

公害研資料

No. 93

ISSN 0915-0455

横浜市公害研究所報

ANNUAL REPORT OF
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL
RESEARCH INSTITUTE

No.14

第 14 号

1990年 3 月

横浜市公害研究所

YOKOHAMA ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE

は し が き

この所報は、昭和51年4月横浜市公害研究所が発足して以来、毎年刊行しているもので今回の第14号は昭和63年度における業務を分類・整理して取りまとめたものです。

内容は、「業務報告編」と「調査・研究編」、及び「資料編」の3部で構成されています。

「業務報告編」は、法律や条例などで定められている規制基準が順守されているかどうかをチェックするため、工場や事業場などから採取してきた試料を分析・測定したり、市民から苦情によって採取してきた試料の分析・測定業務を大気と水質部門別に記載しています。また、公害・環境問題を市民と共に考えるために、毎年開催している“公害セミナー”についても掲載しました。

「調査・研究編」は、所内の組織を大気、騒音・振動、水質、地盤沈下、及び社会科学の5部門に分けそれぞれの部門毎に、公害・環境の諸課題について科学的な究明に取り組んでいます。今回は20編の研究テーマを選定しました。今日の公害・環境問題は、酸性雨やオゾン層の破壊、地球温暖化などの地球的規模のものから、自動車公害や地下水汚染、水質汚濁などの地域的なものまで広範囲にわたっています。また、先端技術の進展に伴う化学物質の利用拡大や規制対象外の化学物質のうち、新たに環境汚染が懸念されるものもあります。したがって、これらの課題に対する知見の集積はもとより、科学的解明のための調査・研究業務は、ますます重要になってゆくものと思います。

「資料編」は、各学会で発表した論文や雑誌などへの投稿の他、当研究所発行資料の目録や予算・主要機器の一覧表などを掲載しました。

以上、第14号所報の主な内容について述べましたが、今後とも一層充実した所報を発行したいと考えていますので、皆様方の忌憚のないご高評とご叱正を賜わりますようお願いいたします。

平成2年3月

横浜市公害研究所長

森 田 一 成

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

○横浜市における環境大気中の水銀調査結果について	5
○特殊材料ガス希釈システムによる分析法の検討(1)	15
——PID—ガスクロマトグラフを用いるアルシン, モノシランの同時分析——	
○雨水中微量成分の分析法に関する研究(その2)	21
——雨水中のアルデヒド類の定量分析——	
○雲粒・雨滴による大気汚染物質の取り込み機構とその酸化過程(第2報)	27
——都市・工業地帯上空の雲水の化学組成——	
○雲粒・雨滴による大気汚染物質の取り込み機構とその酸化過程(第3報)	37
——雲水・雨水中不溶解性粒子の形態的特徴——	

騒音・振動部門

○道路交通振動に関する研究	47
——道路交通振動の実態調査——	
○都市環境騒音とその簡易予測手法	57

水 質 部 門

○都市河川における自浄作用(第2報)	75
——堰の浄化効果——	

○都市河川における自浄作用（第3報）	85
——舞岡川・阿久和川・鳥山川——	
○都市河川における自浄作用（第4報）	97
——和泉川——	
○横浜市沿岸および沖合域の水質変動特性	105
○水生植物と接触ばっ気法の組合せによる 水質浄化法の検討（第2報）	121
○横浜港における底質の堆積要因	137
○魚類へい死原因究明のための研究Ⅰ	149
——コイの溶存酸素低下時における血液性状の変化——	
○低濃度の有機性汚濁の分析に関する COD, BOD, TOC での比較	163
○排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究（第4報）	169
——下水汚泥焼却灰の固化実験——	

ノ ー ト

水 質 部 門

○東京湾沿岸1都2県の公共用水域水質測定結果の統一	177
フォーマットによる磁気テープの作成	
○横浜市内河川における従属栄養細菌	179
——大岡川——	
○紫外部吸収, 濁度, 蛍光強度の連続測定による 横浜市沿岸海水の有機汚濁状態の観測	183
○界面活性剤含有排水のCODの調査結果	193

Ⅲ 資 料 編

1 人員及び組織	197
2 主要機器一覧表	197

3	予 算 額	199
4	学会等研究発表	200
5	雑誌等投稿	202
6	公害研究所発行資料（報告書）	206
7	公害研究所発行資料目録	208

I 大気部門

大気部門では、規制各課が行う工場・事業場に対する立入検査業務に伴って生じる検体および市民からの苦情に係る検体について迅速、正確に対処するために分析を実施している。昭和63年度に実施した各項目ごとの検体数及び延べ項目数は次のとおりである。

表-1 昭和63年度

検体項目	検体数	項目数
重油中の硫黄分	319	319
重金属類等	2	16
指定物質	132	132
悪臭	159	159
炭化水素類	124	400
アスベスト、その他	125	133
合計	861	1,159

1. 重油中の硫黄分

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

2. 重金属類等

一般環境及び道路沿道でローボリウムエアサンブラを用いて、浮遊粉じんを採取し、鉛、カドミウム、マンガン、鉄、バナジウム等の重金属の測定を行った。

3. 指定物質

神奈川県公害防止条例に規定される指定物質について実施した。本年度は、硫化水素及びシアン化合物を対象に固定発生源の排出実態調査を行った。

4. 悪臭

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

5. 炭化水素類

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

6. その他

既定の項目に分類できないもの、たとえば、ばいじん、窒素酸化物、苦情 による試料をその他としてまとめた。

本年度も、昨年度にひきつづき環境中のアスベスト濃度測定や建材に含まれるアスベストの同定等を行った。

II 水質部門

昭和63年度に実施した工場排水等の行政検体の分析結果は、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63年度に実施した工場立入調査とそれによ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1,742検体（延1,077事業所）----- BOD, COD, 重金属他

(2) 東京湾岸自治体調査

工場排水37検体 ----- COD, 窒素, リン

(3) 有機塩素化合物調査

工場排水95検体 ----- TCE, PCE, TCET

2. 環境調査に伴う検体の分析

昭和63年度に実施した環境調査とそれによって採取した検体数及び分析項目は、次のとおりである。

(1) 地下水汚染調査（環境庁受託）

井戸水50検体 ----- 有機塩素化合物9物質

(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36検体 ----- BOD, COD, 界面活性剤

(3) 地下水汚染調査

井戸水50検体 ----- TCE, PCE, TCE

(4) 中小河川調査

河川水等70検体 ----- BOD 他

(5) ゴルフ場農薬調査

地下水、排水10検体 ----- CAT, TPN 等

(6) 有機塩素化合物調査

河川水27検体 ----- TCE, PCE, TCE

3. 除害施設の流入原水、処理水の分析

法令に基づき除害施設の排水管理のため毎月1回、原水、処理水等を採取し、BOD, COD, 重金属等の分析を行った。

4. 苦情処理等に伴う検体の分析

河川などにおける魚の浮上事故の原因調査に必要な魚の検査や水質分析を行った。

表-2

検体項目	検体数	項目数
工場立入調査	1,874	4,237
環境調査	243	947
除害施設	108	504
苦情処理等	99	202
合計	2,324	5,890

Ⅲ 公害セミナー

1. はじめに

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

昭和52年度から昭和60年度までは研究所の研究内容の紹介もかねて、一般市民を対象とした講演や研究発表を中心に行ってきた。昭和61年度から、主に市内の小・中学生、高校生から「調べてみよう、身近な環境—水、みどり、まち……—」というテーマで作品を募集し、応募作品の発表を中心に開催している。

昭和63年度も同様の企画内容で昭和63年11月23日(休)に技能文化会館で開催し、参加者は230人であった。

2. 作品募集

開催に先だち、上記テーマで、作品募集を行った。身近な環境についての調査・研究、感想等文章によるもののほか、絵本、絵、写真、パネル、映画、ビデオも募集した。文章によるものは、小学生30編、中学生17編、高校生2編、絵本等文章と絵によるものは小学生7編、絵は、小学生44枚、合計で100編の応募があった。絵以外の作品については公募作品集としてまとめ、セミナー開催当日に参加者に資料として配布した。

3. セミナーの開催

(1) 作品発表、展示

渡部允氏(樹かなしん出版)の司会進行により、スライド、講演等をまじえながら、9編の作品発表が行われた。また、絵、絵本等は会場に展示した。

発表作品、発表者は次のとおりである。

①「鶴見川の自然」

横浜市立大豆戸小学校自然観察クラブ

②「めずらしい花のあるまち永谷」

横浜市立永谷小学校5年 林玲子 他

③「私たちの学校のバードウォッチング」

横浜市立帷子小学校5年3組

④「日枝っ子自然園の植物を調べて」

横浜市立日枝小学校5年 武田由紀, 百瀬智子, 美馬佳代子

⑤「鴨池公園 夏の林床動物調べ」

横浜市立荏田南小学校6年 斉藤加奈子

⑥「鶴見川と大気との関連調査」

鶴見川子ども発見団カルガモグループ

⑦「ホタルの研究」

慶応義塾普通部1年 塩川貴則

⑧「横浜南部・北鏡倉の大気汚染調査(NO₂, SO₂)」

神奈川県立港南台高校地学部

⑨「PTIO法NO_x サンプラーによる学校周辺の窒素酸化物汚染調査」

東海大学附属相模高校化学部

(2) 講演

発表作品について、公害研究担当部長・米山悦夫と公害研究所次長・吉野宣久によって講評が行われた。

(3) 講演

横須賀市自然博物館学芸員・林公義氏により「ネイチャーウォッチング再発見」という題で講演が行われた。要旨は以下のとおりである。

少年のころ、横須賀の魚市場のおじさんがアンコウの胃袋からビールビンと出刃包丁とロープを出した。これはおじさんの冗談だったが、生物に興味を持ち、生物と環境を結びつけて考えるようになった。

中学生のころ、横須賀市博物館の自然観察会に参加した。生き物を持って帰りたいと思うけれども、そうしないでその場で見て楽しんで、次の世代の人も海岸のカニや山のトンボを見て楽しめる「よい状態の自然」を残すことが大事なのだ聞いて印象に残った。また、カニを集めたり、魚の標本を作ったりするのが大好きだったが、カニの脱皮をみせてもらい、自然というのは自分の知らない光景が次々に移り変っていくことなのだ、カニを標本にしたら、それが止まってしまう、こういう場が大切なのだと考えた。以来、採ることより、観察に重点をおくようになった。

博物館に展示されているのはにせもの(模型や模造品)が多い。しかし、自然はにせものではなく本物だし、動いたり生きたりしている。博物館で「見る」のと自然観察で「観る」のでは見方が違う。

(ここで会場の参加者が「スズメが歩いている」ところを各々描いてみて、身近なものでも「観て」いないことを実感した。)

いろいろな動物や植物の生活が集って「自然」という大きな仕組みができあがっている。スズメだけでなく、メダカもタンポポも十分に描けるような見方ができる自然観察を皆さんにもおすすめしたい。

(4) スライド

公害研究所作成の「水辺の生きもの」を上映した。横浜のまち、雑木林や田んぼ、川、海にすむ生物等を85枚のスライドで紹介した。

(5) デモンストレーション

水質検査(バックテストCOD)、大気NO_x簡易測定(検知管)、騒音測定(騒音計)のデモンストレーションを行った。

(6) アンケート結果

参加者230名のうち100名から回答が寄せられた。
それぞれの発表作品について関心が寄せられ、内容

発表方法ともに良い評価を得ている。公害セミナーに
対する感想、希望も多岐にわたり、参加者の公害・環
境問題に対する関心の高さを示していた。

横浜市における環境大気中の水銀調査結果について

新井久雄*, 太田正雄*, 白砂裕一郎*
梶 康則**

要 旨

横浜市における環境大気中の水銀濃度を把握するため、1984年～1988年の夏期と冬期に市内3地点で水銀を測定し、次の知見が得られた。

1) 市内における総水銀濃度(ガス状水銀濃度と粒子状水銀濃度の和)は 6 ng/m^3 (市内3地点平均値: $n=144$)程度であり、この濃度レベルは、国内の大都市および工場地帯近傍と同程度、また農村地域・田園地域に比べて数倍の値であった。

2) 総水銀に占めるガス状水銀および粒子状水銀の割合は、市内3地点総平均値で、それぞれ89%、11%であり、ガス状水銀が主要な存在形態であった。

3) 市内3地点の総水銀濃度範囲(24時間値)は $1.5\sim 14\text{ ng/m}^3$ ($n=144$)であり、その濃度の頻度は、 $4\sim 7\text{ ng/m}^3$ の範囲がおおよそ60%、 $1\sim 10\text{ ng/m}^3$ の範囲がおおよそ95%であった。

4) 水銀濃度は夏期と冬期で濃度差が認められ、冬期の濃度が高かった。夏期と冬期で総水銀、ガス状水銀および粒子状水銀濃度を比較すると、冬期は夏期よりそれぞれ市内3地点平均値(1986年～1988年)で1.3倍、1.2倍、4.2倍の濃度であった。

5) 総水銀、ガス状水銀、粒子状水銀は、燃焼系汚染物質(NO_x 、元素状炭素、有機炭素、 SO_x)と相関係数が低く、密接な関係は認められなかった。

1. はじめに

環境大気中に存在する水銀は、人為的発生源の寄与が大きいと推測され、とりわけ、石炭および重油燃焼、水銀含有廃棄物および汚泥の焼却、セメント製造などの燃焼・加熱過程を伴う施設からの発生量が大きいと見積られている¹⁾²⁾。当所では、乾電池に代表される水銀含有廃棄物が社会問題となった時点を契機として、市内3地点において環境大気中の水銀濃度の把握に努めている。

本報では、1984年から5か年の水銀調査を基に、市内の水銀濃度レベル、水銀汚染状況および他の汚染物質との関係等について述べる。

2. 調査方法

2-1 調査期間

1984年～1988年まで、夏期(7月下旬または8月上旬)と冬期(12月上旬)の各5日間(1日を単位として5回)

2-2 調査地点

調査は、図-1に示す市内3カ所の一般環境大気測定局において実施した。調査地点の所在地および周囲の発生源の状況は次のとおりである。

○旧鶴見保健所(商業地域): 鶴見区本町通り4-171-23(京浜工業地帯に隣接し、南南西300mに東京大師横浜線および首都高速横浜羽田空港線がある。)

○港北区総合庁舎(商業地域): 港北区大豆町26-1(周囲に大規模な固定発生は認められず、西50mに

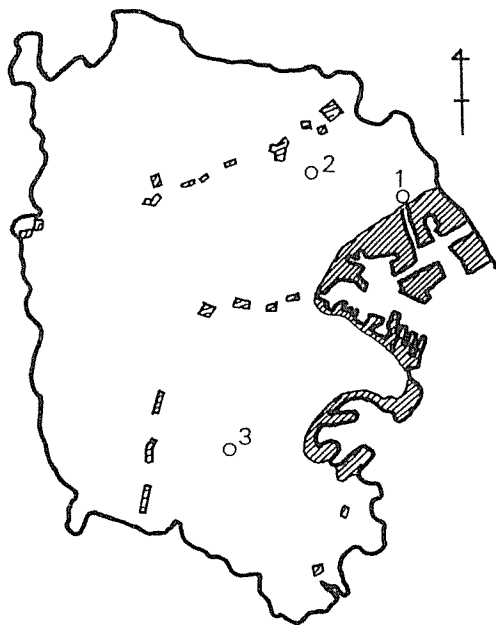
Measurement of atmospheric mercury in Yokohama

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

**Yasunori Masaki 横浜市公害対策局大気課

東京丸子横浜線，南 100 m に市道環状 2 号線がある。）

○ 港南区野庭中学校（住居地域）：港南区野庭町 630
（周囲に大規模な固定発生は認められず，北東 450 m
に横浜横須賀道路，南東 600 m に横浜鎌倉線がある。）



- 1 旧鶴見保健所（鶴見）
- 2 港北区総合庁舎（港北）
- 3 港南区野庭中学校（野庭）

図一 1 調査地点（斜線は工業地域）

2-3 測定項目

水銀の測定は，存在形態別（総水銀，ガス状水銀：ガス状で存在する水銀，粒子状水銀：浮遊粉じん中に存在する水銀）に行った。また，他の大気汚染物質（浮遊粉じん，元素状炭素，有機炭素，NO_x，SO_x）および気象項目（風向・風速，温湿度）についても測定を行った。

2-4 水銀の捕集方法および分析方法

分析装置：杉山元医機器製 MV-250R 型 / MV-253R 型金アマルガム分析計

総水銀：内径 7 mm φ の石英管に 20 メッシュの活性炭（オルガノ製）を 50 mm の長さで充填し，大気を 0.5 L / min の流速で 24 時間吸引し，水銀を捕集した。捕集した水銀は窒素気流下 800 °C の雰囲気中で 5 分間脱着させ定量を行った。

粒子状水銀：浮遊粉じんをハイポリウムエアサンブラにより石英ろ紙（パルフレックス製 2500QAST）に 24 時間捕集し，適量を酸素-窒素気流下 800 °C の雰囲気中で 5 分間加熱・燃焼させ定量を行った。

ガス状水銀：総水銀量から粒子状水銀量を差し引いた水銀量をガス状水銀量とした。

なお，ガス状水銀および粒子状水銀の分析は，1986～1988 年の 3 か年について行った。

3. 結果および考察

3-1 横浜市内における環境大気中の水銀濃度レベル

市内 3 地点における 1984 年～1988 年の総水銀調査結果は，表一に示すように，夏期と冬期で濃度差が認められ，冬期の濃度が高かった。また，5 か年におけ

表一 1 総水銀の夏期，冬期の濃度推移（期間平均値）

単位：ng/m³

調査期間	鶴 見	港 北	野 庭
1984年：夏期	6.1(4.9～6.1)	3.5(1.6～6.1)	2.9(1.5～4.8)
1984年：冬期	9.9(6.4～14)	欠 測	8.7(5.4～12)
1985年：夏期	5.3(4.5～6.4)	4.1(3.7～4.4)	3.0(2.1～4.1)
1985年：冬期	6.8(5.2～8.9)	7.1(5.4～8.7)	6.4(4.8～8.2)
1986年：夏期	6.8(5.1～10)	4.9(4.4～5.9)	4.6(3.8～5.7)
1986年：冬期	6.4(5.7～7.3)	7.3(5.8～8.3)	7.1(5.4～8.3)
1987年：夏期	6.9(4.5～9.1)	5.1(3.8～6.2)	5.3(3.5～7.5)
1987年：冬期	8.0(5.6～11)	7.9(6.8～8.9)	8.2(6.5～10)
1988年：夏期	4.4(3.8～5.0)	4.2(3.6～4.7)	4.5(3.3～5.4)
1988年：冬期	6.0(3.2～8.1)	6.0(3.6～7.8)	6.2(4.5～8.4)

但し，カッコ内は各期間の濃度範囲

る夏期と冬期の総水銀濃度（期間平均値）は、数ng/m³以内の変動幅で増減し、特に変化はみられなかった。

総水銀、ガス状水銀および粒子状水銀の3地点総平均値は、表-2に示すように、それぞれ6.0ng/m³（1984年～1988年：n=144）、5.4ng/m³（1986年～1988年：n=89）、0.67ng/m³（1986年～1988年：n=89）であった。同じく、各地点別の平均値はそれぞれ5.9～6.4ng/m³、5.3～5.7ng/m³、0.63～0.74ng/m³の濃度範囲にあり、いずれの濃度も京浜工業地帯に隣接する鶴見がやや高い傾向がみられるが、地点間に顕著な差は認められなかった。また、総水銀に占めるガス状水銀および粒子状水銀の割合は、地点間差は認められず、市内3地点の総平均値（1986年～1988年）で、それぞれ89%、11%であり、ガス状水銀が主要な存在形態であった。

総水銀の濃度範囲は1.5～14ng/m³であり、その頻度分布は、図-2に示すように、都市域の典型的な燃焼系汚染物質であるNO_x（図-5）および元素状炭素（図-6）と異なり、対数正規分布よりむしろ正規分布に

近いパターンとなり、測定された濃度の相対的なバラツキは小さかった。また、その濃度の頻度は、4～7ng/m³の範囲がおおよそ60%、1～10ng/m³の範囲がおおよそ95%であった。

ガス状水銀の濃度範囲は2.5～10.1ng/m³であり、その頻度分布は、図-3に示すように、総水銀と同様な正規分布に近いパターンとなり、測定された濃度の相対的なバラツキは小さかった。また、その濃度の頻度は、4～6ng/m³の範囲がおおよそ50%、3～9ng/m³の範囲がおおよそ95%であった。

粒子状水銀の濃度範囲は0.01～3.2ng/m³であり、その頻度分布は、図-4に示すように、総水銀およびガス状水銀と異なり、NO_xおよび元素状炭素のような対数正規分布に近いパターンとなり、測定された濃度の相対的なバラツキは大きかった。また、その濃度の頻度は、0.50ng/m³以下がおおよそ50%、2.25ng/m³以下がおおよそ95%であった。

表-2 水銀濃度と他の汚染物質濃度の平均値および濃度比

	T-Hg	G-Hg	P-Hg	EC	TSP	NO _x	G-Hg	P-Hg
	(ng/m ³)						(μg/m ³)	(ppb)
						T-Hg	T-Hg	
鶴見：夏期	6.0	5.7	0.33	11	69	50	95	6
鶴見：冬期	6.8	5.7	1.1	26	153	166	84	16
鶴見：平均値	6.4	5.7	0.74	19	111	108	89	12
港北：夏期	4.8	4.6	0.25	12	71	46	96	5
港北：冬期	7.0	6.0	1.0	30	161	172	86	14
港北：平均値	5.9	5.3	0.63	21	116	109	90	11
野庭：夏期	4.8	4.6	0.19	8	58	31	96	4
野庭：冬期	7.2	6.1	1.1	18	112	107	85	15
野庭：平均値	6.0	5.4	0.65	13	85	67	90	11
3地点平均値								
夏期	5.2	5.0	0.26	10	66	42	96	5
冬期	7.0	5.9	1.1	25	142	148	84	16
〔冬期／夏期〕	1.3	1.2	4.2	2.5	2.2	3.5	—	—
総平均値								
（'84～'88）	6.0	—	—	17	100	85	—	—
（'86～'88）	6.1	5.4	0.67	18	104	96	89	11
最低値	1.5	2.5	0.01	3	14	7	62	0
最高値	14	10.1	3.2	77	332	457	100	38

但し、3地点の測定値は1986年～1988年の値、〔冬期／夏期〕は各物質の濃度比、T-Hgは総水銀、P-Hgは粒子状水銀、G-Hgはガス状水銀、ECは元素状炭素、TSPは浮遊粉じん

3-2 夏期と冬期における水銀濃度の比較

総水銀、ガス状水銀および粒子状水銀の夏期における3地点平均値(1986年~1988年: n=45)は、表-2に示すように、それぞれ5.2ng/m³、5.0ng/m³、0.26ng/m³、同じく冬期における3地点平均値(1986年~1988年: n=44)は、それぞれ7.0ng/m³、5.9ng/m³、1.1ng/m³であり、いずれの水銀濃度も冬期のほうが夏期に比べて高かった。また、総水銀に占める形態別水銀の割合では、ガス状水銀は夏期96%、冬期84%であり、夏期の方が冬期よりおよそ10%、一方、粒子状水銀は夏期5%、冬期16%であり、冬期の方が夏期よりおよそ10%ほど総水銀に占める割合が大きくなった。

次に、夏期と冬期における総水銀、ガス状水銀および粒子状水銀濃度を比較すると、表-2に示すように、冬期は夏期よりそれぞれ3地点平均値(1986年~1988年)で1.3倍、1.2倍、4.2倍の濃度であり、とりわけ、粒子状水銀は夏期と冬期で顕著な濃度差が認められた。しかし、総水銀濃度の主要を占めるガス状水銀は、都市域の典型的な燃焼系汚染物質であるNO_x、元素状炭素ほ

ど明確に濃度差は認められなかった。

総水銀濃度およびガス状水銀濃度の季節変動に関する報告は多く見受けられるが、その報告は地域によりまちまちで夏期と冬期の評価が一致しておらず、季節的な特徴が認められていない。通常、都市域では、燃焼系汚染物質であるNO_x、元素状炭素等の濃度は大気の安定する冬期(12月)に最も高く、大気の拡散が著

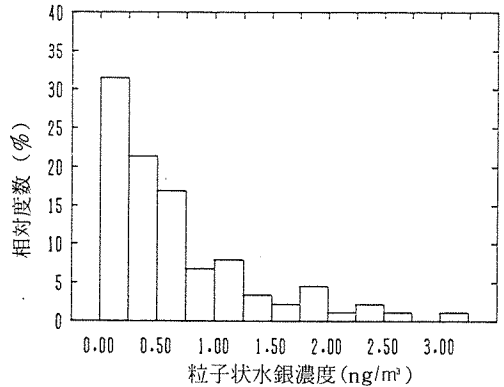


図-4 粒子状水銀濃度の頻度分布 (n=89)

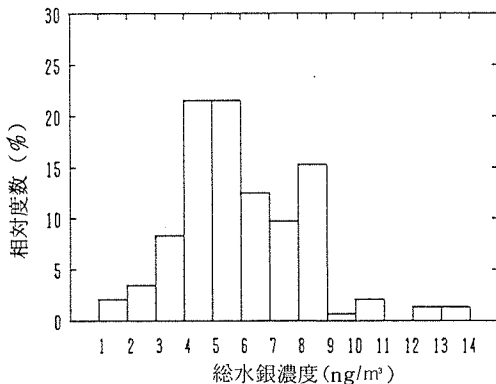


図-2 総水銀濃度の頻度分布 (n=144)

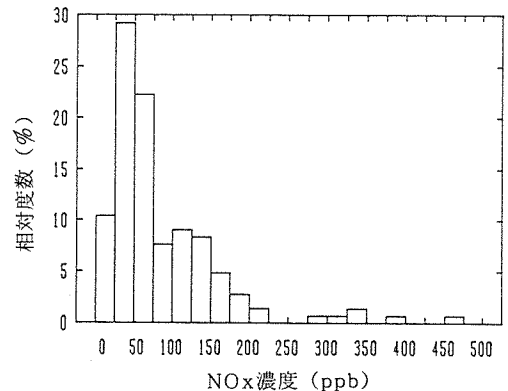


図-5 NO_x濃度の頻度分布 (n=144)

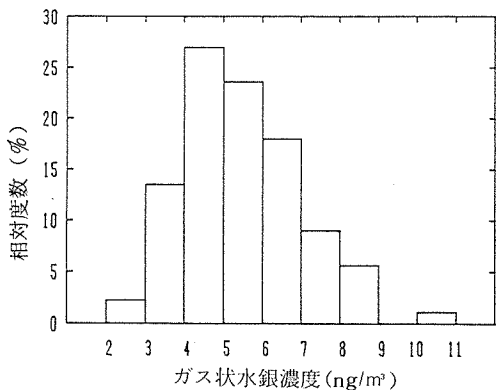


図-3 ガス状水銀濃度の頻度分布 (n=89)

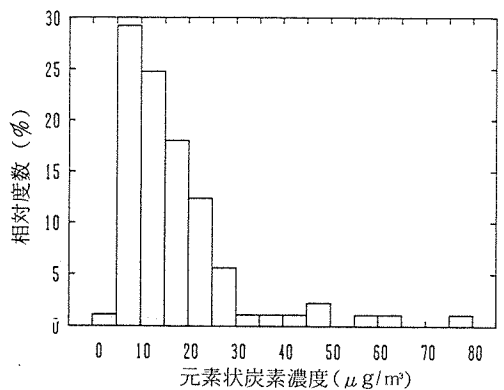


図-6 元素状炭素濃度の頻度分布 (n=89)

しい夏期に最も低くなる。仮に、水銀の主要発生源が燃焼・加熱施設であるならば、水銀濃度の季節的な特徴は、燃焼系汚染物質と同様に、冬期に高くなると考えられる。しかしながら、本市の夏期と冬期の形態別水銀濃度差は、粒子状水銀は燃焼系汚染物質と同様な傾向にあるものの、総水銀濃度を支配するガス状水銀は顕著な差が認められなかった。また、他地域では、総水銀濃度あるいはガス状水銀濃度は冬期より夏期に高くなる事例もみられる^{3),4)}。このことは、水銀の発生源が燃焼系に加えて、火山、土壌等の自然発生源の影響によるバックグラウンド^{5),6)}並びにその他の要因を考慮しなければ説明できない。

3-3 横浜市内と他地域における水銀濃度レベルの比較

横浜市内と他地域における水銀濃度レベルを比較するため、国内の各都市、各地域および海洋で測定された主な総水銀濃度の数値を表-3に示した。

調査事例によると、国内の大都市および工場地帯近傍の総水銀濃度は、およそ3~10ng/m³程度、また農村地域・田園地域の総水銀濃度は、およそ2~3ng/m³程度の範囲となっている。市内の3地点における総水銀濃度は6ng/m³(平均値:表-2)程度であることから、本市の総水銀濃度レベルは、国内の大都市および工場地帯近傍と同程度であり、また農村地域・田園地域に比べて数倍の値であった。

次に、清浄地域の総水銀濃度測定値^{7),8)}、すなわちバックグラウンド値と市内の総水銀濃度を比較した。通常、汚染物質のバックグラウンド値は人為的な影響のない山間部の濃度を適用している。しかし、日本は火山国であるため、水銀のバックグラウンド値を把握することが極めて難しい^{5),6)}。表-3に示すように、水銀は火山の噴気ガスや温泉の噴気ガスによる放出量が多く、さらに環境大気中の水銀濃度に関与する要因として水銀鉱床、土壌、湖沼、河川等の自然発生源^{1),5)}からの放出も考慮しなければならない。このように、水銀のバックグラウンド値は、周辺の自然環境に大きく作用され、地域によって異なるため、バックグラウンド値を山間部に求めるより発生源の存在しない海洋での測定値の方が望ましいといえる。海洋での測定値を表-3に示す2ng/m³以下とすれば、本市の総水銀濃度(市内3地点総平均値:6.0ng/m³)はバックグラウンド値のおよそ3倍となった。したがって、市内3地点総平均値の4ng/m³程度は人為的な関与となり、その割合は総平均値のおよそ70%にあたる。

3-4 水銀と他の汚染物質との関係

市内における水銀の発生源および挙動を把握するため、総水銀、ガス状水銀、粒子状水銀および他の汚染物質との相互の相関係数を表-4に示した。

燃焼系発生源から排出される窒素酸化物、炭素成分(元素状炭素、有機炭素)、浮遊粉じん、SO₂はそれぞれ相互の相関係数が高く、とりわけ、移動発生源からの影響が大きいNOと炭素成分の相関係数は0.9以上の値で密接な関係を示した。一方、総水銀、ガス状水銀、粒子状水銀は、燃焼系の汚染物質と相関係数が低く、密接な関係が認められなかった。このように、水銀が都市域の典型である移動発生源からの燃焼系汚染物質と異なった挙動を示していることは、その主要発生源は少なくとも移動発生源でないことを示しているといえる。

3-5 水銀濃度と気温および風速との関係

水銀は他の金属と異なり、蒸気圧が高いことから、気温の変動によって自然界からの放出量や環境大気中のガス状水銀と粒子状水銀の存在量が異なることが考えられる。また、水銀の主要発生源が市内各所に存在するならば他の汚染物質と同様に濃度が大気安定度に依存することも考えられる。そこで、これらの気象要素と水銀濃度の関係をみるため、図-7~10にガス状水銀濃度、粒子状水銀濃度と気温および風速との散布図を、また参考として図-11~14に燃焼系汚染物質(NO_x、元素状炭素)濃度と気温および風速との散布図を示した。

ガス状水銀は、図-7に示すように、気温の変動による濃度変動がみられなかった。すなわち、夏期と冬期とで濃度差が小さいことを裏付けている。粒子状水銀は、図-8に示すように、気温が低くなると濃度が高くなり、気温が高くなると濃度が低くなる傾向を示し、この傾向は図-11、12のNO_x濃度および元素状炭素濃度と気温の関係と類似したパターンとなり、夏期と冬期の相違を明確に示した。

ガス状水銀濃度および粒子状水銀濃度と風速との関係は、図-9、10に示すように、元素状炭素濃度およびNO_x濃度と風速との関係と異なっていた。NO_xおよび元素状炭素は、図-13、14に示すように、平均風速が1m/s前後になると濃度は急激に上昇し、また風速が増すと濃度は下降した。しかし、ガス状水銀は、平均風速が1m/s前後になっても濃度の急激な上昇は認められず、また風速が増しても濃度の下降は小さかった。一方、粒子状水銀は、風速が増すと濃度の下降はNO_xおよび元素状炭素と同様な傾向を示しているが、平均風速が1m/s前後になっても濃度の急激な上昇は認められなかった。

表一 3 国内の各都市、各地域および海洋における総水銀濃度

測定地域	濃度 (ng/m ³)	測定期間
清浄地域		
小笠原諸島	1.39~1.88 (1時間値)	1982.10
およびその海域 ⁷⁾		
奈良県大台ヶ原 ⁸⁾	1.58 (1時間平均値, n=235)	1984.11
火山周辺地域 (鹿児島県桜島)		
環境大気 ⁹⁾	34~66	1975.12
環境大気 ¹⁰⁾	ND~15.1	1979.2~1980.8
温泉噴気ガス ¹⁰⁾	2,390~158,000	1981.5
東京都 ⁷⁾		
都心	9.8 (1時間平均値, n=65)	1982.10
田園地域	5.4 (1時間平均値, n=134)	1982.10
名古屋市 ¹¹⁾	4.1 (4地点年平均値; n=96)	1985年度~1986年度
神戸市 ²⁾	9.0 (3時間平均値; n=15)	1981.12~1982.5
奈良市 ¹²⁾		
商業地域	3.14 (日平均値, n=36)	1980.4~1981.3
商業地域交差点	5.41 (日平均値, n=12)	1980.4~1981.3
福井県 ¹³⁾		
一般環境	2.3~3.5 (5地点の範囲)	1983年度~1985年度
焼却場周辺	2.5~3.5 (4地域の範囲)	1983年度~1985年度
新潟県 ¹⁾		
ガス状水銀	4.0 (13地点平均値)	1979.2~1985.3
粒子状水銀	0.14 (13地点平均値)	1979.2~1985.3
有害物質全国総点検調査 ⁴⁾		
全地域	夏期: 5.4, 冬期: 3.0 (185地点: n=921)	1982年度
工場地帯近傍	夏期: 6.6, 冬期: 3.2 (57地点: n=285)	
大都市地域	夏期: 5.6, 冬期: 3.1 (56地点: n=277)	
中小都市地域	夏期: 4.8, 冬期: 2.9 (58地点: n=289)	
田園地域	夏期: 2.7, 冬期: 2.5 (14地点: n=14)	

このように、NO_x濃度、元素状炭素濃度と気温および風速との関係は冬期と夏期の大気安定度の相違によって起こる当然の結果となったが、ガス状水銀濃度と気温および風速並びに粒子状水銀濃度と風速との関係は明確でなかった。このことは、ガス状水銀濃度および

粒子状水銀濃度を左右する気象要因として大気安定度だけでなく、気温の変動によって、①自然界からのガス状水銀放出量が変動すること、②ガス状水銀と粒子状水銀の存在形態のバランスが崩れること、などの要因を考慮しなければ説明できない。

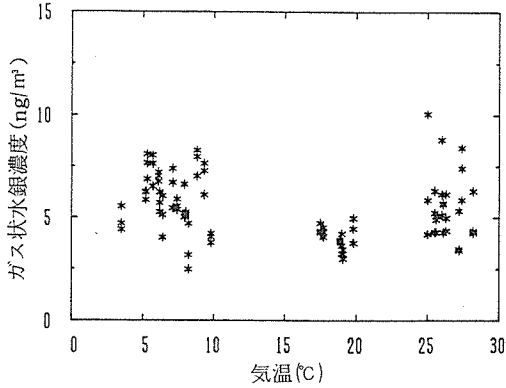


図-7 ガス状水銀濃度と気温との関係

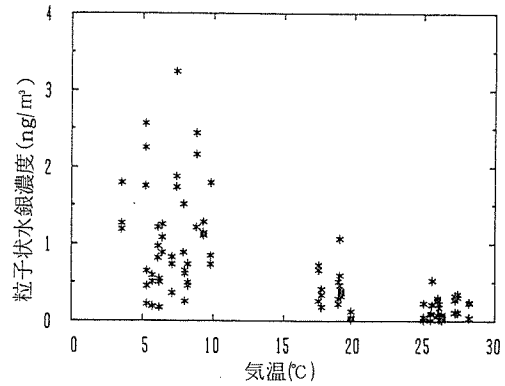


図-8 粒子状水銀濃度と気温との関係

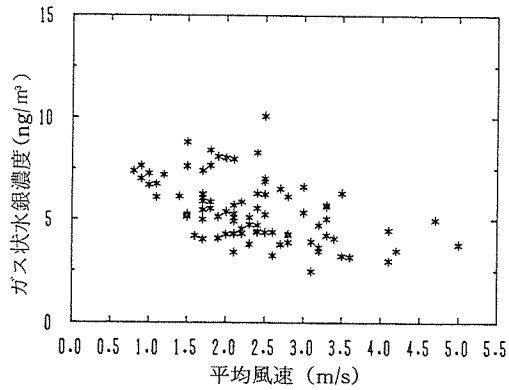


図-9 ガス状水銀濃度と風速との関係

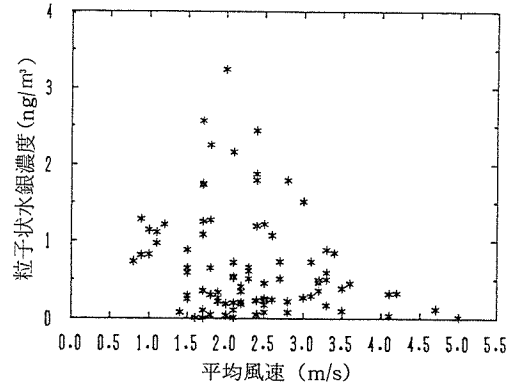


図-10 粒子状水銀濃度と風速との関係

表-4 汚染物質相互の相関係数

	T-Hg	P-Hg	G-Hg	OC	EC	TSP	NO _x	NO	NO ₂	SO ₂
T-Hg	1.00	0.56	0.94	0.54	0.56	0.56	0.50	0.42	0.67	0.61
P-Hg		1.00	0.23	0.39	0.35	0.38	0.43	0.39	0.53	0.38
G-Hg			1.00	0.47	0.51	0.50	0.46	0.42	0.53	0.56
OC				1.00	0.99	0.96	0.95	0.94	0.84	0.84
EC					1.00	0.95	0.96	0.95	0.86	0.83
TSP						1.00	0.86	0.82	0.83	0.77
NO _x							1.00	0.99	0.86	0.73
NO								1.00	0.77	0.68
NO ₂									1.00	0.79
SO ₂										1.00

(T-Hg: 総水銀, P-Hg: 粒子状水銀, G-Hg: ガス状水銀, OC: 有機炭素, EC: 元素状炭素, TSP: 浮遊粉じん)

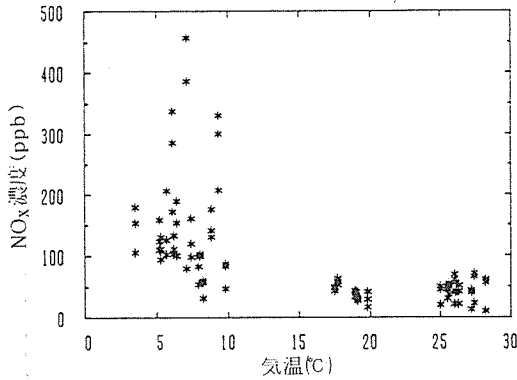


図-11 NO_x濃度と気温との関係

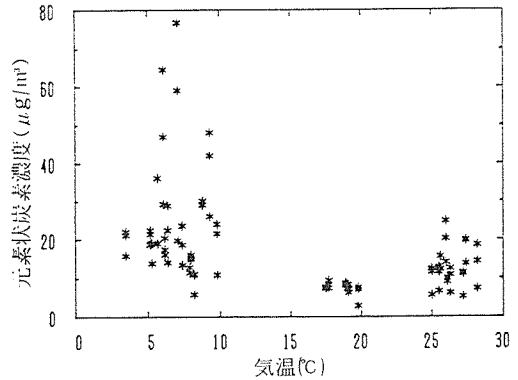


図-12 元素状炭素濃度と気温との関係

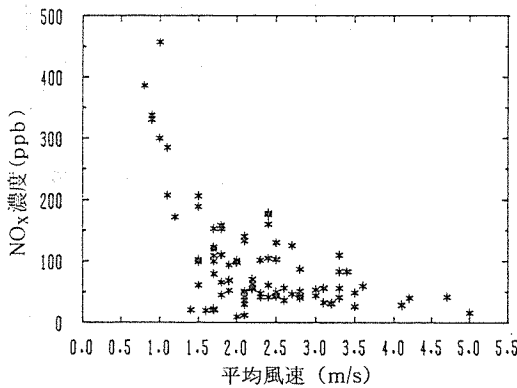


図-13 NO_x濃度と風速との関係

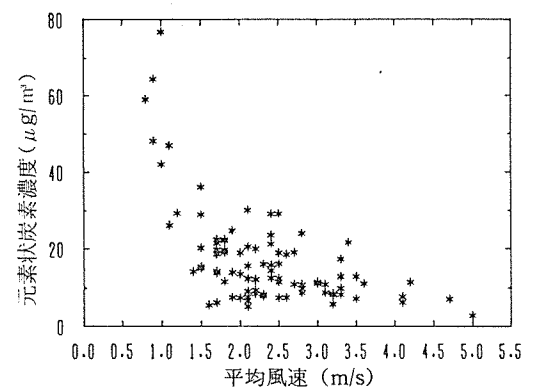


図-14 元素状炭素濃度と風速との関係

4. まとめ

横浜市における環境大気中の水銀濃度を把握するため、1984年～1988年の夏期と冬期に市内3地点で水銀を測定し、次の知見が得られた。

1) 市内3地点における総水銀（ガス状水銀と粒子状水銀の和）、ガス状水銀および粒子状水銀の地点別の平均値はそれぞれ5.9～6.4ng/m³（総平均値：6.0ng/m³、n=144）、5.3～5.7ng/m³（総平均値：5.4ng/m³、n=89）、0.63～0.74ng/m³（総平均値：0.67ng/m³、n=89）の濃度範囲であり、いずれの濃度も京浜工業地帯に隣接する鶴見がやや高いが、地点間に顕著な差は認められなかった。また、市内3地点の濃度レベルは、国内の大都市および工場地帯近傍と同程度、また農村地域・田園地域に比べて数倍の値であった。

2) 総水銀に占めるガス状水銀および粒子状水銀の割合は、地点間差は認められず、市内3地点総平均値で、それぞれ89%、粒子状水銀11%であり、ガス状水銀が主要な存在形態であった。

3) 市内3地点の総水銀濃度範囲は1.5～14ng/m³（n=144）であり、その頻度分布は対数正規分布より

むしろ正規分布に近いパターンとなった。また、その濃度の頻度は、4～7ng/m³の範囲がおよそ60%、1～10ng/m³の範囲がおよそ95%であった。

4) 水銀濃度は夏期と冬期で濃度差が認められ、冬期の濃度が高かった。夏期と冬期で総水銀、ガス状水銀および粒子状水銀濃度を比較すると、冬期は夏期よりそれぞれ市内3地点平均値で1.3倍、1.2倍、4.2倍の濃度であり、とりわけ、粒子状水銀は夏期と冬期で顕著な差が認められた。しかし、総水銀の主要を占めるガス状水銀は、都市域の典型的な燃焼系汚染物質であるNO_x、元素状炭素ほど明確に濃度差は認められなかった。

5) 総水銀、ガス状水銀、粒子状水銀は、燃焼系汚染物質（NO_x、元素状炭素、有機炭素、SO_x）と相関係数が低く、密接な関係が認められなかった。

6) ガス状水銀および粒子状水銀と気象要素との関係は、燃焼系汚染物質（元素状炭素、NO_x）と気象要素との関係と異なった。とりわけ、ガス状水銀は気温の変動によって濃度が増減するパターンを示さず、また平均風速が1m/s前後になっても濃度の急激な上昇

は認められず、さらに風速が増しても濃度の下降は小さかった。

文 献

- 1) 福崎紀夫：大気を通じた水銀の移動量の評価，日本化学会誌，720(1986)。
- 2) 小林禧樹，鳥橋義和：環境大気中水銀の動態・分布，兵庫県立公害研究所報告，19，1(1987)。
- 3) 中川良三，立本英機：都市大気中の水銀の挙動，日本化学会誌，677(1982)。
- 4) 環境庁大気保全局大気規制課：有害物質全国総点検調査結果報告書(1984)。
- 5) 福崎紀夫：大気環境中の水銀，大気汚染学会誌，21，1(1986)。
- 6) 中川良三，立本英機：大気中水銀のバックグラウンド，第24回大気汚染学会講演要旨集，298(1983)。
- 7) 伊勢洋昭，渡辺武春，小野塚春吉，朝来野国彦：大気中水銀の分布と動態に関する調査(1)，東京都公害研究所年報，57(1984)。
- 8) 松本光弘，植田直隆，西川喜孝，板野龍光：清浄地域である大台ヶ原における大気中水銀濃度の挙動，大気汚染学会誌，21，253(1986)。
- 9) 及川紀久雄，河辺安男，滝沢行雄，鎌田政明，中川良三，大八木義彦：人間環境における水銀の挙動に関する研究(第2報)，日本公衛誌，10，659(1976)。
- 10) 是枝哲朗，中内孝雄，大川 港，郡山宗晏，隈元嵩：火山噴出物による環境大気への影響調査(第4報) 鹿児島県公害衛生研究所報，17，111(1982)。
- 11) 大場和生，北瀬 勝，酒井哲男，伊藤英一：名古屋市における大気中水銀濃度について，名古屋市公害研究所報，17，17(1987)。
- 12) 松本光弘，市川 博，市村國俊，上田栄治，板野龍光：金アマルガム法による大気中の水銀測定，全国公害研会誌，7，27(1982)。
- 13) 正通寛治，植山洋一，前川 勉，山田寿寛，久島鉄郎，稲津悦郎：環境大気中の未規制物質に関する調査研究(第6報)，福井県公害センター年報，16，82(1986)。

特殊材料ガス希釈システムによる分析法の検討(I)

—PID—ガスクロマトグラフを用いるアルシン、モノシランの同時分析—

前田 裕行*, 新井 久雄*

要 旨

IC産業は、新素材産業等いわゆる先端技術産業では従来の業種や工程で使用されていなかった物質が使用され、その種類も多岐に渡っている。なかでもIC産業で使用される特殊材料ガスは毒性の高いものが多く、早急に分析法の体系化を図り、これをもとに排出実態及び環境濃度の把握を進めて行く必要がある。そこで、特殊材料ガスの排出ガスの乾式直接分析法として、多成分の連続モニターにも応用できる可能性のあるガスクロマトグラフ(GC)法とその検出器として物質選択性の優れた光イオン化検出器(PID)を用いるPID—GC分析法について、特殊材料ガス標準ガス調整実験室の希釈ラインにより、数ppm以下の低濃度領域の標準ガスを調整し、アルシン、モノシラン(シラン)を検出するための分析条件の検討及び標準ガスの希釈調整に関する基礎試験を行った。その結果、標準ガス希釈システムは数ppmレベル以下の特殊材料ガスを安定に精度良く供給できた。また、PID—GCの分析条件として11.7eVランプを用い、検出器を40℃程度に低く保つことにより、5分間隔で同時定量できる高感度なPID—GC自動分析が可能であることが判った。

1. はじめに

近年の半導体技術を基にする先端技術は電子工業のみならず化学、機械などを含む各種の産業に浸透し、技術の進展を加速する基盤となっている。なかでも、原子的過程を経て形成される各種の薄膜は需要が拡大し研究もさかんに行われ、ドーピングガスにはアルシン、モノシラン等の毒性の高い半導体ガスを用いている^{1),2)}。これらについての新たな環境汚染も懸念されている。そこで、多成分の連続モニターにも応用できる可能性のあるガスクロマトグラフ法とその検出器として物質選択性の優れた光イオン化検出器(PID)を用いて、特殊材料ガスの排出ガスの乾式直接分析法としてのPID—GC分析法について、特殊材料ガス標準ガス調整実験室の希釈ラインにより、数ppm以上の低濃度領域の標準ガスを調整し、アルシン、モノシラン(シラン)を検出するための分析条件の検討を行い、併せて標準ガスの希釈調整する場合の基礎試験を実施し、若干の知見を得たので報告する。

2. 実験装置の概要

- (1) PIDガスクロマトグラフ自動分析システム
 本体：日立製 263-50型 検出器：HNU製
 PID(10.2, 11.7eV UVランプ)
 エレクトロメータ、UVランプ電源：ガスクロ工業製
 自動ガスサプラー：ガスクロ工業製 GS-5000 AH
 インテグレーター：日立製 D-2500
- (2) 精密膜流量計：エステック製 SF-11(L), SF-11
- (3) 流量値データロガー
 16ビットパーソナルコンピュータ：NEC製
 PC-9801 RX (+20 MB HDD)
 AD変換モジュール(16チャンネル)：コンテック製 AD12-16S(98)H
- (4) 微粒子カウンター：ロイコ製 226型(He-Neレーザー式)
- (5) 特殊材料ガス希釈システム
 主な設備内容は以下の通りである。
 ①特殊材料ガス供給ライン

Analysis of Speciality Gases for Semiconductor Industry by Dilution System (I)

— Simultaneous Analysis of Arsine and Monosilan by PID-GC —

*Hiroyuki Maeda, *Hisao Arai 横浜市公害研究所大気部門

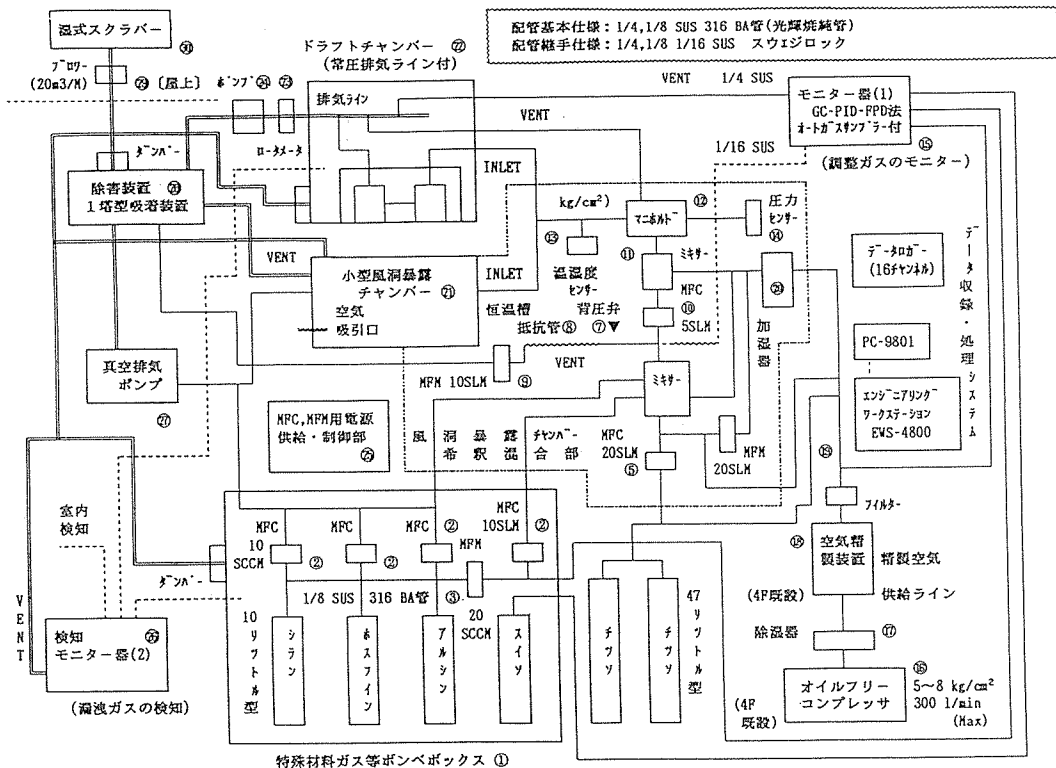


図-1 特殊材料ガスの標準ガス希釈調整システム

ボンベシリンダーボックス、マスフローコントローラー (MFC)、マスフローメータ (MFM) : 大同酸素製, エステック製

②標準ガス希釈ライン及び風洞暴露チャンパー

2段希釈混合器, 風洞暴露チャンパー, マニホールド, MFC電源供給制御部: ダイレック製

③標準ガス供給排気付きドラフトチャンパー: NKシステム製, 大同酸素製

④乾式及び湿式除害装置: 巴商会製, セイコー化工機製, 大同酸素製

⑤安全監視システム及び防災設備: バイオニクス製, 大同酸素製

特殊材料ガスの標準ガス調整方法の概要

ボンベシリンダーボックス内の高圧ボンベ入り標準ガスを質量流量制御し, 小型風洞チャンパー内のガスマキサーに送る。同時に希釈ガスとして, 質量流量制御された窒素又は精製空気をこのミキサーに送り混合希釈する。調整された標準ガスはさらにマニホールドへ送られ, PID-ガスクロマトグラフ試料導入部, ドラフトチャンパー内のガス供給部及び常圧排気ラインに各々分配される。全ての排気ガスは乾式 (吸着塔式) 及び湿式 (アルカリスクラバー) の両除害装置で

処理される。なお, ボンベボックス内等を大気置換する排気ガスは直接湿式スクラバーで排気される。

概略フローを図-1に示した。

3. 試験方法

(1) 標準ガス希釈ライン予備調整

使用するMFCは窒素ガスにより精密膜流量計で校正し, 0℃, 1 atm基準とするコンバージョンファクターをあらかじめ求めた。また, 流路長に起因する濃度安定時間を調べるために一酸化炭素 (CO) 標準ガス (原ガス濃度: 8910 ppm/N₂) を希釈し, 連続COモニター計 (ダイレック製ECOLYZER) で希釈ガス濃度の安定特性を検討した。なお, 同時にMFCの流量値をモニターするため出力電圧 (0~5 VDC) をデータロガーで計測した。

(2) アルシン, シラン希釈標準ガスの調整及びGC分析

高圧ボンベに充填された標準ガス (アルシン195ppm/N₂ バランス, シラン200.4ppm/N₂ バランス<製鉄化学工業製>) を窒素ガスにより質量流量式流量比混合法で希釈した。5 ppm以下の濃度を段階的に調整し, 1~4 L/minのダイナミックフローをマニホールドに

導き、その一部をPID-GCへ導入した。ガスクロマトグラフ分析条件を表-1に示した。

(3) シラン標準ガス調整時の微粒子の試験計測

シランの希釈標準ガスをPID-GCで分析すると同時に微粒子カウンターを用いてガス中に含まれる微粒子数を0.12~6.1μmまで、16段階の粒径毎にモニターした。

4. 検討結果及び考察

(1) 希釈ガス濃度安定特性

本標準ガス希釈ラインで対象ガスが設定濃度に達するまでの安定時間を確認するため、吸着性が少なく、連続モニターすることのできる一酸化炭素(CO)標準ガスを用いて検討した。最初、窒素ガスのみを流しCOモニター計の指示値を濃度0ppm付近に安定させ、続いてCO濃度を35.6ppmと設定して希釈を開始した。なお、この際、原ガスライン及びバニーホールドまでのガスを置換するため、配管内を減圧した後、原ガスの調圧器を開閉する一連の操作を3回行ってから希釈を開始した。モニター計の指示値が安定したところで次に設定濃度を53.5ppmに増加させた。その結果を図-2に示した。これによると濃度が安定するまでの時間は希釈開始から10分で設定値の98%になり15分で設定値に達した。また、設定値に対する実測値はそれぞれ99% (設定濃度35.6ppm)、97% (設定濃度53.5ppm)であった。したがって、本希釈システムでは希

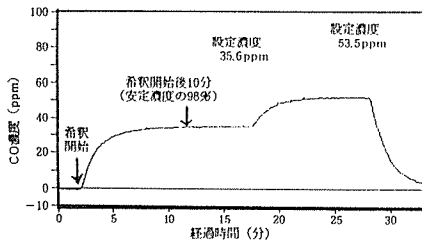


図-2 CO標準ガスを用いた希釈濃度安定試験

釈開始から15分で十分に安定した濃度の標準ガスを供給できることが判った。アルシンやシランの対象ガスについても同様に15分程度で十分安定な濃度を供給できることがGCの連続分析から判った。

(2) PIDランプエネルギーの相違によるアルシン、シランの検出特性

それぞれ異なったエネルギーを持つランプ(10.2eV, 11.7eV)をPID検出器にして、アルシン及びシランの希釈混合標準ガスを分離検出した場合のクロマトグラムを図-3に示した。10.2eVランプではシランはそのイオン化ポテンシャルが10.75, 11.68eV³⁾とランプエネルギーより大きいため正のイオン化ができず検出されない。逆にクエンチングと思われる現象を起こし負のピークとなった。アルシンはイオン化ポテンシャルが10.06, 11.9eV³⁾であり、ランプエネルギー10.2eVより小さい値10.06を持つため比較的感度良く検出することができる。一方、11.7eVランプでは両物質とも正のピークになり同時検出することができた。なお、検出感度についてアルシンについて見ると10.2

表-1 ガスクロマトグラフ分析条件

検出器	PID(10.2及び11.7eV UVランプ)
装置	日立263-50型ガスクロマトグラフ
カラム	ステンレス製 2mmφ×2m
充填剤	Porapak S 80/100 mesh
カラム温度	70℃
検出器及び	
注入口温度	140℃
キャリアーガス	窒素 40ml/分
検出器温度	40~110℃
ランプ強度	0.2~0.6mA
ガスサンプラー	
温度	50℃
計量管容量	0.5ml

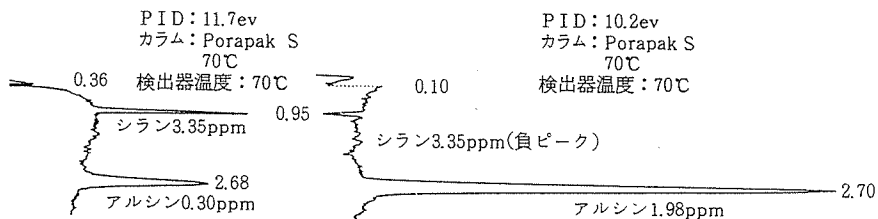


図-3 ランプエネルギーの違いによるアルシン、シランのクロマトグラム

eVのランプで検出した方が11.7eVよりも感度（単位濃度当りのクロマトグラム面積の比較）が約1.2倍高い結果となったが概して両ランプの差はあまりないと言える。

(3) PIDランプ強度とGCの検出感度の関係

紫外線放電するための電流値を0.2~0.6mAまで変化させた場合、電流値と検出感度（クロマトグラムの面積値）の関係をシランを例として図-4に示した。ランプ強度（mA）と検出感度は前述の電流値の範囲においてはほぼ直線関係があり、ランプ強度を増すほど検出感度を高くすることができた。しかし、ランプ強度を増すと劣化を早めることになると考えられるので0.4~0.5mA程度が適当であると考えられる。

(4) PID検出器温度とGC感度の関係

PID検出器の温度制御値を40~110℃まで変化させた場合、温度とアルシン、シランの検出感度（クロマトグラムの高さ値）との関係を図-5に示した。PID検出器の特徴であるイオン電流を検出する原理から検出器温度を低くすると検出感度が高くなる傾向が見られた。検出器温度40℃では80℃に比べ約2倍の感度にすることができる。一般にクロマトグラム分析では検出部での試料吸着や凝縮を防ぐため、分離カラム

温度より検出器温度は高くするのが普通であるが、今回の分析検討の場合、約2週間、検出器温度を40℃に保って分析を繰り返しても検出器への影響は見られなかった。これは目的物質が比較的低沸点（アルシン b.p.-62.48℃，シラン b.p.-111.9℃）であるため、検出器への吸着や凝縮が起こりにくいと考えられる。検出器温度40℃でのクロマトグラム例を図-6に示した。検出限界はベースラインの変動幅の2倍とするとアルシンで0.02ppm，シランで0.1ppmとなる。また、繰り返し分析の結果を表-2に示した。21回分析した場合の変動係数について、アルシンは面積値で4.4%，高さ値で2.2%，シランは面積値で7.2%，高さ値で1.4%であった。今回の分析感度ではS/N比が比較的大きいため面積値よりもピークの高さで計測した方が繰り返し精度は良かった。

(5) シラン希釈標準ガス中の粒子の計測

一般に特殊材料ガスは水素化合物の分子形状のものが多く、化合物半導体製造の分野ではプラズマCVD（Chemical Vapor Deposition, 化学気相成長法）装置等で分解励起させ、ラジカル反応が進むことにより薄膜を成長させたりドーピングするために用いられ

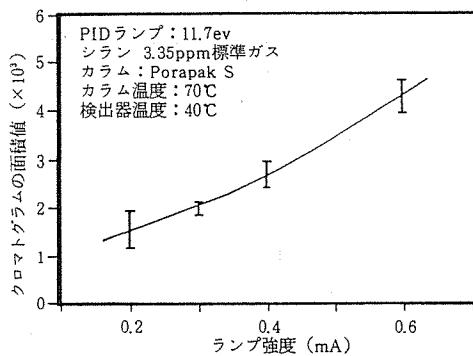


図-4 PIDランプ強度と検出感度の関係

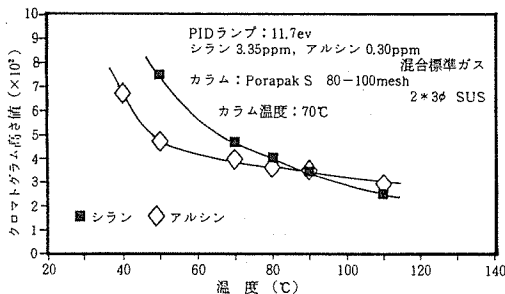


図-5 PID温度と検出感度の関係

表-2 PID-GC法によるアルシン、シラン標準ガスの繰り返し分析結果

分析回数	アルシン (0.30ppm)		シラン (3.35ppm)	
	面積値	高さ値	面積値	高さ値
1	5388	472	2951	732
2	5461	487	2885	738
3	5358	465	3567	768
4	5107	453	2975	756
5	5188	458	2927	744
6	5338	469	3121	757
7	5523	475	2810	745
8	5369	467	3191	767
9	5087	468	2868	757
10	5610	477	2872	758
11	5739	476	3069	762
12	5559	489	3604	767
13	5732	482	3072	750
14	5953	494	2973	751
15	6039	485	2910	751
16	5636	489	2848	762
17	5298	476	3288	760
18	5332	473	2780	735
19	5555	483	2834	744
20	5624	489	3045	747
21	5362	477	3096	747
例数	21	21	21	21
平均	5488	476	3033	752
標準偏差	243.37	10.49	220.23	10.21
変動係数(%)	4.43	2.20	7.26	1.36

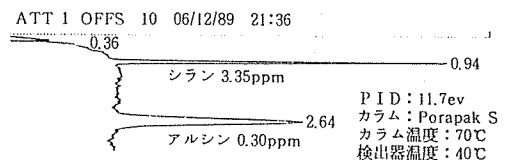


図-6 検出器温度40℃で分析した場合のクロマトグラム

る^{1),2),4)}。特に、エピタキシャル工程で用いられるシランの場合ではSiO₂の粒子がガス流路中に生成し、しばしばバルブやMFC部分を塞いでしまうこともある。これは、化学的に不安定で大気中の酸素や水分と反応しやすいために起こると考えられてきた。このように半導体デバイス製造やその研究において使用されるシランは原ガス濃度が数～50%程度であり、さらに水素キャリアで希釈される³⁾が、かなり高濃度である。一方、容器中での低濃度シランの経時的安定性については森田ら⁵⁾がテドラーバッグ内に調整した0.5 ppm及び2.5 ppmのシランについて実験を行っており、この結果、湿度の影響を受けず、15日を経過しても安定した濃度であったという報告もある。しかしながら、本実験のような連続希釈システムを使用して調整されるシランの数ppmレベルの低濃度域での安定性は報告がないので一応調べておく必要がある。まず、標準ガス供給濃度自体の安定性に限ってみると、(4)で述べた繰り返し分析の結果から考えると問題はないと言える。しかしながら、仮に、一定の希釈操作の中で一定量の粒子が生成し、その結果、濃度が安定に供給されている場合の可能性もあることも否定できないため、濃度を3.35, 2.00, 1.00, 0.50 ppmと段階的に減少させ、シラン標準ガス中の粒子を計測した。また、その時の標準ガスの設定濃度値(希釈率から算出したもの)及びPID-GC分析値(ピーク高さの相対値)を併せ、結果を図-7に示した。なお、カウント数は10分

間値であり3000 cc中の粒子数を示す。これによると粒子数は粒径0.12～0.17 μmの最小粒径測定レンジで最も多く、次いで0.17～0.27 μmの粒径幅のものであり、これらの粒径範囲の粒子が大半を占めていた。また、予想に反して粒子数の変動は大きく、しかも約40～60分毎にカウント数のピークが見られた。これに対して、設定濃度値の変動とGC分析値は良く対応していた。したがって、この粒子数の変動はシラン濃度とは関係を持たず、本希釈システムはシラン標準ガス流路中から粒子は濃度値に影響を与える量としては存在していないと考えられ、本システムは一定濃度のシラン標準ガスを安定に連続供給できることが判った。しかし、間欠的に現れる粒子数のピークの原因として、バルブや調圧器から何らかの粒子が発生していることも考えられるが明確なことは判らず、今後も調べる必要があると思われる。

(6) 大気中及び排ガス中特殊材料ガスの分析法の現状と問題点

先端産業の成長は急激であるがために使用される特殊材料ガスの排出の実態は明らかではなかった。そこで環境庁では環境保全面での施策の検討のための実態調査を実施し、その結果を示している^{6),7)}。その中で、大気関係の測定法について規定されている内容を見ると、例えば、アルシンやシラン等の特殊材料ガスは各々ヒ素化合物、ケイ素化合物として捕集分析する溶液吸収法または吸引ろ紙を用いる方法が示されている。

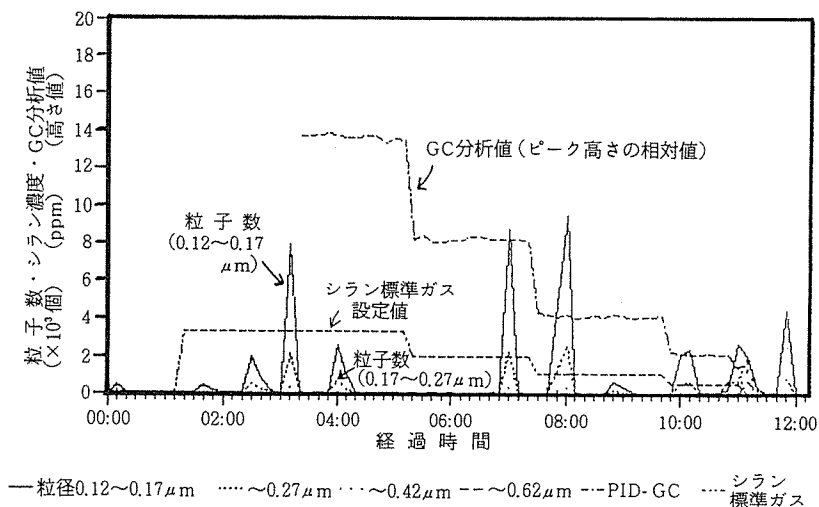


図-7 シラン標準ガス中の粒子数及びPID-GC分析値

これらの方法では化合物全てを分析するため、同族体が存在する場合や自然界に存在する同一の金属原子を含む他の化合物もあわせて分析値となり、場合によっては排出源を特定することが難しい。また、湿式法は採取ガスを積算して吸引する原理から吸引ガス量を増加させることにより検出感度を上げることができる一面もあるが、採取機材運搬や採取時及び分析操作が複雑であること、また採取試料数にも限度があり、必ずしも有用な方法とは言い難い面もある。一方、各種のガスセンサーを用いた方法は、作業環境濃度モニター器又は漏洩警報器等で使用されている。ガス濃度を比較的早いタイミングで常時あるいは瞬時にモニターすることができるが、物質選択性及び検出感度について十分でない点もあり今後の進展を待たなければならない。しかし、ガス成分のクロマト分離と併せた検出ができれば多成分の同時定量も可能となり、高感度多成分モニター器としての応用の道が開ける。本報告ではこの考えにもとづき検討を行ったものである。なお、クロマト分離と併せた特殊材料ガスの検出定量法としては大塚⁸⁾が行った定電位電解式ガスセンサーをガスクロマトグラフの検出器に用いて数成分の特殊材料ガスの低濃度分析がある。この場合センサーの高速応答化が今後の課題としている。

5. まとめ

IC産業で使用される特殊材料ガスは毒性の高いものが多く、早急に分析法の体系化を図り、これをもとに排出実態及び環境濃度の把握を進めて行く必要がある。そこで、ドーピングガスとしてよく使用されているアルシン、シラン（モノシラン）を同時検出する乾式直接分析法として、光イオン化検出器（PID）を用いたガスクロマトグラフ（GC）法の自動分析を特殊材料ガス希釈装置を用いて検討した。

その結果、標準ガス希釈システムは数ppmレベル以

下の特殊材料ガスを安定に精度良く供給できた。また、これを用いて分析条件を検討し、PIDに11.7eVランプを用い、検出器を40℃程度に低く保つことにより、5分間隔で同時定量する自動分析が可能であった。その場合の検出限界値はそれぞれ0.02ppm、0.1ppmであった。

今後、さらに各種の分析法やモニター器が開発されてゆくと思われるが、その安定性、実用性の評価・検討には本システムによる低濃度レベル（ppb～数ppm）の特殊材料ガスの標準ガスの連続供給システムが有効な手段として活用され、これを用いて検出感度の向上、多成分に対応できる分析法の検討、採取試料ガスの容器内での安定特性、湿式分析法との比較試験等を行う予定である。

文 献

- 1) 高圧ガス保安協会：特殊材料ガス保安対策資料集、(1985)。
- 2) 環境庁企画調整局編、日本環境衛生センター：IC産業環境保全関連資料（復刻版）、(1985)。
- 3) 日本化学会編：化学便覧基礎編、(1983)。
- 4) 足立吟也 他：化学増刊104 先端分野における材料技術、73-88(1986)。，化学同人
- 5) 森田剛史 他：特殊材料ガス（ホスフィン・シラン）の大気中における安定性について(2)、第29回大気汚染学会抄録集、562(1988)。
- 6) 環境庁企画調整局他：IC産業環境保全実態調査報告書、(1987)。
- 7) 栗原嵩：先端産業からの大気汚染物質の測定、第28回大気汚染学会抄録集（特別集会II）、109-113(1987)。
- 8) 大塚俊雄：定電位電解式ガスセンサーを用いた半導体材料用ガスのガスクロマトグラフ分析、第28回大気汚染学会抄録集、218(1987)。

雨水中微量成分の分析法に関する研究 (その2)

—— 雨水中のアルデヒド類の定量分析 ——

太田 正 雄*

要 旨

雨水中のアルデヒド類 (C₁~C₄) の測定方法について検討し, 良好な結果を得たので報告する。

- (1) アルデヒド類の2, 4-ジニトロフェニルヒドラゾン誘導体は, 350nmに最大吸収波長がみられた。
- (2) アルデヒド類と2, 4-ジニトロフェニルヒドラジンは酸性側で反応が進み, pH 5 以下で安定した定量値が得られた。
- (3) SEP-PAK C₁₈ カートリッジのアルデヒド — 2, 4-ジニトロフェニルヒドラゾン誘導体の保持量は, 本法では50ml まで可能であった。
- (4) 本法によるアルデヒド測定法の回収率, および雨水 1 ml 当りの定量限界値はホルムアルデヒド: 95%, 3ng/ml, アセトアルデヒド: 98%, 3 ng/ml, プロピオンアルデヒド: 100%, 2ng/ml, ブチルアルデヒド: 94%, 2 ng/mlであった。

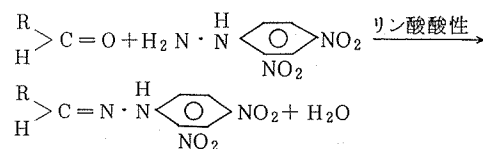
1. はじめに

アルデヒド類は燃焼施設からの不完全燃焼¹⁾, 塗料からの揮発²⁾, 家畜等の排せつ物からの放出³⁾, また夏季には光化学反応等により二次的に生成するなど⁴⁾, 種々の発生経路をへて, 環境大気中に存在している。

アルデヒド類のヘンリー定数はホルムアルデヒド: 3500 mol/l·atm, アセトアルデヒド: 11.5 mol/l·atm とされ^{5), 6)}, なかでもホルムアルデヒドは雨水中に取り込まれやすい。アルデヒド類は化学反応性が高く, 雨水中では過酸化水素と, S(N)との反応を阻害⁷⁾ することで知られており, 雨水中のアルデヒド類を測定することは, 雨水の酸性化過程を調査する上で重要である。

アルデヒド類の測定方法は^{8), 9), 10)} 種々のものがあるが, ここでは雨水中の4種類のアルデヒド(ホルムアルデヒド, アセトアルデヒド, プロピオンアルデヒド, ブチルアルデヒド)の測定方法として, 迅速で再現性の良好な2, 4-ジニトロフェニルヒドラジン(以下DNP)をUVラベル化剤として用いる方法について検討した。本法は水溶液中でアルデヒド類とDNPをリ

ン酸酸性で下式のように反応させ, 生成した2, 4-ジニトロフェニルヒドラゾン(DNPH)誘導体をSEP-PAK



C₁₈カートリッジに濃縮後, 高速液体クロマトグラフ—紫外線検出器系で分離, 定量する方法である。またこの方法を用いて実試料(雨水)についても測定したので, 併せて報告する。

2. 実 験

2-1 実験装置と試薬

実験に使用した機器, 及び薬品は以下のとおりである
 液体クロマトグラフ: 島津製6Aシステム
 分光光度計: 日本分光製UVIDEC-610
 カラム: 野村化学製Develosil ODS 5μm 25 cm
 アルデヒド類, ケトン類, リン酸, エチルアルコール: 和光試薬特級

The study on quantitative analysis of aldehydes in rain water

*Masao Ohta 横浜市公害研究所大気部門

2, 4-ジニトロフェニルヒドラジン：和光試薬一級
アセトニトリル：和光試薬高速液体クロマトグラフ
用を用いた。

2-2 DNPH誘導体の合成と精製

濃硫酸 2 ml とエチルアルコール 15 ml を混合し、DNP 1 g を溶解させる。この溶液に含有量 90% 程度（ホルムアルデヒドは 30%）のアルデヒド類、ケトン類 0.5 g をそれぞれ 5 ml のエチルアルコールに溶解したものを加温しながら加える。析出したアルデヒド、ケトン類の DNPH を吸引ろ過し、その後蒸留水で洗浄する。更にエチルアルコールにより洗浄後、水：アセトニトリル（3：1）による再結晶を 2 度くり返す。これを減圧乾燥してアルデヒド、ケトン類の DNPH 誘導体の結晶を得た。またラベル化剤として使用する DNP も、水：アセトニトリル（3：1）で再結晶し、使用した。この操作によりホルムアルデヒド（以下 F・A）、アセトアルデヒド（A・A）、プロピオンアルデヒド（P・A）、ブチルアルデヒド（Bu・A）、メチル-エチルケトン（MEK）、サリチルアルデヒド、クロトンアルデヒド、アクロレイン、アセトンの DNPH 誘導体の結晶を得た。これらの結晶を GC-Mass によりマススペクトルを測定したところ、神谷ら¹¹⁾と同様のスペクトルが得られ、アルデヒド類、ケトン類の各ヒドラゾン誘導体であることが確認された。

2-3 UVスペクトル

アルデヒド類 DNPH 誘導体の最大吸収波長を得るため、各誘導体の結晶をアセトニトリルに溶解し、UV スペクトルを測定した。500 nm から 200 nm までスキャンニングした時のアセトニトリル、DNP、各アルデヒド類 DNPH 誘導体のスペクトルを図-1 に示す。各 DNPH 誘導体は 254 nm、350 nm に吸収を持ち、350 nm が最大吸収波長を示した。また、溶媒のアセトニトリルは 350 nm に吸収を持たないことから、以後の高速液体クロマトグラフィーでの検出波長として、350 nm を用いることにした。

2-4 高速液体クロマトグラフィーでの分離条件

C₁~C₄までのアルデヒド類と、共存するケトン類の高液体クロマトグラフィー上での分離条件について検討した。高速液体クロマトグラフの分離カラムは逆相分配系 Develosil ODS 粒径 5 μm、長さ 25 cm を用いた。運転条件は流速 1 ml/min、温度は室温、検出波長は 350 nm である。移動相はアセトニトリル-水の混合溶媒として、移動相濃度の組合せを 90%~60% まで変化させながら、リテンションタイムを比較検討した。図-2 に移動相濃度とリテンションタイムの関係

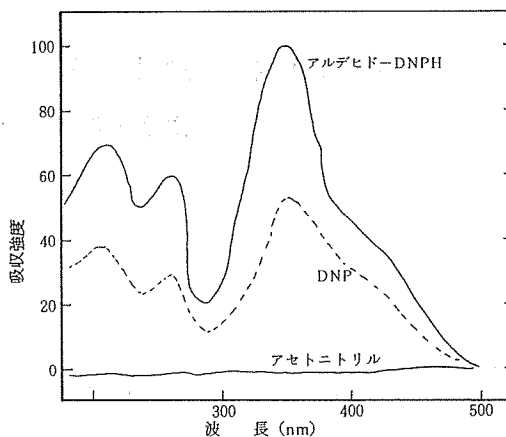


図-1 波長と吸収強度の関係

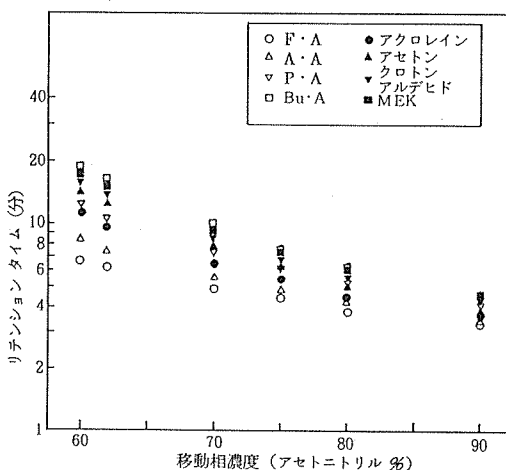


図-2 移動相濃度とリテンションタイムの関係

を示す。アセトニトリル濃度が 70% 以上では十分に分離せず、70% で MEK と Bu・A を除く各成分の良好な分離がみられた。さらにアセトニトリル濃度を 62% まで低下させると MEK と Bu・A は分離されたが、n-Bu・A と iso-Bu・A の異性体間の分離は出来ず、この傾向は移動相濃度をさらに低下しても変わらなかった。これより本法では移動相濃度を 62% とし、Bu・A は n-Bu・A と、iso-Bu・A の混合物として示すこととした。また、F・A にプラスの要因となるグリオキサール、および、A・A に同様の影響をおよぼす、ピルビンアルデヒド

についても検討を行ったが、本法の分離条件では両物質とも完全に分離出来ることがわかったので、F・AとA・Aの測定値に影響しないことが確認できた。

2-5 反応条件

アルデヒド類とDNPの反応には通常の化学反応と同様液性と温度、反応時間等が影響する。反応温度と反応時間については、室温で反応が30分程度で完了することから、今回は溶液のpHについてのみ検討を加えた。pH 1~7までの緩衝液を作製し、この溶液に4種類のアルデヒド(C₁~C₄)がそれぞれ1ppmになる様調整した。これより10mlを分取し、0.2% DNP/アセトニトリル溶液1mlを加え、30分放置後、高速液体クロマトグラフで定量した。こうして得られた反応液のpHとクロマトグラムの面積比の関係を図-3に示す。反応液のpHが、7から5に変化するに従い、クロマトグラムの面積比が急激に増加し、pH 5以下で一定となった。これより、pH 5以下の酸性側で安定した反応が得られることがわかった。また加えるリン酸中にも若干のF・A、A・A等のアルデヒド類が混入しており、反応溶液のpHを5以下に低下させるのに必要最少量として、本法では試料10mlに対し、0.2% DNP、0.5% リン酸/アセトニトリル1mlを加えることにした。

2-6 濃縮効率

雨水中のアルデヒド濃度は微量であり、濃縮操作が必要とされる。そこで効率の良い濃縮操作として、SEP-PAK C₁₈カートリッジを用い、その濃縮効率について検討した。C₁~C₄のアルデヒド類を100ppbに調整後、その10mlに0.2% DNP、0.5% リン酸/アセトニトリル溶液1mlを添加し、30分放置後、20~70mlに希釈したものを、活性化したSEP-PAK C₁₈カートリッジに通した。後にSEP-PAKをN₂気流中で水分を除去し、アセトニトリルにより溶出後、高速液クロマトグラフにより定量した。図-4にSEP-PAKへの反応液の通過量と、各アルデヒドのクロマトグラムの面積比の関係を示す。各アルデヒドとも10~50mlまでは一定の面積比を示しているが、60mlを超えると、F・Aの面積比のみ低下し始め、70mlでは28%がSEP-PAKより流出している。これより本条件での濃縮操作では試料量として50mlまでを保持、濃縮出来ることがわかった。

実際の試料には後述の表-2, 3からわかるように、500ppb程度のアルデヒド類が含まれているので、以後の測定では、安全性を考慮して、試料10mlをSEP-PAKにより濃縮することにした。

2-7 再現性と回収率

4種類のアルデヒド(C₁~C₄)を雨水に100ppbに

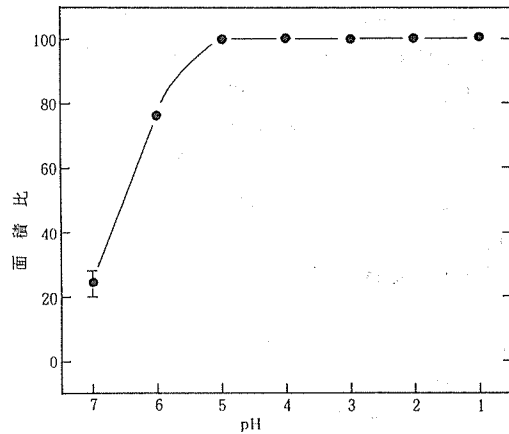


図-3 pHと面積比の関係

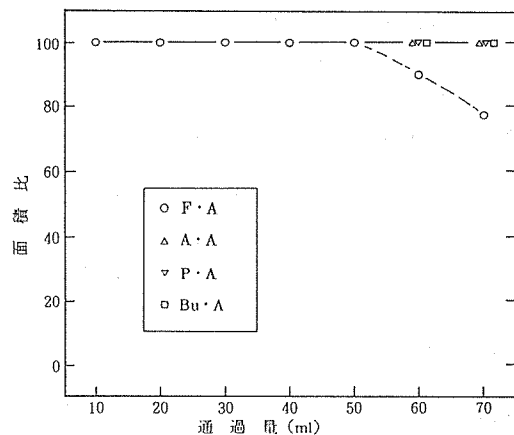


図-4 通過量と面積比の関係

表-1 アルデヒドの添加回収実験結果

	F・A	A・A	P・A	Bu・A
平均回収率 (%)	95	98	100	94
変動係数 (%)	1.9	2.5	2.7	2.9
定量下限 (ng/ml)	3	3	2	2

(n=10)

なる様添加し、前述の条件で、各アルデヒドの回収率について検討した。得られた回収率の結果を表-1に示す。各アルデヒドとも91%以上の回収率を示し、再現性も変動係数1.9~2.9% (n=10)と良好であった。またブランク値もDNPの再結晶、アセトニトリルの劣化、添加するリン酸量の少量化に留意したところ低下した。定量限界はS/N比の4倍として求めると、雨水1ml当り、F・A、A・Aは3ng、P・A、Bu・Aは2ngであった。

2-8 経日変化

雨水中アルデヒドの経時的な安定性を検討するため、経日変化を調べた。アルデヒドの安定性に影響を与える因子の一つに微生物等による生分解が考えられる。一般に生物活性は温度依存性が大きいので、気温の高い夏期の8月の雨を対象にした。検討条件として、

1) 日光の当る室内放置、防腐剤なし(以下明所)、
2) 0℃の冷蔵庫内放置、防腐剤添加(以下暗所)、
についてその経日変化を比較した。防腐剤はトルエン、イソアミルアルコール、クロロホルムを別々に用いた。経日変化の結果を図-5に示す。明所放置では1日目にはF・A、A・Aが62~82%に減少し、3日目にはトレースとなった。しかし、防腐剤を加えた冷暗所放置では、5日後も濃度変化を示さなかった。またこれとは別に、ミリポア製のMILLEX-GS0.22μmのフィルターでろ過し、微生物を除去した試料を、乾熱滅菌した容器に入れ、冷暗所に放置したところ、5日後でも濃度の減少が見られず、アルデヒド類の、生分解性が高いことがわかった。

以上の検討結果は、十分なものではないが、少なくとも明所放置の条件では、アルデヒド類が比較的速かに減少することが確認されたので、本法の測定では、降雨後、数時間内に分析する方法で行った。

2-9 雨水中のアルデヒド濃度

本法を用いた雨水中アルデヒドの測定例を表-2に示す。試料は当公害研究所屋上で採取した1988年9月6日の1mm毎採取のもので、測定は4種類のアルデヒドについて行った。アルデヒド各成分の濃度構成は、F・A>A・A>P・A≒Bu・Aの順になっており、特にF・A濃度はいずれの試料についても、他の3成分に比べ高く、全体の50%以上を占め、松本ら¹²⁾の測定結果と同様な傾向を示していた。また横浜市内でカイツーンにより採取した雲水と、同時刻に地上で採取した雨の比較を表-3に示す。雲水は地上の雨よりアルデヒド濃度が高く、雲水の方が約3倍の高濃度となっていた。

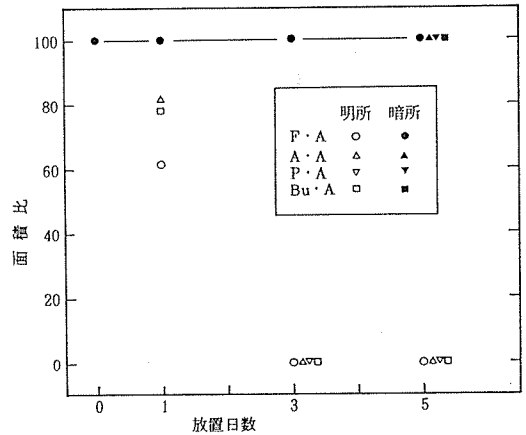


図-5 放置日数と面積比の関係

表-2 雨水中アルデヒド濃度測定結(1988.9.6)

mm目	F・A	A・A	P・A	Bu・A
1	242	164	14	28
2	178	106	12	15
3	237	113	10	15
4	246	131	12	18
5	186	103	11	16
6	233	462	21	34
7	104	69	8	16
8	160	77	8	13
9	160	57	6	12
10	101	57	7	12
11	193	77	10	15
12	86	53	7	12
13	73	53	8	12

(単位はng/ml)

表-3 雲水、雨水中のアルデヒド測定結果(1986)

採取地点	F・A	A・A	P・A	Bu・A
6/21 雲水(250m)	590	160	12	—
地上雨	180	50	—	45
6/24 雲水(200m)	540	80	13	7
地上雨	180	24	—	—

(ng/ml)

3. まとめ

雨水中のアルデヒド類(C₁~C₄)の測定方法について検討し、良好な結果を得た。

(1) アルデヒド類の2,4-ジニトロフェニルヒドラゾ

ン誘導体は、350nmに最大吸収波長がみられた。

(2) アルデヒド類と2, 4-ジニトロフェニルヒドラジンは酸性側で反応が進み、pH 5 以下で安定した定量値が得られた。

(3) SEP-PAK C₁₈ カートリッジのアルデヒド—2, 4-ジニトロフェニルヒドラジン誘導体の保持量は、本法では50mlまで可能であった。

(4) 本法によるアルデヒド測定法の回収率および雨水 1 ml当りの定量限界値は、ホルムアルデヒド：95%，3 ng/ml，アセトアルデヒド：98%，3ng/ml，プロピオンアルデヒド：100%，2ng/ml，ブチアルデヒド：94%，2 ng/mlであった。

文 献

1) 太田正雄，渡辺善徳：ディーゼルエンジン車から排出される有害物質の排出濃度及び排出係数，横浜市公害研究所報，7 39-43，(1982)。

2) 藤井徹：有機溶剤成分の排出に伴う臭気問題，悪臭の研究，8 (40) 36-44，(1980)。

3) 堀場裕子，山中伸一：養豚場および化製場における複合臭の臭気強度と物質濃度，悪臭の研究，9 (42) 33-40，(1980)。

4) 太田正雄，鶴田治雄：沿岸都市域及び内陸域におけるアルデヒド類の挙動，横浜市公害研究所報 11 37-43，(1987)。

5) 大喜多敏一，太田幸雄，内山政弘，阿部潤一，南部佳弘：低濃度の過酸化水素およびアルデヒドのヘンリー定数の測定，大気汚染学会誌，18 (6) 491-495(1983)。

6) Eric A. Betterton and Michael R. Hoffmann: Henry's Law Constants of Some Environmentally Important Aldehydes. *Environ. Sci. Technol.*, 22 (12) 1415-1418 (1988).

