰夫, 坂静雄: コンクリート工学ハンドブック, 朝倉書店, 1~614 (1965)

限外ろ過膜を適用した高濃度活性汚泥法の検討 (第2報)

遠田和雄^{*}, 大矢昌弘^{*}, 野木一男^{*}, 下村光一郎^{*}

要 旨

沈殿槽の代わりに限外ろ過装置を組み込んだ高濃度活性汚泥法による窒素処理の評価実験を合成下水を用いて実施した。その結果、MLSS 9,900 mg/ℓの時にNH₄-N除去率99.5%以上、T-N除去率12.0%、MLSS 18,000 mg/ℓの時にNH₄-N除去率96.3%、T-N除去率96.3%の処理成績を得た。

1. はじめに

第1報で¹⁾、標準活性汚泥法の最終沈殿槽の代わりに限外ろ過装置を組み込んだ高濃度活性汚泥法の評価実験を合成下水を用いて行った結果、MLSSを10,000 mg/ℓ以上の高濃度に維持しながら長期間汚泥を引き抜くことなく連続的に運転できることがわかった。また、透過水(処理水)のBOD、COD、SSはいずれも定量限界以下であり、中水道用水に再利用できるほどの良好な処理水質が得られることがわかった。

ところで本市では、東京湾の富栄養化に対処するため神奈川県が定めた東京湾富栄養化対策指導指針に基づいて、昭和57年7月から指導を実施してきた。指導指針では²⁾、昭和59年度を目標年度として、りんの負荷量を昭和54年度現状より削減し、窒素については増加させないため、生活系対策、産業系対策、その他の対策及び啓もう指導の4項目を掲げている。そして産業系対策では、排水処理施設の維持管理の徹底、りん・窒素の除去施設の導入、副原料等の転換及び使用量の低減、防錆剤・清缶剤・洗浄剤等の転換及び適正使用等を指導することとしている。りん・窒素の排水処理技術については種々の方法が提案されているが³⁾、処理施設の増設が必要であったり処理コストが高いなどいくつかの難点があり、特に中小事業場の排水処理への適用は今のところ困難な状況である。

限外ろ過膜を適用した高濃度活性汚泥法は、ばっ気槽を小型化できること、沈殿槽が不要であることなどの利点を持っていることから、りん・窒素の処理効果が認められれば有望な排水処理技術になると考えられる。そこで今回は、この方法による窒素の処理効果を把握する目的で評価実験を実施し、若干の知見を得たので報告する。

2. 実験方法

2-1 実験装置

本実験に用いた実験装置のフローシートを図-1に、また実験装置の主な仕様を表-1にそれぞれ示す。図-1に示すように、装置の構成は活性汚泥系および限外ろ過(UF)循環系の2系列から成っている。活性汚泥系のばっ気槽は有効容量60ℓの円筒形(300mmφ)で、底部に散気管を設置し、ばっ気量1.1 m³/時で連続的にばっ気を行った。ばっ気槽内の活性汚泥は、混合液のまま粗大なゴミ等をストレーナー(パンチングプレート、孔径1mmφ)で除去したあと、限外ろ過機供給ポンプにより2ℓ/分の流速でUF循環系へ送られる。UF循環系へ入った汚泥は汚泥循環ポンプ(吐出量20 m³/時)により、循環系管路内を循環せられる。活性汚泥混合液は限外ろ過機(キャニスター部)内部を通過する際に限外ろ過膜で透過される。透

An evaluation of high concentration activated sludge-ultrafiltration combined process (Part 2)

* Kazuo Enda, Masahiro Ohya, Kazuo Nogi, Kohichiro Shimomura, 横浜市公害研究所水質部門

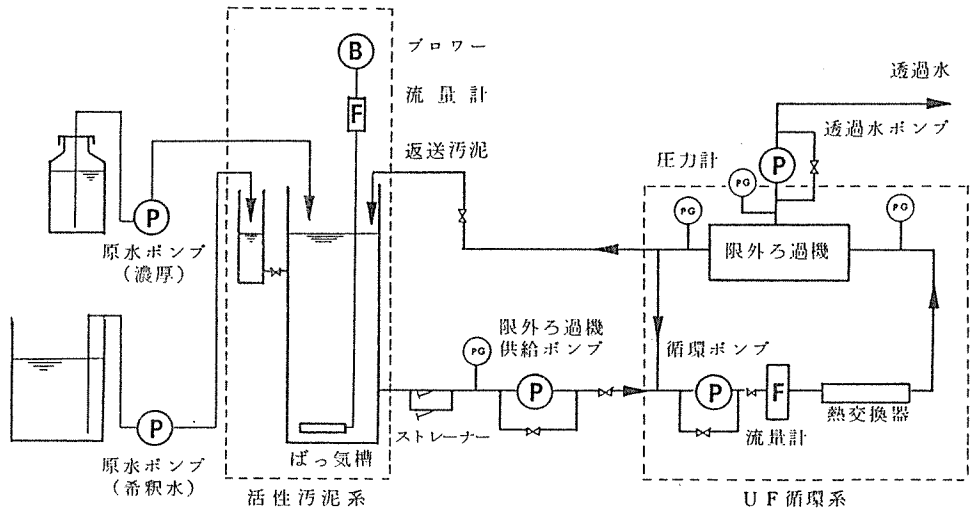


図-1 実験装置のフローシート

透過水はろ過膜中央に連結された集液部から、透過水ポンプにより外部へ排出される。一方、限外ろ過機供給ポンプにより送り込まれた混合液量から透過水量を差

し引いた余剰分は返送汚泥として全量ばっ気槽へ返送させる。実験装置は2～3週間ごとの膜の洗浄時に1～2時間停止した以外は連続運転させ、汚泥引き抜きは行わなかった。

表-1 実験装置の主な仕様

- 原水ポンプ
(濃厚原水用) : 38 cc/min × 20 kgf/cm²
イワキ定量ポンプHP-11S
- (希釈水用) : 315 cc/min × 3 kgf/cm² イワキ定量ポンプLCF-55Z-PH
- ばっ気槽 : 60 ℓ, 鉄製円筒型
- ばっ気ブロワー : 1.8 m³/min × 1000 mmAq × 2 kgf/cm² × 50 W イワキエアポンプAP-240Z
- 限外ろ過機
汚泥供給ポンプ : 18 ℓ/min × 3.5 kgf/cm² × 0.4 KW
イワキビートポンプNF-318
- 汚泥循環ポンプ : 50 φ × 0.35 m³/min × 6 mH × 0.75 KW
横型汚物ポンプ
- 透過水ポンプ : 1.8 ℓ/min × -720 mmHg × 15W
イワキマイクロギアポンプMGP-120A
- 限外ろ過膜 : 平膜型, 全膜面積 0.4 m²
分画分子量 10,000 MW
- キャニスター部寸法 (cm)
キャニスター : 14.1 × 38.6 × 5.5
- ろ過膜 : 13.9 × 31.8 × 0.47 × 6枚
- 膜保護プレート : 13.9 × 31.8 × 0.2 × 2枚
- スペーサー : 13.9 × 31.8 × 0.2 × 2枚

2-2 原水および供試汚泥

原水は濃厚原水と希釈水に分けて供給した。濃厚原水には表-2に示す成分組成の2種類の合成下水を用い、腐敗防止のため冷蔵庫で液温0～4℃に保持したものを、1日当り12回、1回につき15分間濃厚原水ポンプによりばっ気槽へ供給した。希釈水には水道水を用い、ばっ気槽に取り付けた水位計と連動させて希釈水用原水ポンプにより供給し、ばっ気槽の水位を一定に保持した。供試汚泥は当公害研究所において常時馴養保存している活性汚泥を使用した。

表-2 濃厚原水の成分組成^{a)}

	RUN1	RUN2
D - グルコース	12,400 mg/ℓ	24,700 mg/ℓ
グルタミン酸ソーダ	4,100	8,300
酢酸アンモニウム	5,400	10,800
リン酸二水素カリウム	600	1,200

a) 本液のBODはRUN1が14,000 mg/ℓ, RUN2が28,000 mg/ℓである。

2-3 測定方法

実験はMLSSの変動が処理効果に及ぼす影響を考慮して、BOD容積負荷の異なる2つのRUNで行い各RUNでMLSSを横ばい状態になるまで増加させた。透過水量並びにキャニスター出入口の圧力および透過水ポンプの吸引圧については、1日1回測定した。本実験では透過水ポンプ吸引圧とキャニスター内圧との和を透過圧とした。

次に、MLSSが横ばい状態になった時点で原水、ばっ気槽内混合液および透過水について以下に示す項目の理化学分析を行った。ただし、原水については濃厚原水の分析値から1日当りの負荷量を計算し、これを1日当りの原水流量で割って算出した1日平均値を測定値とした。また、ばっ気槽内混合液については項目④、⑤以外の項目に関しては、ばっ気槽内混合液を20分間遠心分離(2,000 r.p.m)した後、上澄液を吸引ろ過(ろ紙No.東洋濾紙GS25)したろ液について測定した値を用いた。

- ① 水素イオン濃度(pH): JIS-K 0102-12, ガラス電極法
- ② 生物化学的酸素消費量(BOD): JIS-K 0102-21
- ③ 化学的酸素消費量(COD): JIS-K 0102-17, 100℃における過マンガン酸カリウム消費量
- ④ 溶存酸素(DO): 溶存酸素計, Orbisphere laboratories oxygen indicator model 2607
- ⑤ 活性汚泥浮遊物(MLSS): JIS-K 0102-14.1, 懸濁物質
- ⑥ アンモニア性窒素量(NH₄-N): JIS-K 0102-42, 水蒸気蒸留・インドフェノール法
- ⑦ 亜硝酸性窒素量(NO₂-N): JIS-K 0102-43, ナフチルアミン法
- ⑧ 硝酸性窒素量(NO₃-N): JIS-K 0102-44, ブルシン法
- ⑨ ケルダール窒素量(K-N): JIS-K 0102-45, ケルダール・インドフェノール法
- ⑩ 有機性窒素量(Org-N): K-NとNH₄-Nの差により求めた。
- ⑪ 全窒素量(T-N): K-NとNO₂-NとNO₃-Nとの和により求めた。

2-4 限外ろ過膜の洗浄

限外ろ過膜の洗浄は、UF循環系内の活性汚泥をばっ気槽へ返送し水洗後、膜ユニットを取り外し、膜表面に付着したスライムを水で洗い落してから、次の二

種類の方法により行った。

A: 水洗のみ。

B: 次亜塩素酸ソーダ液(CIOとして1,000 mg/ℓ含有)に1時間浸漬する。

3. 評価方法

3-1 限外ろ過膜の溶質分離性能

限外ろ過膜の溶質分離性能は次式で表わされる⁴⁾。

$$E = \left(1 - \frac{C_p}{C_f}\right) \times 100 \quad (1)$$

ここに、E: 溶質排除率(%)

C_f: キャニスター入口の溶質濃度(mg/ℓ)

C_p: 透過水中の溶質濃度(mg/ℓ)

キャニスター部およびUF循環系における物質収支は、循環系内の化学反応を無視すれば以下のように表わされる。

$$C_f \cdot F_f - C_c \cdot (F_f - F_p) - C_p \cdot F_p = 0 \quad (2)$$

$$C_a \cdot (F_c + F_p) - C_c \cdot F_c - C_p \cdot F_p = 0 \quad (3)$$

ここに、C_a: ばっ気槽内の溶質濃度(mg/ℓ)

C_c: 返送汚泥中の溶質濃度(mg/ℓ)

F_c: 返送汚泥量(ℓ/日)

F_f: 汚泥循環ポンプ吐出量(ℓ/日)

F_p: 透過水量(ℓ/日)

(2), (3)式より

$$C_f = C_a \cdot \left(1 + \frac{F_p}{F_c}\right) \cdot \left(1 - \frac{F_p}{F_f}\right) - \frac{C_p \cdot F_p}{F_c \cdot F_f} \cdot (F_f - F_c - F_p) \quad (4)$$

今回の実験条件では、F_c, F_p ≪ F_f であるので

$$C_f = C_a + \frac{C_a - C_p}{R} \quad (5)$$

ここに、R: 返送比(= F_c/F_p)

したがって、(5)式よりC_fを求めこれを(1)式に代入することによってEを算出した。

3-2 除去率

除去率は以下のように算出した。

$$\text{除去率}(\%) = \left(1 - \frac{C_p}{C_i}\right) \times 100 \quad (6)$$

ここに、C_i: 原水中の溶質濃度(mg/ℓ)

4. 実験結果

MLSSが横ばい状態になった時点での実験条件を表-3に示す。

4-1 透過水量

MLSS, 透過水量および透過圧の経日変化を図-2に示す。RUN1での透過水量の経日変化をみると実験開始後8日間は220~240 ℓ/m²・日(透過圧

表-3 実験条件

項目	MLSS (mg/ℓ)	容積負荷 (kg-BOD/m ³ ・日)	汚泥負荷 (kg-BOD/kg-SS・日)	透過水量 (ℓ/日)	返送比	ばっ気時間 (時)	ばっ気量 (m ³ /時)
RUN1	9,900	0.64	0.064	140	14	9.9	1.1
RUN2	18,000	1.3	0.072	120	16	11	1.1

0.71～0.74 kgf/cm²)を維持した。9日目に次亜塩素酸ソーダで洗浄を行ったところ、420 ℓ/m²・日 (0.46 kgf/cm²)に上昇した後、ゆるやかに減少し、19日目に360 ℓ/m²・日 (0.57 kgf/cm²)に低下した。この間のMLSSは当初、11,000mg/ℓから13,000mg/ℓまで上昇したが、洗浄後は9,100mg/ℓから9,900mg/ℓの間を上下し横ばい状態になった。

次にRUN2での透過水量の経日変化をみると、実験開始時500 ℓ/m²・日 (0.28 kgf/cm²)であったのが、急激に減少し、8日後には230 ℓ/m²・日 (0.33 kgf/cm²)まで低下したので水洗のみの洗浄を行った。

洗浄後、透過水量は490 ℓ/m²・日 (0.30 kgf/cm²)に回復したがすぐに減少に転じ14日目には270 ℓ/m²・日 (0.30 kgf/cm²)まで低下した。この間MLSSは13,000mg/ℓから18,000mg/ℓまで上昇した後、横ばい状態になった。

RUN1とRUN2とで透過水量の変動傾向を比較すると、両者とも膜の洗浄によって透過水量が回復するが、その後の透過水量の減少傾向はRUN2の方が大きかった。平均的な透過水量のレベルは両者ともおおむね300 ℓ/m²・日程度であった。