7) Adewuyi Y G, Cho S-Y, Tsay R-P, Carmichael G R: Importance of Formaldehyde in Cloud Chemistry. *Atmos. Environ.*, 18 (11) 2413-2420 (1984).

8) Chiavari G, Facchini M C, Fuzzi S: Determination of formaldehyde as its lutidine derivative in the atmospheric liquid phase by high-performance liquid chromatography. *J. Chromatogr.*, 333 (1) 262-268 (1985).

9) Manabu Igawa, J. William Munger and Michael R. Hoffmann: Analysis of Aldehydes in Cloud- and Fogwater Samples by HPLC with a Postcolumn Reaction Detector. *Environ. Sci. Technol.*, 23 (5) 556-561 (1989).

10) 大野勝弘，早川友邦：イミダゾリジン誘導体としての大気中アルデヒドの定量，大気汚染学会誌，14 (11) 479-482 (1979)。

11) 神谷明男，水谷広雄，早川守彦，青山大器，竹内広二，国分良治：ガスクロマトグラフィーによる大気中アルデヒド類の分析，悪臭の研究，9 (14)，1-9，(1980)。

12) 松本光弘，西川喜孝，村野健太郎，福山力：雨水中アルデヒド類の測定，大気汚染学会第27回講演要旨集 302 (1986)。

雲粒・雨滴による大気汚染物質の取り込み機構と その酸化過程 (第2報)

— 都市・工業地帯上空の雲水の化学組成 —

鶴田治雄*, 草野 一**, 渡辺善徳*

太田正雄*, 平野耕一郎*

要 旨

横浜市内の京浜工業地帯西部に隣接する地点の上空で、1986年と1987年の梅雨時に係留気球を用いて、雲底部の雲水、雨水などを、地上での雨水などと同時に採取し、その化学分析を行った。そしてそれらの解析を行い、雲水の化学組成について次のようなことが明らかになった。

- (1) 雲水中では、 H^+ を除く主要なイオンの濃度は雨水より非常に高く、それらの最高濃度は日本のこれまでの測定値よりも非常に高く、南カリフォルニア地域の都市霧に匹敵する値であった。
- (2) 陰イオン濃度は、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 NO_3^- の順に高かった。 Cl^- 濃度が NO_3^- より高い原因としては、焼却炉、特にごみ焼却工場から排出される塩素化合物が雲粒にとりこまれているためと推測される。
- (3) 雲水中のpHは、3.04~7.15で、ほとんどの試料は同一高度の雨水より低かった。
- (4) 京浜工業地帯の風下側の雲水は、他の風向に比べて H^+ を除く各イオン濃度は最も高かった。しかし、 NH_4^+ や Ca^{2+} 濃度が非常に高い雲水のpHは6~7と非常に高く、同一高度の雨水よりも高かった。
- (5) 降水時間帯での雲水中のイオン濃度の経時変化については、降水開始直後および降水終了直前(あるいは降水終了後)の方が、その間の雲水よりも高かった。
- (6) H_2O_2 濃度は、雲底部の雲水中の方が、同一高度の雨水中よりも低く、 SO_2 が SO_4^{2-} に酸化する反応で H_2O_2 が分解されていると推測された。
- (7) 地上で採取される雨水の酸性化は、雲の中(あるいは雲にとりこまれる前の大気中)で行われていることが明らかになった。また、雨滴が雲底部から地上へ落下するまでの間に NH_3 ガスやCaを含むエアロゾルをとりこんで、地上の雨水のpHが高くなることが明らかになった。

1. はじめに

雨が酸性化している原因を明らかにするには、雨滴となる前の雲粒がどのように汚染されているかを把握する必要がある。

日本での雲あるいは霧の採取とその化学分析は1963年に乗鞍岳などでOkita¹⁾が行って以来、1975~1977年

にかけて関東地方の筑波山²⁾や丹沢山塊の大山³⁾(1975年のみ)で、1984年には軽井沢⁴⁾で、1985年には赤城山⁵⁾で実施されている。これらの測定地点の高さは、すべて山岳地帯か高原で、海拔800m以上である。

しかし、酸性雨の解明に際しては、発生源地域近くでの雲水の化学組成を明らかにし、汚染物質がどのよ

In-cloud and below-cloud scavenging of atmospheric pollutants and their oxidation processes.

II. —Cloudwater chemistry over the urban-industrial area of Yokohama in Japan. —

*Haruo Tsuruta, Yoshinori Watanabe, Masao Ohta and Koichiro Hirano, 横浜市公害研究所大気部門

**Hazime Kusano, 横浜市公害対策局

うに雲粒（あるいは雨滴）にとりこまれるかを明らかにしていかなければならない。

なお、外国でも雲水や霧水の測定は山岳地帯で多く行われており^{6~8)}、都市域では、ロサンジェルスを含む南カリフォルニア地域⁹⁾で行われているだけである。

そこで、横浜市内の、京浜工業地帯西部に隣接する地点で、係留気球（カイツーン）を用いて、特に降水時を中心に雲底部の雲水や雨水などを採取・分析する調査を、1986年と1987年の梅雨期間中に実施した。1986年の第1次調査結果の概要は、すでに第1報¹⁰⁾として報告した。第1次調査により、地上で採取する雨水は、すでに雲の中で酸性化が終っていること、また、雨滴は雲底部から地上まで落下する間に、NH₃ガスやCaを含むエアロゾルをとりこむ場合があり、その時の地上の雨水のpHは、雲底部の雨水のpHよりも高くなっていること、などがわかった。

この第2報では、第1次、第2次調査で得られた雲水の化学組成の特徴や発生源との関係を中心に報告する。

2. 調査方法

2-1 調査期間

第1次調査 1986年6月21日～6月24日

第2次調査 1987年6月15日～7月2日

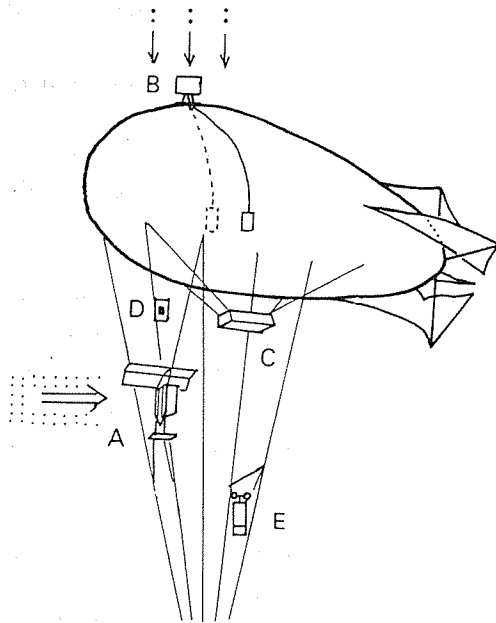


図1 係留気球での各装置の搭載位置

2-2 調査地点

横浜市磯子区岡村公園内（海拔高度20m）

2-3 上空での雲水などの採取方法

その詳細は、すでに第1報¹⁰⁾で述べたので、ここでは、簡単にその概要を述べる。

容積70m³の係留気球（カイツーン）を、高度500m以下の雲底部に係留し、表1に示す各種の採取装置を、図1に示すように搭載し、原則として3時間連続で、雲水、雨水、ガス、エアロゾルの採取を行った。なお、地上でも同時に雨水、ガス、エアロゾルを、上空とほぼ同一方法で同一時間帯に採取した。

2-4 分析項目と分析方法

雲水、雨水、ガスおよびエアロゾルの分析項目と分析方法は、第1報¹⁰⁾と同じなので省略する。なお、雲水と雨水中のH₂O₂の分析は、第2次調査時のみ実施した。分析方法は、Lazrus¹¹⁾が開発した酵素法に基いており、その詳細は、太田¹²⁾がすでに詳しく報告している。

2-5 上空での気象観測

係留気球に搭載した気象ゾンデで、係留高度の風向、風速、気温、湿度、気圧を連続測定した。また、1時間毎にパイロットバルーンを放球して上層風の鉛直分布を求めた。

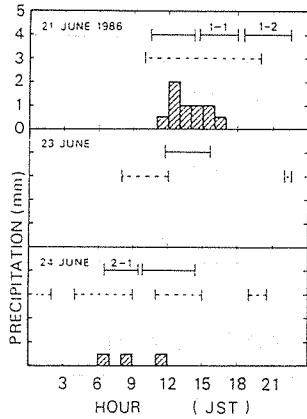
3. 調査期間中の採取状況と結果の概要

第1次、第2次調査期間中に、5回の観測を実施し、雲水は合計13試料（1試料は少量のため陰イオンしか分析せず）を、図2に示すような時間帯で採取した。また、その時の地上天気図を図3に、各回の気象状況を表2に示した。雲水の採取高度は、150～300mと非常に低く、ほとんど最下層雲の層雲であった。

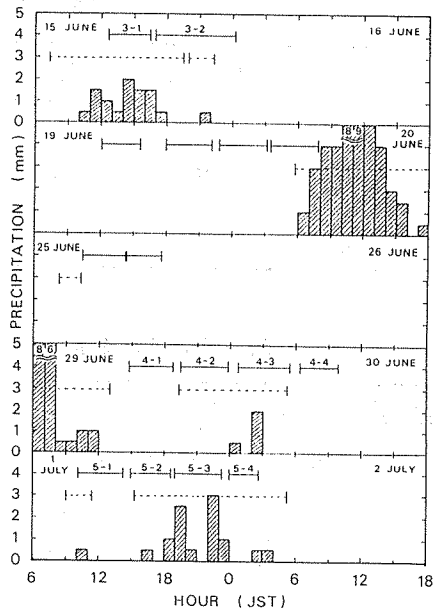
表3は、各回の雲水中の水溶性成分の濃度範囲を示したものである。第1回では、降水時間帯の後半と、雨が止んだ直後の雲水を採取したが、後者の雲水の方

表1 係留気球に搭載した装置

図1の記号	搭載装置	採取原理
A	雲水採取装置	細線捕集網
B	雨水採取装置	ポリエチレン容器
C	ガス・エアロゾル採取装置	フィルターパック法 (エアロゾル, SO ₂ , HNO ₃) カートリッジ法 (RCHO)
D	NO ₂ 捕集器	分子拡散法
E	気象・O ₃ ゾンデ	KI法



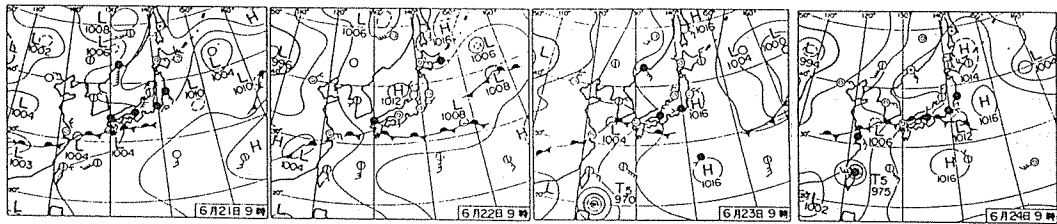
(1) 第1次調査



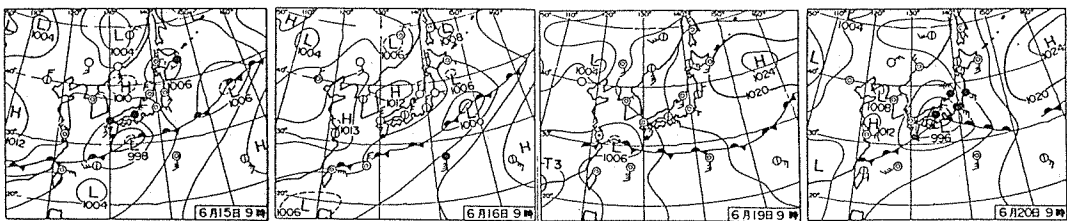
(2) 第2次調査

図2 第1次調査(上図)と第2次調査(右図)における雲水の採取状況と時間降水量

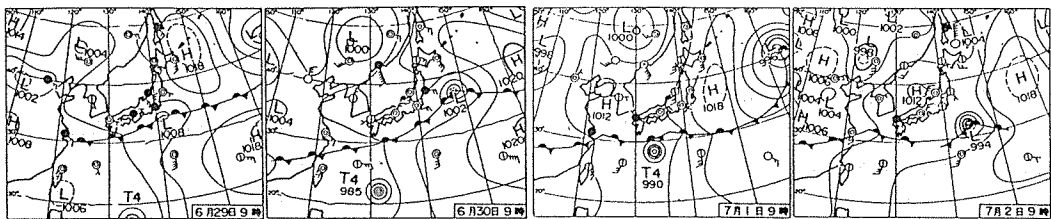
-----は降水時間帯, ———は係留気球による上空での採取時間帯で, その上の数字, たとえば1-1は, 第1回の観測期間中の第1番目の雲水試料を意味する。



(1) 1986年6月21日～6月24日(第1次調査)



(2) 1987年6月15日～6月16日, 6月19日～6月20日(第2次調査)



(3) 1987年6月29日～6月30日, 7月1日～7月2日(第2次調査)

図3 第1次と第2次の調査期間中の地上天気図(日本気象協会発行の雑誌“気象”より)

表2 雲水採取時の気象状況

回	測定年月日	採取時間帯	気象状況	採取高度
1	1986.6.21	14:40~22:30	北寄りの風	250m
2	1986.6.24	06:30~09:30	北北東~北東の弱い風	150~200m
3	1987.6.15~6.16	12:43~00:28	北寄りの風	200m
4	1987.6.29~6.30	14:48~09:58	北東の風	200~300m
5	1987.7.1~7.2	09:49~02:50	東寄り後北寄りの強い風	150~250m

表3 各回での雲水中のEC, pHと主な水溶性成分の濃度範囲

回	試料採取数	測定日	濃度 ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		濃度 ($\mu\text{eq l}^{-1}$)				
			EC	pH	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	NH_4^+	Ca^{2+}
1	2	1986.6.21	167-779	3.04-3.69	263-1160	194-735	332-2010	483-2380	113-253
2	1	1986.6.24	146	4.31	455	261	155	877	73
3	2	1987.6.15 ~6.16	91-427	3.43-3.92	154-1240	120-925	127-1250	179-2020	43-164
4	3	1987.6.29 ~6.30	196-1040	6.22-7.15	1120-7060	244-1340	447-3510	900-4800	425-3260
5	4	1987.7.1 ~7.2	45-187	3.80-5.14	131-688	40-418	110-585	121-1020	25-138

が各イオンの濃度は非常に高く、pHは3.04で、全試料中で最低であった。第2回では、風向が南から北東に変化して雨が降り始めた後の雲水で、この試料だけが Cl^- 濃度は SO_4^{2-} や NO_3^- より低かった。第3回では、第1回と同様な気象状況下で、雲水を採取した。第4回では、雲水の各イオン濃度が調査期間中で最高となり、また、pHは6~7で最も大きかった。第5回では採取高度での風は東寄りだったが、その上空には南寄りの暖湿流が入っており、雲水の各イオン濃度は最低となった。なお、第2回と第4回で採取された雲水は非常に黒っぽい色を呈していた。

各試料のイオンバランス(総陽イオン濃度/総陰イオン濃度)は、0.8~1.1で、ほととれていたが、総陽イオン濃度の方が総陰イオン濃度より低い試料が多かった。この主な原因は、未測定陽イオンの存在によるものと考えられる。

4. 考 察

4-1 雲水と雨水の化学組成の比較

表4は、今回得られた、雲底部の雲水と雨水、および地上の雨水の水溶性成分の濃度範囲と、各試料の濃度比の平均値を示したものである。

雲底部の雲水の各成分の濃度範囲は、雨水よりもずっと大きく、しかも非常に高い濃度を示す試料があったことがわかる。これは、後で述べるように固定発生

源の影響を強く受けたためである。また、 H^+ を除いた他のイオンについては、雲水中の濃度の方が同一高度の雨水よりも10倍以上高かった。 H^+ もほとんどの試料では、雲水の方が雨水より高濃度であった。しかし、雲水のpHが6~7を示した試料だけは、雨水の方が、 H^+ 濃度は高かった。

一方、雲底部の雨水と地上の雨水の濃度比は、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- については約0.85で、ほとんどの陰イオンは雲の中でとりこまれていることがわかった。しかし NH_4^+ や Ca^{2+} は、陰イオンよりも雲の中でとりこまれている割合は少なく、特に Ca^{2+} は、地上の雨水中に含まれているものの約50%は、雲底部から地上までの雲の下の大気中でとりこまれていることがわかった。これらの結果として、降水中の H^+ は、雲底部から地上までの間にその一部は中和されるので、地上の雨水の方が雲底部より H^+ が低い、つまり、pHがすこし高くなることがわかった。したがって、地上で採取した雨の酸性化は雲の中ですでに終わっていることが初めて明らかになった。

4-2 雲水中のイオン濃度の経時変化

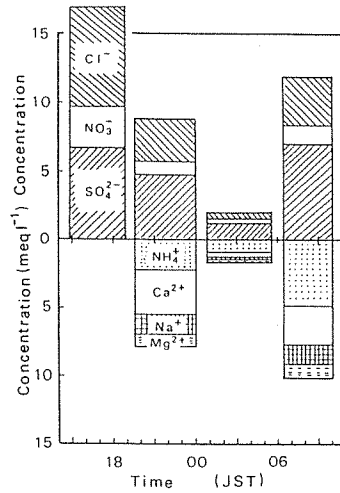
図4に、連続して採取した雲水中の、陽イオンと陰イオンの濃度の経時変化を示した。第4回と第5回での経時変化によれば、各イオン濃度は、降水開始前後と降水終了前後に高く、その間の降水期間中は低くなっていた。降水開始前に最下層雲は発生するが、大気

表4 雲水、雨水中のpH、ECと、主要なイオン、および過酸化水素とアルデヒドの濃度

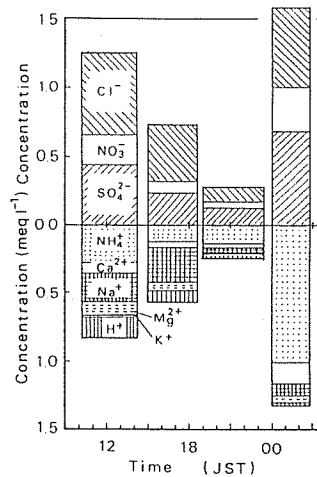
採取位置	試料の種類	濃度 (μeq l ⁻¹)		濃度 (ng ml ⁻¹)								
		(μS cm ⁻¹)	pH	EC	pH	HCHO	CH ₃ CHO	H ₂ O ₂				
		H ⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺					
雲底	雲水(A)	45-1040	7.15-3.04	0.1-912	131-7060	40-1340	110-3510	121-4800	25-3260	166-718	51-209	98-1160
雲底	雨水(B)	22-77	4.68-3.97	20.9-107	22-273	10-110	11-68	6-353	1-65	86-301	3-41	280-1780
地上	雨水(C)	18-93	5.08-4.08	8.3-83	22-290	10-129	18-116	8-519	1-190	54-224	18-50	309-1450
A/Bの平均値		5.88	1.08	1.93	9.78	10.5	12.7	14.2	25.7	1.49	2.24	0.37
B/Cの平均値		1.00	0.96	1.53	0.83	0.89	0.87	0.68	0.52	1.14	1.19	1.10

中に存在していた汚染物質が雲核として作用したり、また、汚染物質が雲粒にとりこまれていくために、雲水中の汚染物質の濃度は高くなるであろう。また、降水終了後は、最下層雲は次第に蒸発していくので、やはり雲水中の濃度は高くなるであろう。なお、降水の初期に、雨滴が大気中のエアロゾルを取りこむことも、降水期間中に濃度が低くなっていく原因の一つである。

このような現象は、すでに南カリフォルニアの都市霧で報告⁹⁾されており、雲や霧に共通なものといえよう。



(1) 第4回(6月29日~6月30日)



(2) 第5回(7月1日~7月2日)

図4 第4回と第5回で連続採取した雲水中のイオン濃度の経時変化
(第4回の最初の雲水の陽イオンは欠測)

地球全体では、生成した雲粒の大半は、雨や雪となって地上に落下することなく、蒸発してしまう。したがって、雲粒中で生成された SO_4^{2-} の一部は、再び大気中に2次汚染物質として放出されることになる。このことから、大気中の2次汚染物質の生成に果たす雲粒の役割りは重要であると考えられる。

4-3 風向別の雲水中のイオン濃度

係留気球は、常に風上に向かって静止するので、採取した雲水中のイオン濃度を、風向別に比較して図5に示した。 H^+ を除く各イオン濃度は、北東風の時に実施した第4回での雲水中で最も高く、東寄りの風の時(第5回)に最も低かったことがわかる。北東風の時は、風上側の京浜工業地帯から排出された汚染物質が、あまり希釈されることなく雲粒にとりこまれたためであろう。しかし、第2回に採取された雲水も、弱い北東風だったが、濃度は第5回のものより低かった。同じ方向の雲水でも、このように濃度の差が大きくなった原因は、気象条件の違いによるためであろう。

ところで、雲水のpHは、北東風の時に平均6.5と最も高かった。これは、陰イオン濃度が高かったにもかかわらず、 NH_4^+ や Ca^{2+} 濃度も非常に高かったためである。これらの物質がどのような形態で排出されていたかについては、後で検討する。

このように、発生源地域近くの雲水中の濃度が、通常の雨水の10~100倍も高くなる場合があるということは、風が弱ければ、雨滴にとりこまれてその地域周辺に沈着する可能性を示唆している。したがって、酸性雨は、広域汚染現象だけでなく、気象条件などによっては、局地汚染としても充分おこり得ることに注意する必要がある。

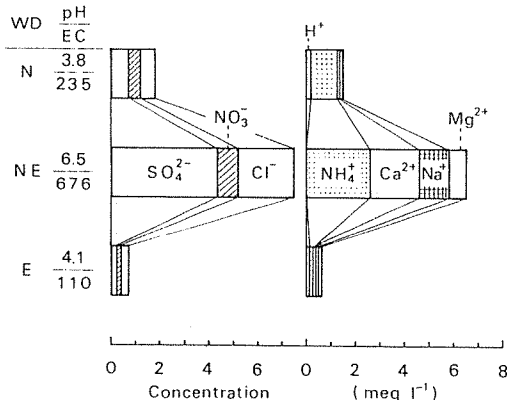


図5 風向(WD)別の雲水中のイオン濃度、pH、EC($\mu\text{S cm}^{-1}$)の平均値、試料数はどの風向とも3

4-4 雲水中の陽イオンと陰イオンの組成割合

これまでで示した図から、雲水中の水溶性成分の濃度範囲は非常に大きい。各イオンの組成割合は変化が少ないことがわかった。そこで、雲水の各試料毎に陽イオンと陰イオン別に各イオンの組成割合を計算し、それらの平均値を図6に示した。なお、図6には、比較のために同一高度での雨水中の各イオンの組成割合をも示した。

陰イオンの割合は、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 NO_3^- の順に大きく、同一高度での雨水中の割合に比べて Cl^- の割合が非常に大きいことがわかった。特に、第2回での雲水のように、 Cl^- の割合は約50%で、 SO_4^{2-} や NO_3^- より大きい場合もあった。

つぎに陽イオンでは、 NH_4^+ が約50%と最大で、 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 H^+ は10~20%と相対的に小さかった。雨水と比較すると、雲水は、 NH_4^+ や Na^+ 、 Ca^{2+} や Mg^{2+} の割合が大きく、 H^+ の割合が小さいことがわかった。

ところで、雲水の採取高度での風向は、すべて北~北東~東なので、風上側は陸上であり、海塩粒子は雲粒にとりこまれていなかったと考えてよい。したがって、雲水中の Cl^- 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} は、ほとんどすべて人為発生源から排出されたものであろう。また土壌粒子がその主要な発生源といわれている NH_4^+ 、 Ca^{2+} 、 K^+ も、雲水中の濃度が高かったことから、人為発生源から排出されたものも多かったといえよう。

このように、雲底部の雲水の化学組成は、雨水のそれと非常に異なっており、その原因は、人為発生源から排出された物質を多くとりこんでいるためであろう。

なお、京浜工業地帯では、 NO_x の方が SO_2 より排出量は多く、また、焼却炉を除いた大規模な発生源では NO_x の方が塩素化合物より排出量は大きい。それにもかかわらず、雲水中で NO_3^- 濃度が最も低かったことは、 NO 、 NO_2 の溶解度が SO_2 や塩素化合物(HCl 、 NH_4Cl 、 CaCl_2 など)より小さいこと、また、 NO_x から NO_3^- への変換があまり進行していないこと、などに

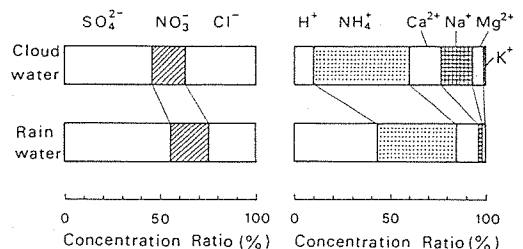


図6 雲底部の雲水(上段)と雨水(下段)の陰イオン、陽イオンの当量濃度組成比

よるためであろう。

4-5 雲水に含まれている固定発生源からの排出物質

すでに述べたように、雲水には、人為発生源、特に固定発生源からの排出物質が、雨水よりもはるかに多く含まれていることが推測された。また、第3報¹³⁾で述べているように、電子顕微鏡で雲水中に存在する不溶解性粒子を形態観察して、重油だきボイラーなどの固定発生源から排出された粒子が多く含まれていたことを確認している。そこで、雲水中に多く含まれていた Cl^- 、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} 、 Na^+ などの発生源について、検討した。

塩素化合物の主な発生源は焼却炉であり、特にごみ焼却工場からの排出量が多いことはよく知られている。したがって、雲水中の Cl^- 濃度の割合が陰イオン中の40%を占めていたことは、焼却施設からの排出量が非常に多いことを示している。特にごみ焼却工場は、ごみの排出量の増加に伴って、急速に増えているので、その影響が大都市周辺の雲水の化学組成にはっきりと表われてきている。なお、詳細な検討は、すでに第1報¹⁰⁾で行っているため、ここでは省略する。

NH_4^+ は、柴田¹⁴⁾が川崎で行った固定発生源から排出されるばいじんの成分組成調査結果によれば、各種施設から排出されているが、その排出量は少ない。しかし、 NH_3 を用いて脱硝を行っているボイラーからのばいじん中の NH_4^+ 濃度は脱硝を行っていないものより高かった、と報告されている。最近では、ごみ焼却工場で NH_3 による脱硝方法を採用している場合もあるので、雲水中で高濃度を示した NH_4^+ は、その影響をも受けていた可能性がある。また、固定発生源からは、 NH_3 ガスとしても排出されていると考えられ、そのまま雲粒にとりこまれば酸を中和させるので、エアロゾル(NH_4^+)あるいは気体として、どのくらい排出されているのか、測定する必要がある。

さらに、関東地方での降下量調査¹⁵⁾によれば、都市域の方が郊外よりも NH_4^+ の濃度が高く、また降下量も多いことがわかっている。したがって、 NH_3 および NH_4^+ の発生源としては、土壌や廃棄物だけでなく、固定発生源をも含めて、その総排出量の見積りなどを実施していかなければならない。

4-6 NO_3^- と SO_4^{2-} の濃度比

図7は、同時に採取した雲底部の雲水中と雨水中の $[\text{NO}_3^-]/[\text{SO}_4^{2-}]$ ($[\]$ は濃度を示す)の値を示したものである。全体としては、雲水中の濃度比より雨水中の濃度比の方が小さかったことがわかる。こ

のことは、雲水中の濃度が、固定発生源の影響を強く受けているのに対し、雨水中の濃度はもっと上層の大気中の微量成分の濃度の影響を強く受けているため、と推測される。すなわち、上層の大気中では、下層の大気中より、 SO_2 濃度が NO_x 濃度よりも相対的に高いことの反映であろう。

また、連続して採取した試料では、たとえば図7の3-1と3-2、5-2と5-3のように、濃度比はほぼ等しかった。しかし、4-2と4-3では、雲水中の濃度比はほぼ等しかったが、雨水中の濃度比は4-3の試料の SO_4^{2-} 濃度が非常に高かったため、非常に異なったものとなった。

4-7 雲水と雨水中の過酸化水素とアルデヒドの濃度の比較

H_2O_2 は、雲粒中で SO_2 を酸化させる最も重要な2次汚染物質である。そこで、第2次調査で測定した結果を表4に示した。 H_2O_2 濃度は、雲水よりも同一高度の雨水の方が高いことがわかった。上層大気中には H_2O_2 が一様に分布していると仮定すると、雲水中で H_2O_2 が分解していることを意味する。しかも、雲水中の SO_4^{2-} 濃度が高いので SO_2 との反応で H_2O_2 は分解していると考えられる。また、 H_2O_2 濃度が雲水や雨水中に最高で $1\mu\text{g ml}^{-1}$ 以上もあったことは、まだ SO_2 を酸化させる能力をもっていると推測される。

アルデヒド(RCHO)は、水に対する溶解度が H_2O_2 よりも小さいので、雲水や雨水中の濃度も低くなっていることが、表3からわかる。また、RCHOは、雲底

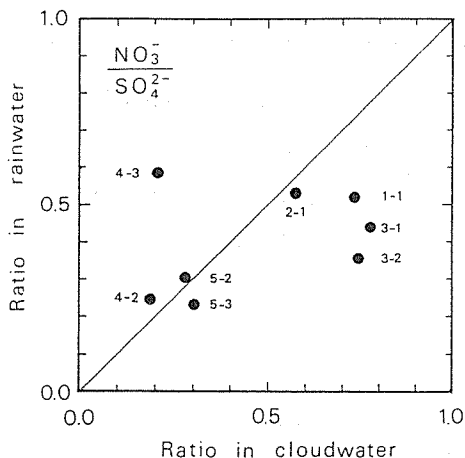


図7 雲底部の雲水中と雨水中の硝酸イオンと硫酸イオンの濃度比

(数字の3-1は、第3回の第1試料を意味する)

部の雲水中の方が同一高度の雨水よりも高濃度で、主要なイオンと同じ挙動を示していた。RCHOは、発生源から直接排出される1次汚染物質でもあるが、また、光化学反応で生成される2次汚染物質でもある。したがって、雲水中の方が濃度が高い原因は、発生源から直接排出されたり、光化学反応で生成されたRCHOが雲水にとりこまれていたため、これらの物質が雲底部よりもっと上層の大気中にはあまり存在していないことを示している。

4-8 他の測定例との比較

今回測定した雲水の化学組成を、これまでに行われた日本および外国の雲や霧のデータと比較して、表5に示した。日本のデータは、はじめにも述べたように、すべて、大発源地帯から遠方の山や高原で得られたものである。外国のデータは、最も汚染の激しい南カリフォルニアの都市霧⁹⁾と、スカンジナビア半島中部の山岳地帯での清浄な雲水¹⁶⁾について示した。

表5に示すように、今回得られた高濃度のデータは、日本の他のデータに比べて非常に高く、南カリフォルニアの都市霧の濃度に匹敵するものである。また、 SO_4^{2-} の最高濃度は、スカンジナビア半島の最低値の約1,000倍であった。このように、都市・工業地帯周辺の雲水は、非常に濃度が高いことが、今回初めて明らかになった。

つぎに $[NO_3^-]/[SO_4^{2-}]$ は、赤城山や軽井沢、大山、筑波山での雲水や霧水の方が、今回の雲水より大きかった。このことは、今回の測定が、都市・工業地帯、特に固定発生源の近くで行われたので、 NO_x か NO_3^- への変換があまり進んでいないことを示してい

る。さらに、赤城山や軽井沢で高濃度の霧が測定されたのは夕方から夜で、日中は晴れて南寄りの風が吹いていた。そのため、自動車から排出された NO_x を含む首勘圏の汚染大気が北方へ運ばれており、光化学反応で2次汚染物質が生成され、それが霧にとりこまれて、特に霧水中の NO_3^- 濃度が高くなり、 $[NO_3^-]/[SO_4^{2-}]$ も大きくなったと推測される。また、今回の測定は、主に降水期間中や夜間を実施したため、光化学反応の影響をあまり受けていなかったことも $[NO_3^-]/[SO_4^{2-}]$ が小さかった理由の一つである。

さらに、今回測定された Cl^- の高濃度の値は、他地域のデータより非常に高かった。これは、首都圏で焼却炉から排出される塩素化合物が非常に多いことを示している。第1報¹⁰⁾で述べたように、地上の雨水中の Cl^- 濃度は、 SO_4^{2-} や NO_3^- に比べて低いが、時々、非海塩起源の Cl^- が高濃度となる雨水もある。したがって、ごみの焼却量が多くなるにつれ、雨水中の Cl^- 濃度が増加していく可能性がある。

5. まとめ

雲水(あるいは霧水)の測定は、南カリフォルニアの都市霧を除けば、これまで、発源地域より離れた山岳地帯でしか行われていなかった。そこで、今回初めて、横浜市内の京浜工業地帯西部の周辺で、雲底部の雲水を係留気球を用いて採取する立体調査を1986、1987年の梅雨期間中に実施した。

その結果、都市・工業地帯近くの上空の雲水中の主要なイオンは、これまで日本で測定されたものよりはるかに高濃度で、南カリフォルニア地域の都市霧に匹

表5 これまでに測定された雲水と霧水の化学組成 (C-雲, F-霧)

地 点	測定年月	種類	pH	濃 度 ($\mu eq l^{-1}$)				
				SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	NH_4^+	Ca^{2+}
乗 鞍 岳	1963年11月	CF	3.4 -4.3	230- 600	50- 350	75- 230	115- 260	—
筑 波 山	1975~78年 6~7月	CF	2.80-6.8	~0-1860	~0- 1100	~0-2360	~0-1860	—
大 山	1978年 6~7月	CF	3.05-4.58	8-1920	129- 2370	6-2040	119-3000	—
軽 井 沢	1984年 7~8月	F	—	42-1650	18- 2380	—	34-1440	—
赤 城 山	1985年10月	F	2.90-5.17	39-1740	12- 3260	11-1060	22-2340	5- 983
バ サ デ ナ ア ッ プ ラ ン ド	1981年11月	F	2.92-4.85	481- 944	1220- 3250	480- 730	1290-2380	140- 530
(南カリフォルニア 都 市 域)	1982年5月	F	2.22-2.88	2760-4890	4240-10660	654-1110	2329-6312	596-4218
スカンジナビア 半島中部の 山 岳 地 帯	1983, 1984 年の夏期	北西風 CF 南風	4.89	6	2	0.8	0.5	0.3
			3.43	700	68	19	—	22
今回のデータ	1986年6月 1987年6~7月	C	3.04-7.15	131-7060	40- 1340	110-3510	121-4800	25-3260

敵するものであった。また、雲水は、同一高度の雨水よりも、 H^+ を除くイオンは10倍以上の高濃度であることがわかった。そして、最高濃度は、北東風で京浜工業地帯の風下側の時に測定された。さらに、 SO_4^{2-} や NO_3^- だけでなく、 Cl^- や NH_4^+ 、 Ca^{2+} や Na^+ なども高濃度であり、風向が北～東だったので、海塩粒子はなかった。これらから、今回得られた雲水に、固定発生源から排出された汚染物質が大量にとりこまれていたことが明らかになった。なお、 Cl^- 濃度は、 SO_4^{2-} より低かったが NO_3^- より高く、焼却炉、特にごみ焼却工場から排出された塩素化合物が雲水にとりこまれていたと推測される。

以上から、大都市や工業地帯などの発生源近くでの雲水は非常に汚染されており、上層風が弱ければ、これらの汚染物質は雨滴にとりこまれて発生源周辺に沈着して局地汚染をひきおこし、また、上層風が強ければ、遠方にまで運ばれ、広域汚染の原因ともなる。したがって、都市・工業地帯から排出される汚染物質は大気中の濃度だけでなく降水の汚染にも大きく寄与すると考えられるので、さらに詳細な検討が必要である。

文 献

- 1) Okita, T.: Concentration of sulfate and other inorganic materials in fog and cloud water and in aerosol, *J. Meteor. Soc. Japan*, **46**, 120-127 (1968).
- 2) 光化学二次生成物質検討会: 湿性大気汚染調査総合報告書(総括編), (1976).
- 3) 三村春雄, 篠崎光夫: 酸性雨に関する調査研究(第3報) — 平塚における初期降水について —, 神奈川県公害センター研究報告第6号, 8-16(1984).
- 4) 村野健太郎, 水落元之, 尾崎 裕, 泉 克幸, 福山力, 植田洋匡, 大喜多敏一, 寺田信之, 佐々木一敏, 栗田秀實: 軽井沢で観測された放射霧と雨の化学組成, 「環境科学」研究報告 B280-R-11-2, 180-184 (1986).
- 5) 村野健太郎, 関口恭一, 寺田信之, 水落元之, 尾崎 裕, 泉 克幸, 福山 力, 氏家淳雄: 赤城山の南東面に発生する滑昇霧の化学組成, 「環境科学」研究報告集 B-248-R-11-8, 65-78 (1985).
- 6) Falconer, P.D.: Cloud chemistry and meteorological research at Whiteface Mountain: Summer 1980, ASRC Publ. 806, Atmos. Sci. Res. Center, State Univ. New York, Albany (1980).
- 7) Chandler, A.S., T.W. Choularton, G.J. Dollard, M.J. Gay, T.A. Hill, A. Jones, B.M.R. Jones, A.P. Morse, S.A. Penkett and B.J. Tyler: A field study of the cloud chemistry and cloud microphysics at Great Dun Hill, *Atmos. Environ.*, **22**, 683-694 (1988).
- 8) Weathers, K.C., G.E. Likens, F.H. Bormann, S.H. Bicknell, B.T. Bormann, B.C. Daube, Jr., J.S. Eaton, J.N. Galloway, W.C. Keene, K.D. Kimball, W.H. McDowell, T.G. Siccoma, D. Smiley and R. A. Tarrant: Cloudwater chemistry from ten sites in North America, *Environ. Sci. Technol.*, **22**, 1018-1026 (1988).
- 9) Munger, J.W., D.A. Jacob, J.M. Waldman and M.R. Hoffmann: Fogwater chemistry in an urban atmosphere, *J. Geophys. Res.*, **88**, 5109-5121 (1983).
- 10) 鶴田治雄, 草野 一, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎: 大気汚染物質の雲粒・雨滴によるとりこみ機構と酸化反応(第1報), 横浜市公害研究所報第12号, 37-56 (1988).
- 11) Lazrus, A.L., G.L. Kok, S.N. Gitlin, J.A. Lind and S.E. McLaren: Automated fluorometric method for hydrogen peroxide in atmospheric precipitation, *Anal. Chem.*, **57**, 917-922 (1985).
- 12) 太田正雄: 雨水中過酸化水素の定量分析, 横浜市公害研究所報第13号, 5-9 (1989).
- 13) 平野耕一郎, 鶴田治雄, 草野 一, 渡辺善徳, 太田正雄: 雲粒・雨滴による大気汚染物質のとりこみ機構と酸化過程(第3報), 横浜市公害研究所報第14号, 37-45 (1990).
- 14) 柴田幸雄, 井上俊明, 松尾清孝, 林 久緒, 黒沢芳則, 志水正樹, 中村清治: 固定発生源から排出されるばいじんの成分組成について, 川崎市公害研究所年報第11号, 59-71 (1984).
- 15) 環境庁酸性雨対策検討会大気分科会: 酸性雨対策調査中間報告書 (1987).
- 16) Ogren, J. and H. Rodhe: Measurements of the chemical composition of cloudwater at a clean air site in central Scandinavia, *Tellus*, **38B**, 190-196 (1986).

雲粒・雨滴による大気汚染物質の取り込み機構と その酸化過程（第3報）

—雲水・雨水中不溶性粒子の形態的特徴—

平野耕一郎^{*}、鶴田治雄^{*}、草野 一^{*}
渡辺善徳^{*}、太田正雄^{*}

要 旨

雲水及び雨水中にある不溶性粒子の発生源と浮遊粒子状物質（SPM）の雨水中への取込み機構を解明するために、上空150mの雲底部の雲水及び雨水を採取し、それに含まれている不溶性粒子の形態学的特徴をXMA-SEMを用いて調べ、それらと発生源粒子やSPMとを形態学的に比較検討した。その結果、不溶性粒子の形状及びその構成元素について、化石燃料等を使用した燃焼排煙中に見られるような人為発生源に起因するもの及び土壌のような自然発生源に起因するもの等と形態的な特徴が類似しているものが多く認められ、雲水及び雨水中にある不溶性粒子は地上の各種発生源から雲底部に拡散輸送されてきたSPMが雲底部付近で雲粒中に多量に取込まれたものであることが推測された。

1. はじめに

雨水中には、雨を酸性化させる H_2SO_4 、 HNO_3 、 HCl などの物質の他に不溶性の粒子状物質も多く存在する¹⁻⁵⁾。この雨水中の溶解性、不溶性物質は、汚れや腐蝕の原因物質として雨に曝される地上の多くの物に影響を及ぼす。したがって、雨水中にある不溶性粒子と大気中の浮遊粒子状物質（SPM）の関係を明らかにし、SPMの雨水中への取込み機構および不溶性粒子の発生源との関係について考える必要がある。

環境大気中には、自動車排ガス、工場排煙等から煤じん、土壌、海塩粒子等の舞上がり粉じん等種々の浮遊粒子状物質（SPM）が存在している。これらの物質は発生源によって化学的にも物理的にも異なった性状を持ち、また、形状も構成元素も異なることから、その形態と構成元素の特徴を分類学的に調べることで、SPMの発生源が推定できる⁶⁻¹⁰⁾。したがって、雲水及び雨水中にある不溶性粒子について、その形態と構成元素の特徴を分類学的に調べれば、その発生源は推定できる^{3,4)}。

そこで、上空の雲水及び雨水を採取し、これらに含まれる不溶性粒子の形態的特徴及びその元素組成を

X線マイクロアナライザー付走査型電子顕微鏡（XMA-SEM）を用いて調べ、これと既存の各種発生源別の粒子状物質についての分析データと不溶性粒子の形態的特徴を比較観察し、次の結果が得られたので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査期間

昭和62年6月15日～7月2日

2-2 調査場所

岡村公園（横浜市磯子区）

2-3 試料採取方法

上空（高度150～300m）においてカイツーンを用いて雲水と雨水を、地上では雨水を同時採取した⁵⁾。

2-4 不溶性粒子の形態観察と成分分析の方法

採取した雲水及び雨水は、不溶性粒子を分離するために有効ろ過面積3.80cm²のニューレポアーメンブレインフィルター（直径25mmφ、孔径0.2μm）を用いて吸引ろ過し、XMA-SEM試料として供した。試料のろ過水量はその含有する不溶性粒子の程度に応じて5～50ccとした。いずれの試料も実験室において自然乾燥

In-cloud and Below-cloud Scavenging of Atmospheric Pollutants and Their Oxidation Processes(IV)
—Morphological Classification of Solid Particles in Cloud Water and Rain Water—

*K.Hirano, *H.Turuta, *H.Kusano, *Y.Watanabe, *M.Ohota: Yokohama Environmental Research Institute

後、7mm方形にカットしたものをSEM用試料台の上にカーボンペーストを用いて固定し、ペーストが十分に乾燥した後、試料表面をカーボン(C)により真空蒸着処理し、XMA-SEMにより倍率1000~24000でSEM像の観察及びその構成元素について分析した。

3. 調査結果

3-1 降雨状況

図1に調査期間中における1時間毎の時間別降雨量を示した。調査期間中、6月15日、20日、25日、29日、30日、7月1日、2日に降雨があった。6月15日は7時頃から弱い雨が降り出し、日中1mm前後の降雨で、6時頃から雨が弱まり、22時頃には雨は止んだ。6月20日は6時頃から雨が降り出し、9時~12時にかけて5~9mmの強い降雨で、16時頃から雨が弱まった。6月25日は9時頃に弱い降雨があった。6月29日~30日は、29日の前夜から降っていた雨が13時頃に一度止み、再び夕方19時頃から小雨が降り出し、30日の朝方5時頃に止んだ。7月1日~2日は、午前中の11時頃に一度小雨が降り、15時過ぎに再び小雨が降り出し、2日の朝方5時頃に止んだ。

3-2 雲水及び雨水の採取状況

上空と地上のそれぞれにおいて1/ポリビンに採取した雲水及び雨水の試料の一部を図2に示した。雲水や雨水の試料水は全て黒色に懸濁していたが、特に上空の採取試料水は地上のものに比べて汚れがめだち、中でも雲水試料が最も黒色を示し、不溶性粒子が多量に含まれていることが観察された。

調査期間のうち6月29日~30日に採取した上空の雲水と雨水の試料(図1に示される採取日時に対応した試料番号10-1から12-1の合計5検体、枝番号1,2,3

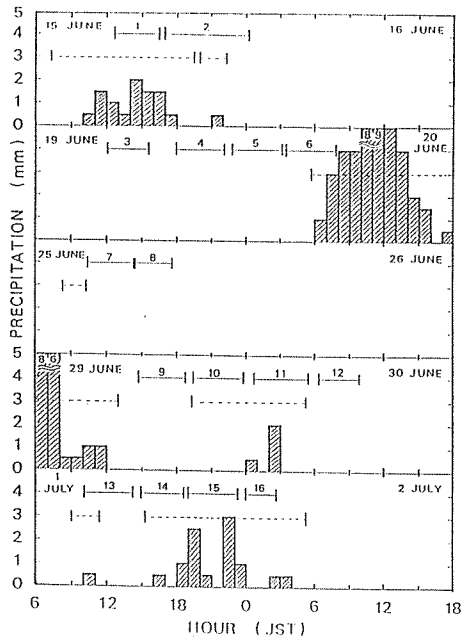


図1 時間別降雨量

は順に雲水、上空雨水、地上雨水の試料を示す)については、不溶性粒子の形状観察とその構成元素を分析した結果を写真1~写真36及び表1~表5に示した。

3-3 6月29日の雲水及び雨水

3-3-1 19:31~23:56の雲水(10-1)

写真1~写真6

上空150mの雲底部の雲水試料(10-1)は、その中に不溶性粒子が非常に多く認められ、調査期間中に採取した全試料中で最も黒色に懸濁していた。粒子の特徴としては、重油焚きボイラーの排煙粒子に観察される構成元素中にSを多く含む多孔球形粒子(a3, b1, b2, c1, f1:以下、多孔球形ボイラー排煙粒子という)及

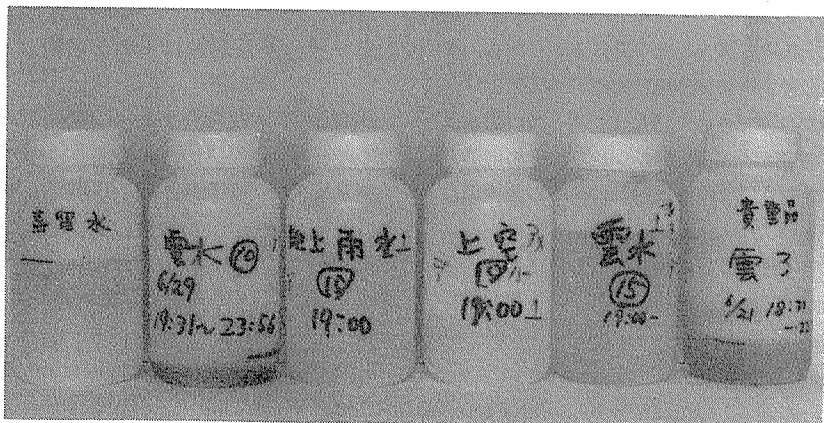


図2 雲水及び上空、地上の雨水

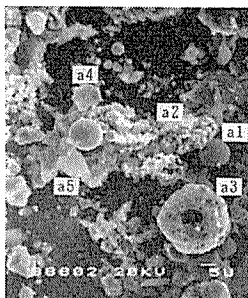


写真 1

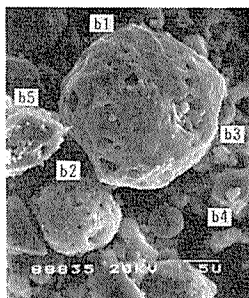


写真 2

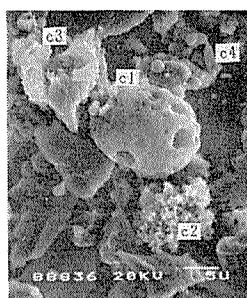


写真 3

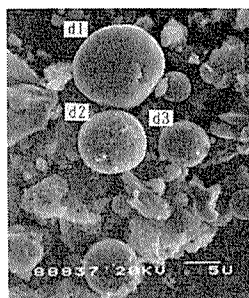


写真 4

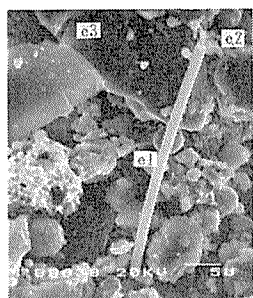


写真 5

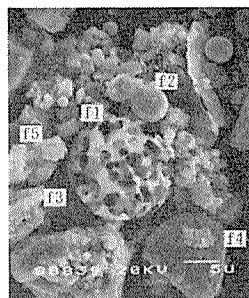


写真 6

び熔鉱炉やキューボラ等の金属加熱炉の排煙中に見られるFeが主成分元素である表面の少し凸凹状の球形Fe粒子 (a1, d1, d2, d3, f2: 以下, 球形製鉄ヒュームFe粒子という)が, 土壌由来と考えられる不定型な多角形粒子 (a5, b5, c3, e2, e3, f5: 以下, 不定型多角形土壌粒子という)と共に非常に多く混在していた。また, 粒径は5 μ m以上の比較的大きなものが多く, 50 μ m程度のもも認められた。

3-3-2 19:30~23:56の上空の雨水

(10-2) 写真7~写真12

上空150mの雲底部付近で採取した雨水試料(10-2)は, 雲水試料(10-1)と同様にその中に不溶性粒子が多く認められたが, 雲水試料(10-1)に比べるとかなり少なかった。調査期間中に上空で採取した全試料中で不溶性粒子濃度が最も高く, 黒色に懸濁していた。粒子の特徴としては, 雲水試料(10-1)の中に多くあった多孔球形ボイラー排煙粒子(i1, k2)や球形製鉄ヒュームFe粒子(k2)は比率的に少なかったが, 石炭焚きボイラーの排煙粒子に観察されるSi, Alが主成分元素で, 他にK, Ca, Fe等を含む表面がなめらかな球形粒子(g1, g5, h1, h2, i2, i4: 以下, 球形コールフライアッシュ粒子という)が不定型多角形土壌粒子(h3, i5, i6)と共に多く混在していた。粒径は地上の雨水試料(10-3)に比べると小さく, ほとんどのが1 μ m以下であった。

表 1 不溶性粒子の元素組成

写真	位置	元素組成	形状
1	a1	Fe-(((Si-Al)))	A 3
	a2	(Si-(Al-Fe-(S-Ca-Mg-Ti-Mn)))	G 1
	a3	((S-Si-Al-Fe-Ca)))	A 1
	a4	Fe-(((K-Mg-Al-Si)))	F 3
	a5	Si-((K-Fe-Ca))	F 3
2	b1	S-((Al-Si-Fe-(Ca-V)))	A 1
	b2	((Al-Si-S-Fe-(Ca-((Cl-K))))	A 1
	b3	Fe-((Si-Al-(Ca-S)))	F 3
	b4	Ca-Fe-(Si-Al-((Mg-P)))	F 3
	b5	Al-(((Fe)))	F 3
3	c1	S-((Si-Al-Fe-Ca))	A 1
	c2	(S-(Fe-Si-Al-Ca-((P-V))))	G 1
	c3	Si-K-Al-(((Fe)))	F 3
	c4	Si-(Al-Fe-((P-Ca)))	F 3
4	d1	Fe-(Al-(Si-Ca-Mn))	A 3
	d2	Fe-((Si-Mn-(Ti-V)))	A 3
	d3	Fe-(((Si)))	A 3
5	e1	Si-Al-((Fe-(Ca)))	B 2
	e2	Al-Si-(((K-Fe)))	F 3
	e3	Ca-Al-Fe-(((S-Na-Fe)))	F 3
6	f1	((Si-S-Fe-Al-(P-Ca-(V-Mn))))	A 1
	f2	Fe	A 3
	f3	Fe-(((Al-Si-Ca)))	F 3
	f4	Fe-((Al-Si))	F 3
	f5	Si-Al-((Fe-Na-(K-Ca)))	F 3

形状の表示は図4の粒子形態の分類に従う。

元素組成の表示は5段階の組成量に分け, 主成分元素は元素記号をそのまま書き, 少量, 微量, 極微量, 痕跡の成分については順に, 1重, 2重, 3重, 4重カッコ内に元素記号をそのまま書き, 同一カッコ内では組成量の多い順に並べた。

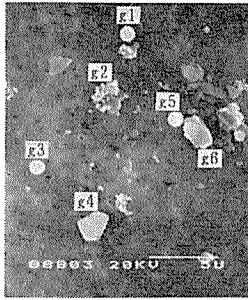


写真7

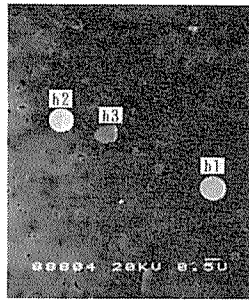


写真8

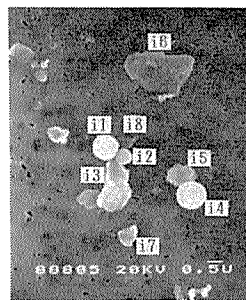


写真9

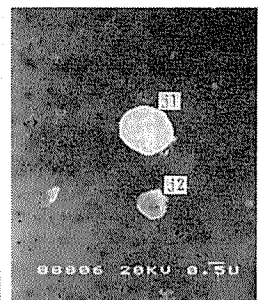


写真10

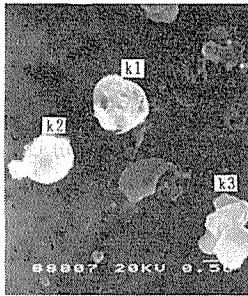


写真11

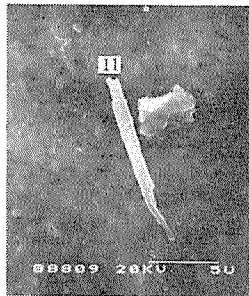


写真12

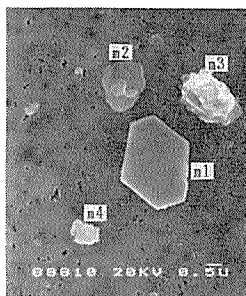


写真13

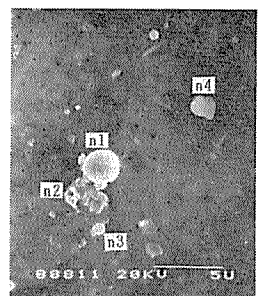


写真14

表2 不溶性粒子の元素組成

写真	位置	元素組成	形状
7	g1	Si-Al-(K-Ca-(Fe))	A 4
	g2	((Si-Al-Fe))	G 1
	g3	Si	A 4
	g4	Si	F 3
	g5	Si-Al	A 4
	g6	((Si-Al-Fe))	F 3
8	h1	Si-Al-(K-Ca-(Fe-(Na-Mg-(Ti))))	A 4
	h2	Si-Al-(K-Ca-(Fe-(Na-Mg-(Ti))))	A 4
	h3	Si-Al-K	E 1
9	i1	Fe-((Si-(Al)))	A 3
	i2	Si-Al-(Fe-(K-Ca-(Mg)))	A 4
	i3	((((Si-Al-Mg-Fe)))	F 3
	i4	Si-Al-((K-Ca-Fe))	A 4
	i5	Si-Al-(Fe-(P))	F 3
	i6	Si-Al-(K)	F 3
	i7	(Si-Al-(Fe-P))	F 3
	i8	Mg	E 1
10	j1	C	A 3
	j2	(Si-((Al)))	E 1
	k1	((((Si-Al-P-S)))	A 1
	k2	Fe	A 3
12	k3	Al	G 4
	l1	(Cr-(S-(Si-Al)))	B 1
	m1	Si-Al	E 6
	13	m2	Si-Al-(Mg-Fe-(K))
m3		Si-Al	E 1
m4		Si-Al	F 3
n1		Fe	A 3
14	n2	((((Si-Fe-Al)))	G 4
	n3	Si-Al-((K-Ca-Fe-(Na-Mg-Cr-Mn-S)))	A 4
	n4	Si-Al-(K-((Fe)))	E 1

3-3-3 19:35~00:04の地上の雨水

(10-3) 写真13~写真17

地上で採取した雨水試料(10-3)は、調査期間中に上空、地上で採取した雨水試料内で最も黒色に懸濁していた。不溶性粒子の濃度は雲水試料(10-1)より低く、上空の雨水試料(10-2)より高かった。粒子の特徴としては、雲水試料(10-1)及び上空の雨水試料(10-2)の中で多く観察された多孔球形ボイラー粒子(p1)、球形製鉄ヒュームFe粒子(n1, o1, q1)及び球形コールフライアッシュ粒子(n3, q2)が不定型多角形土壌粒子(m2, m3, m4, n4, q3, q4)と共に多く混在していた。それらの中で比率的には不定型多角形土壌粒子が多かった。また、粒径は5µm前後のものが多かった。

3-4 6月30日の雲水及び雨水

3-4-1 00:46~05:32の雲水(11-1)

写真18~写真22

上空150mの雲底部の雲水試料(11-1)は、黒色には懸濁していたが、雨の降り始めに採取した雲水試料(10-1)に比べると不溶性粒子が非常に少なかった。粒子の特徴としては、人為的発生源由来の粒子と考えられる中で、雲水試料(10-1)の中に多く含有していた多孔球形ボイラー排煙粒子(v2)は比較的少なかったが、球形製鉄ヒュームFe粒子(r2, u1, u2, u5, v3)やFeが主成分元素である不定型多角形

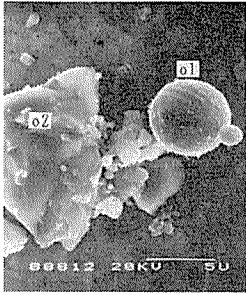


写真15

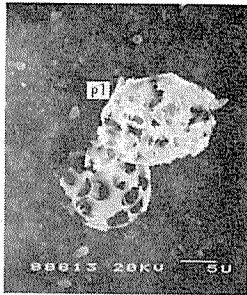


写真16

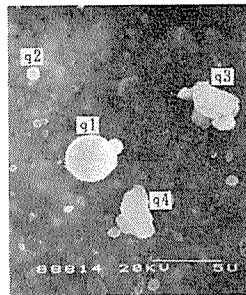


写真17

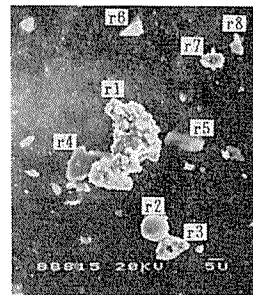


写真18

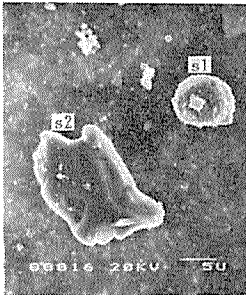


写真19

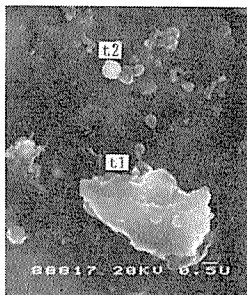


写真20

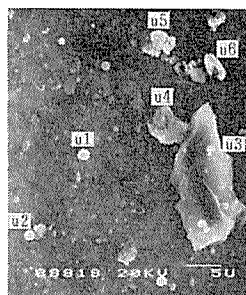


写真21

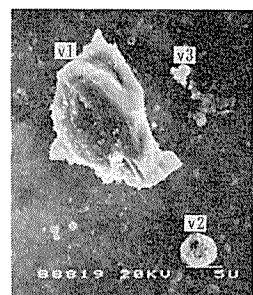


写真22

粒子 (r3, r4, s2, u6: 以下, 不定型多角形Fe粒子という) が多く観察され, これらの粒子が不定型多角形土壌粒子 (r5, r7, r8, v1) と共に多く混在していた。雲水試料 (10-1) と同様に粒径が 5 μm 以上で比較的大きなものが多く認められた。

3-4-2 00:46~05:32の上空の雨水
(11-2) 写真23~27

上空 150 m 雲底部付近で採取した雨水試料(11-2) は, 雲水試料 (10-1) 等のような黒色の懸濁は見られず, 不溶性粒子が非常に少なかった。粒子の特徴としては, 雲水試料 (11-1) の中に多くあった球形製鉄ヒュームFe粒子 (w1) 及び球形コールフライアッシュ粒子はほとんど見られず, 不定型多角形土壌粒子 (x1, B1, B2) が大部分であった。また, 粒径は雨水試料 (11-3) に比べるとかなり小さく, ほとんどのものが 1 μm 以下であった。

3-4-3 06:07~09:51の地上の雨水
(11-3) 写真28~写真31

地上で採取した雨水試料 (11-3) は上空で採取した雨水試料 (11-2) と異なり, 雲水試料 (11-1) と同様に多少黒色に懸濁していた。不溶性粒子の濃度は雲水試料 (11-1) より低く, 上空の雨水試料 (11-2) より高かった。粒子の特徴としては, 人為的発生源由来の粒子に比べて自然発生源由来と考えられる不定型多角形土壌粒子 (D3, D5, D6) が比率的に

表 3 不溶解粒子の元素組成

写真	位置	元素組成	形状
15	o 1	Fe	A 3
	o 2	Fe-Si-(Mg-Al-P-Ca-Mn-(S-Ti))	F 3
16	p 1	((Si-Al-S-Fe))	A 1
	q 1	Fe	A 3
	q 2	Si-((Al-Ca-(Na-Mg-Fe)))	A 4
	q 3	Si-Al-Mg-Fe-(((K)))	G 4
17	q 4	Si-Al-Mg-Fe-(((P-Ca-K-Ti)))	F 3
	r 1	Fe-Ca-(Si-(Al-(Mg)))	G 2
	r 2	Fe	A 3
	r 3	Fe-((Ca-Si))	G 2
	r 4	Fe-Ca-(Si-(Al-(Mg)))	F 3
	r 5	Si-((Al-Fe-(Na)))	F 3
	r 6	Al-Si-P-Ca-(((Fe)))	F 3
	r 7	Si-Al-Ca	F 3
18	r 8	Si-Al-(((Ca-Na)))	F 3
	s 1	Ca-Fe-((Al-Ti-(P-V-Cr-Mn)))	A 1
19	s 2	Fe-(((Si-Mn)))	E 1
	t 1	((Al-Si-S-(Fe-Ca)))	E 1
20	t 2	Mn-Fe-(Mg-Si-((Al-P-Ca)))	F 3
	u 1	Fe-((Al-Si-P-(Na-S)))	A 4
21	u 2	Fe-((Al-Si-P-(Na-S)))	A 4
	u 3	((S-(Si-Al-Fe)))	F 3
	u 4	((Al-Si-S))	F 3
	u 5	Fe-Mn-(Mg-Ca-(Si))	G 4
	u 6	Fe-((Si-Al-(P-S-Ca-Mn)))	F 3
	22	v 1	Si-K-Al-(((Fe)))
v 2		((Si-Al-S-Fe))	A 1
v 3		Fe-((Si-(Al-P-K-Ca)))	A 4

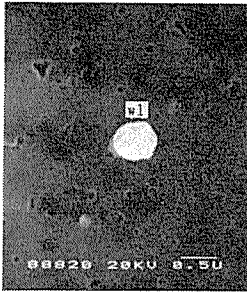


写真23

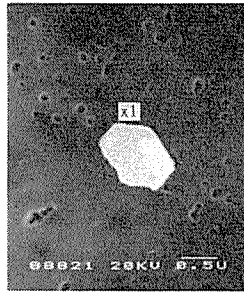


写真24

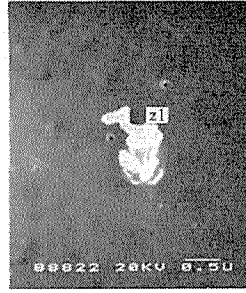


写真25

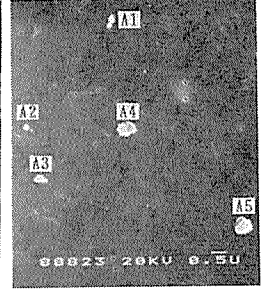


写真26

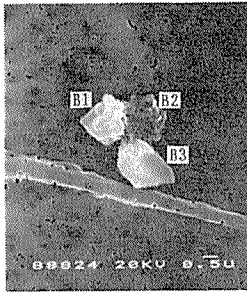


写真27

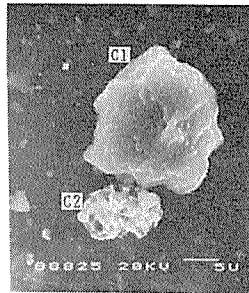


写真28

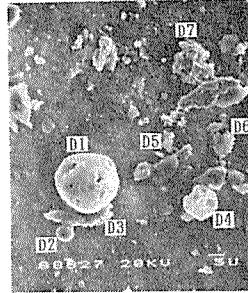


写真29

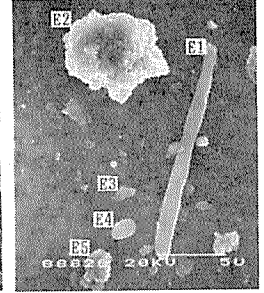


写真30

表 4 不溶性粒子の元素組成

写真	位置	元素組成	形状
23	w1	Fe-((Mg-Mn-Zn-(Na-Si-Al-P)))	A 3
24	x1	Si	F 6
25	z1	(Fe-Al-P-Pb-Cl-Fe-(Si))	E 1
26	A1	((((Al-Si-P-S))))	E 1
	A2	((((Al-P))))	E 1
	A3	((((Al-Si-P-S))))	E 1
	A4	(Al-P-Fe-((S)))	E 1
	A5	(Fe-P-Al-((Si-S-Ca-Ti)))	E 1
27	B1	Si-Al	F 3
	B2	Si-((Al-(Na-Fe)))	G 2
	B3	((((Si-(Al-P-S))))	F 3
28	C1	(S-((Al-Si-Cl))))	F 3
	C2	(Si-Al-S-(Fe))	A 1
29	D1	((((Si-S-(Fe))))	A 1
	D2	Fe-((Si-(Mg-Al-Ca)))	A 3
	D3	Si-(Al-(S-Ca-Ti-Fe-(Cl-K)))	G 4
	D4	(S-((Si-Al-Fe-(K-V))))	A 1
	D5	Si-Al-((S-K-(Cl-Fe)))	F 3
	D6	Si-Al-Fe-((Mg-(Mn)))	F 3
	D7	Fe-((Mn-Si-Al)))	G 4
30	E1	Cr-((S-(Si-Fe)))	B 1
	E2	Fe-((Si-(Mn-P)))	G 4
	E3	Fe-Al-Cr-Si-(Mg-Mn-Ni-(Zn))	F 3
	E4	Si-Al-(Fe-Mg-(K))	E 1
	E5	((((Si-Al)))	G 1

は多く観察された。人為的発生源由来の粒子としては、多孔球形ボイラー排煙粒子 (C2, D1, D4), 雲水試料 (11-1) の中に多く含有していた球形製鉄ヒューム Fe 粒子 (D2) や球形コールドフライアッシュ粒子 (F1) 等が多く観察された。また、粒径は雨水試料(10-3)と同様に5 μ m以上のものが多く観察された。

3-5 6月30日の雲水及び雨水

3-5-1 06:23~09:58の雲水(12-1)

写真32~写真36

雨が降り終わった後に上空150mの雲底部付近で採取した雲水試料(12-1)は、かなり黒色に懸濁していたが、雨の降り始めに採取した雲水試料(10-1)に比べると不溶性粒子は少なかった。粒子の中では、人為的発生源由来の特徴を持つものが自然発生源由来のもの(J5)より比率的に多く観察された。人為的発生源由来の粒子としては、雲水試料(10-1)の中に多く含有していた多孔球形ボイラー排煙粒子(H3, I2)は比較的少なかったが、球形製鉄ヒューム Fe 粒子 (H1, H2, I3, J1, J3, J6, K3, K5) が多く、その他に球形コールドフライアッシュ粒子 (J2) や自動車排ガス中に認められ、主要構成元素がCである微小球体の凝集状粒子 (I2) も多少観察された。また、粒径は雲水試料(10-1)と同様に5 μ m以上で比較的大きなものが認められた。

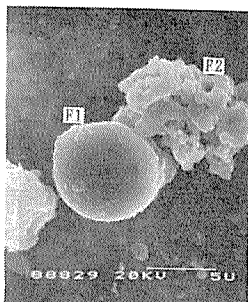


写真31

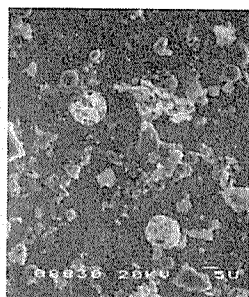


写真32

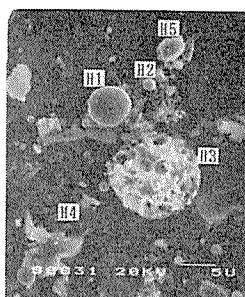


写真33

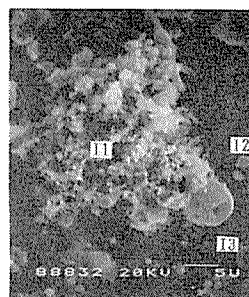


写真34

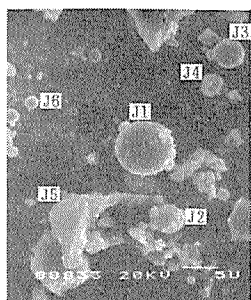


写真35

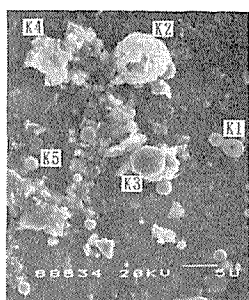


写真36

4. 考 察

4-1 SPMの発生源分類

大気中のSPMを発生源別に分類すると図3のように示すことができる。SPMの発生源は自然界に由来するものと人為的に由来するものに大別できる。自然発生源においては風による土砂の舞上り、波浪による海塩粒子、植物による花粉や孢子等の粒子状物質があり、人為発生源としては燃焼施設等から直接大気中に放出される一次生成粒子状物質がある。更に、大気中に放出されたガス状物質が光化学反応等により相変化して間接的に粒子化した二次生成粒子状物質がある。

4-2 SPMの粒子形態の分類

粉じんを粒子形態の特徴によって分類すると図4のように示すことができる。それらのうちの人為発生源由来と自然界由来の代表的な粒子状物質のSEM像をそれぞれ写真37~42に示した。SPMを形態学的に観察すると球状、繊維状、針状、盤状、無角状、多角状、凝集状等の粒子形態が存在し、このような粒子形状は各発生源によって特徴付けられている。人為発生源の粒子では、重油焚きボイラーの排煙(写真37)は表面多孔の球体で、構成元素中にC, Sが多く、他にSi, V, Feも含まれている。火力発電用ボイラーからのコールフライアッシュ(写真38)は表面のなめらかな球体で、構成元素中にSi, Al, Fe, K, Ca等が多い。熔鉱炉からの製鉄ヒューム(写真39)は表面が少し凸凹し

表5 不溶性粒子の元素組成

写真	位置	元素組成	形状
31	F 1	Si-Al-((Fe-Ca-Na-Mg-K-(Ti)))	A 4
	F 2	Ca-Fe-((Si-Al-(Mn-P)))	G 4
33	H 1	Fe	A 3
	H 2	Fe-(((Si-Al)))	A 4
	H 3	(Si-Al-Fe-S-(Ca-(P-Cl-K)))	A 1
	H 4	Si-Ca-Fe-((Al-(Ti)))	F 3
	H 5	Fe-(Si-(Ca-(Al-K)))	F 3
34	I 1	(Si-Al-(Fe-(S-K-Ca-(Cl))))	G 1
	I 2	((Si-Al-S-Fe-(P-K-Ca)))	A 4
	I 3	Fe	A 3
35	J 1	Fe	A 4
	J 2	Si-(Al-(Ca-Fe-S))	A 3
	J 3	Fe	A 3
	J 4	(Fe-Ca-Al-Si-P-(S-V-Mn-Zn))	A 3
	J 5	Si-Al-(Fe-(Ti-(P-S-K-Ni)))	F 3
	J 6	Fe	A 4
36	K 1	((Si-Fe))	A 4
	K 2	Fe-Si-Al-((Mg-P-S-K-(Cl-Ti-V)))	A 3
	K 3	Fe	A 3
	K 4	(Fe-Si-Ca-(Al-S))	G 4
	K 5	Fe	A 4

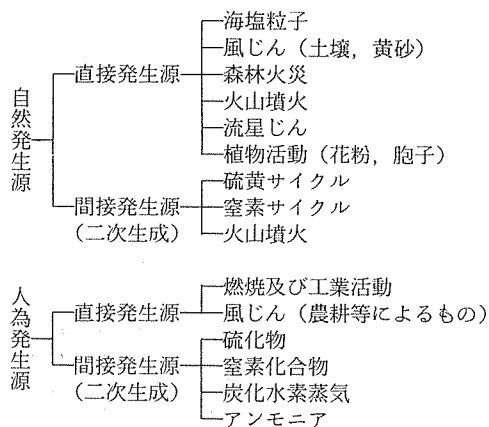


図3 浮遊粒子状物質の発生源別分類

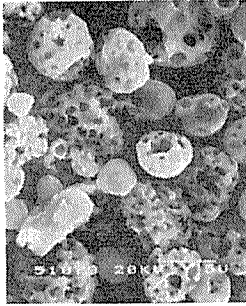


写真37

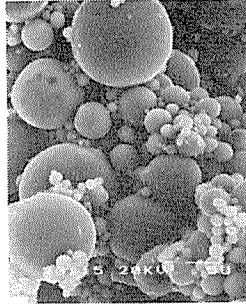


写真38

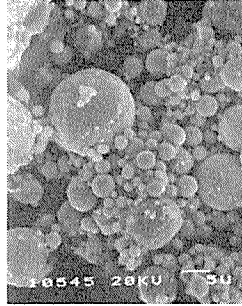


写真39

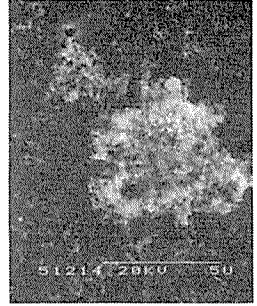


写真40

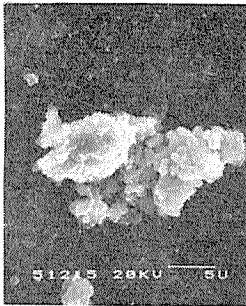


写真41

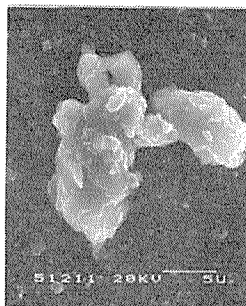


写真42

た球体で、構成元素中にFeが多い。自動車からの黒煙(写真40)は微小球体の集合体であり、主成分元素はCである。自然界由来の粒子では、土壌の舞上がり粉じん(写真41, 写真42)は不定型な多角形で、土壌の構成鉱物種によって異なるが、主に構成元素中にSi, Al, K, Ca, Fe等が多い。このように粒子状物質は各発生源ごとに形状や表面状態且つ構成元素等に特徴をもっていることから形態学的に分類が可能である。

4-3 雲水及び雨水にある不溶性粒子の発生源推定

環境大気中には、自動車排ガス、工場排煙等からの煤じん、土壌、海塩粒子等の舞上がり粉じん等種々様々の浮遊粒子状物質 (SPM) が存在している。これらの物質は発生源によって形状も構成元素も異なることから、その形態と構成元素の特徴を調べることで、SPMの発生源が推定できる⁶⁾。したがって、雲水及び雨水に中にある不溶性粒子についても、その形態と構成元素の特徴を分類学的に調べれば、その発生源を推定できる^{3,4)}。

雨の降り始めに採取した雲水試料(10-1)及び雨水試料(10-3)等の中に多く含まれていたSが主成分元素の多孔球形粒子は、地上の重油焚きボイラーの排煙が上空に拡散輸送され、それが取込まれたものと推測される。また、主成分元素がFeである表面が少し凸凹した球体Fe粒子は、試料採取時の風向が北東であり、調査地点の風上が京浜工業地帯の鶴見の方向であり、地上には多くのFeヒュームが排出される製鉄所やキューボラの所在する地域であることから、それらから排出されたFe粒子が上空に拡散輸送され、それらが取込まれたものと推測される。更に、Si, Alが主成分元素で、他にK, Ca, Fe等を含む表面がなめらかな球形粒子は、調査地点の近くに石炭専焼の発電所があり、その高煙突から排出されたコールフライアッシュが拡散輸送され、それが上空の雨水の中に取込まれ、雨水試料(10-2)等の中で観察されたものと推測さ

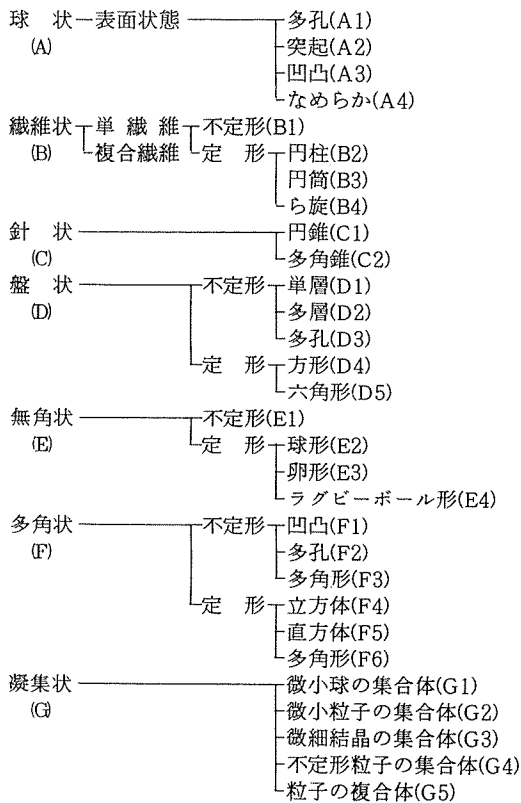


図4 粒子形態の分類

れる。

以上のことから、雲水及び雨水中にある不溶性粒子は、化石燃料（重油、灯油、ガソリン、石炭、コークス）等を使用した燃焼排煙中に見られるような人為発生源に起因するもの及び土壌のような自然発生源に起因するものと形態的な特徴において共通性が多く認められ、地上の各種発生源から雲底部に拡散輸送されてきたSPMが雲底部付近で雲粒中に多量に取込まれたものであることが推測された。したがって、東京湾都市域の自動車や工場・事業所から排出される汚染物質が汚染気塊として内陸域へ移流されるとともに浮遊粒子状物質も上空の広範囲に存在していることから^{7~10)}、雨の酸性化問題の中で雲粒・雨滴による硫酸化合物の取り込みと同時に不溶性粒子の取り込みによる雨の酸性化、中和化及び酸化反応過程等について今後さらに調査研究する必要がある。

参考文献

1) 鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎: 酸性雨の生成機構に関する調査研究(その1), -カイツーンで採取した, 雲底部の雲水と雨水中の水溶性成分の測定-, 第28回大気汚染学会講演要旨集, 363(1987).

2) 鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎: 酸性雨の生成機構に関する調査研究(第3報), -雲粒・雨滴による汚染物質のとりこみ機構と酸化過程-, 第29回大気汚染学会講演要旨集, 377(1988).

3) 平野耕一郎, 鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄: 酸性雨の生成機構に関する調査研究(その2), -雲水・雨水中不溶性粒子の形態的特徴-, 第28回大気汚染学会講演要旨集, 364(1987).

4) 平野耕一郎, 鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄: 酸性雨の生成機構に関する調査研究(その4), -雲水・雨水中不溶性粒子の形態的特徴-, 第29回大気汚染学会講演要旨集, 338(1988).

5) 鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎: 大気汚染物質の雲粒・雨滴によるとりこみ機構と酸化反応(第1報), 横浜市公害研究所報, 第12号, 37-56(1988).

6) 平野耕一郎: 浮遊粒子物質の発生源別形態分類, 第27回大気汚染学会講演要旨集, 178-179(1986).

7) 平野耕一郎ほか神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会: 東京湾地域から排出される大気汚染物質に関する立体調査Ⅲ. XMA-SEMによるエーロゾルの形態, 第22回大気汚染学会講演要旨集, 223(1981).

8) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会: 神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書, 昭和54年度(1981).

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55年度(1982).

10) 文部省「環境科学」特別研究「沿岸域から内陸域にいたる広域大気汚染に関する研究」研究班: 沿岸域から内陸域にいたる広域大気汚染に関する研究, 「環境科学」研究報告, (1987).

道路交通振動に関する研究

—道路交通振動の実態調査—

中 村 俊 亮*

要 旨

横浜市内64カ所の道路沿いで道路振動の測定を行い、以下の知見が得られた。

- (1) 今回の測定結果では、振動レベル (L_{10}) が振動規制法の要請基準値65 dB (第1種区域昼間) を超えていたのは道路から5 m地点の1カ所だけであった。しかし、木造家屋内で振動を感じる可能性がある50 dB を越えていたのは、5 mの地点で64カ所中24カ所 (38%)、10 mの地点で62カ所中17カ所 (27%)、20 mの地点で62カ所中9カ所 (15%)、30 mの地点で24カ所中1カ所 (4%) となった。
- (2) 建設省土木研究所の道路振動予測式を用いて道路からの距離別に振動レベル (L_{10}) を予測してみると、予測値の誤差 (予測値-実測値) の各平均値は-1.7~2.7 dB の範囲となったが、誤差の標準偏差は5.4~5.5 dB の範囲となりかなり大きなバラツキを示し、予測値と実測値はかなりの開きがみられた。
- (3) 振動レベル (L_{10}) と各要素との相関を調べると、ある程度の相関 (相関係数の絶対値0.3以上) を示した要素は大型車交通量、平均車速、卓越周波数、地盤条件 (N値) であった。このことから、予測式の要素に含まれていないN値を要素に含めることにより予測式の精度が向上する可能性が示された。
- (4) 車両単独走行時の振動レベル (ピーク値) と各要素との相関を調べると、ほとんどの場所で車両重量と振動レベルは高い相関 (相関係数0.5以上) を示し、車両重量が振動レベルに大きく影響を与えていることが示された。また、車両重量と卓越周波数の相関係数は負を示し、その絶対値も高い場合が多かった。このことから、車両重量が増えると卓越周波数が低くなる傾向が示された。

1. はじめに

振動公害には工場、事業所等の機械を発生源とする固定発生源に関するものと、自動車、鉄道等の交通機関を発生源とするものがある。このうち、固定発生源に関する振動公害は公害防止技術の進歩とともに種々の防振装置も開発され、その対策も比較的容易となってきた。一方、交通振動に関する公害問題は今だに決定的な解決策はみつかっていない。この様な状況において、未然に交通振動公害を防止するためには、あらかじめ道路交通振動を交通量、路面状況等から予測できれば、路線設定の面あるいは構造の面での対応を図ることが可能となる。

そこで、当研究所においても道路振動の予測手法を検討することを目的に道路交通振動に関する研究を始めた。その一環として人工段差を用いて試走車を走ら

せる実験、及び、市内における道路交通振動の実態調査を行った。この調査結果は本調査の目的である道路振動の予測手法の検討に用いられるものであるが、これに先んじて、市内道路における交通振動の実態及び既存の予測式との大まかな比較検討を行ったので報告する。なお、人工段差を用いて試走車を走らせる実験結果については前報¹⁾で報告した。

2. 測定方法

測定は、ある程度大型車交通があり、路面平坦性のデータがある2車線以上の横浜市内の道路64カ所を選定して行った。各測定場所の測定点は、測定側最外側車線の車線中心から5 m、10 m、20 m、30 mの地点に設けた。なお、30 m地点は測定場所の状況、及び暗振動の影響により測定できない場所が多かった。

測定番号 No.	表-1 振動レベル (L_{10}) と卓越周波数の測定結果				卓越周波数 (Hz)
	5 m地点の振動 レベル (dB)	10m地点の振動 レベル (dB)	20m地点の振動 レベル (dB)	30m地点の振動 レベル (dB)	
1	52	48	44	43	16
2	46	44	41	38	16
3	57	54	54		20
4	47	45	43		25
5	46	45	42	41	20
6	44	42	38	37	20
7	51	49	45	45	20
8	46	41	41		25
9	42	43	39		20
10	40	38	35		25
11	51	48	45		12.5
12	45	40	36	32	20
13	58	54	51	45	20
14	53	50	44	40	12.5
15	43	38	27	24	25
16	45	34	31	31	25
17	45	42	35		16
18	42	42	39		25
19	30	26	22	24	40
20	34	33	31	29	25
21	50	47	43	39	20
22	46	46	43	39	20
23	50	45	42	39	20
24	38	37	32		50
25	41	35	31		40
26	58	53	50		16
27	50	47	43		16
28	46	46	45		16
29	49	46	46		16
30	46	46	44	40	16
31	51	50	45		16
32	52	51	45	42	20
33	50	51	45		16
34	55	38	38		16
35	38	39	42		16
36	45	41	38		16
37	43	39	40		20
38	46	43	41		25
39	46	44	42		20
40	59	59	49		16
41	51	49	45		12.5
42	67	64	60		10
43	42	41	40		12.5
44	55	57	55	53	12.5
45	61	61	59		10
46	46	45	39		16
47	52	48	47		20
48	62	55	50	38	20
49	52	52	51	48	16
50	28				50
51	33				31.5
52	32	30	27		40
53	52	52	51		10
54	57	57	52		12.5
55	55	54	44	35	16
56	61	55	52		16
57	50	48	49		20
58	56	53	50	45	16
59	50	50	45	37	16
60	49	46	44		16
61	43	43	33		16
62	50	47	43		16
63	50	47	39		16
64	54	51	48	38	16

表-2 測定場所の道路データと地盤データ

測定 番号	大型車交通量 (台/10分)	小型貨物交通量 (台/10分)	乗用車交通量 (台/10分)	車 速 (km/h)	車 線 数	道路平坦性 (mm)	N 値 (5 m)	N 値 (10m)
No. 1	15	31	50	41	2	4.11	4.2	4.6
2	18	27	48	44	2	1	0.65	1.1
3	6	34	50	46	2	7.37		
4	9	35	59	39	2	2.24		
5	14	46	80	36	2	4.63		
6	9	17	0	35	2	3.09		
7	2	31	61	36	2	4.79	5.2	6.7
8	1	14	58	38	2	5.73	5.2	6.7
9	6	28	40	43	2	4	0.86	4.8
10	9	30	38	42	2	3.64	4.6	13.1
11	10	44	66	37	2	6.31	1.3	0.88
12	9	54	62	43	2	3.48	22.4	34.4
13	41	67	75	20	2	6.13	3.4	17.2
14	24	73	71	22	2	3.11	7.3	12.9
15	12	15	62	43	2	2.43	3.1	15.8
16	22	29	113	36	2	3.36		
17	2	9	39	40	2	3.67	3.9	6.8
18	0	11	70	38	2	5.27	4.1	6
19	4	14	42	47	2	2.95	24.2	37.1
20	3	12	40	47	2	3.33	43.5	46.8
21	14	17	47	41	2	8.05	8.7	27.8
22	12	30	54	37	2	8.05	8.7	27.8
23	12	39	49	39	2	4.23	2.5	18.4
24	8	20	43	39	2	3.69	11.2	21.1
25	4	23	54	44	2	4.98	11.2	21.1
26	6	10	55	34	2	6.1	4.3	5.1
27	5	33	74	34	2	4.21	6.9	6.9
28	3	12	60	42	2	3.31	2.3	5.2
29	14	75	65	38	2	3.54	0.6	2
30	4	16	59	40	2	6.65	4	20.4
31	11	19	108	33	2	4.91	3.6	12.8
32	1	20	62	41	2	5.29		
33	7	14	57	38	2	3.48		
34	8	54	78	46	2	2.56	5.6	5.6
35	23	59	98	40	2	2.28	8.5	4.4
36	4	29	57	44	2	4.3	9.7	20
37	3	17	46	38	2	2.73	16.3	26.6
38	2	20	62	38	2	4.2	4.2	4.2
39	0	25	56	39	2	5.59	4.1	6
40	11	15	70	37	2	9.02		
41	16	29	99	35	2	5.8		
42	17	32	86	35	2	5.8		
43	19	26	123	33	2	2.99	4.2	7.9
44	19	26	104	42	4	2.77	2.8	6.9
45	47	54	187	34	3	6.41	2.8	8.5
46	18	55	154	40	2	1.57	22.4	36.2
47	15	27	84	43	2	3.89	6.2	6.8
48	9	25	76	38	2	4.33	9.2	21.4
49	14	30	36	30	2	2.86	4.4	8.7
50	11	26	33	43	2	1		
51	11	26	33	43	2	1		
52	7	36	116	38	2	4.25		
53	11	27	139	32	2	6.99	0.63	0.62
54	2	50	35	50	2	3.77	9.2	28.4
55	0	53	37	47	2	3.16	3.7	11.3
56	3	31	46	35	2	4.96		
57	8	25	49	35	2	6.49		
58	11	48	47	35	2	6.55		
59	9	43	50	43	2	5.17		
60	36	27	144	52	3	1.32		
61	24	32	158	61	6	1.52	5.2	4.9
62	56	90	263	51	6	1.79		
63	44	94	274	57	6	1.49	3.4	5.1
64	11	29	56	37	2			

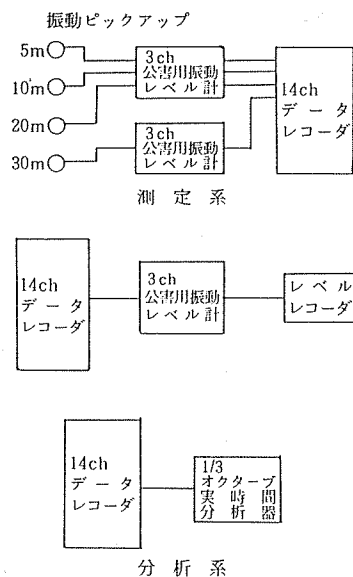


図-1 測定系と分析系

各測定場所の各測定点で道路振動を10分間測定し、振動計からデータレコーダに振動加速度モードで収録した。合わせて、振動測定時の車種別交通量、平均車速についても測定した。また、車両が単独で走行している時（以下、単独走行時とする）の振動が明確に測定できる場所では、単独走行時の振動、車種、車速についても同様に測定した。

10分間の振動測定時の解析は、データレコーダを再生させ、振動レベル計を通し振動レベルに変換して、レベルレコーダに記録し、この記録紙から振動規制法で道路交通振動の評価値²⁾と定められている L_{10} （振動レベルの80%レンジ上端値）を読み取った。また、合わせて1/3オクターブ実時間分析器により周波数分析を行い、 L_{10} の時の卓越周波数を測定した。

単独走行時の振動についても、データレコーダを再生させ同様な方法で車両通過時の振動レベルのピーク値、及び、ピーク値の卓越周波数を測定した。

今回の調査における測定系と分析系を図-1に示す。また、今回の調査で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	2台
14ch データレコーダ	ソニー	UN61430W	1台
レベルレコーダ	リオン	LR-04	1台
1/3オクターブ実時間分析器	リオン	SA-25	1台

3. 測定結果及び考察

3-1 振動レベル測定結果

表-1に各測定点の振動レベル（ L_{10} ）の測定結果

と、その時の卓越周波数を示す。

表-2に各測定場所の車種別交通量、平均速度、道路条件、地盤条件（N値）を示す。なお、路面平坦性のデータは測定した道路の測定場所付近100mの路面凹凸を3mプロファイルメータで測定した平均値である。また、N値は市内ボーリング調査結果³⁾の中で測定場所近傍のボーリングデータがあったものについて記載しており、5mは深度5mまでの平均値、10mは深度10mまでの平均N値である。

図-2に各距離ごとの振動レベルの頻度分布を示す。振動規制法で定められている道路交通振動の要請基準値（ L_{10} ）は、昼間の第1種区域で65dB⁴⁾であり、これを超えているのは5m地点の1カ所だけである。しかし、振動レベルの感覚閾値は55dB⁵⁾といわれており、木造家屋における振動の増幅は平均5dB程度⁶⁾といわれていることから、地面の振動レベルが50dBを超えると家屋内で55dBを超え振動を感じる可能性が高くなる。今回の調査で50dBを超えているのは、5m地点が64カ所中24カ所（38%）、10m地点が62カ所中17カ所（27%）、20m地点が62カ所中9カ所（15%）、30m地点が24カ所中1カ所（4%）となっている。このことから道路から5mの距離の木造家屋では道路振動の苦情の可能性があるが高いが、30m離れるとその可能性はほとんどないといえる。

図-3に道路までの距離ごとにまとめた振動レベルの平均値、及び、最大値と最小値を示す。図より、距離による振動レベルの減衰が見られており、全ての測定点の振動レベル（VL）と距離（L）の対数値との回帰式を求めると、

$$VL = -10.8 \text{ Log } L + 56.2 \quad (\text{相関係数} - 0.371)$$
となり、道路からの距離が2倍になると振動レベルは約3.3dB減衰することを示している。

3-2 測定結果と予測値との比較

道路交通振動の予測式としては、環境影響評価用として建設省土木研究所から報告された予測式⁷⁾が一般に知られている。平坦道路用の上記予測式（以下、土研予測式）を表-3に示す。

土研予測式に今回の各調査地点の道路データを入れて予測値を計算し、今回の調査の実測値と比較してみた。

図-4に振動レベル（ L_{10} ）の予測値と実測値の散布図を道路からの距離別に示す。どの距離でも予測値と実測値の関係はややバラついており両者の対応は良いとはいえない。また、実測値の高い領域では予測値は低めに、実測値の低い領域では予測値は高めになる傾向がみられる。

表-3 土木研究所の道路振動予測式 (平坦道路)

$$L_{10} = 65 \text{Log}_{10} (\text{Log}_{10} Q^*) + 6 \text{Log}_{10} V + 4 \text{Log}_{10} M + 35 + \alpha_{\sigma} + \alpha_f - \alpha_l$$

ここで、

L_{10} : 振動レベルの80%レンジの上端値の予測値 (dB)

Q^* : 500秒間の1車線当り等価交通量 (台/500秒/車線)

$$Q^* = (500/3600) \times (Q_1 + 12Q_2) / M$$

Q_1 : 小型車時間交通量 (台/時)

Q_2 : 大型車時間交通量 (台/時)

V : 平均走行速度 (km/時)

M : 上下車線合計の車線数

α_{σ} : 路面の平坦性による補正值 (dB)

α_f : 地盤卓越振動数による補正值 (dB)

α_l : 距離減衰値 (dB)

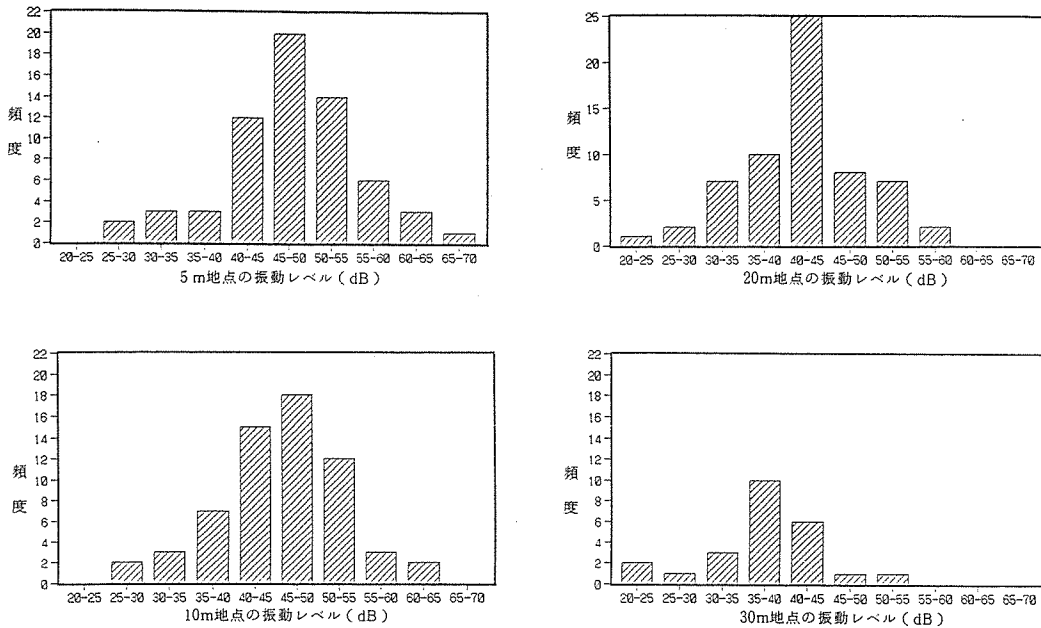


図-2 振動レベル (L_{10}) の頻度分布

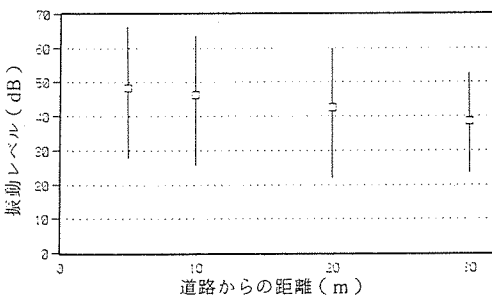


図-3 振動レベル (L_{10}) の距離別平均値 (図中の線は最大値と最小値を示す。)

図-5に道路からの距離別に誤差(予測値-実測値)の頻度分布図を示す。各距離ごとの誤差の平均値は-1.7~2.3 dBと良好な値を示したが、その標準偏差は5.4~5.5 dBとかなり大きなバラツキを示す値となる。

今回の調査では道路平坦性のデータが測定場所だけのデータではなくその前後100mの平均値である等、不利な条件があるものの、図-4、5の結果から見て土研式の予測値は実測値とかなりの開きがみられた。

3-3 振動レベルに影響を与える要因

今回の調査結果では振動レベル予測値の誤差のバラツキが大きくなったが、予測精度を上げるためにも、

表-4 振動レベル (L_{10}) と各要素の相関係数

	道路平坦性	大型車	小型貨物車	乗用車	平均車速	車線数	卓越周波数	N 値 (5m平均)	N 値 (10m平均)
振動レベル (5 m)	0.27	0.33	0.36	0.19	-0.32	0.05	-0.59	-0.49	-0.34
振動レベル (10m)	0.30	0.37	0.31	0.24	-0.34	0.11	-0.64	-0.50	-0.35
振動レベル (20m)	0.37	0.32	0.25	0.17	-0.45	-0.05	-0.65	-0.47	-0.38

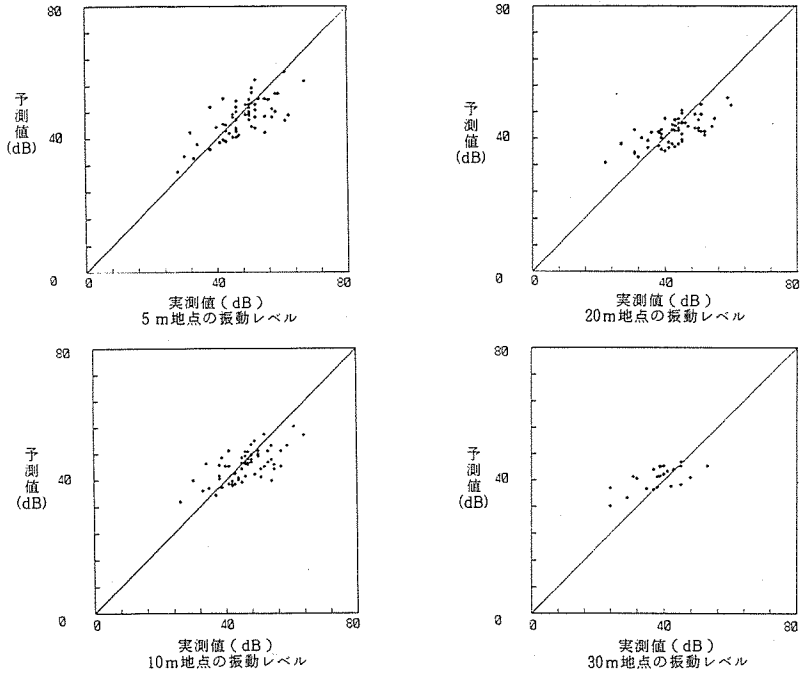


図-4 予測値と実測地の散布図 (振動レベル L_{10})

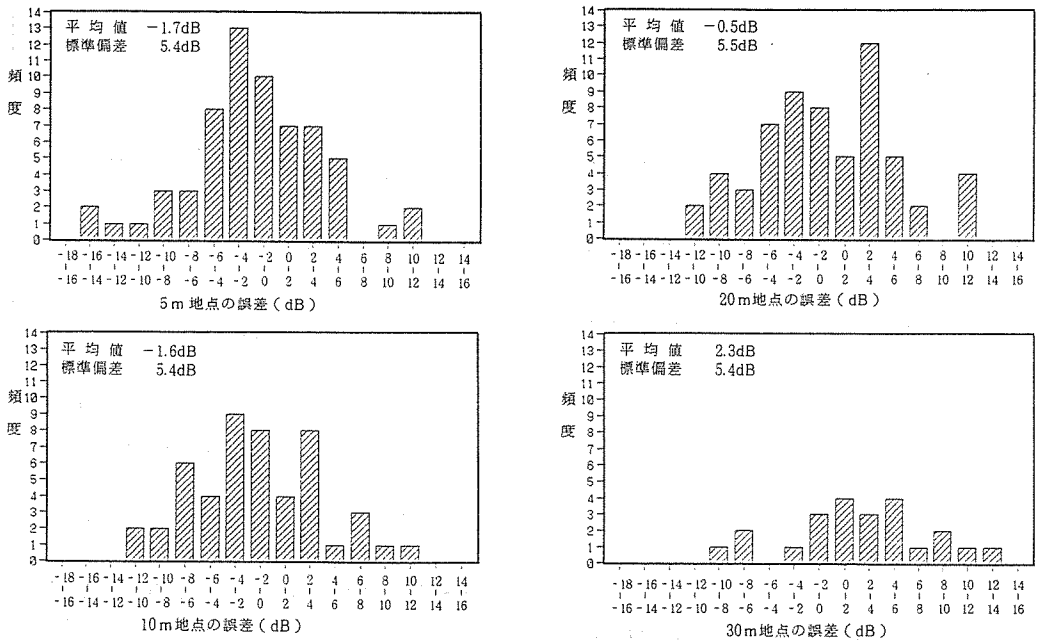


図-5 誤差 (予測値-実測値) の頻度分布

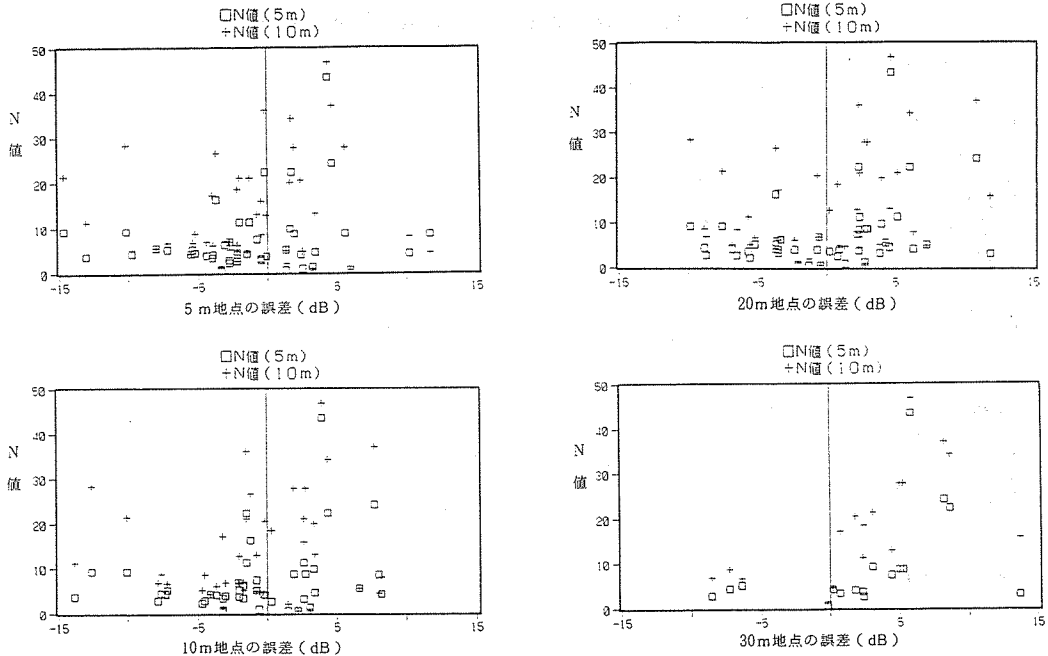


図-6 予測値の誤差とN値との関係

どの要素が振動レベルに影響を与えているかを調べる必要がある。

そこで、土研予測式の計算に用いた道路データに地盤条件(N値)も加え、実測値(ただし、測定数が少ない30m地点は除く)と相関をとってみた。結果を表-4に示す。

全体的に相関が低く、相関係数の絶対値が0.5を超えた要素は卓越周波数だけである。また、どの距離でも相関係数の絶対値が0.3を超えた要素は大型車交通量、平均車速、卓越周波数、N値である。この中でN値は土研予測式の要素に含まれておらず、N値を予測式の要素に含めれば予測精度の向上が期待できる。

そこで、各距離ごとの予測式の誤差とN値の関係をまとめ図-6に示す。距離により若干の差があり、また、バラツキも見られるが、N値の小さい地点では誤差は負の方に多く分布し、N値が大きくなると誤差は正の方に多く分布する傾向がある程度みられる。このことからN値が小さい場所では予測振動レベルを大きめに、N値が大きい場所では予測振動レベルを小さめに補正してやるような係数を予測式に含めれば、予測式の精度はある程度向上する可能性がある。いずれにしても今後の解析の中で詳しく検討を行う予定である。

3-4 単独走行時の振動レベル

車両単独走行時の振動データが多く測定できた5カ所で、振動レベル(ピーク値)と振動に影響を与える

各要素との相関をとってみた。同一測定場所では、道路平坦性、N値が一定となるため、振動レベルと相関をとる要素としては、車種別の車両重量、通過速度、卓越周波数の3つとした。なお、車両重量については実測することが困難なため、おおよその値として、軽自動車0.7t、乗用車1.2t、ワゴン車1.5t、マイクロバス4t、大型バス9t、貨物車については最大積載量4tを超える車両については最大積載量+2t、それ以下の車両は最大積載量+1tとした。

表-5に各測定場所における振動レベルと各要素との相関行列を示す。

車両重量と振動レベルの関係は相関係数が2地点を除いて0.5以上となる高い相関となっている。このことは、車両重量が振動レベルに大きく影響を与えており、車両が重くなると振動レベルが高くなることを示している。また、道路との距離が近い地点(5m地点)の方が遠い地点より相関が高くなる傾向も見られる。

通過速度と振動レベルの関係については、相関係数の絶対値はそれほど高くないものの、いずれの地点も負の相関を示している。このことは、見かけ上、通過速度が高いほど振動レベルが低くなるという傾向を示すものである。しかし、通過速度と車両重量の関係をみると、相関係数は負となりその絶対値は0.5を超えている地点もある。即ち、振動レベルの高い重量の重い(大きい)車両ほど通過速度が低くなることを示し

表-5 単独走行時の振動レベルと各要素との相関

測定場所No. 13	車両重量	通過速度	卓越周波数	振動レベル (5 m)	振動レベル (10m)	振動レベル (20m)
車両重量	1.00					
通過速度	-0.47	1.00				
卓越周波数	-0.45	0.58	1.00			
振動レベル (5 m)	0.55	-0.36	-0.47	1.00		
振動レベル (10m)	0.47	-0.36	-0.35	0.76	1.00	
振動レベル (20m)	0.43	-0.43	-0.44	0.62	0.63	1.00

測定場所No. 21	車両重量	通過速度	卓越周波数	振動レベル (5 m)	振動レベル (10m)	振動レベル (20m)
車両重量	1.00					
通過速度	-0.63	1.00				
卓越周波数	-0.51	0.74	1.00			
振動レベル (5 m)	0.71	-0.28	-0.33	1.00		
振動レベル (10m)	0.62	-0.25	-0.32	0.98	1.00	
振動レベル (20m)	0.56	-0.25	-0.33	0.76	0.74	1.00

測定場所No. 29	車両重量	通過速度	卓越周波数	振動レベル (5 m)	振動レベル (10m)	振動レベル (20m)
車両重量	1.00					
通過速度	-0.55	1.00				
卓越周波数	-0.51	0.31	1.00			
振動レベル (5 m)	0.91	-0.45	-0.51	1.00		
振動レベル (10m)	0.89	-0.50	-0.49	0.98	1.00	
振動レベル (20m)	0.70	-0.42	-0.35	0.79	0.83	1.00

測定場所No. 31	車両重量	通過速度	卓越周波数	振動レベル (5 m)	振動レベル (10m)	振動レベル (20m)
車両重量	1.00					
通過速度	-0.38	1.00				
卓越周波数	-0.19	-0.17	1.00			
振動レベル (5 m)	0.79	-0.27	-0.18	1.00		
振動レベル (10m)	0.68	-0.11	-0.16	0.61	1.00	
振動レベル (20m)	0.73	-0.15	-0.16	0.66	0.99	1.00

測定場所No. 35	車両重量	通過速度	卓越周波数	振動レベル (5 m)	振動レベル (10m)	振動レベル (20m)
車両重量	1.00					
通過速度	-0.56	1.00				
卓越周波数	-0.45	0.22	1.00			
振動レベル (5 m)	0.85	-0.43	-0.57	1.00		
振動レベル (10m)	0.72	-0.32	-0.42	0.84	1.00	
振動レベル (20m)	0.66	-0.44	-0.48	0.76	0.68	1.00

ており、そのため通過速度と振動レベルの相関係数が負になったと考えられる。

卓越周波数と振動レベルの相関係数は負となり、その絶対値が0.5を超えている場合もある。これは、振動レベルが振動加速度レベルを体感補正した値であり、その補正係数が8 Hz以上では周波数が大きくなるほど振動レベルが低くなるように補正されているためと考えられる。

卓越周波数と車両重量の相関係数は負の値となり、絶対値が0.5を超えている場所もある。このことは、車両重量が増えるとその車両の卓越周波数は低くなる傾向があることを示している。

卓越周波数と通過速度の関係は、相関係数も0.74～-0.17とバラついており、今回の測定だけでははっきりとした傾向はつかめなかった。

4. まとめ

今回の調査結果をまとめて以下に示す。

- (1) 今回の測定結果では、振動レベル (L_{10}) が振動規制法の要請基準値65dB (第1種区域昼間) を超えていたのは道路から5m地点の1カ所だけであった。しかし、木造家屋内で振動を感じる可能性がある50dBを越えていたのは、5mの地点で64カ所中17カ所(27%)、20mの地点で62カ所中9カ所(15%)、30mの地点で24カ所中1カ所(4%)となった。
- (2) 建設省土木研究所の道路振動予測式を用いて道路からの距離別に振動レベル (L_{10}) を予測してみると、予測値の誤差(予測値-実測値)の各平均値は-1.7~2.7dBの範囲となったが、誤差の標準偏差は5.4~5.5dBの範囲とかなり大きなバラツキを示す値となり、予測値と実測値にはかなりの開きがあった。
- (3) 振動レベル (L_{10}) と各要素との相関を調べると、ある程度の相関(相関係数の絶対値0.3以上)を示した要素は大型車交通量、平均車速、卓越周波数、地盤条件(N値)であった。このことから、予測式の要素に含まれていないN値を要素に含めることにより予測式の精度が向上する可能性が示された。
- (4) 車両単独走行の振動レベル(ピーク値)と各要素との相関を調べると、車両重量と振動レベルは高い相関(相関係数0.5以上)を示す場所がほとんどで、車両重量が振動レベルに大きく影響を与えていることを示した。また、車両重量と卓越周波数の相関係数は負を示し、その絶対値も高い場合が多かった。このことから、車両重量が増えると卓越周波数が低くなる傾向が示された。

5. おわりに

今回の測定において、車種ごとの車両重量をかなりおおまかに決定したにもかかわらず、車両重量と単独走行時の振動レベルは高い相関を示した。このことから一台ごとの重量を簡易に正確に把握する方法があれば、単独走行時の振動レベルはかなり正確に予測できる可能性があると考えられる。

また、通過速度と振動レベルの関係は今回の調査では明らかにならなかった。両者の関係を明らかにするためには、多種の車両を試験的に速度を変化させて振動を測定する等の調査が必要だと考えられる。これらの点も含めて今後、詳細な検討をすすめたい。

文 献

- 1) 中村俊亮, 鹿島教昭: 道路交通振動に関する研究 -人工段差による実験結果-, 横浜市公害研究所報, 13, 177-188(1989).
- 2) 日本音響材料協会「騒音振動対策ハンドブック, 技報堂出版, 118-119(1982).
- 3) 横浜市公害研究所: 横浜市軟弱地層調査報告書, (1988).
- 4) 日本音響材料協会: 騒音振動対策ハンドブック, 技報堂出版, 893-894 (1982).
- 5) 中野有朋: 入門公害振動工学, 技術書院, 103-106 (1981).
- 6) 環境庁大気保全局特殊公害課: 振動規制技術マニュアル, ぎょうせい, 51 (1977).
- 7) 建設省土木研究所: 交通振動に関する試験調査報告書「IX-1985」, 33-42 (1985).

都市環境騒音とその簡易予測手法

鹿島 教 昭*

要 旨

横浜市の丘陵部の多い山手地域と南区の古くから栄えた平坦な井土ヶ谷地域を対象に、1調査地区を250mメッシュとして各々15地区、計30地区で環境騒音を調査し、得られた騒音レベルとメッシュデータとの関係を解析した。等価騒音レベル(Leq)は90%レンジの上端値(L₅)と比較的良好な相関を示すがL₅₀とは良くなく、L₅からLeqを推定し得てもL₅₀から推定するには無理がある。Leqに基づく時間帯別評価値を測定点の用途地域と2車線道路から測定点までの距離で整理すると、1kmメッシュで調査した名古屋市内の結果と殆ど同一であり、都市の環境騒音は狭い範囲の環境条件で決定されると言える。Leq24は実測値であるLeq dを用いて約±3 dBAの範囲で予測する事が可能であるが、実測せずとも説明変数に測定点の車線数、メッシュデータから得られる用途地域、建物率及び工場数を用いた回帰式より、ほぼ±5 dBAの範囲で予測する事ができる。但し今後この精度を向上する必要はある。

1. はじめに

都市の定義には種々様々なものがあるであろうが、騒がしさ、喧騒もその一部を成すものと思われる。都市の魅力、例えば就業の場が多い、情報の伝達が速い等の理由から人々が集まり、産業も集中し、それがまた都市の吸引力を高め、都市は年々巨大化して行くようである。殊に東京圏の巨大化は激しく、情報の集中を頂点にして、他都市の機能を全て吸収してしまいそうな勢いである。この一角に位置する横浜市においても人口は急増し、第2次産業や第3次産業に従事しつつ横浜の過密化を止む無きものになっている。人々はこのような過密な社会で生活を営みつつ、文明がもたらした利器をその社会規模に決して相応しく無いと思われる程にも、享受しようとしているかのようである。その典型例は自動車であろう、何故ならば、横浜の都心部を例に採るまでもなく、大都市の道路は常に渋滞し、自動車の持つ素晴らしい機能は発揮されず、地域の騒音レベルを上昇させるというデメリットが目立って来ている。また交通手段の発達に伴い航空機や鉄道の騒音、車に商品を積載した物売りの騒音にも地域はさらさら

ている。更にエアコンディショナー等の機械、ピアノ、ステレオ等の音響機器が各家庭に設置され、これらも地域の環境騒音を大きくしていると思われる。

かつて地域の環境騒音を悪化させるものとして、その大部分は工場、事業場であったが、法令等の整備、それに基づく各自治体の規制指導が進むと共に、産業構造がいわゆる“重厚長大”から“軽薄短小”に変換した事も幸いして工場、事業場に対する苦情は減少しつつある。

このような状況下で、各自治体及び大学はこれ以上の環境騒音の悪化を防ぎ、工場等に対する個別規制ではなく、環境管理的見地から地域全体の音環境の質を高める事を目的として環境騒音の把握手法の開発及び実態調査を実施しつつある^{1,2)}。横浜市も環境騒音の実態を経年的に調査する事とし、環境庁が示した把握手法³⁾に準じて既に実施しているが、その手法に準じて調査を実行すれば、横浜市における調査区は恐らく200ヶ所にも上り、人員や機材の量を考慮すれば調査そのものがかなり難しいものとなる。そこでその調査の

前に、本研究所は環境騒音を簡便に予測する手法を調査研究する事とし、モデル地区として、丘陵が多く横浜の地形を代表する中区山手区域と、平坦で古くから町並が発達した南区の井土ヶ谷区域を選び、各区域15地区で実態調査を行いそのデータの解析を先ずは包括的に試みたので報告する。なお調査は山手区域では昭和60年12月に、井戸ヶ谷区域では61年7月に実施した。

2. 調査区域

図-1に山手の調査区域を示す。当区域の西側をかすめてJR根岸線が南北に石川町駅から山手駅まで通過しており、図のほぼ中央に地域の幹線道路である市道高島本牧線（上下計4車線）が北西部（メッシュ番号171-070）から東部（174-072）へ走り、この道路の北側の殆どは丘陵である。この一帯は文教地区であると共に、公園や寺院を擁する閑静な住宅街で殆ど住居専用地域である。商圏としては元町商店街が171-070にかかる程度であるが、この地域はそこから続く外人墓地や元町公園（171-072）及び山手カトリック教会（172-070）等が在る横浜の観光地でもあり、両メッシュを結ぶ道路が丘陵部の主たる道路である。

高島本牧線の南部もその殆どは丘陵部であるが、ここには174-071から175-070に延びる大和町の谷戸、及び174-071から175-071に向かう西之谷町の谷戸があり、大和町の中央を南西に通る山手駅に達する道路沿いはこの地区の一大商店街となっている。商圏はこの大和町と高島本牧線沿線の2つであり、その他の地域は全て住居専用地域である。なお1調査地区は一辺が250mのメッシュである。

井戸ヶ谷区域を図-2に示す。当区域の北部には京浜急行の井戸ヶ谷駅（173-053）があり、軌道はほぼ東西に走り174-052で南下し弘明寺駅（177-052）を通過する。横浜市の幹線道路である主要地方道横浜鎌倉線（4車線）が175-056から178-054を通過しており、地下鉄がこの横浜鎌倉線の下を通過し、地下鉄の弘明寺駅入口が横浜国立大学付属中学校の正門前にある（178-054）。

井土ヶ谷駅の前を主要地方道保土ヶ谷宮元線（4車線）が南東方向に下り、横浜鎌倉線に至る（176-055）。また県道平戸桜木線が173-056から4車線で井戸ヶ谷交差点（174-054）に達し、その後2車線となって南下しつつ弘明寺駅の北部で京浜急行のガード下を通過する（176-052）。以上の道路がこの区域の主要道路である。

この調査区域はほぼ平坦な地形であり、区域外部の京浜急行沿いと図の右下の一角が丘陵となっている。

なお本市の2級河川である大岡川が178-053から横浜鎌倉線に沿って北へ下り、大岡小学校（176-053）の北西部から区域の中央を斜めに横切り173-056へ抜けている。

商圏は主要道路沿いに良く発達しており、特に地下鉄と京浜急行の両弘明寺駅間は古くから栄えてきた商店街である。保土ヶ谷宮元線の両側に準工業地域が在るが、これと主要道路沿いの商圏を除いた地域は住居地域である。

なお調査地区が入組んでいるが、これは住居の改築や道路工事等で騒音測定が不適となり、調査予定地区を変更したためである。

3. 調査項目及び調査方法

3-1 メッシュデータ

- 1) 上下計2車線以上の道路から測定点までの水平距離：L(m)横浜市2500分の1地形図による。
- 2) 上記道路の車線数：NL
- 3) 測定点を設けた道路の車線数：NM 現地調査による。
- 4) 海拔：SL(m) 上記地形図による。
- 5) 用途地域：LU 横浜市都市計画局作成の用途地域図によるが、1地区が複数の用途地域に指定されている場合は、騒音測定点の用途地域を得ると共に1地区内の各用途地域の百分率も求めている。しかし考察等で用いる用途地域は測定点のものとする。
- 6) 建物率：BR(%) 上記地形図の面積比より算出。
- 7) 緑被率：GR(%) 上記地形図、航空写真及び現地調査による。
- 8) 人口密度：PR(人/㎩²) 横浜市総務局作成の国勢調査のメッシュデータ⁴⁾による。
- 9) 工場数：NF 横浜市総務局作成の事業所調査のメッシュデータ⁵⁾による。
- 10) その他 気象条件や交差点から測定点までの距離のような道路指標等は文献³⁾に準じている。

3-2 騒音レベル

騒音測定点は1地区1ヶ所としメッシュの中央を原則としたが、公共用地であることと地形的に測定可能な場所を選定する必要から、中央からずれた場合もある。騒音測定は1区域の15地区全て同一日の同一時間に実施し、毎正時より20分間連続測定しこれを24回繰り返した。マイクロホンの地上高さを1.2m、騒音計動特性をFASTとし、騒音レベルを紙送り速度3mm/sに設定した高速度レベルレコーダに記録した。得られた騒音レベルから10/3秒毎にレベルを300個読み取り、時間率騒音レベル(L_x)の90%レンジの上下端値(L₅、

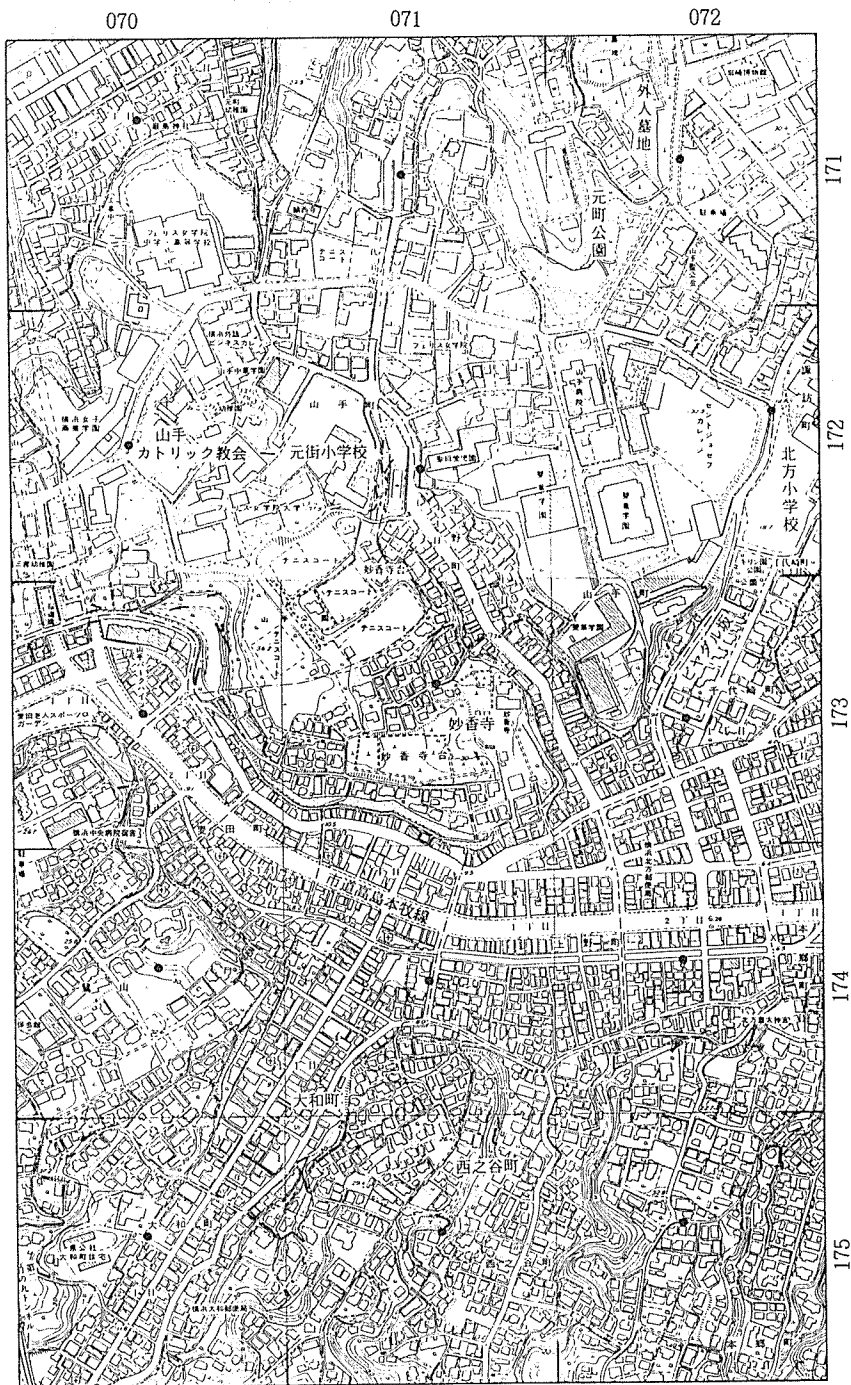


図-1 山手区域の15調査地区 ● : 騒音測定点

L_{95}), 80%レンジの上下端値(L_{10} , L_{90}), 中央値(L_{50})及び等価騒音レベル(Leq)を求めた。なお等価騒音レベルは次式より算出した。

$$Leq = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N 10^{\frac{L_i}{10}} \right) \quad (1)$$

更に音源別の寄与率を求めるために、20分間の連続測定中、何に起因する騒音であるかをチェックした。但し、今回の報告では寄与率の解析までは実施していない。

4. 調査結果

4-1 メッシュデータの集計結果

表-1に騒音レベルを除いたメッシュデータの集計表を示す。

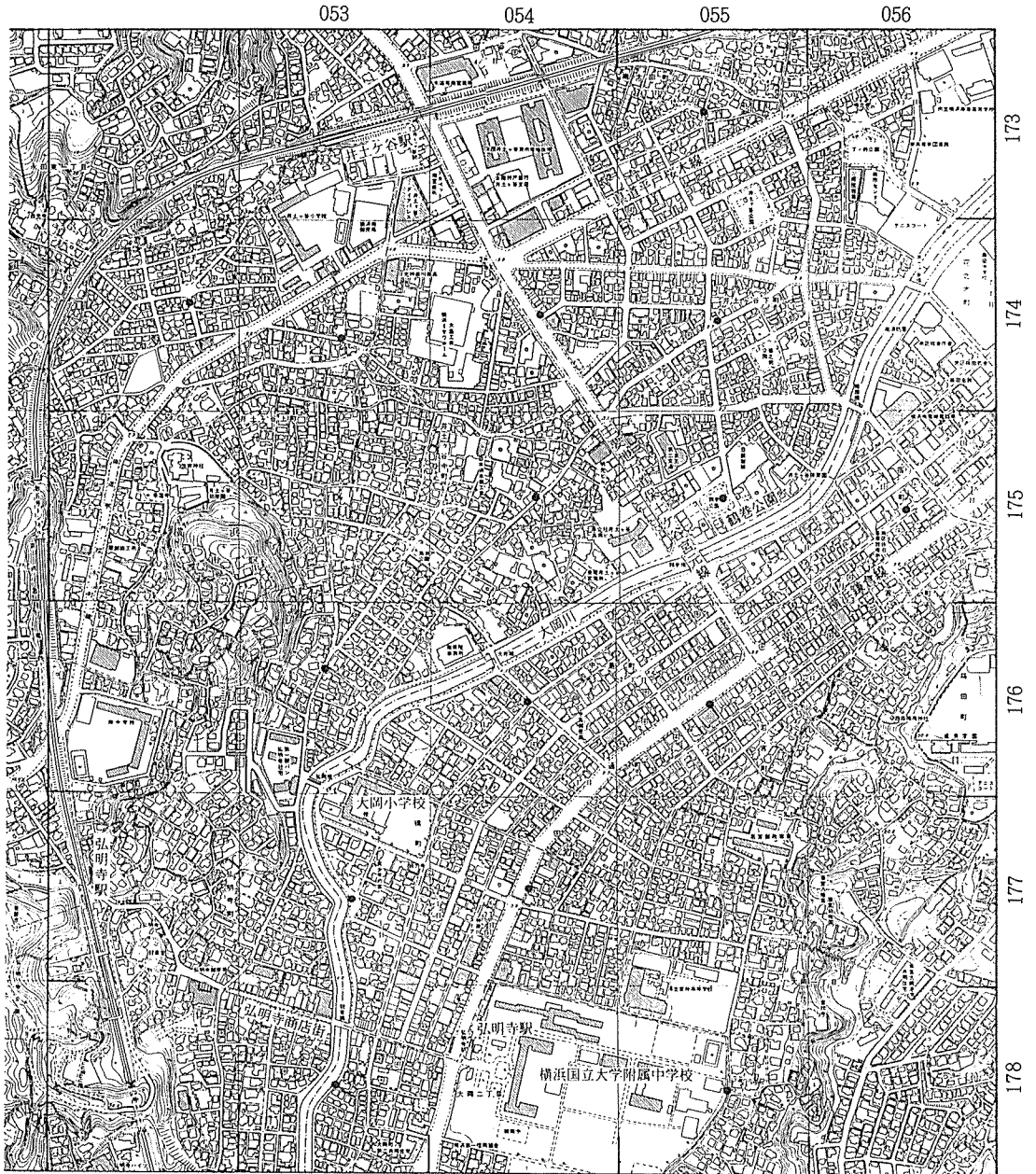


図-2 井土ヶ谷区域の15調査地区 ● : 騒音測定点

なお騒音測定点を設けた道路の車線数(NM)であるが、ここでは次のように分類してある。

○：①道路ではない ②車線を形成しない生活道路で自動車がスムーズに移動できない ③団地等への単なる取付け道路で通過交通は無い ④1車線は形成するものの狭隘で軽自動車以下しか通過不可能 以上のような条件を持つ道路はその車線数をゼロとした。

1：①普通の1車線道路 ②一方通行路や対面交通が可能で2車線の幅員があると思われるも中央分離線等で明示されない道路 以上の道路は1車線道路とした。

2車線以上は分離線等で目でそれと判る道路。

用途地域(LU)の分類は次の通りである。

1：1種住専 2：2種住専 3：住居
4：近隣商業 5：商業 6：準工業

この表から山手区域と井土ヶ谷区域の差異を概括的に述べると、山手区域は井土ヶ谷区域に比較し、海拔で15m程高位置に在り、用途地域では井土ヶ谷区域が住居地域及び商業系地域で占められるのに対して、住居及び住専が殆どである。また建物率の平均では、山手区域の26.7%は井土ヶ谷区域の34.6%より8%小さく、逆に山手区域の緑被率は38.9%もあり井土ヶ谷区域より33%も大きい。その他では人口密度と工場数に区域の差が認められる。

表-1 メッシュデータ

№	メッシュ番号	L m	NL	NM	S L m	LU	BR%	GR%	PR 人/km ²	NF
1	171-070	119	4	0	6	4	26	34	12560	4
2	171-071	80	2	1	16	3	24	47	5824	5
3	171-072	2	2	2	36	1	26	45	4848	1
4	172-070	0	2	2	41	1	23	43	9040	1
5	172-071	0	2	2	22	2	26	43	7856	0
6	172-072	0	2	2	18	2	28	36	3936	0
7	173-070	3	4	4	10	4	30	41	13184	4
8	173-071	63	2	0	22	2	25	41	13008	3
9	173-072	25	2	0	9	3	30	33	16224	0
10	174-070	141	4	0	29	1	25	40	15360	1
11	174-071	50	4	1	8	4	32	29	25376	10
12	174-072	30	4	2	7	3	32	30	21232	4
13	175-070	370	4	0	12	4	25	38	16528	4
14	175-071	280	4	0	20	1	24	41	16256	1
15	175-072	270	4	0	34	1	24	43	14096	2
16	173-055	45	4	1	3	3	33	14	19856	8
17	174-052	89	4	1	6	3	33	7	25424	9
18	174-053	65	4	1	4	3	35	3	18960	10
19	174-054	3	4	4	4	4	39	1	13648	9
20	174-055	0	2	2	3	3	37	3	22304	21
21	175-054	109	4	1	3	4	37	3	17024	11
22	175-055	54	4	0	4	6	33	7	18624	18
23	175-056	37	4	1	3	6	35	5	15248	21
24	176-053	230	2	1	6	3	26	17	17696	3
25	176-054	2	2	2	4	3	36	3	18368	25
26	176-055	3	4	4	4	5	41	0	22960	14
27	177-053	190	4	1	5	3	29	9	15888	6
28	177-054	3	4	4	4	5	41	1	22864	12
29	178-053	140	4	0	5	3	42	3	22672	2
30	178-054	345	4	1	6	3	22	14	8384	1
平均		91.6	3.3	1.3	11.8	3.1	30.6	22.5	15842.6	7.0
標準偏差		108.7	1.0	1.3	11.0	1.4	6.0	17.6	5897.6	7.0

4-2 騒音レベル

4-2-1 測定点の特徴とレベル変動

測定結果の細かな数値は本報の末尾に資料として載せる。また以下に数値だけで示す終日のレベル変動の Leq と L_{50} の単位は共に dB である。

a. 山手区域

1) 171-070

急な崖下に在る神社の前の小公園内であり、昼間は人声の主音源であるが、深夜から早朝にかけては首都高速道路横浜羽田線の自動車音が受音される。

$Leq : 42 \sim 70, L_{50} : 41 \sim 66$

2) 171-071

山手の丘陵と元町商店街を結ぶ道路の1つであるが、商店街の手前から隘路になるため交通量は少ない。しかし主音源は前面道路の自動車である。

$Leq : 49 \sim 67, L_{50} : 42 \sim 56$

3) 171-072

外人墓地脇道路の端で自動車の主音源であるが、昼間は観光客の話し声、深夜から早朝にかけては近くの噴水の音の寄与も大きい。

$Leq : 57 \sim 69, L_{50} : 45 \sim 64$

4) 172-070

山手カトリック教会前の道路端で前面道路の自動車主音源である。

$Leq : 55 \sim 70, L_{50} : 41 \sim 64$

5) 172-071

規模の小さな切土の道路端で自動車主音源であるが、昼間は対面側の元街小学校の生徒の声等も受音される。

$Leq : 50 \sim 69, L_{50} : 39 \sim 62$

6) 172-072

北方小学校前のビヤダル坂と呼ばれる道路の端で自動車主音源である。

$Leq : 41 \sim 68, L_{50} : 39 \sim 58$

7) 173-070

地域の幹線道路高島本牧線の道路端であり自動車主音源である。

$Leq : 65 \sim 73, L_{50} : 50 \sim 70$

8) 173-071

妙香寺の北側に位置する住宅地の中であり、昼間は家屋からの人声等の生活音が、夜間から早朝にかけては近傍の下水管内の流水音が主音源である。

$Leq : 65 \sim 73, L_{50} : 50 \sim 70$

9) 173-072

住宅地の中であるが、約20m離れたビヤダル坂が見

通せるために自動車が主音源となっている。

$Leq : 36 \sim 61, L_{50} : 35 \sim 54$

10) 174-070

丘陵のほぼ頂部の住宅地の中の空地に面しており、昼間は自動車と鳥等の鳴き声の主音源であり、夜間は高島本牧線を含めた遠方の自動車音が受音される。

$Leq : 43 \sim 60, L_{50} : 41 \sim 50$

11) 174-071

商店街の一方通行道路の端であり、高島本牧線から約50m離れている。主音源は前面道路の自動車及び商業活動に伴うものである。

$Leq : 55 \sim 68, L_{50} : 42 \sim 61$

12) 174-072

高島本牧線沿いの商店街の裏の自動車が速度を上げられない道路の端であり、自動車が主音源である。

$Leq : 53 \sim 68, L_{50} : 49 \sim 59$

13) 175-070

2棟から成る団地へだけの取付け道路の端で、商店街から約30m離れており、昼間は人声及び商店街からの音、夜間は自動車が主音源である。

$Leq : 40 \sim 69, L_{50} : 38 \sim 54$

14) 175-071

丘陵の頂部から谷戸底への途中の住宅地に在り、昼間は鳥等の鳴き声や生活音が、また夜間は遠方の自動車が主音源である。

$Leq : 38 \sim 55, L_{50} : 36 \sim 46$

15) 175-072

自動車の通行が困難な住宅地を通る尾根道の端で、人声や生活音が主音源である。

$Leq : 39 \sim 63, L_{50} : 38 \sim 49$

b. 井土ヶ谷区域

16) 173-055

平戸桜木線から約45m離れた住宅地の道路端であり、県道の自動車が主音源であるが、約100m離れた京浜急行の音も受音され、特に朝の通勤時には人声や足音が卓越する。

$Leq : 42 \sim 63, L_{50} : 37 \sim 53$

17) 174-052

住宅地の道路端で主音源は前面道路の自動車であるが、夕方からは人声等の、また早朝では鳥の鳴き声の寄与が大きくなる。

$Leq : 38 \sim 68, L_{50} : 35 \sim 58$

18) 174-053

商店が並んだ平戸桜木線に通じる路地で住居と事業所が混在しており、主音源は路地の自動車や人声であ

るが、20時以降はカラオケ音、早朝には鳥の声も聞こえる。

Leq : 45~66, L₅₀ : 38~50

19) 174-054

商店や事業所が密集している保土ヶ谷宮元線の道路端で、平戸桜木線との交差点から64mの位置にあり、主音源は自動車である。

Leq : 68~75, L₅₀ : 56~70

20) 174-055

住居が密集し事業所が散在する地域の道路端で、自動車が主音源であるが、夕方には家庭から発する音の寄与が大きい。

Leq : 45~67, L₅₀ : 34~58

21) 175-054

100m程離れた保土ヶ谷宮元線に通じる路地で、住居、商店、事業所等が密集して混在する準工業地域である。昼間の主音源は前面道路の自動車、自転車、人声等である。

Leq : 38~65, L₅₀ : 37~54

22) 175-055

工場に囲まれた小公園内で保土ヶ谷宮元線からの距離は約50mである。10時から20時までは周囲の工場の作業者が主音源であるが、他の時間帯は公園に接する道路及び保土ヶ谷宮元線の自動車が主音源である。

Leq : 45~67, L₅₀ : 42~62

23) 175-056

横浜鎌倉線に平行する一方通行路の道路端で、横浜鎌倉線から35m程しか離れていないが、その間に商店や住居が密集しており、周囲には住居、事業所等が混在している。主音源は概ね自動車であるが、事業活動に伴う音も多く、13時及び14時台は対面側の工場の換気扇の音が卓越する。

Leq : 46~75, L₅₀ : 41~72

24) 176-053

幹線道路から遠く離れた住宅地内の狭い道路の端で、主音源は、昼間は自動車と家庭からの人声等であるが、早朝は鳥の声が卓越する。

Leq : 39~64, L₅₀ : 32~51

25) 176-054

2車線道路と一方通行道路の交差点で、周囲には住居、商店、事業所が混在しており、主音源は自動車である。

Leq : 52~69, L₅₀ : 38~63

26) 176-055

沿線に商店街を擁する横浜鎌倉線の道路端で終日自動車の音に暴露される。

Leq : 69~77, L₅₀ : 62~73

27) 177-053

大岡川沿いの一方通行路際のプロムナード化された歩道を部分的に拡幅した休息所風の場所であり、周囲は住宅地である。主音源は一方通行路の自動車、または人声である。

Leq : 38~64, L₅₀ : 36~53

28) 177-054

横浜鎌倉線の道路端で176-055とはほぼ同一の状況にある。

Leq : 71~76, L₅₀ : 62~75

29) 178-053

弘明寺商店街から約75m離れた住宅地内の生活道路上であり、自動車はこの道路を通過できない。主音源は路上の人声や足音であり、事業活動に伴う音も到来する。

Leq : 38~58, L₅₀ : 33~51

30) 178-055

2車線道路の歩道上であり中学校に面している。昼間の主音源は前面道路の自動車であるが、学校からの音の影響を受ける時もある。深夜から早朝にかけて前面道路の交通量は激減する。

Leq : 43~68, L₅₀ : 35~54

4-2-2 等価騒音レベル(Leq)と時間率騒音レベル(Lx)の関係

表-2にLeqとL₅、L₅₀及びL₉₅との相関係数を時間帯別に示す。朝は6時から8時、昼は8時から18時、夕は18時から23時そして夜は23時から6時までである。Leqと最も良い相関を示すのは、各時間帯を通じてL₅であり、相関係数は概ね0.97~0.98でかなり高い。図-3に終日のLeqとL₅の関係を示す。これからLeqは

表-2 LeqとLxの相関

時間帯	データ数	評価値	L ₅₀	L ₉₅	Leq
終日	720	L ₅	0.875	0.767	0.978
		L ₅₀		0.933	0.882
		L ₉₅			0.782
朝	60	L ₅	0.848	0.689	0.979
		L ₅₀		0.871	0.862
		L ₉₅			0.725
昼	300	L ₅	0.878	0.781	0.970
		L ₅₀		0.942	0.900
		L ₉₅			0.819
夕	150	L ₅	0.828	0.715	0.982
		L ₅₀		0.939	0.855
		L ₉₅			0.749
夜	210	L ₅	0.842	0.675	0.966
		L ₅₀		0.885	0.822
		L ₉₅			0.651

L_5 を使ってほぼ ± 5 dBA の範囲で推定できる事が判るので、過去に測定した L_5 を使用してその大略の Leq が求められる。以下に回帰式と95%信頼区間を示す。

$$Leq = 0.8868 \cdot L_5 + 2.61 \quad r = 0.976 \quad (2)$$

$$0.8868 \pm 0.01449, 2.61 \pm 0.92$$

概略の Leq を求めるには(2)式でも可能であるが精度良く求めるには不十分である。しかも、同図中に、 Leq と L_5 が等しくなる場合を破線で示してあるが、こ

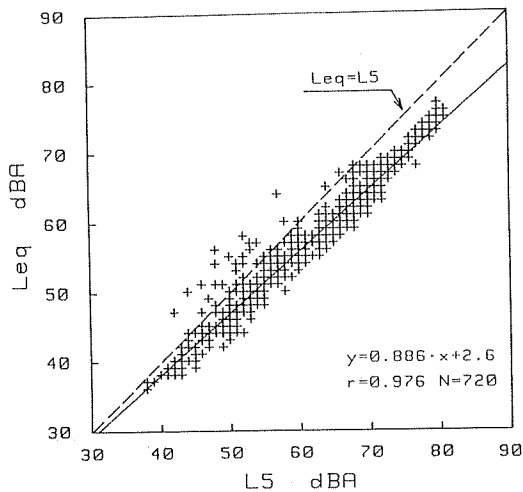


図-3 Leq と L_5 の関係

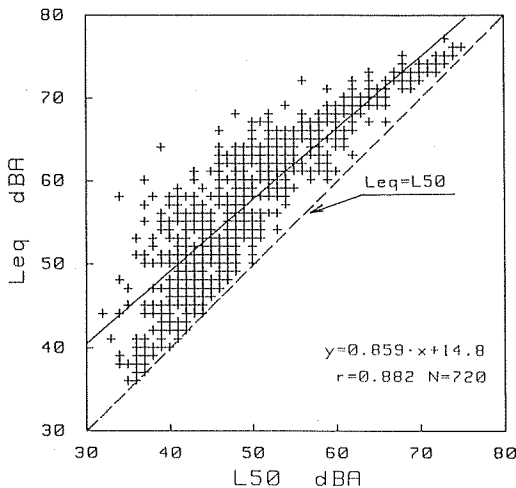


図-4 Leq と L_{50} の関係

の線より上に在るデータは Leq が90%レンジの上端値 L_{50} より大きい事を意味する。従って Leq は L_{50} よりはるかに大きな値となり、現在交通騒音等の変動騒音を把握する L_{50} と Leq は整合性が無くなる。このようなデータが得られるのは、夜間等で非常に静かな時に、突然大きな音を発する自動車通過した場合であり、低レベルの度数が高くデータが正規分布をしない場合である。そこで Leq と L_{50} の関係を図-4に示す。この図から Leq を L_{50} から求めるのは不可能である事が判る。

4-3 Leq の時間帯別評価値による 名古屋市との比較

名古屋大学は名古屋市の環境騒音に関し、膨大なデータを保有し様々な解析を試みている。そこで道路事情は異なると思われるが、都市の機能や規模はほぼ横浜に等しいと考えられるので以下に名古屋²⁾との比較を Leq で行う。但し調査区域の数及び区域の一辺の距離は、それぞれ横浜の30,250mに対して名古屋は315,1kmである。騒音の測定点は名古屋では住居のベランダ、軒下および庭等であり、横浜の主として道路上1.2mとは多少異なり、騒音レベルは10分毎に連続24時間測定した結果である。また時間帯では名古屋の夕が18時から22時、夜が22時から6時までであり夕から夜への時間が横浜の23時と異なる。 Leq_{24} , Leq_m , Leq_d , Leq_e , Leq_n は各々終日、朝、昼、夕、夜の平均値であり、横浜のデータは300個のサンプルから得た時間毎の Leq から各時間帯の値を算出したものである。

4-3-1 時間帯別評価値と用途地域

表-3に時間帯別評価値を用途地域別に示し、図-5に名古屋との比較を示す。用途地域を無視した全地域をレベルの降順に見ると、次のようになる。

横浜 $Leq_d > Leq_e > Leq_{24} \approx Leq_m > Leq_n$

名古屋 $Leq_d > Leq_{24} > Leq_e \approx Leq_m > Leq_n$

横浜も名古屋も Leq_d の値が最も高く、各々61.7 dBAと61.9 dBAで殆ど同じであり、 Leq_m の57.9 dBAと57.8 dBAも同一であるが、 Leq_e は横浜が1 dBA高く、 Leq_{24} と Leq_n は名古屋の方が各々1.9 dBA、1.4 dBA高い。夜間に名古屋が高いのは横浜に比べ道路が整備され交通量が多いためであろう。

用途地域別にみると、横浜の商業地域を除き傾向は横浜、名古屋共に全地域と殆ど同様である。横浜の商業地域は2サンプルのみで、しかも4車線道路端のデータ故、商業地域を代表しているとは言えない。横浜では Leq_{24} と Leq_m は用途地域の別無く殆ど同レベルであ

表-3 用途地域別各種評価値の騒音レベル dBA

用途地域	度数	Leq24		Leq m		Leq d		Leq e		Leq n	
		m	σ	m	σ	m	σ	m	σ	m	σ
1種住専	5	54.4	9.8	54.6	9.2	57.4	9.3	55.4	10.7	49.8	10.1
2種住専	3	55.7	7.6	55.3	6.4	60.3	7.2	56.0	9.6	48.0	6.6
住居	12	56.3	4.5	55.7	5.5	59.9	4.2	57.9	4.9	49.8	5.0
近隣商業	6	60.8	8.7	60.8	8.8	64.3	6.9	61.0	8.6	55.5	11.8
商業	2	73.5	0.7	75.0	1.4	74.5	0.7	73.5	0.7	71.0	1.4
準工	2	58.7	2.8	57.0	4.2	64.0	1.4	57.0	4.2	49.0	2.8
全地域	30	58.1	7.8	57.9	8.2	61.7	7.0	58.9	8.0	52.1	9.1

m: 平均, σ : 標準偏差

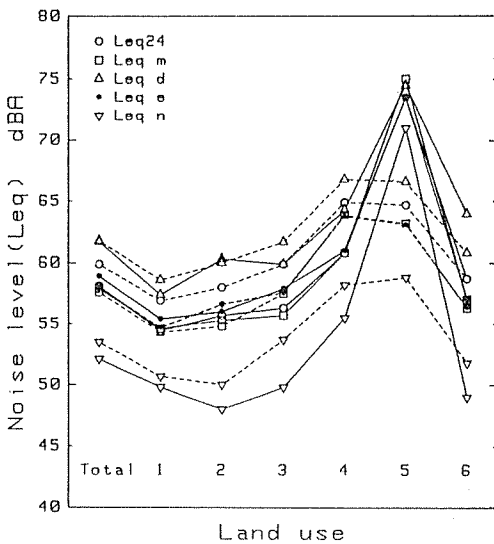


図-5 用途地域別騒音レベル

—: 横浜 - - -: 名古屋

表-4 時間帯別評価値と用途地域の関係

都市	評価値	用途地	騒音レベルの降順
横浜	Leq24	商業>近商>準工>住居>2種>1種	
	Leq m	商業>近商>準工>住居>2種>1種	
	Leq d	商業>近商>準工>2種>住居>1種	
	Leq e	商業>近商>住居>準工>2種>1種	
	Leq n	商業>近商>住居=1種>準工>2種	
名古屋	Leq24	近商>商業>住居>準工>2種>1種	
	Leq m	近商>商業>住居>準工>2種>1種	
	Leq d	近商>商業>住居>準工>2種>1種	
	Leq e	近商>商業>住居>2種>準工>1種	
	Leq n	商業>近商>住居>準工>2種>1種	

り、名古屋ではLeq mとLeq eが2種住専で少々の差が在るものの、どの用途地域でも同一レベルである。

時間帯別の評価値を用途地域のレベルの降順で表-4に示す。横浜でも名古屋でも最高レベルは商業系であり、最低レベルは住専系である。但し先の表-3の住専系の標準偏差は大きく、住専といえども騒がしい地域も在る。意外な事に名古屋では住居の方が各時間帯で準工よりも高いのに対して、横浜では日中に準工が住居を上まり、夕と夜に住居より低レベルになる。日中は産業活動に伴って準工のレベルが上昇し、夜間はそれが停止し工場等が静まり返ると考えると横浜の結果は納得いくが、準工の調査地区数は2だけのために確たる事は言えない。

以上の事から横浜でも名古屋でも各時間帯別評価値を用途地域のレベルで判断すると、その並びは似たものになり、しかも同一の用途地域であればそのレベルも大差ない。

4-3-2 時間帯別評価値と2車線以上の道路からの距離

2車線以上の道路からの距離別に整理した時間帯別評価値を表-5に示し、名古屋との比較を図-6に示す。距離は近距離 ($L \leq 10m$)、中距離 ($10 < L \leq 100m$) 及び遠距離 ($L > 100m$) の3種であるが、横浜の近距離は全て3m以内の道路端である。

両市共に近距離と他の距離との間に明瞭なレベル差があり、Leq24で見ると横浜では近距離に比し中距離で10.5dBA、遠距離で13.9dBA低く、名古屋では同様に中距離で7.1dBA、遠距離で8.4dBAそれぞれ低い。他の時間帯では近距離で横浜がやや高い。他の距離では名古屋がやや高く、朝から夕までは中距離においてその差約1dBA、遠距離で約2dBAの差で平行移動し

表-5 2車線以上の道路からの距離L(m)別騒音レベル dBA

L	度数	Leq 24		Leq m		Leq d		Leq e		Leq n	
		m	σ	m	σ	m	σ	m	σ	m	σ
$L \leq 10$	10	66.2	5.7	66.3	6.4	68.8	4.3	67.2	5.0	61.4	8.2
$10 < L \leq 100$	10	55.7	5.0	55.0	5.4	59.9	4.8	56.0	5.8	49.6	5.8
$100 < L$	10	52.3	4.6	52.3	4.6	56.3	4.7	53.5	5.4	45.4	4.0
全体	30	58.1	7.8	57.9	8.2	61.7	7.0	58.9	8.0	52.1	9.1

m: 平均, σ : 標準偏差

ているだけであり、夜になってその差が中距離で2.5 dBA、遠距離で5.4dBAと大きくなっている。即ち日中では横浜も名古屋も、遠距離で多少の差は在るものの、2車線以上の道路からの距離別に見てもレベルに大差は無く、中及び遠距離で夜間に名古屋が高いのは先にも記したように名古屋の方が道路事情が自動車にとって良いためであろう。

以上のように用途地域別、2車線以上の道路からの距離別に時間帯別評価値を比較すると、横浜と名古屋の間には騒音のレベルにもその傾向にも大差なく、両都市の環境騒音は似た条件下では殆ど同一となる。しかし横浜の1調査地区である250mメッシュは面積比で名古屋の6.25%に過ぎない。横浜のミクロな調査結果と名古屋のマクロな調査結果とが同じである事実は、都市の環境騒音が極く限られた狭い範囲で決定される事を意味する。都市の環境騒音をマクロに把握する事、即ち広範囲のメッシュで代表する事はかなり困難である事を意味する。

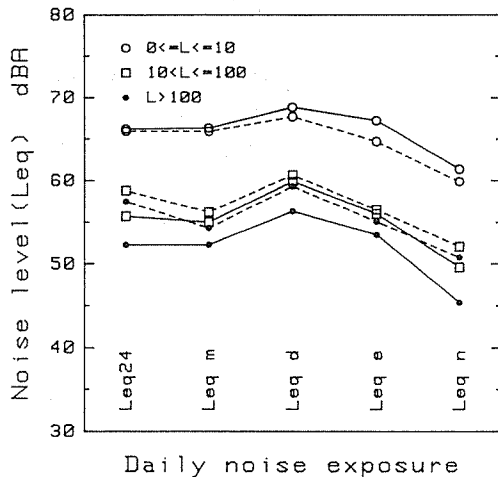


図-6 時間帯別評価値と2車線以上の道路からの距離 ——: 横浜 -----: 名古屋

4-4 時間帯別評価値と測定点の車線数

数年毎に環境騒音を比較する場合には同一地点でのデータが必要となるから、測定点はいつでも任意に選定可能な場所に限られその多くは道路となる。それ故に、そこで得られる環境騒音に大きく影響を与えるのは前面道路の自動車である。時間帯別評価値を測定点の道路の車線数で整理した結果を表-6及び図-7に示す。ここで用いる車線数は先に述べたメッシュデータに求めたものであり、車線数ゼロは道路そのものの車線数ではない。

4車線のレベルは非常に高くどの時間帯でも70dBA以上もあり、概ね70~74dBAの範囲に入っており、しかも標準偏差が小さく騒音レベルが非常に安定している。従って、幹線道路と呼称される様な4車線道路沿いは、常にこの程度のレベルに暴露されていると推定できる。

4車線のレベルから8dBA以上低下して2車線が在り、車線数2、1及びゼロのレベルパターンは殆ど同一で平行移動しているだけである。2車線を基準にしてみると1車線では平均4.6dBA低下し、同様にゼロ車線では12.5dBA低下している。この事実から道路等で得られる環境騒音は測定点を設けた道路の車線数で明確に弁別できる事が判る。またこのパターンの特徴は昼にレベルが上がり、夜には下がる点であり、人間の活動パターンに等しく生活道路と規定可能であるのに対して、4車線では性格が異なり夜間でもレベルは下がらず、一日中高レベルで一定しており正に産業道路と言える。

5. Leq24の簡易予測手法の検討

5-1 実測値から他の評価値を予測する方法

表-7に時間帯別評価値間の相関係数を示す。全て0.93以上の数値であり互いに強い線形の関係であり、Leq24と他の評価値との相関係数はほぼ0.98と高い。中でもLeq dとの相関係数は0.987で非常に高く、これは林

表-6 測定地点の車線別騒音レベル dBA

車線数	度数	Leq 24		Leq m		Leq d		Leq e		Leq n	
		m	σ	m	σ	m	σ	m	σ	m	σ
0	9	49.6	3.3	49.4	3.4	54.1	4.4	49.4	3.0	42.9	2.6
1	10	57.4	2.5	56.6	3.0	61.2	2.5	59.0	2.6	50.9	3.5
2	7	61.9	2.5	61.7	2.4	65.3	2.0	63.4	3.6	55.6	4.0
4	4	72.3	1.7	73.3	2.5	73.5	1.3	72.0	1.8	70.0	1.6
全体	30	58.1	7.8	57.9	8.2	61.7	7.0	58.9	8.0	52.1	9.1

m: 平均, σ: 標準偏差

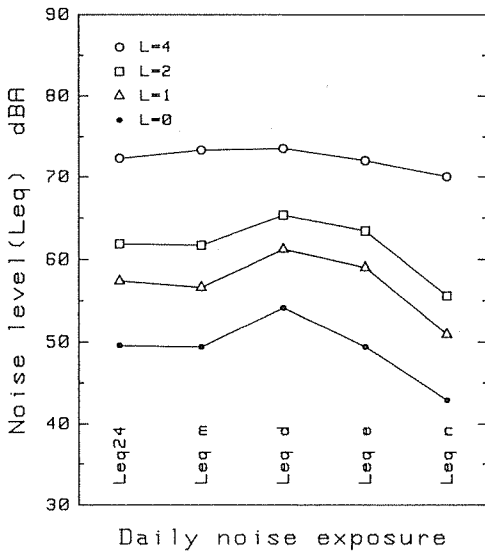


図-7 時間帯別評価値と測定地点の車線数

ら⁶⁾の結果にも認められる。Leq24とLeq dの関係を図-8に示す。図中の破線は95%信頼区間である。また回帰式を以下に示す。

$$\text{Leq24} = 1.102 \cdot (\text{Leq d}) - 9.9 \quad (3)$$

上記(3)式を用いた場合、実測値Leq dから予測したLeq24は、ほぼ±3 dBAで予測できる。従って、Leq dが短時間の測定で求めれば、その値を用いて簡便にLeq24を初め他の時間帯のLeqもそれぞれ求め得るの

表-7 時間帯別評価値の相関

評価値	Leq d	Leq e	Leq n	Leq 24
Leq m	0.958	0.942	0.964	0.975
Leq d		0.964	0.937	0.987
Leq e			0.951	0.984
Leq n				0.976

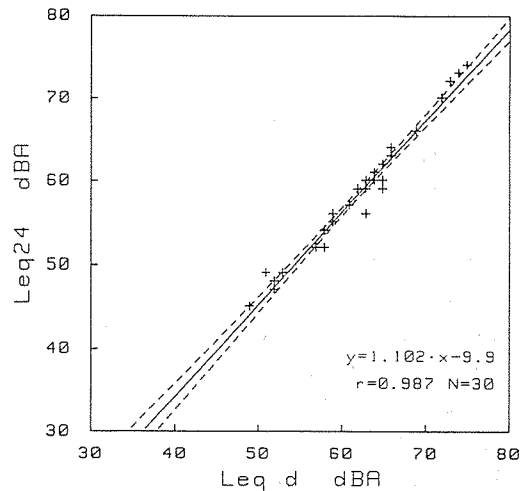


図-8 Leq24とLeq dの関係

で、夜間に測定する必要も無い。昼の1時間毎のLeqは概ね一定であるので、昼のある時間に測定したLeqからLeq dを求めるのは可能と考えられるが、精度良く求める事は今後の課題である。

5-2 メッシュデータから評価値を予測する方法

ある時間帯の実測値から他の評価値を予測する事は前節の検討からほぼ可能と思われるが、更に実測もせずに、既存の社会指標や、複雑な操作を必要とせずに入手し得るデータ等から各種評価値が予測可能ならば都合が良い。ここでは以上の観点から、Leq24を対象にメッシュデータとの重回帰分析を実施した。

表-8にLeq24とメッシュデータの相関係数を示す。Leq24と相関の強いものは圧倒的に測定地点の車線数NMであるので先ず説明変数に採用する。計測等が必要なのは2車線以上の道路からの距離L、海拔SL、緑被率GR及び建物率BR故に、入手容易な用途地域LUを見ると、LUはSLとGRとの相関が高くLUを両者の代表として採用する。データは住専から商業系、工業系

表-8 Leq24とメッシュデータとの相関

データ	NL	NM	SL	LU	BR	GR	PR	NF	Leq24
L	0.340	-0.565	0.056	-0.181	-0.475	0.145	-0.031	-0.352	-0.553
NL		-0.037	-0.386	0.419	0.304	-0.354	0.479	0.114	-0.031
NM			-0.150	0.252	0.448	-0.262	0.008	0.245	0.936
SL				-0.770	-0.661	0.777	-0.585	-0.570	-0.166
LU					0.596	-0.611	0.426	0.631	0.393
BR						-0.820	0.656	0.645	0.420
GR							-0.611	-0.703	-0.295
PR								0.497	0.001
NF									0.349

になるに従ってその数値が大きくなるように与えているが、これでは2種は1種と住居の中間にある事になり問題が残る。しかしここでは簡便な予測という立場からこの数値を用いる。

次に容易に手に入るデータは人口密度PRであるが、PRはBRとある程度の相関が有る事、環境騒音を遮るものは建物である事、及び将来に統計が整備されれば入手可能と思われるのでBRを説明変数とする。また工場数NFはLU及びBRとも多少の相関が有るが、環境騒音の決定因子の1つと考え得るのでこれも採用する。

以上の4説明変数を用いて重回帰分析を行った結果の分散分析表を表-9に示す。F検定によると回帰関係は高度に有意である。以下に回帰式を示す。

$$\text{Leq24} = 54.03 + 5.675 \cdot \text{NM} + 1.115 \cdot \text{LU} - 0.2592 \cdot \text{BR} + 0.1365 \cdot \text{NF}$$

$$R = 0.960 \quad (4)$$

ここでRは重相関係数であるが、非常に高い数値が得られている。実測値と(4)式による予測値の関係を図-9に示す。両者の差が±1dBA内に入るものは46.7%、同±3dBA内では80.0%、同±5dBA内では96.7%である。この精度は実測値を用いた(3)式より多少落ちるが、社会指標だけを使用した予測としてはかなり有効と思われる。精度を上げれば十分に使用に堪えるものであると考えられる。しかし問題として建物率のメッシュデータが整備されていない事、及び工場数そのものはメッシュの指標とはなりにくく、面積比で表現した工場率が必要であろう。更に他の適切な社会指標を考案し精度の向上を図る事が今後の課題である。

次に表-10に偏回帰係数のt検定結果を示す。NFだけは有意でないが他は1%及び5%水準で有意である。これから式(4)を解釈すれば、騒音レベルを高めるものは測定点の車線数NM、及び住専から商業系へ移行す

表-9 分散分析表

変動因	自由度	平方和	平均平方	F値	F検定
全体	29	1753.9			—
回帰による	4	1614.9	403.7	72.64	***
回帰からの残差	5	138.9	5.6		—

*** : 危険率0.5%で有意

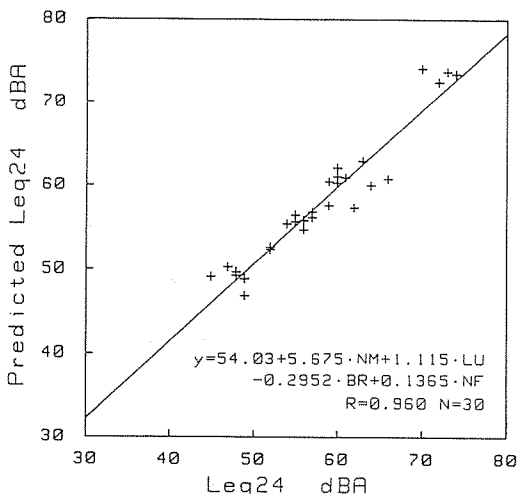


図-9 Leq24の実測値と予測値

表-10 偏回帰係数のt検定と95%信頼区間

説明変数	偏回帰係数	t値	t検定	信頼区間
NM	5.675	14.98	**	±0.7802
LU	1.115	2.570	*	±0.8934
BR	-0.2592	-2.383	*	±0.2241
NF	0.1365	1.515	—	±0.1856

** : 危険率1%で有意, * : 同5%で有意

るにつれレベルを高める用途地域LU、しかし建物が密集してくるとそれは遮音に役立つ(BR)と解釈できる。

以下、他の時間帯の回帰式と重相関係数を示す。

$$\text{Leq m} = 54.87 + 6.055 \cdot \text{NM} + 1.106 \cdot \text{LU} - 0.3123 \cdot \text{BR} + 0.1519 \cdot \text{NF} \quad R = 0.961 \quad (5)$$

$$\text{Leq d} = 59.27 + 4.888 \cdot \text{NM} + 1.484 \cdot \text{LU} - 0.3228 \cdot \text{BR} + 0.1666 \cdot \text{NF} \quad R = 0.951 \quad (6)$$

$$\text{Leq e} = 55.16 + 5.718 \cdot \text{NM} + 0.5719 \cdot \text{LU} - 0.2231 \cdot \text{BR} + 0.1679 \cdot \text{NF} \quad R = 0.927 \quad (7)$$

$$\text{Leq n} = 47.46 + 6.772 \cdot \text{NM} + 0.7369 \cdot \text{LU} - 0.2408 \cdot \text{BR} + 0.1056 \cdot \text{NF} \quad R = 0.947 \quad (8)$$

6. まとめ

1 調査地区を250mメッシュとし、横浜市内の30地区で環境騒音を測定すると共に、メッシュの種々なデータとの関係を検討し次の知見を得た。

1) 等価騒音レベル(Leq)と強い相関を示す時間率騒音レベルは90%レンジの上端値(L₅)であり、このL₅から概ね±5 dBAの範囲でLeqを推定し得る。従って過去のL₅から大略のLeqを知り得るが、暗騒音が非常に静かな場所のデータではLeqが大きくなり大幅に異なってくる。またL₅₀とLeqとの相関は悪く、一般的に片方から他方を求める事はできない。

2) Leqに基づく時間帯別評価値を用途地域別、また2車線道路からの距離別に整理し、1kmメッシュで調査した名古屋の結果と比較すると、横浜と名古屋には殆ど差が無い。横浜の1調査区250mメッシュは面積比で名古屋のわずか6.25%であるが、上記2条件下の結果が等しい事は、ある点で得られた環境騒音は近傍の狭い範囲の環境に左右される事を意味し、また地上高さ1~2m程度の高さで環境騒音をマクロに捉える事は、測定点近傍建物の影響を強く受けるために、横浜や名古屋のように建築物が多い都市では困難である。

3) 時間帯別評価値を本文に記した条件で分類した騒音測定点の車線数で整理すると、各評価値はその車線数で明瞭に分別される。この事からも現行の測定法による環境騒音は限られた範囲を代表するに過ぎないと言える。2車線以下では夜間にレベルが低下するのに対して4車線では一日中高レベルで殆ど一定であり、前者は生活道路、後者は産業道路と規定し得る。

4) Leq 24(終日)と他の時間帯別評価値との相関は強く、殊にLeq dとの相関係数は0.987と最良を示す。Leq dの実測値から±3 dBAの範囲でLeq 24を予測可能と思われる。

5) 実測せずにLeq 24を予測するために説明変数として社会指標である騒音測定点の車線数、用途地域、建

物率及び工場数を用いて重回帰分析を行ったところ、この回帰式は大略±5 dBAの範囲で実測値のLeq 24を予測する。重相関係は0.960であり非常に高い数値である。

7. おわりに

都市の環境騒音を簡便に予測する手法の1つとして社会指標を説明変数とする重回帰分析を試みたが、測定点の車線数がその環境騒音を大きく左右する結果が得られた。しかし考えて見れば車線数は交通量と強い相関を持つであろうし、自動車の速度とも関係が深いはずであり当然の結果とも言える。だがこの説明変数は非常に都合の良いことに、交通量や車速等の計測は不要であるし、現場に赴けば一目で分かるものである。但しその車線をゼロとするか1とするか等の普遍的判断基準をどこにおくか不明瞭な点も多い。今回の調査でも筆者の判断だけで分別しているに過ぎない面もあるが、非常に有効な説明変数である事が明確になったので、その判断基準を確立する事が今後の課題である。

また今回の解析では何ら複雑な作業を必要としない社会指標だけを使用するはずであったが、実際には建物率のデータが無くその思惑は外れた。簡単に入手し得るデータを検討し直し、環境騒音を±3 dBA以内に予測する事も今後の課題であろう。

文 献

- 1) 例えば、川崎市公害局：環境騒音調査報告書、昭和59年3月。
- 2) 例えば、久野和宏他：名古屋市域における住居の環境騒音暴露量に関する研究、日本音響学会誌、40(6)、387-396(1984)。
- 3) (財)計量計画研究所：昭和58年度環境庁委託業務結果報告書 都市環境騒音の把握手法検討調査、昭和59年3月。
- 4) 横浜市総務局事務管理部統計課：横浜市メッシュ別集計結果報告書(昭和55年国勢調査結果)、昭和58年3月。
- 5) 横浜市総務局事務管理部統計課：横浜市メッシュ別集計結果報告書(昭和56年事業所統計調査結果)、昭和58年3月。
- 6) 林他：Leqに基づく住環境騒音の短時間及び長時間計測値間の関連、騒音制御、11(5)、43-47(1987)。

騒音レベル測定結果（山手区域1）

測定期間：S60.12.18~S60.12.19

地	区	項目	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	朝	昼	夕	夜	日	
171-070		L5	70	60	59	64	72	72	76	55	60	57	50	60	49	49	49	47	45	47	46	52	53	60	52	56	57	64	55	48	57	
		L50	56	51	48	50	66	57	65	48	48	47	46	46	44	44	44	43	41	42	42	42	45	48	53	48	50	51	54	46	43	49
		L95	49	46	44	45	54	50	55	43	45	45	44	43	41	41	41	39	39	39	40	42	44	48	46	47	46	48	44	40	45	
		Leq	65	54	52	60	67	65	70	50	57	51	47	53	45	45	45	43	42	43	43	50	49	58	49	52	54	58	51	44	52	
171-071		L5	71	72	67	69	67	71	70	68	67	67	65	61	60	66	57	51	52	57	47	54	60	64	68	57	69	66	56	63		
		L50	54	54	51	53	53	55	55	52	51	51	49	51	49	44	44	44	45	42	44	47	50	52	55	49	54	52	46	51		
		L95	50	51	45	46	50	46	51	46	45	46	46	46	44	42	42	42	42	40	42	45	48	49	50	47	49	47	43	46		
		Leq	63	64	61	64	61	62	67	66	63	62	62	60	57	56	59	55	54	51	54	49	52	59	65	61	56	63	61	54	59	
171-072		L5	72	72	70	71	73	72	74	72	71	70	71	72	70	70	69	70	67	64	64	53	70	72	75	72	71	72	71	65	70	
		L50	52	57	53	56	64	61	59	57	55	52	51	56	53	50	49	46	48	46	45	47	51	54	63	58	53	58	53	47	53	
		L95	44	44	43	44	49	50	47	47	44	43	43	47	46	45	45	44	44	43	43	45	49	50	52	49	50	47	45	44	46	
		Leq	66	66	63	65	67	68	68	66	66	68	68	63	68	65	62	61	61	61	57	58	57	63	65	69	66	64	66	66	60	64
172-070		L5	73	73	73	73	73	74	75	76	73	74	72	75	72	71	70	67	69	65	63	60	66	72	75	74	69	74	73	66	71	
		L50	61	62	60	60	63	64	63	64	63	64	62	59	61	56	54	50	46	46	43	41	45	49	52	64	64	51	63	60	46	56
		L95	49	50	47	47	52	53	50	49	45	47	44	49	45	43	43	42	42	41	39	43	46	47	52	54	47	50	46	42	47	
		Leq	69	67	68	67	68	70	69	67	68	68	70	65	65	63	62	61	61	61	57	58	57	63	65	69	66	64	66	66	60	64
172-071		L5	72	71	71	68	72	71	71	72	72	71	69	70	66	68	63	57	50	46	52	60	62	66	65	74	64	71	70	57	66	
		L50	52	60	57	59	62	54	58	53	53	46	46	43	43	43	43	41	41	41	39	44	47	49	52	61	48	56	48	42	50	
		L95	45	51	50	50	55	45	45	43	42	42	41	40	39	40	39	39	39	39	36	42	44	46	46	50	45	48	41	40	44	
		Leq	64	64	64	63	66	64	65	65	65	64	62	63	61	61	57	55	50	51	51	56	57	59	69	69	58	64	63	54	61	
172-072		L5	68	70	69	70	69	68	67	68	69	66	67	66	63	55	56	54	43	55	51	47	54	66	73	70	60	69	66	52	63	
		L50	51	52	52	56	56	56	52	52	51	49	43	48	47	43	44	42	41	44	39	42	46	48	58	53	47	54	48	42	49	
		L95	45	47	47	50	51	49	45	44	42	43	39	40	41	42	43	40	40	39	38	41	45	46	51	46	46	48	41	40	44	
		Leq	64	67	63	68	67	62	63	61	62	61	60	61	57	52	51	54	41	51	50	43	57	63	67	65	60	65	60	49	59	
173-070		L5	77	78	77	77	78	78	77	76	74	75	75	75	75	75	75	74	71	78	73	74	78	77	77	76	77	75	74	76		
		L50	67	68	69	66	68	69	69	70	66	64	66	62	63	61	59	58	50	56	53	57	68	70	69	69	63	69	65	57	64	
		L95	55	55	52	54	55	57	56	60	56	52	50	53	51	51	49	48	48	41	46	46	48	54	56	57	51	56	52	47	52	
		Leq	72	72	72	71	71	73	72	72	71	69	69	70	69	70	69	69	68	65	72	66	67	72	72	71	70	72	70	68	70	
173-071		L5	47	55	48	59	50	52	53	56	49	45	47	44	44	45	38	43	39	38	48	51	52	60	64	52	54	48	42	49		
		L50	40	42	39	40	40	42	43	42	41	41	40	39	40	39	36	37	37	37	39	43	45	50	47	44	43	41	38	41		
		L95	37	37	36	37	38	38	40	39	39	38	38	37	37	37	36	36	36	36	36	38	41	43	47	42	42	39	38	37	38	
		Leq	43	52	56	57	47	47	51	55	54	45	42	42	40	40	42	37	40	37	37	54	48	48	55	56	48	52	45	41	47	

騒音レベル測定結果（山手区域2）

測定期間：S60.12.18~S60.12.19

地区	項目	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	朝	昼	夕	夜	
173-072	L5	55	55	58	55	52	54	59	58	56	56	50	49	46	46	54	40	38	43	38	44	48	50	66	59	49	57	51	43	51
	L50	42	41	41	43	42	43	47	44	43	42	40	39	38	38	40	36	36	36	35	39	43	44	54	44	44	44	40	37	41
	L95	37	36	36	38	38	39	41	40	39	38	37	37	36	35	37	35	35	35	34	37	41	43	45	40	42	39	37	35	38
	Leq	50	49	53	49	47	50	54	52	53	46	45	45	47	45	50	38	36	39	36	44	44	47	61	52	46	52	48	41	48
174-070	L5	62	53	55	50	48	51	63	54	60	51	49	58	50	51	51	55	46	49	46	47	53	54	54	57	54	55	54	49	53
	L50	45	41	41	41	42	44	49	46	50	45	45	48	47	47	46	44	44	44	42	43	47	50	50	47	49	45	47	44	45
	L95	39	37	37	36	39	40	42	42	41	42	41	44	44	44	44	42	43	42	40	41	45	47	47	43	46	40	42	42	42
	Leq	58	50	48	46	44	47	60	57	53	47	46	53	48	48	48	51	44	45	43	44	49	50	51	53	50	51	49	46	49
174-071	L5	70	73	70	70	71	71	69	70	71	68	68	69	69	68	69	68	68	63	63	59	66	70	70	72	68	71	69	65	69
	L50	58	61	58	57	58	61	58	59	58	51	53	52	50	49	49	46	46	42	42	42	48	53	56	57	51	58	53	45	53
	L95	50	48	46	45	47	51	46	46	48	43	42	45	41	40	39	37	37	36	35	38	43	46	48	47	45	47	44	37	44
	Leq	64	66	63	67	65	65	63	65	68	61	61	62	63	61	62	59	60	56	58	55	59	62	66	67	61	65	63	59	62
174-072	L5	63	66	65	64	66	69	66	64	66	67	63	64	62	61	61	61	59	58	60	62	64	66	69	66	65	66	64	60	64
	L50	56	57	56	54	59	59	59	59	56	57	54	55	54	53	53	50	49	49	50	49	55	57	61	58	56	58	55	50	55
	L95	49	49	49	48	48	54	52	54	53	49	49	47	48	47	47	46	45	44	45	46	50	51	54	51	51	51	48	45	49
	Leq	61	61	61	60	61	68	67	60	62	63	57	59	58	56	56	55	55	53	54	57	62	61	64	63	62	63	60	55	60
175-070	L5	55	69	70	66	63	56	75	55	58	58	56	54	61	54	48	45	42	42	46	46	55	55	55	64	55	63	57	46	56
	L50	44	51	46	45	48	48	54	47	48	47	48	44	44	42	40	39	38	39	39	40	45	45	46	54	45	48	46	40	45
	L95	40	41	40	41	43	42	45	43	43	42	41	40	41	39	38	38	37	37	38	38	43	43	43	42	43	42	41	38	41
	Leq	49	63	63	58	59	53	69	50	53	53	52	49	55	51	48	41	40	40	43	45	55	50	51	59	53	57	52	44	52
175-071	L5	52	54	48	51	52	51	50	55	50	53	49	49	48	42	46	41	40	41	43	46	47	49	52	54	48	52	50	43	48
	L50	42	45	40	42	44	43	44	45	45	45	42	43	39	37	37	37	37	37	36	40	44	46	46	43	45	43	43	37	42
	L95	37	42	35	40	40	39	40	40	40	40	39	40	36	35	36	35	35	35	34	37	41	44	44	40	43	40	39	35	39
	Leq	55	51	44	48	49	48	46	55	46	48	44	46	44	38	41	38	38	39	43	44	47	48	50	59	46	49	46	39	45
175-072	L5	53	69	52	49	64	53	52	63	53	52	47	57	47	48	52	44	44	45	41	43	52	49	54	61	51	57	51	45	52
	L50	42	49	39	39	45	39	39	42	40	43	38	42	42	42	42	40	41	40	38	41	46	45	48	44	46	43	41	41	42
	L95	40	41	38	36	38	36	37	35	38	36	38	40	40	40	40	38	39	38	37	40	44	43	46	42	44	39	37	39	39
	Leq	46	63	51	44	56	47	50	55	48	54	42	53	44	47	49	43	42	42	39	42	48	47	54	54	48	52	48	43	48