4-2 溶存酸素

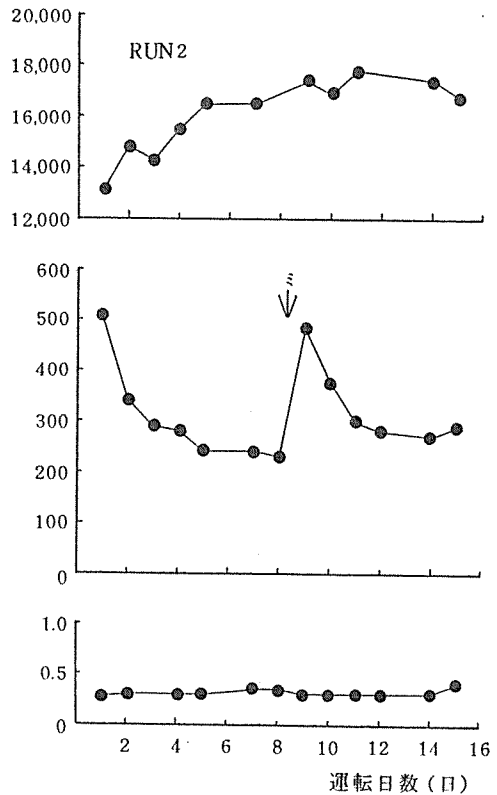
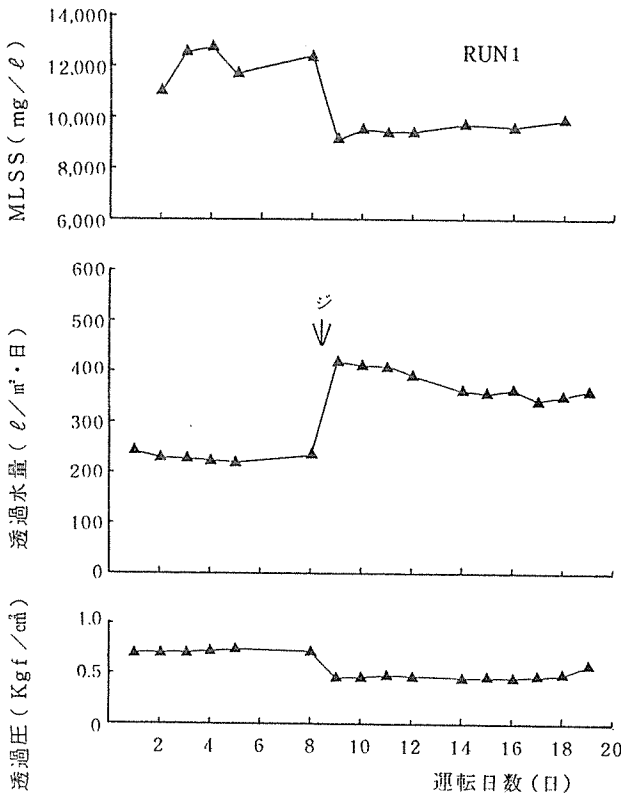


図-2 MLSS, 透過水量及び透過圧の経日変化

ψ は限外ろ過膜の洗浄を示す。ジ:次亜塩素酸ソーダ, ミ:水洗のみ

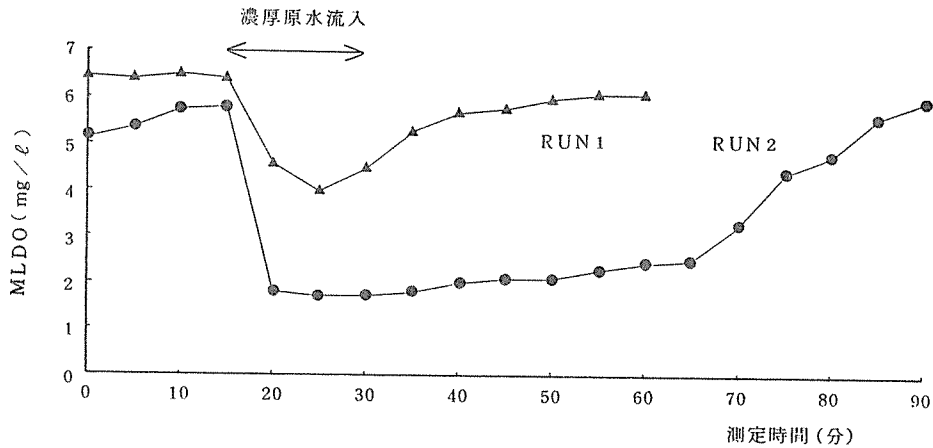


図-3 ばっ気槽内容存酸素 (MLDO) の経時変化

第1報で¹⁾、ばっ気槽内容存酸素 (MLDO) が濃厚原水の流入前後で大きく変動することが報告された。これは濃厚原水を間接的に供給する実験方法のためであると考えられるが、これを確認するため濃厚原水の流入前後についてMLDOの経時変化を測定した一例を図-3に示す。RUN 1のMLDOは、濃厚原水の流入後4.0 mg/lまで低下するが、その後徐々に上昇し35分後には6.0 mg/lまで回復した。一方、RUN 2のMLDOは濃厚原水の流入後1.7 mg/lまで低下し、そのまま約30分間横ばい状態が続いた後徐々に上昇し、40分後には6.0 mg/lまで回復した。

全体としてRUN 1よりRUN 2のMLDOが低い

傾向を示した。

4-3 水質測定結果

水質測定結果を表-4に示す。

4-3-1 pH

原水と透過水を比較すると、RUN 1でpHは6.7から5.8に低下し、RUN 2ではpHは6.7から7.3に上昇した。ばっ気槽内のpHはRUN 1で6.0の弱酸性、RUN 2で7.2のほぼ中性であった。

4-3-2 BOD, CODおよびSS

原水と透過水を比較すると、RUN 1ではBODは260 mg/lから定量限界以下に、CODは150 mg/lから定量限界以下に、またRUN 2ではBODは580 mg/l

表-4 水質測定結果

項目	RUN 1				RUN 2			
	原水	ばっ気槽 ^{a)}	透過水	除去率(%)	原水	ばっ気槽 ^{a)}	透過水	除去率(%)
pH	6.7	6.0	5.8	-	6.7	7.2	7.3	-
BOD (mg/l)	260	30	ND ^{b)}	>99	580	460	ND ^{b)}	>99
COD (mg/l)	150	190	ND ^{b)}	>97	350	640	ND ^{b)}	>99
T-N (mg/l)	21.7	37.2	19.1	12.0	54.4	132	2.0	96.3
K-N (mg/l)	21.7	22.9	0.4	98.2	54.3	130	1.9	96.5
Org-N (mg/l)	2.3	22.5	0.3	85.4	13.6	127	0.4	96.9
NH ₄ -N (mg/l)	19.4	0.4	ND ^{b)}	>99.5	40.8	2.5	1.5	96.3
NO ₂ -N (mg/l)	ND ^{b)}	0.174	ND ^{b)}	-	ND ^{b)}	0.130	ND ^{b)}	-
NO ₃ -N (mg/l)	ND ^{b)}	14.2	18.7	-	ND ^{b)}	1.94	ND ^{b)}	-

a) ばっ気槽内混合液の略

b) 定量限界値 BOD 3 mg/l, COD 5 mg/l, NH₄-N 0.1 mg/l, NO₂-N 0.006 mg/l, NO₃-N 0.14 mg/l

ℓ から定量限界以下に、CODは 350 mg/ℓ から定量限界以下にそれぞれ減少した。RUN 1, RUN 2 とも透過水は SS も定量限界以下であり、中水道用水に再利用できるほどの良好な水質であった。

ばっき槽内の BOD, COD はともに RUN 1 より RUN 2 の方が高い値であった。

4-3-3 窒素

原水と透過水を比較すると、RUN 1 では Org-N は 2.3 mg/ℓ から 0.3 mg/ℓ に、NH₄-N は 19.4 mg/ℓ から定量限界以下にそれぞれ減少したが、NO₃-N は定量限界以下から 18.7 mg/ℓ に増加した。NO₂-N はいずれも定量限界以下であった。また、RUN 2 では Org-N は 13.6 mg/ℓ から 0.4 mg/ℓ に、NH₄-N は 40.8 mg/ℓ から 1.5 mg/ℓ にそれぞれ減少したが、NO₂-N, NO₃-N はいずれも定量限界以下であった。

ばっき槽内では、Org-N, NH₄-N で RUN 1 より RUN 2 の方が高い値であったが、NO₂-N, NO₃-N では逆に RUN 1 の方が高い値であった。

5. 考 察

5-1 透過水量

限外ろ過では、限外ろ過膜を透過しない溶質の蓄積によって膜表面にゲル層が形成される。この場合の透過水量は次式で表わされる⁵⁾。

$$J = \frac{\Delta P}{R_m + R_g} = \frac{\Delta P}{R_t} \quad (7)$$

ここに、J : 透過水量 (ℓ/m²・日)

ΔP : 透過圧 (kgf/m²)

R_m : 膜の透過抵抗 (kgf・日/ℓ)

R_g : ゲル層の透過抵抗 (kgf・日/ℓ)

R_t : 全透過抵抗 (kgf・日/ℓ)

(7)式から透過水量は透過圧に比例して変化するため透過抵抗を用いて透過水量の評価を行うこととした。

透過水量 J と透過圧 ΔP の実測値から(7)式により求めた R_t の経日変化を図-4に示す。RUN 1 では R_t は洗浄によって 11.0 kgf・日/ℓ まで低下するが、その後 8 日間はゆるやかな上昇傾向を示した。一方、RUN 2 では R_t は洗浄後 6.1 kgf・日/ℓ まで低下した後、急激に上昇し、15 日目には 13.0 kgf・日/ℓ に達した。

RUN 1 と RUN 2 とで R_t の変動傾向を比較すると、両者とも洗浄によって R_t が低下するが、その後の R_t の上昇傾向は RUN 2 の方が大きかった。

Fane らは⁶⁾、R_t が MLSS および溶解性物質質量にほぼ比例し、MLSS が約 3,000 mg/ℓ 以上で MLSS の影響が支配的になると報告している。MLSS は RUN 1 で 9,100 ~ 13,000 mg/ℓ、RUN 2 で 13,000 ~ 18,000 mg/ℓ と全体として RUN 2 の方が高いことから、膜洗浄後の R_t の低下は主として膜表面に形成さ

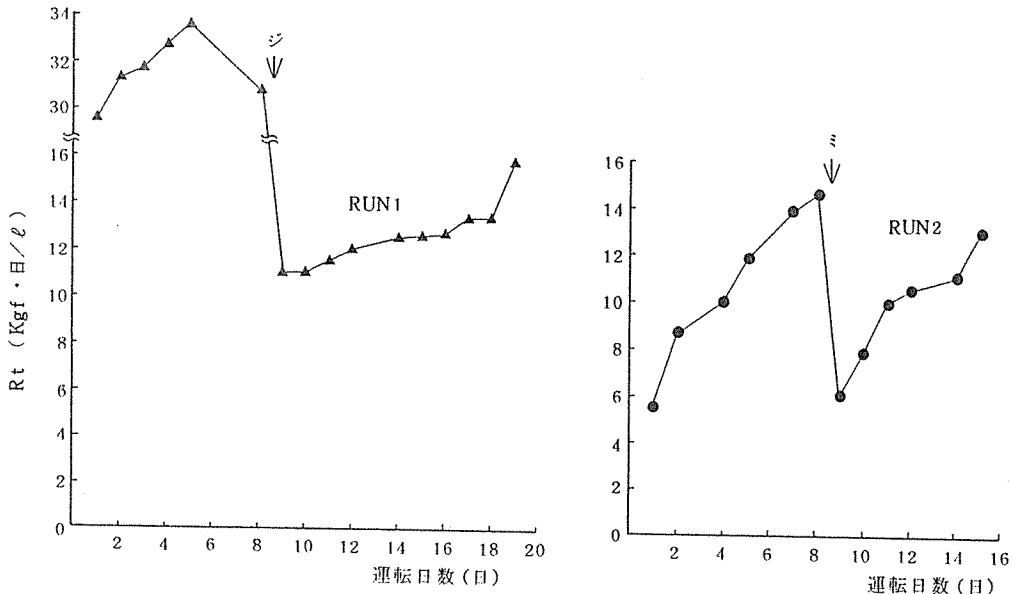


図-4 限外ろ過膜全透過抵抗 (R_t) の経日変化

↓ は限外ろ過膜の洗浄を示す。ジ : 次亜塩素酸ソーダ, ミ : 水洗のみ

れるゲル層の厚みがMLSSの大きいほど急速に増加することを示していると考えられる。

なお、実施設の透過水量の実績値は600ℓ/m²・日であるので、本実験装置の平均的な透過水量のレベルは実施設の約1/2である。実験条件が異なるため一概に比較はできないものの、運転方法等を改善することによって本装置の透過能力を向上させる余地はあるものと考えられる。

5-2 溶存酸素

MLDOが濃厚原水の流入後低下する傾向を示したことは、表-2に示すように濃厚原水のBODが高いために活性汚泥による酸素消費が大きくなったことによると考えられる。このことは濃厚原水のBODがより高いRUN2でより大きくMLDOが低下した結果とも一致する。なお第1報で¹⁾、返送汚泥のDOがMLDOに比べてかなり低下することが報告されたが、本実験でも同様の傾向にあると考えられる。

5-3 限外ろ過膜の溶質分離性能

限外ろ過膜の適用が処理効果に及ぼす影響を検討するため、ばっ気槽内の各溶質成分の限外ろ過膜による排除率を算出した結果を表-5に示す。BOD、CODの排除率はRUN1、RUN2とも91%以上の高い値であった。これはばっ気槽内の有機物はほとんど膜を透過しないことを示していると考えられる。

次に窒素についてみると、Org-N、NO₂-Nの排除率はRUN1、RUN2とも95%以上の高い値であった。一方、NH₄-Nの排除率はRUN1の方がRUN2より2倍程度高かった。また、NO₃-NについてはRUN1ではまったく排除されなかったのに対し、RUN2では93%以上の排除率であった。Org-Nについては、ばっ気槽内の濃度が比較的高い

ことから膜による分離効果の寄与が大きいのではないかと考えられる。

これに対してNO₂-Nでは、ばっ気槽内の濃度が低いので排除率の高さが膜の分離効果を示すものか、あるいはUF循環系内で化学反応が進行したことを示すものかは明らかでない。

NH₄-N、NO₃-Nの排除率がRUN1とRUN2で大きな開きのあったことから、UF循環系内で化学反応が進行した可能性は高いものと考えられる。

5-4 BOD、CODの処理効果

表-4に示したように、BOD、CODの除去率はRUN1、RUN2とも97%以上の高い値であった。BOD、CODともばっ気槽内の濃度がかなり高いことから、限外ろ過による分離が処理効果に及ぼす寄与はかなり大きいと考えられる。

5-5 窒素の処理効果

表-4に示したように、Org-Nの除去率はRUN1で85.4%、RUN2で96.9%とともに高い値であったが、ばっ気槽内の濃度がかなり高いことから限外ろ過による分離の寄与が大きいものと考えられる。一方、NH₄-Nの除去率はRUN1、RUN2とも96%以上の値であったが、ばっ気槽内の濃度は原水に比べてかなり低かった。本実験のように、ばっ気槽内pHが中性付近では遊離アンモニアはほとんど存在しないという報告があるので⁷⁾、アンモニアの放散による寄与はあまり大きくないと考えられる。したがって、NH₄-N除去率の高さは主としてばっ気槽内で硝化がかなり進行したことを示していると考えられる。

T-N除去率はRUN1で12.0%、RUN2で96.3%と大きな開きがあった。RUN1とRUN2で透過水中の各成分の濃度を比較すると、特にNO₃-NについてRUN2の方がかなり低い値であった。ばっ気槽内でも同様の傾向が見られることから、これらはRUN2で特に脱窒が進行したことを示していると考えられる。このことはRUN2の方が全体としてMLSSが高くMLDOが低いなどといった実験条件の差異に起因すると考えられるが、どの要因によるものかは明らかでない。

6. まとめ

標準活性汚泥法の最終沈殿槽の代わりに限外ろ過装置を組み込んだ高濃度活性汚泥法による窒素処理の評価実験を合成下水を用いて行った結果次のことが明らかとなった。

1) 透過水量は限外ろ過膜を洗浄することによって

表-5 溶質排除率

成分	RUN1	RUN2
BOD	>91%	>99%
COD	>98	>99
T-N	50.4	98.6
K-N	98.3	98.6
Org-N	98.6	99.7
NH ₄ -N	>76.3	40.5
NO ₂ -N	>96.8	>95.8
NO ₃ -N	-	>93.3

一時的に上昇したが、その後低下した。低下の傾向はMLSSの大きい方がより大きかった。平均的な透過水量のレベルはおおむね300 ℓ/m²・日程度であった。

2) 透過水(処理水)のBOD, COD, SSはいずれも定量限界以下であり、中水道用水に再利用できるほどの良好な処理水質が得られた。

3) 窒素の処理効果については、MLSS 9,900 mg/ℓの時にNH₄-N除去率99.5%以上、T-N除去率12.0%、MLSS 18,000 mg/ℓの時にNH₄-N除去率96.3%、T-N除去率96.3%であった。