騒音レベル測定結果（井土ヶ谷区域1）

測定期間：S 61.7.8～S61.7.9

地区	項目	時間	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	朝	日	夜	日	
173-055	L5		63	62	62	64	65	72	70	64	66	63	58	56	54	55	55	51	51	49	50	56	57	57	66	58	57	65	59	52	59
	L50		50	49	49	49	51	52	53	51	53	48	47	47	45	45	43	39	38	38	37	44	45	48	53	48	47	51	48	41	47
	L95		43	42	40	44	44	46	46	45	46	43	40	41	38	36	35	34	34	34	33	37	38	41	42	42	40	43	42	35	40
	Leq		59	58	57	60	60	63	63	58	62	57	60	53	50	54	50	47	44	42	44	53	52	51	62	53	52	59	56	48	55
174-052	L5		63	65	64	64	65	71	67	66	77	67	59	61	59	55	50	54	57	42	54	55	61	67	63	61	64	65	65	52	61
	L50		48	50	49	47	49	58	49	53	56	51	44	47	43	40	37	37	36	35	40	41	43	53	54	49	48	51	48	38	46
	L95		42	42	41	42	42	46	43	45	46	44	39	40	39	38	35	35	34	34	37	37	39	45	47	43	42	43	42	36	41
	Leq		58	59	60	58	59	65	59	59	68	62	52	55	54	53	55	50	53	38	54	52	55	60	59	54	58	59	58	51	56
174-053	L5		57	58	63	65	67	66	64	61	65	63	58	59	58	50	50	49	48	50	52	54	54	61	59	60	58	62	61	50	58
	L50		47	45	47	48	46	46	50	48	48	47	46	45	43	42	41	39	38	38	38	43	44	48	47	47	46	47	46	40	45
	L95		42	41	42	43	41	42	44	43	43	43	41	40	39	38	36	35	35	34	35	37	37	43	42	42	40	42	41	36	40
	Leq		54	53	56	61	66	60	60	58	61	56	52	54	52	49	47	45	45	50	58	48	49	57	58	56	53	58	55	49	54
174-054	L5		80	80	79	80	79	78	78	78	76	78	76	77	77	75	75	74	75	76	75	79	79	79	78	78	79	79	77	76	78
	L50		68	68	68	70	68	67	67	66	65	67	64	65	65	63	62	61	59	59	56	62	64	67	67	68	66	68	65	60	65
	L95		60	60	60	61	64	62	60	61	60	61	55	53	51	49	49	48	46	46	47	49	53	57	59	58	55	61	56	48	55
	Leq		74	73	75	74	75	73	72	72	71	72	71	71	71	71	70	69	69	71	68	72	73	73	73	73	73	73	71	70	72
174-055	L5		69	70	70	67	70	69	68	73	71	69	67	63	65	57	51	52	49	60	57	57	63	71	71	70	67	70	67	55	65
	L50		52	52	52	49	53	50	51	58	55	51	48	45	41	39	36	34	35	34	39	38	42	54	54	54	48	53	48	36	47
	L95		43	43	42	43	45	44	44	47	44	42	41	40	36	35	32	30	31	30	34	34	36	42	44	44	39	44	41	32	39
	Leq		63	62	62	60	64	62	67	67	65	62	61	56	57	55	53	48	45	58	64	53	58	66	65	63	62	64	60	54	60
175-054	L5		67	67	67	59	67	66	68	68	70	69	65	61	61	53	44	52	40	42	53	56	56	59	69	65	58	66	65	49	60
	L50		54	51	48	47	48	50	53	53	54	50	44	43	45	41	39	38	37	37	39	43	44	48	51	47	46	50	47	39	46
	L95		48	47	45	45	45	47	46	48	48	46	41	41	40	38	37	37	36	36	36	39	40	43	45	44	42	46	43	37	42
	Leq		62	63	61	57	62	62	64	61	65	62	57	56	56	51	50	52	38	39	56	52	53	55	62	60	54	61	59	48	57
175-055	L5		70	73	70	65	66	64	65	69	65	57	58	55	55	53	52	50	51	54	54	55	58	60	68	68	59	68	58	53	61
	L50		60	59	53	57	62	60	58	61	60	53	51	48	47	44	43	42	42	44	45	46	48	52	59	61	50	59	52	44	52
	L95		56	55	48	53	56	55	54	57	51	49	46	43	41	40	40	39	40	43	43	43	41	45	53	55	43	54	46	41	48
	Leq		65	67	61	60	63	61	61	65	61	65	61	54	55	49	48	47	45	45	49	48	49	52	56	62	64	54	63	54	47
175-056	L5		81	72	66	68	66	68	72	68	67	64	66	58	63	58	58	56	51	54	53	60	63	65	67	67	64	70	64	56	64
	L50		72	65	58	61	59	61	59	57	58	53	48	48	48	47	45	43	44	41	49	52	53	56	54	53	60	52	45	54	
	L95		66	56	50	56	58	59	52	52	49	47	42	41	41	39	38	37	38	38	43	43	47	50	49	45	55	46	39	48	
	Leq		75	69	62	64	63	65	65	65	64	58	62	54	60	53	54	56	46	50	47	54	61	59	62	61	60	65	60	51	60

騒音レベル測定結果（井土ヶ谷区域2）

測定期間：S61.7.8～S61.7.9

地 区	項目	時間																												
		10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	朝	昼	夕	夜	日
1 7 6 - 0 5 3	L.5	71	69	68	60	68	71	70	69	68	64	67	61	61	60	45	45	66	46	48	49	55	66	72	57	61	68	64	51	62
	L50	51	48	48	43	50	51	49	51	47	45	43	41	41	37	32	34	34	34	40	37	40	45	49	44	43	48	43	35	43
	L95	45	41	40	40	41	43	41	43	40	39	38	37	37	34	31	31	32	32	33	34	37	37	40	38	37	41	38	32	38
	Leq	64	63	61	56	62	64	61	63	63	61	61	56	55	60	44	39	58	44	51	51	54	58	64	56	56	61	59	50	57
1 7 6 - 0 5 4	L.5	70	75	72	70	72	74	71	73	74	73	75	70	69	66	64	60	61	61	55	58	63	70	70	72	67	72	72	61	68
	L50	58	60	58	58	60	60	60	62	63	61	60	54	50	47	44	43	40	40	38	41	48	55	55	61	52	59	58	42	53
	L95	48	47	48	47	48	51	50	52	48	50	47	44	40	40	35	34	32	32	31	34	42	45	47	48	44	49	46	34	43
	Leq	65	69	66	66	66	68	66	67	68	68	68	63	67	58	59	55	58	58	52	53	57	64	63	66	61	66	67	56	63
1 7 6 - 0 5 5	L.5	78	78	78	78	77	79	78	78	77	77	78	78	77	77	76	76	75	75	75	77	79	80	79	80	80	78	78	76	78
	L50	72	72	71	71	72	71	72	71	71	71	70	71	68	69	66	66	66	63	62	65	70	73	73	73	72	72	71	66	70
	L95	63	62	60	63	64	62	64	62	62	62	60	60	60	54	55	55	52	46	47	49	59	62	62	63	61	63	61	51	59
	Leq	73	74	73	73	74	73	74	73	73	73	73	74	74	71	72	70	69	69	71	73	75	75	77	77	74	74	73	70	73
1 7 7 - 0 5 3	L.5	67	64	63	64	64	61	68	67	63	61	67	62	58	59	47	47	41	43	58	56	57	68	60	70	63	65	62	50	60
	L50	51	52	49	51	51	52	53	52	50	50	47	42	40	38	37	36	36	40	43	43	56	48	48	50	51	48	39	47	
	L95	47	46	44	47	46	47	47	46	44	44	43	40	37	36	35	35	35	36	40	40	45	44	44	43	46	43	36	42	
	Leq	60	58	56	58	60	56	60	59	58	56	64	57	50	54	45	45	38	41	55	52	54	62	56	64	58	59	57	47	55
1 7 7 - 0 5 4	L.5	79	79	78	78	80	79	80	78	79	78	79	79	77	77	78	78	77	77	77	77	80	81	80	80	81	79	79	77	79
	L50	73	72	71	72	74	72	73	74	73	73	72	72	71	70	69	68	64	62	66	72	74	75	74	75	73	73	73	67	71
	L95	61	59	58	62	60	60	61	58	59	58	58	55	55	54	52	51	44	41	36	46	46	56	64	59	51	60	57	46	55
	Leq	74	73	73	74	76	74	75	74	75	74	75	74	75	74	73	73	72	72	71	71	75	76	76	75	76	75	74	72	74
1 7 8 - 0 5 3	L.5	55	52	55	58	55	60	59	60	58	56	57	62	51	50	45	45	43	46	45	49	50	51	57	50	51	56	57	46	53
	L50	47	46	46	48	48	49	48	50	49	48	51	50	41	40	36	34	33	36	39	41	43	45	43	42	47	48	36	44	
	L95	43	43	43	44	44	45	42	46	45	46	47	45	37	35	34	32	31	31	33	36	37	39	41	39	38	43	44	33	40
	Leq	54	48	50	57	51	56	56	58	55	51	53	55	47	45	41	39	38	41	40	44	45	46	53	45	46	53	52	41	49
1 7 8 - 0 5 5	L.5	68	68	66	65	67	66	68	70	68	68	69	67	63	63	58	51	48	42	50	60	62	65	69	66	64	67	67	53	63
	L50	50	48	48	46	52	50	54	49	48	47	46	42	41	37	37	36	35	40	42	43	46	51	50	45	50	46	38	46	
	L95	45	45	44	42	48	44	48	47	43	42	41	41	38	36	33	33	32	32	35	38	39	42	43	41	41	45	41	34	41
	Leq	66	64	61	58	60	60	62	64	61	68	62	61	58	59	57	51	47	43	54	58	58	63	60	60	58	62	62	52	59

都市河川における自浄作用(第2報)

堰の浄化効果

小市佳延*, 福嶋 悟*, 福嶋 博**

要 旨

横浜市域にある4つの灌漑用可動堰について自浄作用の観点から春と夏に調査を行った。その結果、

- (1) 2～3時間の滞留時間がある堰ではその間に懸濁態成分やDOが減少した。
- (2) 5分程度の滞留時間の短い堰では巻き上げによって懸濁態成分の増加が認められた。
- (3) 堰の落差による曝気作用によってDO飽和率は1～35%上昇し、70～85%まで回復した。

1. はじめに

堰は河川を横断して設置される構造物で、水位・水深の確保および流量調節、塩水や高潮の遡上防止を行うものである。これにより派川や放水路に高水や低水を配分したり、あるいは灌漑・上水道・工業・水力発電用水などを取入れたり、舟の交通を可能にする^{1,2)}。

一方、河川における自浄作用の観点から堰の動きを挙げると、河川水が滞留することによるSS等の沈降効果^{3)～5)}、堰上からの落水による曝気効果^{6)～8)}がある。これらの動きは都市河川のように汚濁の著しい河川の水質改善対策を考える上で有効な浄化手段のひとつになると思われる。

本報では、堰の浄化効果に関する基礎資料を得るために、横浜市域を流れる鶴見川および境川の堰について調査したので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査対象堰

2-1-1 川向堰・小机堰(鶴見川)

川向堰・小机堰は前報⁹⁾図-1に示したように、鶴見川中流部にある水田灌漑用可動堰で、通常5～8月に締切られる。川向堰(T3)は幅約34m、高さ約1mあり、T2～T3が滞留域となる。堰による水深の増加等から概算した貯水量は約2.3万m³である。川向堰

の下流に位置する小机堰(T6)は幅約49m、高さ約1.5mあり、T3～T6が滞留域となる。概算による貯水量は約7.2万m³である。

浮子(水を満たしたポリびん)を用いて測定した表流水の流達時間を図-1に示す。T1'は堰の影響がない瀬であり、T3'、T7は各々堰の下流約50mの地点である。

2-1-2 上高倉堰・高鎌堰(境川)

上高倉堰・高鎌堰は前報⁹⁾図-2に示したように、境川中流部にある水田灌漑用可動堰であり、通常5～10月に締切られる。上高倉堰(S3)は幅約23m、高さ約0.9mであり、S2～S3が滞留域となる。概算による貯水量は約0.2万m³で、今回調査した4堰中最も少ない。上高倉堰の下流に位置する高鎌堰(S7)は幅約23m、高さ約2.2mであり、S5～S7が滞留域となる。概算による貯水量は約1.6万m³である。

浮子法による表流水の流達時間を図-2に示す。S4、S8は各々堰の下流約50mの地点である。

2-2 調査期日

調査は堰が締切られている春と夏の2回、降雨の影響のない日を選んで行った。鶴見川の川向堰・小机堰は1987年5月7日および7月24日に、境川の上高倉堰・高鎌堰は1987年5月6日および8月19日に行った。

Study on self-purification in urban rivers (2nd Report) — Purification effect of dams —

* Yoshinobu Koichi, Satoshi Fukushima 横浜市公害研究所水質部門

** Hiroshi Fukushima (現)横浜市栄区役所

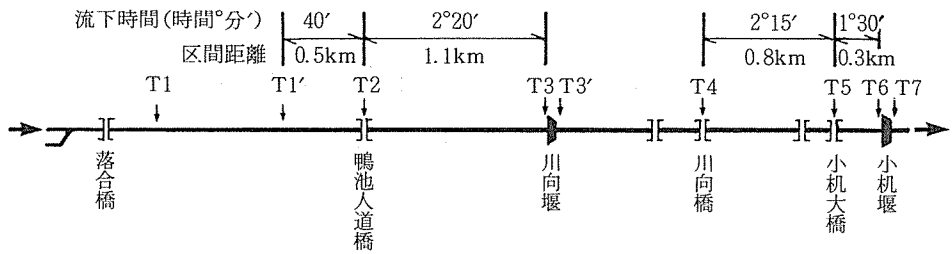


図-1 鶴見川における流達時間

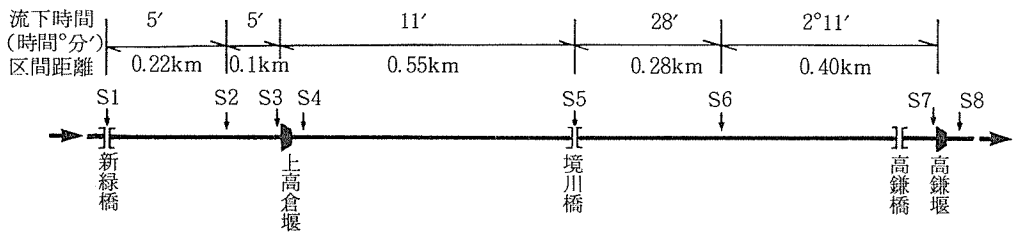


図-2 境川における流達時間

2-3 測定項目および分析方法

採水は表流水の流下時間に合わせて行った。測定項目と分析法は前報⁹⁾と同一である。

3. 結果と考察

3-1 水質の変化

3-1-1 鶴見川の水質

水質測定結果を表-1に、一部を図-3に示す。5月は図-3に示すように、自然流下状態にあった1986年12月に比べてSS、BODが低く、Chl. aが高かった。栄養塩類は1986年12月にはNH₄-N 5.9~6.8 mg/l、T-P 0.74~0.92 mg/l、PO₄-P 0.50~0.66 mg/lであったのに対して5月はNH₄-N 8.3~9.8 mg/l、T-P 1.2~1.5 mg/l、PO₄-P 0.97~1.2 mg/lと高いのが認められる。5月は冬季より水温が上昇し、日射量も多くなるため、河床内および河床に付着する生物の活動が活発になり、栄養塩の溶出や付着藻の剝離等が盛んになったものと思われる。

7月は5月に比べてSS、NO₃-Nが増加しているのに対し、BOD、COD、T-N、T-P、Chl.a等が2~7割減少しており、水質は良好になっている。特に大きな変化は無機態窒素で、5月はNH₄-Nが優位を占めていたのが7月にはNH₄-Nが減少し、代って

NO₂-NやNO₃-Nが増加するのが認められる。水温の上昇によって硝化作用が盛んになった結果と思われる。

3-1-2 境川の水質

水質測定結果を表-2に、一部を図-4に示す。5月の調査時は河床付着物が剝離して黒色の塊状となって川面一面に浮遊しながら流下するのが見られた。DO飽和率は100%を越える過飽和の状態になっており、藻類による光合成が盛んに行われていたと考えられる。冬季の1986年12月は変則的に上高倉堰が締切られ、それより下流は自然流下の状態にあったが、その結果⁹⁾と比較すると5月はSS、Chl.a等の懸濁態成分の他にD-BOD、NH₄-N、PO₄-Pが増加しているのが認められる。鶴見川でもこの時期にChl.a、NH₄-N、PO₄-Pが増加していることから、境川においてもこれらの増加は季節的なもので、河床付着生物による2次汚濁と考えられる。

8月になると懸濁態成分は5月よりも大幅に減少し、12月より少ないものもある。その中でChl.aは5月の3割程度に減少しているが、冬季の12月よりは2倍近くあり、河床付着藻の生産活動が盛んなことを推測させる。溶存態成分のD-CODは5月とそれほど変わらないが、D-BOD、NH₄-N、PO₄-Pは5月、12月より低い値となっている。

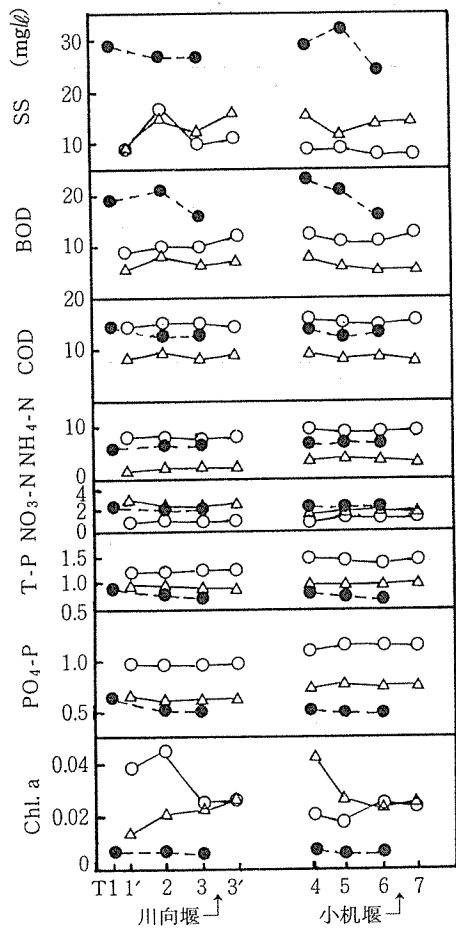


図-3 鶴見川の水質測定結果(一部)
●: 1986. 12. 17, ○: 1987. 5. 7, △: 1987. 7. 24

3-1-3 減少率

各堰の滞留域の始点あるいは調査開始点の濃度を基準にした主な項目の濃度の比を図-5~8に示す。

(1) 川向堰

図-5に示すようにT1'~T2間では両調査日ともSS等の懸濁態成分を中心にして濃度比が上昇しているのが認められる。この区間には堰の影響が及ばない瀬が連続してあることから、河床底質の巻き上がりがあるものと思われる。この傾向は堰の直上と下流の間、T3~T3'間でもみられ、堰からの落水によって底質が巻き上げられたためと思われる。

滞留域T2~T3間では、5月には懸濁態成分のSS, TPN, Chl.aがそれぞれ38%, 64%, 44%減少している。7月には、T2でのSSは5月と同程度であったものの減少率は16%と小さく、5月よりも比重の小さい成

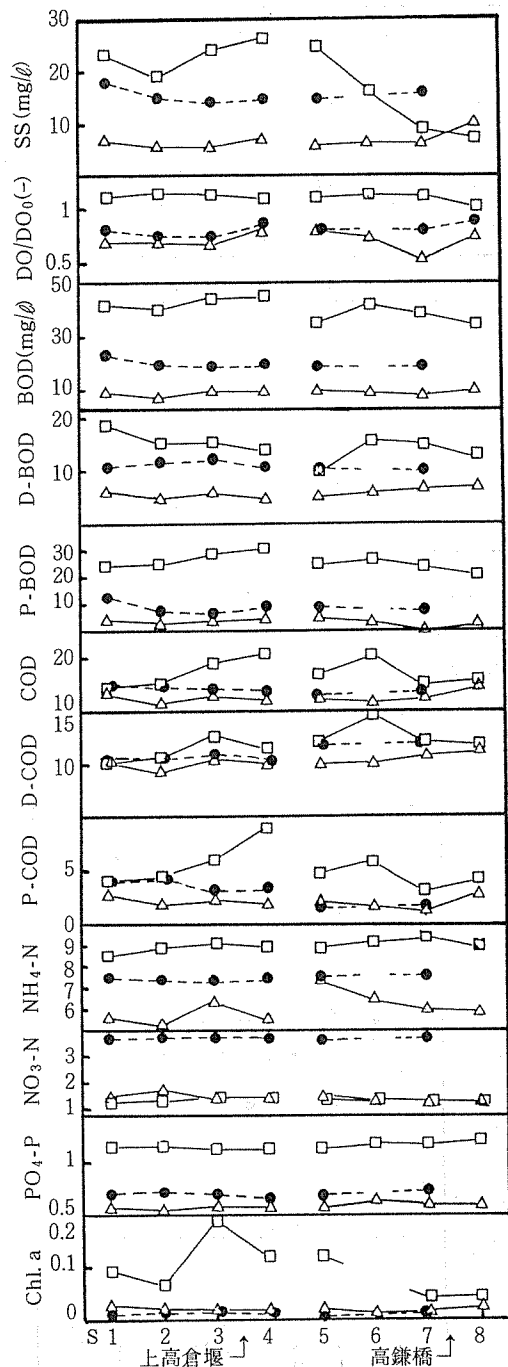


図-4 境川の水質測定結果(一部)
●: 1986. 12. 18, □: 1987. 5. 6, △: 1987. 8. 19

表 - 1 鶴見川の水質

1987. 5. 7		流量：欠測										
	気温	水温	pH	SS	DO	DO/DO ₀	BOD	D-BOD	P-BOD	COD	D-COD	P-COD
T 1'	25.5	23.0	7.6	9.1	8.2	97 %	9.0	9.6	(-0.6)	14.4	11.3	3.1
T 2	25.2	20.0	7.5	17	6.5	74 %	10.2	9.1	1.1	15.2	11.5	3.7
T 3	25.8	21.0	7.5	10	5.9	68 %	9.9	8.2	1.7	15.1	11.3	3.8
T 3'			7.5	11	6.0	69 %	11.8	7.4	4.4	14.8	11.7	3.1
T 4	24.5	20.0	7.4	8.8	4.8	54 %	12.2	7.3	4.9	16.2	12.9	3.3
T 5	23.0	20.5	7.3	9.1	4.3	49 %	10.7	7.3	3.4	15.4	12.6	2.8
T 6	25.6	22.5	7.3	8.1	3.6	43 %	10.7	8.0	2.7	15.1	12.4	2.7
T 7			7.4	8.0	6.6	78 %	12.6	8.4	4.2	15.7	12.5	3.2

1987. 7. 24		流量 (T 7) : 4.56 (m ³ /s)										
	気温	水温	pH	SS	DO	DO/DO ₀	BOD	D-BOD	P-BOD	COD	D-COD	P-COD
T 1'	34.5	31.0	7.3	9.1	6.9	93 %	5.5	2.4	3.1	8.6	7.5	1.1
T 2	35.6	30.6	7.3	15	5.5	73 %	8.1	4.5	3.6	9.3	8.2	1.1
T 3	37.2	31.0	7.3	13	4.6	62 %	6.5	3.9	2.6	8.3	6.6	1.7
T 3'			7.3	16	5.3	71 %	7.1	4.5	2.6	8.9	6.3	2.6
T 4	34.5	27.8	7.3	16	4.4	56 %	7.6	3.4	4.2	9.0	6.6	2.4
T 5	33.2	28.5	7.4	11	4.7	61 %	5.8	3.6	2.2	8.3	6.3	2.0
T 6	36.1	29.2	7.3	13	4.7	61 %	5.2	3.1	2.1	8.6	6.3	2.3
T 7			7.4	14	6.4	84 %	5.5	3.6	1.9	7.8	6.1	1.7

分が多かったと考えられる。他の懸濁態成分のうち P-BOD, TPP は30%近く減少しているのが認められる。堰の締切りによって水位が上昇し、底質の巻き上げのみられた瀬が消失したこと、T2~T3間の流下時間が57分から2時間20分へと遅くなったために、この区間で沈

降が促進したと考えられる。一方、溶存態成分の変化は小さい。このうちDOは5月が9%減、7月が16%減であり、濃度でもそれぞれ0.6 mg/l, 0.9 mg/l 減と7月の方が多く減少しているのが認められる。7月の水温は5月より10℃高く、微生物活動が活発になることから、DOは滞留域内での生物分解に消費されたと思われる。

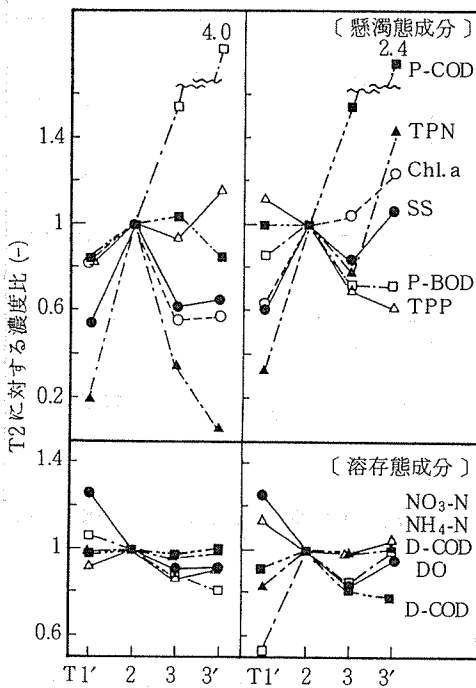


図-5 川向堰における水質の変化

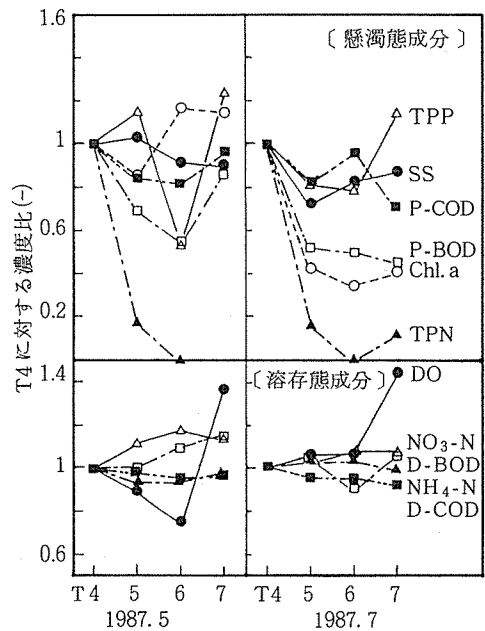


図-6 小机堰における水質の変化

測定結果

単位：気温・水温(℃)，pH(-)，Chl.a($\mu\text{g}/\ell$)，その他(mg/ℓ)

T-N	TDN	TPN	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	T-P	TDP	TPP	PO ₄ -P	Cl	Chl.a
11.1	10.5	0.6	8.46	0.45	1.05	1.20	1.05	0.15	0.98	47.1	38.8
14.0	10.9	3.1	8.55	0.51	1.15	1.22	1.04	0.18	0.97	47.1	46.5
11.3	10.2	1.1	8.30	0.43	1.01	1.24	1.07	0.17	0.98	46.1	26.2
11.1	10.9	0.2	8.46	0.44	1.03	1.25	1.04	0.21	0.98	47.9	27.0
13.1	11.9	1.2	9.76	0.50	0.96	1.51	1.38	0.13	1.11	51.1	21.4
12.3	12.1	0.2	9.20	0.56	1.06	1.46	1.31	0.15	1.15	50.7	18.4
12.1	12.1	(0.0)	9.26	0.57	1.12	1.38	1.31	0.07	1.14	51.4	25.1
13.1	13.4	(-0.3)	9.50	0.54	1.09	1.44	1.28	0.16	1.16	51.1	24.3

T-N	TDN	TPN	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	T-P	TDP	TPP	PO ₄ -P	Cl	Chl.a
7.39	7.22	0.17	2.00	0.67	2.98	0.93	0.78	0.15	0.64	52.0	14.0
7.73	7.22	0.51	2.40	0.64	2.62	0.95	0.82	0.13	0.62	51.7	21.7
7.73	7.33	0.40	2.38	0.66	2.60	0.91	0.82	0.09	0.62	53.3	22.8
7.90	7.17	0.73	2.44	0.66	2.75	0.89	0.82	0.07	0.63	52.9	26.9
8.58	7.55	1.03	3.74	0.73	1.85	1.01	0.89	0.12	0.74	54.3	43.7
7.95	7.79	0.16	3.92	0.75	1.93	1.00	0.91	0.09	0.77	54.3	27.1
7.90	7.90	(0.00)	3.88	0.77	1.99	1.00	0.91	0.09	0.75	54.7	23.7
8.02	7.90	(0.12)	3.74	0.75	1.99	1.03	0.90	0.13	0.75	54.3	26.5

(2) 小机堰

滞留域のうち、T4～T6間は堰の締切りによって流下時間が35分から3時間45分と大幅に遅くなった。図-6に示すように5月は懸濁態成分のSS、P-BOD、P-COD、TPN、TPPがそれぞれ8、45、18、100、48%減少し、沈降効果のあることが認められる。これらに反してChl.aは17%増加しており、この時期の剝離藻が沈降しにくく、浮上するものもあることが推測される。7月は、Chl.aもこの区間で54%減少するなど、懸濁態成分はいずれも減少している。一方、溶存態成分のこの区間での変化は川向堰同様、2回の調査とも小さい傾向にある。

DOは5月にはT4～T6間で25%の減少、濃度にして1.2 mg/ℓの減少である。この減少量は川向堰の2倍であり、滞留時間の長さが影響しているものと思われる。

(3) 上高倉堰

流速が次第に遅くなるS1～S2間では図-7に示すように2回の調査ともSS、D-BOD、Chl.a等が減少するものの、滞留域S2～S3間では逆に増加の傾向が認められる。滞留域ではこの他にもP-BOD、P-COD、TPNが17～90%増加したり、5月のD-CODや8月のNH₄-Nが約20%増加するなど、懸濁態成分を中心に一部溶存態成分も増加することが認められる。S2～S3間での表流水の流下時間は堰の締切りによっても2分から5分へとわずかに遅くなっただけであり、充分な沈降時間がなく、かえって河床底質の巻き上げが起きてくるものと思われる。さらに堰からの落水によっても河床

底質が巻き上げられ、S3～S4間でも懸濁態成分が増加する傾向がみられる。

(4) 高鎌堰

図-8に示すように、滞留域S5～S7間では5月に懸濁態成分のSS、P-COD、Chl.aが63%、31%、64%減少しているのが認められる。S5～S7間は堰の締切り

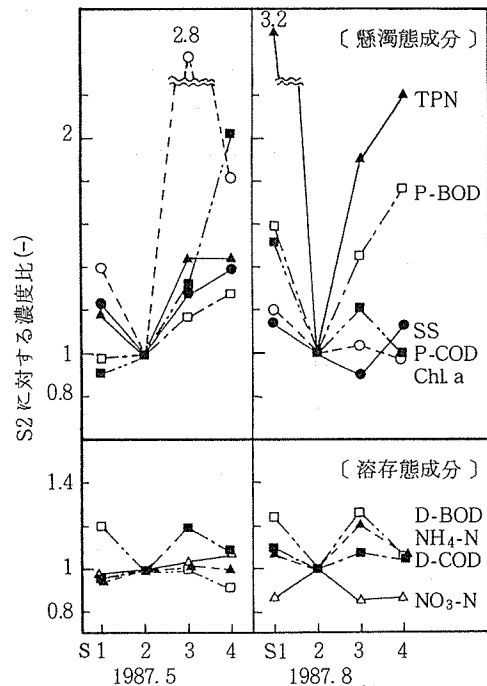


図-7 上高倉堰における水質の変化

表-2 境川の水質

1987. 5. 6		流量：欠測										
	気温	水温	pH	SS	DO	DO/DO ₀	BOD	D-BOD	P-BOD	COD	D-COD	P-COD
S 1			7.6	23	9.8	109 %	42.5	18.7	23.8	14.4	10.3	4.1
S 2			7.6	19	10.3	115 %	39.9	15.6	24.3	15.2	10.7	4.5
S 3	24.7	19.2	7.6	24	10.2	114 %	44.2	15.7	28.5	18.8	12.8	6.0
S 4			7.6	26	9.5	106 %	45.1	14.0	31.1	20.8	11.7	9.1
S 5	24.3	19.5	7.6	25	9.6	107 %	35.3	10.2	25.1	17.0	12.2	4.8
S 6	23.0	19.5	7.6	16	10.0	113 %	42.5	15.5	27.0	20.6	14.7	5.9
S 7	22.8	21.5	7.7	9.0	9.5	111 %	38.6	14.9	23.7	15.6	12.3	3.4
S 8			7.7	7.2	8.8	102 %	34.0	13.0	21.0	16.4	12.0	4.4

1987. 8. 19		流量：欠測										
	気温	水温	pH	SS	DO	DO/DO ₀	BOD	D-BOD	P-BOD	COD	D-COD	P-COD
S 1	31.0	25.8	7.2	7.1	5.4	68 %	9.6	6.1	3.5	13.5	10.6	2.9
S 2				6.2	5.4	68 %	7.1	4.9	2.2	11.5	9.6	1.9
S 3				5.6	5.3	66 %	9.4	6.2	3.2	12.7	10.4	2.3
S 4				7.0	6.2	77 %	9.1	5.2	3.9	12.0	10.1	1.9
S 5	29.0	25.8	7.3	5.7	6.1	77 %	9.6	5.4	4.2	12.4	10.3	2.1
S 6	30.0	26.2	7.2	6.0	5.4	68 %	9.1	6.2	2.9	12.0	10.2	1.8
S 7	28.2	27.0	7.2	6.3	4.2	53 %	8.1	7.1	1.0	12.5	11.0	1.5
S 8				10	5.9	75 %	10.0	7.1	2.9	14.7	11.6	3.1

によって表流水の流下時間が11分から2時間40分へと遅くなり、滞留時間が増加したために沈降効果が表われたものと思われる。溶存態成分のうち、D-BOD、D-CODはともにS5～S6間で50%および20%増加しており、河床もしくは浮遊剥離物より供給されたことが考えられる。他の溶存態成分である栄養塩類は滞留域S5～S7間ではあまり変化がみられない。

8月は5月に比べて懸濁態成分を中心に濃度が低く、SSやChl. aはS5～S7間では減少しないか減少してもわずかである。一方、P-BODは濃度的には5月の約20%であるが、滞留域S5～S7間で76%も減少している。このように同じ懸濁態成分でも季節により挙動が異なることが認められた。溶存態成分ではNH₄-NがS5～S7間で17%減少している。これは他の堰や調査日には見られない現象である。同一区間でNO₃-Nは増加していないことから、NH₄-Nの減少は硝化作用によるものではなく、生産活動の活発な藻類に取込まれたものと思われる¹⁰⁾。一方、D-BODやD-CODはS5～S7間で32%、7%増加している。DOはこの区間で31%も減少していることから、滞留域内で生物分解が進み、懸濁態有機物の溶存態化が起こったものと思われる。また、S7～S8間で懸濁態成分が大きく増加するが、他の堰と同様、堰からの落水による河床底質の巻き上げのためと思われる。

3-2 懸濁態成分

堰上の滞留域において変化の顕著な水質項目は前述

のように懸濁態成分が主たるものであった。もっとも各成分が一律に変化するわけではないことから、堰や調査日によってSSの構成物が異なっていると思われる。

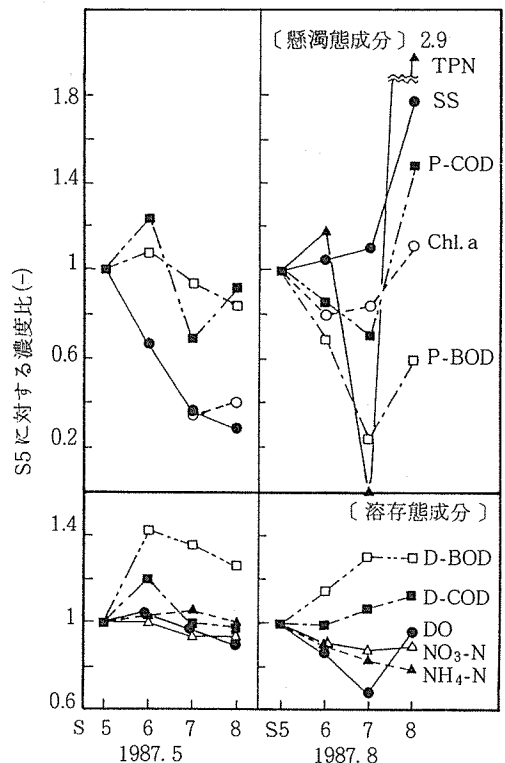


図-8 高鎌堰における水質の変化

測定結果

単位：気温・水温(℃), pH(-), Chl.a(μg/l), その他(mg/l)

T-N	TDN	TPN	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	T-P	TDP	TPP	PO ₄ -P	Cl	Chl.a
13.4	10.2	3.2	8.56	0.54	1.39	1.56	1.31	0.25	1.15	48.6	93.9
13.8	11.1	2.7	9.00	0.49	1.42	1.49	1.31	0.18	1.15	48.9	67.2
14.7	10.8	3.9	9.12	0.51	1.48	1.48	1.36	0.12	1.14	49.3	187.5
15.1	11.2	3.9	9.00	0.50	1.52	1.60	1.31	0.29	1.14	49.3	122.1
13.3	13.3	0.0	8.96	0.52	1.42	1.56	1.44	0.12	1.14	50.4	118.1
13.1	12.0	1.1	9.20	0.45	1.42	1.60	1.32	0.28	1.16	49.3	
14.0	11.2	2.8	9.46	0.68	1.34	1.52	1.31	0.21	1.17	49.3	42.1
12.6	11.8	0.8	9.00	0.61	1.33	1.39	1.37	0.02	1.19	50.0	47.6

T-N	TDN	TPN	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	T-P	TDP	TPP	PO ₄ -P	Cl	Chl.a
10.0	9.41	0.64	5.58	0.77	1.53	0.77	0.67	0.10	0.58	54.3	28.0
9.13	8.93	0.20	5.22	0.68	1.76	0.69	0.61	0.08	0.55	48.4	23.3
9.70	9.32	0.38	6.34	0.76	1.52	0.73	0.66	0.07	0.59	51.3	24.2
9.90	9.46	0.44	5.60	0.77	1.53	0.76	0.65	0.12	0.58	50.6	23.1
9.70	9.25	0.45	7.40	0.80	1.55	0.73	0.65	0.08	0.58	50.6	24.9
9.85	9.32	0.53	6.66	0.73	1.40	0.79	0.70	0.09	0.64	50.6	19.8
9.94	9.94	0.00	6.12	0.77	1.37	0.81	0.69	0.12	0.62	52.1	20.9
10.7	9.41	1.29	5.88	0.76	1.40	0.98	0.72	0.26	0.62	51.3	27.8

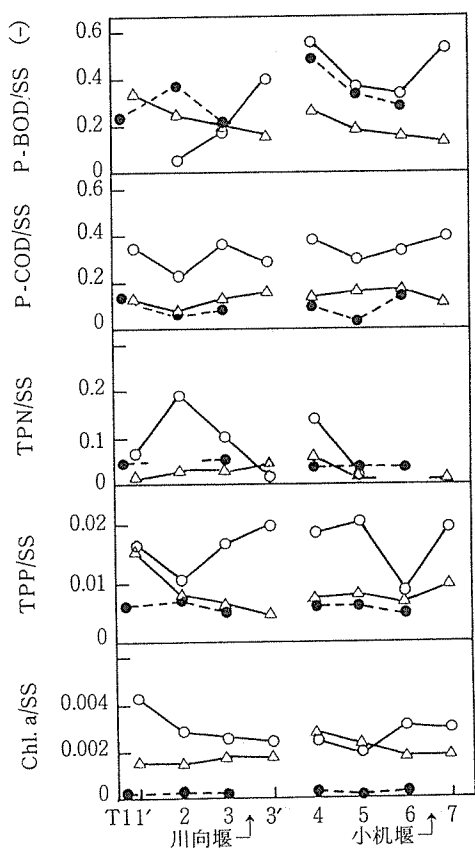


図-9 鶴見川における懸濁態成分の比率
●: 1986.12, ○: 1987.5, △: 1987.7

そこで懸濁態成分の挙動をさらに詳しく検討するために、懸濁態成分のSSに対する比をとってみることにする。

図-9に示すように、川向堰や小机堰のある鶴見川では自然流下状態にあった12月に比べて2回の堰調査ともChl.a/SSのが高いのが特徴的である。河床付着物中のChl.aは冬期よりも夏期に多く、夏期のChl.aは平均1.33 mg/gだったという報告¹¹⁾がある。これを剝離物に換算すると、Chl.a/SS=1.33×10⁻³となる。鶴見川においてもこの値以上となることから、5月、7月の調査時のSSは大部分が河床付着物に由来すると思われる。

滞留域内での変化をみると、川向堰では5月にT2~T3間においてP-BOD/SS、P-COD/SS、TPP/SSが増加するのが認められる。表-1に示すように、この区間でP-BOD等が増加もしくはほとんど変わらないのに対してSSが減少したため、SSのうち比重の重い鉍物質が滞留の間に沈降したと思われる。小机堰では5月はT4~T6間でP-BOD/SS、TPN/SS、TPP/SSが大きく減少するのが認められる。SSはこの区間ではそれほど減少しないのに対してP-BODが減少していることから、SS中で微生物分解が行われており、有機物の溶存態化や無機化が進んでいることも考えられる。

上高倉堰や高鎌堰のある境川では図-10に示すように、5月はP-BOD/SSやChl.a/SSが高く、SSの構成物としては河床付着物に由来する藻類やミズワタ等の

有機物が多いと思われる。8月はP-BOD/SSが12月と同程度まで低下したのに対し、Chl.a/SSは5月よりやや低い程度であるから河床付着藻由来のSSが多いと思われる。

上高倉堰の滞留域S2~S3間では、5月はP-BOD/SS等があまり変化しない中でChl.a/SSが大きく増加するのが認められる。図-4に示すようにSSもこの区間で増加していることから、堰直前での巻き上げ現象において光合成によって発生した気泡を得て比重の軽くなった剥離藻が選択的に浮上したものと思われる。8月はS2~S3間でP-BOD/SSやP-COD/SSが増加し、5月とは異なった傾向がある。図-4に示すようにS2

~S3間ではSSはそれほど減少しないのに対し、BODやCODは懸濁態、溶存態ともに増えている。このことから上流からのSSが沈降する一方で有機物成分の多いSSが浮上し、これがP-BOD/SSやP-COD/SSの増加に表われたものと思われる。

高鎌堰の滞留域S5~S7間では、5月はP-BOD/SS、TPN/SS、TPP/SSが大きく増加する一方、Chl.a/SSはほぼ一定の傾向が認められる。図-4に示すようにSSやChl.aはS5~S7間で大きく減少することから、剥離藻由来のSSはこの滞留域で沈降するものの、他のミズワタ等に由来するBODの高いSSはそのまま浮遊していると思われ、相対的にP-BOD/SS等の値が高くなったと考えられる。8月はS5~S7間でP-BOD/SS、P-COD/SS、Chl.a/SSが減少するのが認められる。図-4に示すようにSSはこの区間ではわずかに増加する程度であるから、7月の小机堰と同様にSS中で微生物分解が進行し、有機物成分が減少したと思われる。

3-3 自浄係数

河川での有機汚濁物質の濃度変化がStreeter-Phelpsの1次反応式 $C = C_0 \cdot 10^{-kt}$ で近似できるとして、堰上の滞留域について自浄係数を求めた。(C₀, C: 上, 下流の濃度, k: 自浄係数, t: 流達時間(day)) 表-3に結果を示す。

川向堰や小机堰ではBODの自浄係数は0.13~1.06といずれも正の値である。また、P-BODの自浄係数は一部を除いてD-BODのそれより大きい傾向がみられる。堰の縮切りにより流速が約0.2倍と遅くなったために沈降効果が生じ、これがP-BODの自浄係数の値にあらわれたものと思われる。

上高倉堰や高鎌堰ではBODの自浄係数には鶴見川の堰と違って負の値もみられる。滞留時間が短く、河床堆積物の浮上流出があると思われる上高倉堰では5、8月ともBODやP-BODの自浄係数は大きな負の値となっている。滞留時間の長い高鎌堰では、上高倉堰より越流してきたP-BODが減少するためにP-BODの自浄係数は正の値となっており、その影響でBODの自浄係数も同時期の上高倉堰よりは良好な値となっている。

自然流下状態にあった12月の自浄係数⁹⁾と比較すると、全般的に堰上の滞留域の方が値の小さい傾向にある。この理由として、季節的な水質の違い、底質の影響、河床における汜過作用の有無等が考えられる。いずれにしても滞留時間の長い堰でのBODの自浄係数は-0.35~1.06であり、日本の河川の自浄係数0.05~10¹²⁾に比べて大きくはなく、堰を縮切ることによって

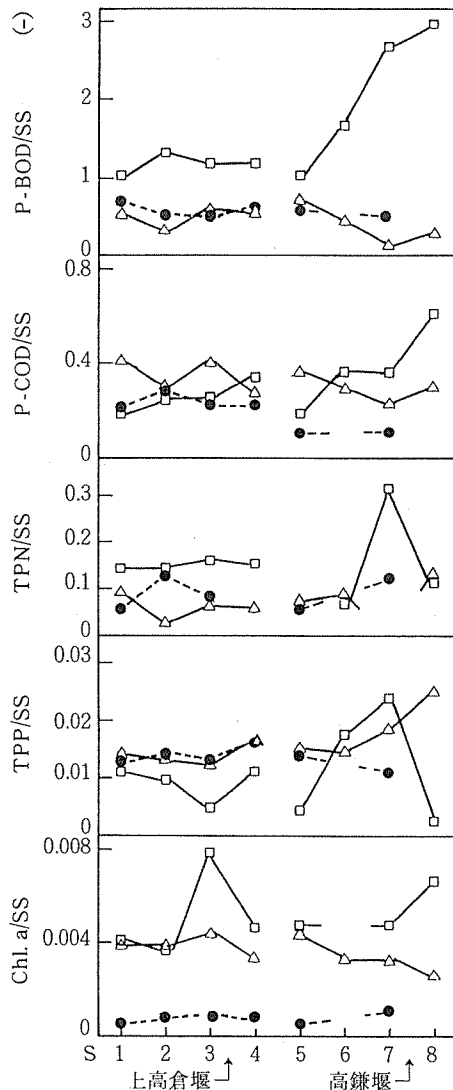


図-10 境川における懸濁態成分の比率

●: 1986.12, □: 1987.5, △: 1987.8

表-3 堰の滞留域における自浄係数

滞留域	調査日	自浄係数 (day ⁻¹)		
		BOD	D-BOD	P-BOD
川向堰 〔T2-T3〕	1987.5	0.13	0.47	-1.95
	7	0.98	0.64	1.45
	(1986.12)	(3.18)	(0.98)	(6.19)
小机堰 〔T4-T6〕	1987.5	0.37	-0.26	1.66
	7	1.06	0.26	1.93
	(1986.12)	(6.88)	(0.00)	(13.4)
上高倉堰 〔S2-S3〕	1987.5	-13.9	-0.95	-21.7
	8	-38.1	-31.9	-50.8
高鎌堰 〔S5-S7〕	1987.5	-0.35	-1.50	0.23
	8	0.67	-1.08	5.67
	(1986.12)	(3.27)	(1.10)	(5.82)

()は自然流下時の値

自浄係数が極端に大きくなるわけではないことが認められた。

3-4 曝気効果

堰の自浄作用としては沈殿の他に曝気作用があげられる。堰の上下におけるDO飽和率を表-4に示す。

5月の境川では過飽和となったため、堰での落下によって100%近くまで低下するが、これ以外は落下によってDO飽和率は1~35%上昇するのが認められる。このうち、落下高の大きい小机堰、高鎌堰ではDO飽和率の上昇が大きくなっている。

実験的に曝気効果を解析した報告⁷⁾によると、DO不足量減少率Rは堰や落差工の形状によって一定値をとるとされている。ここで $R = dDO / (\text{飽和DO} - \text{落下前のDOの差})$ 。これを今回の結果について求めてみると、表-4に示すように小机堰ではRの値はほぼ一定値となっているが、他の堰では異なっている。実験報告ではDO飽和率90%近くまでRは一定であり、DO飽和率90%以上は増加しにくくなってRは小さな値になるとされている。今回調査した川向堰、上高倉堰等では実験報告と条件が異なることもあってDO飽和率70~85%あたりがDOの溶け込みの限界とみられ、そのためにその付近のDO飽和率の時にRの値が小さくなったものと思われる。また、最も落下高のある高鎌堰のRの値0.47は小机堰の0.6よりも低く、半分以下の高さの上高倉堰と同程度である。これは、Rへの

表-4 堰の曝気作用

堰	落下高	調査日	DO飽和率		DO不足量減少率R	
			① 堰上	② 堰下	②-①	R
川向堰	95cm	1987.5	58%	69%	1%	0.03
		7	62	71	9	0.24
小机堰	145cm	1987.5	43	78	35	0.61
		7	61	84	23	0.59
上高倉堰	90cm	1987.5	114	106	-8	(0.57)
		8	66	77	11	0.32
高鎌堰	200cm	1987.5	111	102	-9	(0.82)
		8	53	75	22	0.47

影響因子としては落下高の他に単位幅あたりの流量、落水地点の水深や構成物等があるため、実際の堰の曝気効果を適切に評価するにはさらに調査研究が必要と思われる。

4. まとめ

横浜市域を流れる鶴見川および境川にある4つの堰についてその浄化効果を調査したところ、以下のような知見が得られた。

- (1) 川向堰・小机堰・高鎌堰の滞留域では2~3時間の滞留の間に、懸濁態成分が沈降によって減少したが、滞留時間の短い上高倉堰では巻き上げによって逆に懸濁態成分の増加が認められた。
- (2) 滞留時間の長い堰ではDOは滞留域で減少し、河床底質や水中有機物等の生物分解に利用されたものと思われた。
- (3) 堰からの落水により河床底質が巻き上げられ、その下流約50mの地点では主として懸濁態成分が増加するのが認められた。
- (4) 堰の落差による曝気作用によってDO飽和率は1~35%上昇し、70~85%まで回復するのが認められた。
- (5) 堰の滞留域における自浄係数は自然流下時のそれと比較してP-BODの値が大きいのが認められたが、他は同一かそれ以下であった。

文 献

- 1) 篠原謹爾：河川工学，共立出版，155-157(1978)
- 2) 岡本芳美：河川工学解説，工学出版，196-197(1984)
- 3) 曾田京三，安藤晴夫，若林明子，菊地幹夫，江角比出郎：河川の浄化に関する研究 — そのI — 汚濁物質の浄化効果等に関する調査の結果について —

東京都公害研究所年報 1981, 127-141 (1981)

4) 安藤晴夫, 曾田京三: 河川の浄化に関する研究—そのⅢ—堰における汚濁物質の浄化効果について—Ⅰ—, 東京都公害研究所年報 1982, 97-102 (1982).

5) 安藤晴夫, 曾田京三: 河川の浄化に関する研究(そのⅦ)—堰における汚濁物質の浄化効果について(Ⅱ)—, 東京都公害研究所年報 1983, 141-148 (1983)

6) M. A. Mastropietro 著, 村上健訳: モホーク川の汚濁負荷受容能力に対するせきのエアレーションの影響, 下水道協会誌, 7 (71), 35-38 (1970)

7) 松浦茂樹, 谷本光司: 急勾配水路の設置による河川水のばっ気, 土木技術資料, 28 (1), 2-7 (1986)

8) 杉木昭典: 水質汚濁—現象と防止対策—, 技報堂, 379-381 (1974)

9) 小市佳延, 福嶋悟, 福島博: 都市河川における自浄作用—鶴見川・境川—, 横浜市公害研究所報, 13, 139-148 (1989)

10) 岡田邦夫, 寺田友一: 淀川大堰締切りに伴う水質変化, 大阪市水道局水質試験所調査研究ならびに試験成績, 37 (1985), 55-61 (1986)

11) 田口哲, 榊美代子: 河川の自浄作用に関する研究(第5報)—都市小河川における河床付着物の現存量について—, 広島県環境センター研究報告, 3, 49-54 (1982)

12) (社)日本河川協会編: 建設省河川砂防技術基準(案)調査編, 山海堂, 351-394 (1977)

都市河川における自浄作用(第3報)

— 舞岡川・阿久和川・鳥山川 —

小市佳延*, 福嶋 悟*, 福島 博**

要 旨

中小の都市河川は一般に汚濁度が高いが、これを改善し、身近な水辺空間として活用していくことが望まれている。今回浄化対策を行う上で必要な基礎資料を得るために、横浜市内中小河川の5地区において自浄作用を調査した。その結果、三面コンクリート水路型の阿久和川上流地区では浄化はわずかであったが、途中で滞留域のある舞岡川上流地区では30~60%水質濃度が減少した。また、自然型河川のうち阿久和川中流地区では小さな淵が連続しているために懸濁態成分が沈降によって減少したが、鳥山川地区では日当たりが良いために河床からの2次汚濁現象がみられ、浄化の度合は比較的低くなった。

1. はじめに

都市域の中小河川は下水道整備の遅れや流域からの家庭排水の流入、自然水量が少ないこと等のために大河川よりも汚濁度が高い傾向にある。中小河川は大河川への導入路であると同時に市民にとって身近な水辺空間であり、大河川の汚濁負荷を軽減し、かつ市民の親水願望を叶えるためにも中小河川の浄化対策が必要とされている。その対策の一環として下水道整備が進められているが、その結果中小河川の水量が減少し、親しむべき水辺が縮小・消失することも考えられる。また、下水処理水は直接的に大河川や海に放流されるが、水質面で課題が残っている。これらを解決する方法の一つに下水処理水を再び上流より流下させ、水量を確保するとともに川の自浄作用によって水質を改善する方法があり、実際に試みられている¹⁾。このように川が本来持っている自浄作用を有効に利用しつつ川を再生・改造し、水域環境を管理していくことが都市の中では望まれている。

将来の水域環境管理に必要な基礎資料となる現在の中小河川における自浄作用を知るために、今回横浜市内の中小河川から5地区を選び、流下過程における水

質等の調査を行った。本報では主として河川形態の面から自浄作用を検討した。

2. 調査方法

2-1 調査対象地域

2-1-1 舞岡川

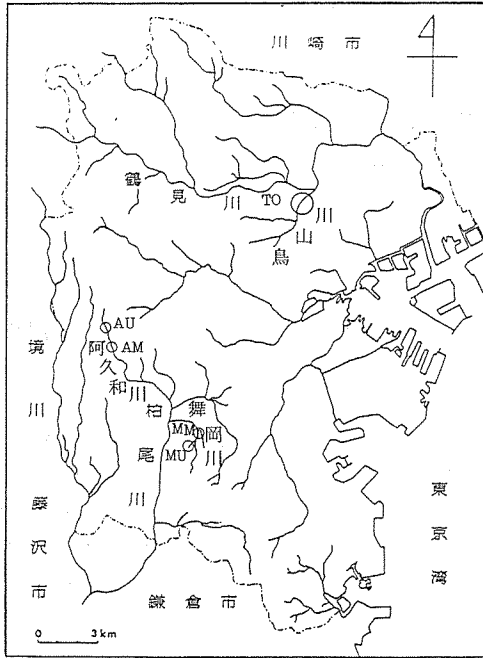
舞岡川は図-1に示すように横浜市の南西部を流れる境・柏尾川水系の支流であり、総延長1.6 km、流域面積4.3 km²²⁾の小河川である。源流部は横浜市の7大緑地の一つに数えられ、樹林に囲まれた谷戸地となっている。上・中流部では水田等の農地が隣接し、自然の景観が残っているものの、下流部は兩岸に住宅が密集し、柏尾川との合流点付近には大工場もある。

調査対象とした舞岡川上流地区(MU)はその上流にある住宅地の排水の一部が流れており、写真-1のように川幅約1.5 m、深さ約2 mの3面コンクリート張りの水路であるが、平水時は中央の約0.6 m幅の低水路を水が流れる構造となっている。MU1~MU3間の流下距離は450 m、流下時間は約35分である。MU1~MU2間には途中で障害物によってできた小さな淵が数箇所あるが、区間流速は約0.3 m/sと比較的速い。

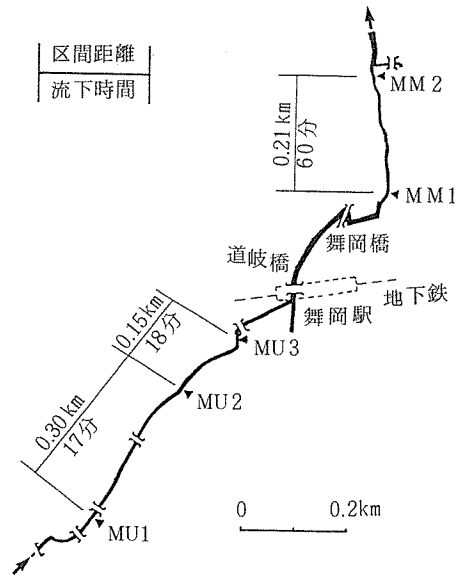
Study on self-purification in urban rivers (3rd report) — Maioka river, Akuwa river and Toriyama river —

*Yoshinobu Koichi, Satoshi Fukushima 横浜市公害研究所水質部門

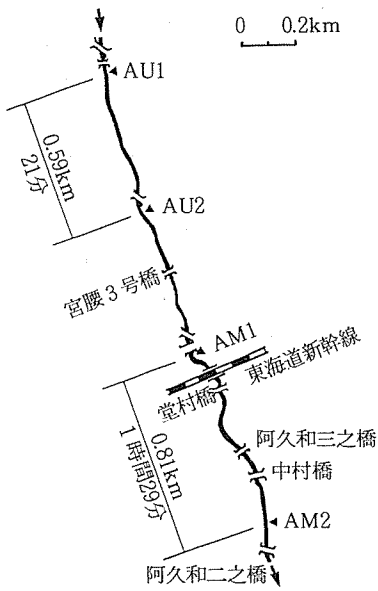
**Hiroshi Fukushima (現)横浜市栄区役所



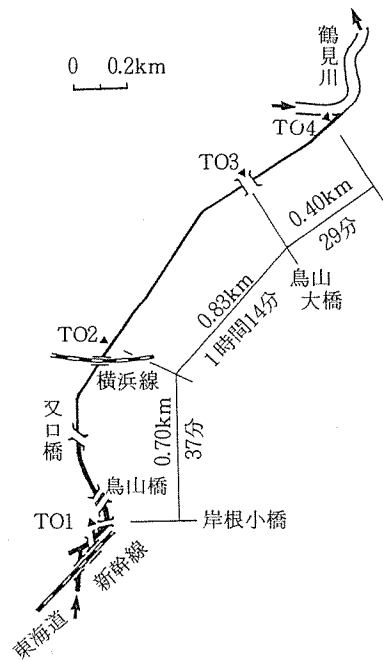
(a) 調査地区



(b) 舞岡川



(c) 阿久和川



(d) 鳥山川

図-1 調査地点概略図

一方、MU2～MU3間は途中から低水路が土砂で埋まって川幅が広くなり、MU3付近では淵となっていて流速は遅くなる。区間流速も0.15 m/sで、MU1～MU2間の半分の速さとなっている。

舞岡川中流地区（MM）は写真-2のように川幅約1.5 mの自然河川である。兩岸は草で覆われた土手、河床は砂泥質で、淵が連続した緩やかな流れとなっている。MM1～MM2間の区間流速は0.06 m/s程度とかなり遅い。また、源流からの清澄水が流れ込んでいるためにMUよりも水量は多く、水質も良好で水草が繁茂している。

2-1-2 阿久和川

阿久和川も図-1に示すように境・柏尾川水系の支流であり、総延長は5.5 km、流域面積は14.0 km²である。上流部は住宅地、中流部は樹林地、下流部は住宅・工場地帯を流れている。

調査対象である阿久和川上流地区（AU）はMU地区のように川幅約1.5 m、深さ約2.5 mの三面コンクリート張りの水路となっており、平水時は幅約0.6 mの低水路を水が流れている。AU1～AU2間の区間流速は約0.5 m/sと速い。

阿久和川中流地区（AM）は山裾に沿って流れる幅2～3 mの自然河川で、川面の上部及び兩岸は竹や樹木が繁茂している。河床は岩盤で、瀬や淵が連続している。区間流速は0.15 m/sと遅い。

2-1-3 鳥山川

鳥山川は図-1に示すように横浜市北部を流れる鶴見川水系の支流の一つで、総延長4.2 km、流域面積12.4 km²となっている。鳥山川の上・中流部は農地・住宅・事業所等が混在しており、下流部は公園・病院・事業所等に囲まれている。

調査対象の鳥山川地区（TO）は鳥山川の下流部にあたり、TO4の先で鶴見川と合流する。TO1～TO4間の流下距離は約1.9 km、流下時間約2時間20分であり、区間流速は約0.2 m/sと比較的遅い流れである。また、河床は主として泥質である。TO1の岸根小橋から又口橋にかけては写真-3のように兩岸はコンクリートで護岸されており、川幅は約8～15 mと広く、水深は浅い。一方、TO2～TO4間の兩岸はほとんどがコンクリート護岸であるが、写真-4のように低水路部分は草の繁茂する土手で構成されており、川幅は4～7 mである。TO2～TO4間には固定堰が2ヶ所あり、他にもごみ等で出来た障害物があるために、TO2～TO4間の区間流速はTO1～TO2間の2/3ほどに遅くなっている。



写真-1 舞岡川上流地区（MU1付近）



写真-2 舞岡川中流地区（MM2付近）



写真-3 鳥山川地区（TO1～TO2間）

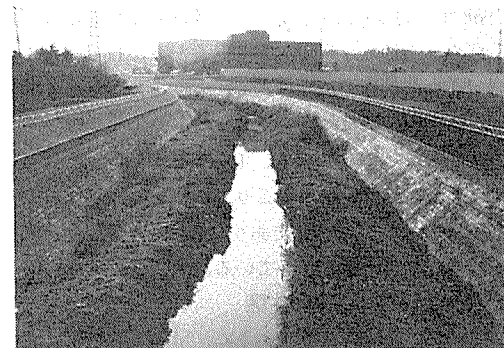


写真-4 鳥山川地区（TO3付近）

2-2 調査期日

舞岡川中流地区 (MM) は 1986 年から 1987 年にかけて 6 回、舞岡川上流地区 (MU) は 1988 年に 4 回、阿久和川上流・中流地区 (AU・AM) および鳥山川地区 (TO) は 1988 年に 5 回、降雨の影響の少ない日を選んで調査した。

以下に詳細な期日を示す。

舞岡川上流地区：1988年2月15日，4月27日，8月31日，11月14日

舞岡川中流地区：1986年10月23日，12月18日，1987年2月13日，4月16日，5月28日，8月17日

阿久和川上流・中流地区：1988年2月15日，4月27日，6月13日，8月31日，11月14日

鳥山川地区：1988年2月10日，4月25日，6月15日，9月5日，12月1日

なお、各河川での水塊の流下時間は、舞岡川・阿久和川については飽和食塩水を投入することによる導電率の変化から、鳥山川については水を満たしたポリびんの到達時間から求めた。

2-3 測定項目および分析方法

流量は川幅を 0.5～1 m 間隔に区分し、各区分の中央における表面流速の平均値に河川断面積を乗じて算出した。その他の測定項目および分析方法是前報³⁾と同一である。

3. 結果と考察

3-1 調査地区の水質の概要

各地区の調査結果の一部を図-2～6に、平均値を表-1に示す。

3-1-1 MU 地区

調査期間のうち、5～7月は隣接する水田灌漑用に河川水が使われ、流量が極端に少なくなるために調査は行わなかった。

図-2に代表例を示すように、4回の調査のうち1988年2月がChl.aを除いていずれの項目も濃度が最も高く、4月、8月と次第に低くなり、11月になると再び高くなる傾向がみられる。表-1に示した4回の平均値を他の調査地区と比較すると、上流端のMU1ではBOD、COD、T-N、T-P等ほとんどの項目で他の地区における上流端より高いのが認められる。一方、Chl.aは9.9 μg/lであり、これはAU・AM・TO地区よりも低い値となっている。

3-1-2 MM 地区

図-3に代表例を示すように、MM地区では4月が他の調査日より濃度が高く、他の調査地区では2月

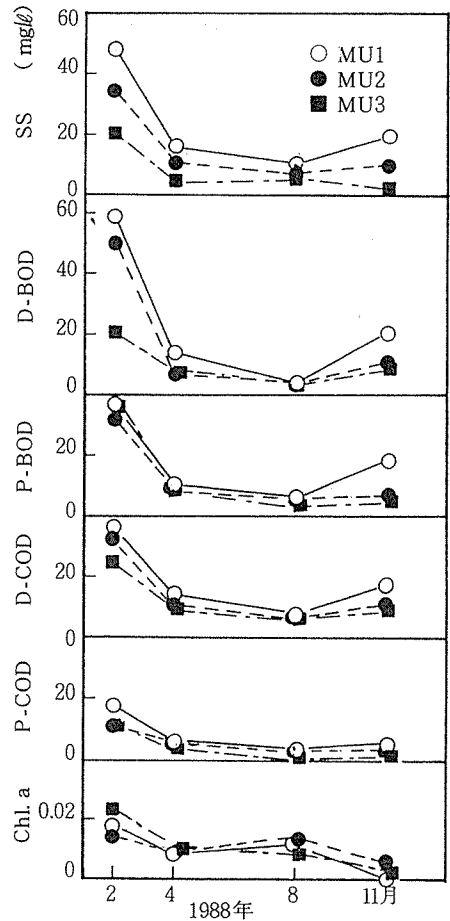


図-2 MU地区の水質測定結果(一部)

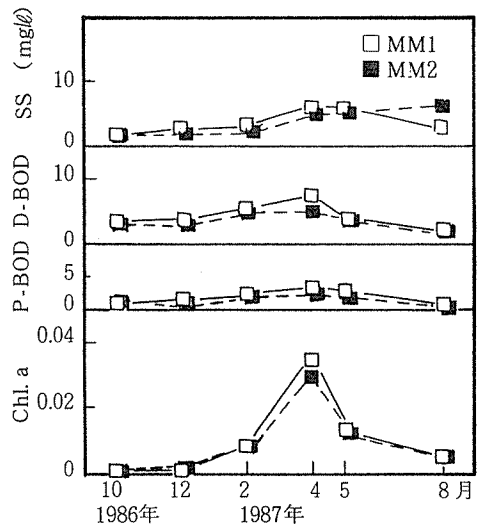


図-3 MM地区の水質測定結果(一部)

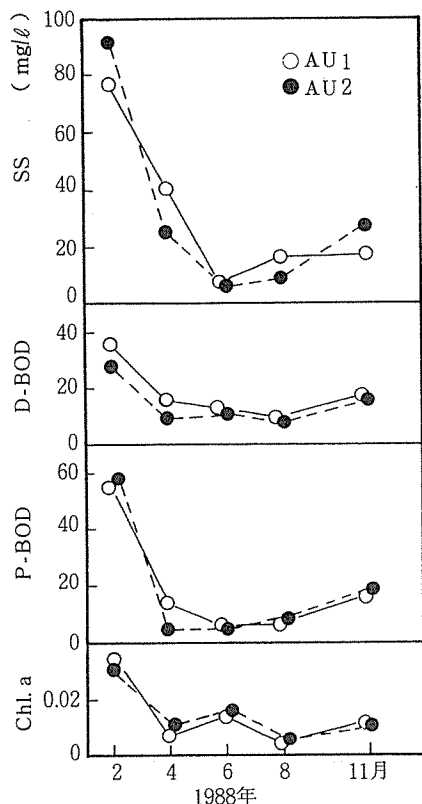


図-4 AU地区の水質測定結果(一部)

が最高となっているのとは異なった傾向がみられる。特にChl.aは4月が突出している。これは、この時にDO飽和率が120%以上の過飽和状態であったことから、繁茂している水草や付着藻類の活発な増殖活動に伴う剝離によるものと思われる。

表-1の平均値を他の調査地区と比較すると、BODやT-N等の汚濁指標となる項目はかなり低いのに対し、pHやDOは他の地区よりも高いのが認められる。これらのことから、MM地区は川の形態ばかりでなく、水質的にも自然河川に近いと考えられる。

3-1-3 AU地区

1年間の水質変化は図-4に代表例を示すように、2月が最も高く、6月もしくは8月が最低となる傾向がみられる。その中でChl.aは他の項目とやや異なった変化となっている。

表-1の平均値をみると、SSは32mg/lであり、他の調査地区より高い傾向にある。BOD等の有機汚濁項目はMU地区について高いのに対し、T-NやT-P等の富栄養項目はMU、TO地区より低く、AM地区と共に汚濁の進んだ調査河川の中では最低であるのが認

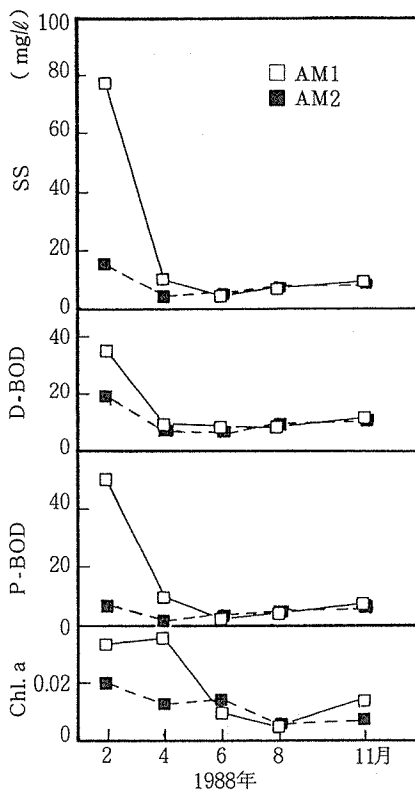


図-5 AM地区の水質測定結果(一部)

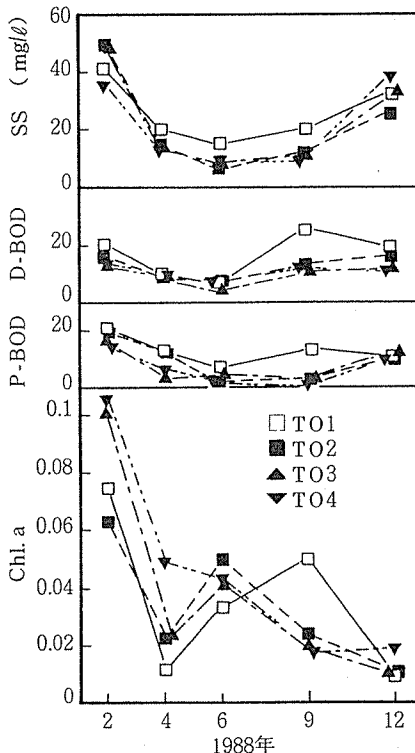


図-6 TO地区の水質測定結果(一部)

表-1 水質測定結果

	舞岡川上流地区						舞岡川中流地区				阿久和川	
	MU1		MU2		MU3		MM1		MM2		AU1	
気温 (°C)	18.2 ± 7.5		15.7 ± 7.3		15.9 ± 7.6		18.4 ± 10.3		18.7 ± 10.6		18.9 ± 7.4	
水温 (°C)	14.9	5.4	13.8	5.1	13.8	5.8	16.1	4.5	17.1	5.1	16.5	3.4
流量 (m ³ /s)	0.0053	0.0013	0.0059	0.0012	0.0047	0.0007	—	—	0.070	0.014	0.021	0.003
pH (—)	7.1	0.2	7.1	0.2	7.1	0.2	7.4	0.3	7.4	0.4	6.9	0.2
SS (mg/ℓ)	24.2	14.6	15.5	10.7	9.1	6.5	3.8	1.6	3.6	1.8	32	25
DO (")	4.1	1.0	4.6	1.3	3.9	1.6	7.8	2.0	7.7	2.6	2.9	1.0
BOD (")	42.7	32.3	31.4	29.8	23.2	19.9	6.7	2.5	5.0	1.6	37.1	27.6
D-BOD (")	24.4	20.4	18.0	18.8	10.3	6.5	4.6	1.6	3.6	0.9	18.2	9.3
P-BOD (")	18.3	11.9	13.3	11.1	12.9	13.4	2.1	1.0	1.4	0.6	18.9	18.4
COD (")	27.3	16.3	21.0	13.5	18.1	11.0	6.2	1.2	5.7	0.6	26.1	13.6
D-COD (")	19.4	10.5	15.8	9.8	13.2	6.9	5.3	0.9	4.9	0.5	15.5	6.6
P-COD (")	7.9	5.8	5.2	3.8	4.9	4.2	0.9	0.4	0.8	0.5	10.6	7.1
T-N (")	17.4	11.2	11.4	7.3	9.09	5.03	4.00	1.10	3.43	0.46	9.30	1.95
TDN (")	16.2	10.6	10.6	7.2	8.40	4.80	3.81	0.92	3.21	0.32	7.48	0.94
TPN (")	1.20	0.56	0.72	0.17	0.69	0.32	0.19	0.24	0.22	0.19	1.81	1.04
NH ₄ -N (")	12.8	9.0	8.43	6.31	6.74	4.18	1.77	0.86	1.46	0.67	3.58	1.26
NO ₂ -N (")	0.31	0.16	0.23	0.18	0.23	0.16	0.14	0.06	0.14	0.07	0.47	0.17
NO ₃ -N (")	1.50	1.00	1.56	0.90	1.37	0.76	1.34	0.14	1.30	0.22	2.65	0.63
T-P (")	1.87	1.18	1.26	0.84	0.99	0.60	0.28	0.09	0.25	0.06	0.89	0.38
TDP (")	1.40	0.97	0.96	0.69	0.79	0.50	0.22	0.06	0.20	0.04	0.41	0.11
TPP (")	0.47	0.22	0.30	0.15	0.20	0.11	0.06	0.03	0.06	0.03	0.47	0.28
PO ₄ -P (")	1.22	0.83	0.88	0.64	0.71	0.43	0.19	0.06	0.17	0.03	0.33	0.13
Chl (")	35.5	12.3	29.7	8.9	27.1	7.5	21.7	1.9	21.1	1.9	32.3	3.5
Chl.a (μg/ℓ)	9.9	6.3	11.2	3.4	11.2	7.5	10.6	11.7	9.5	9.8	15.0	10.7

められる。

3-1-4 AM地区

図-5に代表例を示すように、AM地区の1年間の水質変化はChl.aを除いてAU地区と類似の傾向がある。Chl.aはAM1においては4月に最大を示しており、また表-1の平均値もAM1より上流に位置するAU2の値を上回っている。AU2~AM1間に付着藻の生長・剥離の盛んな箇所があるものと思われる。

3-1-5 TO地区

図-6に代表例を示すように、1年間の中では2月に高くなる傾向にある。特にChl.aの1年間の変化は他の地区と異なって大きいのが認められる。表-1の平均値を他の地区と比較すると、BOD等の有機汚濁項目やT-N等の富栄養化項目はMM、AM地区を上回る値であり、今回調査した自然形態の河川の中では最も汚濁の進行した河川と思われる。T-N、T-P等の富栄養化項目の値は住宅地内を流れるAU地区をも上回っており、またChl.aの値は他の地区が10~20μg/ℓなのに対し、TO地区では34~47μg/ℓと調査地区中最高であるのが認められる。このようにChl.aが高いのは付着藻類の栄養源となるN・Pが多く、流速も比較的緩いうえで川の周囲は開けていて陽当たりも良いために、付着藻類の生産活動が活発なことによると思

われる。

3-2 流下過程での水質変化

横浜市内の比較的大河川である鶴見川・境川の調査によると、流下過程では懸濁態成分は変化が大きく、溶存態成分は変化が小さい傾向が認められた^{3,4)}。今回調査した中小河川についても、流下過程での変化を懸濁態・溶存態成分別に検討することにする。

各調査地区の上流端での濃度を1とした時の下流側の地点の相対濃度(到達率)を表-1より算出し、図-7~9に示した。

MU地区は小河川にもかかわらず、図-7に示すようにMU1でのBOD等の溶存態・懸濁態の比率は比較的鶴見川や境川に類似している。MU3ではBOD、COD、T-N、T-PはMU1のそれぞれ54、66、52、53%と半分近くまで減少するものもみられ、さらに懸濁態成分ばかりでなく溶存態成分も流下に伴って減少するのが認められる。図-8、9に一例を示したように、懸濁態成分のMU3での到達率が0.38~1.13なのに対し、溶存態成分の到達率も0.42~0.95と比較的溶存態成分の減少率が大きい。これは前回調査した鶴見川や境川ではみられなかった傾向である。

MU2およびMU3での到達率からMU1~MU2間とMU2~MU3間の変化を比べると、D-COD、

(平均値 ± 標準偏差)

上流地区		阿久和川中流地区				鳥山川地区							
AU2		AM1		AM2		TO1		TO2		TO3		TO4	
19.0 ± 8.0	16.3	19.8 ± 6.4	16.1	18.5 ± 8.5	16.6	19.4 ± 6.4	15.2	18.5 ± 7.2	15.7	19.9 ± 8.1	16.2	19.4 ± 7.2	16.7
—	—	0.055	0.016	—	—	—	—	0.27	0.05	—	—	0.30	0.07
7.0	0.1	7.0	0.0	7.2	0.1	7.3	0.0	7.3	0.1	7.3	0.1	7.3	0.1
32	31	21	28	7.5	4.2	25.5	9.6	21.8	15.1	23.3	15.3	21.0	13.2
4.1	1.1	4.2	1.1	4.7	1.3	3.8	0.5	4.8	0.7	4.6	1.4	5.2	0.9
33.4	27.9	29.0	28.6	14.8	6.5	29.2	9.7	21.3	8.6	17.8	7.6	17.7	6.5
15.3	7.7	14.7	10.5	10.3	4.7	16.2	6.7	12.1	3.6	10.2	3.0	10.9	2.1
18.1	20.5	14.3	18.1	4.5	2.0	13.0	4.3	9.2	6.3	7.6	5.2	6.8	5.1
23.8	14.5	19.9	15.6	14.9	6.7	24.6	9.9	22.2	8.9	20.4	9.1	19.6	7.3
13.6	5.6	13.7	8.2	12.0	4.6	16.5	5.2	14.5	5.5	14.0	4.2	14.3	5.3
10.1	8.9	6.3	7.5	2.9	2.1	8.1	4.7	7.7	3.5	6.4	5.0	5.2	2.5
9.61	3.27	9.19	2.76	9.05	2.08	13.9	3.2	13.2	2.5	12.5	2.4	13.5	3.4
7.89	1.51	8.17	1.66	8.75	1.93	11.4	2.0	10.8	2.2	10.4	2.1	10.8	1.9
1.73	1.79	1.02	1.12	0.29	0.20	2.53	1.30	2.41	2.81	2.05	1.55	2.70	2.87
3.83	1.81	4.11	2.29	5.32	2.59	7.46	2.37	7.10	2.44	7.17	2.42	7.03	2.44
0.40	0.13	0.40	0.09	0.45	0.11	0.39	0.07	0.54	0.11	0.47	0.09	0.46	0.09
2.68	0.81	2.92	1.12	2.37	1.04	1.91	1.22	2.52	1.34	2.33	1.33	2.27	1.33
0.93	0.61	0.81	0.53	0.64	0.26	1.41	0.47	1.19	0.37	1.14	0.36	1.11	0.35
0.43	0.15	0.49	0.22	0.48	0.23	1.04	0.34	0.91	0.24	0.85	0.25	0.83	0.23
0.50	0.49	0.32	0.32	0.15	0.04	0.38	0.14	0.28	0.14	0.29	0.14	0.28	0.17
0.36	0.14	0.39	0.20	0.41	0.23	0.95	0.33	0.80	0.24	0.76	0.23	0.74	0.22
29.5	5.5	49.4	34.8	46.4	22.4	33.7	4.7	37.8	3.7	38.0	3.5	38.1	3.5
15.4	8.7	19.8	12.6	12.3	5.0	36.1	24.2	34.3	19.2	39.8	32.1	46.9	32.0

NH₄-N, SS, TPP等の項目はMU2~MU3間よりMU1~MU2間の方が大きく減少するのが認められる。川の形態としてはMU1~MU2間はコンクリート張りの水路の中間に滞留域がある形であり、一方MU2~MU3間は途中から砂泥・礫が水路に堆積した滞留域となっている。このため季節によっては河床堆積物から溶出・浮上成分が生ずると思われ、これがMU2~MU3間での減少率を鈍化させていると考えられる。

MM地区では溶存態・懸濁態成分ともTPN等一部を除いてMM1~MM2間で減少するものの、到達率は溶存態成分が0.78以上、懸濁態成分が0.67以上と高く、減少率は小さいのが認められる。この区間は瀬のないゆったりとした流れであり、沈降作用の起こりやすい形態をしている川であるが、懸濁態成分の到達率にはその影響がみられない。水質は前述のように良好で、懸濁態成分の濃度も低い。このことから、MM地区より上流で沈降しやすい成分は沈降し、MM地区には比較的比重の小さなものだけが流下していたと思われる。

AU地区では図-7に示すようにBODやT-N等に占める懸濁態成分の割合が高く、特にT-N, T-Pの富栄養化項目では鶴見川や境川の3倍近くとなっている。その要因として2月に剝離したミズワタが水中に

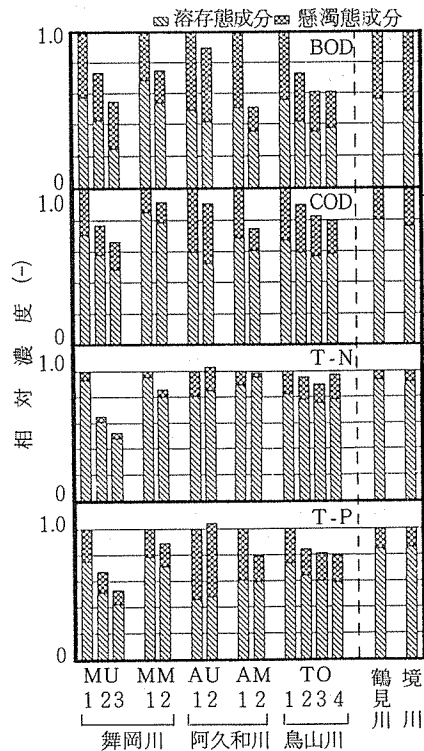


図-7 主な項目の相対濃度(平均値の比)

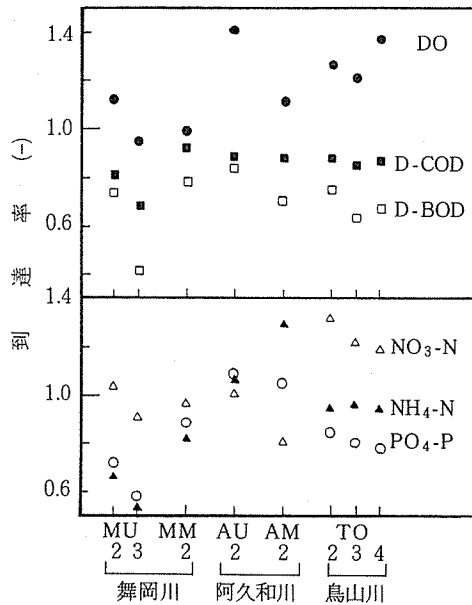


図-8 溶存態成分の到達率 (平均値の比)

多くなったことが影響を及ぼし、平均値を大きくしたと思われる。AU 2での到達率は図-8, 9に示すようにDOが1.41と増加している他は溶存態成分が0.84~1.09、懸濁態成分が0.95~1.06と1に近く、AU 1~AU 2間での変化が小さいことが認められる。川の形態は三面コンクリート張りの水路であり、表面が波立つほどの速さの流れや途中にある落差工でDOは増えるものの、流れの緩やかになる滞留域などが途中にないために水質はそれほど変化せずと流下したと考えられる。

AM地区では図-7に示すようにBODが半分近くまで減少する一方で、T-Nはほとんど変化がみられない。AM 1でのBOD等は懸濁態成分の構成比率が高く、これが流下過程で減少するためである。図-8, 9に示すようにAM 2での到達率は溶存態成分が0.70~1.29に対し、懸濁態成分は0.28~0.62であり、懸濁態成分の減少率が大きいのが認められる。T-Nの変化が少ないのは89%を占める溶存態成分が流下過程でさらに増加するためである。その増加は主としてNH₄-Nの増加によるもので、NH₄-NのAM 2での到達率は1.29と増加している。増加分は、NO₃-Nの到達率が0.89であることからNO₃-NのNH₄-Nへの変化や、河床底質からのNH₄-Nの溶出によるものと思われる。懸濁態成分の減少やNH₄-Nの増加現象は今回調査した他の地区にはみられない特徴である。河川の

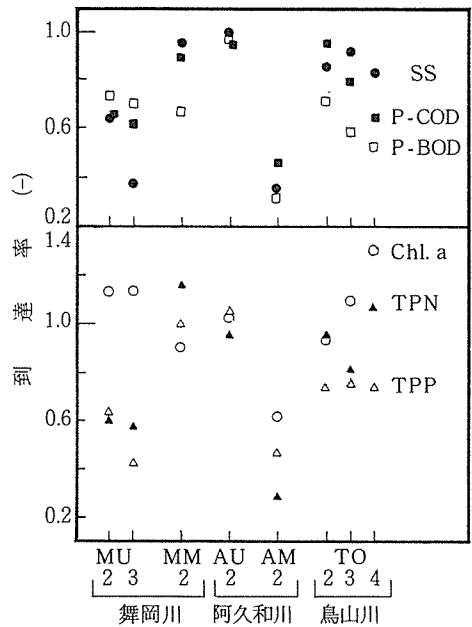


図-9 懸濁態成分の到達率 (平均値の比)

形態は主として岩盤を河床とする自然型河川であり、その岩盤は浸食によって複雑に抉れている。このために小さな淵が連続した緩やかな流れとなっており、懸濁態成分は沈降しやすく、また河床に堆積した底質は嫌気的狀態にあるものと思われる。

TO地区では図-7に示すように、BODがTO 1~TO 4間で約40%、CODやT-Pが約20%減少するのに対し、T-Nはあまり減少しない。この傾向はAM地区に似ている。しかし、TO 4での到達率は図-8, 9に示すように溶存態成分が0.63~1.37、懸濁態成分が0.52~1.30であり、両成分とも流下過程での変化が同程度の範囲にある点ではAM地区と異なる。溶存態成分のうち、DOやNO₃-NはTO 1~TO 4間で増加しており、特にTO 1~TO 2間で約30%増加する。一方、D-BODやPO₄-P等は流下過程で減少する傾向にあるが、これらもTO 1~TO 2間で大きく減少するのが認められる。TO 1~TO 2間で大きく変化する傾向は懸濁態成分のSS, P-COD, TPPにもみられる。TO 1~TO 2間にはTO 2~TO 4間に比べて川幅が広く水深も浅い区間があることから、ここにおいてSSの沈降等の浄化が進んだものと思われる。P-BOD, P-CODは流下に伴って漸減し、TO 4では到達率が各々0.52, 0.64と半分近くまで減少する。Chl. aはTO 1~TO 2間で若干減少した後、TO 2~TO 4間で増加し、TO 4で

はTO1の30%増加であることが認められる。Chl.aの流下過程における増加現象は、河川内で多量に成長した付着藻類が剝離し、途中で沈降することなく流下していった2次汚濁現象と考えられる。

3-3 SS中の懸濁態成分

図-9に示したように、SS等の懸濁態成分は河川や流下過程において同一の傾向は示さず、様々に変化するのが認められた。SSの構成物が河川あるいは流下過程で異なっていると思われるので、その比をとり、図-10に示す。

MU地区ではP-BOD/SSが0.76~1.4と今回調査した他の地区よりも高く、またTPP/SSも0.019以上と比較的高いのが認められる。一方、Chl.a/SSは0.001前後と低くなっている。各比率は流下に伴って増加する傾向にあり、特にMU2~MU3間で大きい。MU2~MU3間では図-9に示したようにSSの減少率に比べて他の懸濁態成分の減少率が鈍化するためである。MU2~MU3間の河床が途中でコンクリート面から砂泥や礫となり、淵を形成していることから、この淵において流下してきたSSの比重による選別が行われ、有機物や栄養塩に富んだSSがMU3に到達したと思われる。