謝 辞

本実験に際して、実験装置の使用および装置の運転に関して御協力を得ました㈱三機工業の熊谷正彦氏、村上聰明氏はじめ関係者各位に深謝いたします。

文 献

1) 野木一男他：限外ろ過膜を適用した高濃度活性汚

泥法の検討(第1報), 横浜市公害研究所報, 9, 169-177(1984)。

2) 神奈川県：東京湾富栄養化対策指導指針, 1-5(1982)。

3) 横浜市公害対策局：事業場の窒素・リン削減技術マニュアル, 37-107(1983)。

4) 用水廃水便覧改訂二版, 丸善, 367(1973)。

5) 西村正人：下水・廃水・汚泥処理ガイドブック, 環境技術研究会, 364(1982)。

6) A.G.Fane, C.J.D.Fell and M.T. Nor：Ultrafiltration Activated Sludge System-Development of A Predictive Model, Polymer Science and Technology, 13, 631-658(1980)。

7) E.G.Srinath and R.C.Loehr：Ammonia desorption by diffused aeration, J.W.P.C.F., 46, 1939-1957(1974)。

軟弱地盤の沈下に関する調査研究(第1報)

一 戸塚地域内の地盤沈下, 間隙水圧に関する調査 一

杉本 実*, 梅原順造*

要 旨

1985年4月より施行した「新横浜駅及び戸塚駅周辺地盤沈下対策指導要綱」作成作業の一環として1980年に戸塚駅周辺の地盤沈下について調査を進めてきた。しかし、当地域には軟弱地盤層を対象とした地下水観測井がなかったため、地盤沈下機構の解明が困難であった。当地域は戸塚駅を中心として再開発計画が進められ、大規模掘削工事も予定されていたため、地盤沈下対策を強化する必要性が生じてきた。このため、1980年の調査で解明できなかった間隙水圧の分布及び層別沈下量のデータを得ることを目的に戸塚小学校敷地内に層別沈下計、地下水観測井、間隙水圧計を設置した。むしろこの観測によって周辺部の地下水動向を監視することが狙いである。

今回報告する内容は調査地点の地盤状況把握と層別沈下、間隙水圧、地下水位等の測定結果を述べたものである。すなわち ① 地下水の動きはDSC₂層の相模層群が主体であった。② 間隙水圧分布から検討した各地層の有効応力は原位置試験結果とよく対応し、10m以深の有効応力が減少している。③ 地下水位の回復によって砂分含有量の多い地層はリバウンド現象を生じたが、浅層部分の粘性土層は主に沈下現象が表われた。この理由は上位層に堆積する粘性土層の圧密沈下量が下位層のリバウンド量より多いためと考える。④ 調査地付近の地盤沈下量を大規模地下掘削工事の関係から考察した結果、地盤沈下の加速原因は工事時期と関係があるように思われる。

1. はじめに

戸塚駅周辺の地盤沈下調査については、前報において既存ボーリング資料等を用いて地質構造及び土質特性を解明し、当地域における地盤沈下の将来予測を行ったところであるが、これらの調査結果は地盤沈下防止対策等の基礎資料として活用されている。その一例として現在策定中の「環境管理計画」や昭和60年4月より施行した「新横浜駅及び戸塚駅周辺地盤沈下対策指導要綱」があげられる。しかし、これらの施策をより効果的に運用して行くためには、なお多くの資料が不足していることも事実である。著者らはこれらの点を鑑み環境地盤工学の観点から、地盤環境の保全対策に向け、公害研究所開所以来ボーリング調査資料、地下水調査資料、地質調査資料等の既存資料の収集整

理を一貫して進めている。またこれらの関係資料が得られないものについては、直接調査を実施して不足分を補う方向で作業を進めている。今回報告する「戸塚駅周辺の地盤沈下、層別沈下、間隙水圧測定解析」も各種既存資料のみからは取得不可能なデータの一部である。すなわち、地層別の沈下量と各地層の間隙水圧は理論的推定は可能であっても実測値との検証ができず、そのため、前回の調査では地層全体の沈下は概ね把握されたが各地層別の沈下量を解明することはできていない。従ってこの種の解明は環境問題への科学的アプローチに是非とも必要な業務と考えている。本調査は今後も継続して行く予定であるが、とりあえず1980年～1985年の調査結果を中間報告としてまとめたので報告する。

Studies on ground subsidence of Soft ground (part 1)

— An investigation on Pore Water and the ground Subsidence in the Totuka Area —

*Minoru Sugimoto, Junzou Umehara, 横浜市公害研究所地盤沈下部門

2. 調査地域の概要

2-1 地形概要と調査位置

調査地域は横浜市南部の内陸部に当る地域で、北から南に流れる柏尾川によって形成された沖積低地であ

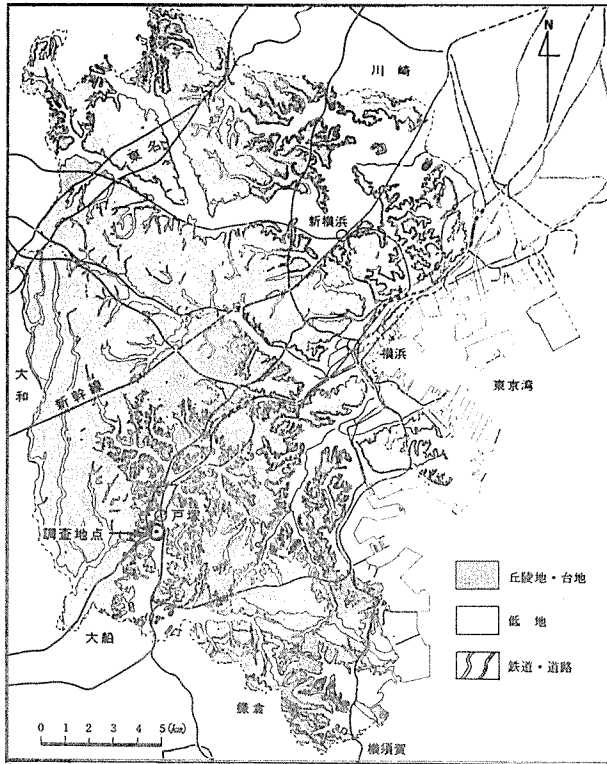


図-1 横浜の地形と調査位置図

る。沖積低地の両側（東西）は標高60mから80mの丘陵地及び台地から成り、次第に開析が進み、急崖によって谷部を形成しているところもある。また丘陵・台地の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。調査地点付近は東海道本線の戸塚駅を中心に再開発が進められ、大規模ビル建設工事、地下鉄工事、下水道工事等が盛んに行われているところである。調査地点は戸塚駅の南方約400mに位置する戸塚小学校敷地内である。また当地点には戸塚区役所が隣接しており、地盤沈下による被害がみられている。図-1には調査地域の地形概要と調査位置を示す。

2-2 地質構造及び地盤沈下

調査地域の地質構造と地盤沈下の分布については1980年に全体調査を終えているので、ここでは調査地点の代表的な地質断面と1973年から1985年までの地盤沈下分布図をまとめた。

2-2-1 地質構造

図-2は調査地点を通る東西の地質断面である。堆積環境は下位の相模層群を基底にして、第二砂質土層（以下AS₂という）、第二粘性土層（AC₂）の海成層が堆積し、その上位に河成層の腐植土層（AP）、第一粘性土層（AC₁）が堆積している。このうち、AS₂層とAP層は地層の連続性があり、特にAP層の堆積は広範囲

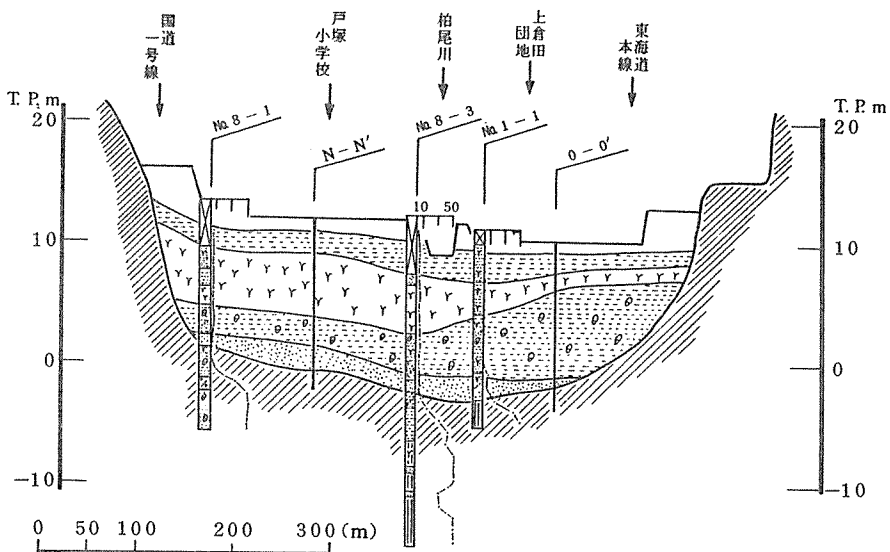


図-2 調査地点の地質断面図

にかつ厚く堆積しており、他地域にはみられない地層である。また、 AS_2 層は地下水の透水性が大きく、広範囲の地下水を取り込む長短を有する地層である（長所：地下水利用者等，短所：建設施工者等）。

2-2-2 地盤沈下

図-3は1973年から1985年までの地盤沈下量を経年的に図示したものである。主に調査地点付近のデータであるが、図からも明らかなように沈下は1975年頃から急激に表われ、1978年頃にやや鈍化しているが調査地点に最も近接したT-23は1980年頃まで著しい沈下曲線を示している。また図中④点は調査地付近で大規模地下掘削工事が開始された時期であり、続いて③点、②点と行われている。これらの関係から考察すると、地盤沈下を加速する要因は大規模地下掘削工事と関係があるものと考えられる。図-4は1973年から1980年まで実測した地盤沈下分布図と1973年から1985年まで実測した地盤沈下分布図である。前者は調査地付近で最大20~25cmの沈下が分布している。また、矢部井戸付近には約10cm前後の沈下の目がある。後者は沈下分布がさらに広がり、沈下量も多く表われており、特に東戸塚小井戸付近で沈下の目が

新たに発生している。このような事実からみて、当地の地盤沈下は広域的な地盤沈下現象から人為的要因の大きい局部沈下へと変化しており、沈下曲線も急激に変化する傾向を示している。

しかし、この局部沈下現象も時間の経過に伴って広範囲に波及していくことになる。したがって、このような局部沈下現象から広域沈下現象へと波及して行く推移は今後の地盤沈下対策を進める上で重要な意味を持ち、沈下の波及状況を追跡して行く必要がある。

2-2-3 地下水位変動

図-5は1982年から1985年までの地下水位変動状況を図示したものである。矢部、東戸塚小、上倉田観測井戸（以下矢部井戸、東戸塚小井戸、上倉田井戸という）のデータであるが、これらの図から次のことがわかる。すなわち、矢部井戸は季節的な水位変動がみられ、春に地下水位は低下し、夏に上昇するというサイクルをくり返している。また、1983年2月頃の地下水位は初期値より約80cm低下しているが、これは東戸塚井戸の地下水位低下と関係があるものと考えられる。東戸塚井戸の地下水位は1982年11月から1983年6月まで約3.25m低下した。その後地下水位は1984

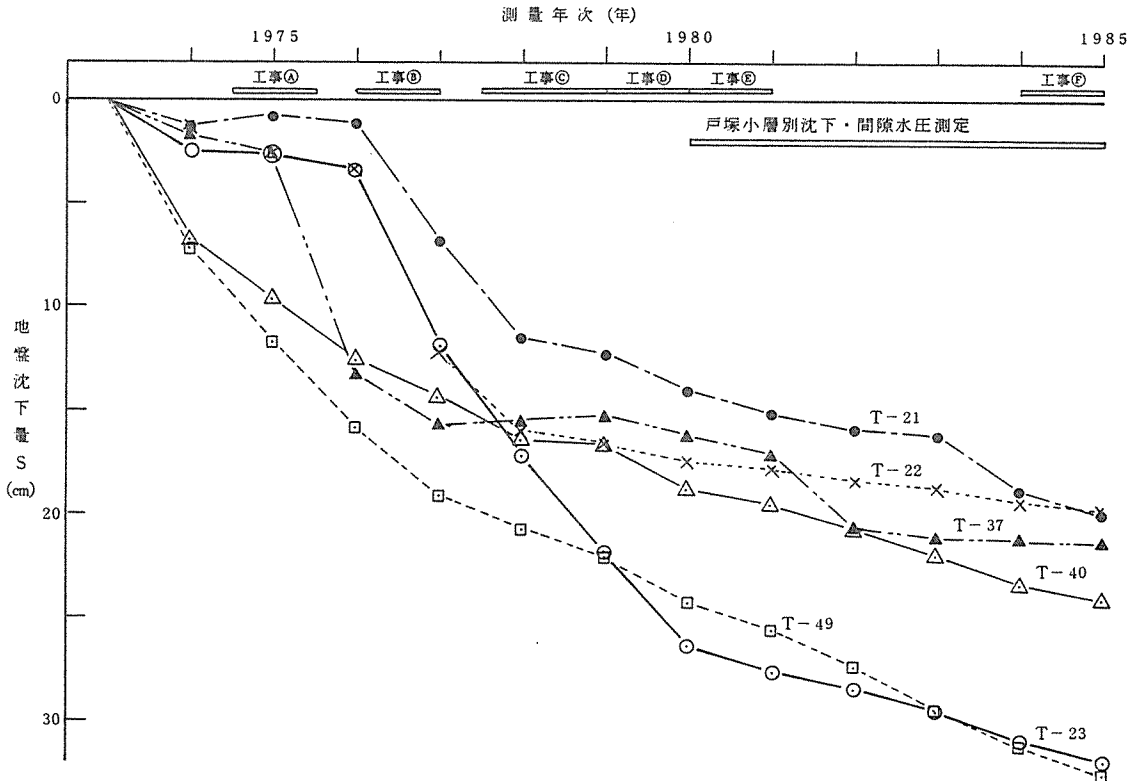


図-3 地盤沈下の経年変化図

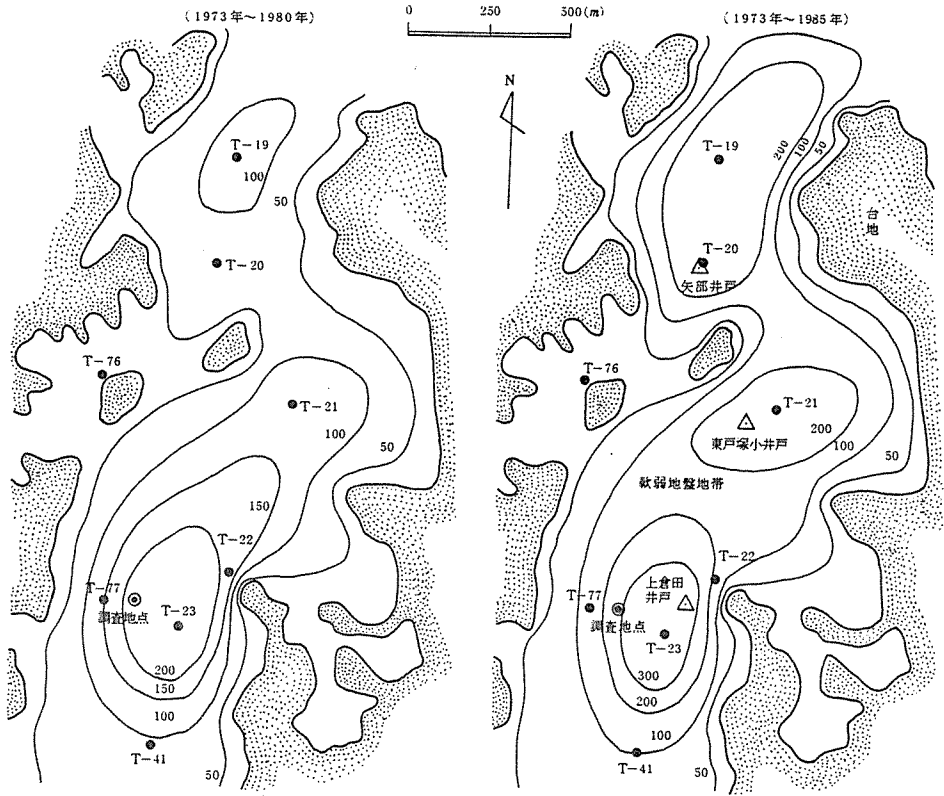


図-4 地盤沈下分布図(地盤沈下量単位=mm)

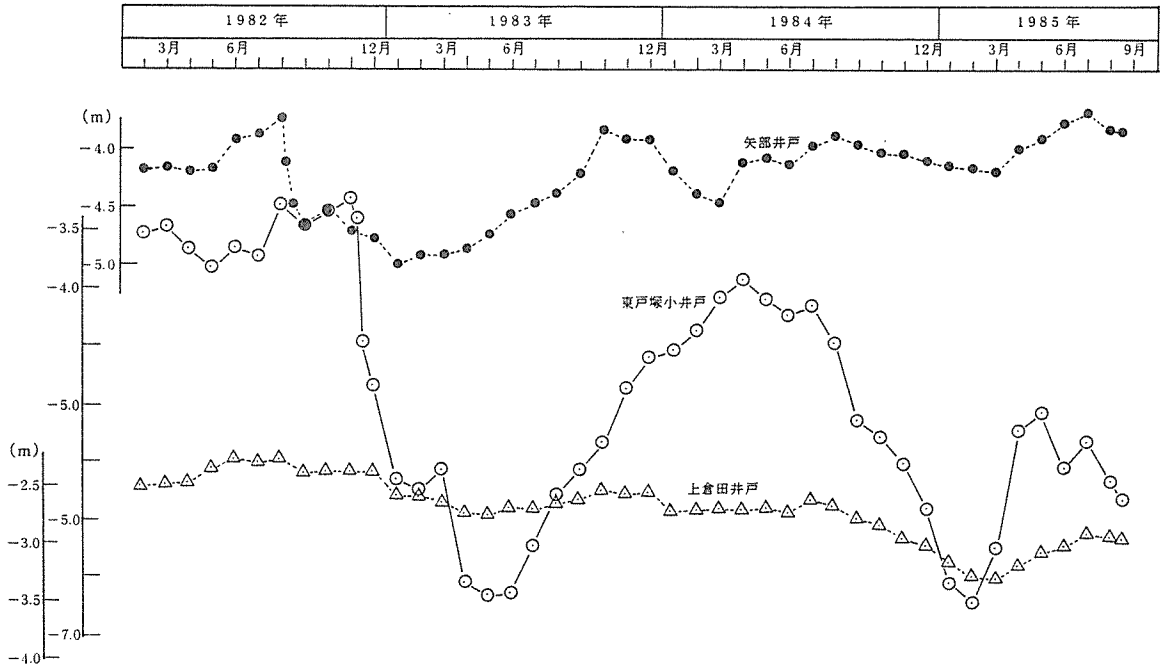


図-5 矢部・東戸塚・上倉田観測井戸地下水水位変動図

年4月まで約2.75m上昇したが再び低下し始め、1985年2月には上昇量と同じ値まで低下している。地下水位は再び上昇したが1985年5月頃から低下し始め初期値より現在約2.85m低下している。

これらの地下水位低下は図-3のT-21沈下曲線に表われている。すなわち1982年11月から1983年6月までの地下水位低下はT-21で沈下が再び加速した1983年時期と一致している。また、図-5の上倉田井戸は1982年2月から1984年7月頃まで地下水位の変動量は少ない。しかし、1984年7月から1985年3月までは約70cmの地下水位が低下している。その後水位は上昇し、現在に至っているが、上倉田井戸の地下水位は季節的な変動はなく、1984年7月から1985年3月までの低下現象は東戸塚小井戸の地下水位低下と関係があるものと考え。一方、調査地点付近のAC₂層下位層について間隙水圧(P_w)を調べた結果、矢部井戸のP_wは深度7.5mで静水圧(P_o)より0.25~0.37kgf/cm²少ない値であり、東戸塚小井戸のP_wは深度12.3mでP_oより0.18~0.53kgf/cm²少ない値である。また、上倉田井戸のP_wは深度11.0mでP_oより0.20~0.30kgf/cm²少ない値である。したがって調査地点付近のAC₂層下位層はP_wが以前の値よりかなり減少しているものと考え。

3. 原位置及び土質試験による地盤状況把握

調査地点の地盤状況を把握するため、ボーリングを実施し地質層序を調べるとともに原位置試験(標準貫入試験、電気検層、透水試験、間隙水圧試験)と室内土質試験(粒度、コンシステンシー、比重、含水量、単位体積重量、一軸圧縮、三軸圧縮、一面セン断、圧密)をそれぞれ実施した。これらの試験は主に外注したが、一軸圧縮試験及び圧密試験の一部は当公害研究所^{4,5)}の地盤沈下実験室で実施した。

3-1 地質層序

図-6は調査地点の地質層序を調べるため、ボーリングを実施して得た地質柱状図である。地層は上位より、深度1.9mまでロームを主体とした埋土層(F)で、一部にはコンクリート破片、木片などが混入している。深度1.9~3.6mまでは所々に有機物を混入した粘土が主体でその下位は同質の粘土に中砂と細砂を挟在する砂質シルトが層厚2.2m堆積する。深度5.8~6.4mは未分解の繊維を多量に混入する腐植土である。深度6.4~7.9mはシルトが主体であるが全体に繊維物を混入し、7.0m付近に細砂を挟在する。本層は河成層⁶⁾の最下位層と思われ、陸成の古生物化石が多い。深

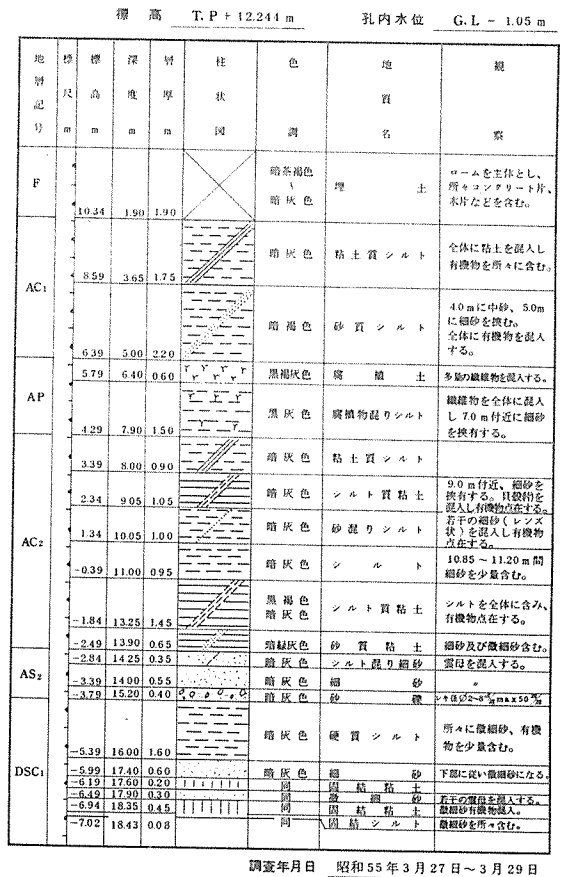


図-6 地質柱状図

度7.9~8.8mは粘土質シルトが主体であるが深度8.8~9.8mは細砂、有機物、貝殻片を挟在するシルト質粘土である。深度9.8~10.8mは細砂をレンズ状に混入し、有機物を点在する砂混りのシルトである。深度10.8~11.8mは有機物がなく、一部に細砂を若干混入するが全体的に均一なシルトである。深度11.8~13.2mは再び有機物を点在するシルト質粘土でその下位は深度13.9mまで細砂及び微細砂を混入する砂質粘土である。沖積層を明確に区分できるのは深度13.9mまでで、これ以深になるとN値が少しずつ増加して明確な区分はできない。すなわち、深度13.9~14.2mはシルトを混入した細砂であり、その下位が深度14.8mまで均一な細砂である。深度14.8~15.2mは最大粒径50mm平均粒径2~8mmの砂礫堆積物である。その下位は深度16.8mまで微細砂と有機物を少量混入する硬質シルト(N値18~42)である。深度16.8~18.4mまでは細砂と固結粘土が互層に堆積し、若干有機物が混入する。調査地点の

地質層序は以上のとおりであるが、各々の特徴から地層を区分すると上位より深度1.9 mまでが埋土層(F)，深度1.9～5.8 mが河成堆積物の第一粘性土層(AC₁)，深度5.8～7.9 mが腐植土層(AP)，深度7.9～13.9 mが海成堆積物の第二粘性土層(AC₂)，深度13.9～15.2 mが第二砂質土層(AS₂)，深度15.2～18.4 mは硬質砂互層シルト(DSC₁)に大区別される。これらの層序区分と特徴は表-1に示す。なお、杉本⁷⁾は海成堆積物の第二粘性土層を均一な粘性土と砂混り粘性土に区分し、土質工学的性質に違いがあることを報告している。本層においても細分化して検討する必要があるが、ここでは土質試験データが不足しているため、区分しないものとする。

3-2 原位置及び土質試験結果

3-2-1 原位置試験

図-7はN値、電気検層、間隙水圧測定等の原位置

試験結果をまとめたものである。これらの試験結果から各地層の特徴を検討する。N値試験は一般に土の強さを推定する方法として広く採用されているが、N値0～3を示す軟弱地盤においてはその推定も不明確である。そのため、軟弱地層の強さを推定する方法としてN値試験データを基に1cm当りの打撃回数を求めた。その結果、AC₁層においては $4.0 \times 10^{-2} \sim 9.1 \times 10^{-2}$ 回/cm、AP層は $5.1 \times 10^{-2} \sim 5.7 \times 10^{-2}$ 回/cm、AC₂層上部は $0 \sim 2.8 \times 10^{-2}$ 回/cm、AC₂層下部は $5.0 \times 10^{-2} \sim 1.0 \times 10^{-1}$ 回/cm、AS₂層は $3.6 \times 10^{-1} \sim 6.0 \times 10^{-1}$ 回/cm、DSC₁層は1.4～2.5回/cmの値がそれぞれ得られた。今、これらの数値を各地層について検討すると、AC₂層上部が全地層の中で最も小さい。すなわち、AC₁層、AP層と比較してAC₂層上部は極めて軟弱な地層であることがわかる。また、AS₂層及びDSC₁層はN値が大きい土であることがわかる。

地質記号	地質名	記 事	
沖積層	F	埋 土	粘性土を主体とした沖積低地での盛土、埋土で固結シルト塊、レキを混入し、所々に砂質土を薄く挟在するが非常に不均質である。層厚は1.5～2.5 mが多い。
	AC ₁	第一粘性土	全体に腐植物を混入し、軟弱な地層で、所々に砂層を挟む、河成層を主体とする地層でN値は2前後を示す、含水比は60～120%のものが多く、層厚は薄く場所によっては欠如し、地層も不均一である。
	AP	腐 植 土	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、高含水比、高圧縮性の地層である。所々に有機質粘土の薄層を挟在したり、砂層を薄く挟んでいるのが特徴である。場所によってはシルト分が多かったり、スコリアを挟在している。層厚は1～8 mと変化に富み、N値は2前後である。
	AS ₁	第一砂質土	シルト混じり細砂から成る地層で層厚は薄く、全体の広がりはない。地層の主体は砂で粒径は不均一である。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1～3 mでN値は5前後、AP層の上下に分布するのが特徴である。
	AC ₂	第二粘性土	全体に貝殻片と腐植物を混入した海成堆積物でシルト、粘土が主体である。N値は4前後で場所によっては木片、スコリア等を混入し、層厚は10～18 mである。当地層は沖積層の主体を成し、全域的に広く分布している。また、地層は均質な粘性土と砂混りシルトが互層に堆積するのが特徴である。
	AS ₂	第二砂質土	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、木片を混入するが全体的な広がりを持ち、透水性の良い帯水層である。本層は沖積層基底に堆積し、相模層群砂層と連続している。層厚は1～3 mでN値は10前後を示す。
洪積層	DSC ₁	硬質シルト	粘性土と砂質土が互層に堆積し複雑な層序を成す、N値は粘性土が25前後、砂質土が50前後であり、粘性土と固結シルトの中間的な地層である。層厚は6 m以上と把握されているが、丘陵地帯に広く分布するので不明な点が多い。
	DSC ₂	固 結 砂 固 結シルト	N値50以上の比較的よく締った砂質土やシルトから成る固結土である。一般に相模層群の上層部に当る地層で透水性も良く、帯水層の可能性が高い。

表-1 地質層序とその特徴

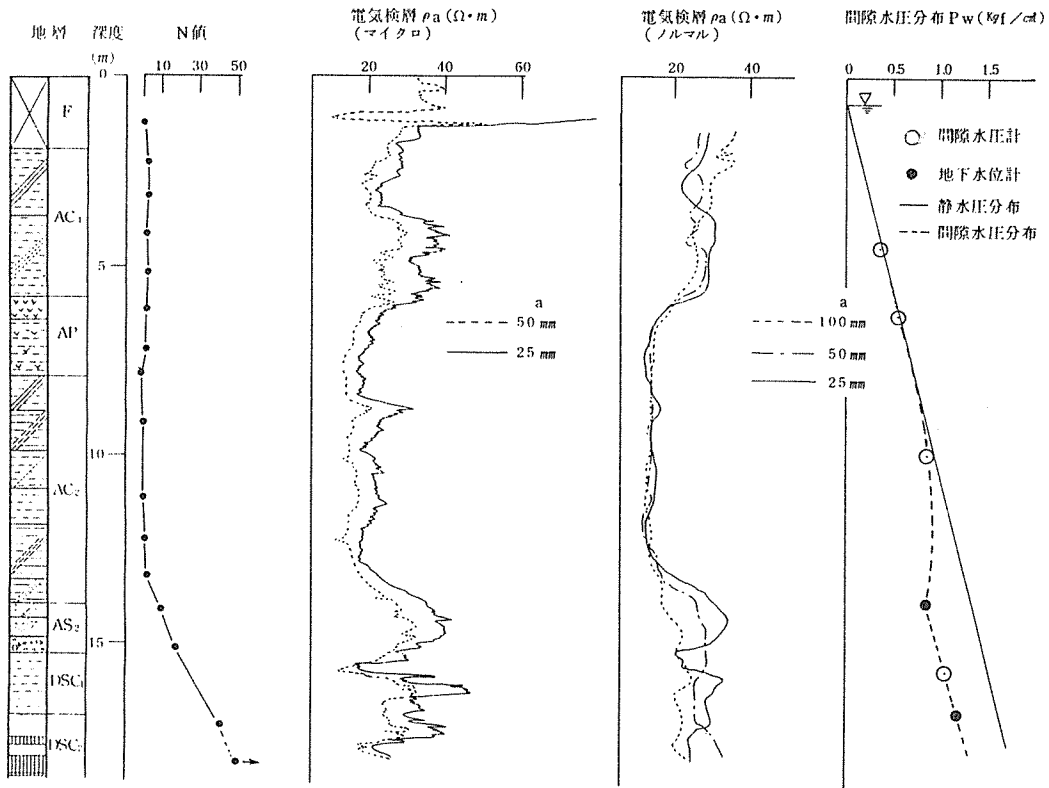


図-7 原位置試験結果図

電気検層の比抵抗値 (ρ_a) は一般の砂質土層で間隙水が淡水の場合、粘性土層と比較して大きな値を示すことが知られている。図-7の電気検層図は全地層の ρ_a を示したものである。 ρ_a は深度 1.9 ~ 3.6 m まで低い値を示すが、深度 3.6 ~ 5.8 m までは高い値を示す。すなわち、AC₁層はシルト、粘土を主体とする粘性土層と砂を多く混入する粘性土層に2分される。AP層は深度 7.0 m 付近に細砂を挟在するが ρ_a には表われていない。AC₂層は上部と下部が ρ_a が高く、中間部が低い。したがってAC₁層と同様、砂質粘性土層とシルト質粘性土層にAC₂層は2分される。また、AS₂層及びDSC₁層は砂質土層であるため、 ρ_a は当然高い値が示されている。