MM地区では今回調査した他の地区に比べてChl.a/SSの高いのが認められる。この地区は自然の河川形態を有する清澄な水質で、SS等の懸濁態成分も少ないのであるが、水草等が繁茂し、藻類の生活空間が多くなることから、そこからの剝離に由来するChl.aが多くなったためと思われる。

AU地区ではいずれの比率も流下過程による変化は小さく、またChl.a/SSは他の地区に比べて低いのが認められる。この地区の河床は三面コンクリート張りの水路であり、流速も速く、途中に大きな淵となる箇所がないことから、沈降による懸濁態成分の変化が小さく、したがってその比率の変化も小さくなったものと思われる。またChl.a/SSが低いのは、冬季にミズワタが活発に増殖・剝離して多量のSSが生ずるのに対し、付着藻の増殖・剝離量が比較的少なくなっていることによるものと思われる。それは、藻類の付着基物となる河床が多量のミズワタに占有されているために藻類の付着できる部分が少なくなると同時に、藻類はミズワタ上にはほとんど付着することができないためと考えられる。

AM地区ではP-BOD/SS、TPP/SS、Chl.a/SSは調査地区の中ではやや高く、流下過程での変化はAU地区に比べて大きい傾向がみられる。特にTPP/

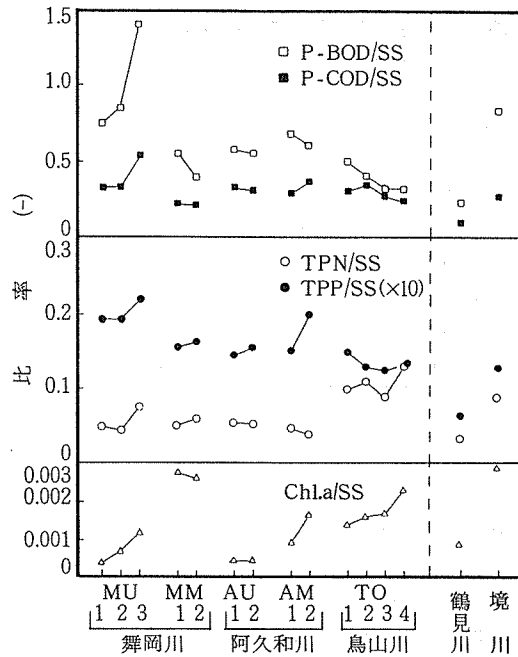


図-10 懸濁態成分のSS比(平均値の比)

SS、Chl.a/SSは急激に上昇している。この地区は流速が遅いために図-9に示したようにSSは60%以上減少するのであるが、Chl.a等の減少率はそれほどではなく、剝離藻の沈降のしにくさやPのSSへの吸着等が原因として考えられる。

TO地区ではP-COD/SSが他の地区と同程度なのに対し、P-BOD/SSは低く、TPN/SSやChl.a/SSは高い傾向がみられる。また流下過程のTO1~TO4間ではP-BOD/SSが漸減するのに対し、Chl.a/SSは漸増するのが認められる。流下に伴ってSS中の家庭排水等に由来するBODは減少し、逆に河床からの剝離藻が増加する傾向となっており、富栄養化の進んだ自然型河川にみられる現象と思われる。

今回調査した中小河川の地区と前回調査した市内大河川とを比較すると、P-BOD/SSやTPN/SS、Chl.a/SSについては一部を除いて鶴見川と境川の値の範囲にあるのが認められる。一方、P-COD/SSやTPP/SSは両河川よりも高い傾向にある。TO地区のP-BOD/SSとP-COD/SS、あるいはTPN/SSとTPP/SSは他の地区に比べて接近しており、これは鶴見川等にもみられる。TO地区は今回調査した川の中では最も大きく、また位置的にも鶴見川への合流直前部分ということもあって大河川に近い性格のSSになっているものと思われる。

3-4 自浄係数

3-2で各調査地区における流下過程での水質変化

表-2 各地区における自浄係数 (day⁻¹)

調査地区	MU	MM	AU	AM	TO
区間距離 (km)	0.45	0.21	0.59	0.81	1.93
SS	17.5	0.57	0	7.24	0.87
BOD	10.9	3.05	3.14	4.73	2.24
D-BOD	15.4	2.56	5.19	2.51	1.78
P-BOD	6.27	4.33	1.28	8.14	2.90
COD	7.34	0.88	2.78	2.04	1.02
D-COD	6.89	0.82	3.91	0.94	0.64
P-COD	8.54	1.33	1.46	5.46	1.99

について考察した。しかし、調査地区によって流下時間に大きな差があるため、単位時間あたりの減少率で各調査地区を比較することにする。汚濁物質の減少をStreeter-Phelpsの一次反応式 $L = L_0 10^{-kt}$ -----(1) で近似した時の自浄係数を表-2に示す。ただし、 k : 自浄係数 (1/day), L_0, L : 上, 下流の汚濁物質の平均濃度, t : 流達時間 (day) とする。

MU地区の自浄係数は他の地区に比べて大きく、同じ人工水路型であるAU地区の1.8倍以上あるのが認められる。その違いは懸濁態成分で顕著であり、これはMU地区には滞留域があるのに対し、AU地区には滞留域がなく、滞留域での沈降作用が自浄係数にあらわれたものと思われる。

AM地区は同じ自然形態型のMM地区やTO地区に比べてSS等の懸濁態成分の自浄係数が大きく、これがBODやCODの値にも影響している。小さな淵が多数あり、流速も比較的遅いために懸濁態成分が沈降し易いためと思われる。これに対し、AM地区より区間流速の遅いMM地区では懸濁態成分の自浄係数は大きくない。MM地区では懸濁態成分の濃度が低く、沈降しにくいものだったためと思われる。TO地区ではSSやCODの自浄係数はMM地区よりやや大きいものの、BOD、D-BOD等の自浄係数はMM地区より小さい値となっている。各々の濃度はMM地区よりもむしろAM地区に近く、区間流速もMU地区に近いので、これらから類推すればTO地区の自浄係数はもっと高くなっていいはずである。流下過程でのChl.aの到達率が増加傾向にあったことから、この地区では沈降等の浄化作用の他に、付着生物の剝離等の2次汚濁作用が負の方向に働き、総体的に自浄係数が小さくなったと思われる。

他の河川におけるBODの自浄係数としては多摩川 0.15~0.63⁵⁾, 小畔川 0.95⁶⁾, 黒瀬川 1.43⁷⁾, 土浦用水 0.83~1.89⁸⁾, 野川 3.18⁹⁾, 桐生川 2.54, 帷子川

表-3 各地における距離減衰係数 (km⁻¹)

調査地区	MU	MM	AU	AM	TO
区間流速(km/day)	18.5	5.0	40.4	13.1	19.9
SS	0.948	0.113	0	0.553	0.044
BOD	0.590	0.609	0.078	0.361	0.113
D-BOD	0.833	0.511	0.128	0.192	0.089
P-BOD	0.339	0.864	0.032	0.621	0.146
COD	0.397	0.176	0.069	0.156	0.051
D-COD	0.372	0.164	0.097	0.072	0.032
P-COD	0.462	0.265	0.036	0.417	0.100

2.56, 山王川 3.63¹⁰⁾ 等が報告されており、また前回調査した鶴見川、境川ではそれぞれ -1.02 ~ 1.69, 0 ~ 4.14 であった。今回の結果は 2.24 ~ 10.9 であり、自浄係数としては大きい方であることが認められる。

3-5 距離減衰係数

各調査地区における同一距離区間での変化を比較してみることにする。いま調査地区の区間距離を x (km), 流下時間を t (day), 区間流速を v (km/day) とすると、これらには $x = vt$ の関係がある。これを変形して $t = x/v$ 。(1)式のStreeter-Phelps式に代入すると、 $L = L_0 10^{-\frac{k}{v}x}$

これより、 k/v (1/km) を距離減衰係数として計算すると表-3のようになる。その値はMU地区が最も高く、MM地区やAM地区が続き、TO地区やAU地区は低くなっている。同じ人工水路の形態をもつMU地区とAU地区では区間流速が2倍程度の差であるにもかかわらず、距離減衰係数はMU地区の方がAU地区の4倍以上であるのが認められる。還流型の実験水路を用いて路床材の種類による浄化効果の違いを検討した報告¹⁰⁾によると、有機物および栄養塩の除去率は路床に凹凸のできるレンガが最も高く、人工芝・礫がそれに続き、コンクリートブロック、ステンレスの順であった。そして浄化に寄与した因子は剝離した付着生物の捕捉能力であるとしている。今回の距離減衰係数においてもMU地区がAU地区よりも高いのは、MU地区に懸濁態成分を捕捉する滞留域が存在するためと思われる。

自然河川の形態をもつその他3地区のうち、MM地区ではBODの距離減衰係数がMU地区と同等の高い値である。また、BODの自浄係数ではAU地区と同程度であったのが、距離減衰係数では8倍近くもの差となっており、同一距離においても流速が遅ければ浄化が進む一例と思われる。TO地区は自然形態の地区の中では距離減衰係数が最も低く、人工水路型のAU地区に近い値であることが認められる。区間流速は係数の

大きなMU地区と同程度であることから、もっと大きな値が推測されるのが、TO地区はMU地区と異なって流速に緩急の差がないことや日照良好による2次汚濁があるために小さな値になったものと思われる。

4. ま と め

横浜市内中小河川から河川形態の異なる5地区を選び、流下過程における自浄作用について調査したところ以下のような知見が得られた。

- (1) 三面コンクリート水路の阿久和川上流地区では直線的な速い流れのために水質の浄化はわずかであった。
- (2) 同じ三面コンクリート水路でも舞岡川上流地区ではほとんどの水質項目で30~60%減少しており、途中にある滞留域が減少に寄与していると思われた。
- (3) 流れの緩やかな自然型河川である舞岡川中流地区では沈降作用の起こりやすい形態をしているにもかかわらず、水質が良いために減少率は30%以下であった。
- (4) 河床が複雑に抉れた自然型の阿久和川中流地区では懸濁態成分の減少率が大きく、これらは河床が抉れてできた小さな淵で堆積していると思われた。
- (5) 良好な日照条件下にある自然型の鳥山川地区では流下距離の割には浄化が進まず、2次汚濁現象が負に働いているためと思われた。
- (6) SS中のChl.aの割合は人工水路型で低く、自然河川型で大きい傾向があり、剝離藻に起因するSSは河床構成物によって異なるものと思われた。
- (7) BODの自浄係数は2.24~10.9であり、他の河川との比較では大きい部類に入る値であった。

文 献

- 1) 津久井公昭：河川の再生一下水処理水を利用した

玉川上水等の清流の復活一，水質汚濁研究，12，417—420（1989）

- 2) 神奈川県企画調整室：神奈川県土地統計資料集，78—81（1985）
- 3) 小市佳延，福嶋悟，福島博：都市河川における自浄作用—鶴見川・境川—，横浜市公害研究所報，13，139—148（1989）
- 4) 小市佳延，福嶋悟，福島博：都市河川における自浄作用（第2報）—堰の効果—，横浜市公害研究所報，14，75—84（1990）
- 5) 土屋隆夫，古井戸良雄，梶沼孟彦，川原浩，味村昭，田辺孝，横島章，牧野宏：多摩川の総合調査結果について，用水と廃水，12，1094—1108（1970）
- 6) 大木貞幸，五井邦宏，須貝敏英，杉崎三男，岡崎勉，八巻さゆり：河川の自浄作用について—小畔川—，埼玉県公害センター年報，13，77—86（1986）
- 7) 信宗正男，妹尾正登，橋本敏子，中井美代子，松永昭二：河川の自浄作用に関する研究（第1報）—黒瀬川における自浄作用について—，広島県環境センター研究報告，1，38—43（1980）
- 8) 海老瀬潜一：流下過程の水質変化の物質収支法による評価，国立公害研究所研究報告第116号，99—110（1988）
- 9) 曾田京三，安藤晴夫，若林明子，菊地幹夫，江角比出郎：河川の浄化に関する研究—そのI—汚濁物質の浄化効果等に関する調査の結果について—，東京都公害研究所年報1981，127—141（1981）
- 10) 馬場洋二，谷本光司，村上健，森田弘昭，山田幸雄：河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究，昭和58年度環境庁環境保全研究成果集（II），110/1—110/11（1984）

都市河川における自浄作用(第4報)

— 和 泉 川 —

小市佳延*, 福嶋 悟*

要 旨

河川内に大きな石による堰が多数設置された和泉川において、その構造物が河川の自浄作用に及ぼす影響について検討した。その結果、設置後半年ほどは沈降作用が強化されて浄化が促進されたが、半年を過ぎた頃からその効果は薄れ、かえって水質を悪化させる傾向がみられた。

1. はじめに

堰の浄化効果としては滞留域での沈降作用や落水時の曝気作用等があげられる。しかし、汚濁の著しい都市河川の堰では滞留域における懸濁物質の沈降の他に堆積物からの溶出やその再浮上等の自濁作用がみられる場合がある。この自濁作用の起こる要因を取り除かない限り、堰の水質浄化能力は小さくなり、汚濁の著しい都市河川では水の浄化は望めないと思われる。

今回、堰の自浄・自濁作用に関する資料を得るために、横浜市内の中小河川である和泉川を選び、そこに設置された岩石によってできた多数の堰が水質に及ぼす影響について調査した。本報ではその堰の設置前後における水質変化を比較検討した。

2. 調査方法

2-1 調査地域の概要

和泉川は横浜市西部を流れる境川の支流で、全長9.5 km、流域面積 11.5 km²の2級河川¹⁾である。上流部は住宅地の中を流れるのに対し、中流部は農地と住宅地が混在し、さらに下流部には水田や畑地が広がっている。

今回調査した地区の概略図を図一1に示す。I1付近には地方道・区役所・私鉄工事線があり、住宅が密集している。I1からI3付近までは写真-1のように両岸は傾斜のあるコンクリート護岸である。I1~I3間には1988年3月に数十mおきに大石が投入され、写

真-2のように淵が形成された。これにより水深が約30cm増加して約45cmとなり、流下時間もI1~I3間が約1時間30分から約2時間15分へと増加した。

I3は親水公園となっており、川幅は広く、飛び石等を配してあるために瀬の状態となっている。I3の先からI4までは写真-3のように川幅の広い直線的な礫質の浅瀬である。I4~I5間では写真-4のように両岸は草木の繁茂する土手で、川幅は狭く流れも緩やかとなっている。I5'では約2mの落差高があり、落水地点では洗剤による泡が多量に発生している。I5'~I6間は写真-5のように両岸が垂直のコンクリート護岸となっており、川幅が広いために瀬が続き、河床は砂礫が主である。

2-2 調査期日

1987年11月から1989年2月まで計7回調査した。調査した期日は以下のとおりである。

1987年 11月 19日

1988年 2月 5日

4月 22日

6月 22日

9月 2日

11月 16日

1989年 2月 22日

なお、水塊の流下時間を把握するために、本調査の前に飽和食塩水を投入し、電気伝導率の変化から流下時間を求めた。

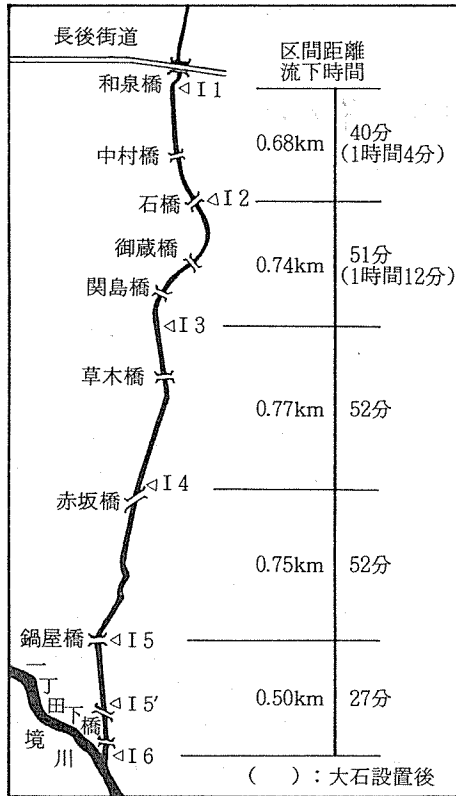


図-1 調査地点概略図

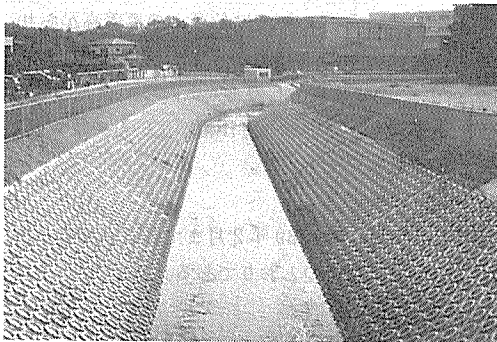


写真-1 I2 (大石設置前)



写真-2 I2 (大石設置後)



写真-3 I4



写真-4 I5

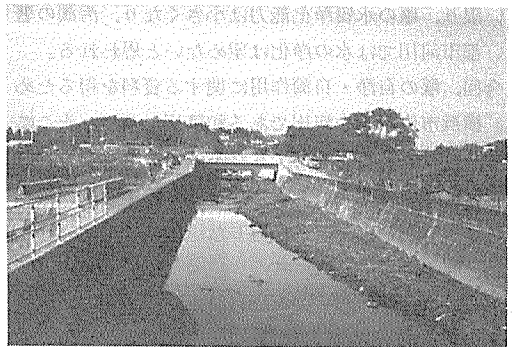


写真-5 I6

2-3 測定項目および分析方法

測定項目とその分析法は第1報と同じである。

3. 結果と考察

3-1 水質の概要

図-2-1, 図-2-2に示すように調査地区上流端であるI1の水質濃度は全体的に1988年2月に高く、その後は低下するが9月には再び高くなる傾向がみられる。1988年11月は1987年11月とほぼ同一濃度になっている。1989年2月は1988年11月より高くなるものの、1年前の大石設置前ほどではない。しかし、Chl.aには大きな差がみられる。これ

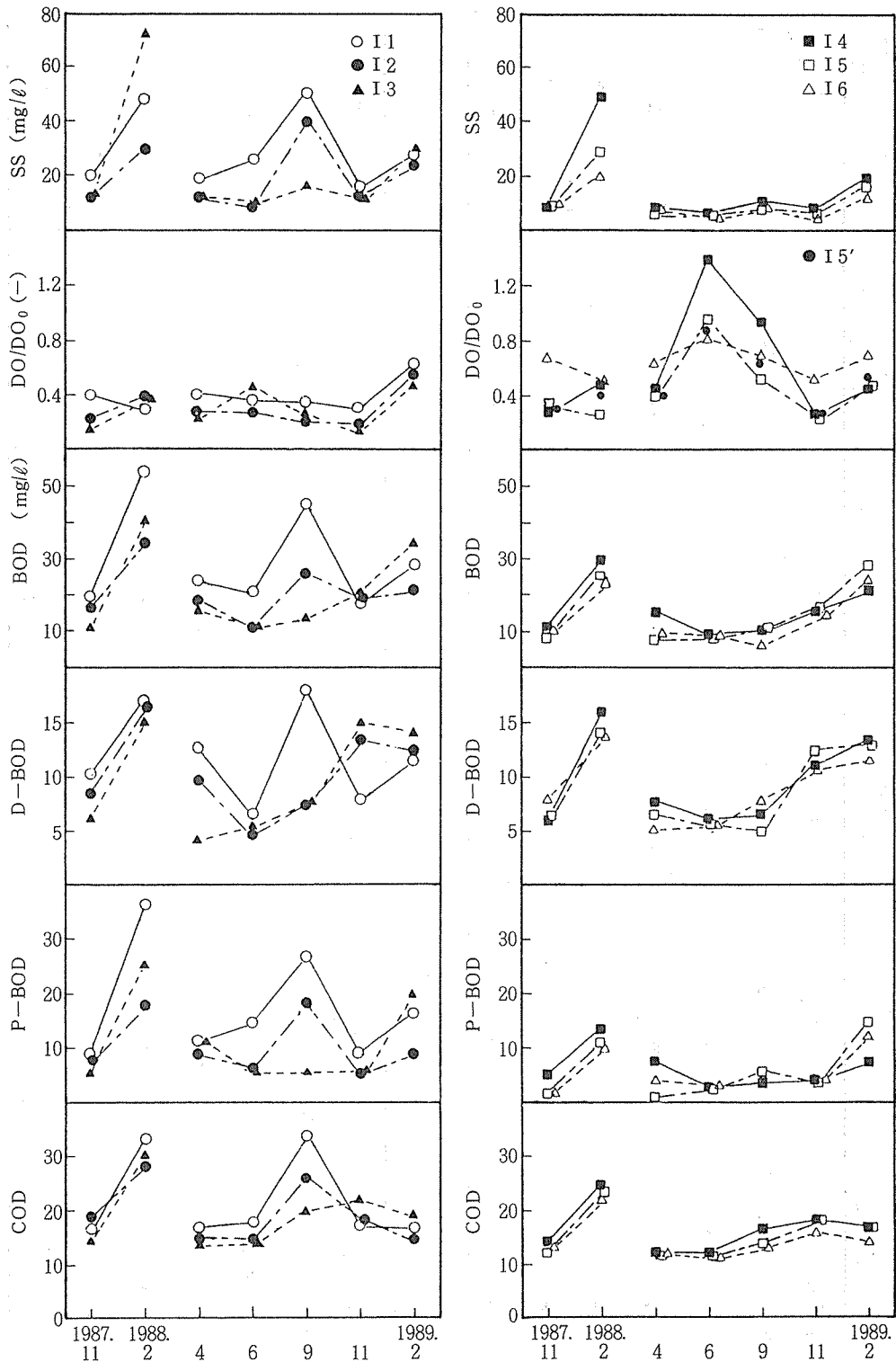


図-2-1 和泉川の水質測定結果(一部)(1)

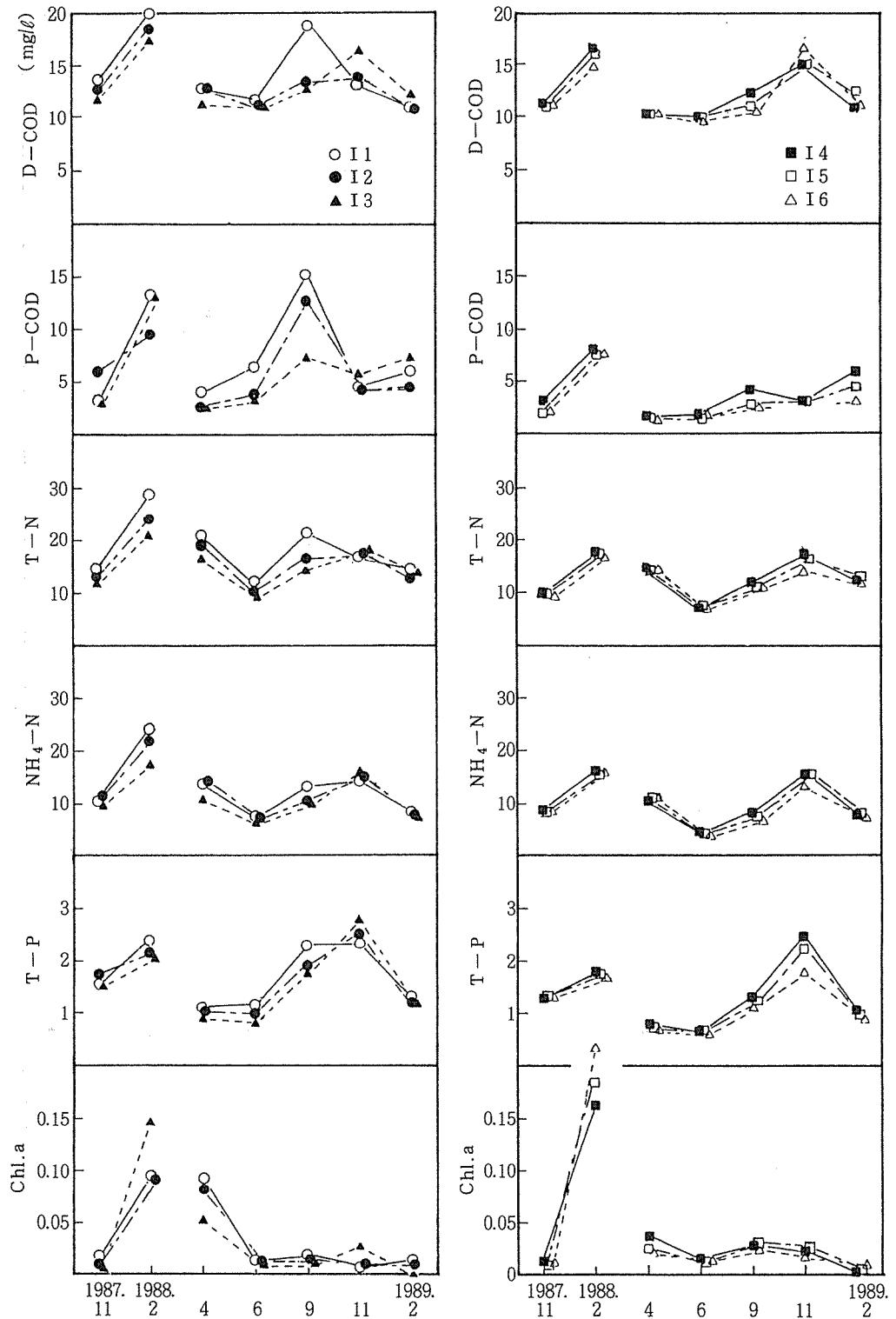


図-2-2 和泉川の水質測定結果(一部)(2)

は4～5日前にあった75mmの降雨³⁾による掃流作用で藻類等の河床付着物が流去したためと思われる。

I 1におけるSS, BOD, Chl.aの平均値はそれぞれ30mg/l, 30mg/l, 38μg/lであり, 第3報⁴⁾の鳥山川地区と同程度に汚濁の進んだ水質である。

流下過程における水質変化は上流端 I 1の濃度が高くなる2月および9月に大きいのが認められる。全体的な傾向として, SSやBOD等の有機汚濁項目は変化が大きいのに対して, T-N等の富栄養化項目は変化が小さい傾向にある。

DO飽和率はI 1～I 3で低いのにに対してI 4～I 6で高く, 特に6, 9月のI 4では高いのが認められる。I 1～I 3間では大石の設置によって1988年4月以降連続した淵が形成されたために, I 1～I 3間でDOが消費され, DO飽和率が低下する傾向がみられる。I 3～I 4間は瀬となっているためにDO飽和率が上昇し, 6月は日差しが強いため他の調査地区と同様に⁴⁾, 付着藻類等の光合成作用の増大によってDOは過飽和となった。I 5'は落差高直前の地点であるが, I 5'でのDO飽和率の値が低い時にI 5'～I 6間の変化は大きいことが認められる。これは鶴見川や境川の堰でもみられた現象である⁵⁾。

3-2 大石の設置による影響

水路実験において浄化工法の比較検討⁶⁻⁸⁾を行う場合, 流入水濃度を同一にするのが通例である。そこで流入水濃度に相当するI 1の濃度が近い1988年2月と9月, および1987年11月と1988年11月の2例について大石の有無による浄化作用の違いをみることにする。ここで上流端I 1の濃度を1とした時の下流側の地点

の相対濃度を到達率とする。

図-3に示すように, 1988年2月にはI 1～I 2間でいずれの項目も到達率は減少し, 浄化が進むものの, I 2～I 3ではSS等の懸濁態成分が増加するのが認められる。一方, 大石設置後の9月にはI 1～I 2間でD-BOD等の溶存態成分が大幅に減少し, I 2～I 3間ではSS等の懸濁態成分がI 1～I 2間以上に減少するのが認められる。大石の置かれていない下流部分のI 3～I 6間では, I 1～I 3間とは逆に大石設置前の2月の方がより大きく減少する。しかし, I 6での到達率はI 1～I 3間の到達率の差が反映して大石設置後の9月の方が低くなる傾向にある。この例から判断すると, 大石の設置によってI 1～I 3間で浄化作用は強化されたと考えられる。ただ, 2月と9月では水温やChl.aの濃度にみられるような季節的な違いがあり, たとえば水温の高い9月の方が生物による浄化作用は大きいと考えられる⁹⁾。そのため, 今回の浄化作用の差はいくらか割引いて評価しなければならないと思われる。

つぎに, 1987年11月と1988年11月を比較する。図-4に示すように, SSについては両調査日もI 1～I 3間で減少する傾向にあるが, 大石設置前の方が設置後より減少幅が大きくなっている。BOD, D-BODやChl.aはI 1～I 3間において大石設置前は減少するのに対し, 大石設置後は増加する。また, NH₄-NやPO₄-Pも大石設置後の方に漸増傾向が認められる。これらはI 1～I 3間の連続した淵において河床堆積物からの溶出や付着物の剥離があったことによるものと思われる。一方, I 3～I 6間ではI 1～I 3間と

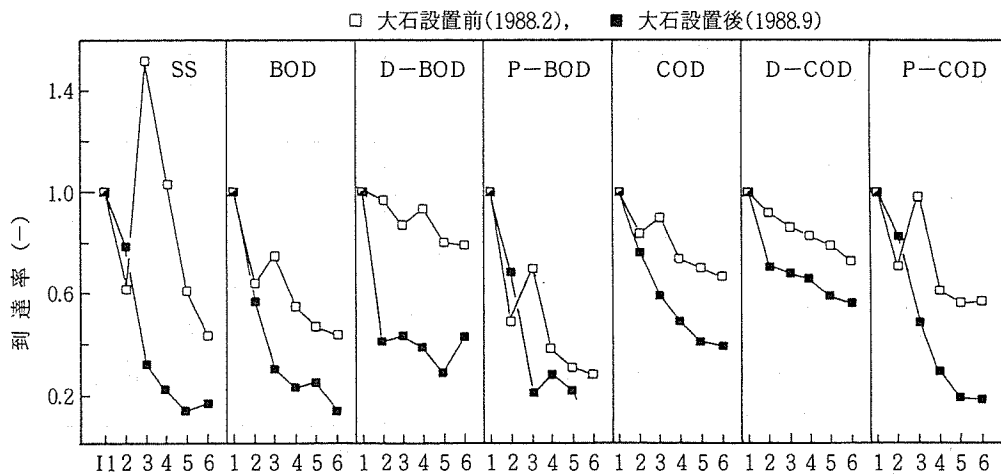


図-3 大石設置前後の到達率変化(1)

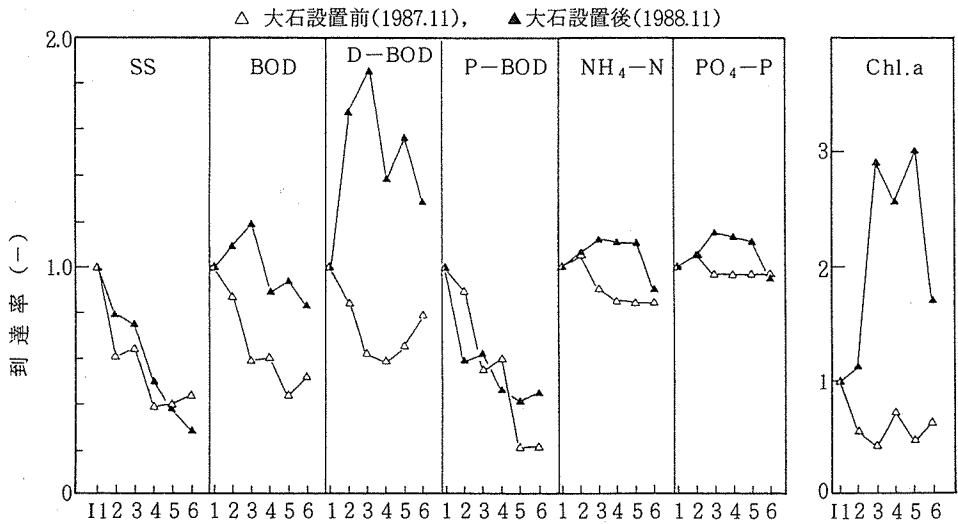


図-4 大石設置前後の到達率変化(2)

は逆に大石設置後の方が減少幅が大きい。しかし、I1からI6までの全区間では大石設置前の方が減少幅の大きい傾向にある。これは大石設置によって水質が悪化した事例であり、前例のような浄化効果を回復するためには淵の中の堆積物や石の付着物を除去する等の措置が必要と思われる。

上流端の濃度が近い2例について水質を比較してきたが、ここではあらためてSSおよび河川の汚濁指標であるBODの通年変化から大石設置による浄化作用への影響をみることにする。図-5に示すように、SSは大石設置前の1988年2月にはI3において到達率が1.51となっており、当時は瀬が所々にあったI1～I3間で付着物の剝離があったことが推察される。その後、大石の設置によって淵が形成されると到達率は低下し、9月には最低の0.32となる。しかし、11月からは再び上昇し、2月には1を越えて1.12となった。BODについても同じような傾向がみられるが、1988年11月以降は到達率が1を上回っており、1年前よりも値の大きいことが認められる。1年近くの間、この区間では大石に流下してきたゴミが絡まり、大石の表面は付着物で覆われてきた。これらのことから、大石設置後形成された淵によって沈降作用が働き、浄化は当初促進されたが、堆積物や付着物の増加による河床からの2次汚濁により、浄化効率は低下してきたと思われる。

I4およびI6での到達率の通年変化をみると、SSについてはI4、I6共にI3の値を越えることはな

く、流下に伴う浄化がみられる。I3～I4間では河床の礫による汜過作用が、I4～I6間では緩やかな流れにおける沈降作用が働いたためと思われる。I3とI4あるいはI6との到達率の差はI3の値が大きいほど大きい。いいかえれば、I1～I3間での減少

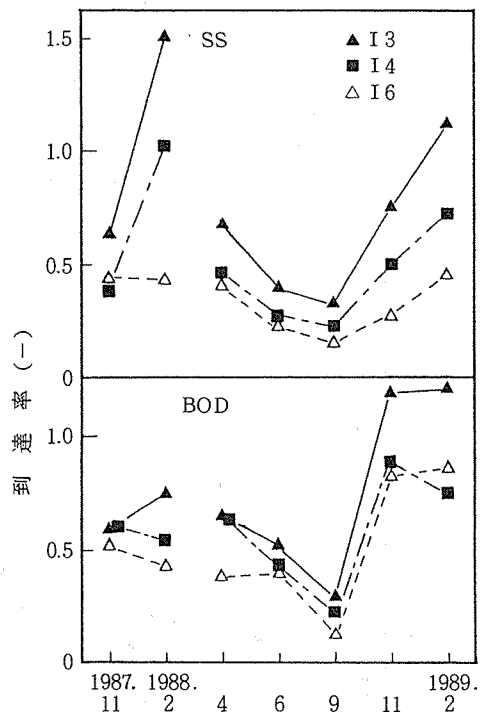


図-5 到達率の通年変化

幅が小さいと、I3より下流においてはそれを補完するような形でより大きく減少する傾向がある。ただし、I6での到達率はI3での値が小さい時ほど小さく、I1～I3間における浄化の進行度が下流にまで影響するのが認められる。BODについてもSSほど明確ではないが、I3～I4間またはI4～I6間で減少する傾向がみられる。

4. ま と め

河道内に大きな石から成る堰が多数設置された和泉川において構造物が河川の自浄作用に及ぼす影響について設置前と設置後との比較をした。その結果、設置後半年ほどは沈降作用が強化されて浄化が促進されたが、半年を過ぎた頃からその効果は薄れ、かえって水質を悪化させる傾向がみられた。一方、その下流では流下に伴う浄化作用が常に働いており、その浄化率は大石設置区間の浄化率が低い時ほど高い傾向がみられた。

今回の大石設置は水辺空間の親水化事業の一環として行われたものであろうが、流域の下水道整備が遅れているために河川水質は悪く、また、出水時には流出した土砂・ゴミが捕捉されるのが現状である。今後、好ましい河川環境を創造・維持管理していくためにはハード面ばかりでなく、ソフト面にあたる水質・水量の改善が必要であり、下水道の普及・遊水池の有効活用等が望まれる。

文 献

- 1) 神奈川県企画調整室：神奈川県土地統計資料集，79（1985）
- 2) 小市佳延，福嶋悟，福島博：都市河川における自浄作用—鶴見川・境川—，横浜市公害研究所報，13，139-148（1989）
- 3) 横浜地方気象台：神奈川県気象月報—平成元年2月，日本気象協会南関東センター
- 4) 小市佳延，福嶋悟，福島博：都市河川における自浄作用（第3報）—舞岡川・阿久和川・鳥山川—，横浜市公害研究所報，14，85-95（1990）
- 5) 小市佳延，福嶋悟，福島博：都市河川における自浄作用（第2報）—堰の浄化効果—，横浜市公害研究所報，14，75-84（1990）
- 6) 馬場洋二，谷本光司，村上健，森田弘昭，山田幸雄：河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究，昭和58年度環境庁環境保全研究成果集（II），110/1-110/11（1984）
- 7) 安中徳二，森田弘昭，山田幸雄，松浦茂樹，谷本光司：河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究，昭和59年度環境庁環境保全研究成果集（II），109/1-109/26（1985）
- 8) 橋本茂，井上充，田中克彦，竹下三吉：水路を利用した接触酸化法による都市下水の浄化の検討，神奈川県公害センター研究報告，9，7-17（1987）
- 9) 稲森悠平，林紀男，須藤隆一：水路浄化法に及ぼす温度の影響，国立公害研究所研究報告 第118号，9-38（1988）

1) 神奈川県企画調整室：神奈川県土地統計資料集，

横浜市沿岸および沖合域の水質変動特性

二 宮 勝 幸*

要 旨

1981年度から1985年度までの公共用水域水質測定結果を用いて、横浜市沿岸および沖合域の計11地点について水質変動特性を調べた。成層構造は4月から10月頃まで続き、8月に最も発達しているが、赤潮の発生時期は6月に集中しており、その大きな要因は季節的なもののほか降雨後における水温の好適温度への上昇であった。赤潮は沖合よりも沿岸の方が、湾口よりも湾奥の方が多く発生するが、多摩川などの影響が及ぶ扇島沖では赤潮の発生頻度は最も高かった。平潟湾内、扇島沖、横浜港内、平潟湾沖の上層および全地点の下層は窒素が制限因子となっていた。制限因子が窒素である地点は河川水や底質の直接的影響を受け易い場所であるが、鶴見川河口は他地点に比べ相対的に窒素濃度が高いため磷が制限因子となった。

1. はじめに

東京湾は、奥行きが深く湾口が狭いため、外洋水との交換が悪く、さらに河川を通して多量の汚濁物が流入することから、その水質改善ははかばかしくない。また、富栄養化の要因物質である窒素・磷についてみると、海域としては依然高い値にあり、春から秋にかけて赤潮の発生がみられ、二次汚濁を引き起こしている。このような中で海域の水質改善を進めるためには、赤潮の機構解明や発生予測などの調査研究がますます重要になってきている。しかし、赤潮は複雑な現象で、生物学的・化学的要因だけでなく海況・潮流や気象条件などによっても影響され、それらの要因と赤潮との関係を見出すことは極めて困難である。最近の研究によって、赤潮と環境因子との関係が一部明らかにされてきているが^{1),2)}、未だに不十分というのが現状であろう。その理由として、赤潮現象が複雑であるほか、調査対象項目や領域が広く、人員や経費などに多大の負担が掛かるため、調査規模が小さくなり、しかも調査期間も短くなるざるを得ないことなどが原因しているものと思われる。

一方、水域における水質汚濁状況の把握のため、海域においても公共用水域水質測定計画に基づき水質測定が行われている。東京湾の水質測定は、沿岸の各都

県市が測定地点を分担してほぼ東京湾全域について、月1回程度の頻度で実施されており、貴重なデータが蓄積されている。これだけ規模が大きく持続性のあるデータはほとんどないといえよう。従って、これらのデータから得られる知見は多いと考えられる。

そこで、ここでは最近の公共用水域水質測定結果を用いて、東京湾の西部に相当する横浜市沿岸および沖合域における水質の時系列変動特性や空間濃度分布を、特に赤潮との関係について詳細に検討した。なお、本報告の一部については、統計数理研究所共同リポート16「自然環境についての標本調査法の研究」³⁾に報告した。

2. 検討資料

検討に用いた資料は、神奈川県公共用水域測定計画測定結果の1981年度から1985年度までの毎月上旬1回のデータである⁴⁾。表-1に沿岸7地点(st. 1~7)および沖合4地点(st. 8~11)の合計11地点の地点名および水深を、図-1にそれらの地点の位置を示す。また、表-2に項目名を示す。

3. 結果と考察

3-1 各水質項目の時系列変動特性と空間濃度分布

表-1 対象地点名および水深

地点番号	地点名	水深(m)
1	鶴見川河口	7.7
2	横浜港内	11.4
3	本牧沖	29.9
4	磯子沖	16.8
5	富岡沖	16.0
6	平潟湾沖	17.9
7	平潟湾内	2.7
8	扇島沖	26.9
9	中の瀬北	30.6
10	中の瀬南	30.7
11	第三海堡東	44.2

表-2 対象項目名

水温 (Temp)
透明度 (Trans)
pH
COD
溶存酸素 (DO)
有機態磷 (Org-p)
磷酸態磷 (PO ₄ -P)
有機態窒素 (Org-N)
全無機態窒素 (TIN)
アンモニア態窒素 (NH ₄ -N)
亜硝酸態窒素 (NO ₂ -N)
硝酸態窒素 (NO ₃ -N)
塩分濃度 (Salin)
クロロフィル-a (chl-a)

表-3.1 および表-3.2に地点別の上層および下層水質の平均値を示す。各水質項目の中でも、水温および塩分濃度は成層の形成や藻類の増殖にとって大きな物理要因であり、海域における河川水の影響範囲を知る上でも重要な水質項目である。ここでは、まず水温および塩分濃度の時系列変動特性について、次に各水質項目相互の関連について検討した。

3-1-1 水温の時系列変動

図-2に地点別の上・下層水温の時系列を示す。

図-2から、水温は上・下層とも夏期に高く冬期に低くなる季節変動を示した。また、夏期には上層水温の方が下層水温より高くなり、東京湾全域で成層構造が発達していることが認められた。成層の形成と崩壊には、上層と下層の水温差が大きな要因となっている。

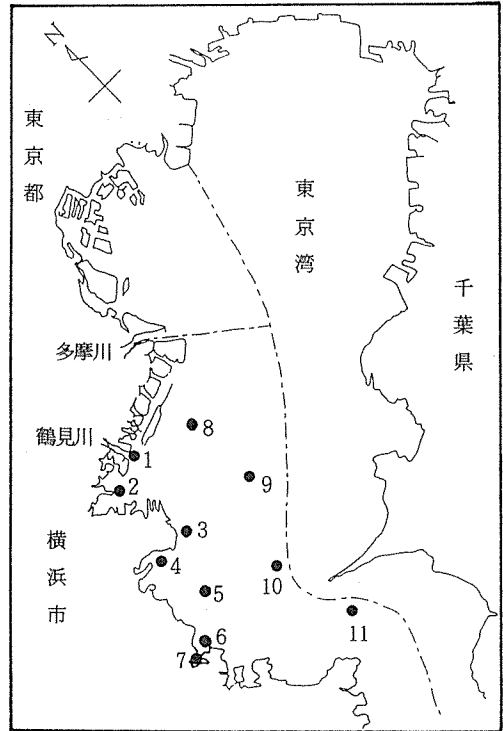


図-1 対象地点の位置

図-3に上層と下層の水温差の時系列を示す。

図-3から、st. 7では他地点ほど大きな水温差はみられないが、そのほかの地点では明確な季節変動を示し、4月頃から水温差が正、すなわち下層水温より上層水温の方が高くなり、それが10月頃まで続いた。その水温差が最大になる時期は沿岸、沖合とも8月頃であり、st. 3および沖合の方が沿岸より水温差が大きかった。st. 7で上・下層の水温差がみられないのは、強内湾性で水深が2.7mと浅く風や潮流によって上層水と下層水が混合し易いためであり、沿岸に比べst. 3と沖合いで水温差が大きいのには水深が25m以下と深いので、密度躍層により混合効果や伝熱効果が下層まで及びにくいと考えられる。

一方、図-2の年最高水温についてみると、地点によって年によって多少の違いはあるものの、年最高水温は上層では8月に、下層では9月前後に現れており、上層より下層のほうが後に現れるという時間の遅れが認められた。この理由として、上層水は大気温度に敏感に反応するのに対し、下層においては密度躍層が存在するため上層水とのエネルギー交換が悪く、しかも海水の比熱も大きいので下層水は上層水温の変化にすぐ反応せず時間遅れで水温の変化が生じているものと

表-3.1 地点別の上層水質の平均値

項目 地点番号	Temp (°C)	Trans (m)	pH	COD (mg/l)	DO (mg/l)	Org-P (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	Org-N (mg/l)	TIN (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg-l)	NO ₃ -N (mg/l)	Salin (‰)	chl-a (mg/m ³)
1	18.7	2.2	8.0	5.5	7.5	0.060	0.154	2.34	2.40	1.74	0.104	0.55	24.7	20.9
2	17.3	2.7	8.2	4.7	8.5	0.058	0.061	1.05	0.75	0.36	0.064	0.32	28.9	22.5
3	17.2	3.1	8.3	4.5	9.3	0.056	0.028	0.91	0.47	0.20	0.041	0.23	30.5	27.7
4	17.5	3.0	8.3	4.4	8.7	0.054	0.041	0.87	0.52	0.24	0.043	0.23	30.7	27.3
5	17.4	3.3	8.3	3.9	9.1	0.042	0.027	0.78	0.41	0.16	0.038	0.21	30.9	18.1
6	17.3	3.2	8.3	4.5	8.9	0.055	0.030	0.82	0.42	0.17	0.036	0.21	31.0	34.5
7	17.4	1.9	8.0	5.6	6.9	0.082	0.172	1.43	1.02	0.65	0.075	0.30	26.4	25.9
8	17.3	2.9	8.3	5.4	9.8	0.053	0.053	0.79	0.68	0.36	0.049	0.28	29.4	46.7
9	17.1	3.5	8.3	3.9	9.1	0.045	0.023	0.72	0.42	0.16	0.038	0.22	30.5	22.6
10	17.2	3.7	8.3	2.9	8.7	0.030	0.022	0.60	0.33	0.11	0.031	0.19	31.5	10.8
11	17.6	4.7	8.2	2.3	8.0	0.022	0.021	0.50	0.26	0.09	0.022	0.15	32.4	7.7

表-3.2 地点別の下層水質の平均値

項目 地点番号	Temp (°C)	pH	COD (mg/l)	DO (mg/l)	Org-P (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	Org-N (mg/l)	TIN (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Salin (‰)
1	17.3	8.1	3.0	7.2	0.028	0.063	0.95	0.79	0.46	0.054	0.27	30.0
2	16.3	8.0	2.2	6.5	0.015	0.067	0.68	0.57	0.30	0.041	0.23	31.3
3	15.9	8.1	1.4	6.5	0.010	0.041	0.45	0.29	0.10	0.022	0.17	33.5
4	16.3	8.1	2.2	7.2	0.020	0.042	0.64	0.40	0.17	0.032	0.21	32.1
5	16.5	8.1	1.8	7.2	0.018	0.036	0.55	0.35	0.14	0.030	0.19	32.3
6	16.3	8.1	1.8	7.1	0.016	0.038	0.50	0.35	0.13	0.029	0.19	32.5
7	17.2	8.0	3.8	7.0	0.046	0.107	1.01	0.71	0.41	0.055	0.24	29.1
8	15.5	8.0	2.1	5.5	0.015	0.060	0.33	0.38	0.16	0.026	0.19	33.3
9	15.9	8.1	1.8	6.7	0.013	0.037	0.43	0.29	0.11	0.021	0.17	33.4
10	16.1	8.1	1.4	7.0	0.010	0.031	0.43	0.24	0.07	0.018	0.15	33.6
11	16.4	8.1	1.1	7.0	0.008	0.025	0.32	0.19	0.05	0.012	0.12	34.0

思われる。下層水の年最高水温が9月頃に現れるという事は、底質中ではその頃に微生物活性が最も高くなるため下層水は嫌気状態になり底質からのPO₄-Pの溶出も生じ易くなる^{5),6)}。そして、上・下層の水温差が縮まり成層構造も壊れ易くなるだけでなく、風などによりPO₄-Pなどの豊富な下層水が湧昇しても、下層水温が高いため上層水温が比較的高い状態を保持し易いと考えられる。このことは、9月頃に湧昇連関型の赤潮が発生し易い原因の一つになっていると推察される¹⁾。

地点による年最高水温の上・下層での時間の遅れを調べるため、2つの周期的時系列データの相関係数はその2つの時系列の位相差の余弦で表されること⁷⁾を用いて検討することにした。すなわち、図-2から水温の時系列はほぼ周期的時系列とみなすことができ、周期性を有する2項目間の位相差はその項目間の相関係数の逆余弦で表されるので、地点別の上・下層水温の相関係数から遅れの時間を計算により求めることができる。但し、図-2からも明かなように、遅れの時間は年によって違いがあり、また冬期は循環期に相当するので上層水と下層水の混合が活発になり、時間の

遅れや水温差はほとんど見られない。従って、図-2のデータをそのまま用いて計算を行うと精度が悪くなる。そこで、各地点の平時的な遅れの時間を求めるため、8・9月の前後3ヶ月の5月~12月のデータの5年間平均値を用いて計算した。表-4に地点別の5月~12月の平均上層水温と平均下層水温の相関係数および遅れの時間を示す。

表-4から、遅れの時間が最も小さいのはst. 7の0.22カ月であり、次にst. 1の0.42カ月であった。st. 3を除く沿岸4地点(st. 2, st. 4, st. 5, st. 6)は0.64カ月から0.86カ月の範囲にあるのに対し、st. 3では1.24カ月と長かった。また沖合の4地点(st. 8, st. 9, st. 10, st. 11)は1.40カ月から1.58カ月の範囲にあり、沿岸と沖合のほぼ2つのグループに分けられた。st. 1の遅れの時間がst. 7に次いで小さいのは、st. 1の水深が7.7mと浅く、しかもそこが鶴見川の直接的影響を受け上下混合が顕著なためと考えられる。そのほかの沿岸では半月から1カ月程度の遅れの時間があり、沖合では1カ月半程度の時間の遅れが認められた。これらの違いはいずれも水深など地形の違いによるものと推察された。

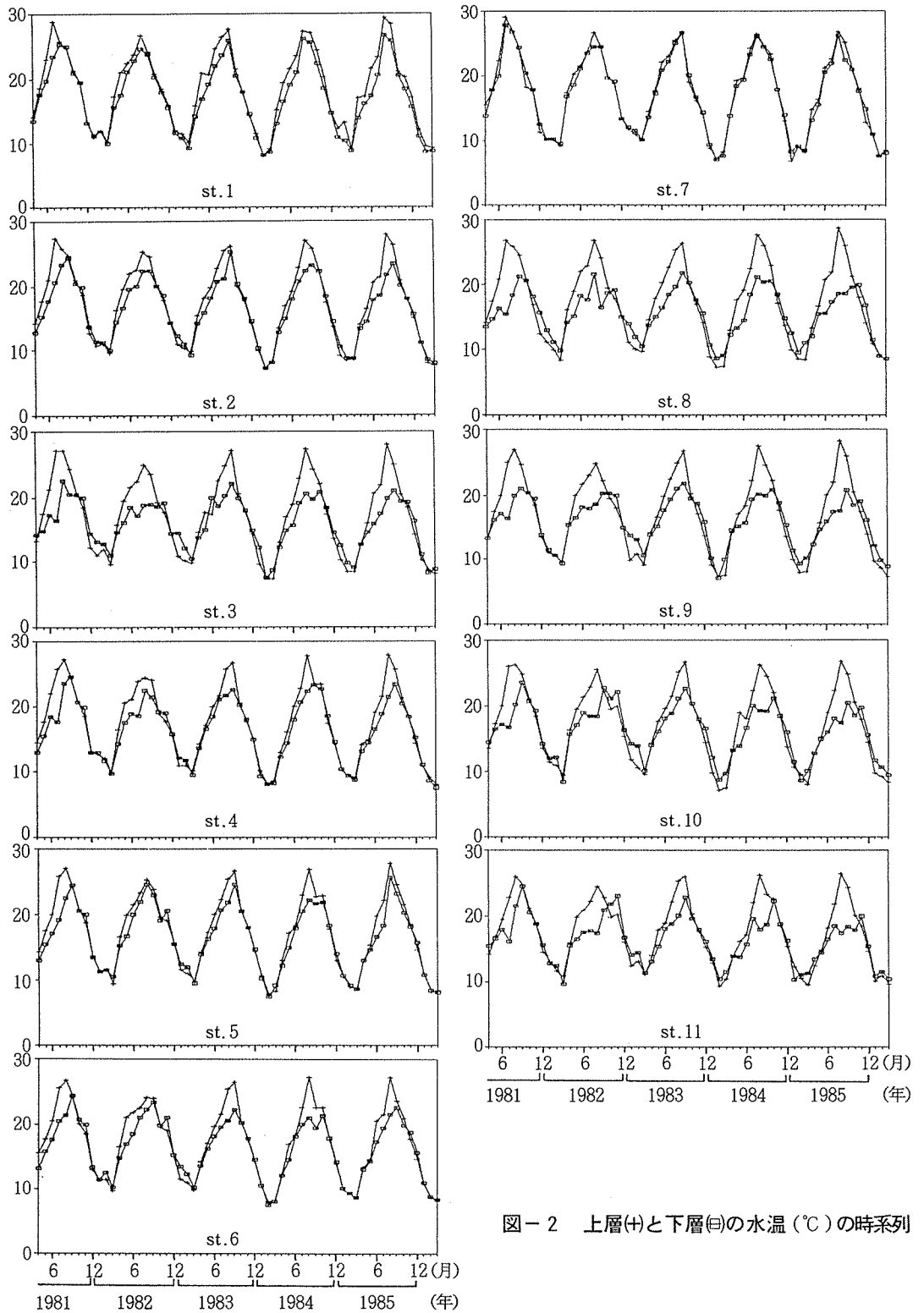


図-2 上層(+)と下層(○)の水温(°C)の時系列

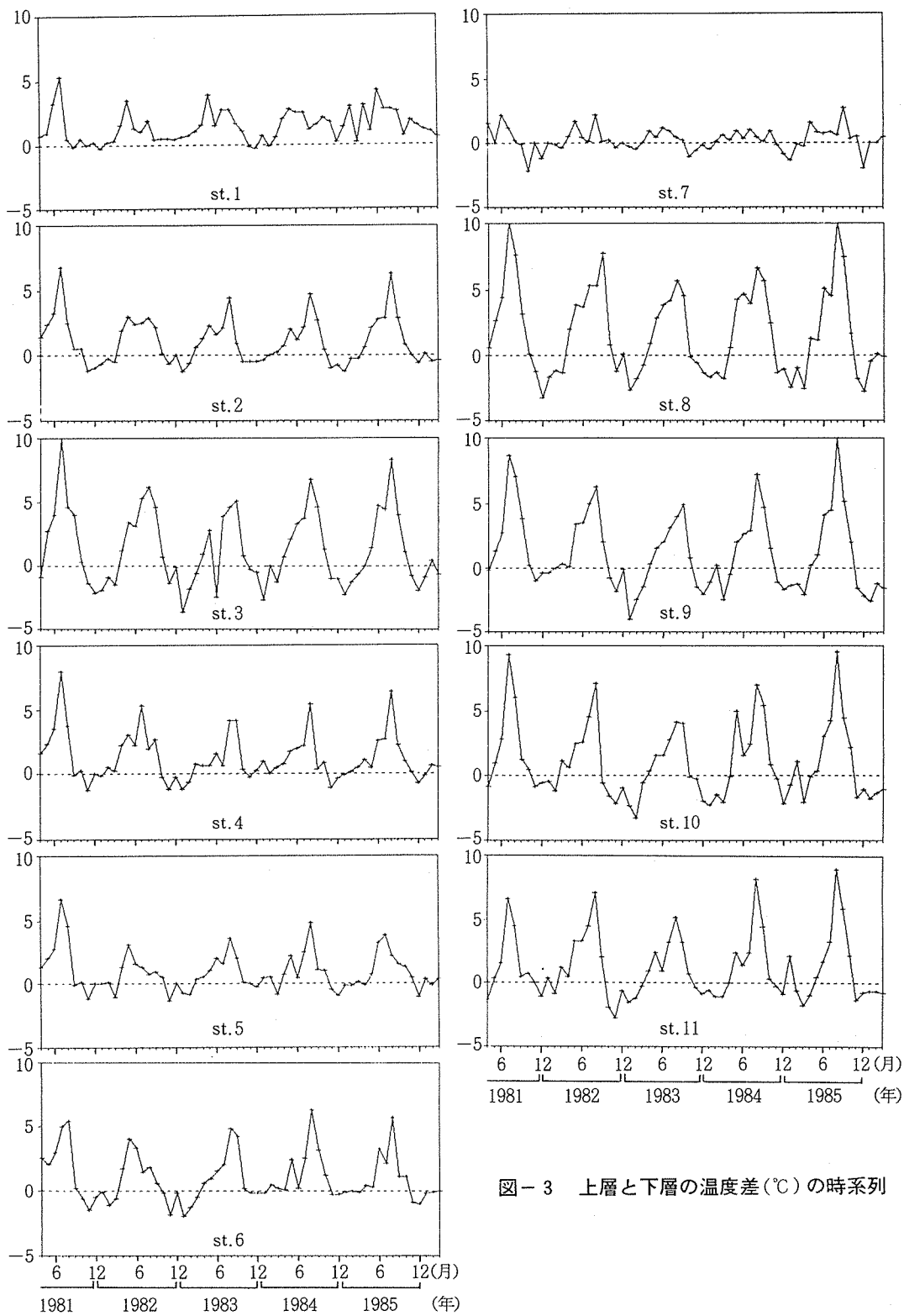


図-3 上層と下層の温度差(°C)の時系列

表-4 上層水温と下層水温の相関係数
およびその最高水温の時間差

地点番号	相関係数	時間差(月)
1	0.975	0.42
2	0.925	0.75
3	0.798	1.24
4	0.917	0.79
5	0.944	0.64
6	0.901	0.86
7	0.994	0.22
8	0.677	1.58
9	0.742	1.40
10	0.716	1.48
11	0.681	1.57

3-1-2 塩分濃度の時系列変動

図-4に地点別の上層および下層の塩分濃度の時系列を示す。

図-4から、いずれの地点も夏期に上層の塩分濃度が小さくなるという季節変動がみられ、塩分濃度の平均値が30%以下を示す地点は、st.1とst.7のほか、st.2とst.8であった(表-3.1)。st.2で塩分濃度が小さいのは、やはり流入河川水の影響と閉鎖性が大きいためであるが、沖合のst.8では鶴見川による直接的影響は考えられず、むしろ湾奥からの淡水の影響があるものと思われる。沖合においては、湾奥のst.8から湾口のst.11に向けて淡水の影響が小さくなっていくのが認められた。次に、下層の塩分濃度を見てみると、st.3を除く沿岸では下層の塩分濃度は上層の塩分濃度の変動と順に対応しているのに対して、st.3および沖合では下層の塩分濃度は冬期に比べ夏期の方が高く、しかも冬期には上層と下層の塩分濃度は比較的近い値を示した。このような傾向を示すのは、夏期の成層構造の発達と冬期の循環による上下混合のためであり、水深の違いが沿岸と沖合における違いを生じさせていると考えられる。

3-1-3 主成分分析によるst.3における 水質変動特性の解析

各水質項目間の時系列変動特性を詳細に検討するため、一例としてst.3の水質データに相関係数に基づく主成分分析法を適用し⁷⁾、その変動特性を調べた。表-5.1に上層水質の、表-5.2に下層水質の第一から第三主成分までの固有値、因子負荷量および寄与率を示す。また、図-5.1に上層水質の、図-5.2に下層水質の第一から第三主成分までの主成分スコアの時系列を示す。

まず、上層水質についてみると、図-5.1から第一

表-5.1 本牧沖上層水質の主成分の固有値、
因子負荷量および寄与率

主成分固有値	Z ₁	Z ₂	Z ₃
	5.467	2.772	1.928
Temp	0.431	0.387	-0.672
Trans	-0.562	0.012	0.444
pH	0.774	0.061	-0.051
COD	0.899	-0.346	0.115
DO	0.643	-0.317	0.171
Org-P	0.879	-0.377	0.122
PO ₄ -P	-0.412	-0.284	0.027
Org-N	0.760	-0.495	0.175
TIN	-0.548	-0.791	-0.063
NH ₄ -N	-0.479	-0.591	0.273
NO ₂ -N	-0.369	-0.607	-0.301
NO ₃ -N	-0.388	-0.674	-0.412
Salin	-0.222	0.218	0.902
chl-a	0.872	-0.293	0.186
寄与率(%)	39.1	19.8	13.8

表-5.2 本牧沖下層水質の主成分の固有値、
因子負荷量および寄与率

主成分固有値	Z ₁	Z ₂	Z ₃
	3.911	2.706	1.189
Temp	0.841	-0.129	-0.356
pH	-0.628	0.408	0.155
COD	-0.339	0.108	-0.503
DO	-0.885	0.330	0.209
Org-P	-0.634	0.035	-0.302
PO ₄ -P	0.680	-0.606	-0.065
Org-N	-0.068	-0.610	-0.070
TIN	-0.503	-0.792	0.241
NH ₄ -N	-0.220	-0.718	0.499
NO ₂ -N	-0.514	-0.131	-0.385
NO ₃ -N	-0.538	-0.371	-0.274
Salin	0.435	0.604	0.333
寄与率(%)	32.6	22.6	9.9

および第三主成分は季節変動を示し、最高値は各々6月頃と2月頃にあるが、第二主成分は明確な季節変動を示さなかった。一方、表-5.1から第一主成分の因子負荷量のうち、水温、pH、COD、DO、Org-P、Org-Nおよびchl-aが正の値、そして透明度、PO₄-P、TIN、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-Nおよび塩分濃度が負の値を示した。前者は夏期に高い値を示す項目であり、後者はその逆の季節変動を示す項目である。このことから、第一主成分は夏期の富栄養化現象を説明していると考えられる。第二主成分の因子負荷量については、

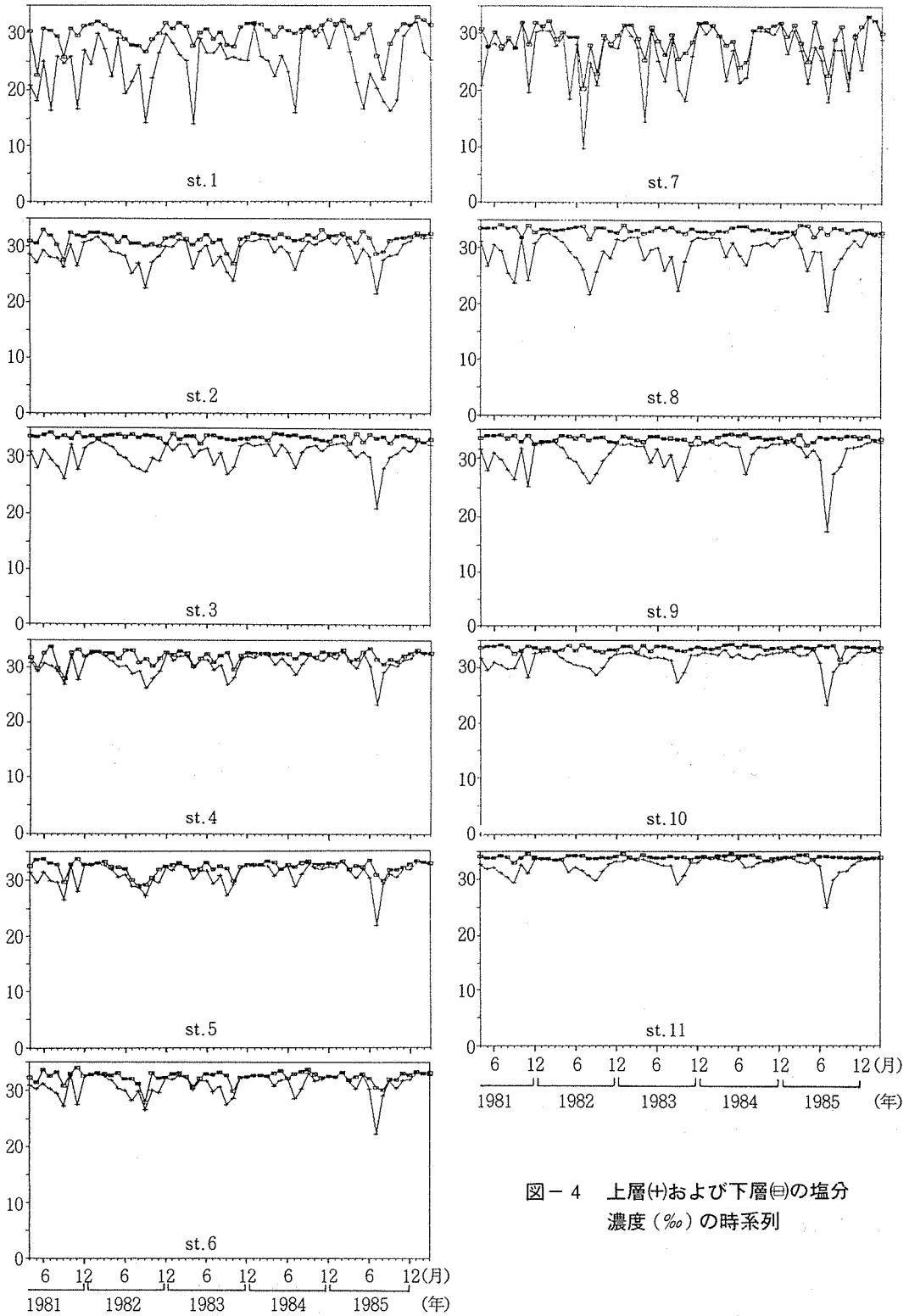


図-4 上層(+)および下層(=)の塩分濃度(%)の時系列

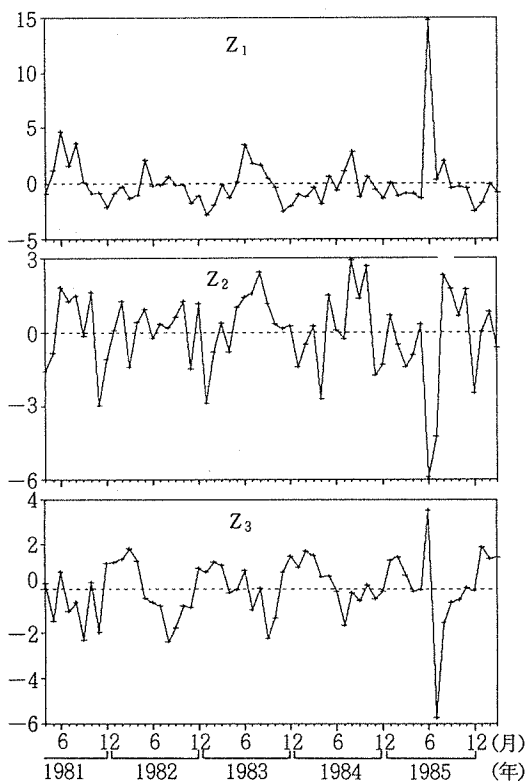


図-5.1 本牧沖上層水質の第一から第三主成分までの時系列

水温と塩分濃度が正值、そして透明度とpHを除く他の項目が負値を示しており、これは塩分濃度が高い即ち満潮で海水の影響が大きい時にCODや磷・窒素の栄養塩類濃度が低くなることを、逆に干潮時の河川水の影響が大きい時にはCODなどが高くなることを表している。季節変動がみられないことを考え合わせると、第二主成分は潮汐の影響を説明しているものと思われる。第三主成分の因子負荷量が大きいのは、塩分濃度と水温で、各々0.902と-0.672であった。水温と塩分濃度の時系列変動の項で述べたように、これは水温と塩分濃度の大きな季節変動を説明していると思われる。

つぎに下層水質については、図-5.2から第一主成分は8月に最高値をもつ季節変動を示すが、第二および第三主成分はランダムに変動している。表-5.2から第三主成分は寄与率が9.9%と小さく、しかも大きな因子負荷量をもつ項目がないことから、第一および第二主成分について検討することにした。表-5.2か

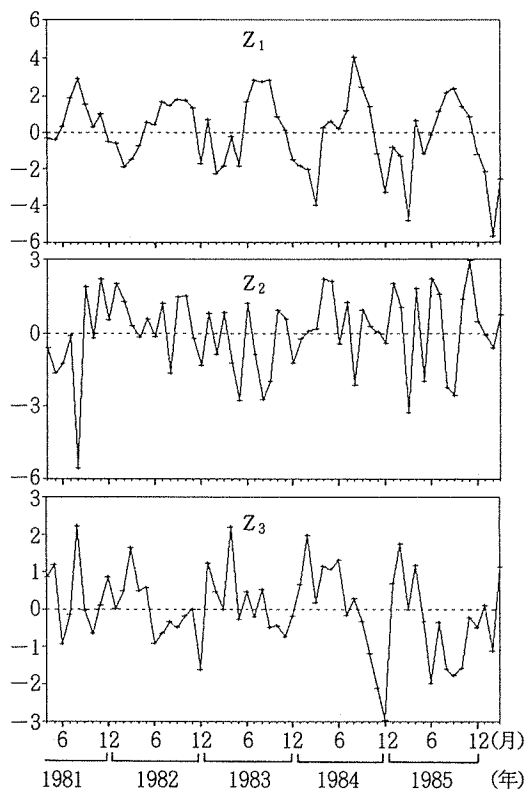


図-5.2 本牧沖下層水質の第一から第三主成分までの時系列

ら、第一主成分の因子負荷量が正の項目は水温、 PO_4-P および塩分濃度だけであり、DOなどそれ以外の項目は負の値を示している。これは、夏の成層期に底質が嫌気状態になるのに伴い、下層水のDOが減少し、底質から PO_4-P などが溶出してくること^{5),6)}を意味している。従って、第一主成分は夏期において嫌気状態にある底質の下層水への影響を表しているものと説明できる。第二主成分の因子負荷量が正の値の項目は塩分濃度とpHおよびDOであり、Org-Pを除き磷・窒素化合物は負の値であった。これは、塩分濃度が高い時にpHやDOも高く逆に磷・窒素化合物濃度が低いことを意味しており、しかも第二主成分に季節変動がみられないことから、第二主成分は潮汐の影響を説明しているものと思われる。

3-1-4 主成分分析による各地点の水質変動特性の解析

主成分分析法を全ての地点に適用し、その第一主成分を求めた。表-6.1に上層水質の、表-6.2に下層

表-6.1 地点別の上層水質の第一主成分の因子負荷量と寄与率

地点番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Temp	0.082	0.577	0.430	0.545	0.442	0.482	0.286	0.549	0.538	0.670	0.648
Trans	0.444	-0.709	-0.561	-0.672	-0.694	-0.631	-0.026	-0.487	-0.714	-0.752	-0.740
pH	0.640	0.799	0.774	0.696	0.731	0.735	0.802	0.841	0.801	0.793	0.726
COD	-0.348	0.900	0.898	0.869	0.878	0.923	0.114	0.893	0.931	0.888	0.876
DO	0.374	0.556	0.643	0.423	0.678	0.641	0.620	0.695	0.621	0.330	0.400
Org-P	0.075	0.886	0.879	0.886	0.941	0.921	0.253	0.868	0.952	0.871	0.917
PO ₄ -P	-0.849	-0.464	-0.412	-0.413	-0.491	-0.209	-0.834	0.393	-0.439	-0.632	-0.623
Org-N	-0.642	0.613	0.760	0.697	0.759	0.859	-0.542	0.886	0.649	0.403	0.260
TIN	-0.912	-0.573	-0.547	-0.711	-0.359	-0.548	-0.946	-0.638	-0.259	-0.646	-0.540
NH ₄ -N	-0.778	-0.622	-0.479	-0.603	-0.440	-0.453	-0.880	-0.502	-0.363	-0.639	-0.444
NO ₂ -N	-0.756	-0.311	-0.369	-0.473	-0.061	-0.251	-0.776	-0.477	-0.155	-0.432	-0.202
NO ₃ -N	-0.600	-0.191	-0.388	-0.571	-0.137	-0.439	0.729	-0.495	-0.104	-0.424	-0.407
Salin	0.842	-0.335	-0.222	-0.278	-0.477	-0.287	0.620	-0.205	-0.453	-0.538	-0.522
chl-a	0.157	0.789	0.872	0.816	0.841	0.852	0.480	0.856	0.827	0.695	0.772
寄与率(%)	36.6	39.7	39.1	41.2	38.7	40.2	40.0	43.7	38.1	41.6	37.8

表-6.2 地点別の下層水質の第一主成分の因子負荷量と寄与率

地点番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Temp	-0.195	0.899	0.841	0.720	0.890	0.831	0.075	0.772	0.814	0.819	0.822
pH	-0.313	-0.515	-0.628	-0.460	-0.187	-0.496	0.579	-0.760	-0.590	-0.456	0.087
COD	-0.652	0.343	-0.339	-0.393	0.257	-0.188	-0.318	-0.493	-0.156	-0.001	0.152
DO	-0.148	-0.958	-0.885	-0.814	-0.813	-0.899	0.436	-0.839	-0.881	-0.872	-0.570
Org-P	-0.673	-0.079	-0.634	-0.424	0.097	-0.375	-0.064	-0.246	-0.204	-0.354	-0.127
PO ₄ -P	-0.450	0.798	0.680	0.479	0.323	0.649	-0.853	0.687	0.524	0.575	-0.172
Org-N	-0.823	0.128	-0.068	-0.354	-0.095	-0.216	-0.725	0.082	-0.055	-0.310	-0.181
TIN	-0.878	-0.064	-0.503	-0.825	-0.845	-0.832	-0.879	-0.616	-0.737	-0.710	-0.849
NH ₄ -N	-0.828	-0.358	-0.220	-0.728	-0.654	-0.691	-0.843	-0.276	-0.516	-0.552	-0.566
NO ₂ -N	-0.715	-0.524	-0.514	-0.408	-0.186	-0.240	-0.790	-0.546	-0.300	-0.126	0.117
NO ₃ -N	-0.642	-0.656	-0.538	-0.615	-0.769	-0.677	-0.564	-0.548	-0.599	-0.476	-0.809
Salin	0.792	-0.317	0.435	0.156	-0.324	0.073	0.715	0.468	0.621	0.163	-0.197
寄与率(%)	41.0	34.3	32.6	32.2	29.6	34.0	40.2	32.8	31.5	27.2	23.8

水質の第一主成分の因子負荷量と寄与率を示す。

上層水質については、表-6.1からst.1とst.7を除く地点の各項目の因子負荷量の符号は互いにほとんど同じであり、しかもst.1とst.7の第一主成分の各因子負荷量はst.3の第二主成分(表-5.1)の各因子負荷量と同じ符号を持っていた。それらの寄与率は各々36.6、40.0%と他地点の寄与率とほぼ同じ値を示していることから、st.1とst.7は富栄養化現象よりも潮汐による影響の方が大きい地点であった。一方、st.8におけるPO₄-Pの因子負荷量は他地点とは異なり正の値を示しており、これはst.8ではPO₄-P濃度が冬期より夏期に高くなることを意味している。一般に、夏期には藻類の増殖に伴い栄養塩類が消費されるので、PO₄-P濃度も低くなる。それとは逆の傾向がst.8で認められた理由として、塩分濃度が沖合の他の3地点と比較して低いこと(表-3.1)を考え合わせると、藻類の増殖速度以上に湾奥の河川水由来のPO₄-Pの供給があるためと考えられる。

下層水質については、表-6.2からst.1とst.7の第一主成分の各因子負荷量はst.3の第二主成分のそれと

同じ符号を示し(表-5.2)、しかもそれらの寄与率はいずれも40%以上と他地点より高い値を示すことから、st.1とst.7では上層と同様に下層においても潮汐による影響が大きいことがわかった。

3-2 赤潮の出現頻度および各水質項目との関係

一般に、赤潮は単位体積当りの細胞数あるいはchl-a量などを基準にして判断されている。ここでは、chl-aが50mg/m³以上のものを赤潮とし、潮汐の影響の大きい河口域のst.1とst.7を除いた計46個のデータについて検討した。

3-2-1 赤潮の地点別出現頻度

赤潮の発生は藻類の著しい増殖によるもので、栄養塩濃度が高いだけではなく、温度や日照の積算時間も関与している。すなわち、栄養塩濃度の高い河川水が東京湾に流入してからある一定の時間あるいは距離を経て、藻類の増殖がピークに達すると考えられるので、地点別の赤潮の発生回数から、各地点の特徴が抽出できる。表-7に赤潮の地点別出現頻度を示す。

表-7に示すように、沿岸では赤潮は3回から7回

表-7 赤潮の地点別出現頻度

地点番号	頻度(回)
1	7
2	7
3	5
4	4
5	3
6	5
7	6
8	14
9	5
10	2
11	1

発生しており、st.2で最も頻度が高く、7回であった。沖合いでは、st.8が14回でst.2より7回も多く、またst.9でも赤潮は5回発生し、その頻度は沿岸と変わらないが、st.10で2回、st.11で1回と、湾口に向かって発生回数は少なくなった。st.8での赤潮の発生時期を調べてみると、6月と7月が4回、5月と8月が2回、そして9月と10月が1回であった。用いたデータは月1回の5年分のデータであるので、st.8では夏期には高い頻度で赤潮が発生していることが認められた。

表-8 赤潮の年月別出現頻度(回)

年\月	5	6	7	8	9	10	合計
1981	1	8	1	2	0	0	12
1982	2	2	0	0	0	0	4
1983	0	6	1	0	1	0	8
1984	1	1	1	4	0	2	9
1985	0	7	6	0	0	0	13
合計	4	24	9	6	1	2	46

表-9 各水質項目間の相関係数

	Temp	Trans	pH	COD	DO	Org-P	PO ₄ -P	Org-N	TIN	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Salin	chl-a
Temp	1.000													
Trans	0.207	1.000												
pH	-0.086	-0.196	1.000											
COD	-0.203	-0.551	0.500	1.000										
DO	-0.110	-0.439	0.688	0.568	1.000									
Org-P	-0.202	-0.536	0.374	0.914	0.490	1.000								
PO ₄ -P	0.172	-0.143	0.137	0.202	0.103	0.075	1.000							
Org-N	-0.138	-0.455	0.422	0.890	0.506	0.893	0.281	1.000						
TIN	-0.055	0.024	-0.459	-0.286	-0.202	-0.275	0.157	-0.137	1.000					
NH ₄ -N	0.037	0.118	-0.214	-0.186	-0.017	-0.200	0.403	-0.046	0.560	1.000				
NO ₂ -N	-0.149	0.025	-0.468	-0.276	-0.257	-0.254	-0.010	-0.154	0.883	0.245	1.000			
NO ₃ -N	-0.079	-0.044	-0.422	-0.231	-0.228	-0.212	-0.041	-0.135	0.876	0.092	0.905	1.000		
Salin	-0.194	0.056	0.258	0.238	0.085	0.221	-0.028	0.115	-0.774	-0.063	-0.822	-0.893	1.000	
chl-a	-0.168	-0.536	0.427	0.874	0.482	0.873	0.217	0.821	-0.360	-0.243	-0.370	-0.284	0.259	1.000

3-2-2 赤潮の年月別出現頻度

次に、赤潮の発生時期について調べた。表-8に赤潮の年月別出現頻度を示す。

表-8から赤潮の発生月は年毎に違いはあるものの、発生回数は6月には46回中24回すなわち全体の半数以上を占め、続いて7月の9回、8月の6回の順で、5月、9月、10月は少なく、各々4回、1回、2回であった。6、7、8月の夏期の3ヶ月で赤潮全体の約85%が発生していた。

発生年については、1981年と1985年の発生回数が各々12回と13回で10回以上あり、次に1984年の9回、1983年の8回、そして1982年の4回の順であった。但し、1984年については、発生月は8月に4回、10月に2回と、夏の後半から秋にかけて赤潮は発生しており、気象など赤潮の発生し易い条件がこの時期に当たっていたことが示唆された。また、1985年については、発生回数は7月に6回あり、他の年と比べ赤潮は7月にも多く発生していた。赤潮のもっとも多い発生月である6月をみてみると、1981年、1983年、1985年の3か年は赤潮の発生回数が6~8回と、1982年や1984年の6月さらにそのほかの月に比べても多かった。年によって赤潮の発生回数が異なっている原因については、3-3-2赤潮が6月に集中する原因についての項で触れるが、降雨等の気象が関連していると考えられる。

3-2-3 水質項目間の関係

赤潮発生時における水質項目間の関係をみるため、表-9に各水質項目間の相関係数を示す。

表-9から、chl-aと0.8以上の相関を示す項目は

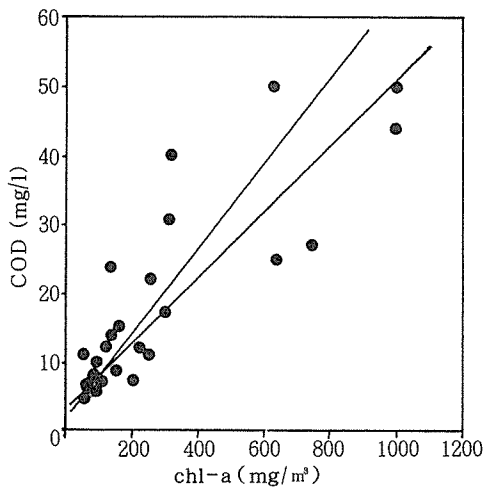


図-6 chl-aとCODの散布図

CODとOrg-PおよびOrg-Nであり、これらの4項目間では相互にも高い相関を示していた。これらのうち、chl-aとCODの関係から赤潮と有機汚濁の関連を調べた。図-6にchl-aとCODの散布図を示す。

この散布図からCOD (mg/l)とchl-a (mg/m³)との回帰式を求めると、次式が得られた。

$$[\text{COD}] = 0.045 [\text{chl-a}] + 4.7$$

$$[\text{COD}] = 0.058 [\text{chl-a}] + 2.1$$

これらの式から、赤潮発生時のchl-aの1mg/m³はCODとして0.045mg/lから0.058mg/l、平均して約0.05mg/lに相当するといえる。また、切片のCOD値は2.1mg/lから4.7mg/lを示しており、この値は動物プランクトンあるいは動植物プランクトンのデトリスあるいは陸起源の有機物質に由来しているものと思われる。

一方、水温とchl-aの相関係数は-0.168で、この2項目間に相関はみられないが、前述したように藻類の増殖速度は温度の影響を大きく受けるので、chl-aと水温との関係を調べた。図-7にchl-aと水温との散布図を示す。

図-7から、chl-aが50mg/m³以上を示す時の温度範囲は17.4℃から27.6℃であるが、chl-aが500mg/m³以上を示す特異的な赤潮の発生はある特定の温度範囲に集中していることが認められた。その水温は20.2℃から21.9℃で、時期としてはいずれも6月で計5回あった。また、その発生地点はst.3, st.4, st.6およびst.8であり、その回数は各々1回、1回、2回および

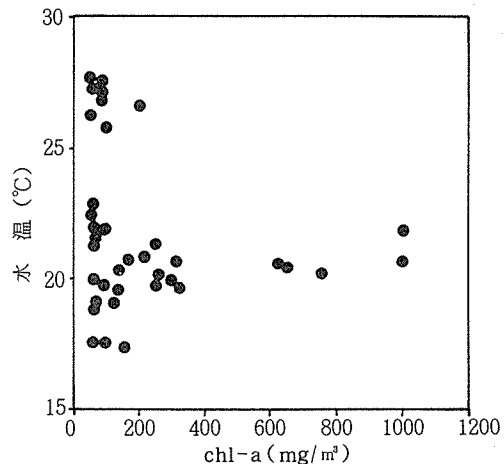


図-7 chl-aと水温の散布図

1回であった。

3-3 赤潮の発生原因について

3-3-1 夏期における平均的な濃度分布特性からの検討

夏期には藻類の増殖が活発になり、底質は嫌気状態になっているので、それらの影響の度合いが地域によって異なる場合、chl-aやDOなどの濃度分布に特徴が現れる。ここでは、6, 7, 8月の3ヶ月間の平均値を用いて、夏期における平均的な濃度分布特性を調べた。表-10.1に上層の、表-10.2に下層の地点別平均値を示す。

上層については、表-10.1から水温は沿岸で高く沖合いで低くなる傾向を示した。沿岸では河口域のst.1とst.7の水温が24℃以上の値を示し最も高く、沖合では湾奥よりも湾口で低くなる傾向を示した。但し、沖合のst.8は23.5℃と河口域の2地点を除く他の全地点よりも高い値を示した。また、CODやchl-aも水温と同様な傾向を示すが、st.8のCODとchl-aは各々10.1mg/l, 133.7mg/m³と全地点で最も高かった。下層についても、表-10.2からst.8ではDOが2.8mg/lで他地点より2.8mg/l以上も低い値を、PO₄-Pは0.090mg/lで閉鎖性の強いst.2の0.094mg/lに近い値を示しており、st.8の下層は嫌気状態の底質の影響を強く受けていた。

このように、st.8は沖合の中でも特異な地点であることが認められたが、赤潮が発生し易く底質が嫌気状態にある原因として、この地点では塩分濃度も沿岸域

表-10.1 夏期(6~8月)における各地点別の上層水質の平均値

項目 地点番号	Temp (°C)	Trans (m)	pH	COD (mg/l)	DO (mg/l)	Org-P (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	Org-N (mg/l)	TIN (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Salin (‰)	chl-a (mg/m ³)
1	24.6	1.3	8.1	7.8	8.7	0.122	0.148	2.48	2.26	1.60	0.121	0.55	22.9	58.5
2	23.3	1.5	8.4	7.6	9.2	0.112	0.056	1.29	0.56	0.20	0.061	0.30	27.4	54.4
3	23.3	1.6	8.5	9.2	10.6	0.130	0.021	1.49	0.30	0.11	0.035	0.15	29.0	111.9
4	23.3	1.7	8.4	8.6	9.1	0.115	0.028	1.18	0.31	0.13	0.036	0.14	29.5	111.2
5	23.2	2.0	8.5	7.2	10.0	0.075	0.018	0.99	0.22	0.06	0.032	0.13	29.6	44.5
6	23.0	1.6	8.4	9.4	9.8	0.131	0.024	1.32	0.26	0.10	0.031	0.13	29.6	111.9
7	24.1	1.0	8.2	8.8	8.8	0.172	0.159	1.69	0.74	0.43	0.071	0.24	24.4	80.3
8	23.5	1.4	8.7	10.1	11.5	0.103	0.064	1.54	0.45	0.19	0.044	0.21	27.1	133.7
9	23.2	1.7	8.5	7.0	10.1	0.088	0.016	1.02	0.34	0.12	0.036	0.18	28.4	61.8
10	22.8	2.3	8.4	4.2	9.0	0.047	0.010	0.71	0.18	0.06	0.021	0.10	30.5	19.8
11	22.3	2.5	8.4	3.5	8.3	0.039	0.011	0.55	0.14	0.04	0.018	0.09	31.4	17.7

表-10.2 夏期(6~8月)における各地点別の下層水質の平均値

項目 地点番号	Temp (°C)	pH	COD (mg/l)	DO (mg/l)	Org-P (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	Org-N (mg/l)	TIN (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Salin (‰)
1	22.2	8.1	4.1	6.3	0.041	0.069	1.00	0.71	0.41	0.055	0.24	29.0
2	20.1	8.0	2.6	4.8	0.017	0.094	0.63	0.47	0.27	0.034	0.17	31.0
3	18.6	7.9	1.3	4.9	0.007	0.062	0.52	0.28	0.11	0.019	0.15	33.7
4	19.9	8.1	2.4	5.7	0.021	0.049	0.59	0.31	0.13	0.026	0.15	32.1
5	20.4	8.1	2.1	5.9	0.023	0.037	0.53	0.27	0.10	0.026	0.14	32.0
6	19.8	8.0	2.0	5.6	0.017	0.047	0.53	0.27	0.09	0.026	0.15	32.4
7	23.2	8.1	5.7	6.6	0.089	0.114	1.25	0.55	0.32	0.054	0.18	27.2
8	17.8	7.8	2.0	2.8	0.014	0.090	0.36	0.34	0.16	0.022	0.16	33.5
9	18.2	8.0	2.0	5.2	0.015	0.050	0.44	0.26	0.09	0.018	0.15	33.7
10	18.3	8.0	1.4	5.8	0.008	0.040	0.39	0.22	0.05	0.015	0.15	33.8
11	18.1	8.1	1.2	6.1	0.008	0.029	0.23	0.17	0.05	0.010	0.11	34.1

より低い値を示すことなど(表-3.1, 図-4)からも明らかなように, 河川水の影響が当然考えられる。海域に出てからの河川水は面的には潮流や風などによって移動・拡散する。東京湾においては, 一般に恒流は反時計回りであることから^{8), 9)}, st.8は湾奥の東京方面からの河川水の影響が大きいと推察される。河川水による東京湾への影響が顕著に現れている1986年8月6日のランドサットの合成画像^{3), 10)}を図-8に示す。