一方、図-7の間隙水圧分布図は各地層の間隙水圧 (P_w) を電気式間隙水圧計で測定した値である。深度約 10 m までの P_w は静水圧分布にほぼ等しい値を示しているが、深度約 14 m から下位のAS₂層及びDSC₁層の P_w は静水圧より約 0.55 kgf/cm² 低い値である。すなわち、当初の P_w が静水圧に等しいと仮定すれば、AS₂層及びDSC₁層の有効応力は約 0.55 kgf/cm² 増加

していることが推定され、地盤沈下の要因となる。

また、AS₂層の透水係数は注入法が 5.55×10^{-5} cm/sec、回復法が 5.20×10^{-4} cm/sec であり、DSC₁層の透水係数は注入法で 2.81×10^{-6} cm/sec、回復法で 2.35×10^{-5} cm/sec の値が得られた。

3-2-2 土質試験

土質試験は調査地点から不攪乱試料を採取し、室内で物理、力学試験を実施した。図-8にこれらの結果を土性図として示す。物理的性質のうち、粒土組成をみるとAC₁層は砂分が多く、細粒分は 27.5% と粘性土と砂質土の中間的な性質を有する土性である。AP層は粘土、シルトが 95% 以上を占め、高有機質粘土である。AC₂層は粘土組成にバラツキがみられ、地層が均でないことがわかる。すなわち、砂分含有率が高い地層と粘土、シルトが 95% 以上を占める層との互層堆積物である。しかしこれは 2カ所の値を検討したものであり、採取箇所を細分化すればさらに詳しく地層の粒度組成がわかるものと思われる。

DSC₁層は硬質シルトと細砂に大区分されたが、そのうち硬質シルト層の粒度組成を調べた。この砂分

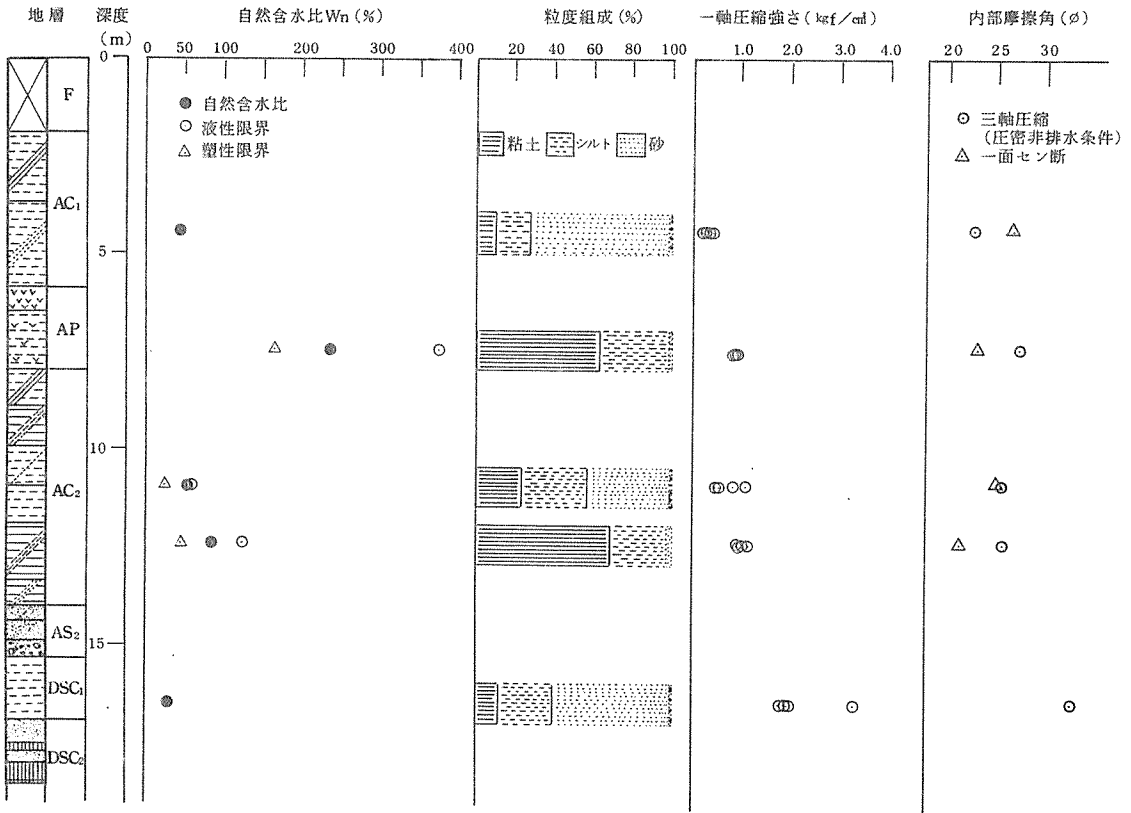


図-8 土性図

含有率は約60%を占め、AC₁層と同様砂質土と粘性土の中間的な土性である。また、自然含水比(W_n)や単位体積重量(γ_t)は地層の影響がよく反映されている。すなわち、粒度組成で砂分含有率の高いAC₁層、AC₂層、DSC₂層は1.5~1.8 g/cm³と γ_t が高く、AP層の γ_t は1.2 g/cm³と低い値である。反対にW_nは砂分含有率の高い地層が少く(45~86%)、AP層が多い(235%)。一方、図から力学的性質をみると一軸圧縮強度(q_u)は深度の増加に伴って強度も増加し、 $q_u=0.09 Z$ (kgf/cm²)の関係が得られる。土の内部摩擦角(ϕ)は21°~26°の範囲である。

3-2-3 圧密試験

図-9~図-11は各地層の圧密試験結果を示したものである。図-9は $e-\log P$ 曲線図、図-10は $\log \bar{P}-\log C_v$ 曲線図、図-11は $\log \bar{P}-\log M_v$ 曲線図である。これらの図から各地層の圧密常数(初期間隙比 e_0 、圧密降伏応力 P_c 、圧密係数 C_v 、体積圧縮係数 M_v 、圧縮指数 C_c)を求め、後述する圧密特性図にまとめた。

図-9からは圧密圧力と間隙比の関係をみるこ

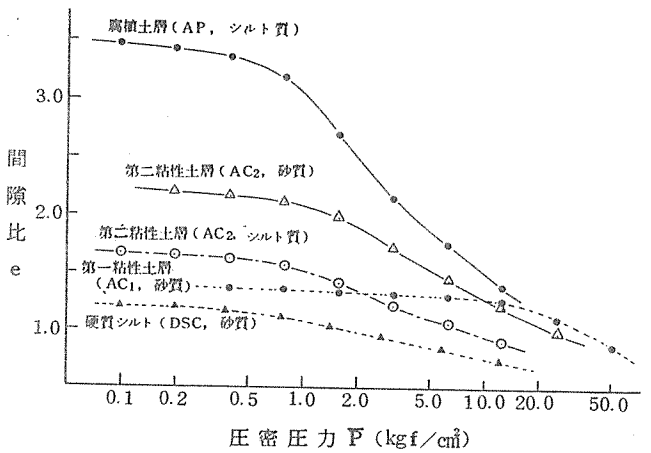


図-9 $e-\log P$ 曲線図

できる。AP層は P の増加で e の減少量が極めて大きい。これに対し、砂分含有量の比較的多いAC₁層、AP層、AC₂層は初期間隙比(e_0)が小さく、 P が増加しても e の減少量は少ない。

また、AC₂層ではシルト質粘性土が砂質粘性土より e が大きい。

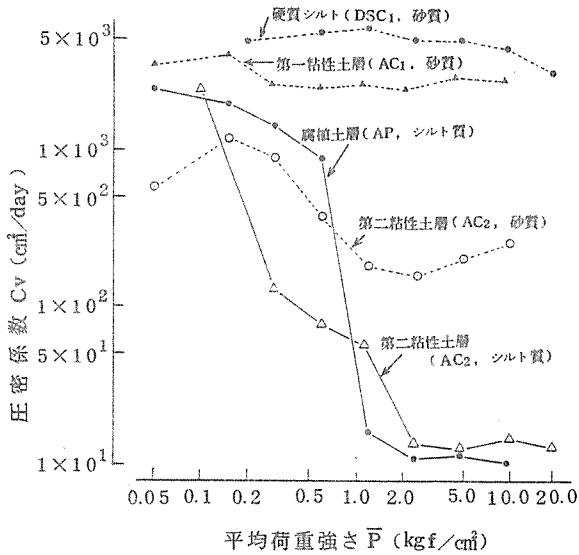


図-10 $\log \bar{P} - \log C_v$ 曲線図

図-10は $\log \bar{P} \sim \log C_v$ 曲線図であるが砂分含有量が60%以上のAC₁層, DSC₁層は \bar{P} が増加しても C_v 値は変わらない。反面シルト, 粘土を主体とするAC₂層(シルト質粘性土層)は \bar{P} の増加に伴って C_v 値は急激に小さくなる特性がある。図-11のグラフは各地層に若干の相異があるものの全体的にはほぼ似た傾向を示している。

一方, 各地層の圧密特性を検討するため, 原位置有効上載荷重 P_o と P_c の関係を調べた。一般に P_c と P_o の関係は $P_c = P_o$ であれば正規圧密, $P_c > P_o$ であれば過圧密, $P_c < P_o$ であれば自然圧密として把握されている。しかし, 圧密特性の傾向として現状地盤が, $P_c = P_o$ であっても P_c が若干高い値を示すといわれている。図-12は P_c と P_o の関係図であるが, AC₁層, AP層, AC₂層(シルト質粘性土層)はほぼ一致した値で $P_c \approx 2 P_o$ の関係になっている。また, 各地層はいずれも $P_c > P_o$ であり, 過圧密となっている。図-13は P_c, M_v, C_v, C_c, W_n を深度別に示した圧密特性図である。 P_c は深度の増加に伴って大きくなり, 図には示されていないがDSC₁層で17.2 kgf/cm²の値である。また, $P_c > P_o$ の関係は深度が増加しても一定の比を示し, 各地層とも過圧密状態である。一方, M_v は深度の増加に伴って小さくなる傾向があり, C_c も一部を除けば M_v と同様の傾向を示している。一般に沖積層の粘性土は $C_c > 1$ の関係が示されると圧縮性が高い土と言われている。この関係から各地層の特徴を検討すると, AP層は $C_c > 1$ であり, 圧縮性が

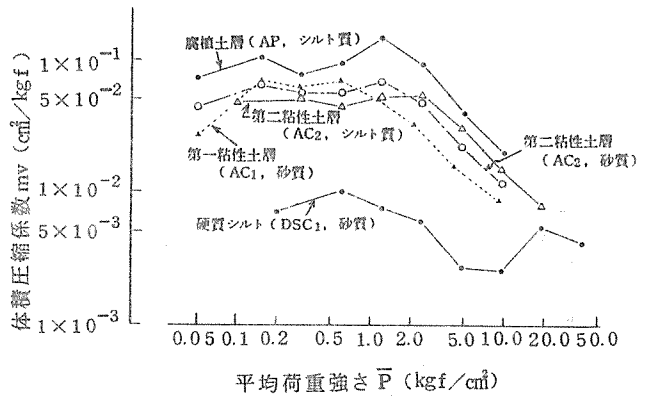


図-11 $\log \bar{P} - \log m_v$ 曲線図

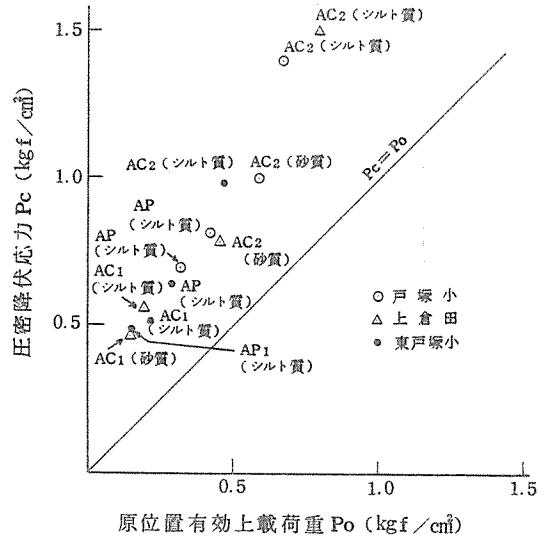


図-12 圧密降伏応力と原位置有効上載荷重との関係図

高い土に分類される。これに対しAC₁層, AC₂層, DSC₁層は $C_c < 1$ であり, 圧縮性が低い土と考えられる。また, 図から明らかのように C_c と W_n は相関性が極めて高いことがわかる。すなわち C_c が大きければ W_n も大きな値を示す。図-14は C_c と W_n との関係を示したものである。一般的な土の性質は $C_c = 0.01 W_n$ の関係が知られている。AC₂層はほぼこの関係が認められる。しかし, AC₁層, AP層は $C_c = 0.008 W_n$ と係数が若干小さい。反面, DSC₁層は W_n の係数が大きい。これらの関係は深度の増加に伴って W_n の係数は大きくなる傾向を示している。

4. 間隙水圧・地下水位・層別沈下量の調査

4-1 調査目的

図-3のT-23は, 調査地点に最も近接した水準点

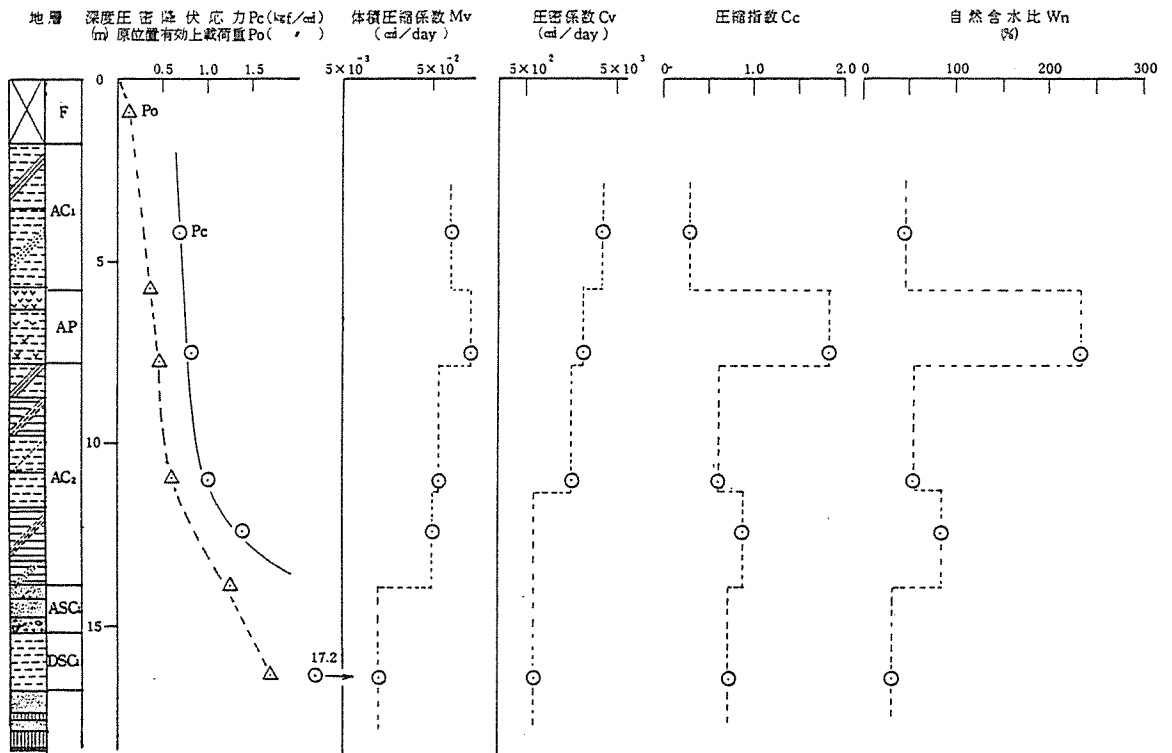


図-13 圧密特性図

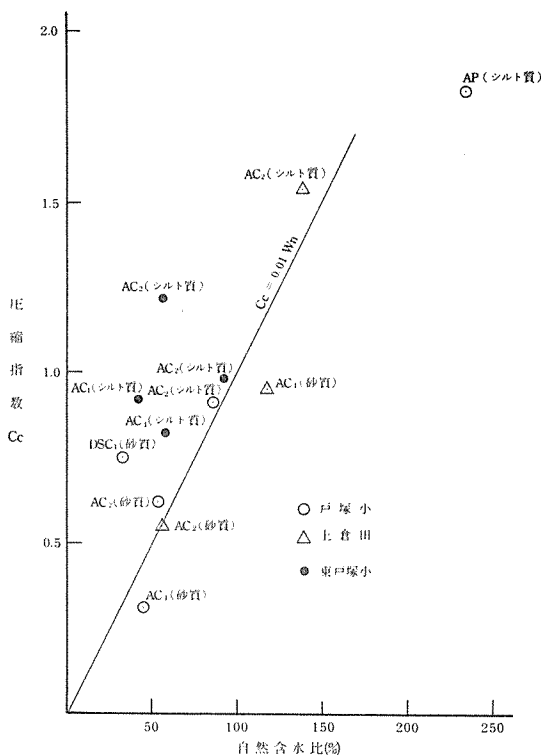


図-14 圧縮指数と自然含水比との関係図

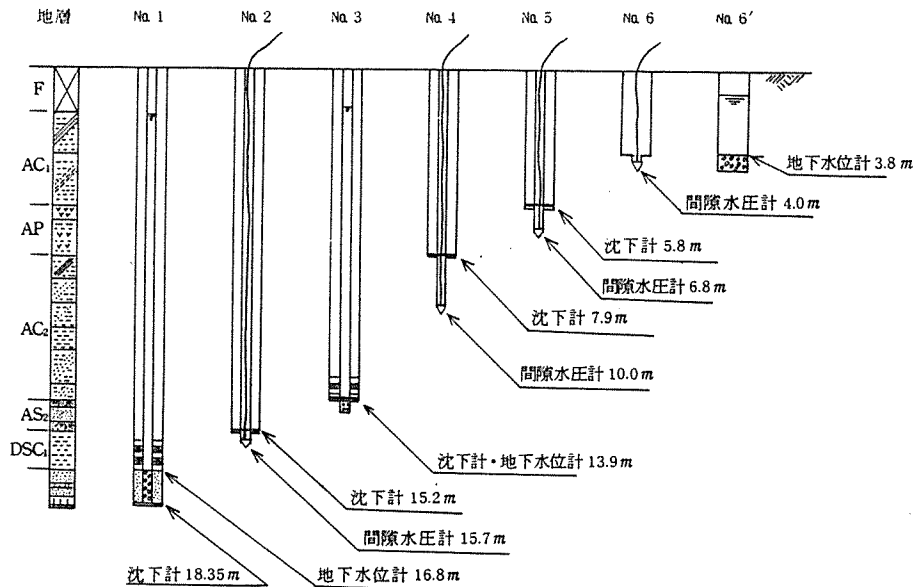
の経年変化を示したものであるが、1976年から急激に沈下現象が表われ、1980年まで一定の沈下速度（57mm/年）で進行する。そこで1980年の時点で多くの仮定に基づいて沈下予測を行った結果、沈下はさらに進み、5年後の1985年にはさらに150~200mmの沈下量が試算された。しかし、この時点は既存資料を用いての予測解析であり、地盤の水圧分布及び地層区分、圧密常数等が不明確であるため、今回原位置試験等で、さらに詳しい土質常数を求め、詳細な層区分と地層別の沈下及び間隙水圧の変動測定から各地層の応力と沈下の関係を詳細に調査するものとした。

4-2 各種計器の設置

調査地点の地層別沈下量と間隙水圧分布を経年的に調べるため、表-1の層区分に基づいて沈下計5本、間隙水圧計4個、地下水観測井戸3本を設置した。図-15に各種計器の設置図と仕様を示す。

4-2-1 層別沈下計

沈下計を設置するため、直径150mmのボーリング孔を所定深度まで削孔した。沈下計は直径50.8mmのガス管を使い、管頭の変動を水準測量で求めるものとした。また、沈下計は二重管構造とし、外径140mmの塩化ビニールパイプを外管に使用した。



沈下計の構造図

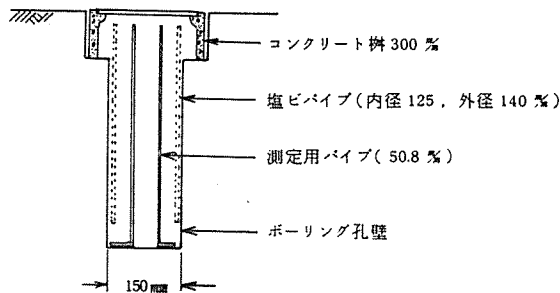


図-15 計器設置構造図

測量水準点の基準値は深層150mの上総層群に設置してある地下水位観測井戸の管頭を不動点と仮定し、各地層の沈下計を測定するものとした。各地層の変動量算出は次式によって求めるものとした。

基準値(上総層群, 不動点) = Na.TB

ΔS_1 : DSC₁層の変動量 = Na.1 - Na.TB

ΔS_2 : DSC₁層の変動量 = Na.2 - Na.1

ΔS_3 : AS₂層の変動量 = Na.3 - Na.2

ΔS_4 : AC₂層の変動量 = Na.4 - Na.3

ΔS_5 : AP層の変動量 = Na.5 - Na.4

ΔS_6 : AC₁層の変動量 = Na.6 - Na.5

全沈下量 $\Delta S = \Delta S_1 + \Delta S_2 + \Delta S_3 + \Delta S_4 + \Delta S_5 + \Delta S_6$

4-2-2 間隙水圧計

間隙水圧計はK社製のストレインゲージ式(BP型)

間隙水圧計を使用した。間隙水圧計の設置は沈下計設置と同時に施工した。すなわち、沈下板の下位に所定深度まで特殊ロットを使って間隙水圧計を押し込んだ。押し込み時は地上部の測定器(K社製SM-60D型)と接続し、許容荷重以内で入念に計器を埋設した。なお、間隙水圧の初期値は押し込み時に発生した過剰間隙水圧が消滅して平衡状態になったことを確認してから採用するものとした。また、施工中に計器の異常は認められなかったが、1981年頃からAC₂層(Na.4)の間隙水圧計が異常に減少したため、このデータは本報告では採用しないものとした。

4-2-3 地下水位観測井戸

DSC₂層及びAS₂層の地下水位変動の測定は地下水位観測井戸によった。

井戸の構造は沈下計と兼用のもので、直径50.8mmのガス管をストレーナー加工したものである。ストレーナーの長さは約1.0mとし、管周面からの漏水を遮断するため、ストレーナーから約2～3m上部にカサグラデシールの防水施工をした。

5. 間隙水圧、地下水位、層別沈下等の測定結果

5-1 間隙水圧・地下水位

間隙水圧(P_w)の測定頻度は毎月1回とし、地下水位は毎月2回平均で行った。間隙水圧計は電気式のため、地中に埋め込んだコンクリートの枠からコード先端を取り出し、防水テープを取り除く。また、計測後はコードの先端を再び防水テープで入念に巻き、防水袋を二重、三重に巻いて所定の場所に格納する。このため作業は長時間を有し、コード先端部の保護が最も重要な作業であった。図-16は1980年から1985年の測定結果である。図中のNo.2, No.5, No.6はひずみ量(μ)から P_w を求め、No.1, No.3, No.6は井戸の

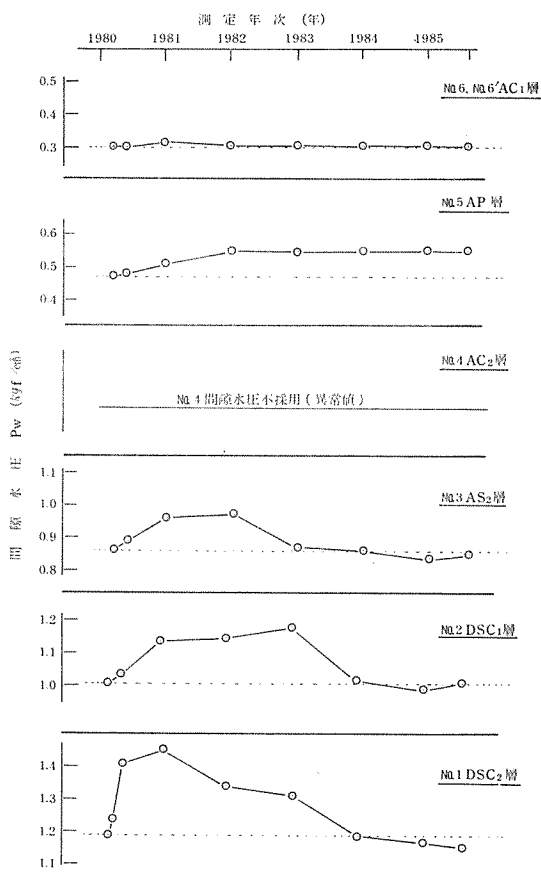


図-16 間隙水圧変動図

ストレーナー深度と地下水の水頭差から P_w の値を求めたものである。また、図中の縦軸は P_w の大きさを示し、横軸は測定年次である。図からは各地層における間隙水圧変動状況がわかる。すなわち、DSC₂層の P_w は測定開始間もなく(1.5カ月後)約0.22 kgf/cm²増加し、1年後には約0.25 kgf/cm²まで増加した。その後、 P_w は年平均約0.066 kgf/cm²の速度で減少している。DSC₁層についてもDSC₂層と同様の傾向を示すが、測定後3年位まで増加を続け、その後は短期間で減少して横ばい状態を示している。AS₂層はDSC₂層、DSC₁層より増加量が少なく、増減のパターンもDSC₂層とDSC₁層の中間の状態を示す。AP層はわずかであるが、1982年まで増加し、その後現在まで横ばい状態が続いている。AC₁層は P_w の変化がほとんどみられない。以上のことから各地層の特徴と地下水の回復、減少を考察してみると地下水位は1980年にDSC₂層、DSC₁層、AS₂層で減少から回復に向っていた。中でもDSC₂層の地下水回復が最も著しく、これが上部層のDSC₁層、AS₂層にそれぞれ波及し、さらに上部層へと伝わって行った。しかし、AC₂層、AP層、AC₁層は透水性が低いため、影響を受けるまでに時間がかかり、再びDSC₂層から地下水が減少し始めたため、AC₁層への影響は表われなかったものと考えられる。

一方、1980年以前の地下水位はかなり低下していたものと思われる。すなわち、測定開始時の地下水位は上昇途中のものと考えられる。特に地下水位の低下が著しかった地層はDSC₂層と思われ、原位置試験結果や今回の測定値で P_w は静水圧より約0.45 kgf/cm²低い値である。この現象はDSC₁層やAS₂層も同様の傾向であるが、AC₂層、AP層、AC₁層の P_w は静水圧より0.05～0.10 kgf/cm²低い値であり、粘性土層の P_w が予想以上に小さな値であることがわかる。現在、DSC₂層、DSC₁層、AS₂層の P_w は少しずつ減少し始めており、周辺地域のどこかで揚水されているものと考えられるが、帯水層(DSC₂層、DSC₁層、AS₂層)が連続しているため、原因究明は困難である。また、これを解明するためには地下水利用者の実態把握と建設工事現場内の地下水位調査が必要である。これらの要因が明らかにされれば地下水収支のバランスは再び保つことが可能と考える。

5-2 層別沈下

層別沈下量の測定は毎月平均1回水準測量で測定した。図-17は1980年～1985年間に実測した結果である。柴崎⁹⁾は地下水の水頭と地層の収縮に関して3時相区分を行っている。すなわち、I 水頭低下期にと

もなる収縮現象、Ⅱ 水頭上昇期にともなる収縮の停止あるいはリバウンド現象、Ⅲ 水頭安定期に残存する残留沈下現象である。そこで、図-17に示す各々の沈下現象を柴崎の区分した方法を用いて検討してみる。図-16のPwと図-17の沈下量(S)またはリバウンド量(Su)との関係は1982年頃までⅡ時相であり、その後は各々の地層によってⅢ時相とⅠ時相に分類される。Ⅲ時相とⅠ時相の違いは各地層の土質工学的性質によるものと思われ、粘性土層等においては圧密の時間的遅れが表われるものと考え¹⁰⁾る。今、これらの関係を更に詳しく調べるため、各々のデータを検討する。図-17の各地層の沈下曲線を見ると沈下計設置時はDSC₂層、DSC₁層、AS₂層がそれぞれリバウンドの途中であり、1980年以前はこれよりさらに沈下していたものと考えられる。また、図中のDSC₂層、DSC₁層、AS₂層は砂質土層及び砂、シルトの互層堆積物であるが、1981年~1983年にかけて約+5~+10mmのリバウンド量であり、地下水位の回復時期と一致する。このリバウンド現象は下位層から上位層に向けてリバウンド

が波及していく傾向がみられるが、AC₂層、AP層、AC₁層にはこのリバウンド現象は表われず沈下現象が表われている。また、図中のNo.7は全地層の沈下量を示したものであるが、1981年頃まではわずかにリバウンド現象が表われており、その後急激に沈下している。なお、地表面でのリバウンド現象は横浜市水準測量成果表でもたびたびみられており、これらのデータ解析に当っては異常値と考えてきた。しかし今回の調査結果から判断すると地層の種類と地下水位の回復によっては地表面がリバウンドする事実が明らかとなった。今後、地盤沈下を検討するに当っては水準点付近の地層を十分に把握することが最も重要であると考えられる。

6. まとめ

戸塚駅周辺の地盤沈下対策の一環として戸塚小学校敷地内に間隙水圧計、地下水位観測井、層別沈下計を設置し、観測してきた。また、当地盤の性状を把握するため原位置試験及び土質試験を実施してきた。その結果、当地盤についていくつかの知見が得られた。

1) 原位置試験

電気検層から砂質土層を検討した結果AC₁層とAC₂層は砂混りの粘土と均一な粘土に区分するのが妥当と思われる。原位置試験から得られた間隙水圧は深度10mまで静水圧に等しく、10m以深で最大0.55kgf/cm²低い値である。AS層の透水係数は10⁻⁵~10⁻⁴cm/secまた、DSC層の透水係数は10⁻⁶~10⁻⁵cm/secであり、帯水層の一部とみられる。

2) 土質試験

土の物理的性質は一般的な値を示していた。W_nはAC₁層とAC₂層が若干小さく、粒度組成においてもAC₁層は砂分含有率が70%以上占めている。力学的性質は $qu = 0.09 Z$ (kgf/cm²)の関係式が得られ、土の内部摩擦角(ϕ)は21°~26°の範囲である。

3) 圧密試験

地盤をP_cとP_oの関係から検討した結果、土は過圧密であり、 $P_c \approx 2P_o$ の関係であった。過圧密の理由は過去の地下水位低下によるものと考えられる。eとC_v値は粒度組成及び腐植土混入に大きく支配されるがM_v値は各地層ともほぼ同一の値であった。

4) 間隙水圧・地下水位測定

間隙水圧・地下水位測定結果から各地層の地下水変動を検討した結果、地下水の動きはDSC₂層の相模層群が主体であった。また当地層の地下水位は1980年以前に大きな変動があったものとする。この地下水