図-8では, 観測の2日前に152mmの大雨(横浜地方気象台)をもたらした台風が関東地方を通過し, それに伴う河川水由来の濁りが海域で白い模様として現れている。この図からも明らかなように, 多摩川の河川水が河口から扇島沿いに移動しており, st.8付近まで達しているのが認められる。さらに, st.8では湾奥の荒川・江戸川などの河川水の影響も加わっているようである。従って, st.8において赤潮が頻繁に発生し底質が汚染されている原因は, 多摩川や荒川・江戸川の河川水の影響がそれらの河口からst.8付近まで及んでいるためと考えられる¹¹⁾。これらのことを明らかにするためには, 湾奥を含め東京湾全域の濃度分布について検討する必要がある。

3-3-2 赤潮が6月に集中する原因について

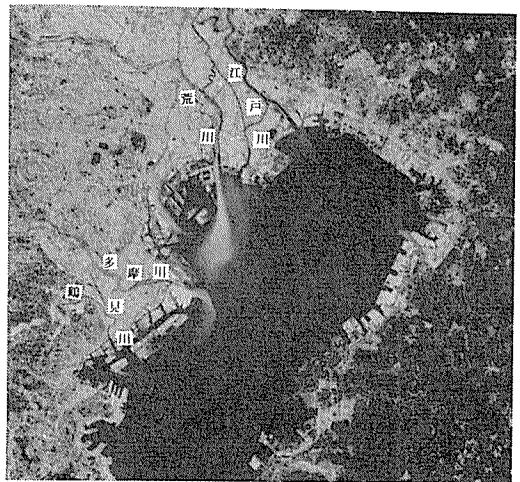


図-8 1986年8月6日のランドサット画像(東京湾)

表-11に各年の6月の上層水質の平均値を示す。前述したように, 年によって異なるが6月には赤潮の発生頻度および藻類の異常増殖の割合が高かった(表-8, 図-7)。赤潮の発生は, 河川からの負荷, 気象・海況, および藻類の生理・生態特性などによ

表-11 各年度の6月の上層水質の平均値

項目 年	Temp (°C)	Trans (m)	pH	COD (mg/l)	DO (mg/l)	Org-P (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Salin (‰)	chl-a (mg/m ³)
1981	20.5	1.2	8.7	14.0	11.8	0.181	0.021	1.44	0.00	0.019	0.05	31.0	277.7
1982	21.5	2.2	8.2	5.3	7.1	0.095	0.067	1.39	0.25	0.047	0.16	30.0	17.8
1983	19.5	1.3	8.5	9.8	11.5	0.139	0.031	1.12	0.07	0.023	0.07	31.4	190.0
1984	18.6	3.8	8.2	3.5	7.8	0.033	0.028	0.77	0.25	0.043	0.21	31.3	11.6
1985	19.8	1.4	8.7	25.4	11.9	0.294	0.031	3.17	0.04	0.032	0.19	30.2	310.5

て影響される。藻類の増殖は温度に大きく影響され、藻類の種類にもよるが好適温度は18~25°Cと言われている¹⁾。また、河川水の影響としては、海域における栄養塩は河川から供給されるので、河川水中の栄養塩濃度が季節的に変動していれば、それが赤潮の発生に大きく影響しているものと思われる。人為的影響の大きい都市河川では、冬期にはBODのほかPO₄-PやNH₄-Nなどの濃度が高く春から夏に向かって低くなり、逆にNO₃-Nは降雨量の多い夏になると増加する^{12), 13)}。海域において藻類増殖の制限因子はPO₄-Pである場合が多いので、夏期よりも河川水中のPO₄-P濃度が高い冬期の方が栄養塩濃度からみると藻類の増殖に都合の良い条件となっている。しかし、河川水の海域上層への負荷特性は成層構造の発達の場合によって規定され、前述したようにそれは4月頃から大きくなる。従って、春から夏に向かって河川水中の栄養塩濃度は低下するものの、逆に温度は上昇していき、河川水から供給される栄養塩が上層で保持され易くなり、藻類の増殖に好適な温度である20°C付近になると藻類は著しく増殖するものと考えられる。

年間のタイムスケールで考えると、6月に赤潮が特異的に発生することは上述したように説明できる。しかし、現実には赤潮は数日から長いもので数十日の間隔で盛衰を繰り返しているため、ここで使用している月1回の測定データは赤潮のサイクルの一時期を捕らえているに過ぎない。実際、6月に赤潮が発生する頻度は高いものの、年によって6月の赤潮の発生状況が異なっている(表-8、表-11)。このことは、一般に赤潮は降雨後の晴れた日に発生し易い¹⁾と言われていることから推察されるように、測定日当日はもちろん測定日前の気象状況が大きく影響しているためと考えられる。図-9には各年度6月の測定日前10日間の気象状況を示す。

図-9から、赤潮が発生した1981年、1983年および1985年の各6月の特徴は、測定日の2~5日前に4~13.5mmの降雨があり、同時に気温の降下や日照時間の減少が見られ、その後気温は上昇し日照時間は増加し、測定日には平均気温は20°Cを超え、しかも日照時

間が5時間以上あったことである。逆に赤潮の発生がみられない1982年の6月の特徴は測定日の日照時間が短く、気温は20°Cを超えてはいるものの前日を下回っており、4日前に32mmの降雨と平均風速7.2mの強風があったこと、そして1984年の6月の特徴は測定当日の日照時間は5時間程度あったものの、測定当日に27mmの降雨があり、しかも気温は前日より下降し平均気温は20°Cを下回っていたことである。これらのことから、赤潮発生の気象条件は、年間の大きな季節変動に加えて、赤潮の発生サイクルのタイムスケールでは数日前に適度な降雨があり降雨と同時に気温降下・日照時間減少があること、そして降雨後に気温の上昇と日照時間の増加に伴い平均気温として20°Cを超えることであるといえる。特に、水温の好適温度への上昇が重要な役割を果たしていることが示唆された¹⁴⁾。なお、赤潮の発生原因には強風に伴う栄養塩の豊富な下層水の上層への供給^{15), 16)}もあるが、ここではそれらの影響の詳細は明らかにできなかった。

今までのことをまとめると、6月に赤潮が発生し易い原因として次のようにいえることができる。4月頃から成層ができ始めるので、それが安定して、数日前に適度な降雨があり、気温が降下した後上昇に転じてから、水温が20°Cを超え日照時間も十分にあり、藻類の増殖が活発になる日が特異的な赤潮の発生し易い時期といえる。今後、赤潮の発生メカニズムを解明するためには、より短い時間間隔で調査し検証していく必要がある。また、5、6月頃は農業生産活動が活発になり肥料使用量も多くなると考えられることから、降雨に伴う肥料の流出などの影響も考慮していく必要がある。

3-3-3 各地点の藻類増殖制限因子について

藻類の増殖は最小律の法則に従い、最も不足する物質が制限因子となり、増殖量を支配する。制限因子がわかれば、赤潮発生防止対策に結び付くわけである。一般に、海域では磷が制限因子となる場合が多く、制限因子が窒素か磷かの判定基準はTINとPO₄-Pの濃度比から求めることができる。横浜市沿岸域の調査結果¹⁶⁾によると、TIN/PO₄-P比が16以上では磷が制限因子、

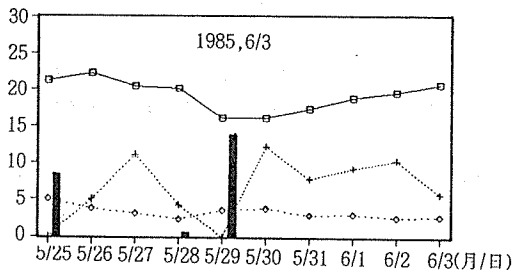
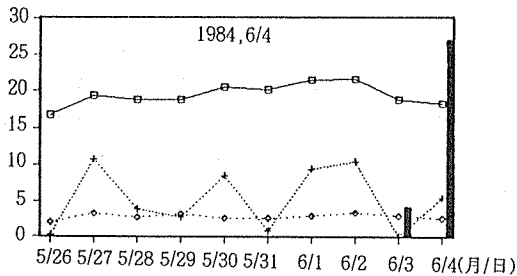
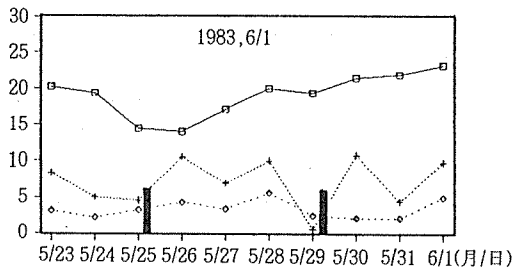
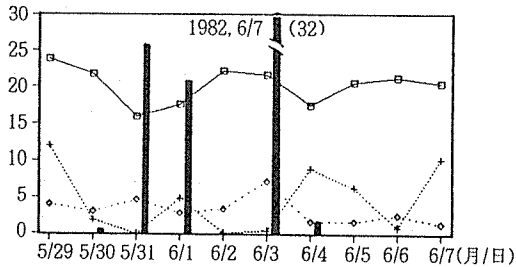
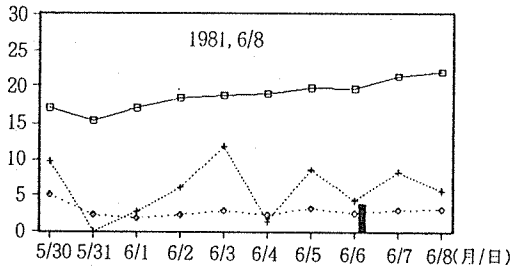


図-9 各年度6月の測定日前10日間の気象状況

— 降雨量(mm), □ 平均気温(°C),
+ 日照時間(hr), ◇ 平均風速(m/s)

表-12 夏期の上層及び下層水質のTIN/PO₄-P比

地点番号	上層	下層
1	15.3	10.2
2	9.9	5.0
3	14.2	4.5
4	11.0	6.2
5	12.2	7.2
6	10.8	5.7
7	4.7	4.9
8	7.0	3.8
9	21.1	5.2
10	18.2	5.4
11	12.6	5.9

11以下では窒素が制限因子、そして11~16では窒素・磷とも制限因子になる場合があることを明らかにしている。表-12に地点別の夏期の上・下層水質のTIN/PO₄-P比を示す。

上層水質については、表-12から、TIN/PO₄-P比が11以下の地点は4カ所あり、その値の低い順にst.7, st.8, st.2, st.6であった。st.7のTIN/PO₄-P比が4.7と最も小さい値を示すのは、その底質がかなり汚染されており¹⁷⁾平均水深も2.7mと浅いため、河川からの磷の負荷が大きいと共に底質からの磷の溶出量が多く¹⁸⁾、しかも下層のTIN/PO₄-P比は4.9と上層のそれとほとんど変わらないことから潮流や風によって上下混合が起こり易くなっていることが原因しているものと考えられる。st.8では湾奥からのPO₄-Pの豊富な河川水の影響が及んでいるためであり、またst.2では横浜港へ流入している中小河川水の影響が及んでいるためと推察される。st.6ではTIN/PO₄-P比は10.8となり、磷よりは窒素が制限因子となる傾向が強かった。横浜市沿岸域の調査結果¹⁶⁾においても、st.6では窒素が制限因子になる場合が多いことを指摘している。st.6で窒素が制限因子となった原因として、st.6はst.7の沖合いに位置し、特に干潮時にはst.7の水質の直接的影響を受ける地点であることは容易に想像できる(図-1)。従って、窒素が制限因子であるst.7の水塊がst.6へ移動するため、st.6で窒素が制限因子になる場合が多くなると考えられる。しかし、st.1は鶴見川の直接的影響を受け易い地点であるのに、TIN/PO₄-P比は15.3と大きな値をとり、他地点とは異なる傾向を示した。夏期の上層水のTIN濃度については、他地点が1mg/l以下であるのに対してst.1では2.26mg/lとかなり大きな値を示しており(表-10.1), st.1付近はPO₄-PよりTINの供給が多い地点と推察され

る。このように、st. 1とst. 7は河川水の影響が大きいという共通点をもつにもかかわらず、それらの制限因子は異なっていた。

下層水質については、表-11から上層水質と同様にst. 1でTIN/PO₄-P比が10.2と大きな値を示し、他地点では3.8~7.2の範囲にあり、いずれの地点も窒素が制限因子であった。これは下層では底質からのPO₄-Pの溶出による影響が大きいと考えられる。

4 まとめ

公共用水域水質測定結果を用いて、横浜市沿岸及び沖合い域の水質変動特性を調べた結果、以下のことが明らかとなった。

- (1) 成層構造は4月ごろから発達し、8月に最大となり、10月ごろまで続いた。
- (2) 上層の年最高水温は8月に現れるが、下層の年最高水温は8月より沿岸では半月~1ヶ月、沖合では1ヶ月半程度遅れていた。
- (3) 塩分濃度は沖合より沿岸の方が、また湾口より湾奥の方が低く、特に沖合のst. 8で低いのが目立った。
- (4) 時系列データの主成分分析の結果から、上層の主成分は富栄養化現象と潮汐の影響、下層の主成分は嫌気状態の底質の影響と潮汐の影響で大部分説明できた。
- (5) 地点別の主成分分析の結果から、河口域においては潮汐の影響の方が富栄養化現象や底質の影響よりも大きかった。
- (6) 赤潮は沖合より沿岸で多く発生しているが、沖合のst. 8は多摩川や荒川などの河川水の影響が及んでおり、赤潮の発生頻度は最も高かった。
- (7) 赤潮の発生時期は6月に集中しており、水温が20℃を超える時に藻類の異常増殖が認められた。その大きな要因として、降雨後における水温の好適温度への上昇が考えられた。
- (8) 赤潮発生時のchl-aとCODの関係から、chl-aの1mg/m³はCODの約0.05mg/lに相当し、動植物プランクトンのデトリティラスなどに由来するCOD値は2.1~4.7mg/lであることがわかった。
- (9) 制限因子が窒素である地点は下層の全地点と上層では河川水の影響が及ぶ地点であるが、st. 1は鶴見川の直接的影響を受けている地点にもかかわらず制限因子は磷であった。

謝辞

データの提供については神奈川県環境部水質保全課および横浜市公害対策局水質課、データの処理につい

ては当公害研究所の新井久夫技術吏員の協力を得た、ここに感謝の意を表したい。

文献

- 1) 岡市友利編：赤潮の科学，恒星社厚生閣(1987).
- 2) 日本水産学会編：赤潮—発生機構と対策，水産学シリーズ 34，恒星社厚生閣(1986).
- 3) 統計数理研究所：自然環境についての標本調査法の研究，統計数理研究所共同研究リポート16(1989).
- 4) 神奈川県：神奈川県水質調査年表，昭和56~60年度.
- 5) 井沢博文，清水 徹：広島湾の底泥をめぐる物質の代謝およびその動態的挙動 II 海底泥からの栄養塩溶出に及ぼす温度の影響，広島県環境センター研究報告 5，72-76(1983).
- 6) 成瀬洋児，安藤 良，榊原 靖，土山ふみ：底泥からのリンの溶出への影響因子について，名古屋市公害研究所報，14，59-65(1984).
- 7) 二宮勝幸：主成分分析法を用いた周期的時系列データの解析(I)，COSINE 関数モデルによる検証，横浜市公害研究所報，13，113-119(1989).
- 8) 菊地利夫：東京湾史，環境科学ライブラリー 8，大日本図書(1974).
- 9) 柳田友道：赤潮，講談社サイエンティフィク(1976).
- 10) 水尾寛己，鶴田治雄，二宮勝幸，雫石雅美，多賀保志，大隅 昇，岸野洋久，田口時夫：東京湾の水質観測へのランドサットデータの利用について，横浜市公害研究所報，13，105-112(1989).
- 11) 菱田昌孝，岡崎修平：東京湾における汚染物質の移行経路について，日本国土海洋総合学術診断技術報告集 海洋関係，1981，55-84(1982).
- 12) 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).
- 13) 二宮勝幸，水尾寛己：主成分分析法を用いた周期的時系列データの解析(II)，河川水質への応用，横浜市公害研究所報，13，121-129(1989).
- 14) 中村泰男，渡辺 信：Chattonella antiqua の増殖に及ぼす温度，塩分，照度，pHの効果，国立公害研究所研究報告，63，79-85(1984).
- 15) 加藤 進，中川喜明，和田一人，市岡孝生，松本正：伊勢湾の貧酸素水塊について，三重県環境科学センター研究報告，47-52(1989).
- 16) 福島 悟：Skeletonema costatum の培養試験による横浜市沿岸域の藻類増殖潜在能力の評価，横浜

市公害研究所報, 13, 73-82(1989).

17) 横浜市公害研究所: 平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告書, 公害研資料 No.68(1986).

18) 鎌田敏幸, 村上哲生, 榊原 靖, 土山ふみ, 成瀬

洋児, 安藤 良: 名古屋港の植物プランクトンによる二次汚濁とその増殖に及ぼす要因について名古屋市公害研究所報, 13, 89-95(1985).

水生植物と接触ばっ気法の組合せによる 水質浄化法の検討（第2報）

大矢 昌弘*，遠田 和雄*

要 旨

固定床式接触ばっ気装置と水生植物植栽水路（アシ、マコモ、キンヨウブ）との組合せによる水質浄化実験を実際の池水を用いて行った結果、植物としてキンヨウブを植栽することにより透視度、SS、COD、T-N及びT-Pについて年間を通して良好な処理効果が得られた。植物の生長は、マコモ及びキンヨウブで良くアシでは悪かった。また植物体の回収については、マコモ及びアシでは水路底部まで地下茎が横走したため困難であったが、キンヨウブでは根茎は肥大したものの地下茎のように横走しないために比較的容易であった。

1. はじめに

第1報¹⁾で、池や小河川等比較的小規模な水域の水質浄化法の一つとして、固定床式接触ばっ気装置と水生植物植栽水路（アシ、ガマ、フトイ、マコモ）との組合せによる浄化実験を実際の池水を用いて行った結果、懸濁物質の除去率80%以上、処理水の透視度100度以上と良好な処理効果を維持することができた。また、池水中の全窒素、全りん濃度は低かったがそれぞれ36%、73%の除去率が得られ、富栄養化防止効果も期待できることがわかった。しかし、植物の生長は全体として不十分であり、また冬季に地上部が枯れたことから年間を通して良好な処理効果を維持することは困難と推定された。

そこで今回は、葉が大きく肉厚であり低温にも比較的強いキンヨウブと第1報¹⁾で栽培適性が確認されたアシ及びマコモを取り上げ、それぞれを単独に植栽した水路及び全く植栽しない水路を用いて実験を行い、植物の生育状態及び処理効果を年間を通して比較検討した結果、若干の知見を得たので報告する。

2. 実験方法

2-1 水生植物

本実験で用いた水生植物はいずれも抽水植物に属す

るアシ、マコモ及びキンヨウブの3種類である。

アシは各地の池沼や河川の岸及び水湿地に群生する多年草で、種子または根茎で越冬し地下茎がよく発達する²⁾。マコモは各地の池沼や河川の岸及び溝、水路などに群生する多年草で、種子または根茎で越冬し地下茎が横走する³⁾。キンヨウブはヨーロッパ原産の多年草で各地の河川や池沼の水辺や湿地に群生し、種子または根茎で越冬し根茎は大きな株をつくる⁴⁾。

本実験ではアシ及びマコモは千葉県佐原市与田浦で採取した苗を、またキンヨウブは園芸用の苗をそれぞれ用いた。

2-2 実験装置

本実験で用いた実験装置のフローシートを図-1に、全体の外観を写真-1にそれぞれ示す。装置は主に懸濁物質及び有機汚濁物質の除去のためのばっ気槽及び沈殿槽からなる固定床式接触ばっ気装置と、窒素及びりん除去のために水生植物を植栽した人工水路とで構成されている。原水は水中ポンプで汲み上げられ、計量槽で適正流量に調整後ばっ気槽(670 l)へ供給され、ブローヤからのばっ気により槽内を循環する間にろ床(ヘチマロン)と接触する。ばっ気槽の流出水は沈殿槽で固液分離後、分配器によって4基の人工水路に均等に供給され、水路内を流下した後各水路の末端より

A study on water purification by the combination of contact aeration unit and aquatic plants in an artificial water pass (Part 2)

*Masahiro Ohya, Kazuo Enda 横浜市公害研究所水質部門

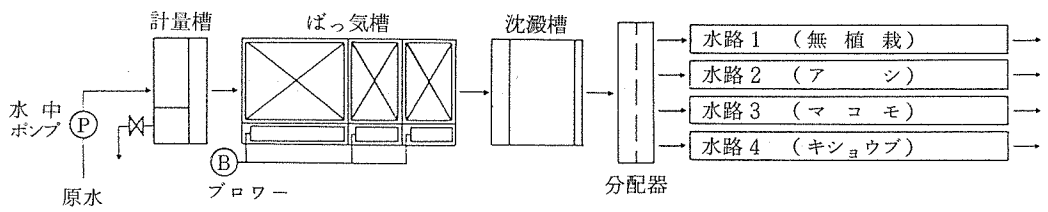


図-1 フローシート

放流される。各水路の外観を写真-2～5にそれぞれ示す。水路1は植物を植栽せず対照とした。水路2, 3, 4にはアシ、マコモ及びキシヨウブをそれぞれ植栽した。

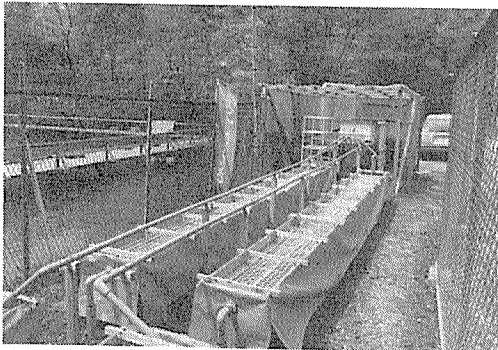


写真-1 実験装置の外観

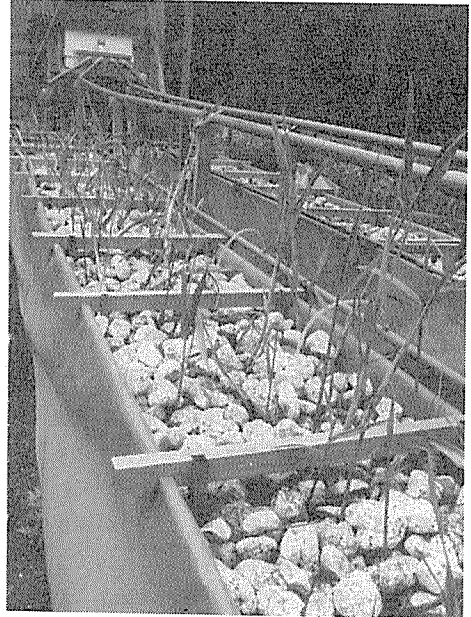


写真-3 水路2 (アシ)

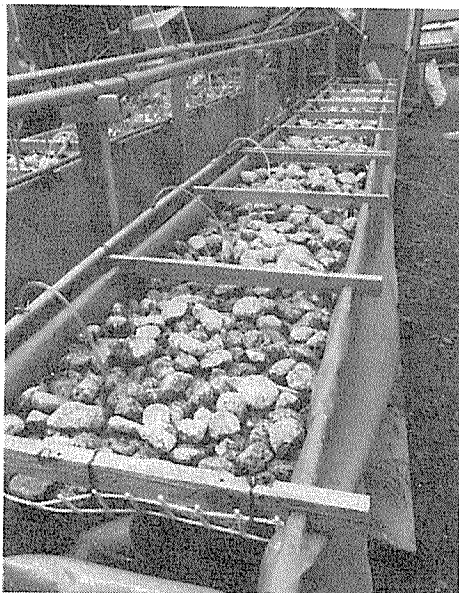


写真-2 水路1 (対照)

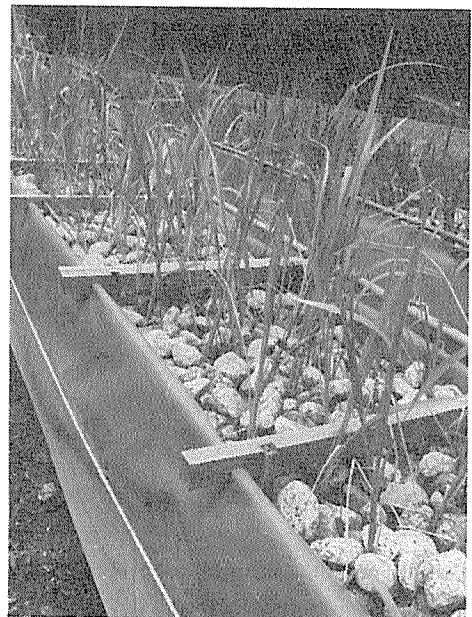


写真-4 水路3 (マコモ)



写真-5 水路4 (キショウブ)

2-3 人工水路の構造及び植物の植栽方法

水路は、長さ5.0m×幅0.4m×深さ0.4mの合板製の箱をプラスチック製カバーで覆ったもので、実水深は約21cm、容量は約403lであった。水面下約1cmに4cm×4cmの角目のプラスチック製ネットを張り、これに植物の苗の根元を固定した。なお、水路底部には散気管を設置し適宜水路内のばっ気を行った。

2-4 実験方法

実験装置は、市内緑区寺家町の熊野池に隣接して設置し、当池水を原水として用いた。当池は、農業用溜池を釣堀に転用したもので、コイ等が多数放流されている。水質測定については、原水、水路流入水（以下接触ばっ気処理水と呼ぶ）及び水路流出水を採水し、それぞれについて以下に示す項目の理化学分析を行った。なお、溶存態成分の分析には試料を吸引ろ過（ろ紙No. 東洋ろ紙GS25）したろ液を用いた。

- 水温：ガラス製棒状温度計
- 溶存酸素 (DO)：ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法
- 透視度：透視度計
- 懸濁物質 (SS)：ガラス繊維ろ紙・吸引ろ過法
- 水素イオン濃度 (pH)：ガラス電極法
- 化学的酸素要求量 (COD)：100°Cにおける過マンガン酸カリウムによる酸素消費量
- 全窒素 (T-N)、溶存態窒素 (D-N)：アルカリ性過硫酸カリウム分解・紫外線吸光光度法
- 懸濁態窒素 (S-N)：T-NとD-Nとの差

- 全りん (T-P)、溶存態りん (D-P)：過硫酸カリウム分解・モリブデン青吸光光度法
- 懸濁態りん (S-P)：T-PとD-Pとの差

3. 結果及び考察

3-1 実験経過及び観察結果

実験は1987年5月20日から翌年3月10日まで行った。水路では7月2日～8月5日を除き若干のばっ気を行った。滞留時間はばっ気槽で平均1.3hr、水路で1.5～4.1hr（ただし5月27日6.8hr、9月9日11.4hr、3月10日5.4hr）であった。また、水路の水面積負荷は1.2～3.4m³/m²・日（ただし5月27日0.74m³/m²・日、9月9日0.44m³/m²・日、3月10日0.93m³/m²・日）であった。

普通の植物は、ある期間は旺盛な栄養生長をし、やがて開花、結実つまり生殖生長をして、ついには枯死する⁵⁾。また今回のように、植物を水耕方式で植栽した場合には、根が環境条件に適応して良好に生長するまでに若干の馴養期間を要する⁶⁾。そこで実験期間を植物の生育状況から大まかに四期に区分しそれぞれ、第一期を植物の馴養期（5月20日～7月15日）、第二期を栄養生長期（7月29日～9月9日）、第三期を生殖生長期（9月30日～11月25日）、第四期を地上部の枯死期（12月9日～3月10日）におおむね相当するものと見なして、各期について植物の生育状態と処理効果との関係を考察することとした。

ばっ気槽では、実験開始後1週間程度でろ床表面へ生物膜が付着し、第一・二期にミズゴケ状のかなり強固な繊維体が形成された。これは、水温が高く生物膜等の生長が良好であったためと考えられる⁷⁾。その後第三・四期には生物膜の付着性が低下した。これは、主として水温の低下のためと考えられる。

水路では、ネット上に礫を敷いて藻類の増殖を抑える工夫をしたが、水路1、2では付着藻類の増殖が見られた。水路3、4では植物が繁茂している部分では藻類の増殖は見られなかった。しかし植物を植栽しなかった水路末端付近では藻類が増殖し、第三期に水路3でしばしば、また水路4でもときおり剝離・流出した。また、いずれの水路も実験終了時には相当量の汚泥が堆積した。

3-2 植物の生育状態

植物の生育状況を表-1に示す。アジは6月9日まで順調に生長したが、その後生長が鈍った。草高は最大で100cmに止まり、葉及び根の生長も悪かった。地上部は1月にほぼ枯れたので、1月27日に全量を刈り

表-1 植物の生育状況

年月日	ア シ	マ コ モ	キ シ ョ ウ プ
1987. 5. 27	根の生長が悪い	根の生長が良い	根の生長が良い
6. 2	草高 15~55cm	草高 30~95cm	草高 30~62cm
9	草高 12~80cm	草高 30~116cm	草高 40~70cm
23	草高 20~88cm	草高 80~135cm	草高 35~90cm
7. 7	草高 40~90cm	草高 110~160cm	草高 93~118cm
29	草高 30~90cm	草高 130~180cm	草高 115~150cm
8. 19	草高 28~100cm	草高 140~203cm	草高 140~175cm
9. 30		複穂状に開花	
10. 7	草高 50~100cm	草高 140~215cm	草高 140~180cm
21	草高 80~100cm	草高 160~225cm	草高 160~210cm
		一部の葉が倒伏	一部の葉が倒伏
11. 25		大部分倒伏・黄変	
12. 9		大部分の葉が枯死	大部分倒伏・新芽発生
24			大部分の葉が黄変
1988. 1. 6	大部分の葉が枯死		
27	地上部を刈り取る	地上部を刈り取る	枯死体のみ刈り取る

取った。しかし実験終了時には地下茎が水路底部まで横走していることが観察された。

マコモは順調に生長し、草高は最大で225cmに達した。根も良く生長し、水路底部まで横走した地下茎を中心に密生しマット状の根群を形成した。地上部は8月中旬以後生長が鈍り、12月にほぼ枯れたので1月27日に全量を刈り取った。しかし地下茎及び根は冬季も生存したので、年間を通してある程度の処理効果は維持できると推定された。

キショウブは順調に生長し、草高は最大で210cmに達した。根も良く生長し水路全体にマット状の根群を形成した。地上部は8月中旬以後生長が鈍り、12月にほぼ枯れたが同時期に新芽の発育も見られたので、1月27日に枯死体のみ刈り取った。冬季も新芽が生長し根茎及び根も生存したので、年間を通してかなりの処理効果が維持できると推定された。しかし根群内に汚泥が堆積し最終的に閉塞状態を示したため、目詰まりには注意する必要がある。

各植物の生育状態を比較すると、地上部の生長はマコモが最も良くキショウブが次ぎアシは劣った。しかしキショウブはマコモより葉が肉厚であったので、生産量は両者とも同程度と推定された。一方、根の生長はアシでは悪かったが、マコモ及びキショウブでは良好であった。また実験終了後の植物体の回収については、マコモ及びアシでは地下茎が水路底部まで横走し

たため困難であったが、キショウブでは根茎は肥大したものの地下茎のように横走しないために比較的容易であった。

3-3 水温

水温の各期の平均値を表-2に示す。水温は採水箇所による差異はほとんどなかった。一例として接触ばっ気処理水の水温の経日変化を図-2に示す。水温は第一期20.0~26.5℃、第二期24.5~26.5℃と高かったが、第三期に大きく低下し、第四期にはほぼ8.0~9.0℃と低かった。

表-2 水温

平均値(℃)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	22.6	25.0	16.4	8.6
接触ばっ気処理水	22.9	25.7	16.2	8.6
水路 1	24.7	26.5	15.8	7.6
水路 2	24.1	26.1	15.8	7.8
水路 3	23.5	25.6	15.5	7.9
水路 4	23.3	25.6	15.5	7.3

3-4 溶存酸素(DO)

DOの経日変化を図-3に、また各期の平均値を表-3にそれぞれ示す。原水のDOは平均値で8.0~10.3mg/lと各期とも高かった。接触ばっ気処理水のDOは8月19日に3.4mg/lまで低下し、第一・二期には平均値

で原水を24%及び34%と大きく下回った。これは、水温が高くばっ気槽の接触酸化効果が大きいため酸素消費量が増大したことによると推定される⁸⁾。しかし第三・四期には逆に平均値で13%及び6%上回った。これは水温の低下に伴い、接触酸化効果が減少し、また酸素溶解度が増大したためと推定される。

水路1のDOは8月19日に4.2mg/lまで低下し第一・二期には接触ばっ気処理水をやや上回ることが多かった。これは主に藻類の影響と考えられる。しかし第三・四期には接触ばっ気処理水とほぼ同様の傾向であ

表-3 溶存酸素(DO)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	9.4	8.6	8.0	10.3
接触ばっ気処理水	7.2	5.7	9.0	10.9
水路1	8.3	5.8	8.7	10.6
水路2	7.2	5.5	8.7	10.6
水路3	5.8	3.4	7.0	9.0
水路4	6.1	3.2	6.9	8.4

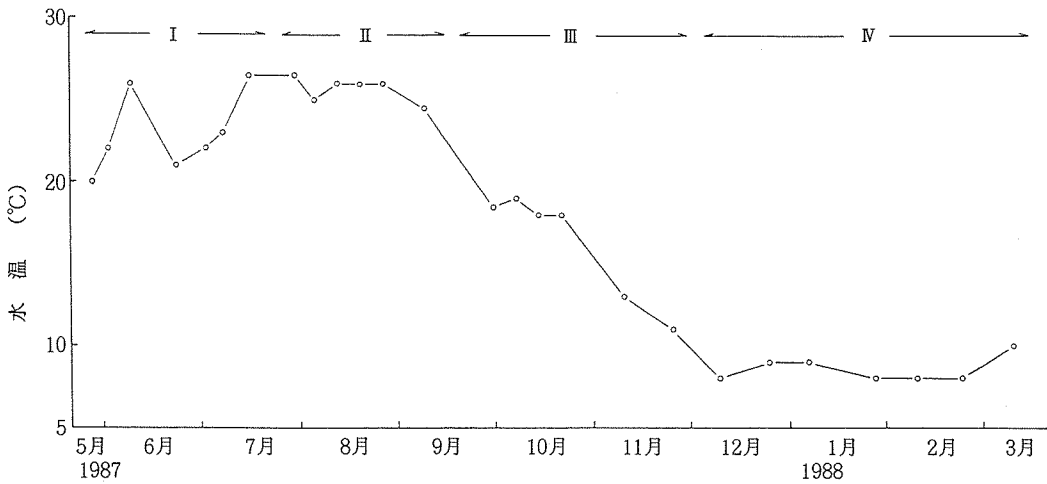


図-2 水温の経日変化 ○—○：接触ばっ気処理水

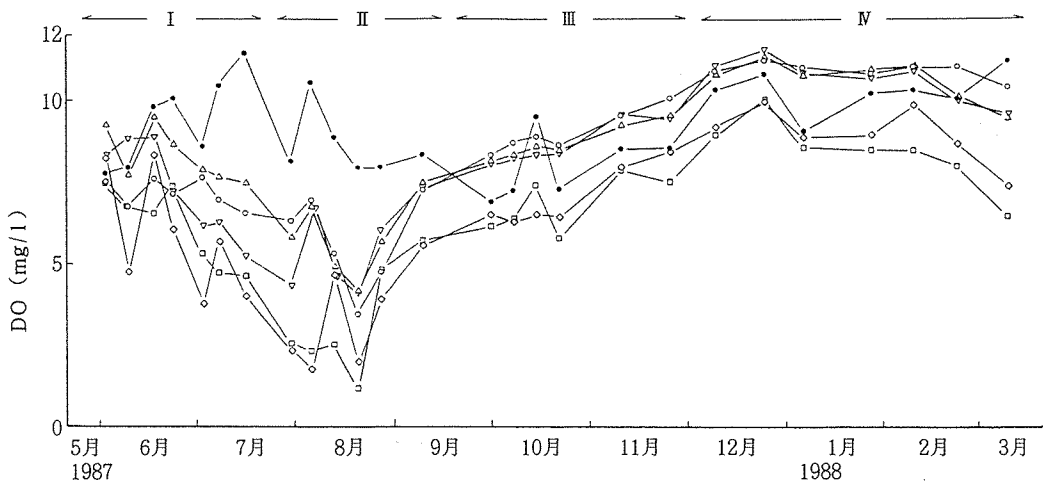


図-3 DOの経日変化 ●—●：原水, ○—○：接触ばっ気処理水, △—△：水路1, ▽—▽：水路2, ◇—◇：水路3, □—□：水路4

った。なお、水路内のばっ気の有無による差異ははつきりしなかった。

水路2のDOは第一期に平均値で水路1を13%下回った。これは、主としてアンの根が生長する際に溶存酸素を消費したためと考えられる¹⁰⁾。しかし第二期以後は水路1とほぼ同様の傾向であった。これは、根の生長が鈍り酸素消費量が減少したためと考えられる。

水路3のDOは8月5日に1.8mg/lまで、また水路4のDOは8月19日に1.1mg/lまでそれぞれ低下し、第一・二期には平均値で水路1をそれぞれ30%及び42%、27%及び46%と大きく下回った。これは、マコモ及びキンショウブの根が生長した根群内に汚泥が堆積したことにより酸素消費量が增大したためと考えられる⁹⁾。また、第三・四期でも平均値で水路1をそれぞれ20%及び16%、22%及び21%とかなり下回った。これは、主として根群内の汚泥による酸素消費のためと推定される。

3-5 透視度

透視度の経日変化を図-4に、また各期の平均値(100度以上の値を100度として計算した)を表-4にそれぞれ示す。原水の透視度は平均値で第一・二期に10度及び9度と低かったが、第三・四期には17度及び18度とやや上昇した。接触ばっ気処理水の透視度は7月15日に63度に達し第一期には平均値で原水を22度とかなり上回ったが、第二期以後低下し第三・四期には平均値で原水を2度及び4度上回るに止まった。

水路1の透視度は7月15日に92度に達し第一・二期

には平均値で接触ばっ気処理水を19度及び24度とかなり上回ったが、第三・四期には5度上回るに止まった。水路2の透視度は7月7日に100度以上に達し第一期には平均値で水路1を13度上回ったが、第二期には逆に10度下回り、第三・四期には水路1とほぼ同様の傾向であった。水路3の透視度は7月15日に100度以上に達し第一・二期には平均値で水路1を20度及び56度とかなり上回った。また第三・四期には実測値で18~100度以上と大幅に変動したが、平均値では水路1を25度及び31度とかなり上回った。水路4の透視度は7月2日に100度以上に達し第一・二期には平均値で水路1を28度及び56度とかなり上回った。また第三・四期には実測値で44~100度以上と変動が大きかったが、平均値では水路1を54度及び55度と大きく上回った。

表-4 透視度

平均値(度)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	10	9	17	18
接触ばっ気処理水	32	18	19	22
水路1	51	42	24	27
水路2	64	32	24	27
水路3	71	98	49	58
水路4	79	98	78	82

3-6 懸濁物質(SS)

SSの経日変化を図-5に、また各期の平均値及び平均除去率を表-5、6にそれぞれ示す。原水のSSは

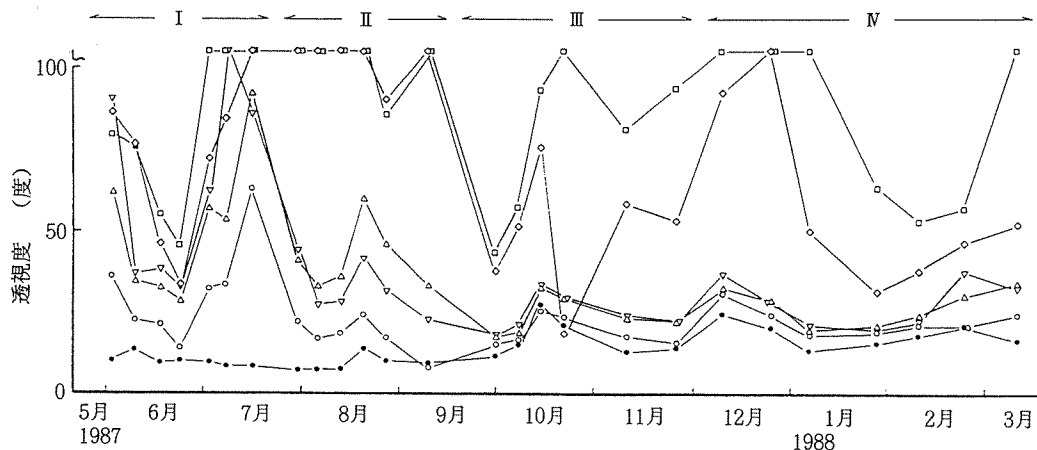


図-4 透視度の経日変化

●-●：原水，○-○：接触ばっ気処理水，△-△：水路1，
▽-▽：水路2，◇-◇：水路3，□-□：水路4

7月29日に108mg/lに達し第一・二期には平均値で58mg/l及び71mg/lと高かった。これは、水温が高く日射量も大きいことから主として池水中の植物性プランクトンが増殖したためと考えられる。しかし第三・四期には平均値で36mg/l及び29mg/lと低下した。これは、水温の低下と日射量の減少によりプランクトンが死滅し溶出あるいは沈殿したためと推定される。

接触ばっ気処理水のSSは7月15日に7mg/lまで低下したが第二期以後上昇し、9月9日には汚泥の流出により94mg/lに達した。SS除去率は第一・二期に65%及び42%と高かった。これは、水温が高く生物膜の生長が良好でSSの捕捉効果が高かったためと考えられる。また第三・四期に除去率が12%及び22%と低かったのは、水温が低く生物膜の生長が低下または停止しSSの捕捉効果が低下したためと考えられる。

水路1のSSは7月15日に5mg/lまで低下したが第二期以後上昇し、第四期には接触ばっ気処理水とほぼ同様の傾向であった。SS除去率は第一・二期に52%及

び67%と高かった。これは、ばっ気槽の接触酸化効果が良好でSSが沈降しやすく、また水温が高く路床表面の生物膜によるSSの捕捉効果も高かったためと推定される。また第三・四期に除去率が35%及び18%と低かったのは、ばっ気槽の接触酸化効果が低下しSSが沈降しにくく、また路床表面の生物膜によるSSの捕捉効果も低下したほか、水路内に堆積した汚泥が嫌酸化し一部再浮上したことによるためとも推定される。水路2のSS及びSS除去率は水路1とほぼ同様の傾向であり、アンによる処理効果は認められなかった。これは、アンの根の生長が悪くSSがほとんど捕捉されなかったためと考えられる。

水路3のSSは年間を通して実測値でほぼ2~15mg/lと比較的低かった。しかし9月30日及び10月21日には藻類の流出により41mg/l及び33mg/lに達した。SS除去率は第二期に90%と高く水路1を23%上回った。これは、マコモの根がマット状の根群を形成しSSが良好に捕捉されたためと考えられる。第三期に除去率が44%と低下したのは、主として藻類の流出による二次

表-5 懸濁物質(SS)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	58	71	36	29
接触ばっ気処理水	20	41	32	23
水路1	10	14	21	19
水路2	8	16	22	18
水路3	6	4	18	10
水路4	5	4	6	5

表-6 SS除去率

平均値(%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	65	42	12	22
水路1	52	67	35	18
水路2	61	61	32	20
水路3	68	90	44	55
水路4	74	91	81	76

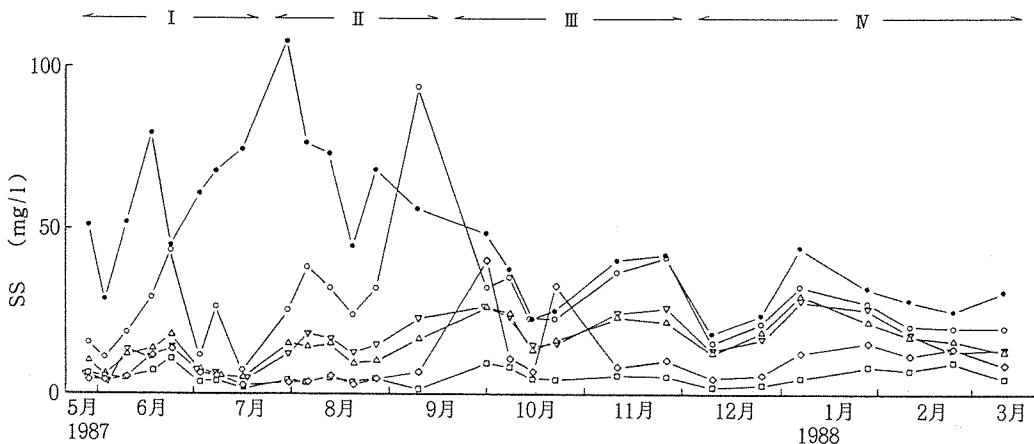


図-5 SSの経日変化

●—●：原水，○—○：接触ばっ気処理水，△—△：水路1，
▽—▽：水路2，◇—◇：水路3，□—□：水路4

汚濁の影響を受けたためと考えられる。また第四期に除去率が55%とやや低かったのは、マコモの根群が水路底部に横走した地下茎を中心に生長した結果、水路上部に空隙が生じ、水路内に汚泥が堆積してくるとSSが溢流しやすいと推定される。

水路4のSSは年間を通して実測値で1~10mg/lと低かった。SS除去率は74~91%と各期とも安定して高く水路1を22~58%上回った。これはマコモと異なり、キョウブではマット状の根群が水路全体に形成された結果、汚泥が堆積してきてもSSが良好に捕捉されたためと推定される。

3-7 水素イオン濃度(pH)

pHの各期の平均値を表-7に示す。原水のpHは7.8~8.0の弱アルカリ性であった。接触ばっ気処理水、水路1、2のpHは原水とほぼ同様の傾向であった。水路3、4のpHは接触ばっ気処理水の値をそれぞれ0.2~0.5、0.3~0.5下回りやや低下する傾向を示した。

3-8 化学的酸素要求量(COD)

CODの経日変化を図-6に、また各期の平均値及び平均除去率を表-8、9にそれぞれ示す。原水のCODは7月15日に10.7mg/lに達し、第一・二期には平均値で8.4mg/l及び6.9mg/lと高かった。これは、SSが高くまた池内への投餌量が多かったためと推定される。しかし第三・四期には平均値で4.6mg/l及び4.7mg/lと低下した。これはSSの低下と投餌量の減少によると推定される。接触ばっ気処理水のCODは7月29日に2.9mg/lまで低下したが、平均値では3.6~4.3mg/lと各期とも大差はなかった。COD除去率は第一

表-7 水素イオン濃度(pH)

平均値	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	7.8	7.9	7.8	8.0
接触ばっ気処理水	7.7	7.9	7.9	8.1
水路1	7.8	7.8	7.9	8.0
水路2	7.7	7.8	7.9	7.9
水路3	7.5	7.4	7.7	7.7
水路4	7.4	7.4	7.6	7.6

二期に50%及び38%と比較的高かった。これは、水温が高くばっ気槽の接触酸化効果が大きかったためと考えられる⁸⁾。また第三・四期に除去率が22%及び14%と低かったのは水温が低く接触酸化効果が低下したためと考えられる。

水路1のCODは7月29日に2.3mg/lまで低下したがその後上昇し、第三・四期には接触ばっ気処理水とほぼ同様の傾向であった。COD除去率は9~24%と各

表-8 化学的酸素要求量(COD)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	8.4	6.9	4.6	4.7
接触ばっ気処理水	4.2	4.3	3.6	4.0
水路1	3.6	3.3	3.2	3.6
水路2	3.5	3.3	3.3	3.4
水路3	3.3	2.6	4.1	2.6
水路4	3.2	2.1	2.1	2.0

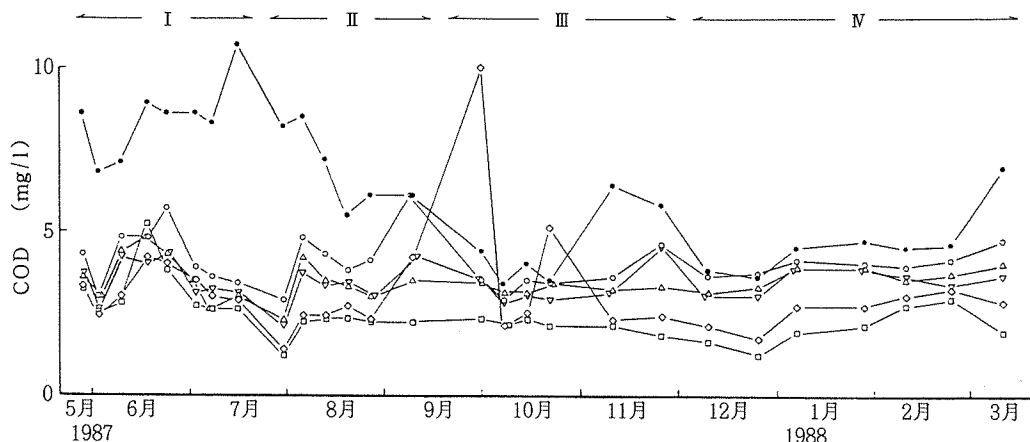


図-6 CODの経日変化

●—●：原水，○—○：接触ばっ気処理水，△—△：水路1，
▽—▽：水路2，◇—◇：水路3，□—□：水路4

期とも低かった。水路2のCOD及びCOD除去率は水路1とほぼ同様の傾向であり、アソによる処理効果は認められなかった。水路3のCODは7月29日に1.4mg/lまで低下し、第二・四期には平均値で2.6mg/lと比較的低かった。しかし、9月30日及び10月21日には藻類の流出により10.0mg/l及び5.1mg/lに達した。COD除去率は第二期41%、第四期35%と比較的高く水路1を17%及び25%上回った。これは、マコモのマット状の根群による接触酸化効果が良好であったためと考えられる¹¹⁾。第一期に除去率が21%と低かったのは根群がまだ十分に形成されていないためと考えられる。また第三期で処理効果が認められなかったのは、藻類の流出による二次汚濁の影響を受けたためと考えられる。水路4のCODは7月29日に1.2mg/lまで低下し第二～四期には平均値で2.0～2.1mg/lと低かった。COD除去率は第一期に24%と低かったが、第二期以後は41～52%と安定して高く水路1を28～39%とかなり上回ったことから、キヌエビの接触酸化効果はマット状の根群が形成された第二期以後は良好に維持されたと考えられる。

表-9 COD除去率

平均値 (%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	50	38	22	14
水路 1	13	24	9	10
水路 2	16	24	8	14
水路 3	21	41	-14	35
水路 4	24	52	41	49

3-9 懸濁態窒素(S-N)、溶存態窒素(D-N)及び全窒素(T-N)

S-N、D-N及びT-Nの経日変化を図-7～9に、各期の平均値を表-10～12に、また各期の平均除去率を表-13～15にそれぞれ示す。

原水のS-Nは7月29日に1.01mg/lに達し第一・二期には平均値で0.75mg/l及び0.68mg/lと高かった。これは、水温が高く日射量も大きいことから主として池水中の植物性プランクトンが増殖したためと考えられる。また第三・四期に平均値で0.36mg/l及び0.32mg/lと低下したのは、プランクトンが死滅し溶出あるいは沈殿したためと推定される。D-Nは第一期に平均値で0.17mg/lと低かった。これはプランクトンの増殖に伴いD-Nが吸収されたためと考えられる。また第二・三期に平均値で0.33mg/l及び0.42mg/lと上昇したのは、第一・二期に増殖したプランクトンが内生期に入りD-Nが溶出したためと推定される¹²⁾。しかし第四期には平均値で0.14mg/lと低下した。これは、プランクトンが死滅・沈殿したためと推定される。T-Nは7月29日に1.69mg/lに達したがその後低下し、第四期には平均値で0.47mg/lと低かった。

接触ばっ気処理水のS-Nは7月7日に0.09mg/lまで低下し9月9日には汚泥の流出により0.54mg/lに達したが、平均値では0.22～0.32mg/lと各期とも大差はなかった。D-Nは8月19日に0.62mg/lに達したが、第三・四期には原水とほぼ同様の傾向であった。T-Nは9月9日に1.13mg/lに達したが、第三・四期には原水とほぼ同様の傾向であった。S-N除去率は第一・二期に65%及び54%と高かったが、第三期に38%と低下し第四期には処理効果が認められなかった。これは主とし

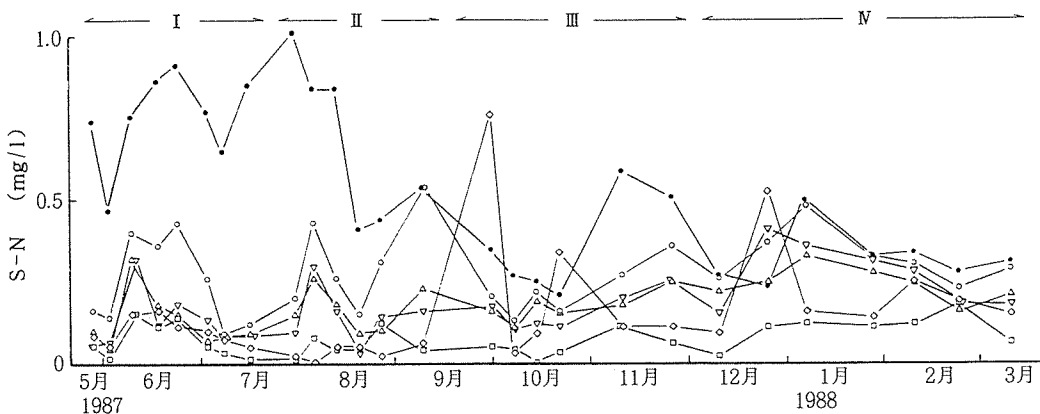


図-7 S-Nの経日変化

●—●：原水，○—○：接触ばっ気処理水，△—△：水路1，
▽—▽：水路2，◇—◇：水路3，□—□：水路4

て、生物膜によるSSの捕捉効果が第一・二期に高く第三・四期には低下したためと考えられる。D-N除去率は第一・二期に-170%及び-54%を示し処理効果が認められなかった。これは、生物膜に捕捉されたSSが接触酸化を受けD-Nとして溶出する量が生物膜に取込まれる量を大きく上回ったためと考えられる。しかし第三期には-15%と上昇した。これは、水温の低下に伴い接触酸化効果が低下したためと考えられる。また第四期に32%と正に転じたのは、D-Nの溶出量が取込み量を下回ったためと推定される。T-N除去率は9~22%と各期とも低かった。

水路1のS-Nは平均値で第一期に0.12mg/lと低かったが、第四期には0.25mg/lとやや上昇した。D-Nは7月2日に0.76mg/lに達したが、第二期以後は接触ばっ気処理水とほぼ同様の傾向であった。T-Nは接触ばっ気処理水とほぼ同様の傾向であった。S-N除去率は第一・二期に55%及び47%と高かったが、第三・四期には23%及び25%と低かった。これは、SS除去率が第一・二期に高く第三・四期には低下したためと考えられる。D-N除去率は各期とも負の値を示し、特に第一・四期に低かった。これは主として、第一期には路床生物膜の接触酸化効果により、また第四期には附着藻類の死滅によりD-Nが溶出したためと推定される。T-N除去率は5~17%と各期とも低かった。

水路2のS-N、D-N及びT-Nは水路1とほぼ同様の傾向であった。S-N除去率は水路1とほぼ一致した。これは、アシの根の生長が悪くSSがほとんど捕捉されなかったためと考えられる。またD-N除去率も水路1とほぼ一致した。これはアシの生長が地上部でも悪くD-Nがほとんど吸収されなかったためと考えられる。

表-10 懸濁態窒素(S-N)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	0.75	0.68	0.36	0.32
接触ばっ気処理水	0.26	0.31	0.22	0.32
水路 1	0.12	0.17	0.17	0.25
水路 2	0.14	0.15	0.16	0.26
水路 3	0.11	0.03	0.24	0.21
水路 4	0.07	0.06	0.05	0.10

表-11 溶存態窒素(D-N)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	0.17	0.33	0.42	0.15
接触ばっ気処理水	0.46	0.51	0.48	0.10
水路 1	0.52	0.51	0.50	0.13
水路 2	0.49	0.51	0.49	0.12
水路 3	0.39	0.30	0.42	0.16
水路 4	0.35	0.18	0.27	0.07

表-12 全窒素(T-N)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	0.92	1.01	0.78	0.47
接触ばっ気処理水	0.72	0.82	0.70	0.42
水路 1	0.64	0.68	0.67	0.38
水路 2	0.63	0.66	0.65	0.38
水路 3	0.50	0.33	0.66	0.37
水路 4	0.42	0.24	0.32	0.17

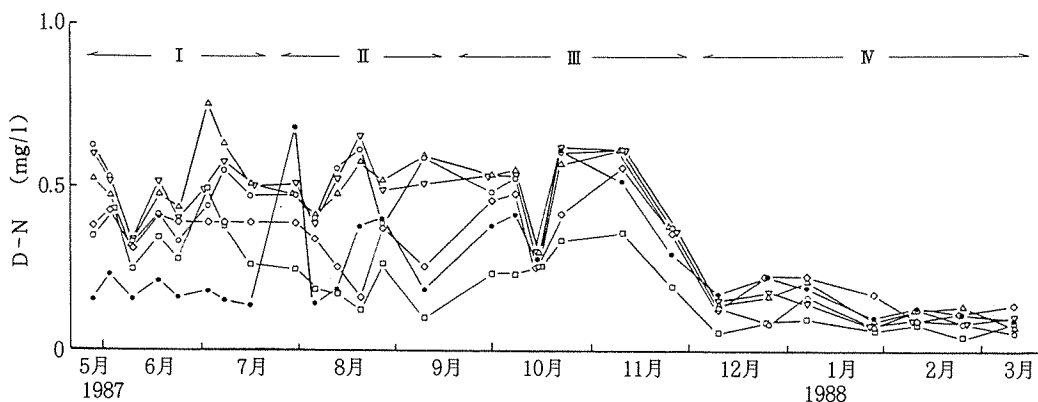


図-8 D-Nの経日変化

●—●: 原水, ○—○: 接触ばっ気処理水, △—△: 水路1, □—□: 水路2, ◇—◇: 水路3, ◻—◻: 水路4

このため T-N 除去率も水路 1 とほぼ一致し、アンによる処理効果は認められなかった。

水路 3 の S-N は平均値で第一・二期に 0.11mg/l 及び 0.03mg/l と低かったが、第三・四期には 0.24mg/l 及び 0.21mg/l とやや上昇した。D-N は 8 月 19 日に 0.16mg/l まで低下したがその後上昇し、第三・四期には水路 1 とほぼ同様の傾向であった。T-N は 8 月 19 日に 0.21mg/l まで低下し 9 月 30 日には 1.22mg/l に達したが、その後は水路 1 とほぼ同様の傾向であった。S-N 除去率は第二期に 90% と高く水路 1 を 43% と大きく上回った。これは、マコモの根により SS が良好に捕捉されたためと考えられる。また第三期に処理効果が認められなかったのは、主として藻類の流出による二次汚濁の影響を受けたためと考えられる。D-N 除去率は第二期に 42% と高く水路 1 を 43% と大きく上回った。これは、マコモの生長に伴い D-N が吸収されたためと考えられる。また、第四期に処理効果が認められなかったのは、マコモの地上部が枯れ内部の窒素分が D-N として溶出したためと推定される¹³⁾。T-N 除去率は第二期に 60% と高く水路 1 を 43% と大きく上回ったが、第三・四期には水路 1 とほぼ一致した。これは第二期にはマコモが良く生長し S-N、D-N とともに良好に処理されたが、第三期には生育が衰えまた藻類の流出もあり、第四期には地上部が枯れまた汚泥が堆積してくると水路上部の空隙から SS が溢流しやすいと推定される。

水路 4 の S-N は平均値で 0.05~0.10mg/l と各期とも低かった。D-N は 9 月 9 日に 0.10mg/l まで低下し第二期以後は平均値で 0.07~0.27mg/l と低かった。T-N は第二期以後は平均値で 0.17~0.32mg/l と低かった。S-N 除去率は 69~83% と各期とも安定して高く水路 1

を 18~56% とかなり上回った。これはキシウブの根群が水路全体に形成され、汚泥が堆積してきて SS が良好に捕捉されたためと推定される。D-N 除去率は第二期に 64% と高く第一・四期には 25% 及び 28% と低

表-13 S-N 除去率

平均値 (%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	65	54	38	-1
水路 1	55	47	23	25
水路 2	46	52	30	18
水路 3	55	90	-7	34
水路 4	73	83	79	69

表-14 D-N 除去率

平均値 (%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	-170	-54	-15	32
水路 1	-12	-1	-3	-35
水路 2	-6	-1	-3	-16
水路 3	16	42	12	-57
水路 4	25	64	44	28

表-15 T-N 除去率

平均値 (%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	22	19	10	9
水路 1	12	17	5	11
水路 2	12	19	8	10
水路 3	30	60	6	13
水路 4	42	71	55	59

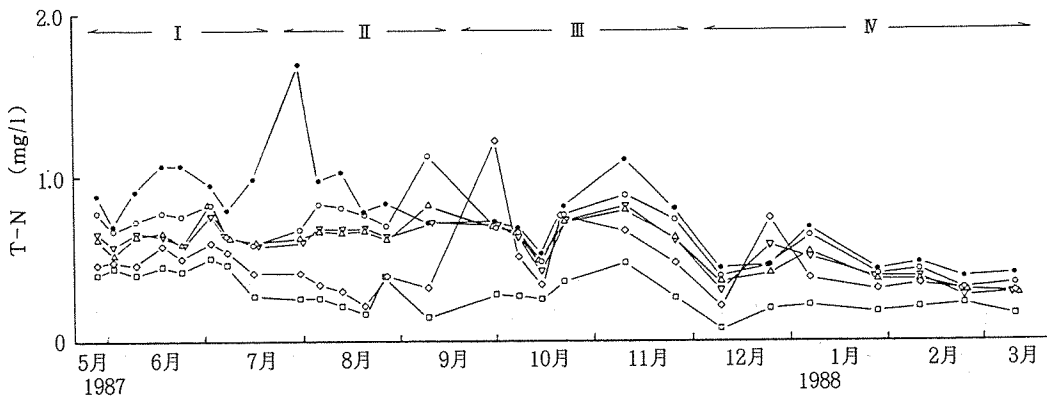


図-9 T-N の経日変化 ●—●：原水，○—○：接触ばっ気処理水，△—△：水路 1，▽—▽：水路 2，◇—◇：水路 3，□—□：水路 4

かったが、各期とも水路1を37~65%と大きく上回り処理効果が認められた。これはキノウブの生長が良く、栄養生長期はもとより枯死期でも新芽が発育・生長しD-Nが吸収されたためと考えられる。T-N除去率は42~71%と各期とも安定して高く水路1を30~54%と大きく上回った。これは、キノウブの生育が各期とも良くS-N、D-Nとも良好に処理されたためと考えられる。

3-10 懸濁態りん(S-P)、溶存態りん(D-P)及び全りん(T-P)

S-P、D-P及びT-Pの経日変化を図-10~12に、各期の平均値を表-16~18に、また各期の平均除去率を表-19~21にそれぞれ示す。

原水のS-Pは7月29日に0.365mg/lに達し第一・二期には平均値で0.182mg/l及び0.159mg/lと高かった。これは、水温が高く日射量も大きいことから主として池水中の植物性プランクトンが増殖したためと考えられる。また第三・四期に平均値で0.124mg/l及び0.100mg/lと低下したのは、プランクトンが死滅し溶出あるいは沈殿したためと推定される。D-Pは6月23日に0.004mg/lまで低下し第一・二期には平均値で0.022mg/l及び0.018mg/lと低かった。これはプランクトンの増殖に伴いD-Pが吸収されたためと考えられる。T-Pは7月29日に0.391mg/lに達したがその後低下し、第三・四期には平均値で0.154mg/l及び0.146mg/lと低かった。

接触ばっ気処理水のS-Pは7月15日に0.024mg/lまで低下し9月9日には汚泥の流出により0.303mg/lに達したが、第三・四期には平均値で0.099mg/l及び

表-16 懸濁態りん(S-P)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	0.182	0.159	0.124	0.100
接触ばっ気処理水	0.070	0.137	0.099	0.084
水路1	0.038	0.066	0.071	0.075
水路2	0.033	0.066	0.065	0.072
水路3	0.028	0.016	0.054	0.044
水路4	0.023	0.012	0.019	0.026

表-17 溶存態りん(D-P)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	0.022	0.018	0.030	0.046
接触ばっ気処理水	0.065	0.043	0.040	0.053
水路1	0.067	0.055	0.043	0.051
水路2	0.070	0.052	0.042	0.052
水路3	0.062	0.042	0.037	0.056
水路4	0.057	0.026	0.031	0.045

表-18 全りん(T-P)

平均値(mg/l)	第一期	第二期	第三期	第四期
原水	0.204	0.177	0.154	0.146
接触ばっ気処理水	0.135	0.180	0.139	0.137
水路1	0.105	0.121	0.114	0.126
水路2	0.103	0.118	0.107	0.124
水路3	0.090	0.058	0.091	0.100
水路4	0.080	0.038	0.050	0.071

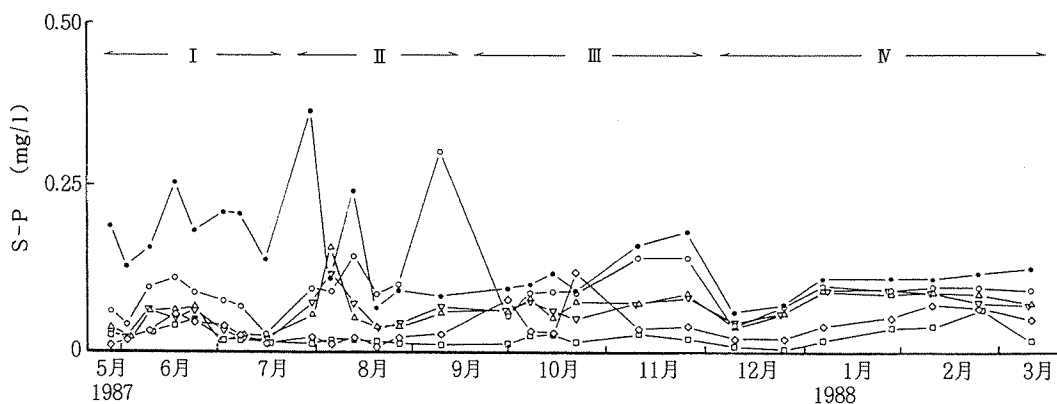


図-10 S-Pの経日変化

●—●：原水，○—○：接触ばっ気処理水，△—△：水路1，
▽—▽：水路2，◇—◇：水路3，□—□：水路4

0.084mg/lと低かった。D-Pは実測値で0.018 ~ 0.102 mg/lと大きく変動したが、平均値では0.040 ~ 0.065 mg/lと各期とも大差はなかった。T-Pは平均値で0.135~0.180mg/lと各期とも大差はなかった。S-P除去率は第一期に62%と高かったが、第二~四期には14~20%と低かった。これは第二期には汚泥の流出による二次汚濁の影響を受け、また第三・四期にはSSの捕捉効果が低下したためと考えられる。D-P除去率は第一・二期に-200%及び-140%を示し処理効果が認められなかった。これは、生物膜に捕捉されたSSが接触酸化を受けD-Pとして溶出する量が生物膜に取込まれる量を大きく上回ったためと考えられる。また第三・四期に除去率が-13%及び-15%と上昇したのは、水温の低下に伴い接触酸化効果が低下したためと考えられる。T-P除去率は第一期に34%とやや高かったが、第二~四期には-2~10%と低かった。

水路1のS-Pは7月2日に0.015mg/lまで低下したが第二期以後上昇し、第四期には接触ばっ気処理水とほぼ同様の傾向であった。D-Pは接触ばっ気処理水とほぼ同様の傾向であった。T-Pは平均値で0.105 ~ 0.126mg/lと各期とも大差はなかった。S-P除去率は第一・二期に46%及び52%と高かったが、第三・四期には28%及び11%と低かった。これは、SS除去率が第一・二期に高く第三・四期には低下したためと考えられる。D-P除去率は第一~三期で負の値を示し、特に第二期に低かった。これは主として、路床生物膜の接触酸化効果によりD-Pが溶出したためと推定される。

表-19 S-P 除去率

平均値 (%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	62	14	20	16
水路 1	46	52	28	11
水路 2	53	52	34	14
水路 3	60	88	45	48
水路 4	67	91	81	69

表-20 D-P 除去率

平均値 (%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	-200	-140	-33	-15
水路 1	-3	-28	-8	4
水路 2	-8	-21	-5	2
水路 3	5	2	8	-6
水路 4	12	40	22	15

表-21 T-P 除去率

平均値 (%)	第一期	第二期	第三期	第四期
接触ばっ気処理	34	-2	10	6
水路 1	22	33	18	8
水路 2	24	34	23	10
水路 3	33	68	35	27
水路 4	41	79	64	48

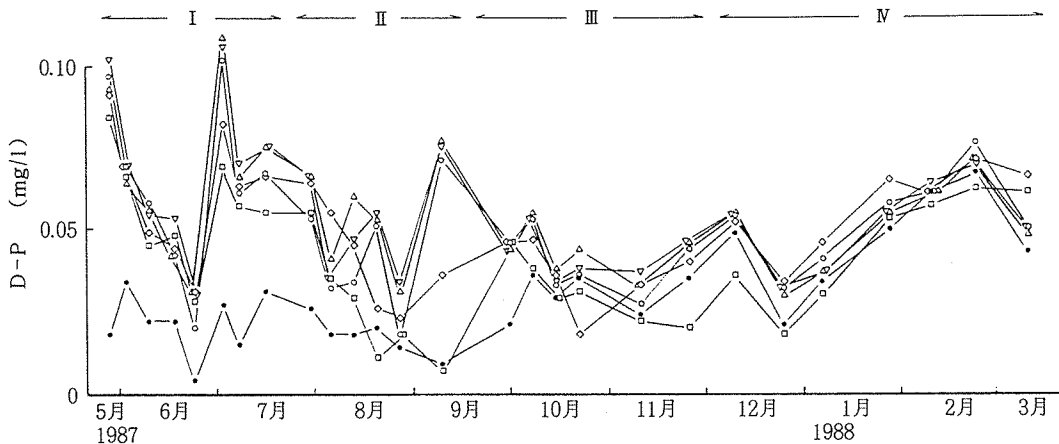


図-11 D-P の経日変化

●—●：原水，○—○：接触ばっ気処理水，△—△：水路1，
▽—▽：水路2，◇—◇：水路3，□—□：水路4

T-P 除去率は第二期に33%とやや高かったが、第一・三・四期には8~22%と低かった。

水路2のS-P、D-P及びT-Pは水路1とほぼ同様の傾向を示した。S-P除去率は各期とも水路1とほぼ一致した。これは、アンの根の生長が悪くSSがほとんど捕捉されなかったためと考えられる。またD-P除去率も水路1とほぼ一致した。これはアンの生長が地上部でも悪くD-Pがほとんど吸収されなかったためと考えられる。このためT-P除去率も水路1とほぼ一致し、アンによる処理効果は認められなかった。

水路3のS-Pは平均値で第一・二期に0.028mg/l及び0.016mg/lと低かったが、第三・四期には0.054mg/l及び0.044mg/lと上昇した。D-Pは8月26日に0.023mg/lまで低下したが第三期には上昇し、第四期には水路1とほぼ同様の傾向であった。T-Pは8月19日に0.024mg/lまで低下したがその後上昇し、第三・四期には平均値で0.091mg/l及び0.100mg/lとやや高かった。S-P除去率は第二期に88%と高く水路1を36%とかなり上回った。これは、マコモの根によりSSが良好に捕捉されたためと考えられる。また第三・四期に除去率が45%及び48%と低下したのは、汚泥が堆積してくると水路上部の空隙からSSが溢流しやすいためと推定される。D-P除去率は第一~三期に2~8%と低かったものの水路1を8~30%上回った。これは、マコモの生長に伴いD-Pが吸収されたためと考えられる。また、第四期に処理効果が認められなかったのは、マコモの地上部が枯れ内部のりん分がD-Pとして溶出したためと推定される¹³⁾。T-P除去率は第二期に68%と高く水路1を35%とかなり上回った。これはマコモが良く生長しS-P、D-Pとも良好に処理された

ためと考えられる。また第三・四期に除去率が35%及び27%と低かったのは、主としてS-P除去率が低下したためと考えられる。

水路4のS-Pは平均値で0.012~0.026mg/lと各期とも低かった。D-Pは9月9日に0.007mg/lまで低下したが第三期には上昇し、第四期には平均値で0.045mg/lとやや高かった。T-Pは9月9日に0.015mg/lまで低下し、第四期でも平均値で0.071mg/lと低かった。S-P除去率は67~91%と各期とも安定して高く水路1を21~58%とかなり上回った。これはキノウプの根群が水路全体に形成され、汚泥が堆積してきてSSが良好に捕捉されたためと推定される。D-P除去率は第二期に40%と高く第一・四期には12%及び15%と低かったが、各期とも水路1を15~68%とかなり上回った。これはキノウプの生長が良く、栄養生長期はもとより枯死期でも新芽が発育・生長しD-Pが吸収されたためと考えられる。T-P除去率は41~79%と各期とも安定して高く水路1を19~46%とかなり上回った。これは、キノウプの生育が各期とも良くS-P、D-Pとも良好に処理されたためと考えられる。

4. まとめ

1987年5月20日から翌年3月10日まで、固定床式接触ばっ気装置と水生植物植栽水路(アン、マコモ、キノウプ)との組合せによる水質浄化実験を実際の池水を用いて行った結果以下のことが明らかとなった。

1) 植物の生育状況から実験期間はだまかに四期に区分され、5月20日~7月15日を第一期、7月29日~9月9日を第二期、9月30日~11月25日を第三期、12月9日~3月10日を第四期とした。地上部の生長はマコモ

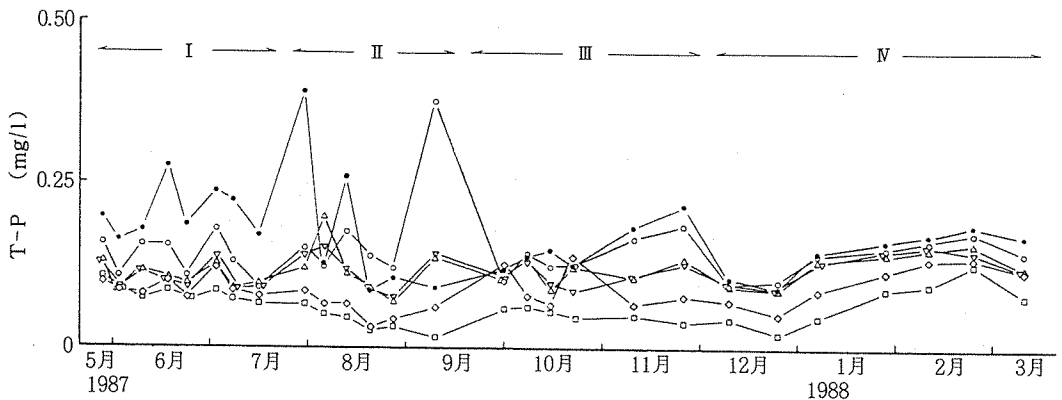


図-12 T-Pの経日変化

●—●：原水，○—○：接触ばっ気処理水，△—△：水路1，
▽—▽：水路2，◇—◇：水路3，□—□：水路4

及びキショウブで良くアシでは悪かった。また冬季には、マコモ及びアシでは地上部が枯れたが、キショウブでは新芽の発育・生長が見られた。一方、根の生長はアシでは悪かったが、マコモ及びキショウブでは水路内に密生しマット状の根群を形成し冬季も生存した。また植物体の回収については、マコモ及びアシでは地下茎が水路底部まで横走したため困難であったが、キショウブでは根茎は肥大したものの地下茎のように横走しないために比較的容易であった。

2) ばっ気槽では、実験開始後1週間程度で材表面へ生物膜が附着した。接触ばっ気処理水の透視度は各期の平均値で9~18度、SS、COD、T-N及びT-Pの各期の平均除去率はそれぞれ12~65%、14~50%、9~22%、-2~34%であった。処理水の透視度及びT-Pの処理効果は第一期に、またSS及びCODの処理効果は第一・二期に良好であったが、その後は低下した。一方、T-Nの処理効果は低かった。また、一時的に汚泥の流出による二次汚濁が見られた。

3) 植物を植栽しなかった水路では、処理水の透視度は各期の平均値で10~21度、SS、COD、T-N及びT-Pの各期の平均除去率はそれぞれ18~67%、9~24%、5~17%、8~33%であった。透視度、SS及びT-Pの処理効果は第一・二期には比較的良好であったが、第三・四期には低下した。一方、COD及びT-Nの処理効果は低かった。

4) アシを植栽した水路では、処理水の透視度は各期の平均値で24~64度、SS、COD、T-N及びT-Pの各期の平均除去率はそれぞれ20~61%、8~24%、8~19%、10~34%であった。処理水質は植物を植栽しなかった水路とはほぼ一致し、アシによる処理効果は植物の生長が悪いためほとんど認められなかった。

5) マコモを植栽した水路では、処理水の透視度は各期の平均値で49~98度、SS、COD、T-N及びT-Pの各期の平均除去率はそれぞれ44~68%、-14~41%、6~60%、27~68%であった。透視度、SS及びCODの処理効果は各期とも比較的良好であった。一方T-N及びT-Pの処理効果は第二期には良好であったが、第三・四期には低下した。

6) キショウブを植栽した水路では、処理水の透視度は各期の平均値で79~98度、SS、COD、T-N及びT-Pの各期の平均除去率はそれぞれ74~91%、24~52%、42~71%、41~79%でキショウブによる処理効果はいずれも年間を通して良好であった。

以上のように、固定床式接触ばっ気装置と水生植物植栽水路とを組合せた処理方式では、キショウブを植

栽することにより年間を通して良好な処理効果が得られ、また植物体の回収も比較的容易であった。しかし第三・四期には接触ばっ気装置のSS除去率が低下したためもあり、水路内に相当量の汚泥が堆積し最終的に閉塞状態を示した。また、植物を植栽しなかった水路末端付近では藻類が増殖しときおり剥離・流出した。したがって、この方式による処理能力を十分に発揮させるためには、

① ばっ気装置でのSSの処理効果を良好に維持するために、ばっ気槽及び沈殿槽の堆積汚泥を定期的に引抜く。また、冬季のSS処理効果を向上させるために、ばっ気装置の構造等について改良を加える。

② 水路は、構造上汚泥を定期的に引抜くことが困難なため、1~2年に一回程度植物の植え替えと水路の清掃を行う。この間、水路内に密生した根が汚泥によって目詰まりを起こすことをできるだけ避けるために、処理効果が低下しない範囲で水路の水深を大きくする。また藻類の増殖を抑えるために、植物を植栽できない部分を直射日光が当たらないように遮へいする。などの対策が必要であると考えられる。

文 献

- 1) 遠田和雄，大矢昌弘：水生植物と接触ばっ気法の組合せによる水質浄化法の検討（第1報），横浜市公害研究所報，13，165-176（1989）。
- 2) 大滝末男，石戸 忠：日本水生植物図鑑，北隆館，169（1980）。
- 3) 同上，175。
- 4) 同上，111。
- 5) 小西国義：植物の生長と発育，養賢堂，80（1982）。
- 6) 山崎肯哉：養液栽培の原理と応用，遺伝，38（6），19-26（1984）。
- 7) 洞沢勇ら：生物膜法，思考社，206-207（1982）。
- 8) Eckenfelder, Jr. W. W., D. J. O'connor, 岩井重久訳：廃水の生物学的処理（11版），コロナ社，66-68（1977）。
- 9) 同上，38-45。
- 10) 山崎肯哉：養液栽培全編（増訂版），博友社，55-58（1984）。
- 11) 桜井善雄：水辺の緑化による水質浄化，公害と対策，24（9），899-909（1988）。
- 12) 須藤隆一：廃水処理の生物学，産業用水調査会，101-102（1977）。
- 13) 高橋英一：作物栄養の基礎知識，農山漁村文化協会，172-173（1984）。

横浜港における底質の堆積要因

白柳 康夫*, 大場 栄次*
大矢 正代*, 福嶋 悟*

要 旨

横浜港の内港地区における底質の堆積要因及び堆積速度について明らかにするため、セディメントトラップによる調査を約1年間行った。

その結果、帷子川の河口前面にあたる地点では底質に堆積する沈降性粒子のうち、河川流入負荷の寄与率が約29%程度であると推察された。また、生物生産は7月～9月にかけて増大し、水深3m程度の表層においては珪藻による生物生産負荷が沈降性粒子による負荷の約43%程度を占めていると推察された。

底質の堆積速度は、粒子束として帷子川の河口前面で1.49g/cm²/y、山下公園前面で0.67g/cm²/yであり、見かけ上の堆積速度にすると各々3.1cm/y、1.4cm/yであった。

セディメントトラップに捕集された捕集物質中の珪藻群集から見た横浜港における珪藻の優占種は、初夏と晩夏においては *Skeletonema costatum*、盛夏においては *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. であった。

1. はじめに

横浜港においては水質が6～9月にかけて悪化する傾向が経年的に認められ、その主な要因として赤潮の発生や底質からの汚濁物質の溶出があげられる。この現象の原因には底質が大きく関わっており、水質を改善するには底質の問題を避けて通ることはできない。前報^{1～3)}では横浜港における底質汚染の総合評価、堆積速度および物質収支などについて検討した。その結果、横浜港の内港地区は底質汚染が著しく、底質の堆積速度も大きいことがわかってきた。しかし、それらの結果を基に検討した物質収支についてはあまりよい結果が得られなかった。その原因として、流入負荷については降雨時の一時的な負荷を把握できていないこと、堆積速度については底質柱状試料から解析した値は過去10数年間の平均的な値であることなどがあげられる。これらについてのさらに正確なデータを得るため、底質へ堆積する海水中の沈降性粒子について調査し、現況における底質の堆積要因、堆積速度などについて検討する必要がある。

沈降性粒子の問題は、近年マリンスノーやデトリタ

ス(大型有機懸濁物)などに関して多数の報告^{4～6)}がみられる。マリンスノーは潜水艇「くろしお号」により海水中に漂っている浮遊物質がまるで雪のように見えたことにより命名されたものである。しかし、近年の研究によりこのマリンスノーが海水中での物質移動に大きな役割を果たしていることが確認されるようになった。デトリタスも同様に物質移動に大きな役割を果たしていることが確認されている。

沈降性粒子の捕集にはセディメントトラップが一般的に用いられている。セディメントトラップを用いた報告は多数みられ^{7～9)}、沈降性粒子の季節変動、底質の堆積速度などについての検討がなされている。

そこで横浜港の内港地区においてセディメントトラップを用いた沈降性粒子の調査を約1年間実施し、その元素組成、季節変化及び実験期間中の気象条件などから底質の堆積要因などについて検討を行った。

2. 調査地点及び方法

2-1 調査地点

調査地点は図-1に示したように、帷子川河口の

Sedimentation source in Port of Yokohama

*Yasuo Shirayanagi, Eiji Ohba, Masayo Ohya, Satoshi Fukushima.