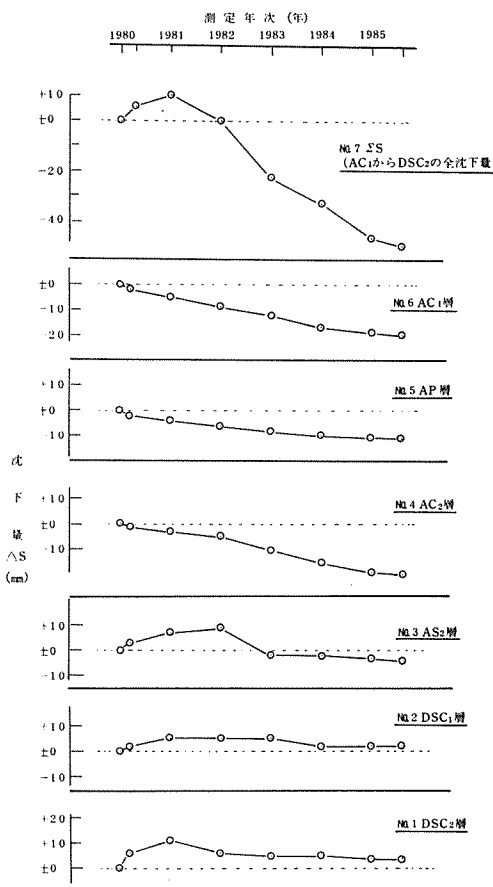


図-17 各地層別沈下量図 (No.7は合計沈下量)

位低下量を説明することはできなかったが静水圧から試算して約 5.5 m 以上と考えられる。なお、1980 年頃の地下水位は回復途中の値と考える。間隙水圧分布から検討した各地層の有効応力は原位置試験結果とよく対応し、10 m 以深の有効応力が減少している。間隙水圧は現在減少しつつあり、今後の動向を見守って行く必要がある。

5) 層別沈下測定

層別沈下測定結果から各地層の沈下量を算出した結果地層は 1980 年から 1981 年頃にリバウンドした。これは DSC₂層からの地下水回復と同時期であることから、柴崎が区分した 3 時相の II (水頭上昇期にともなう収縮の停止あるいはリバウンド現象) に該当するものとする。地下水位の回復によって下位層の DSC₂層、DSC₁層、AS₂層はリバウンド現象を生じたが、上位層の AC₂層、AP層、AC₁層はリバウンドが漸減して沈下現象が表われた。この理由は上位層に堆積する粘性土層の圧密沈下量が下位層のリバウンド量より多いためと考える。

6) 地盤沈下量の検討

軟弱地盤層の沈下原因は主として大規模地下掘削工事によるものが多いことはこれまでの調査結果で明らかにされつつある。調査地点付近の地盤沈下加速原因も一応工事との関係で検討してみた。すなわち、当周辺は 1974 年頃から工事が始まり、^{11,12)}現在も行われている。図-4 の地盤沈下量の経年変化図は 1975 年頃から沈下が急激に発生している。

7. 今後の課題

戸塚駅周辺の帯水層構造調査は 1980 年に上倉田団地内で深度 150 m のボーリング調査を実施し、原位置試験等で相模層群上部の間隙水圧が減少していることを把握した。また、今回報告した戸塚小学校敷地内の層別沈下・間隙水圧・地下水位等の測定記録からも相模層群の地下水変動が確認された。同様の状況は東戸塚小学校敷地内と矢部団地敷地内に設置した観測井からも AC₂層下位の地層で地下水位変動がみられた。これらの地下水位低下現象は今後さらに進むことが考えられる。また、矢部観測井などの地下水位は季節的な変動もみられることから、周辺部で季節的な地下水を揚水していることも考えられる。今後はこれらの地下水利用の実態調査を始め、各地点の地下水位観測及び戸塚小学校内に設置した各種計器の測定を継続して進めるとともに、今回の調査結果を基に戸塚駅周辺の地盤沈下について解析を行いたい。

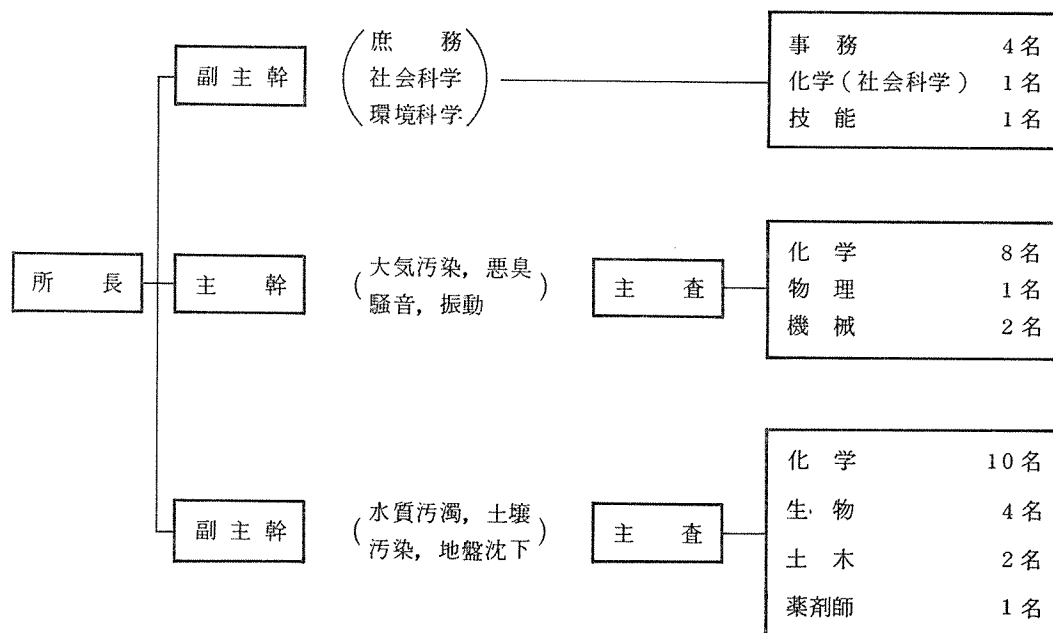
謝 辞

この調査を進めるに当り公害対策局水質課地盤沈下担当職員の方々から多大な御支援をいただいた。報告書作成に当っては横浜国立大学工学部土木工学科の今井助教授、東海大学工学部土木工学科の赤石助教授から御指導いただいた。また、観測敷地の借用に当っては教育委員会を始めとして戸塚小学校の教職員の方々に大変お世話になった。これらのの方々に対し、深く感謝致します。

文 献

- 1) 杉本実：戸塚駅周辺の地盤沈下について，横浜市公害研究所報第 5 号，199～218 (1980)。
- 2) 横浜市公害対策局：横浜市水準測量成果表 No. 114，1～23 (1984)。
- 3) 横浜市公害対策局：横浜市地盤沈下報告書 No. 118，1～70 (1984)。
- 4) 土質工学会：土質調査法，1～869 (1984)。
- 5) 土質工学会：土質試験法，1-1-1～7-1-42 (1984)。
- 6) 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)。
- 7) 杉本実：横浜南部沿岸地域の軟弱地盤構造と地盤沈下特性について，第 20 回土質工学研究発表会講演集，85～86 (1985)。
- 8) 横浜市公害研究所：横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤層調査報告書，No. 59，1～55 (1984)。
- 9) 柴崎達雄：地下水盆の管理 (水収支研究グループ) 東海大学出版会，1～242 (1975)。
- 10) 楢井，古野，中村：浦安地盤沈下観測井系のデータ解析 (沖積層の地盤沈下予測を中心として)，千葉県公害研究所地盤沈下研究事業報告，第 4 号，1～28 (1979)。
- 11) 萩野，堀川，川原子：注水工法を利用した開削工事における広域地盤沈下防止対策，第 38 回年次学術講演会講演概要集(3)，267～268 (1983)。
- 12) 横浜市公害対策局：戸塚駅及び新横浜駅周辺地区地盤沈下対策調査委託報告書資料(I)，(II)，(III) (1983)。
- 13) 土質工学会：掘削にともなう公害とその対策，1～305 (1978)。
- 14) 土質工学会：建設工事と地下水，1～319 (1980)。
- 15) 杉本隆男，佐々木俊平：土留め・掘削工事に伴う地盤変形の要因分析，第 20 回土質工学研究発表会講演集，1241～1244 (1985)。
- 16) 前田高治，吉田保：開削工事に伴う周辺地盤の挙動，第 20 回土質工学研究発表会講演集，1247～1248 (1985)。

1. 人員及び組織



2. 主要機器一覧表

品名	規格	数量	配置
ガスクロマトグラフ質量分析計	島津 GC-MS, LKB-9000B	1 式	第二機器分析室
同上用データ処理装置	島津GC-MS-PAC 3000型	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	日電バリアンAA-1150A	1 式	第一機器分析室
"	島津AA-620	1 式	"
"	島津AA-630-02	1 式	"
ガスクロマトグラフFID他	島津GC-6AMPTF他	9 式	第三機器分析室
液体クロマトグラフ	島津LC-4A	1 式	第二機器分析室
赤外分光光度計	日本分光3A	1 式	恒温室
光化学反応実験装置	600Aスモークチャンパー	1 式	"
分光光度計	日立139-0018	2 式	3階天秤室 5階天秤室
"	ダブルビーム自記 日立200-10型	1 式	第二水質実験室
分光蛍光光度計	日立MPF-4	1 式	放射能研究室
水銀分析計	島津UV-201	1 式	第一機器分析室
低温灰化装置	ヤマト科学PR-503	1 式	"
二次導函数数量ガス分析装置	LEAR SIEGLER MODEL 400	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分析装置	東芝	1 式	放射能研究室

品名	規格	数量	配置
標準粒子発生装置	東京高周波電気炉SRF-305W	1 式	工学実験室
標準ガス精密希釈装置	製鉄化学工業SDS-401	1 式	恒温室
窒素酸化物自動記録計	MONTIOR RABS MODEL-8440	1 台	第二大気実験室
"	紀本電子工業MODEL-214	1 台	"
"	"	1 台	"
オキシダント自動記録計	電気化学	1 台	"
オゾンメータ	京都電子工業OX-21	1 台	"
風向風速計	海上電機SA-200	1 台	"
"	" RA-211S	1 台	"
イオン濃度測定装置	オリオン801A型	1 台	"
多チャンネルデジタル騒音計	リオンSV-70型の改良型	1 台	騒音研究室
データレコーダ	NAGRA-IV-SJ型	1 台	"
騒音振動解析装置	YHP5420型	1 式	"
データ処理装置	VHP9845S	1 式	"
シアンイオン蒸留装置	桐山製作所製	1 式	第一水質実験室
アンモニアイオン	"	1 式	"
ふっ素イオン	"	1 式	"
水銀分解装置	"	1 式	"
グデルナーダーニッシュ濃縮装置	"	2 式	第二及び第三水質実験室
流動電位測定装置	島津ZP-10B	1 式	4階予備室
魚に対する慢性毒性試験装置	関東工機製作所製	1 式	生物研究室
"	"	1 式	"
波高分析機	東芝USC-1 MODEL10	1 式	放射能研究室
電子計算機	ACOS 250(賃借)	1 式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL 226	1 式	第二大気実験室
攪拌実験装置	佐竹化学機械工業製	1 式	処理実験室
標準圧密試験器(3連型)	丸東S43-3UL-1	1 台	地盤沈下研究室
ソイルミキサー	" SE-27	1 台	"
一軸圧縮試験装置	" SG-2033	1 式	"
核磁気共鳴装置	日立製作所R-600型	1 式	第二機器分析室
凝縮核モニター	日本科学工業MODEL3020	1 台	第二大気実験室
14チャンネルデータレコーダ	ソニーUN61430W	1 台	騒音研究室
イオンクロマトグラフ	ダイオネックス社MODEL10	1 台	第三水質実験室
全有機炭素分析計	ベックマンMODEL915-B	1 台	第一機器分析室
高精度NOx計	ダイレック社DY8400型	1 台	第二大気実験室
恒温式オートサンプリングシステム分光光度計	日本分光工業製 UVIDEC610C型 ダブルビーム分光光度計	1 台	"
高精度オゾン計	紀本電子工業製	1 台	"
高精度弾性波速度測定装置	丸東製作所製	1 台	地盤沈下実験室
炭素・水素・窒素(CHN)分析計	柳本CHNコーダーMT-3型	1 台	第二大気実験室
クロロフィルメータ	ターナーデザイン社 MODEL ID-00OR	1 台	生物研究室
電気炉	西村工業製	1 台	第一水質実験室
三軸圧密試験記録装置	理研電子製	1 式	地盤沈下実験室

3. 昭和59年度 予算額

(単位：千円)

科 目	金 額	付 記
共 済 費	180	社会保険料
賃 金	4,823	
報 償 費	470	
旅 費	1,739	普通旅費
需 用 費	86,673	消耗品費 25,712
		燃 料 費 305
		食 料 費 653
		印刷製本費 6,708
		光 熱 水 費 45,106
		修 繕 料 8,189
役 務 費	3,372	通信運搬費 1,834
		手 数 料 1,412
		筆耕翻訳料 126
委 託 料	41,914	清掃その他委託料
使用料及び 賃 借 料	14,620	
工事請負費	3,500	雑工事費
備品購入費	19,500	
負担金補助 及び交付金	230	会費及び負担金
公 課 費	38	
計	177,059	

管理運営費	94,432
試験検査費	9,333
主要機器維持 管理運営費	14,994
調査研究事業費	35,000
機器等整備 事業費	18,500
施設改修工事費	3,500
公害教育啓発等 その他事業費	1,300
計	177,059

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
(社)大気汚染研究協会総会講演会(第3回関東支部)	59. 5	大気環境データの量と質—関東地方における広域大気汚染の動態—	鶴田治雄
日本気象学会1984年春季大会	59. 5	沿岸域から内陸域への大気汚染物質の輸送および変質過程(I)	鶴田治雄, 「内陸域における大気汚染の動態」観測班
神奈川県公害研究機関協議会公害研究合同発表会(第8回)	59. 6	諸外国における魚類を用いた水質管理	斎藤治子
神奈川県公害研究機関協議会公害研究合同発表会(第8回)	59. 6	横浜の軟弱地盤構造と地盤沈下特性に	杉本実
神奈川県公害研究機関協議会公害研究合同発表会(第8回)	59. 7	植樹帯による減音効果	○鹿島教昭・中村俊亮・田村明弘(横浜国大)
神奈川県公害研究機関協議会公害研究合同発表会(第8回)	59. 7	重油燃焼バーナーによって生じるばいじんの生成過程について	佐俣満夫
国際生気象学会議(第10回)	59. 7	Transport and Transportation of Atmospheric Pollutants by Land and Sea Breeze	鶴田治雄
横浜市衛生局・公害対策局研究発表会(第19回)	59. 8	横浜市における酸性雨調査	○草野一・渡辺善徳・鶴田治雄
横浜市衛生局・公害対策局研究発表会(第19回)	59. 8	鶴見川水系における底質の主成分元素および重金属濃度	白柳康夫
日本陸水学会(第49回)	59. 9	重金属汚染河川(秋田県, 小坂川, 米代川)における生態影響調査, (I)環境及び生物試料中の重金属濃度	○畠山成久(国立公害研)・福島悟・安野正之(国立公害研)
日本陸水学会(第49回)	59. 9	重金属汚染河川(秋田県, 小坂川, 米代川)における生態影響調査, (II)付着藻類相への影響	○福島悟・安野正之(国立公害研)・畠山成久(国立公害研)
全国公害研協議会関東甲信静支部水質専門部会(昭和59年度)	59.10	河川における水質汚濁指標とその季節変動	福島博
日本気象学会1984年秋季期大会	59.10	盆地および谷間における光化学オキシダントの挙動と局地気象	鶴田治雄
日本気象学会1984年秋季期大会	59.10	ランドサットで検出された相模湾上における首都圏の汚染気塊	鶴田治雄
大気汚染学会(第25回)	59.11	道路周辺地域における浮遊粉じんの挙動(第4報)—浮遊粉じん及び含有成分の粒径分布	○新井久雄・鈴木正雄・太田正雄・渡辺善徳
大気汚染学会(第25回)	59.11	固定発生源から排出されるばいじんの多元素分析による排出特性	○佐俣満夫・太田正雄

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
大気汚染学会(第25回)	59.11	南関東都市周辺部におけるベンズ a ピレンの経年変動について	○太田正雄・管邦子(都環境科研) 林久緒(川崎市公害研)
大気汚染学会(第25回)	59.11	固定発生源から排出されるPAHs濃度	○太田正雄・佐俣満夫
大気汚染学会(第25回)	59.11	降水成分に関する調査研究(I)ー降水による汚染物質降下量ー	○草野一・渡辺善徳
大気汚染学会(第25回)	59.11	降水成分に関する調査研究(II)ー降水のpH変動に影響を及ぼすイオン成分ー	○草野一・渡辺善徳・鶴田治雄
大気汚染学会(第25回)	59.11	降水成分に関する調査研究(III)ー都市の降水に含まれるカルシウムの動態ー	○渡辺善徳・草野一・新井久雄・鈴木正雄・太田正雄・鶴田治雄
大気汚染学会(第25回)	59.11	降水成分に関する調査研究(IV)ー降水時における降水成分、大気中のガス、エアロゾルの同時測定(その1)ー	○鶴田治雄・渡辺善徳・草野一
大気汚染学会(第25回)	59.11	日本におけるバックランドオゾンの季節変化	○鶴田治雄・小川利紘(東大理)
大気汚染学会(第25回)	59.11	沿岸都市域から内陸域への大気汚染物質の輸送および変質過程(I)ー大規模海風に伴う光化学汚染気塊の輸送過程ー	○鶴田治雄・平野耕一郎 「内陸域における大気汚染の動態」観測班
大気汚染学会(第25回)	59.11	沿岸都市域から内陸域への大気汚染物質の輸送および変質過程(II)ー都市域および内陸域におけるガスおよびエアロゾル成分の日変化ー	○太田正雄・渡辺善徳・鶴田治雄 「内陸域における大気汚染の動態」観測班
大気汚染学会(第25回)	59.11	人工衛星の画像を利用した汚染気塊の解析(I)ー航空機との同時観測による光化学汚染気塊の空間分布と海風前線の立体構造ー	鶴田治雄
大気汚染学会(第25回)	59.11	模擬煙道への試験粉体の微量安定供給ーテーブルフィーダーにおけるスクレーパーの改良ー	○剣持晃(日本工学院専門学校)・佐俣満夫
大気汚染学会(第25回)	59.11	内陸域における大気汚染の動態ー1983年夏期調査における局地風観測結果の概要ー	○木村竜治(東大海洋研)・鶴田治雄 「内陸域における大気汚染の動態」観測班
大気汚染学会(第25回)	59.11	内陸域上空の清浄域およびO ₃ 高濃度域中における炭化水素成分濃度について	○須山芳明(神奈川県公害センター)・鶴田治雄、「内陸域における大気汚染の動態」観測班
大気汚染学会(第25回)	59.11	光イオン化式連続ガス分析計の有機ガスに対する応答特性及び温湿度影響	○前田裕行・平野耕一郎
大気汚染学会(第25回)	59.11	神奈川県臨海地区におけるオキシダント高濃度日の炭化水素成分の経時変化について	○前田裕行・神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会
大気汚染学会(第25回)	59.11	PTIOをNO酸化剤としたNO, NO ₂ 同時測定用個人サンプラー	○平野耕一郎・前田裕行・石井哲夫
大気汚染学会(第25回)	59.11	NO-O ₃ 反応を用いた化学発光法オゾン計の試作	○平野耕一郎・鶴田治雄
電気集塵国際会議(第2回)	59.11	Collection efficiency of size-fractionated dusts for elec-	佐俣満夫

学会大会名	年 月	題 名	発表者・共同研究者
環境保全公害防止研究 発表会(第11回)	59.12	torostatic precipitators and bag-houses ランドサットで検出された首都圏の汚 染気塊	鶴田治雄
US-Japan Confe- rence on photo- chemical air pollution(procee- dings of eighth)	59.12	Study on photochemical air pollution in inland area(I)- Trasport and transformation of polluted air mass from urban-industrial area to inland area	鶴田治雄
水質汚濁学会(第19回)	60. 3	鶴見川水系の水質変動解析と評価	福島博

5. 雑誌等投稿

報告書名	発行月日	執筆者	題名
オゾンのバックグラウンド濃度解析調査(財団法人日本気象協会環境庁委託)	60. 3	鶴田治雄	日本におけるバックグラウンドオゾンの調査・解析のレビュー

(要旨)

日本の非都市域におけるバックグラウンドオゾン,あるいはオキシダントの調査・解析に関するレビューを行った。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
天気	Vol. 31 №8	鶴田治雄	ランドサットで検出された首都圏の汚染気塊

(要旨)

人工衛星ランドサットのデータを解析して,首都圏の汚染気塊が東京湾から相模湾上へ輸送されていることを明らかにした。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
化学教育	Vol. 32 №2	石井哲夫	環境を守る化学

(要旨)

汚染物質の環境における動態を述べるとともに,環境汚染問題の解決のための化学者及び化学技術者の役割を述べた。

雑誌名	巻・号	執筆者	題名
川崎市公害研究所年報	№11 1984	平山南見子, 古塩英世, 大島道孝, 山田茂(川崎市公害研), 福島悟	多摩川水系の付着藻類植生と底生動物相による水質の調査研究(昭和58年)

(要旨)

多摩川本川11地点,支川18地点の付着藻類と底生動物の調査をし,サブプロビ指数により水質を評価した。その結果,底生動物によるサブプロビ指数は,付着藻類のそれに比べ大きくなる傾向が認められた。これは,水質以外に河床構造,底質と水の汚濁状況の相違が影響したものと考えられた。

6. 横浜市公害研究所発行資料（調査研究等報告書）

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
㊦ 61	第 8 回 公 害 セ ミ ナ ー 公 募 論 文 集 いま 横 浜 の 海 は —— 水 質 , 生 物 , 水 ぎ わ …… ——	昭 和 59 年 11 月

（要 旨）

第8回公害セミナーを開催するにあたって、事前にテーマに対する市民の意識や意見を把握するため、昭和59年9月1日～30日の1ヶ月間、論文募集を行った。全体で88編の応募があり、それらを「論文集」としてまとめたものである。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
㊦ 63	横 浜 南 部 丘 陵 舞 岡 川 源 流 域 の 水 文 調 査	昭 和 59 年 12 月

（要 旨）

舞岡川源流域の約37.8haの流域において水収支調査を行った結果、流域内における年間の降水流出率は約67.3%であり、主な流出過程は表面流出及び一時土壌水分貯留からの中間流出であった。流域における貯留量は季節変化があり、9月に最大となり、1月に最小となった。

また、ボーリング調査の結果、帯水層は相模層群の屏風が浦砂層が主体であり、沖積層の一部に約1mの砂質土層があることが明らかとなった。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
㊦ 64	排 水 処 理 施 設 維 持 管 理 マ ニ ュ ア ル —— イ オ ン 交 換 処 理 編 ——	昭 和 60 年 3 月

（要 旨）

本市における工場、事業場の排水処理施設の維持管理不備による排水基準違反への対応策の一つとして、運転管理実務者向けに本書を作成した。第一章では、イオン交換処理法の基礎と応用について各種イオン交換樹脂の特性をあげ、また、めっき工場におけるイオン交換処理法採用上の留意点について詳細に述べた。第二、第三章では、排水処理施設の発注と契約のあり方について述べた。第四章では、市内事業場におけるイオン交換処理の実施例と題し、二事業場における排水処理施設の設置計画から現在までの実施例について、改善事例などを含めながら述べ、第五章では、水の再利用には欠かせない単位装置の一つである紫外線殺菌装置の特性と正しい使用方法について記述した。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
㊦ 65	第 8 回 公 害 セ ミ ナ ー 会 議 録 いま 横 浜 の 海 は —— 水 質 , 生 物 , 水 ぎ わ …… ——	昭 和 60 年 2 月

（要 旨）

昭和59年11月24日(土)午後12時30分より5時にかけて上記テーマで第8回公害セミナーを開催した。本報告書は当日の会議の全容をまとめたものである。内容は行政報告「東京湾の水質汚濁対策」、基調講演「環境からみた東京湾」（東京工業大学教授 華山謙）の後、スライド（100枚）上映、本研究所水質部門職員による研究

報告(1)「横浜市沿岸域の富栄養化」及び(2)「油分等による底質汚染」を行った。その後港湾局より「海の公園計画と海浜利用」の報告、市民意見発表として、事前に募集した88編の中から選んだ4名の論文発表をうけ、自由討論を行った。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No 66	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 —総合報告—	昭和60年3月

(要 旨)

昭和57年度より3年間にわたって研究した植樹帯の減音効果に関する総合報告書であるが、内容は59年度結果が主体である。

1. 物理的減音効果について

公園等における現場実験結果が縮尺模型実験で再現できることを確認し、次いで地表面による音の反射が少ないグラスウールを地表面として模型実験を行い、次の事実を明らかにしている。1)植樹帯は音の透過率が0～1の厚みのある障害物として取り扱える。2)植樹帯の挿入損失は、単位体積当たりの葉面積(F)と音が通過する植樹帯の幅(L)との積からなる“葉面積係数”(FL)及び波長定数(K)と一枚の葉の面積を円と考えた場合の直径(a)との積からなる“散乱係数”(Ka)で整理できる。従って植樹帯の挿入損失は計算で求め得る。

2. 心理的減音効果について

心理実験の場所と被験者を統一し、道路交通騒音とスライドによる緑の多少とを組み合わせ、中間報告の検証実験を行い、緑が多いことからくる心理的減音効果の存在を再確認した。この心理的減音効果は、人々がある地区全体を様々な視覚的要素でイメージする場合に、その中の一つとして視覚的にイメージする「静かさ」が聴覚的にイメージする「静かさ」を低レベル側へ引き下げることにより生じる。また、合成写真により植樹帯の高さを変化させた実験からは、ある地区を騒がしく感じさせる音源を隠す程度に植樹帯が高くなると、その目隠し効果によって地区の「静かさ」は改善されることが認められる。

7. 横浜市公害研究所発行資料目録

1985年11月末現在

資料番号	件名	発行年月	体裁等
	明日の都市環境を照らす	1977. 3	A4. 16頁 (パンフレット)
№ 1	窒素酸化物特殊発生源調査報告書(環境庁大気保全局委託調査)	1977. 3	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回公募セミナー会議録・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第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3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. 84頁
18	魚類の健康評価に関する研究(1)(昭和53年度)	1981. 2	B5. 20頁
19	魚類の健康評価に関する研究(2)(昭和54年度)	1981. 2	B5. 51頁
20	横浜市公害研究所報第5号	1980.12	B5. 236頁
21	帯水層々序確定のための地質調査	1981. 3	B5. 32頁 付図4枚
22	第4回公害セミナー資料提言要旨	1981. 3	B5. 18頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
㊦ 23	第4回公害セミナー資料・調査研究事業のあらまし	1981. 3	B 5. 41頁
24	—		
25	地域交通環境に関する意識調査 — 金沢4区, 1980年11月実施 —	1981. 3	B 5. 46頁
26	第4回公害セミナー会議録・80年代の環境政策の課題	1981. 3	B 5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B 5. 163頁
28	有機ハロゲン化合物の分解と消長 — 有機塩素化合物特にPCBの環境中における動態について —	1981. 3	B 5. 98頁
29	第5回公害セミナー公募文集・よこはまに自然をもとめて	1981. 8	B 5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981.12	B 5. 211頁
31	横浜市自動車問題研究会第二報告書 — 横浜の物流と自動車公害に関する調査研究 —	1981.12	B 5. 227頁
32	排水処理技術維持管理マニュアル — 凝集処理編 —	1982. 3	B 5. 116頁
33	固定発生源から排出されるばいじん(粒度分布)調査報告書	1982. 3	B 5. 133頁
34	第5回公害セミナー会議録・よこはまに自然をもとめて	1982. 3	B 5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B 5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B 5. 30頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B 5. 44頁 付図2枚
38	横浜市自動車問題研究会第一報告書 — 地域交通環境とまちづくり —	1982. 3	B 5. 124頁
39	横浜市緑区及び戸塚区における道路交通騒音と交通量調査報告書	1982. 3	B 5. 440頁
40	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 3	B 5. 11頁
41	自動車騒音公害対策模型実験 — 車線内遮音壁 —	1982. 7	B 5. 87頁
42	第6回公害セミナー資料 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1982. 8	B 5. 31頁
43	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982.11	B 5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1982.11	B 5. 105頁
45	第6回公害セミナー会議録 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1983. 1	B 5. 99頁
46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	B 5. 187頁
47	南関東地域での光化学大気汚染に関する総合調査報告書	1983. 2	B 5. 177頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B 5. 155 頁 付図4枚
49	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 — 中間報告 —	1983. 3	B 5. 106 頁
50	横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤調査図 付図1-5	1983. 3	B 2.
51	調査研究事業のあらまし	1983. 3	B 5. 34 頁
52	都市自然に関する社会科学研究	1983.11	B 5. 226 頁
53	第7回公害セミナー公募論文集 身近な水辺とまちづくり — 「よこはまの川と池」再発見 —	1983.11	B 5. 149 頁
54	横浜市公害研究所報第8号	1983.12	B 5. 157 頁
55	排水処理施設維持管理マニュアル — 生物処理編 —	1983.12	B 5. 132 頁
56	魚類の健康評価に関する研究(4)	1984. 1	B 5. 67 頁
57	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書	1984. 2	B 5. 183 頁
58	第7回公害セミナー会議録 身近な水辺とまちづくり — 「よこはまの川と池」再発見 —	1984. 2	B 5. 135 頁
59	横浜市南部沿岸地域軟弱地盤調査報告書	1984. 2	B 5. 56 頁 付図6枚
60	横浜のホタル生息地(1983年度版)	1984. 3	B 5. 49 頁
61	第8回公害セミナー公募論文集 いま 横浜の海は — 水質, 生物, 水ぎわ…… —	1984.11	B 5. 105 頁
62	横浜市公害研究所報第9号	1984.12	B 5. 193 頁
63	横浜南部丘陵 舞岡川源流域の水文調査	1984.12	B 5. 120 頁
64	排水処理施設維持管理マニュアル — イオン交換処理編 —	1985. 1	B 5. 134 頁
65	第8回公害セミナー会議録 いま 横浜の海は — 水質, 生物, 水ぎわ…… —	1985. 2	B 5. 133 頁
66	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 — 総合報告 —	1985. 3	B 5. 173 頁

◇ 編 集 後 記 ◇

発足以来、例年刊行してまいりました所報も、ここに「第10号」をとりまとめることができました。

内容構成は従来と同じく「業務報告編」「調査研究編」及び「資料編」とからなっております。

本研究所も設立以来10年が経過し、この間の業務上の成果と不十分であった面を整理するとともに、地方自治体における公害研究所として、今後のあり方や課題など初心に立ち還って取り組んでいくべき時期にきております。

また、一方では世はハイテク時代へと突入し、技術進歩、開発に伴う新たな公害問題も懸念され始めています。

次期は「10周年記念号」を特集し、本研究所の業務活動の節目とし、上述の内容の検討を十分な論議の上、行っていきたいと考えております。

皆様の御意見、助言等を寄せていただければ幸いです。

(雑感)

年度末のあわただしさの中で、ようやく所報第10号が刊行できました。編集委員の苦労も最近では、執筆者の原稿しめ切厳守や執筆要領のことにに関してよりも、印刷屋さんとの使用活字、形式、体裁、あるいは図表のバランスについてのやりとり(攻防戦?)に変わってきているような気がします。

何はともあれ、お互いご苦労さまでした。

(M&O)

所報第10号が苦労のすえ、刊行までたどりつきました。バックナンバーも2ケタに突入し、次は3ケタ(遠い未来だが)をめざしてがんばりましょう!

今後とも外部投稿の採用等、内容、体裁両面にわたってマンネリズムに陥らない、前向きな編集を心がけたいと思います。

(S&O)

所報第10号編集委員会

前 田 裕 行
太 田 正 雄
白 柳 康 夫
大 矢 昌 弘
黒 田 剛
笠 原 美 枝 子