横浜市公害研究所水質部門

St. M と山下公園前面の St. H の 2 地点とした。

St. M は水深が約 11m であり、帷子川からの河川水の影響が非常に大きいと考えられ、河川からの汚濁物質の流入についての検討に適している地点である。

St. H は水深が約 7m であり、地形的に水流が停滞しやすいと考えられ¹⁰⁾、内部生産による負荷についての検討に適していると考えられる地点である。しかし、水深が 7m と浅いため、また船舶の航行が激しい地点なので底質からの巻き上げによる影響が大きくなることも予想される。

2-2 調査方法

セディメントトラップには、円筒型、ロート型、瓶型などがあるが、一般的には円筒型が広く用いられている。円筒型においては、過剰捕集や再流出がない安定した捕集能が得られる形状として、内径の 3 倍以上の深さが良いとされている¹¹⁾。本実験に用いたセディメントトラップは図-2 に示すように、内部に流出防止のためのロートが付いた内径 100mm φ、高さ 500mm、材質は塩化ビニル製の円筒型である。このセディメントトラップは清木ら¹²⁾が、広島湾で沈降性粒子の捕集に用いた形状のものである。

実験期間は 1988 年 4 月 15 日から 1989 年 3 月 16 日までの合計 335 日間で、1 回の捕集期間は約 1 か月としてセディメントトラップの交換を行い、計 11 回のサンプリングを行った。セディメントトラップによる捕集期間が長いとセディメントトラップ内での分解の問題⁷⁾があり、また期間が短いと代表性の問題が考えられる。本実験は一年間の連続したデータを取ることを目的としているため、作業性などを勘案して捕集期間を 1 か月に設定した。表-1 に実験期間の詳細を示した。

セディメントトラップは、St. M については港湾区域を示す灯浮標に、St. H については係留用の大型ブイに設置した。St. M は前述したように水深が約 11m な

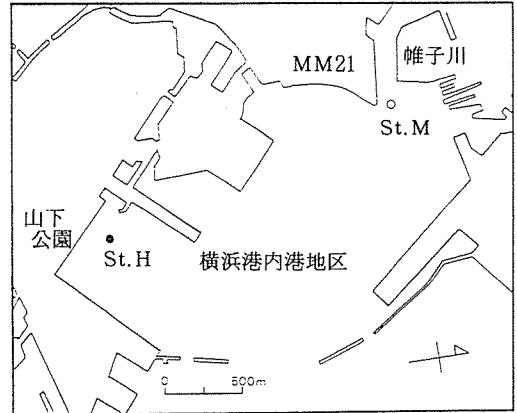


図-1 調査地点

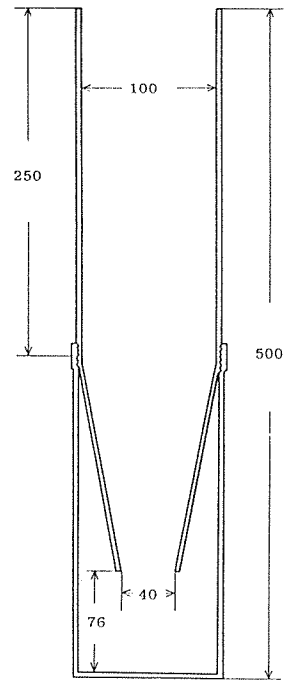


図-2 セディメントトラップの形状

表-1 実験期間

	5 月回収	6 月回収	7 月回収	8 月回収
設置期間	4/15-5/17	5/17-6/15	6/1-7/15	7/15-8/15
捕集日数	32	29	30	31
	9 月回収	10 月回収	11 月回収	12 月回収
設置期間	8/15-9/16	9/16-10/19	10/19-11/15	11/15-12/15
捕集日数	32	33	27	30
	1 月回収	2 月回収	3 月回収	合計
設置期間	12/15-1/13	1/13-2/20	2/20-3/16	4/15-3/16
捕集日数	29	38 (St. M 32)	24	335

のでセディメントトラップを、表層から3m, 5m, 7mの3ヶ所に設置した(ただし、5mについては8月回収のものからである)。St. Hについては水深3mのところを設置した。以後、St. Mの水深3mのものをM3, 水深5mのものをM5, 水深7mのものをM7と、またSt. HをH3とし、回収月をM3の5月回収ならばM3-5のように表す。

2-3 分析方法

表-2に分析項目及び分析法を示した。

St. Mの金属類に関しては陽子誘導X線放射分析法(Proton Induced X-Ray Emission 略してPIXE法)を用いた。St. Hの金属類に関しては蛍光X線分析法により行った。

全炭素(T-C)に関しては無機炭素を含めた全炭素として測定した。

珪藻に関しては試料の一定量を分取し、蒸留水を加え、かく拌後一次プレパラートを作成し検鏡に供した。検鏡時に約400個体(細胞数)までを計数し、全サンプル中の細胞数に換算した。

表-2 分析項目及び方法

分析項目	分析方法
金属類	PIXE法及び蛍光X線法 ¹³⁾
全炭素, 全窒素	CHNコーダー
珪藻	顕微鏡による検鏡
酸化還元電位	酸化還元電極法
C O D	JIS K 0102

3. 結果及び考察

3-1 セディメントトラップ捕集物

3-1-1 捕集物質量及び粒子束

図-3と4にセディメントトラップでの捕集物質量と、その値から計算した粒子束(以下Fluxとする、単位は $g/cm^2/y$ である。)を示した。St. Mにおいては9月のサンプルを除けば水深が大きくなるにつれFluxも大きくなっている。このような傾向は沿岸域でのFluxの挙動としては一般的なものである⁷⁾。また、季節的な変化としては5月に最小値を示し、6~7月にかけて増加していき8月に最大値を示している。9月は前述したとおりFluxの水深方向での傾向が逆転しているが、減少傾向であり10~1月まで減少か横ばいの傾向にある。そして2月と3月はやや増加している。Fluxの季節的な変化としては一般に夏期は低く、冬期に高いとされている⁷⁾。今回の結果はこのような

傾向とはかなり異なっており、夏期の8月に最大値を示している。

St. HではSt. Mに比較して大きな変動がなく、7月~9月にかけてやや高くなっている程度である。St. Hは河川からの影響があまりない地点で、水深が浅く船舶の航行も激しいので海水の混合がかなり進んでいることが変動を小さくした一因と考えられる。11月からはH3はM3あるいはM5とはほぼ同程度の値を示した。

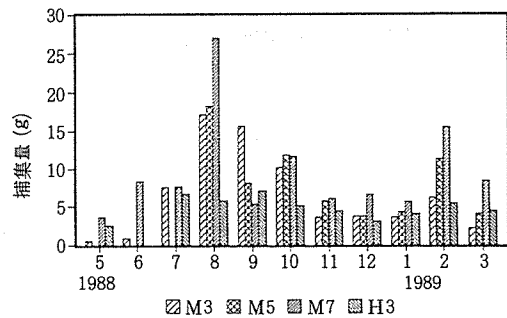


図-3 捕集物質量の月別変化

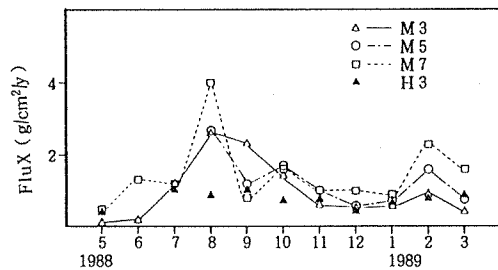


図-4 粒子束(Flux)の月別変化

3-1-2 元素分析値

図-5~9にアルミニウム(Al), 珪素(Si), チタン(Ti), 全炭素(T-C)及び全窒素(T-N)の結果を示した。

図-5はAlの結果であるが、7月と9月を除いては大きな変動はなく、また地点間での差もあまりなかった。しかし、ほぼ定常状態である11月~3月にかけてはSt. Mに比較してSt. Hで低値を示した。Alは土壌などに由来する元素であり、プランクトンなどの生物生産による内部負荷はほとんどなく、河川からの流入によるものが大部分であると言われている¹⁴⁾。調査地点の項でも述べたように、St. Mは帷子川の河口部に位置しており、河川の影響によりAlの値が大きくなったと考えられる。また、9月を除いた5月~10月の値でM3のAl濃度が低くなっているが、これは一般に生物生産は水面近くの日照の大きい場所、即ち表層付近で

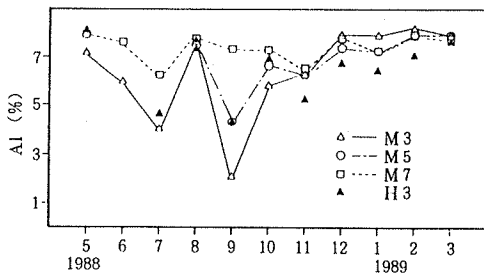


図-5 Al濃度の月別変化

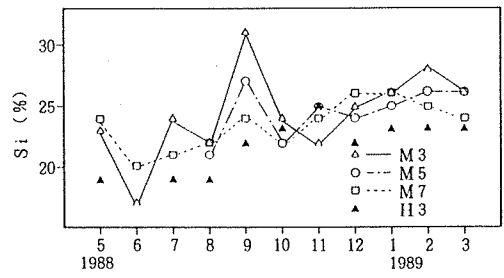


図-6 Si濃度の月別変化

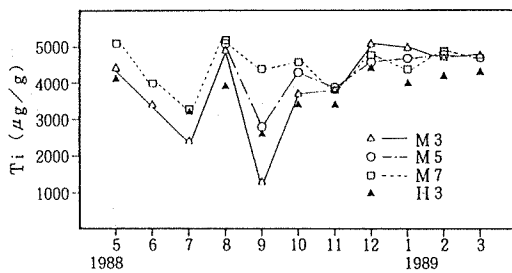


図-7 Ti濃度の月別変化

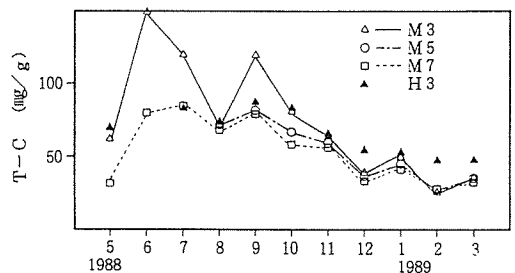


図-8 T-C濃度の月別変化

活発になるため、捕集物質中に生物由来の沈降性粒子が多くなったため、Alの濃度が低くなったと考えられる。これと同様の理由でM7でのAlの変動が一番小さくなっていると考えられる。Alの濃度が最低値を示したのはM3-9であるが、この時は生物生産に密接に関係する平均気温が調査期間中で最高値であり、前述した要因の影響が考えられる。8月は4地点ともほぼ同一の値を示したが、この月は調査期間中で降雨が一番多かった月であり、河川からの流入が大きくなったことが要因と推察される。後述するが、淡水生種の珪藻が最大値を示したのも8月であり、河川からの流入が大きかったことを示すものである。

図-6はSiの結果である。Siも土壌に含まれる元素であるが、Alとは異なり珪藻などにより取り込まれ生物生産に伴って海水中から除かれる元素である¹⁵⁾。このためSiの変動パターンはAlとは異なっており、Siでの最高値を示したM3-9はAlでは最低値を示しており、両元素の性格の違いを表している。M3-9は前述したように生物生産の非常に活発な時であり、珪藻由来のSiがセディメントトラップ中に捕集されたと考えられる。また、Siが最低値を示したのはM3-6であり、後述するがこの試料はT-CやT-Nの有機物含量を示す項目が最大値を示しており、他の試料に比

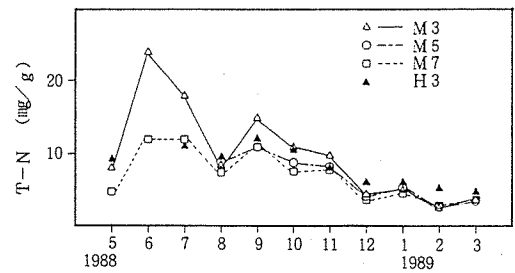


図-9 T-N濃度の月別変化

較してSiやAlなどの土壌成分より有機物が多い試料であった。

図-7はTiの結果であるが、TiはAlと同様に主として土壌に由来する元素であり¹⁶⁾、生物生産の影響をあまり受けない。このため変動のパターンはAlとほぼ同様のものであった。

図-8はT-Cの結果であるが、M3で変動が大きくなっている。M3-6, 7, 9が高い値を示したが、9月は生物生産が活発な時期であったため、生物由来のT-Cにより高い値を示したと考えられる。7月も後述するが比珪藻数が比較的高い値であったので同様な要因が考えられるが、6月については明らかでない。

水深による傾向としては、M3>M5>M7となっている。これはA1などとは逆に、T-Cが生物生産に起因するため、生物生産の活発な表層付近で値が高くなったと考えられる。また同様な理由で7~9月あたりの値が高い傾向を示している。

図-9はT-Nの結果であるが、T-NはT-Cとはほぼ同様な傾向を示した。

3-1-3 珪藻

図-10~13に珪藻の分析結果を示した。

図-10に比珪藻数の結果を示した。比珪藻数とは、捕集物質中の総珪藻数を捕集物質質量(g)で除した値である。図からわかるように7~10月にかけて高い値を示し、この期間は生物生産が活発であったと考えられる。M3では7月と9月に比珪藻数の値が高くなっており、この時はSiの濃度も高い。これに対して、A1の濃度は低くなっていた。しかし、比珪藻数が最大値となったM5、M7の10月のサンプルではA1とSiの濃度に大きな変化は見られなかった。これは珪藻の増殖に伴うA1とSiの濃度変動は表層付近の生物生産の大きい場所でのみ成立するもので、水深のやや深い場所では底質からの巻き上げなどの要因によりそのような変動がみられなくなったと考えられる。

図-11に海・汽水生種の *Skeletonema costatum* (以下 *S. costatum* とする) の結果を示した。*S. costatum* は東京湾などにおける代表的な赤潮生物である¹⁷⁾。図からわかるように10月に非常に多く確認されている。またM3で少ないのに対して水深の深いM5、M7で大きくなっている。これはセディメントトラップ内に捕集される珪藻は水流などを考えれば、設置した場所で発生したものではなく、赤潮が発生後なんらかの環境因子の変化により消滅し、活性の低下した珪藻が沈降するとともに、港内における水流により運ばれ、セディメントトラップに捕集されたためと推察される。

図-12には同じく *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. の結果を示した。両珪藻とも *S. costatum* と同様に赤潮生物の代表的なものである。図からわかるように8、9月の夏期に出現数が大きくなっている。このセディメントトラップ内の珪藻の構成種から考えると、横浜港において赤潮を形成する珪藻としては、真夏の8、9月には *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. が優占種となり、初夏及び晩夏には *S. costatum* が優占種になる傾向が認められる。

図-13には淡水生珪藻の総数を示した。淡水生の珪藻は主に河川から流入してきたものである。降雨量と

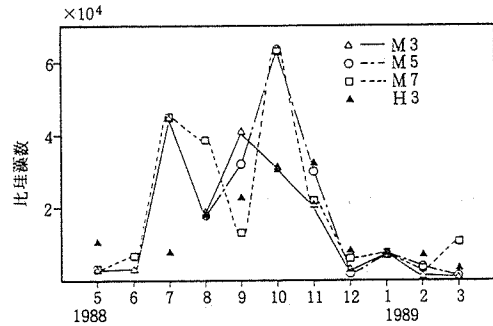


図-10 比珪藻数の月別変化

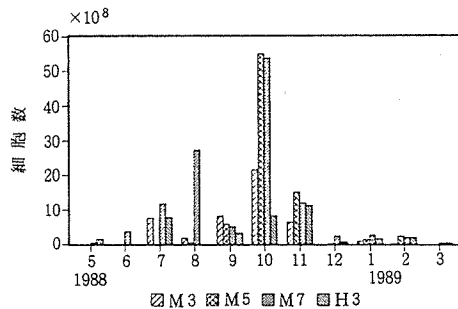


図-11 *Skeletonema costatum* の月別変化

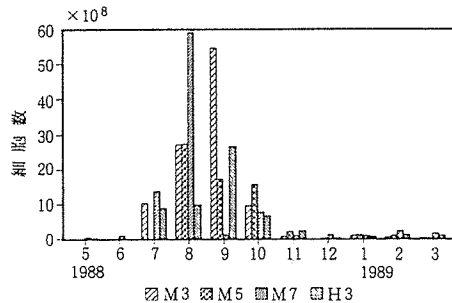


図-12 *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. の月別変化

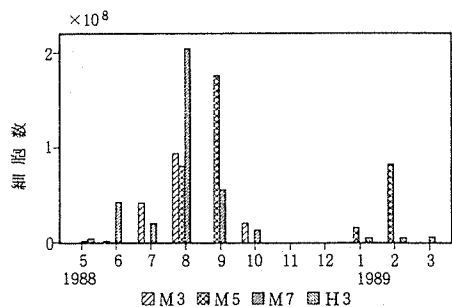


図-13 淡水生種の月別変化

河川での珪藻の増殖状況がその変動の大きな要因となる。実験期間中の降雨量は8月が最大であり、また気温も高かったため、淡水生珪藻も最大値を示した。降雨量が次に大きかったのは10月であるが、淡水生珪藻の数はあまり大きくなっていない。これは8月から降雨量が連続して多かったため、既に掃流されていたことと、気温の低下により珪藻の増殖が低くなったことなどによると推察される。

3-2 セディメントトラップ中の水質

セディメントトラップ中の水質分析結果について述べる。セディメントトラップのロート部より上部を上層、捕集物質が溜る下の部分を下層とし、下層水の結果について述べる。

図-14には酸化還元電位(以下ORPとする)の結果を示した。7~10月にかけてセディメントトラップの下層水においてマイナス値を示し、還元状態になっていた。

図-15に化学的酸素要求量(以下CODとする)の結果を示した。CODはセディメントトラップ内での捕集物質の分解などについて確認するための項目である。7~10月の値が大きくなっており、セディメントトラップ内での捕集物質からの分解、溶出が推察される。

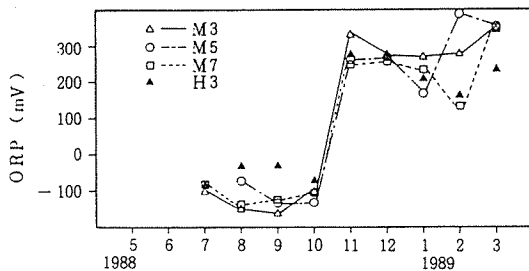


図-14 酸化還元電位(ORP)の月別変化

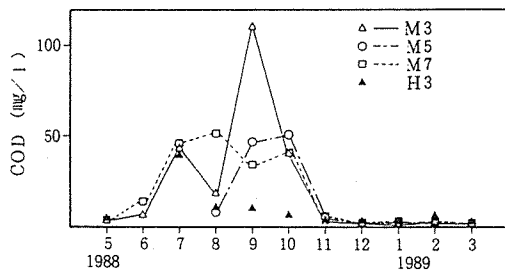


図-15 化学的酸素要求量(COD)の月別変化

しかし、7~10月にかけての捕集量は約10g程度と他の回収月に比較して多いので、水中へ移行した部分の補正は必要ないと考えられる。

4. 底質の堆積要因の解析

今までに実験結果の概略及び若干の考察を述べてきたが、ここではセディメントトラップに捕集された沈降性粒子の起源、つまりは底質の堆積要因について、実験期間中の気象条件などの外的要因を加味して考察する。

4-1 実験期間中の気象条件と水質条件

4-1-1 気象条件

図-16と表-3に実験期間中の降雨量と平均気温を示した¹⁸⁾。降雨量は8月と10月に多くなっている。特に8月11日には129.5mmという雨量を記録している。また2, 3月も冬期としては降雨量が多くなっている。また、平均気温は9月が24.5℃と最も高く、次いで8月, 7月となっている。平均気温が最低であったのは1月で7.2℃, 次いで2月, 3月の順であった。

4-1-2 水質条件

図-17, 18に公共用水域水質測定結果の表層(0.5m)と下層(10m)における水温のデータを示した¹⁹⁾。水質測定計画の調査頻度は月に1回であるため、採水時の状況にデータが大きく左右されると考えられるので、参考のため過去7年のデータも示してある。実験期間中は7月から表層と下層の水温に差が始め、成層化の現象が起こっていることがわかる。そして、その状態は9月まで継続している。つまり7月から9月にかけては表層に水温の高い(密度の小さい)河川水が存在し、下層には水温の低い(密度の大きい)海水が存在する、いわゆる塩水くさびが形成されているわけである。過去のデータをみると5月頃から成層化の状態が出現しており、実験を行った年は例年に比べて遅れていることがわかる。しかし、前述したように月1回のデータであることは考慮しなければならない。

図-19, 20にはクロロフィルaの結果を示した。クロロフィルaは表層のみで測定されている。図からわかるように6月と9月にピークが認められ、11月から4月にかけてはほぼ横ばいである。過去のデータにおいてクロロフィルaのピークが現れる月は一定しておらず、調査のタイミングが赤潮の発生時と重なったかどうかによって決まると推察される。しかし、ピークが出現するのは6月から9月にかけてがほとんどであり、この期間中に生物生産が活発になると言える。

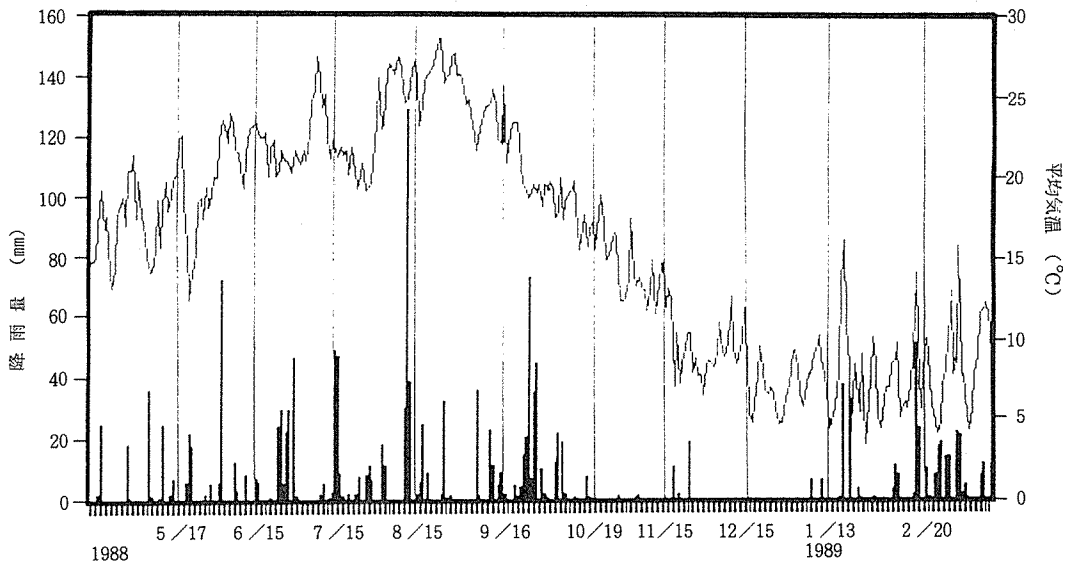


図-16 実験期間中の降雨量及び平均気温

表-3 実験期間中の気象条件

	5月回収	6月回収	7月回収	8月回収
降雨量 mm	117.5	155.5	183.0	371.5
平均気温 °C	17.0	19.9	22.3	22.5
	9月回収	10月回収	11月回収	12月回収
降雨量 mm	162.0	282.5	2.5	31.0
平均気温 °C	24.5	19.0	14.3	9.3
	1月回収	2月回収	3月回収	
降雨量 mm	13.0	175.5	155.0	
平均気温 °C	7.2	7.6	8.4	

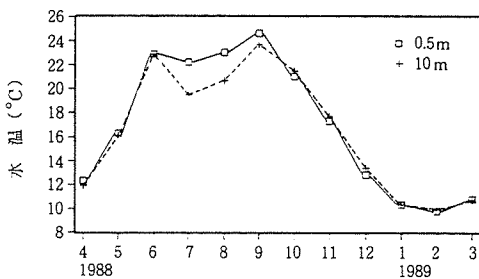


図-17 水温の月別変化

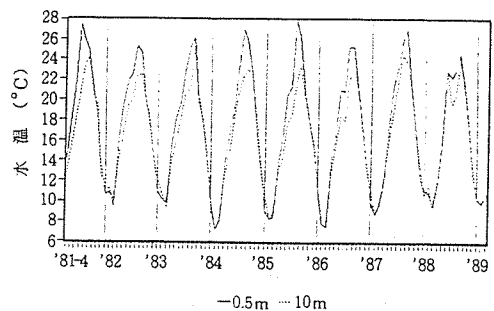


図-18 水温の経年変化



図-19 クロロフィルa (Chl. a)の月別変化

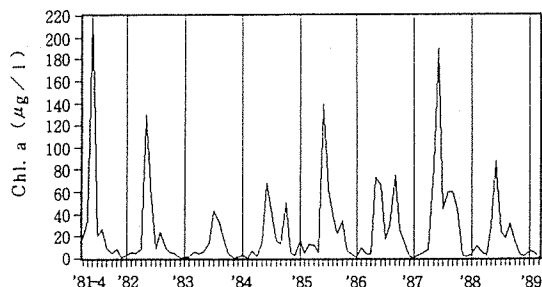


図-20 クロロフィルa(Chl. a)の経年変化

表-4 回収月による堆積要因の特徴

	5月回収	6月回収	7月回収	8月回収
河川流入				大きい
内部生産			大きい	大きい

	9月回収	10月回収	11月回収	12月回収
河川流入		大きい	小さい	
内部生産	大きい	大きい		

	1月回収	2月回収	3月回収
河川流入	小さい	大きい	
内部生産	小さい	小さい	

4-2 堆積要因の回収月による特徴

底質の主な堆積要因である河川流入負荷及び内部生産負荷は気象条件及び水質条件に支配されると考えられ、その条件としては次のことがあげられる。

- ① 河川流入負荷は降雨量(正確には河川流量である。)により支配される。
- ② 生物生産による内部生産負荷は平均気温とクロロフィルa濃度に支配される。

以上のことを考慮して、調査期間中の気象条件及び水質条件から回収月毎の底質の堆積要因を推察した。その結果を表-4に示した。1月回収は降雨量が13mmと非常に少なく、平均気温も最低値であるので河川流入負荷、内部生産負荷とも小さいことが予想され、両要因の対照として考えることができる。また、7月と9月回収は平均気温は高いが、降雨量は目立って大きくないので、1月回収と比較して内部生産による負荷の影響が確認できる。同様に2月回収は河川流入負荷による影響を確認することができる。8月回収と10月回収は内部生産負荷、河川流入負荷がともに大きいと考えられるので両者の寄与率を算出する必要がある。

4-3 底質の堆積要因

4-2で回収月毎の堆積要因について気象条件、水質条件から推察される特徴について述べてきた。こ

では特に内部生産負荷、河川流入負荷の占める比率について考察した。

珪藻は植物プランクトンの一種であり、海域での生物生産の主要な部分を占めると考えられる。内部生産負荷に占める珪藻の割合は変動することが予想されるが、珪藻数は内部生産と密接な関係を有すると考えられる。そこで総珪藻数と捕集物質量との関係を図-21に示した。M3-8, M5-2・8, M7-2・8の5サンプルが回帰直線より高く外れていることがわかる。前述したように8月と2月は河川流入の影響が大きいと考えられる月であり、その増加分が回帰直線からのずれになっていると考えられる。この5サンプルを除くと、珪藻数の低い部分では若干ばらつくものの、相関係数0.82と高い数値を示している。図-22~25には地点別に分けた散布図を示した。地点別にみるとM3は相関係数0.93と非常に高くなっている。M5はサンプル数が少ないこともあるが、更に直線性がよく0.98という値を示している。M7は若干低くなり0.67である。H3は0.80とやはり高い相関性を示している。このような関係から、珪藻は生物生産由来の沈降性粒子の主要な部分を占めていることが推察される。そこでM7における相関性は若干低いが、この総珪藻数と捕集物質量との関係式を用いて内部生産負荷(珪藻由来)と河川

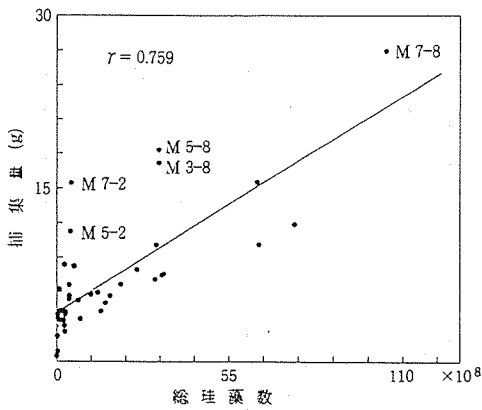


図-21 総珪藻数と捕集量の散布図(全地点)

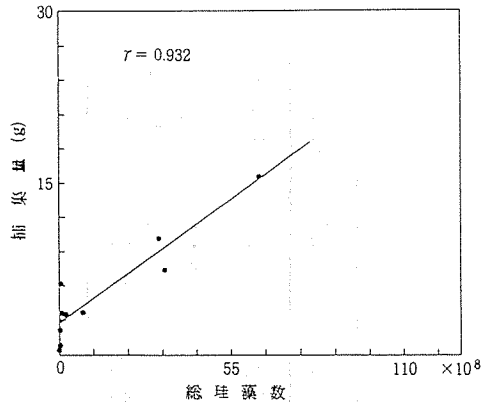


図-22 総珪藻数と捕集量の散布図(M3)

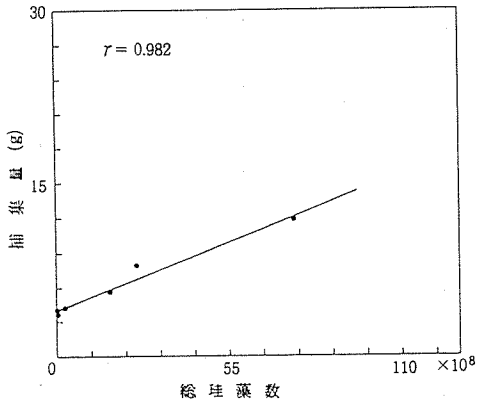


図-23 総珪藻数と捕集量の散布図(M5)

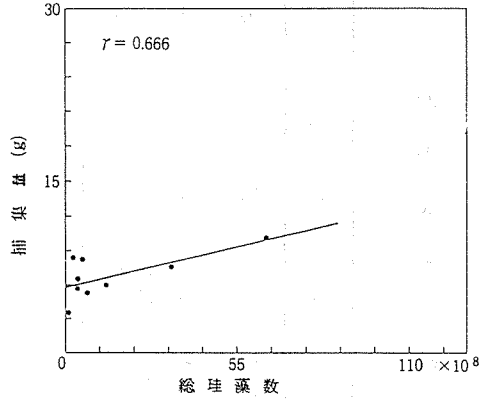


図-24 総珪藻数と捕集量の散布図(M7)

流入負荷の占める割合を算出することにする。以下、珪藻由来の内部生産負荷を珪藻生産負荷と表す。

先に示した散布図のY切片は珪藻数がゼロの時、すなわち内部生産の影響が無い時の捕集物質量を示している。この値は先の対照となる1月回収の値とほぼ一致している。そこでこのY切片の値を顕著な内部生産負荷と河川流入負荷の影響が無い状態、すなわちバックグラウンド値(以下、B.G.値とする。)とする。ただし、捕集物質量がこの値よりも小さい場合はそちらを採用する。珪藻生産負荷と河川流入負荷の寄与率を求めなければならないのは前述したように、8月回収と10月回収のサンプルである。そこで各サンプルの総珪藻数と先の地点別に求めた回帰直線から、総珪藻数に対応する捕集物質量を算出し、その値を珪藻生産によ

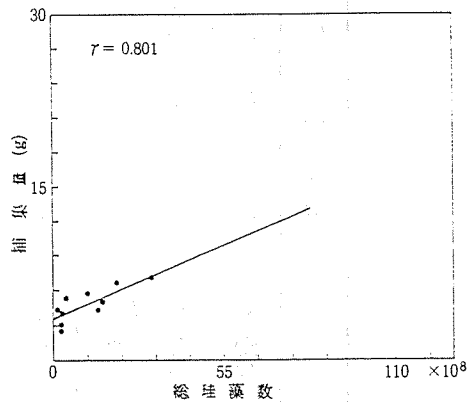


図-25 総珪藻数と捕集量の散布図(H3)

表-5 堆積要因

	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	合計	寄与率
M													
捕集量	0.51	0.86	7.55	17.18	15.64	10.2	3.68	3.72	3.6	6.2	2.23	71.37	100.0%
珪藻生産	—	—	4.96	6.43	13.05	6.34	—	—	—	—	—	30.78	43.1%
河川流入	—	—	—	8.16	—	1.27	—	—	—	—	—	12.03	16.9%
B.G.	0.51	0.86	2.59	2.59	2.59	2.59	3.68	3.72	3.6	2.6	2.23	28.56	40.0%
捕集量	—	—	—	18.3	8.03	11.9	5.73	3.71	4.3	11.3	4.09	67.36	100.0%
M													
珪藻生産	—	—	—	3.49	3.94	8.11	1.64	—	—	—	—	17.18	25.5%
河川流入	—	—	—	10.72	—	—	—	—	—	7.59	—	18.31	27.2%
B.G.	—	—	—	4.09	4.09	3.79	4.09	3.71	4.3	3.71	4.09	31.87	47.3%
捕集量	3.61	8.27	7.62	27	5.33	11.6	6.04	6.59	5.7	15.5	8.38	105.64	100.0%
M													
珪藻生産	—	0.34	1.7	6.53	—	4.01	—	—	—	—	0.15	12.73	12.1%
河川流入	—	2.01	—	14.55	—	1.67	—	—	—	9.58	2.31	30.12	28.5%
B.G.	3.61	5.92	5.92	5.92	5.33	5.92	6.04	6.59	5.7	5.92	5.92	62.79	59.4%
捕集量	2.56	—	6.66	5.79	7.06	5.05	4.4	3.1	4.1	5.4	4.4	48.52	100.0%
H													
珪藻生産	—	—	3.02	2.15	3.42	1.41	0.76	—	0.46	1.76	0.76	13.74	28.3%
河川流入	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
B.G.	2.56	—	3.64	3.64	3.64	3.64	3.64	3.1	3.64	3.64	3.64	34.78	71.7%

るものとする。そして捕集物質量から B. G. 値と珪藻生産による負荷を差し引けば、河川流入による負荷量を求めることができる。その結果を表-5に示した。M3では珪藻生産負荷の寄与率が43%であり河川流入負荷に比較して大きいことがわかる。M5は全月のデータが揃ってないので年間を通した結果ではないが、珪藻生産負荷と河川流入負荷とが約25%とほぼ等しくなっている。M7は珪藻生産負荷が12%、河川流入負荷が29%となっており、水深が深くなるにつれて河川流入負荷が増加していることがわかる。St. Mの地点においては河川からの汚濁物質が流下するにしたがって沈降し、水深の深いポイントで河川流入負荷の寄与率が大きくなったと考えられる。

先の散布図のY切片付近のデータを見るとM5を除いてはかなりばらついており、かなり幅をもって考えなければならぬことがわかる。B. G. 値の堆積要因の内訳についてはさらに検討を要するところであり、赤潮の発生時における短時間のサンプリングによる捕集物質の成分分析、河川の濁流時における汚濁物質の成分分析などが必要と考えられる。

4-4 底質の堆積速度

今回得られた結果から底質の堆積速度について検討してみたい。年間を通した捕集量から Flux は計算でき、さらに横浜港における表層泥の含水比と単位体積重量から見かけ上の堆積速度へ換算できる。St. M についてはM7が底質に一番近いのでその値を採用すると、 $1.49\text{g/cm}^2/\text{y}$ となり、St. Hは $0.67\text{g/cm}^2/\text{y}$ となる。この値を先に求めた底質柱状試料の解析結果¹⁾と比較すると、St. Mでは $3.16\text{g/cm}^2/\text{y}$ 、St. Hでは $2.45\text{g/cm}^2/\text{y}$ となっており2~4倍の値となっている。しかし、底質柱状試料からの値は先述したように過去10数年間の平均値であり、その間の水質は改善方向へ向かっているため、現況の堆積速度よりは上乗せされている可能性が高い。それに対してセディメントトラップの値は、測定期間中の気象条件も平年に比較して大きな異常性は無かったと考えられるので、現況値の堆積速度値を表していると考えられる。また、先の Flux から見かけ上の堆積速度に換算すると St. M で 3.1cm/y 、St. H では 1.4cm/y となる。

5. まとめ

横浜港の内港地区の2地点においてセディメントトラップを用いて沈降性粒子を約1年間にわたり捕集し、捕集物質の元素成分、珪藻数などを分析した。その結果と実験期間中の気象条件などから、底質の堆積要因、

堆積速度について検討した結果、次のことが明らかとなった。

- (1) 帷子川の河口前面における Flux は水深が深くなるに伴って増大していた。
- (2) Flux の季節変動としては、夏期の7~9月にかけて増大傾向を示し、生物生産による影響が大きかった。
- (3) Alは生物生産にはほとんど関与しないため、捕集物質中の濃度は生物生産の低い冬期は安定しているが、活発な季節には大きく変動し、生物生産の寄与率のマーカーとなることがわかった。
- (4) Si と T-C は Al とは逆に生物生産により水中から固定されるため、捕集物質中の濃度は生物生産が活発な季節で高くなっていた。
- (5) 横浜港で出現する珪藻種として初夏と晩夏においては *Skeletonema costatum* が優占種となり、盛夏においては *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. が優占種となっていた。
- (6) 捕集物質量と捕集物質中の総珪藻数とは、相関係数 $0.67\sim 0.98$ と高い相関性が認められた。
- (7) 上記の関係から見積られる珪藻による内部生産負荷量はM3で43%、M5で25%、M7で12%、H3で28%であった。また河川流入負荷量はM3で17%、M5で27%、M7で29%であった。
- (8) セディメントトラップの捕集物質量から計算される堆積速度としては帷子川の河口前面で $1.49\text{g/cm}^2/\text{y}$ 、山下公園前面で $0.67\text{g/cm}^2/\text{y}$ であった。

謝辞

本研究を行うにあたり、多大な協力を得た横浜市港湾局港湾工事事務所柿崎健治技術吏員、並びに港湾局関係各課の皆様へ感謝します。

文献

- 1) 白柳康夫：横浜港における底質汚染（第1報）、横浜市公害研究所報、12、85-96（1988）。
- 2) 白柳康夫：横浜港における底質汚染（第2報）、横浜市公害研究所報、13、89-98（1989）。
- 3) 白柳康夫、大場栄次：横浜港における物質収支、横浜市公害研究所報、13、83-88（1989）。
- 4) 梶原昌弘：マリンスノーの研究 — その実体と重要性 —、海洋科学、14（8）、506-512（1982）。
- 5) 角皆静男：セディメントトラップと粒子沈降のメカニズム、内湾沿岸域における沈降・堆積過程、日本水産資源保護協会、7-8（1981）。

- 6) 辻田時美：デトリタス — 海洋水の新しい有機物像 —, 海洋科学, 14(8), 466-472 (1982).
- 7) 畑 幸彦：浅海域における沈降粒子捕集器及びその捕集物, 内湾沿岸域における沈降・堆積過程, 日本水産資源保護協会, 86-106 (1981).
- 8) 野崎義行, 太田洋一, 竹内 健, 生田直子：日本海溝 (8800m 深) における放射性核種の鉛直フラックスの変動 — セジメントトラップ実験から —, 1988 年度日本地球化学会年会講演要旨集, 24 (1988).
- 9) 福島武彦, 相崎守彦, 村岡浩爾：浅い湖における沈殿量の測定方法とその起源, 国立公害研究所研究報告, 51, 73-87 (1984).
- 10) 横浜市港湾局：昭和62年度横浜港水質浄化調査 (その2) 報告書, (1988).
- 11) 佐藤善徳：内湾で使用する沈降物捕集器 (Sediment Trap) の形態に関する一考察, 内湾沿岸域における沈降・堆積過程, 日本水産資源保護協会, 65-76 (1981).
- 12) 清木 徹, 伊達悦二, 井澤博文：広島湾におけるセディメント・トラップ捕集物から推定した水中懸濁物の沈降フラックス, 水質汚濁研究, 8(5), 42-51 (1985).
- 13) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討, 横浜市公害研究所報, 8, 103-110 (1983).
- 14) 鎌谷明善, 高野正徳, 森田良美：東京湾における懸濁物の化学的特徴, *Bulletin of Japanese Society of Scientific Fisheries*, 49(2), 251-258 (1983).
- 15) Kamatani, A and Takano, M: The behaviour of dissolved silica during the mixing of river and seawaters in Tokyo Bay, Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, 19, 505-512 (1984).
- 16) Matsunaga, K: An Estimation of Allochthonous an Autochthonous Organic Matter of the Fresh Sediments on the basis of Ti Content, *Jap. J. Limnol.* 43(2), 113-120 (1982).
- 17) 東京都環境保全部水質保全部：昭和60年度・東京都内湾赤潮調査報告書, 101 (1987).
- 18) 日本気象協会横浜支部：神奈川県気象月報, (1988, 1989).
- 19) 神奈川県・横浜市・川崎市・横須賀市・藤沢市・相模原市：公共用水域測定結果, 昭和57年度版～昭和63年度版, (1983～1989).

魚類へい死原因究明のための研究 I

—コイの溶存酸素低下時における血液性状の変化—

樋 口 文 夫*

要 旨

市内河川で発生する魚類のへい死事故の原因究明の一助とするために、コイの溶存酸素量低下時の生理学的反応を検討した。

実験条件は、流水式の実験装置を用いDO量低下速度が約3時間で1 mg/lの遅い時、1時間で1 mg/l以下の速い時、約0.5時間で1 mg/l以下の非常に速い時の3つであった。

実験開始後の行動は、遅い時で呼吸数の増加、速い時は呼吸数の増加、遊泳行動の活発化、鈍化、鼻上げ行動が出現した。その時のDO量はどちらも0.5mg/l以下であった。

血液性状のヘモグロビン濃度、ヘマトクリット値、赤血球数は低下速度が遅いと徐々に増加し、速いとヘマトクリット値、赤血球容積(MCV)が増加、平均赤血球ヘモグロビン濃度(MCHC)が減少した。

血漿成分のグルコース量は低下速度が速いほど急激に増加し、鼻上げ行動出現時にピークに達し、その後徐々に減少した。Ca量、Mg量、無機Pも同様であった。また蛋白量、総コレステロールは減少していた。

以上から、コイは溶存酸素量の低下速度の違いによって生理的に鋭敏に反応し、その後の反応に影響を及ぼすことが明かとなった。また溶存酸素低下のストレスは、水温等の他の要因によって増強され、へい死に至るものと推測される。

1. はじめに

溶存酸素は、魚類の生息条件を規定する因子として重要である。また水質汚濁が進んだ都市河川において溶存酸素の低下は、往々にしてへい死事故の原因の一つとなる。ちなみに酸素欠乏(酸欠)によるへい死と判断された事例は、発生件数全体の50%以上を示し、夏期に頻発することが知られ、さらにへい死する魚種は都市河川の魚類相を反映してフナ、コイが多い¹⁾。

これらのへい死原因は、水温、汚濁度等の他の要因、魚類の生活サイクル等が相互に関連して実際には複雑な発生機構となっているものと推測されるが、直接的な原因として酸素欠乏によるところが大きいと考える。

この様なことから今回は、溶存酸素低下時のコイの

生理学的反応について検討し、へい死原因究明のための基礎的知見を得るために行った。

2. 実験方法

2-1 実験魚

実験魚は、群馬県水産試験所産のマゴイ1才魚を用いた。供試したコイの体長、体重、肥満度はそれぞれ99.8±8.0(mm)、25.4±6.4(g)、25.1±2.1であった。

2-2 実験装置

流水式実験装置を図1に示した。恒温室(20℃)内に設置した20l容量の硬質ガラスビン3本に脱塩素処理した水道水を入れ、その中にエア-およびN₂ガスを散気し溶存酸素量の調整を行った。この調整水は、実

Studies to Identify the Cause of Accidental Fish-kill I Changes of Haematological Constituents of Carp exposed to Dissolved Oxygen Reduction

*Fumio Higuchi, 横浜市公害研究所水質部門

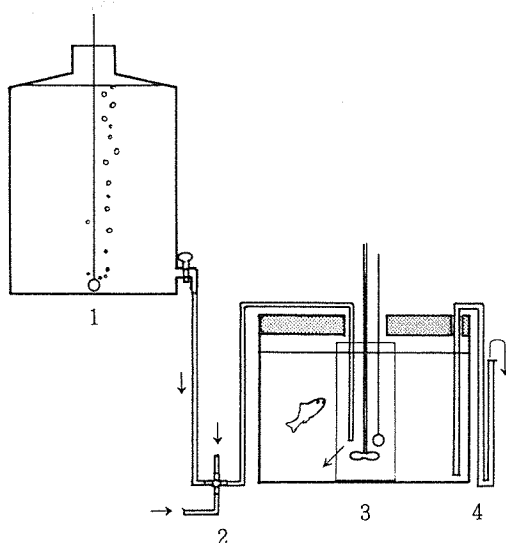


図1 実験装置(流水式)

1. 調整槽(容量20 l, 3本), 散気管(N₂ガス, エア)
2. 導水管(塩化ビニール), 三つまた分枝バルブ
3. 実験槽(円筒形, 容量20 l), 攪拌機, 防護網(ステンレス), 散気管(エア)
4. サイフォン式排水管(塩化ビニール)

実験魚を収容した20 l 容量の円筒ガラス水槽に1日あたり3~4交換の割合で流入するようにした。この水槽内では順化飼育中にエアを散気し、実験期間中は攪拌機を最小のレベルで回転させ、調整水を十分に混合できる様にした。排水はサイフォン式の排水管を用いて行った。

2-3 実験方法

実験は3回行い、それを実験 I, II, III とした。これらの実験期日、供試魚の状況を表1に示した。

供試魚は恒温室内の蓄養水槽(流水式)で飼育した健康なマゴイを用いた。実験装置内での順化飼育は一週間とし、実験期間を含め、無給餌とした。

溶存酸素量の低下は、調整槽のエアを止め、N₂ガ

スを散気させ、また実験槽のエアの散気を止めることによって行った。低下速度の調節は、流量と実験槽のエアの散気の程度を変化させ、また過密飼育によって行った。

採血は実験開始前と開始後の溶存酸素量の低下と行動観察によって4~5回、各回3~5尾を採取して行った。採血部位は尾部血管で、ヘパリン塗布した注射筒、静脈針を用いて採血した。

血液分析項目と方法は、ヘモグロビン量(Hb)がシアノメトヘモグロビン法、ヘマトクリット値(Ht)は、毛細管法、赤血球数(RBC)はBürker-Turk血球計算板を用いた。またこれら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(MCHC)、平均赤血球容積(MCV)、平均赤血球ヘモグロビン量(MCH)の3指数であった。

血漿成分は、総蛋白量(TP)が屈折計法、グルコース量(Glucose)はオートリジンホウ酸法、総コレステロール(TC)は酵素法、乳酸脱水素酵素(LDH)はテトラゾリウム法を用いた。また無機P(InP)はモリブデンブルー法、浸透圧は蒸気圧法、ナトリウム(Na)、カルシウム(Ca)、マグネシウム(Mg)は原子吸光法を用いて分析した。

採水は、順化飼育期間中に1日1~2回行ない、実験開始後は採血時と適当な時間間隔で行なった。

水質の分析項目と方法は、溶存酸素量(DO)は、ウインクラアジ化ナトリウム変法、水温は水銀温度計、pHは比色法、電気伝導度は、伝導度計、アンモニア態窒素(NH₄-N)はインドフェノール法を用いて分析した。

2-4 実験条件

各実験のDO量の変化は、図2に示し、その特徴を以下に記した。

実験 I : DO量の低下速度が遅い。

開始前6.15mg/lのDO量が開始後30分で4.00mg/l, 1時間後で2.90mg/l, それ以後、徐々に低下し、最小値は、約5時間後

表1 実験期日、供試魚の体長、体重、肥満度

実験	期日	尾数	体長(mm)		体重(g)		肥満度	
			\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u
I	1987年1月21日~29日	20	97.0	6.4	22.3	3.9	24.4	2.8
II	1987年2月3日~12日	25	101.4	7.3	27.0	6.2	25.6	1.7
III	1987年2月18日~3月2日	30	99.8	8.0	26.1	7.3	25.1	2.0

注、 \bar{x} は平均値、uは標準偏差(不偏分散から算出)、表2、3も同様。

の1.16mg/lであった。

実験Ⅱ：DO量の低下速度が速い。

開始前7.68mg/lが開始後30分で2.02mg/l、1時間後で1.10mg/l、約2時間以後は0.5mg/l以下の値を示した。

実験Ⅲ：DO量の低下速度が非常に速い。

開始前7.20mg/lが、開始後22分で1.24mg/l、1時間後には0.40mg/lの低値を示し、それ以後はほぼ一定となった。最小値は1時間25分後の0.36mg/lであった。

実験Ⅰ、Ⅱ、Ⅲの順化飼育期間中と実験期間中のDO以外の水質をそれぞれ表2、3に示した。

順化飼育期間中、DO、水温、pH、電気伝導度の変化はほとんどなく、実験Ⅰ、Ⅱ、Ⅲの間でも差は少なかった。NH₄-Nは、平均値が1.43mg/l、最小値が0.31mg/l、最大値が2.59mg/lで若干高値を示した。しかしNH₄-Nは有害作用を及ぼす濃度以下であり²⁾、水温とpHからの非イオン性アンモニアも低濃度で若干高い値であるが問題はないと考えた³⁾。これは実験期間中も同様であったが、各実験ともpH、NH₄-Nは実験開始前に比して開始後が若干低値を示した。

2-5 解析方法

実験開始前の各血液成分の平均値をコントロールとして、開始後の値とを統計学的に2つの平均値の比較(少数例の場合)で解析した。

実験Ⅰは、0時間と0.4、2.7、5.7、24.3時間、実験Ⅱは、0時間と0.6、2.0、5.3、23.3時間、実験Ⅲは、0時間と0.5、1.1、3.4、6.0、119.5時間の各平均値を比較した。

3. 結 果

3-1 実験魚の行動

実験Ⅰでは、呼吸頻度がやや多くなるが、最小値1.16mg/lになっても鼻上げ行動はなく、遊泳行動もさほど変化なかった。

実験Ⅱは、開始後0.2時間のDO量は4.90mg/lで、呼吸頻度が多くなり、また活発な遊泳行動を示した。しかし1時間後の1mg/l以下になると遊泳行動が鈍化し、呼吸頻度が非常に高くなった。1.5時間後、水槽内の中位、底位に静止する個体が出現し、約2時間後のDO量0.50mg/lになると鼻上げ行動を示す個体が出現し、0.50mg/l以下になるにつれて鼻上げする個体が増

表2 順化飼育期間中の水質

実験	N	DO (mg/l)		°C		pH		電気伝導度 (×100 μV)		NH ₄ -N (mg/l)	
		\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u
I	14	7.30	0.50	21.3	0.3	7.2	0.1	3.18	0.19	1.55	0.70
II	7	7.29	0.48	20.7	0.2	7.4	0.2	2.73	0.07	1.23	0.58
III	7	7.24	0.54	20.2	1.1	7.5	0.2	2.65	0.07	1.40	0.33
計	28	7.28	0.49	20.9	1.1	7.3	0.2	2.94	0.28	1.43	0.59

表3 実験期間中の水質

実験	N	°C		pH		電気伝導度 (×100 μV)		NH ₄ -N (mg/l)	
		\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u
I	6	21.2	0.2	7.0	0.2	2.85	0.10	1.46	0.38
II	6	21.0	0.7	6.7	0.3	2.70	0.08	1.23	0.20
III	8	21.0	0.5	7.2	0.2	2.62	0.09	0.95	0.25
計	20	21.1	0.5	7.0	0.3	2.71	0.13	1.18	0.34

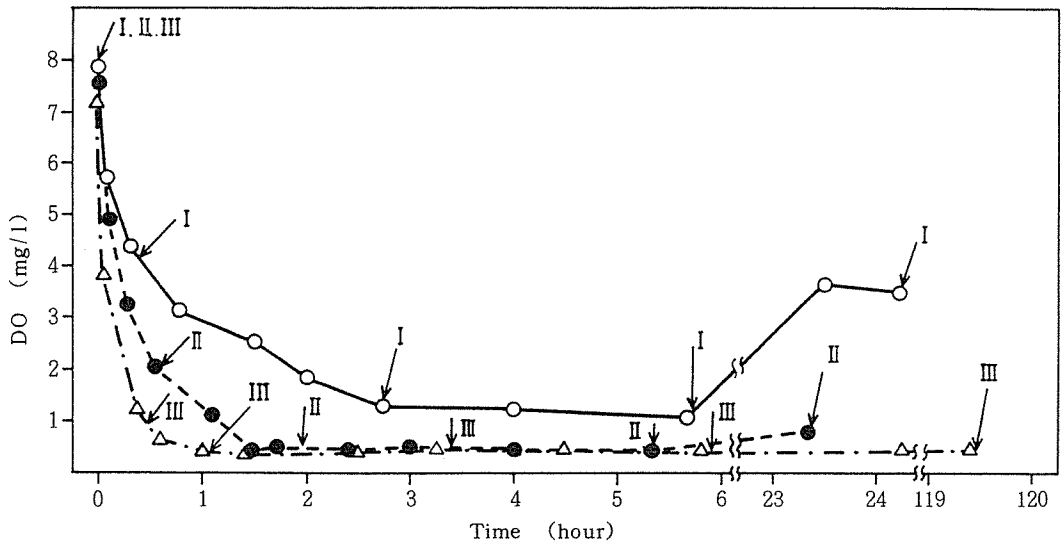


図2 実験期間中のDO量の変化

○ 実験Ⅰ, ← Ⅰ 採血時間
 ● 実験Ⅱ, ← Ⅱ 〃
 △ 実験Ⅲ, ← Ⅲ 〃

加していった。しかしへい死する個体はなく、約23時間後ではDO量が0.80mg/lであったが、呼吸頻度は多いものの遊泳行動がみられ、鼻上げ行動、横転魚はいなかった。

実験Ⅲは、開始後0.5時間でDO量約1mg/lとなり、呼吸頻度は多くなり、体色が黒化する個体が出現したが、鼻上げ行動を示さなかった。1時間後でDO量0.40mg/lの時、遊泳行動が鈍化し、鼻上げ行動が出現する。しかし底位に静止している個体もいた。同様なDO量の3時間後、鼻上げ行動は持続していた。しかし24時間以後、鼻上げ行動は示さず、底位に静止していた。また実験Ⅱと同様に横転魚は出現しなかった。

3-2 ヘモグロビン量(Hb) 図3

実験Ⅰは、開始後2.7時間まで徐々に上昇し、9.24mg/100mlの高値を示したがその後低下していった。実験Ⅱは開始後0.4時間で低下したが、その後23時間以後まで上昇していった。実験Ⅲは開始後0.4時間で高値を示したが、それ以後、119時間まで開始前の値と変わらなかった。統計学的には実験Ⅰの2.7時間、実験Ⅱの5.3時間、23.3時間の時に有意差を示した。

3-3 ヘマトクリット値(Ht) 図3

実験Ⅰ、Ⅲは開始後4時間まで増加し、また実験Ⅱは6時間後まで上昇し、その後いずれも減少していった。統計学的には、実験Ⅲの6.0時間後の値を除いて2

時間後から6時間後までの時間間隔でいずれも有意差を示した。なお実験Ⅱでは23時間後まで有意差を示した。

3-4 赤血球数(RBC) 図3

実験Ⅰでは、開始後3時間まで増加し、その後減少していった。実験Ⅱは、開始後に減少し、その後23時間まで増加していった。実験Ⅲは0.5時間後に増加し、それ以後減少した。これらはヘモグロビン量の変化と同様な結果となり、統計学的には、実験Ⅱの5時間以後で、また実験Ⅲは、開始後の約1時間までの値に有意差を示した。

3-5 平均赤血球ヘモグロビン濃度(MCHC) 図4

実験ⅠはⅡ、Ⅲに比較して開始前後で変化は少なかった。実験Ⅱ、Ⅲは、1~2時間まで減少し、その後5~6時間後まで一定の傾向を示し、23時間、119時間では逆に増加していた。統計学的には、実験Ⅱ、Ⅲの開始後1時間から6時間後の間で有意差を、また実験Ⅰでは2.7時間後の値で有意差を示し、いずれも低い値であった。

3-6 平均赤血球容積(MCV) 図4

実験Ⅰは、開始前後の変化は少なかったが、実験Ⅱは、開始後2時間まで増加し、それ以後減少傾向にあった。また実験Ⅲは、0.5時間後に減少、そして6時間

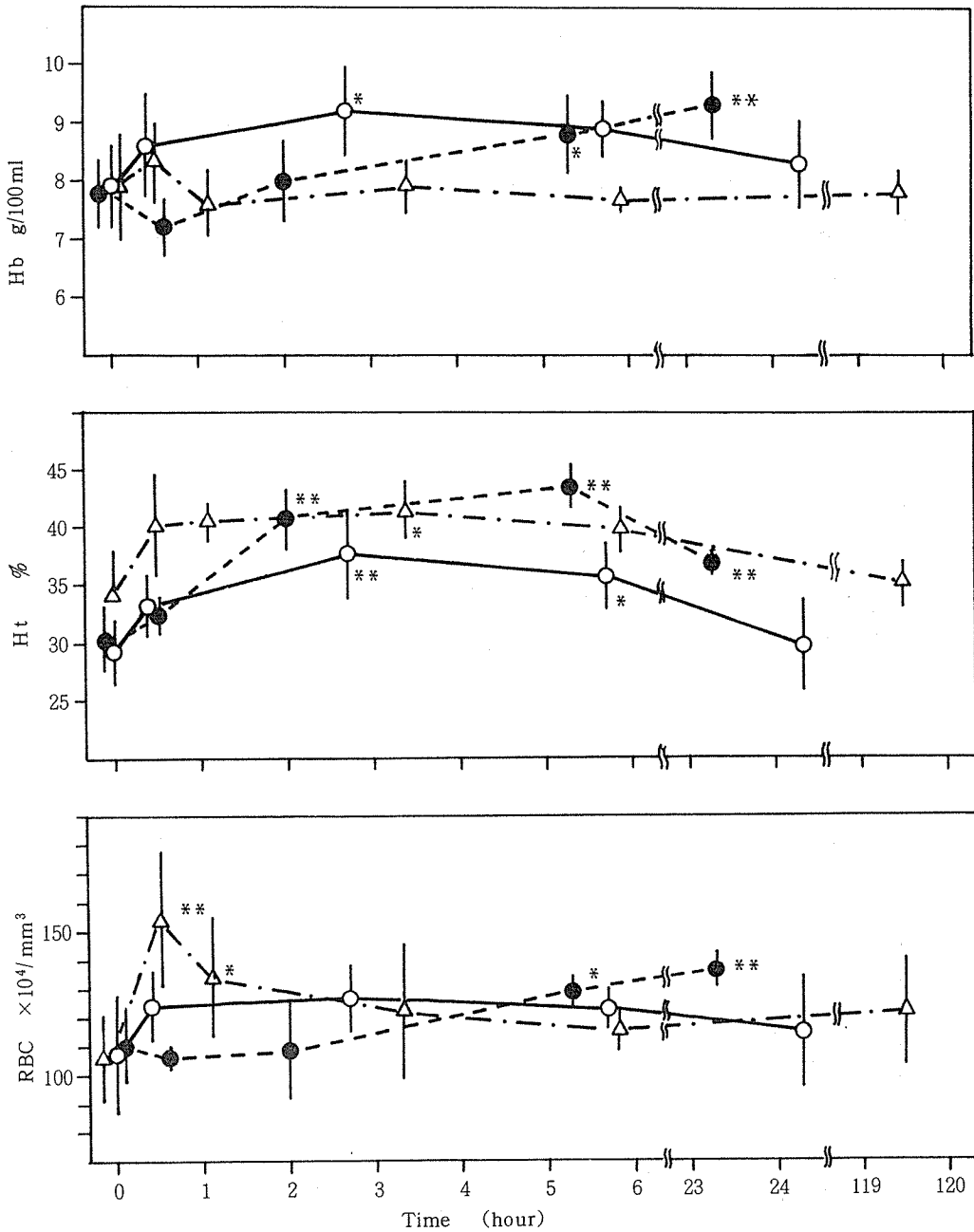


図3 溶存酸素低下時のヘモグロビン濃度(Hb), ヘマトクリット値(Ht), 赤血球数(RBC)の変化

○:実験Ⅰ, ●:実験Ⅱ, △:実験Ⅲ

*, **: 各実験区の0時間値(コントロール)との比較で有意水準5%, 1%でそれぞれ有意差ありを示す。図4~8も同様。

後まで増加, 119時間後には再び減少していた。統計学的には, 実験Ⅱが2時間から6時間後までの間でいずれも有意な高い値を, 実験Ⅲは開始初期で有意差を示した。

3-7 平均赤血球ヘモグロビン量(MCH) 図4
 実験Ⅰ, Ⅱでは開始前と後の変化は少なく, 実験Ⅲは0.5時間後に減少, その後増加し, 3.4時間後から変化が少なくなった。統計学的には, 実験Ⅲの初期時間で

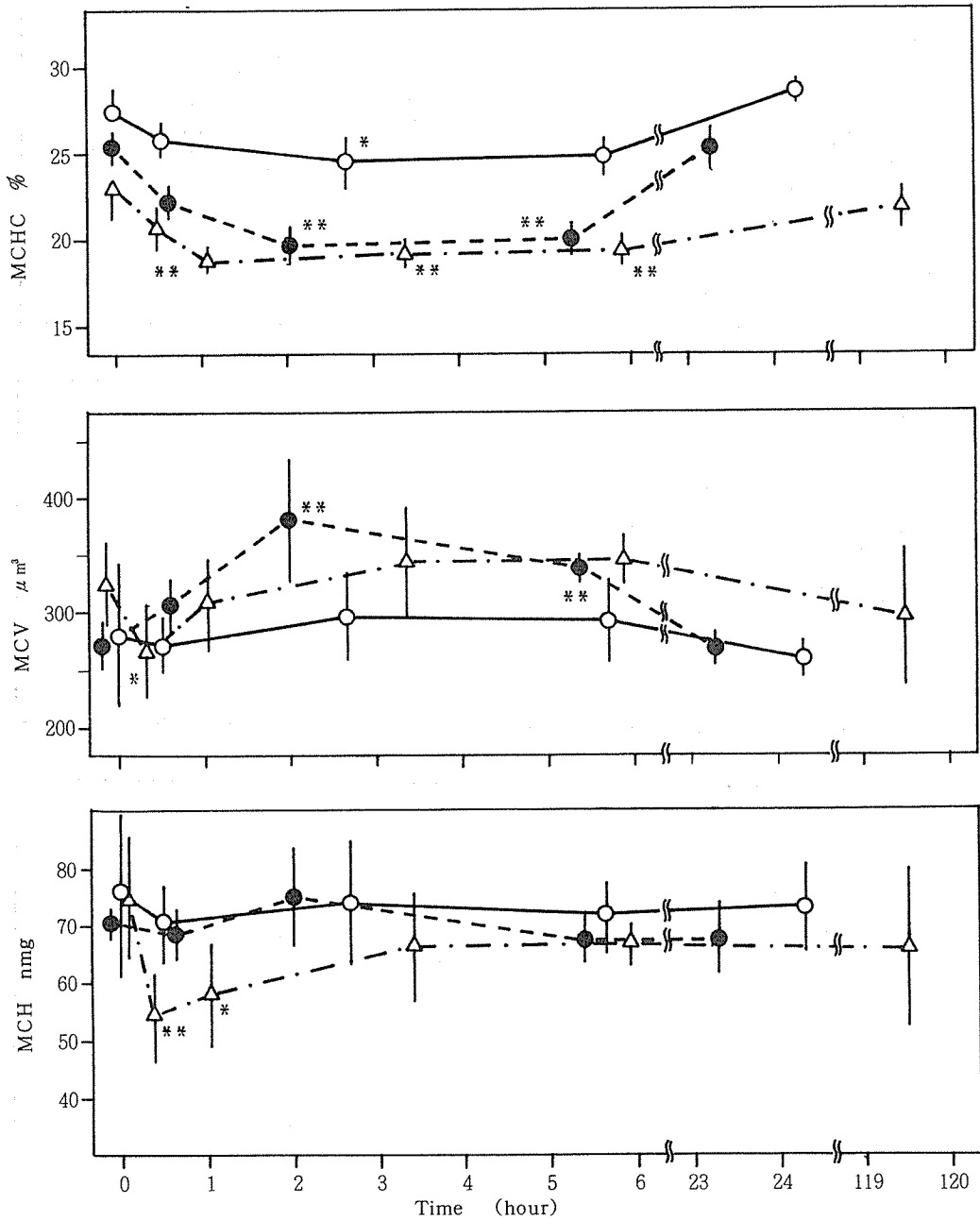


図4 溶存酸素低下時の平均赤血球ヘモグロビン濃度(MCHC), 平均赤血球容積(MCV), 平均赤血球ヘモグロビン量(MCH)の変化

○: 実験 I, ●: 実験 II, △: 実験 III

有意差を示すのみで, 全体的に変化は少なかった。

3-8 グルコース量 (Glucose) 図5

実験 I と II, III では異なる変化を示した。実験 I は, 実験開始後6時間まで徐々に増加していくが, 実験 II, III

は, 1時間後から2時間後の比較的短期間で増加し, 4時間, 6時間後には減少していった。しかし23時間, 119時間後は再び増加していった。統計学的には, 実験 I では2.7時間, 5.7時間後の値で, 実験 II は5.3時間以

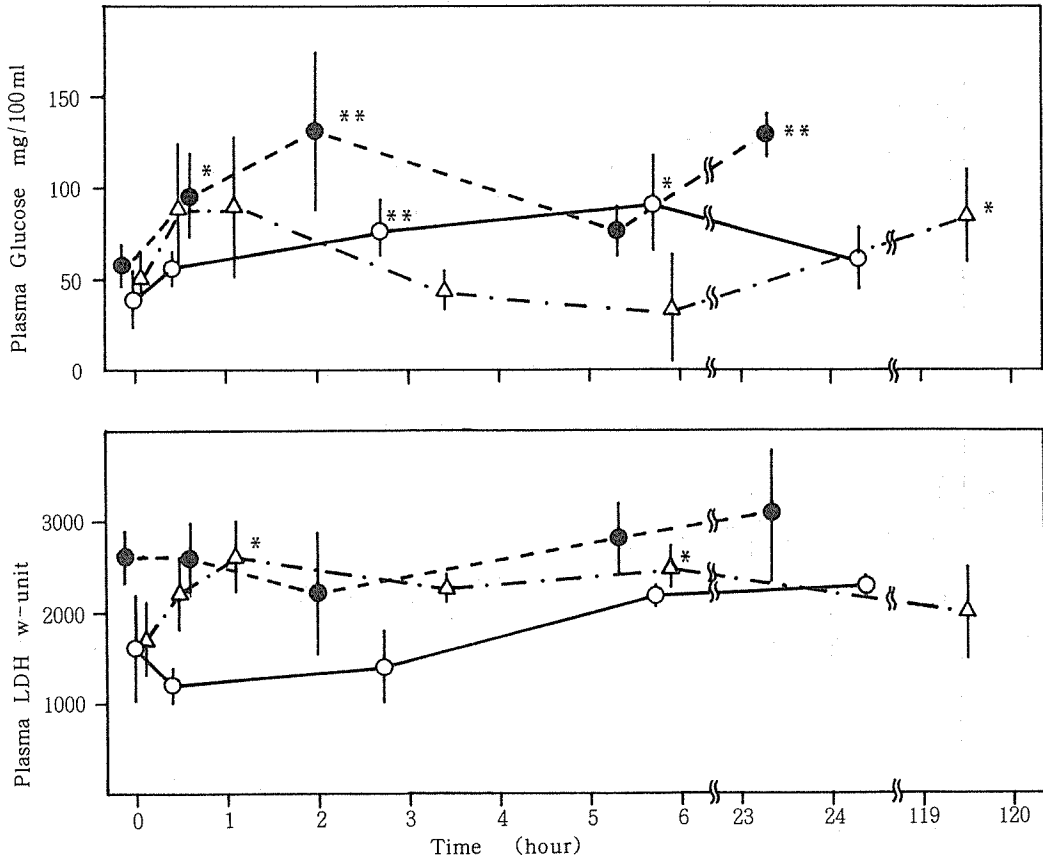


図5 溶存酸素低下時の血漿グルコース量 (Glucose), 乳酸脱水素酵素 (LDH) の変化
○: 実験 I, ●: 実験 II, △: 実験 III

外の全部で、実験 III は 119 時間後の値でそれぞれ有意差を示した。いずれも開始前より高値であった。

3-9 乳酸脱水素酵素 (LDH) 図5

実験 I では初期に減少し、その後増加した。実験 II は、全体的に増加し、実験 III は変化が少なく、DO 量の低下との関連性は少なかった。統計学的には実験 III の 1.1 時間、6.0 時間後の値で有意差を示した。

3-10 総蛋白量 (TP) 図6

実験 I, II, III は同様な結果を示し、開始後にいずれも低値を示した。特に実験 III は開始前より著明に低下していた。統計学的には、実験 I の 5.7 時間、実験 II の 23.3 時間、実験 III の全部の値で有意差を示した。

3-11 総コレステロール (TC) 図6

実験 I は、わずかな増、減はあるが、開始前後の差は少なかった。実験 II, III は開始初期より低下し、特に実験 III は著明であった。統計学的には、実験 II の 2 時間を除く全て、実験 III は開始後の全てに有意差を示

し、いずれも開始前に比べて低い値であった。

3-12 浸透圧 (OSM) 図7

実験 I は、開始前後であまり差はないが、実験 II は、2 時間後まで増加し、その後漸減していった。実験 III は初期に減少し、1 時間後には増加した。しかし 6 時間後、119 時間後は減少していた。統計学的には実験 II の 2 時間後、5~6 時間後で有意差を示し、開始前より高い値であった。実験 III は、119 時間後で有意差を示した。

3-13 ナトリウム量 (Na) 図7

実験 I は、開始前後で差はなく、実験 II, III は、初期に増加、減少の変化を示したが、その後変化は少なかった。統計学的には実験 II の 0.6 時間後の値で有意差を示した。

3-14 カルシウム量 (Ca) 図8

実験 I では、開始前後であまり差がなかった。実験 II, III は初期に増加し、約 3 時間後には減少してい

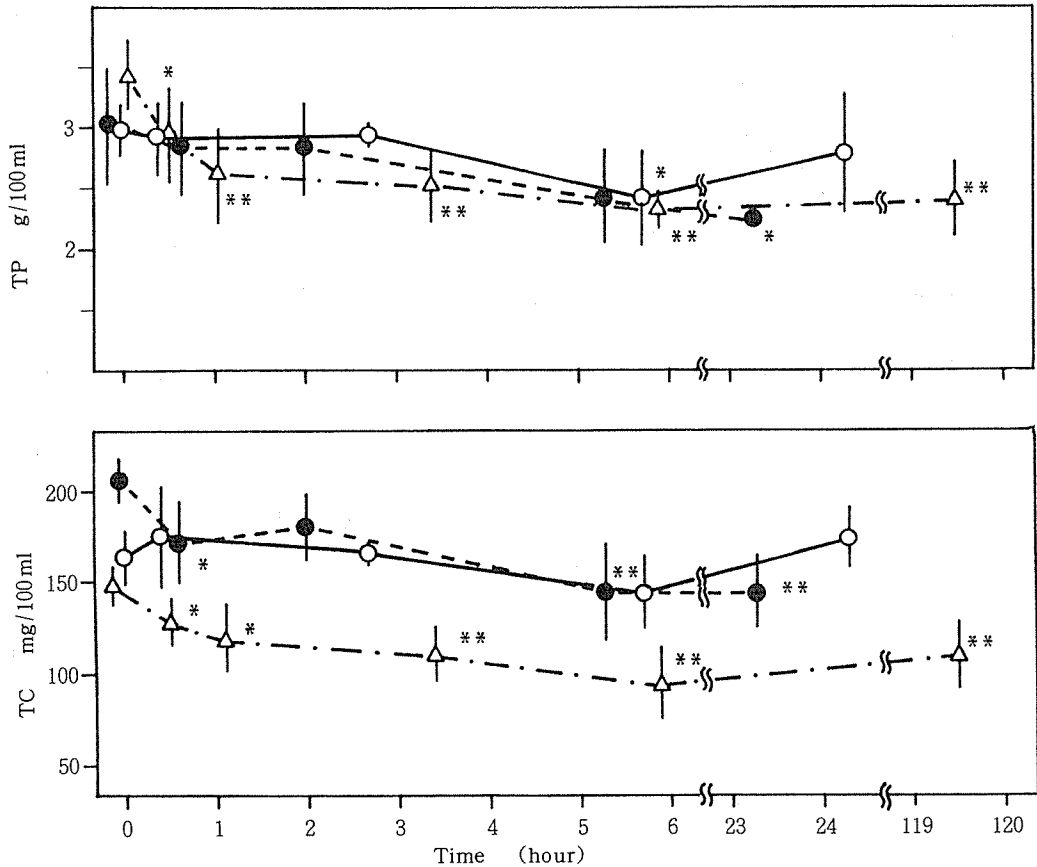


図6 溶存酸素低下時の血漿蛋白量 (TP), 総コレステロール (TC) の変化

○: 実験 I, ●: 実験 II, △: 実験 III

た。統計学的には、実験 II が 2 時間後、5.3 時間後に開始前より有意に高い値、23 時間後は有意に低い値を示した。実験 III では 1.1 時間後、約 119 時間後で有意差を示した。

3-15 マグネシウム量 (Mg) 図 8

実験 I は、カルシウムと同様に開始前後で差がなかった。実験 II, III では、DO 量の低下速度が速いほど立ち上がり早く、1 時間後にはピークに達し、また減少も早いものとなっていた。統計学的には、実験 III で、0.5 時間後から 6.0 時間後の間、実験 II は、2 時間と 5.3 時間後の値で有意差を示した。

3-16 無機 P 量 (InP) 図 8

実験 I は、測定していないために実験 II, III だけを見ると、開始後 1~2 時間でピークに達し、実験 III は著明に増加していった。それ以後、徐々に減少傾向を示した。統計学的には実験 II が開始後 2 時間、実験 III は、119 時間後を除く全てに有意差を示した。

4. 考 察

魚類の酸素欠乏時の生理学的反応について検討した報告は多い^{4~8)}。しかし溶存酸素量の低下速度に応じた生理学的変動の過程について検討した報告は少ないようである⁹⁾。またコイは、市内河川に分布する他の魚種に比較して酸素欠乏に対して耐忍性の強い魚種である。筆者らの報告では、DO 量と魚種別出現範囲が平均値 7.2 mg/l、最小値 2.6 mg/l、最大値が 13.0 mg/l と幅が広く、他魚種に対して低濃度の水域でも出現していた¹⁰⁾。これらのことから今回はコイが、実際にへい死事故によって多く死亡するという理由を明確にするために、特に低下速度等に注目して検討した。

今回の実験条件の設定にあたって、実験装置を流水式とし、N₂ ガスの通気、過密飼育として酸素の低下速度を調節した。この種の実験は、酸素条件以外の CO₂、NH₄-N 等の魚類に由来する有害物質が増加し、実験結果の解釈を複雑にする。しかし今回は実験開始前後

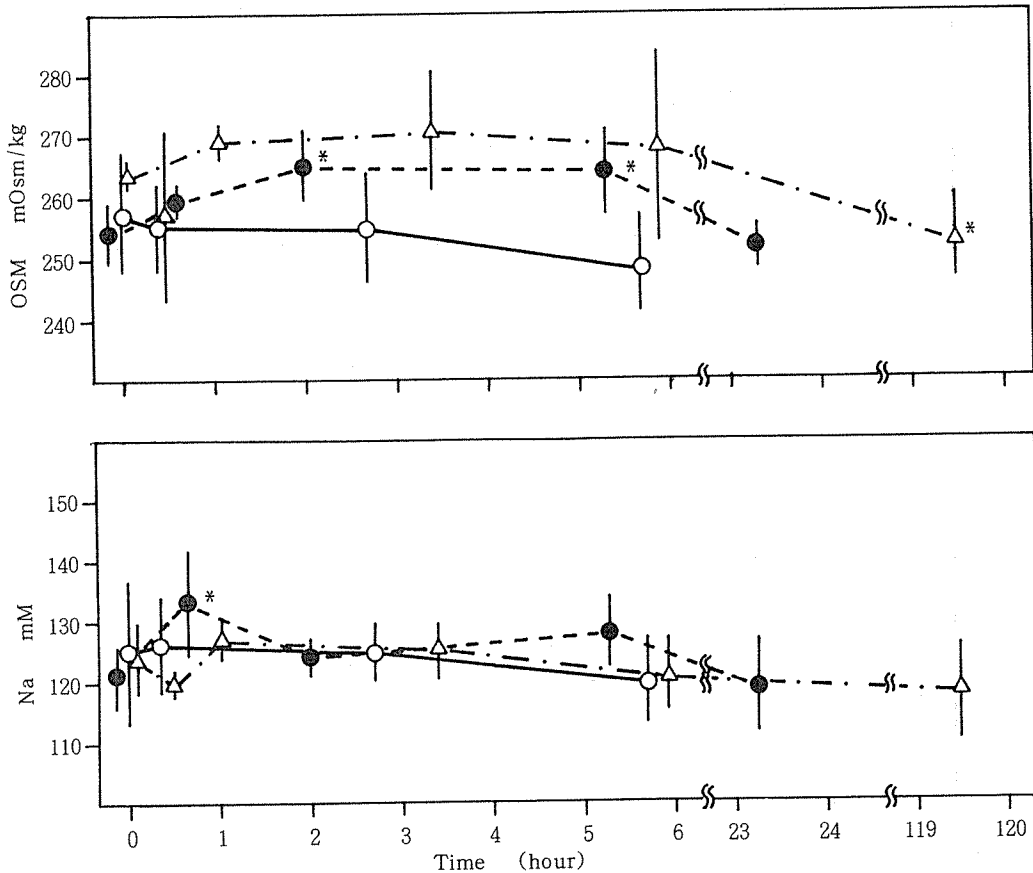


図7 溶存酸素低下時の血漿浸透圧 (OSM), 血漿ナトリウム量 (Na) の変化
 ○: 実験 I, ●: 実験 II, △: 実験 III

でpHが大差なく, $\text{NH}_4\text{-N}$ も影響を及ぼすほど高濃度ではなかったなど, 酸素低下時の反応を見る上で支障のないものと考えた。

酸素欠乏時の血液性状の適応的变化としてヘモグロビン量の増加, ヘマトクリット値の増加, また貯蔵血液の動員, 造血促進等によって赤血球数の増加等が知られている¹¹⁾。経時的な変化としては, 急性的には, 赤血球の膨張^{12, 13)}による赤血球容積 (MCV) の増加によるヘマトクリット値の増加, この時赤血球数とヘモグロビン量がかわらない。しかしヘモグロビンの機能は, 赤血球中のATP等の有機リン化合物濃度の減少によるヘモグロビン酸素親和性を増加させる。慢性的には, ヘモグロビン量, ヘマトクリット値, 赤血球数を増大させていく¹⁴⁾。

今回の血液性状, 行動観察等の結果からみると, 溶存酸素の低下速度の違いによってその反応も異なっていた。すなわち低下速度が遅い実験 I は, 開始後 0.4

時間, DO量約 4 mg/l の時, ヘモグロビン量, ヘマトクリット値, 赤血球数がわずかに増加し, 2.7時間後, DO量 1.4mg/l でヘモグロビン量, ヘマトクリット値が高い値を示し, その後徐々に減少していった。約 24 時間後, DO量の若干の増加とともにこれらの値は開始前の値に近づいた。この様に低下速度が遅い場合, 初期反応として先の慢性的な血液性状値と同様な結果を示した。

次に低下速度が速い実験 II は, 開始後 0.6 時間, DO量 2 mg/l の時, ヘマトクリット値がやや増加するが, 他の項目と大差ない。しかし 2 時間後, DO量 0.5mg/l の鼻上げ行動出現時, ヘマトクリット値が増加し, 赤血球容積 (MCV) の増加, 平均赤血球ヘモグロビン濃度 (MCHC) の減少が著明になった。5.3 時間後, 低 DO量が持続し, ヘモグロビン量, 赤血球数は増加していった。その後, 1 日経過するとヘマトクリット値が減少し, 他の項目はさらに増加していった。MCHC,

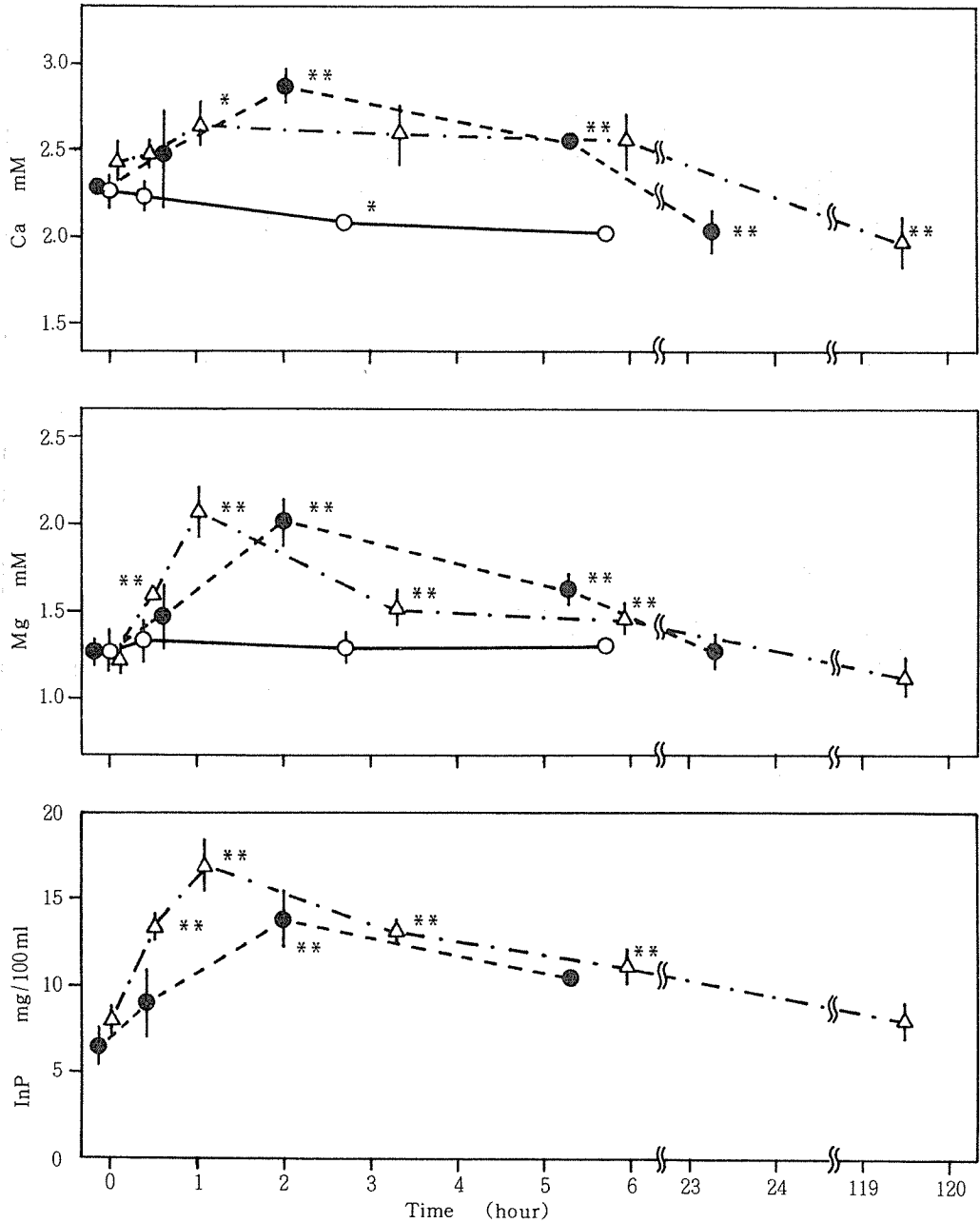


図8 溶存酸素低下時の血漿カルシウム量(Ca), マグネシウム量(Mg), 無機リン量(InP)の変化
○:実験Ⅰ, ●:実験Ⅱ, △:実験Ⅲ

MCVは開始前の値に回復した。この低下速度で鼻上げ出現時のヘマトクリット値, MCVの増加は赤血球の膨脹を示唆し, 約5時間後の変化はヘモグロビンの合成, 貯蔵赤血球の増員等が関与した結果であり, DO量の変化に応じたいくつかの適応現象を経時的に示したと思われる。

低下速度が非常に速い実験Ⅲは, 開始後0.5時間で1 mg/lとなり, ヘモグロビン量, ヘマトクリット値, 赤血球数が増加し, 特に赤血球数で有意差を示した。しかし1時間後, DO量0.40mg/l, 鼻上げ出現時, 上記の血液性状はヘマトクリット値だけが高値を保ち他は減少していった。この傾向は約6時間後まで続き,

その後には低下していった。MCHC, MCV, MCH は初期時間で低下, 鼻上げ行動時にはMCHCの有意な減少, MCVの若干の増加をともなった。これらから開始初期に実験Ⅰと同じ結果であったが, その後は実験Ⅱの結果と似ていた。この初期反応は低酸素ショックによる血液濃縮を反映したのかもしれない。しかし浸透圧等の他の項目では急激な増加がみられず, 血液濃縮だけでは説明がつかない。赤血球の動員等の他の機構が関与していると思われる。また実験Ⅰ, Ⅱの様な一定の傾向を示さなかったことは, 低下速度が急激な場合, 初期反応に致命的段階まで至らない乱れを生じたと考える。

つぎに血漿成分のグルコースは, 酸素欠乏時のストレスによって増加することが知られている^{9, 15)}。このグルコースは, 主に肝臓等から血液中に放出され各組織へ運ばれ活動代謝量を充進させ, 呼吸頻度, 遊泳行動等を高めるエネルギー源となっている。また無酸素状態では活動代謝によって消費されたグルコースは解糖の結果として乳酸になっていく。この時に関与する酵素が乳酸脱水素酵素(LDH)である。LDHは筋, 肝臓等に含まれている。このLDHは, ニジマス, コイ等では水温上昇期に高い値を示すことが報告されている^{16, 17)}。

今回のグルコース量, LDHの結果は, グルコース量が実験Ⅰでは最低DO量に達した約5時間後で最も高い値となり, 24時間後のDO量が増加した時には減少していた。実験Ⅱ, Ⅲは鼻上げ出現期の開始2時間後, 1時間後で最も高い値を示し, 5, 6時間後は減少, 約23時間, 119時間後では再び増加していた。これらのグルコース量の変化は低酸素状態に至るまでの活動状況, 呼吸頻度の増加, 活発な遊泳行動, 鼻上げ行動等の出現と関連した変化と思われる。しかしその後のグルコース量の変化は, 水槽の底位に静止の活動状況との関連が示唆されるが, 再び増加した理由は不明である。

血漿中のLDHは, 実験Ⅱの開始前の値が他の実験区より高値であり, あまり明確なことがいえないが, 実験Ⅰでは減少, 増加, 実験Ⅱ, Ⅲは増加の傾向を示した。DO量の低下速度が急激な実験Ⅲで特に有意な高値を示したことは, DO量の低下, 活動状況と関連した変化と思われる。ちなみに低DO量の時, 血液, 組織中の乳酸量は増加し, 魚体に有害作用を及ぼす。そのためコイ, キンギョなどは低DO量時であっても有害作用を最小限に調節する機構を発達させているのだが¹⁸⁾, この機構と血漿中のLDHとの関連については興

味ある今後の検討課題である。

血漿中の蛋白, 脂質成分のコレステロールは似た変化を示し, 実験Ⅰでは開始前後で差がないが, 実験Ⅱでは徐々に減少し, 実験Ⅲでは有意な減少を示していた。これは低下速度の程度に応じた変化であった。酸素欠乏時, 蛋白量の変化については一致した結果となっていない¹⁹⁾。しかし野外飼育のコイ, 河川に生息するフナ類等の報告では, 夏期のDO量低下期で蛋白量, コレステロールは減少するという結果となっており, 活動代謝量の増大との関連性を示唆している^{17, 20)}。また活動代謝のエネルギー源として糖の他に, 蛋白, 脂質も利用することが知られており, 今回の結果は低下速度が急激な時, これらに関連した蛋白, 脂質代謝等への影響が示唆された。

血漿の浸透圧は, フナ類では夏期に低値になると報告されている²⁰⁾。しかし取り扱い等のストレスによって高値になることもある。今回, 実験Ⅰで開始前後で差が少なく, 実験Ⅱは開始初期から5~6時間後まで増加し, 実験Ⅲは減少から若干の増加傾向を示し, その後減少していた。これらのことから低下速度が大きいほどストレス反応として浸透圧が高値になると考えた方がよい。

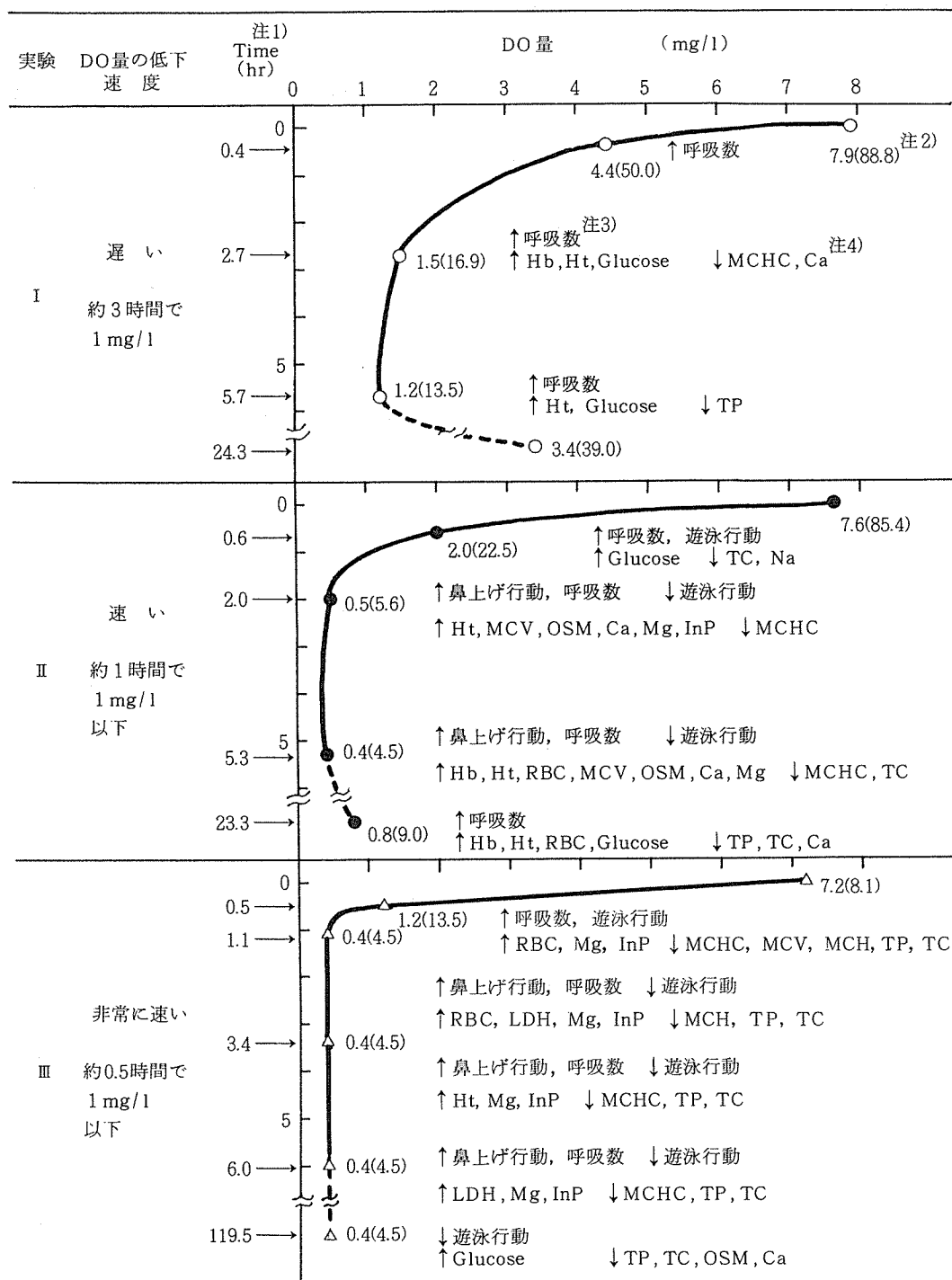
血漿無機成分のNa量は, 酸素欠乏時にどのような反応を示すかについての知見は少ない。尾崎²¹⁾は, O₂欠乏のストレスによる鰓血管拡張による水分吸収による血液希釈の可能性を示唆し, 血漿Na量が低下するかもしれないとしている。今回, 実験Ⅱの開始初期で有意な増加を示したが, 他はあまり変化なく, その関連性は不明確であった。

Ca量は, 窒息, 運動時等で血液のpHが低下すると, 溶解, 排泄によってCa量の低下を来すことが知られている²¹⁾。しかし今回の結果は, 実験Ⅰでは若干の減少傾向が見られるが, 実験Ⅱ, Ⅲは開始後5~6時間まで高値を示し, それ以後になると低値になった。これらからあまり明確なことは言えないが, 低下速度が速い場合, 急性的には増加するものと思われ, 時間的ずれを生じたのかもしれない。

Mg量, 無機Pは, Caと同様な変化を示し, 低下速度に応じた, そして鼻上げ開始の時間に一致したピークを示し, その後徐々に減少していった。Mg等は, 急激な溶存酸素低下のストレス反応として代謝に必要な酵素活性の促進に関与したのかもしれない。また無機Pは, 増加することが知られているが¹¹⁾, その意味は明かでない。

以上のことから溶存酸素量の低下速度に応じた生理

表4 DO量の低下と血液成分、行動観察等の関係



注 1) 採血時間, 2) DO量(飽和度%), 飽和度は21°C, 760mmHgの時の8.9mg/lを100%とした。
 3) 魚の行動の増加↑, 減少↓。4) 血液性状, 血漿成分の増加↑, 減少↓, それぞれ有意差があった項目を示した。

学的変動は、急性的であり、急激な低下になれば、ストレス反応としてより強く影響を及ぼす。

最後にDO量の低下と血液性状、血漿成分及び行動観察等の関係を表4にまとめた。

コイは、正常に生育できる必要な限界酸素量が、水温20~23°Cの時、3mg/l、飽和度にして50%である⁸⁾。また鼻上げ行動の出現は、0.5mg/l前後とし¹¹⁾、実験Ⅱ、Ⅲの0.4~0.5mg/lとはほぼ一致した結果となった。この呼吸困難症状の出現は、低下速度との関連性はあまりなかったが、生理機能の面からは、異なる初期反応を示していた。すなわち赤血球の膨脹と一過性の赤血球数の増加等で、どちらの場合でもこのDO量で呼吸不全をきたすものと思われる。またこの低DO量レベルの持続は、特に実験Ⅱのヘモグロビン量、赤血球数等の増加などの適応現象、実験Ⅲの血漿蛋白、脂質成分等の低下などの代謝異常を生じさせた。これは低下速度と初期反応の違いを反映した結果と思われる。行動観察からみるとその後の遊泳行動の鈍化、鼻上げ行動の消失等は、低酸素の持続による適応現象あるいは抑制作用等が関連した結果と考えられる。

今回、窒息症状を示す個体が出現しなかった。コイの場合、そのDO量は0.3mg/l以下とされており、実験ⅢでのDO量の最小値0.36mg/lでは窒息症状を示さないであろう。

以上、今回は水温を一定にし、DO量の単一要因だけみてきた。しかし他の要因、例えば水温等が付加されれば魚体に対してより強いストレス反応を生じさせることが推測される。これらから、今後、水温とDO量との関係について検討していく。

5. ま と め

市内河川で発生するへい死事故の原因究明の一助とするためにコイの溶存酸素量低下速度に応じた変動過程を生理学的側面から検討した。

1) 実験条件は、流水式実験装置を用い、DO量低下速度が遅い時(実験Ⅰ)、速い時(実験Ⅱ)、非常に速い時(実験Ⅲ)であった。

2) 行動観察では、実験Ⅱ、Ⅲが呼吸頻度の増加、遊泳行動の鈍化、DO量0.5mg/l以下で鼻上げ行動が出現した。

3) 血液性状は、実験Ⅰで漸増、実験Ⅱはヘマトクリット値の増加、実験Ⅲは開始初期で赤血球数の増加、その後は実験Ⅱと同様であった。

4) 血液指数は、MCHCの減少、MCVの増加、実験Ⅲは、開始初期にMCHが減少した。

5) 血漿成分のグルコース量は、実験Ⅰが漸増、実験Ⅱ、Ⅲでは鼻上げ行動の出現時に高値を示した。LDHは実験Ⅰは減少、実験Ⅲでは増加傾向を示した。

6) 蛋白量、総コレステロールは、全体的に減少し、実験Ⅲでは有意な低値を示した。

7) 血漿無機成分ではNaが開始前後で大差ないが、浸透圧、Ca、Mg、無機Pは増加し、鼻上げ出現時にピークに達し、その後徐々に減少していった。

以上から溶存酸素量の低下に関してコイは鋭敏に反応し、低下速度が急激な時はストレス反応としてより強く影響を及ぼし、鼻上げ等の行動が出現させる。

文 献

- 1) 二宮 勝幸：横浜市における魚類へい死事故について、横浜市公害研究所報，11，161~167(1986)。
- 2) Wedemeyer, G.A., W.T. Yasutake: Clinical Methods for the Assessment of the Effect Environmental Stress on Fish Health, 89, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, 3~6(1977)。
- 3) A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F.: Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 14th., American Public Health Association(1975)。
- 4) 千葉健治：コイ稚魚の成長に及ぼす溶存酸素量の影響について、淡水研報，15，35~47(1965)。
- 5) Itazawa, Y., T. Takeda: An Estimation of the Minimum Level of Dissolved Oxygen in Water Required for Normal Life of Fish—Ⅱ, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 45, 323~327(1979)。
- 6) Takeda, T., Y. Itazawa: An Estimation of the Minimum Level of Dissolved Oxygen in Water Required for Normal Life of Fish—Ⅲ, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 45, 329~333(1979)。
- 7) Hughes, G.M.: Effects of low Oxygen and Pollution on the Respiratory Systems of Fish. In *Stress and Fish*, (Edited by Pickering A. D.), Academic Press, New York, 121~146(1981)。
- 8) 千葉健治：アユの成長に及ぼす溶存酸素の影響について、日水誌，54，175~181(1988)。
- 9) 石岡宏子：飼育水の酸素分圧低下によるマダイの血液性状変化、日水誌，48，165~170(1982)。
- 10) 樋口文夫・水尾寛己：淡水魚類による水域環境評価法の検討、水域生物指標に関する研究報告、公害研資料No.88，43~74(1989)。

- 11) 尾崎久雄：Ⅲ呼吸の生理，魚類生理学講座2，緑書房，東京（1975）。
- 12) Soivio, A., M. Nikinmaa: The Swelling of Erythrocytes in Relation to the Oxygen Affinity of the Blood of Rainbow trout, *Salmo gairdneri*, In Stress and Fish, (Edited by Pickering A. D.), Academic Press, New York, 103~119 (1981)。
- 13) Soivio, A., M. Nikinmaa, K. Nyholm, K. Westman: The Role of Gills in the Responses of *Salmo, gairdneri* During Moderate Hypoxia, *Comp. Biochem. Physiol.*, **70A**, 133~139 (1981)。
- 14) 山口勝己：呼吸の生理化学，魚の呼吸と循環，水産学シリーズ24，日本水産学会編，恒星社厚生閣，東京，51~62（1978）。
- 15) Love, R.M.: The Chemical Biology of Fish Vol.2, Academic Press, New York, 270~283(1980).
- 16) 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)。
- 17) 樋口文夫，水尾寛己，畠中潤一郎，福島悟：野外飼育におけるコイの血液成分の季節，年齢，性による変化(I)，横浜市公害研究所報，**10**，101~117(1985)。
- 18) Hochachka, P.W.: 低酸素適応の生化学，橋本周久他訳，恒星社厚生閣，東京（1984）。
- 19) 尾崎久雄：血液の生理，魚類生理学講座I，緑書房，東京（1975）。
- 20) 樋口文夫：鶴見川のフナによる水域環境評価の研究，亜種別，性別，季節別の形態，血液，血清成分について，横浜市公害研究所報，**11**，111~132（1986）。
- 21) 尾崎久雄，未発表資料。

低濃度の有機性汚濁の分析に関する COD, BOD, TOCでの比較

山口敬義*, 水尾寛己*, 白柳康夫*, 大矢正代*, 酒井 学*

要 旨

低濃度の有機性汚濁の分析に関して、COD_{Mn}、COD_{OH}、COD_{Cr}、BOD、TOCについて検討した。

標準試料としては乳糖を使用し、環境試料としては河川水、海水を用いて、各種分析法の酸化率、及び変動率について検討した。乳糖標準試料からの結果からは、各分析法とも低濃度になるにつれ酸化率が高くなる傾向が見られるがTOCは比較的安定していた。測定値の変動については、BOD、TOCが比較的小さく安定していた。環境水を用いた結果でも希釈していくにつれ変動が大きくなる傾向を示し、酸化率も上昇する傾向が見られた。酸化率が高くなる原因としては酸化剤/被酸化物の比が増大しているためと考えられた。また、低濃度において変動が大きい理由は滴定値が低くなるため、滴定値に対する測定誤差の比率が増加するためと考えられた。

1. はじめに

河川の有機性汚濁の指標としては、BOD、COD_{Mn}、海域の有機性汚濁の指標としてはCOD_{Mn}、COD_{OH}が用いられ、最近ではTOC、UV₂₅₄なども用いられてきている。これらの分析法については、JIS、K0102の中で、希釈時における酸化剤、溶存酸素の消費される割合が明示されており、この範囲で測定することになっている。しかし、河川の源流、上流あるいは外洋の海水や有機性汚濁の改善が見られる水域で採水された試料においては、無希釈で測定しても、この範囲から外れる場合が少なくない。COD、BODに関しては多くの報告が^{2~5)}見られるが、低濃度の有機性汚濁の水質の分析についての比較検討した報告は少ない。

そこで、このたびCOD_{Mn}、COD_{OH}、COD_{Cr}、BOD、TOCについて、低濃度の有機性汚濁の水の分析を行うに当たっての感応性、精度などの問題点を検討した。なお、本報告は、昭和63年度、環境庁委託調査報告—水質分析法試験(低濃度の有機性汚濁の分析に関する検討)—により実施したものである。

2. 実験方法

2-1 検討項目

- (1) 標準試料及び河川水
BOD、COD_{Mn}、COD_{OH}、COD_{Cr}、TOC
- (2) 標準試料(3% NaCl溶液)及び海水
COD_{Mn}、COD_{OH}

2-2 分析方法

今回検討した分析方法は下記に示した工場排水試験5法である。

- (1) JIS K0102の17
100℃における過マンガン酸カリウムによる酸素消費量(COD_{Mn})
*ただし、海水(または3% NaCl溶液)の場合においては硫酸銀の添加量を12g⁶⁾とした。
- (2) JIS K0102の19
アルカリ性過マンガン酸カリウムによる酸素消費量(COD_{OH})
- (3) JIS K0102の20 ニクロム酸カリウムによる酸素消費量(COD_{Cr})
- (4) JIS K0102の21

Reliability of low concentration of waters by 5 methods: COD_{Mn}, COD_{OH}, COD_{Cr}, BOD, TOC

*Takayoshi Yamaguchi, Hiromi Mizuo, Yasuo Shirayanagi, Masayo Ohya, Manabu Sakai
横浜市公害研究所水質部門

生物化学的酸素消費量 (BOD)

(5) JIS K 0102 の 22

有機体炭素 (TOC)

2-3 検討試料

検討試料としては標準試料と環境試料の 2 系列とした。

(1) 標準試料

各種分析方法の低濃度における感応性等の検討のための標準試料は COD 測定時の酸化率のチェック用に適していると報告⁷⁾のある乳糖を用いた。乳糖は COD 測定時の被酸化率が高く、分析法の感応性、精度などの検討に適していると考えられた。

試料の調整には蒸留水²⁾を使用し、塩分の影響を検討するための試料については 3% NaCl 溶液を使用した。

(2) 環境水試料

環境水としては次の河川 2 地点、海域 2 地点の計 4 地点の試料を用いた。

河川水 A：有機汚濁の少ないと思われる市内河川の源流域 (水取沢)

河川水 B：やや汚濁の進んだ中流域 (大岡川)

海水 A：横浜港沖

海水 B：横浜港沿岸

3. 結果と考察

3-1 標準試料 (乳糖水溶液) 及び河川水の分析結果について

標準試料 (乳糖水溶液) を用いた測定結果を表 1~5、図 1、2 に、河川水の測定結果を表 8、図 3 に示した。

(1) COD_{Mn}

表 1 に乳糖標準液の COD_{Mn} の測定値と COD 計算値を基にして求めた酸化率を示した。

乳糖水溶液の COD_{Mn} 酸化率は低濃度になるにつれて高くなる傾向を示した。

各濃度における繰り返しの測定値の変動は、全ての濃度で小さく安定していた。

環境水試料についても表 8、図 3 に示すとおり低濃度、つまり酸化剤/被酸化物の比が大きくなるに従って酸化率が大きくなる傾向を示した。

(2) COD_{OH}

表 2、図 1 に示すように、本法による測定値は、計算値よりかなり低く測定されるため、10、20mg/l の試料についても検討した。COD_{OH} は COD_{Mn} より酸化力が劣り COD_{Mn} 値の数分の一程度の値しか得ら

れない場合があり、COD_{Mn}/COD_{OH} の比が低濃度になるほど高くなる傾向があるといわれている。今回の結果も図 1 に示すとおり COD_{Mn} 値の 50% 以下の値となっている。これは酸化反応自身が異なること、および COD_{OH} 法は硫酸銀を添加しないので触媒効果がないことなどが原因と考えられる。

環境水試料についても表 6 に示すとおり乳糖水溶液の場合と同様に COD_{Mn} 値よりかなり低い値を示した。

乳糖水溶液の酸化率は、濃度に関係なくほぼ安定していた。また、測定値の変動は、低濃度側で大きくなっていった。環境水試料の無希釈の違いによる酸化率、測定値の変動については、はっきりした傾向は見られなかった。

(3) COD_{Cr}

COD_{Cr} については、海水などを測定する際には有害な硫酸水銀を多量に使用すること、また低濃度において塩化物イオンの影響が大きく、硫酸水銀の添加によっても、完全に塩化物イオンをマスクングすることは困難であるとの報告¹⁾もあるため、水溶液についてのみ検討を行った。

表 3 に乳糖水溶液の COD_{Cr} の測定値と COD 計算値を基にして求めた酸化率を示した。

表 3 に示すとおり 2 mg/l 以下で酸化率が著しく上昇し、変動も大きくなった。これは測定時の滴定誤差による影響が COD_{Cr} の場合、計算値に非常に大きく影響することが原因と考えられる。COD_{Cr} による測定は比較的高濃度の、酸化されにくい試料に適しているため、低濃度の試料にはニクロム酸カリウムの濃度を N/40 より低い N/100 程度のものを用いた方がよいと思われた。

(4) BOD

表 4 に乳糖水溶液の BOD の測定値 COD 計算値を基にして求めた酸化率を示した。

BOD の乳糖水溶液の測定時には、植種液として魚 (鯉) を飼育している水槽の水を用いた⁸⁾。

BOD は水中の好気性微生物により消費される溶存酸素量であるため、その測定値は COD 値と単純に比較できないが、乳糖水溶液を用いた場合 COD 計算値の 40~60% 値を示すことが知られている。今回の結果においては、表 4 に示すとおり 48~103% とかなり広い範囲を示しているが、乳糖濃度が高くなるに従い対 COD 比が小さくなっていることから、COD_{Mn} などの場合と同様に微生物 (酸化剤) / 被酸化物 (有機物) の比が影響していると思われる。測定値の変動

表-1 乳糖水溶液を用いたCOD_{Mn}の測定結果
n = 5

乳糖 (mg/l)	COD 計算値 (mg/l)	実測値 (mg/l)	酸化率 (%)	変動係数 (%)
1	1.07	0.86	80.4	4.4
2	2.14	1.68	78.7	3.4
3	3.21	2.53	78.8	4.3
4	4.28	3.07	71.6	0.9
5	5.35	3.65	68.3	2.2

表-6 乳糖のNaCl水溶液を用いたCOD_{Mn}の測定結果
n = 5

乳糖 (mg/l)	COD 計算値 (mg/l)	実測値 (mg/l)	酸化率 (%)	変動係数 (%)
1	1.07	0.61	56.8	20.0
2	2.14	0.99	46.2	6.9
3	3.21	1.60	49.8	2.6
4	4.28	2.05	47.8	1.7
5	5.35	2.65	49.5	2.9

表-2 乳糖水溶液を用いたCOD_{OH}の測定結果
n = 5

乳糖 (mg/l)	COD 計算値 (mg/l)	実測値 (mg/l)	酸化率 (%)	変動係数 (%)
1	1.07	0.27	25.2	12.9
2	2.14	0.61	28.5	11.3
3	3.21	0.89	27.7	4.5
4	4.28	1.16	27.1	4.0
5	5.35	1.47	27.5	3.8
10	10.7	3.04	28.4	2.3
20	21.4	5.99	28.0	1.6

表-3 乳糖水溶液を用いたCOD_{Cr}の測定結果
n = 3

乳糖 (mg/l)	COD 計算値 (mg/l)	実測値 (mg/l)	酸化率 (%)	変動係数 (%)
1	1.07	1.97	184.1	28.3
2	2.14	2.43	113.6	8.4
3	3.21	2.77	86.3	3.4
4	4.28	3.80	88.8	3.7
5	5.35	4.70	87.9	1.7

表-4 乳糖水溶液を用いたBODの測定結果
n = 3

乳糖 (mg/l)	COD 計算値 (mg/l)	実測値 (mg/l)	対COD比 (%)	変動係数 (%)
1	1.07	1.10	103	3.1
2	2.14	1.62	76	2.7
3	3.21	1.99	62	0.5
5	5.35	3.07	57	0.6
7	7.49	4.00	53	0.8
10	10.7	5.11	48	0.8

表-5 乳糖水溶液を用いたTOC(COD換算)の測定結果
n = 3

乳糖 (mg/l)	COD 計算値 (mg/l)	実測値 (換算値) (mg/l)	酸化率 (%)	変動係数 (%)
1	1.07	1.20	112	3.1
2	2.14	2.16	101	3.1
3	2.21	3.25	101	3.1
4	4.28	4.36	102	1.2
5	3.35	5.57	104	1.7

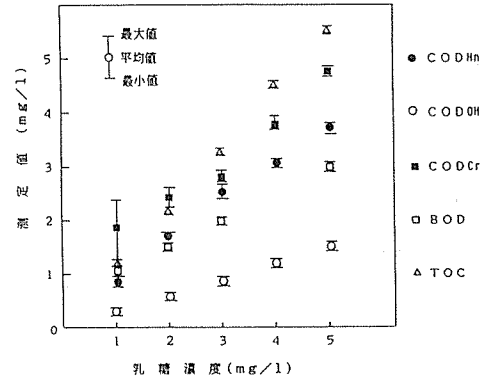


図-1 乳糖標準液を用いた分析法の比較

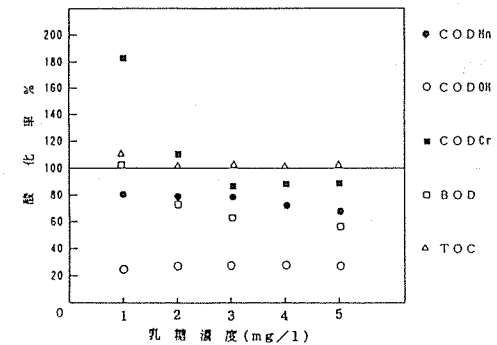


図-2 乳糖標準液を用いた分析法の酸化率の比較

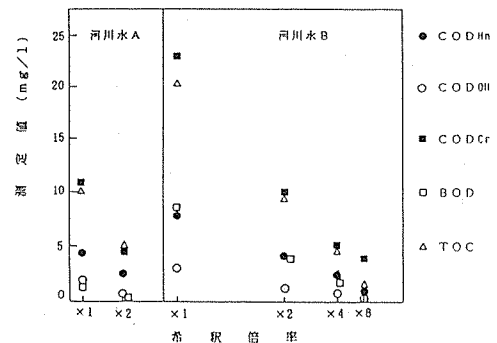


図-3 河川水を用いた分析法の比較

は低濃度の方が大きくなる傾向が見られるが全体的に小さかった。

河川水を対象とした結果では、表-8に示すとおり河川水A, BのCOD_{Mn}/BOD比がそれぞれ4と1と両者の間で異なっていた。標準物質の測定とは異なり、環境水中には種々雑多な物質が存在しており、河川水AでCOD_{Mn}/BOD比が高いのは、水中の亜硝酸イオンやFe²⁺イオンなどの還元物質の影響が考えられる。

(5) TOC

表-5に乳糖水溶液のTOCの測定値とCOD計算値を基にして求めた酸化率を示した。

TOCの測定値は本検討の場合、有機体炭素の量が小さく、TOC < IC(無機体炭素)となるため、JISの備考にあるように試料を塩酸酸性にし、純空気を通気したのち測定した。TOCの測定値は他の分析法と比較するため、得られた値をCODに換算した。乳糖水溶液では表-5に示すとおり各分析法の中で最もCOD計算値に近く、各濃度の酸化率も安定していて、変動も小さかった。TOCはCODとは異なり、完全酸化を前提としているため、酸化剤/被酸化物の影響がほとんどないためと考えられる。

河川水を対象とした結果でも、表-8に示すように希釈による酸化率の差は明確に表れず、安定した酸化率を示した。これもTOCが環境水中に存在する還元性物質などの影響を受けないためと考えられる。

3-2 乳糖の3% NaCl水溶液、海水の分析結果及び乳糖水溶液の結果との比較

標準試料(乳糖の3% NaCl水溶液)を用いた測定結果を表-6, 7, 図-4, 海水の測定結果を表-9に示した。

(1) COD_{Mn}

表-6の結果から、乳糖(3% NaCl溶液)の酸化率は計算値2 mg/l以上においてはほとんど差がみられなかったが1 mg/lでは56.8%と高値を示した。しかし、1 mg/lにおいては変動係数が20%と大きいため明確な差があるとは判断できなかった。

各濃度における繰り返しの測定値の変動は、3% NaCl溶液においては低濃度の2 mg/l, 1 mg/lにおいて6.9%, 20%と高い値を示した。

今回、酸化剤の濃度はN/40 過マンガン酸カリウムを使用した。この方法では測定値の変動が低濃度になるにつれ、2~3滴の滴定量の違いでも数%を示し、そのため、測定誤差を少なくするためには滴定、加熱温度・時間などに細心の注意を要する。このことから、

表-7 乳糖のNaCl水溶液を用いたCOD_{OH}の測定結果

乳糖 (mg/l)	COD計算値 (mg/l)	実測値 (mg/l)	酸化率 (%)	変動係数 (%)
1	1.07	0.4	23.4	16.2
2	2.14	—	—	—
3	3.21	1.35	26.1	9.8
4	4.28	—	—	—
5	5.35	2.22	26.0	3.6
10	10.7	4.68	27.4	2.6
20	21.4	8.41	24.6	1.2

表-8 河川水の測定結果

		COD _{Mn} (mg/l)	COD _{OH} (mg/l)	COD _{Cr} (mg/l)	BOD (mg/l)	TOC (mg/l)
河川水A	無希釈	4.51 (100)	1.84 (100)	11.00 (100)	1.42 (100)	10.00 (100)
	2倍希釈	2.54 (112)	1.04 (113)	4.57 (83)	0.60 (85)	5.25 (105)
河川水B	無希釈	7.42 (100)	3.05 (100)	22.60 (100)	8.66 (100)	19.84 (100)
	2倍希釈	4.24 (114)	1.53 (100)	10.03 (89)	4.23 (98)	9.92 (93)
	4倍希釈	2.38 (128)	0.94 (122)	5.33 (94)	2.24 (103)	4.59 (93)
	8倍希釈	1.00 (108)	0.40 (105)	3.77 (133)	—	2.21 (89)

下段()内の数値は無希釈試料を基準とした酸化率%

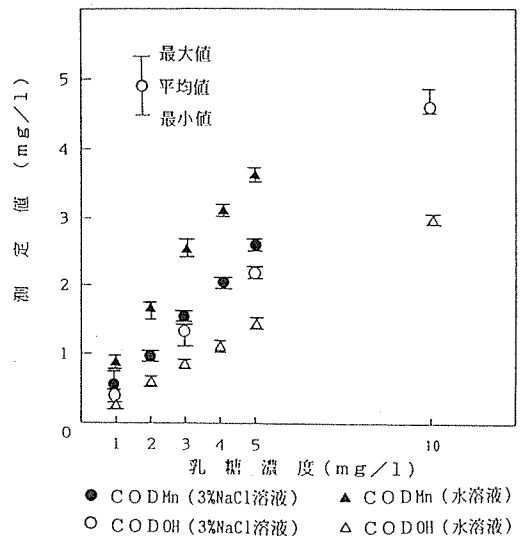


図-4 乳糖の水溶液 NaCl 水溶液のちがいと COD_{Mn}, COD_{OH} の比較

表-9 海水の測定結果

n = 3

		COD _{Mn} (mg/l)	COD _{Mn} (%)	COD _{OH} (mg/l)	COD _{OH} (%)
海水A	無希釈	2.26		1.23	
海水B	無希釈	4.10	100	2.36	100
	2倍希釈	2.30	112	1.12	95
	4倍希釈	1.20	117	—	—

低濃度の試料には、COD_{Cr}の場合と同様、N/100の濃度の過マンガン酸カリウム溶液を用いた方がよい⁹⁾と思われた。水溶液と3% NaCl溶液の測定値を比較すると、3% NaCl溶液の方が水溶液に比べ全体的に測定値は低く、酸化率では20~30%低い値を示した。3% NaCl溶液中の塩の影響としては、過マンガン酸カリウムを消費するものであり、また硫酸銀は酸化反応を促進する触媒の働きがあるとされているので、共に測定値として高くなる要因となっているが、実際は逆な傾向となった。この原因としては、各濃度における滴定値を比較すると水溶液と3% NaCl溶液とで大きな差はなく、空試験の滴定値(水溶液: 0.42 ml, 3% NaCl溶液: 0.67 ml)でのみ差が認められるので、3% NaCl溶液の空試験における滴定値が大きく影響したと考えられる。環境水試料についても表-9に示すとおり低濃度、つまり酸化剤/被酸化物の比が大きくなるに従って酸化率が大きくなる傾向を示した。

(2) COD_{OH}

乳糖3% NaCl溶液のCOD_{OH}測定結果は、表-7に示すとおり、酸化率が水溶液(表-2)より50%高くなる傾向が見られた。このため塩濃度を変化させて測定したところ(乳糖10mg/lの試料でNaCl濃度0%: COD3.1 mg/l, 1.5%: 4.0 mg/l, 3.0%: 4.5 mg/l)、塩濃度が高いほど測定値が高くなり、塩の影響を受けていると推定された。

測定値の変動は、水溶液の場合と同様に低濃度側で大きくなっていった。また、酸化率は水溶液の場合と同様にほぼ安定していた。

環境水試料についても表-9に示すとおり乳糖標準液の場合と同様にCOD_{Mn}値よりかなり低い値を示した。

3-3 各分析法の比較

今回の乳糖標準試料を用いた分析結果からは、図-2に示すとおりTOCが他の分析法に比べ低濃度まで酸化率が安定していて変動も小さく、計算値より若干高い酸化率を示したものの、有効な分析法と考えられた。

COD_{Mn}は水溶液において、酸化率は安定しており、変動も小さく安定していた。3% NaCl溶液の標準試料においても、1 mg/l(計算値)を除いて、酸化率は安定しており、変動も小さく計算値で2 mg/l以上において有効な分析法と考えられる¹⁰⁾。しかし、低濃度になるにつれ細心の注意が必要となる。

この改善としては、酸化剤としてN/100過マンガン酸カリウムを用いる方法がよいと思われた。これは、今回検討していない問題であるが、酸化剤濃度を低くした場合には酸化率がN/40の場合に比べて低下が予測されるが測定誤差は小さくなると考えられるからである。

COD_{OH}は水溶液において酸化率は計算値よりかなり低い値を示し、変動も低濃度で大きく、分析操作もCOD_{Mn}などに比べてかなり複雑であることなど問題点が多い。3% NaCl溶液の標準試料の分析においても同様な問題が見られる。

COD_{Cr}は低濃度の2 mg/l以下においては、他の分析法に比べ計算値より酸化率が高く変動も大きい。環境水を対象とした場合、COD_{Cr}値がTOC値に最も近い値となった。TOCより若干高い値が得られたのは、炭素系以外の還元物質などの影響が考えられる。しかしこの分析はCOD_{Mn}に比べ時間を要し、水銀を使用するため日常的な分析法としては問題があると思われる。

BODは測定原理からCODとは異なっており、試料によりCOD値と必ずしも対応していないため、分析結果はBODの持つ意味をよく理解した上で評価しなければならない。

TOCを除いて各分析法ともおよそ2 mg/l以下の濃度では変動が大きくなるため、この濃度以上で分析することが望ましいと思われる。また、今回の検討結果を見ても各分析法の間で、一致した測定値が得られないことから、低濃度の試料だけでなく一般の試料についても分析法の選択、結果の評価については各種分析法の特徴をよく理解した上で行うことが必要と思われる。

表-10 各分析法の低濃度における特性

	感度	精度	操作性など	酸化剤/非酸化物比
COD _{Mn}	△	○	○	影響あり
COD _{OH}	×	○	×	影響なし
COD _{Cr}	○	△	×	影響あり
BOD	△	○	○	影響あり
TOC	○	○	○	影響なし

以上の結果をまとめたものを表-10に示した。各分析法とも精度の点においてはそれほど問題がないと思われるが、感度についてはTOCが優れており、操作性についてはCOD_{OH}とCOD_{Cr}については問題がある。TODは感度、精度、操作性などでは優れているが、海水試料には適さないという問題がある。

現在、公共用水域の水質測定（水質汚濁防止法第16条）に用いられているのはBODとCODに関してはCOD_{Mn}であり、今回検討した分析法の中では比較的に問題がない分析法であるが、低濃度においては酸化剤／非酸化物の比が測定値にかなり影響していると考えられる。

4. ま と め

COD_{Mn}、COD_{OH}等の分析法についてはすでに多くの報告がみられ、また酸化率が標準試料により異なることもすでに報告のあるところである。

今回は、標準試料として乳糖を使用し、環境水試料として市内の河川水、市水域周辺の海水を用いて各種分析法の低濃度における酸化率、及び変動率について比較検討した。その結果次のことが明らかになった。

(1) 標準試料（乳糖水溶液）の結果からは、各分析法とも低濃度になるにつれ酸化率が高くなる傾向がみられるがTOCは比較的安定していた。測定値の変動については、BOD、TOCが比較的小さく安定していたが、そのほかの分析法ではおおよそ2mg/l以下では変動が大きくなる傾向が見られた。低濃度になるにつれ、酸化率が高くなる原因として酸化剤／被酸化物の比が増大しているためと考えられる。また低濃度において変動が大きい理由は滴定値が低くなるため、滴定値に対する測定誤差の比率が増加するためと考えられる。

(2) 標準試料（乳糖3%NaCl水溶液）の結果でも、標準試料（乳糖水溶液）の結果と同様に、COD_{Mn}、COD_{OH}は低濃度になるにつれ、酸化率が高くなる傾向が見られた。また、測定値の変動もおおよそ2mg/l

以下で大きくなる傾向が見られた。

(3) 環境水を用いた結果では希釈していくにつれ変動が大きくなる傾向を示し、酸化率も上昇する傾向がみられ、乳糖標準試料と同様の原因によるものと考えられる。低濃度の環境水を測定する場合は、これらの点を考慮し、有機性汚濁の評価を行うことが望ましい。

以上今回の検討結果から、特に低濃度の試料にCOD_{Mn}法やCOD_{Cr}法を用いる場合には、酸化剤／被酸化物の比や、酸化率を考慮した適切な濃度の酸化剤を用いること、加熱時間等の測定条件の検討が必要であろうと思われた。

文 献

- 1) 矢木博他：水質測定技術(1)COD、用水と廃水、18(10)、79-91(1976)。
- 2) 並木博：詳細工場排水試験方法
- 3) 並木博：化学的酸素消費量、工業用水、283、17-20(1982)。
- 4) 太田立男：有機汚濁指標に関する研究一特にCODについて一、水処理技術、14(7)、665-675(1973)。
- 5) 芳倉太郎他：有機汚濁指標の現状と動向一BOD、COD、TOC、TODについて一水処理技術、20(1)、3-21(1979)。
- 6) 吾妻正道他：海水試料における酸性COD法とアルカリCOD法の検討について、宮城県保健環境センター年報、4、125-127(1986)。
- 7) 日本環境測定分析協会：共通試料によるクロスチェック、環境測定分析技術研究調査報告書、55-119(1987)。
- 8) 矢島久美子他：BOD試験法の検討、用水廃水、26(9)、50-59(1984)。
- 9) 江成敬次郎他：COD測定についての2、3の考察、用水と廃水、22(5)、535-540(1980)。
- 10) 安藤章夫他：海水のCODについて(酸性法とアルカリ性法)、大分県公害衛生センター年報、6、91-94(1978)。

排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究(第4報)

—下水汚泥焼却灰の固化実験—

野木 一男*, 下村光一郎*

要 旨

下水汚泥焼却灰を利用した固化物を、排水処理の流動媒体をはじめとして、接触酸化材や湿式生物脱臭材としての利用範囲を広げる目的で、担体の高強度発現のための固化実験を行った。

石灰系焼却灰では、石灰系焼却灰55%, ポルトランドセメント41%, 黒曜石発泡体1%, 黒曜石粉末3%を混合し、水41.5%を加えて混練り、成形固化したものが最も高強度を発現し、材令7日で440kgf/cm²、材令28日で560kgf/cm²が得られた。

また、高分子系焼却灰では、高分子焼却灰50%, ポルトランドセメント42%, 黒曜石発泡体1%, 黒曜石粉末3%, 消石灰4%を混合し、水43%を加えて混練り、成形固化したものが、最も高強度を発現し、材令7日で274kgf/cm²、材令28日で348kgf/cm²が得られた。

1. はじめに

著者らは所報12号で、下水汚泥焼却灰の固化物を、外部循環式三相流動床法の流動媒体として使用した、有機排水の処理実験について報告した。その際使用した固化物の一軸圧縮強度は、材令28日で170kgf/cm²程度であった。さらに強度の大きい固化物が得られれば固化物の利用範囲も広がると考えられ、強度を増すための条件について検討を行った。

2. 使用原材料

2-1 石灰系下水汚泥焼却灰

石灰系焼却灰は、横浜市下水道局北部汚泥処理センターより提供を受けた。この石灰系焼却灰は、汚泥焼却時の廃ガス中のSO_xを除去対策のため、汚泥に炭酸カルシウムを添加し、焼却したものである。主成分はCaO28%, SiO₂30%, Al₂O₃12%, Fe₂O₃5%であった。また、粒度分布は、74μm以下が88%を占めていた。

2-2 高分子系下水汚泥焼却灰

高分子系焼却灰は、横浜市下水道局南部汚泥処理センターより提供を受けた。この高分子系焼却灰は、廃ガス中のSO_x除去対策を苛性ソーダのシャワーリングで行ない、炭酸カルシウムは使わないため、CaOは、石灰系焼却灰に比べて少ない。主成分は、CaO14%, SiO₂40%, Al₂O₃17%, Fe₂O₃9%であった。また、粒度分布は、74μm以下が83%を占めていた。

2-3 黒曜石発泡体

黒曜石は、無水ケイ酸に富む黒緑色でガラス質の火成岩であり、貝ガラ状断面を呈し、容易に割ることができる。主成分は、SiO₂74%, Al₂O₃13%, K₂O4%, Na₂O4%, CaO1.5%で、含水率は1.5%である。また、この発泡体は黒曜石を破碎後、900°C前後に加熱し発泡されたもので、元の体積の10倍位になる。そのために軽量で、化学的に中性である。今回使用した発泡体は、粒径が0.3mmから0.6mmのものである。

An experimental research on utilization of sludges from wastewater treatment.

— Solidification of incinerated sewage sludge. —

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

2-4 黒曜石粉末

2-3の黒曜石を破碎後、粉碎したものである。粒度は、100 μ mから44 μ m以下で、44 μ m以下が90%を占めていた。

2-5 普通ポルトランドセメント

JIS R 5210 ポルトランドセメントを使用した。

2-6 消石灰

JIS K 8575 水酸化カルシウム(試薬)1級を使用した。

2-7 標準砂

JIS R 5201 豊浦産の天然けい砂を使用した。



写真-1 ホバート型ソイルミキサー

3. 供試体の作製

使用原材料として焼却灰、ポルトランドセメント、黒曜石発泡体、黒曜石粉末、消石灰、標準砂を、それぞれの実験に応じて必要量計量し、よく混合して、写真-1のホバート型ソイルミキサーの容器に入れ、定量の水を加えて1分間低速回転を行い、攪拌混合、混練りをし、次いで4分間高速回転で混練りを行ない、練り上がった供試混合物を、写真-2の円柱型枠と供試体(直径5cm、高さ10cm)に均一に充てんし、ステンレス製骨材の上に、高さ50cmから50回ずつ落下させて脱気し、締め固めを行った。写真-3は供試体の圧縮強度を測定する、一軸圧縮試験機を示した。

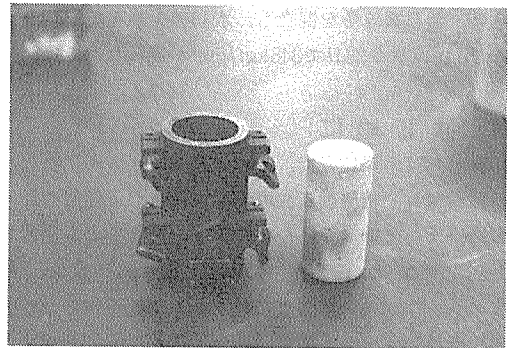


写真-2 円柱型枠

4. 養生方法

養生方法は、強度発現状況を見るために、次の3つの方法を採用した。

4-1 水中養生方法

この方法は、コンクリートを水中に浸せきさせる養生方法に準じて、各供試体を、20 ℓ のコンテナ内に水道水を張った中に入れて行った。

4-2 ラップ養生方法

この方法は、コンクリートの表面を膜で覆い、水分の蒸発を防ぐようにした養生方法に準じて、ポリ塩化ビニリデンのラップフィルムを供試体に巻いて行った。

4-3 自然放置養生方法

この方法は、供試体を室内の空気に自然に触れるように、実験台の上に置いて養生を行った。

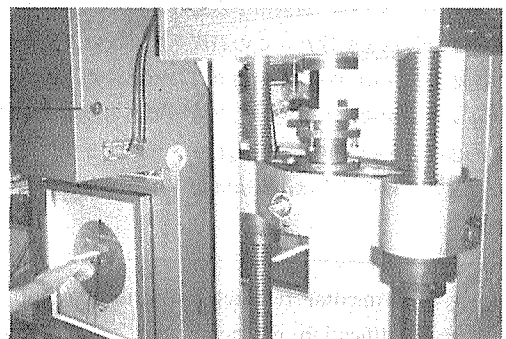


写真-3 一軸圧縮試験機

5. 実験結果および考察

5-1 配合比と一軸圧縮強度との関係

5-1-1 石灰系焼却灰の場合

この実験の目的は、石灰系焼却灰と砂を使用した場合の配合割合と発現強度との関係を知ることにある。表-1は、実験に用いた諸材料の配合および得られた一軸圧縮強度である。表-1に示したように、ポルトランドセメントは46%から23%とし、石灰系焼却灰は50%から25%、標準砂は0%から50%まで添加した。黒曜石発泡体量と黒曜石粉末量は1対3となるようにし、また、石灰系焼却灰量との比率を一定とした。水は混練りしたとき適当な軟らかさとなるまで加えた。水、セメント比は97.8から117であった。これを用いて供試体を作りラップ養生した。図-1に配合別一軸圧縮強度の経日変化を示した。

表-1、図-1に示したように、標準砂の添加量を0%から30%まで変化させたとき、供試体は、材令7日で252kgf/cm²から291kgf/cm²の値を示し、材令28日では340kgf/cm²から392kgf/cm²の値を示した。また、標準砂の添加量が40%から50%のときの供試体は、材令7日で152kgf/cm²から203kgf/cm²の値を示し、材令28日では244kgf/cm²から280kgf/cm²の値を示した。

以上の結果、標準砂の添加量を0%から30%までの間では、強度の著しい低下はみられなかった。このことから、石灰系焼却灰は、強度発現のための細骨材としての役割を備えていることがわかった。

石灰系焼却灰には、自硬性を有しており、また、細骨材としての性質も合せて持っていることが判明したため、さらに、セメントの添加量と発現強度との関係を検討した。

この実験は、所要の強度を得るための添加するセメント量を検討するために行った。石灰系焼却灰は50%から75%に、それに対し添加するポルトランドセメン

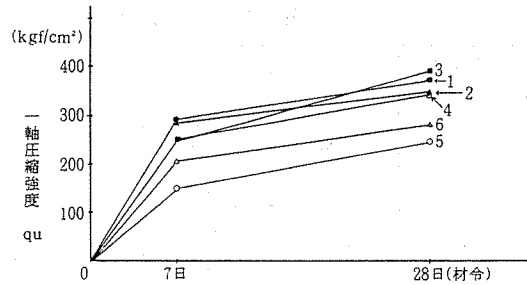


図-1 配合別一軸圧縮強度の経日変化

トは46%から21%に減少させた。添加助材の黒曜石発泡体は1%、黒曜石粉末は3%で一定量とした。表-2に石灰系焼却灰とセメント添加量の配合別圧縮強度を示した。図-2に石灰系焼却灰とセメント添加量の配合別圧縮強度の経日変化を示した。

表-2に示したように、最も高強度を発現した供試体はNo.2で、材令7日で440kgf/cm²、材令28日で560

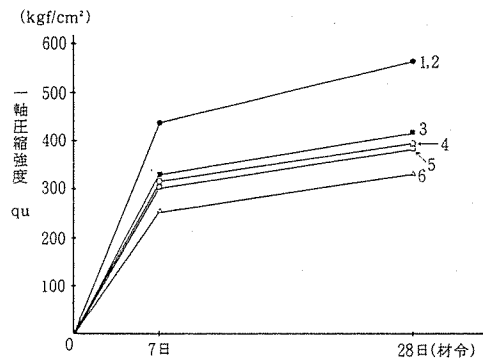


図-2 石灰系焼却灰とセメント添加量の配合別圧縮強度の経日変化

kgf/cm²であった。このときの養生方法は、ラップ養生で行った。

以上の結果から、セメント量を減少しても、焼却灰

表-1 諸材料の配合および得られた一軸圧縮強度

No.	材料・他 ポルトランド セメント	標準砂	石灰系 焼却灰	黒曜石 発泡体	黒曜石 粉末	水	水・ セメント 比	材 令	
								7日	28日
1	460	0	500	10	30	450	97.8	291	370
2	414	100	450	9	27	420	101	287	345
3	368	200	400	8	24	380	103	252	392
4	322	300	350	7	21	360	112	259	340
5	276	400	300	6	18	320	116	152	244
6	230	500	250	5	15	270	117	203	280
単 位			グ ラ ム (g)				(%)	(kgf/cm ²)	

表-2 石灰系焼却灰とセメント添加量の配合別圧縮強度

No.	材料・他 石灰系 焼却灰	ポルトランド セメント	黒曜石 発泡体	黒曜石 粉末	水	水・セメント 比	材 令		
							7日	28日	
1	500	460	10	30	405	88	440	558	
2	550	410	10	30	415	101	440	560	
3	600	360	10	30	440	122	331	417	
4	650	310	10	30	445	144	318	393	
5	700	260	10	30	460	177	305	386	
6	750	210	10	30	475	226	256	331	
単 位	グラム (g)					(%)		(kgf/cm ²)	

の自硬性から、ある程度の強度が得られることがわかった。また、28日材令500kgf/cm²以上の高強度を得るためには、ポルトランドセメントの添加量は、41%以上は必要であることがわかった。

5-1-2 高分子系の場合

高分子系焼却灰を用いて強度の大きい固化物を得る方法について検討した。

高分子系焼却灰は、自硬性の少ない焼却灰といわれているので、カルシウム分の不足を補うため消石灰を添加した配合として、実験を行った。

配合は、黒曜石発泡体2%、黒曜石粉末3%は一定量とし、高分子系焼却灰、ポルトランドセメント、消石灰の添加量を変化させた。表-3に高分子系焼却灰とセメント、消石灰添加量の配合別圧縮強度を示した。図-3に高分子系焼却灰とセメント、消石灰添加量別一軸圧縮強度の経日変化を示した。

表-3に示したように、最も高強度を発現した供試体はNo.5で、材令7日で194kgf/cm²、材令28日で319kgf/cm²であった。このときの養生方法は、ラップ養生で行った。

以上の結果から、高分子系焼却灰の強度発現用添加

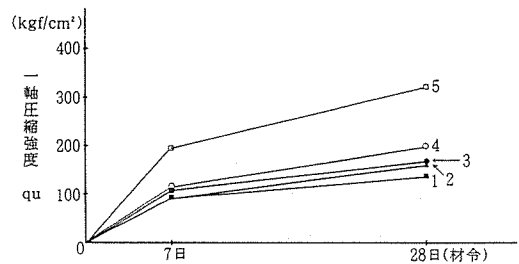


図-3 高分子系焼却灰とセメント・消石灰添加量別一軸圧縮強度の経日変化

材としては、ポルトランドセメントと消石灰の添加が有効であることがわかった。

5-2 養生方法実験

5-2-1 石灰系焼却灰の場合

この実験は、石灰系焼却灰を基材とした2つの配合で供試体を作製し、水中養生、ラップ養生、自然養生の3つの方法で養生し、養生方法別の強度発現状況を一軸圧縮強度(材令7日、材令28日)で検討した。

供試体の配合(1)は、石灰系焼却灰50%、ポルトランドセメント42%、黒曜石発泡体1%、黒曜石粉末3%、消石灰4%に水42%を混合、混練りして作製した。水・

表-3 高分子系焼却灰とセメント・消石灰添加量の配合別圧縮強度

No.	材料・他 高分子系 焼却灰	ポルト ランド セメント	黒曜石 発泡体	黒曜石 粉末	消石灰	水	水・ セメント 比	材 令	
								7日	28日
1	500	300	20	30	150	550	183	93	138
2	550	300	20	30	100	550	183	94	160
3	600	300	20	30	50	550	183	107	164
4	550	370	20	30	30	450	122	115	198
5	500	400	20	30	50	450	113	194	319
単 位	グラム (g)					(%)		(kgf/cm ²)	

表-4 養生方法別圧縮強度(1)

材料・他 養生別	石灰系 焼却灰	高分子系 焼却灰	ポルト ランド セメント	黒曜石 発泡体	黒曜石 粉末	消石灰	水	水・セ メント 比	材 令	
									7日	28日
水 中	500	—	420	10	30	40	420	100	348	486
ラ ッ プ	500	—	420	10	30	40	420	100	341	442
自 然	500	—	420	10	30	40	420	100	343	362
水 中	—	500	420	10	30	40	430	102	250	280
ラ ッ プ	—	500	420	10	30	40	430	102	274	348
自 然	—	500	420	10	30	40	430	102	261	253
単 位	グ ラ ム (g)							(%)	(kgf/cm ²)	

セメント比は100であった。表-4に養生方法別圧縮強度(1)を、図-4に養生方法別圧縮強度と経日変化を示した。

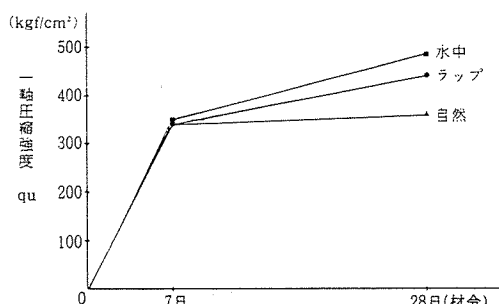


図-4 養生方法別圧縮強度と経日変化

表-4、図-4に示したように、一軸圧縮強度は、材令7日の水中養生が348kgf/cm²、ラップ養生が341kgf/cm²、自然養生が343kgf/cm²と一軸圧縮強度に変化は見られなかった。しかし、材令28日では、水中養生が486kgf/cm²、ラップ養生が442kgf/cm²、自然養生が362kgf/cm²となった。

以上の結果、上記の配合割合では、長期間の強度の

安定を考えると、水中養生方法および、ラップ養生方法は、自然養生方法よりもすぐれていることがわかった。

供試体の配合(2)は、石灰系焼却灰55%、ポルトランドセメント40%、黒曜石発泡体2%、黒曜石粉末3%に水40%を混合、混練りして作製した。水・セメント比は100であった。表-5に養生方法別圧縮強度(2)を、図-5に養生方法別圧縮強度と経日変化を示した。

表-5、図-5に示したように、一軸圧縮強度は、材令7日の水中養生266kgf/cm²、ラップ養生が271kgf/cm²、自然養生が245kgf/cm²と一軸圧縮強度は、ほとんど変らなかった。しかし、材令28日では、水中養生が346kgf/cm²、ラップ養生が374kgf/cm²、自然養生が271kgf/cm²となった。

以上、2つの配合例による養生試験では、水中養生ならびにラップ養生の湿潤状態を保つ養生方法が、強度発現のために有効であることがわかった。

5-2-2 高分子系焼却灰の場合

この実験は、高分子系焼却灰を基材とした2つの配合で供試体を作製し、水中養生、ラップ養生、自然養生の3つの方法で養生し、養生方法別の強度発現状況

表-5 養生方法別圧縮強度(2)

材料・他 養生別	石灰系 焼却灰	高分子系 焼却灰	ポルト ランド セメント	黒曜石 発泡体	黒曜石 粉末	水	水・セ メント 比	材 令	
								7日	28日
水 中	550	—	400	20	30	400	100	266	346
ラ ッ プ	550	—	400	20	30	400	100	271	374
自 然	550	—	400	20	30	400	100	245	271
水 中	—	550	400	20	30	440	110	139	192
ラ ッ プ	—	550	400	20	30	440	110	139	182
自 然	—	550	400	20	30	440	110	142	124
単 位	グ ラ ム (g)						(%)	(kgf/cm ²)	

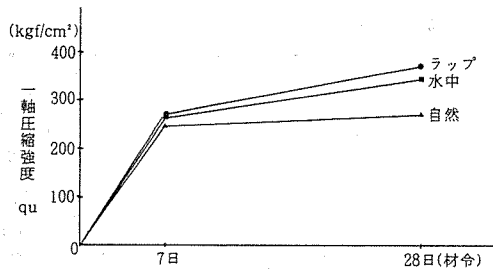


図-5 養生方法別圧縮強度と経日変化

を一軸圧縮強度(材令7日, 材令28日)で検討した。

供試体の配合(1)は, 高分子系焼却灰50%, ポルトランドセメント42%, 黒曜石発泡体1%, 黒曜石粉末3%, 消石灰4%に水43%を混合, 混練りして作製した。水・セメント比は102であった。表-4に各養生方法別圧縮強度(1)を, 図-6に各養生方法別圧縮強度と経日変化を示した。

表-4, 図-6に示したように, 一軸圧縮強度は, 材令7日の水中養生が250kgf/cm², ラップ養生が274kgf/cm², 自然養生が261kgf/cm²と一軸圧縮強度は, ほとんど変わらなかった。しかし, 材令28日では, 水中養生が280kgf/cm², ラップ養生が348kgf/cm², 自然養生が253kgf/cm²となった。

以上の結果, 上記の配合割合では, ラップ養生方法がすぐれていることがわかった。

供試体の配合(2)は, 高分子系焼却灰55%, ポルトランドセメント40%, 黒曜石発泡体2%, 黒曜石粉末3%に水44%を混合, 混練りして作製した。水・セメント比は110であった。表-5に養生方法別圧縮強度(2)を 図-7に養生方法別圧縮強度と経日変化を示した。

表-5, 図-7に示したように, 一軸圧縮強度は, 材令7日の水中養生が139kgf/cm², ラップ養生が139kgf/cm², 自然養生が142kgf/cm²と一軸圧縮強度に変化は見られなかった。しかし, 材令28日では, 水中養生が192kgf/cm², ラップ養生が182kgf/cm², 自然養生が124kgf/cm²となった。

以上の結果から, この配合割合では, 水中養生およびラップ養生がすぐれていることがわかった。

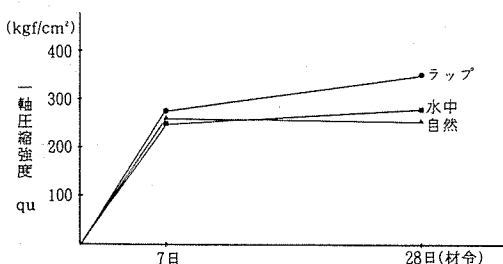


図-6 養生方法別圧縮強度と経日変化

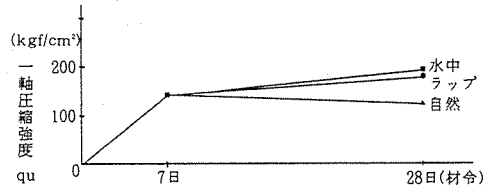


図-7 養生方法別圧縮強度と経日変化

6. まとめ

(1) 一軸圧縮強度試験結果から, 石灰系焼却灰では, 石灰系焼却灰55%, ポルトランドセメント41%, 黒曜石発泡体1%, 黒曜石粉末3%, 水41.5%を混合, 混練り固化することによって, 材令7日で, 440kgf/cm², 材令28日で560kgf/cm²までの高強度固化物が得られることがわかった。

また, 高分子系焼却灰では, 高分子系焼却灰50%, ポルトランドセメント42%, 黒曜石発泡体1%, 黒曜石粉末3%, 消石灰4%, 水43%を混合, 混練り固化することによって, 材令7日で274kgf/cm², 材令28日で348kgf/cm²までの高強度固化物が得られることがわかった。

(2) 養生方法は, ①水中養生, ②ラップ養生, ③自然養生の3つの方法について検討した結果, 湿潤状態を保つ, ①と②が有効であることがわかった。

謝 辞

下水汚泥焼却灰を提供してくれた横浜市下水道局に感謝します。

文 献

- 野木一男, 杉本 実, 遠田和雄, 下村光一郎: 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).
- 杉本 実, 下村光一郎, 野木一男: 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 -, 横浜市公害研究所報第10号, 147-156 (1985).
- 野木一男, 下村光一郎: 排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究(第3報) - 流動媒体の製造及び外部循環式三相流動床による排水処理実験 -, 横浜市公害研究所報第12号, 115-120 (1987).
- 野木一男, 下村光一郎, 石井哲夫, 米山悦夫: 下水汚泥焼却灰を利用した流動媒体の製造方法, 第22回水質汚濁学会講演集, 289-290 (1988).

5) 藤江幸一, 遠藤竜雄, 久保田宏: 汚泥焼却灰固化粒子を用いた流動層による廃水処理操作, 第22回水質汚濁学会講演集, 291-292 (1988).

6) 藤江幸一, 遠藤竜雄, 久保田宏, 野木一男, 下村光一郎, 石井哲夫, 米山悦夫: 汚泥焼却灰固化粒子を用いた流動層による廃水処理操作(I), 一粒子の制作とBOD処理実験一, 水処理技術, Vol.29, No.9, 1-7 (1988).

7) 藤江幸一, 遠藤竜雄, 久保田宏, 野木一男, 下村

光一郎, 石井哲夫, 米山悦夫: 汚泥焼却灰固化粒子を用いた流動層による廃水処理操作(II), 一硝化実験と汚泥焼却灰固化粒子の評価一, 水処理技術, Vol.29, No.10 9-16 (1988).

8) 藤江幸一, 田子 博, 久保田宏, 野木一男, 下村光一郎, 石井哲夫, 米山悦夫: 固定層メタン発酵槽における小豆煮汁廃水の処理, 水処理技術, Vol.29, No.12 9-16 (1988).

東京湾沿岸1都2県の公共用水域水質測定結果の 統一フォーマットによる磁気テープの作成

二宮 勝幸*, 安藤 晴夫**

要 旨

東京湾全域の水質汚濁状況を把握する資料とするため、1982年度から1987年度までの東京湾沿岸1都2県の公共用水域水質測定結果を統一フォーマットの磁気テープに取りまとめた。

1. はじめに

水質汚濁防止法に基づいて全国公共用水域の河川、湖沼、海域の水質調査が実施されており、その水質測定結果は、現在ではほとんど磁気テープとして都道府県単位でとりまとめられている。しかし、そのフォーマットやコードは必ずしも統一されておらず、複数の都道府県の磁気テープを利用する場合、その取扱いが複雑になる。

ここでは、東京湾全域の水質を把握するため、東京都・神奈川県・千葉県の各公共用水域水質測定結果を収録した磁気テープから、国立公害研究所の水質マスターファイルおよび水質データフォーマット¹⁾を参考に一部手直しして、統一フォーマットによる磁気テープを作成した。

2. 方 法

2-1 対象データ

- ① データの年度：1982～1987年度
- ② 対象地域：千葉県・神奈川県・東京都
但し、データ処理手順が同一であることから海域だけでなく河川・湖沼も含めた。
- ③ ファイルの単位：各都県単年度分を1ファイル
- ④ レコードの単位：採水地点>測定年月日

2-2 処理手順

千葉県と神奈川県の磁気テープの処理手順は次によった。

- ① 各県ファイルの1レコード入力
- ② 各県レコードから水質データレコードへ項目内容転送(一部変換)
- ③ 各県レコードの地点統一番号(先頭2バイトに県コードを追加したもの)をキーとしてマスターファイルの検索・入力
- ④ マスターレコードから水質データレコードへ項目内容転送(自治体独自コード、水質年鑑コード等)
- ⑤ 水質データレコードをMT上に出力
- ⑥ 各県ファイルが終わるまで①から繰り返す
但し、東京都分については2進形式であったので別個に処理した。

3. 結 果

ファイル仕様

- ① ラベル：FACOM標準ラベル, MEDIA=KYOTSU
- ② レコード長, ブロック長：1000バイト, 10000バイト
- ③ ファイル名およびブロック数：表-1
- ④ ソート順：千葉県・神奈川県・東京都の各年度順で、各年度の中では、
地点統一番号>測定月日>採水位置・水深順
- ⑤ 記録密度：6250BPI
- ⑥ 記録コード：EBCDIC

Recording the Data of Public Water Areas in Chiba, Kanagawa Prefecture and Tokyo Metropolitan on a Magnetic Tape

*Katsuyuki Ninomiya 横浜市公害研究所水質部門

**Haruo Andoh 東京都環境科学研究所水質部

表-1 各都県のファイル名とブロック数

年度	千葉県	神奈川県	東京都
1982	DATCH57	DATKA57	DATTO57
	BSZ=422	BSZ=588	BSZ=360
1983	DATCH58	DATKA58	DATTO58
	BSZ=380	BSZ=587	BSZ=367
1984	DATCH59	DATKA59	DATTO59
	BSZ=366	BSZ=587	BSZ=354
1985	DATCH60	DATKA60	DATTO60
	BSZ=258	BSZ=590	BSZ=331
1986	DATCH61	DATKA61	DATTO61
	BSZ=364	BSZ=592	BSZ=351
1987	DATCH62	DATKA62	DATTO62
	BSZ=362	BSZ=592	BSZ=351

⑦ レコードフォーマット：表-2

⑧ コード表：国立公害研究所のコード表に準拠した¹⁾

謝 辞

磁気テープを提供して頂いた国立公害研究所・東京都水質保全局水質規制課・千葉県環境部水質保全課・神奈川県環境部水質保全課・横浜市公害対策局水質課、また統一フォーマットの磁気テープ作成に当たり終始指導して頂いた統計数理研究所の大隅昇教授に感謝します。

なお、本研究は、統計数理研究所共同リポート16「自然環境についての標本調査法の研究」の一環として行ったものである。

参考文献

1) 国立公害研究所：環境データベース数値情報利用マニュアル(1988)

表-2 水質データファイル

1/2

2/2

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
緯度経度	自治体 独自コード	水質 評価 コード	施設 取 組 コード	水域名称	調査地点名称
x(13)	x(5)	x(7)	x(5)	x(20)	x(20)
(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)
高 度 年	月	日	天 気	水 温	波 高
x(13)	9(4)	9(4)	9(4)	9(4)	9(4)
(13)	(14)	(15)	(16)	(17)	(18)
流 速	流 量	操 水 深	全 水 深	流 速 度	流 量
x(13)	x(13)	x(13)	x(13)	x(6)	9(5)9(4)
(19)	(20)	(21)	(22)	(23)	(24)
DO	BOD	COD	SS	大腸菌 数	抽出 率
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	x(5)	9(5)9(4)
(25)	(26)	(27)	(28)	(29)	(30)
有 機 P	Pb	Cr-6	A*	T-Hg	R-Hg
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(31)	(32)	(33)	(34)	(35)	(36)
Cu	Zn	Fa	Mn	Cr	F
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(37)	(38)	(39)	(40)	(41)	(42)
NO3-N	ケルゲル N	有機窒 素	T-N 塩素法	T-N 塩素法	PO4-P
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(43)	(44)	(45)	(46)	(47)	(48)
T-P 塩素法	揮発性 電気伝導度	透明度	濁度		塩分
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)		9(5)9(4)

(42)	(43)	(44)	(45)	(46)	(47)	(48)	(49)
Chl-a	総硬度						
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(50)	(51)	(52)	(53)	(54)	(55)	(56)	(57)
				TOC		TOD	
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(58)	(59)	(60)	(61)	(62)	(63)	(64)	(65)
	MBAS						NI
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(66)	(67)	(68)	(69)	(70)	(71)	(72)	(73)
			Chl-a		PON		
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(74)	(75)	(76)	(77)	(78)	(79)	(80)	(81)
	T-N 指示法	T-P 指示法	POC	DOC	P-COD	D-COD	
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)
(82)	(83)	(84)	(85)	(86)	(87)	(88)	(89)
						総 封 番号	
9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	9(5)9(4)	x13	9(7)

横浜市内河川における従属栄養細菌

— 大 岡 川 —

酒 井 学*

要 旨

横浜市内河川(大岡川)の水質を調査したところ、源流部(氷取沢)においてはBOD 0.8 mg/l, 従属栄養細菌数 $1.0 \times 10^4 \text{ ml}^{-1}$, 中流部(日下橋)においてはBOD 4.1 mg/l, 従属栄養細菌数 $2.4 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ となり、BODと従属栄養細菌数の間に密接な関係を認めた。

次に寒天培地上の従属栄養細菌のコロニーを同定したところ、氷取沢においては、*Pseudomonas* 属(27%)及び*Cytophaga* 属(27%)が多く、日下橋においては*Pseudomonas* 属(36%)の占める割合が多かった。

1. はじめに

河川中には多くの細菌が河川水や底質中の有機物を栄養源として生活しており、これら有機物を分解、消費して河川の浄化に寄与している。生活排水や産業排水の流入により河川の水質汚濁が進行するに伴い河川水中の細菌も増えることから、上水試験方法¹⁾やJIS K 0102-1986²⁾などには水中の細菌数を測定する項目(一般細菌数^{1, 2)}, 従属栄養細菌数¹⁾)が掲載されている。

しかし、現在までのところ培地上に形成されたコロニーのカウントが主であり、個々のコロニーについて検討した例は少ない³⁻⁶⁾。

そこで今回横浜市内河川(大岡川)において、従属栄養細菌数を測定するとともに寒天培地上のコロニーの同定を行い、水中細菌数を調査した。

また、BOD, CODをはじめとする水質一般項目に関しても測定を行い、河川細菌との関係について検討を加えた。

2. 調査方法

2-1 調査地点及び調査日時

横浜市南部を流れる大岡川の源流部で周囲を木々に囲まれた自然豊かな地点(氷取沢)及び中流部で周囲が住宅地の地点(日下橋)において(図1), 1989年

4月の晴天時に行った。

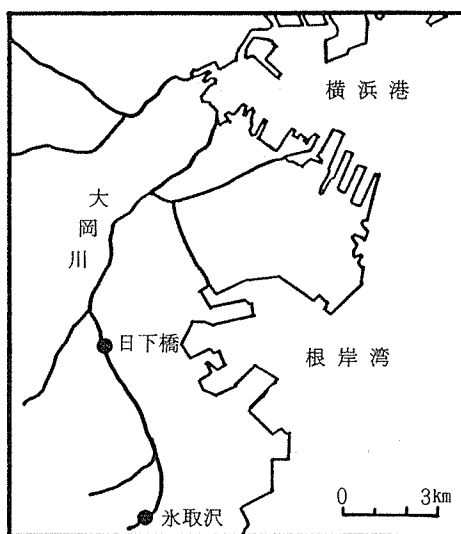


図-1 調査地点

2-2 水質一般項目の測定

BOD, COD, DO, 全窒素の測定はJIS K 0102-1986²⁾に準拠して行った。CODは過マンガン酸カリウム、酸性、100℃, 30分の方法を用い、DOはウインクラーアジ化ナトリウム変法を用いた。また全窒素はアルカリ性ペルオキソ二硫酸カリウム分解法を使

用した。

2-3 従属栄養細菌数の測定

従属栄養細菌数は上水試験方法¹⁾に準じ、20℃、7日培養後、寒天培地上のコロニーを、コロニーカウンター(池本理化学工業、DC-3)にて計測した。ただし培地は桜井培地に微量の無機塩を添加したもの(表1)を用いた。

表-1 培地組成

ペプトン	2.00 g/l
酵母エキス	1.00 g/l
グルコース	0.50 g/l
CaCl ₂ · 2 H ₂ O	0.04 g/l
NaCl	0.04 g/l
MgSO ₄ · 7 H ₂ O	0.05 g/l
K ₂ HPO ₄	0.01 g/l
(NH ₄) ₂ SO ₄	0.01 g/l
KNO ₃	0.01 g/l
FeCl ₃	trace
寒天	15.00 g/l
pH 7.1	

2-4 従属栄養細菌の同定

従属栄養細菌の同定は、Bergey's Manual⁷⁾を参考に、各種試験(グラム染色、鞭毛染色、オキシダーゼ、カタラーゼ、O-F、硫化水素産生、インドール産生、アンモニウム塩+無機塩+グルコース培地上における生育性⁸⁾、*Cytophaga* agar (*Cytophaga* agar No. 62⁹⁾)上の生育形態、リジンデカルボキシラーゼ、糖(グルコース、マルトース、ラクトース)からの酸生成)を組み合わせることにより行った。

3. 結果と考察

水質一般項目の測定結果を表2に示した。氷取沢の水質は、BOD 0.8mg/lと、環境基準(10mg/l)の10分の1であり、COD及び全窒素も各々1.6、0.9mg/lと小さく、ほとんど人為的汚濁を受けていない。

表-2 大岡川の水質測定結果(1989年4月)

	氷取沢	日下橋
水温(℃)	7.3	9.8
pH	7.3	7.5
BOD(mg/l)	0.8	4.1
COD(mg/l)	1.6	4.4
DO(mg/l)	10.6	7.8
全窒素(mg/l)	0.9	3.1

一方、氷取沢の下流5.5kmの日下橋においては、BODが4.1mg/lとなり、COD、全窒素についても4.4、3.1mg/lと氷取沢に比べるとかなり大きくなっている。この水質汚濁の原因として、氷取沢~日下橋におけるゴミの投棄や付近の一部の人家からの生活排水の流入が考えられる。

またpHに関しては、7.3(氷取沢)、7.5(日下橋)と中性~アルカリ性であり、溶存酸素は各々10.6、7.8とかなり多く含まれている。

次に従属栄養細菌数を測定したところ、氷取沢では 1.0×10^4 ml⁻¹、日下橋では 2.4×10^5 ml⁻¹となり、氷取沢は日下橋の10分の1以下であった。これは日下橋の方が水質汚濁が進んでおり、河川中に栄養分が多く、細菌の増殖に適した環境であるためと思われる。

寒天培地上に生成したコロニーのうち、11コロニーを白金耳を用いて分離し、純粋培養して属の同定を行った(表3)。その結果、*Pseudomonas* 属が氷取沢において27%、日下橋で36%と最も占める割合が大きかった。*Cytophaga* 属は両地点から分離されたものの、日下橋においては全体の9%であり、占める割合は小さかった。また*Flavobacterium* 属は、いずれの地点からも18%検出された。

またpHに関しては、7.3(氷取沢)、7.5(日下橋)と中性~アルカリ性であり、溶存酸素は各々10.6、7.8とかなり多く含まれている。

表-3 従属栄養細菌数及び属レベルの同定結果

	氷取沢 1.0 × 10 ⁴	日下橋 2.4 × 10 ⁵
従属栄養細菌数(ml ⁻¹)		
<i>Pseudomonas</i>	27%	36%
<i>Cytophaga</i>	27%	9%
<i>Flavobacterium</i>	18%	18%
<i>Moraxella</i>	9%	18%
<i>Alcaligenes</i>	9%	
<i>Citrobacter</i>	9%	
<i>Streptococcus</i>		9%
<i>Bacillus</i>		9%

水質分析結果(表2)と細菌の同定結果(表3)を比べると、*Pseudomonas* 属は人為的汚濁の少ない地点からも、やや汚濁の進行した地点地点からも多く検出されるのに対して、*Cytophaga* 属は汚濁の少ない地点の方がその占める割合が大きいが認められた。

4. まとめ

河川水中には、水中や底質中の有機物を栄養源として多くの細菌が生息しており、大岡川の源流部(氷取沢)においては 1.0×10^4 ml⁻¹、中流部(日下橋)

では $2.4 \times 10^5 \text{ ml}^{-1}$ の従属栄養細菌が河川水中から検出された。

従属栄養細菌を同定したところ、*Pseudomonas* 属が多く、また氷取沢においては *Cytophaga* 属も多く検出された。

文 献

- 1) 日本水道協会：上水試験方法(1985)。
- 2) 日本規格協会：J I S K 0102-1986(1986)。
- 3) Bell, C. R., Holder-Franklin, M. A. and Franklin, M.: Heterotrophic Bacteria in Two Canadian Rivers—I. Seasonal Variations in the Predominant Bacterial Populations, *Water Research*, 14, 449-460(1980)。
- 4) 前田秋一：相模川の好気性従属栄養細菌フローラ, *Jap. J. Limnol.*, 14, 163-171(1980)。
- 5) Morikawa, K.: Characteristics of Generic Composition of Aerobic Heterotrophic Bacteria in Periphyton at an Oligotrophic Region in the Tamagawa River, *Jap. J. Limnol.*, 48, 55-65(1987)。
- 6) 芳倉太郎, 高橋喬次, 飯田才一：淀川と寝屋川の好気性従属栄養細菌フローラ, *生活衛生*, 28, 254-266(1984)。
- 7) Holt, J. G. (ed.): *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology* Vol. I-III, Williams and Wilkins(1984-1989)。
- 8) McMeekin, T. A. and Shewan, J. M.: A Review, Taxonomic Strategies for *Flavobacterium* and Related Genera, *J. Appl. Bact.*, 45, 321-332(1978)。
- 9) Henrichsen, J.: Bacterial Surface Translocation, a Survey and a Classification, *Bact. Rev.*, 36, 478-503(1972)。

紫外外部吸収，濁度，蛍光強度の連続測定による 横浜市沿岸海水の有機汚濁状態の観測

畠中潤一郎*，水尾寛己*，石井哲夫**

1. はじめに

富栄養化した海域では、植物性プランクトンの増殖に伴う海水中の有機物の増加が、水質の有機汚濁の一因とされている。しかし、植物プランクトン群集の出現する種類、出現頻度、現存量、消長の期間等は、その海域の富栄養化状況の程度をはじめとして、潮流、海水温、水塊構造等の海象、さらには日射量、気温、風向風力、降雨等の気象条件の影響を受け、大きな変動を余儀なくされる。

従って、海域の富栄養化に伴う有機汚濁の状況を評価し、対策を構ずるにあたっては、植物プランクトン群集の変動に伴う有機汚濁の変動も含めて把握する必要がある。

これらの変動を把握する方法として、有機性汚濁の指標、植物性プランクトン量に対応する指標を、それぞれ経時・長期に観測することが要求される。

今回は、有機性汚濁の指標として、海水の紫外外部吸収、プランクトン量の指標として濁度、蛍光強度を選び、新たに開発された自動測定器を用いて、海水に対する長期の観測を行ったので、その結果の概要について報告する。

2. 連続測定の実施

1987年7月3日～1987年8月31日、1988年6月1日～7月19日の両期間において、横浜市中区の本牧建材埠頭内の水質常時監視測定所内(図-1)にクロロUV計を設置し、横浜市地先、東京湾海水の紫外外部吸収、濁度、蛍光強度を測定した。

この測定場所では、海中に固定した取水口から塩ビパイプを岸壁沿いに配管し、測定所建屋内に連続的にポンプで海水を導いている。この海水に対して、水温、

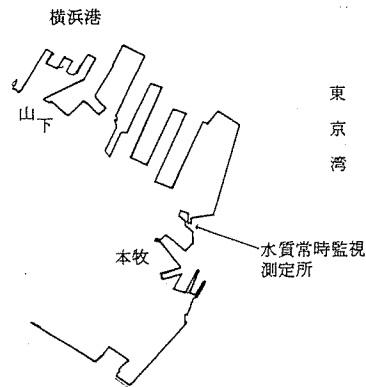


図-1 水質測定の実施場所

pH、塩分濃度、DO(溶存酸素)、CODの機器測定が常時実施されている。

今回はこの測定所建屋内の水槽(図-2)にクロロUV計の検出部を設置し、そこへ取水口からの海水を常時通水して、連続測定を実施した。紫外外部吸収(UV)、濁度、蛍光強度の測定条件は、クロロUV計(芙蓉海洋開発株式会社:FP-1000)の仕様(表-1)に示すとおりである。なお、検出器の光路部ガラス窓部にはワイパーが取り付けられており、自動的に作動して、付着藻類、フジツボ類その他の異物の付着による異常値の、検出防止が図られている。測定は毎正時10分前から毎正時まで実施し、その平均値を毎正時ごとに計測部の液晶表示部に表示すると同時に、記録紙に印字した。また、計測部内蔵のレコーダーにセットしたマイクロカセットテープにも、記録紙に印字したと同一の内容が記録されている。

各測定項目は次のような性格付けのもとに設定されている。

UVabsorption, Turbidity and Fluorescence Intensity Monitoring for Eutrophic Seawater.

*June-ichiro Hatakenaka, Hiromi Mizuo 横浜市公害研究所水質部門, **Tetsuo Ishii 現横浜市下水道局

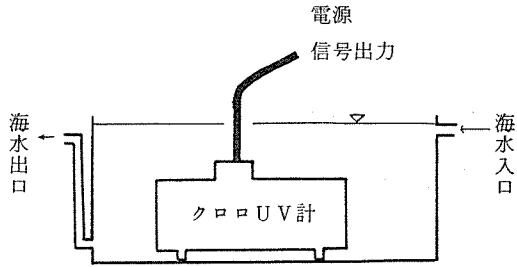


図-2 クロロUV計と設置水槽

1) 254nm体積消散係数

254nm付近の波長の紫外光は水中の有機物によって吸収されることから、従来より、水の有機物による汚染状態を評価することに利用されてきた。即ち、この数値が高いほど、水中の有機物量は多いものと判断される²⁾。

2) 690nm体積消散係数

690nmのような長波長光の吸収は水中の懸濁物量に応じて増加することが知られており、この吸収は濁度

表-1 クロロUV計の仕様概略

1	検出部 (水中投入型)	
1-1	光源	
	①高安定キセノンランプ (パルス点灯用)	
	②放射波長範囲	160~2000nm
	③蛍光線り返し周波数	10Hz
	④アーク電圧	1000V
	⑤ランプ寿命	10フラッシュ以上
1-2	透過率	
	①受光波長	254nm及び690nm
	②受光素子	シリコンフォトセル
1-3	蛍光強度	
	①励起波長	436nm
	②蛍光波長	685nm
	③受光素子	シリコンフォトセル
1-4	入射ワイパー (遠隔操作作用駆動部付)	
	①吸光用及び蛍光用	各1
		消費電力 DC12V 15A
2	計測部	
2-1	液晶表示部	
	(1) 透過率 (254nm)	0~100%
	(2) 透過率 (690nm)	0~100%
	(3) 蛍光強度	0~2 ppm
		(フルオロセインナトリウム)
	①出力再現性	±2%FS以内/D
	②出力安定性	±2%FS以内/D
	③応答速度	(90%応答時間)
		20秒以内

に対応したものとして利用されている。吸収が高ければ濁度が大きいということになる。特に植物プランクトンによる濁りの計測には680nm~690nmの波長の感度が良いことが知られている。

3) 蛍光強度

436nmの励起波長の光を照射するとき、水中の物質から発せられる波長685nmの蛍光は、植物性プランクトンが持っている光合成色素クロロフィルのうち、光合成活性を有するものから発せられると考えられる。即ち、この蛍光強度は水中のプランクトン群集が持つ光合成活性を有する色素量に比例するものと考えられている¹⁾。

3. 測定結果について

1987年は前述のように7月3日から8月31日まで測定を実施した。このうち、後半の期間は、UV吸光度、濁度、蛍光強度の測定値が、前半の期間に比べて低い値を示し、変動の小さい安定的な状態となった。

この時期は例年に比べ気温の低い、いわゆる冷夏の状態であった。このため、測定値の解析は、前半の変動の大きい期間、7月19日から7月30日について行うこととした。

1988年は6月1日から7月19日の期間、測定を実施した。この時期は横浜市地先の東京湾では、例年、著しい赤潮状態が出現するため、特に蛍光強度とUV吸光度、濁度、さらにはCOD測定値との関係を解析するのに適していると考えた。しかし、この年の、この時期は、低温の雨天日が長く続き、採水地点付近の海水は赤潮状態を示さず、各項目の測定値とも低い値で推移していった。そのため、赤潮状態の海水について、各項目間の測定値の関係を把握するという当初の目的は果すことは困難となった。そこで、測定結果の解析は、各項目の測定値の変動の巾が大きい、前半の期間になる、6月14日から6月25日について行った。この期間の測定結果は、赤潮状態ではない海水の各項目間の測定値の関係を示すと考えられる。

まず、検討の対象となった時期の各項目の経時的変化の様子を図(図-3~8)に示した。また、CODの測定値も合わせて、各項目の平均値、最小値、最大値、さらには各項目間の相関を表に示す。(表-2, 3)(表、および図中のCOD値はこの測定所に設置した自動測定装置による値である。)

3-1 1987, 1988年の各測定期間内の測定値が示す特徴

図-2~7, および表-3が示すように、1987年, 1988

254nm体積消散係数

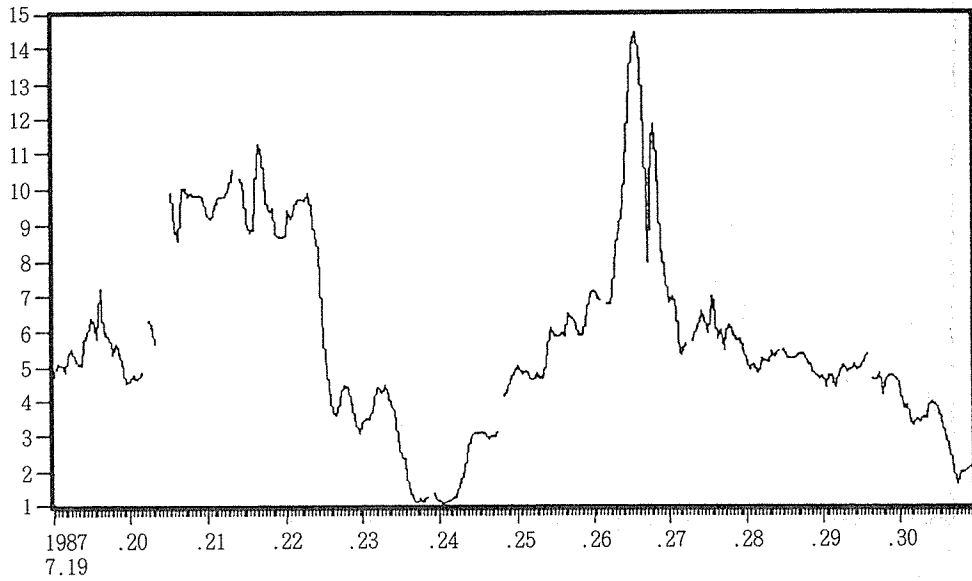


図-3 1987年7月19日から7月30日までの254nm体積消散係数の経時変化

690nm体積消散係数

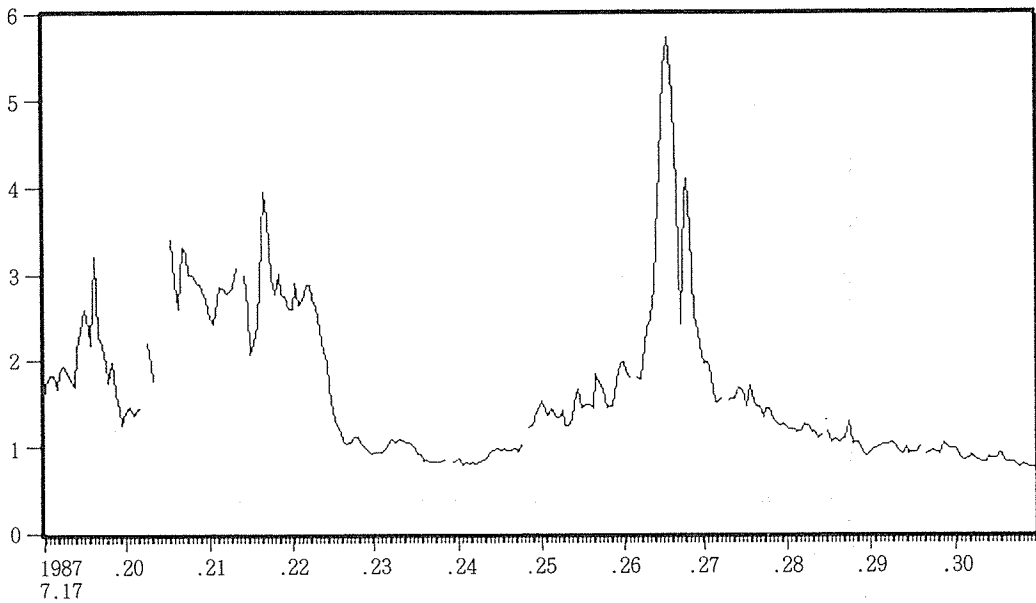


図-4 1987年7月19日から7月30日までの690nm体積消散係数の経時変化

蛍光強度

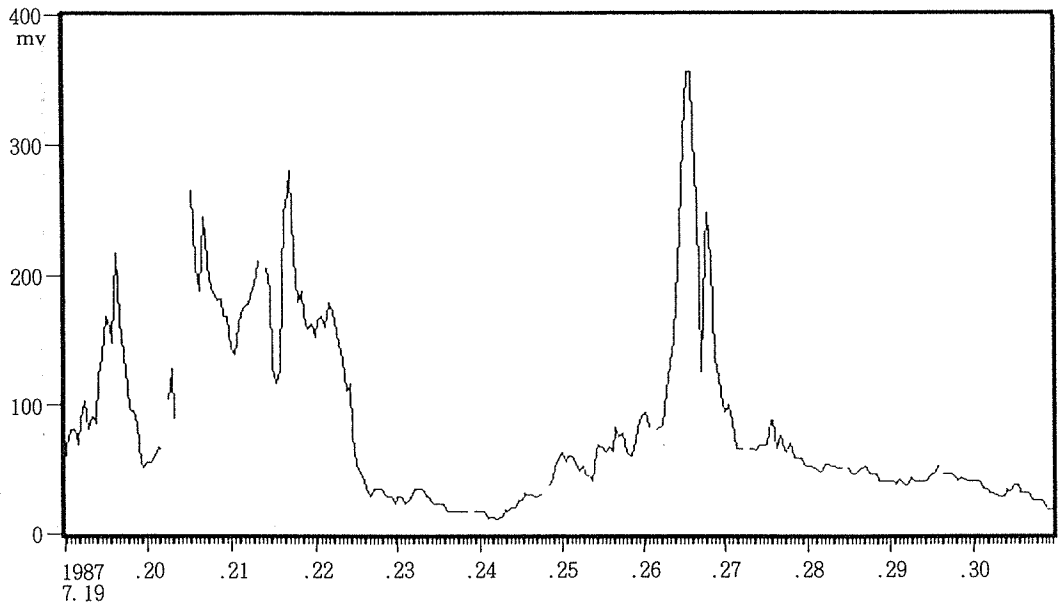


図-5 1987年7月19日から7月30日までの蛍光強度の経時変化

254nm体積消散係数

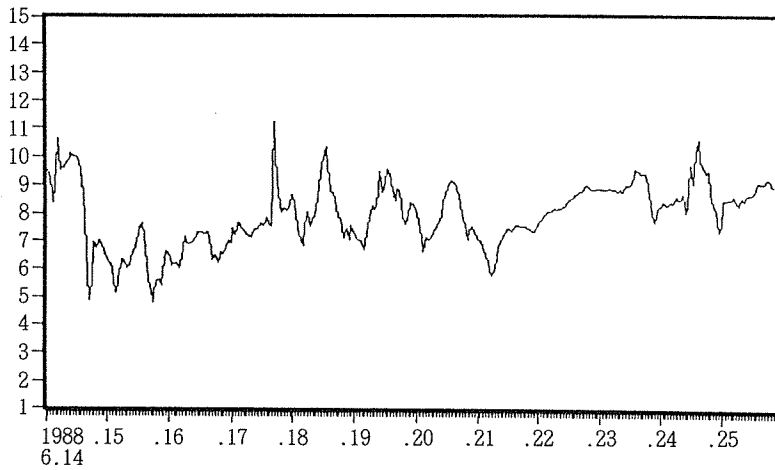


図-6 1988年6月14日から6月25日までの254nm体積消散係数の経時変化

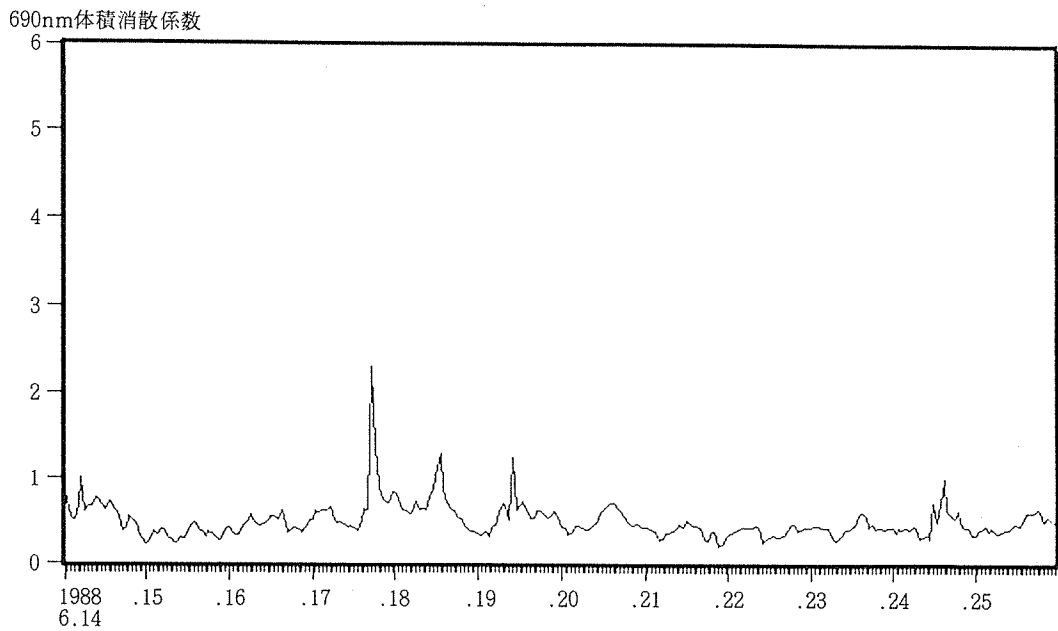


図-7 1988年6月14日から6月25日までの690nm体積消散係数の経時変化

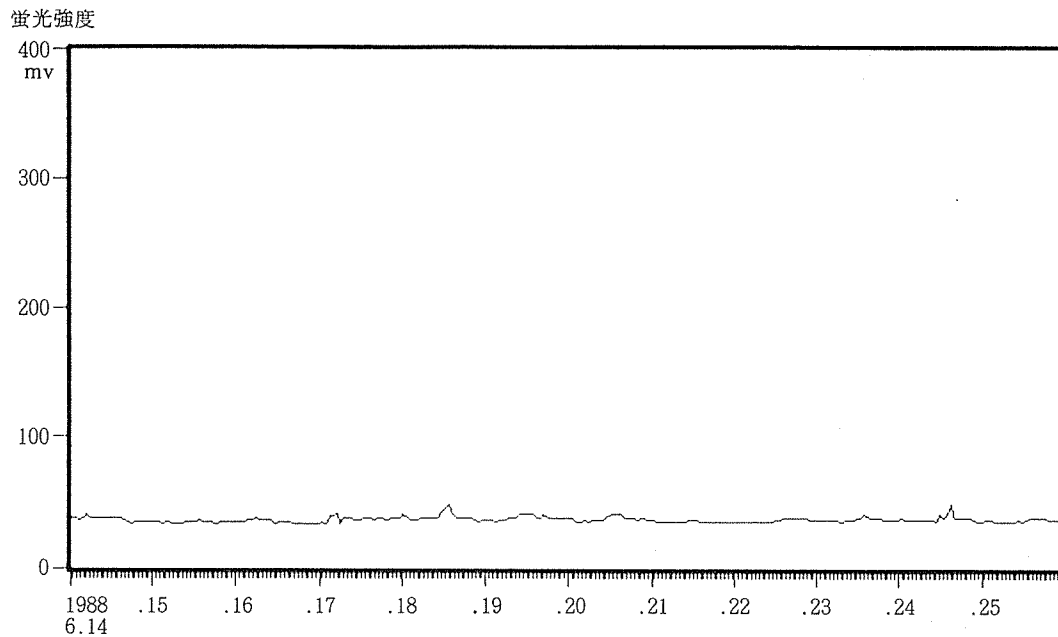


図-8 1988年6月14日から6月25日までの蛍光強度の経時変化

表-2 測定期間中の各項目の
平均値, 最小値, 最大値

1987年				
	mean	min	max	
FLmv	83.535	12.0	356	
254	5.756	1.070	14.50	
690	1.653	0.760	5.730	
COD	4.486	0.1	9.5	
1988年				
	mean	min	max	
FLmv	37.245	34	49	
254	7.895	4.750	10.62	
690	0.486	0.200	1.280	
COD	2.156	1.5	2.7	

表-3 測定期間中の各項目間の相関係数

1987年 7月19日～7月30日				
	FLmv	COD	690	
254	0.926(275)	0.607(275)	0.928(275)	
690	0.981(275)	0.594(275)		
COD	0.569(275)			
()内は標本数				
1988年 6月14日～6月25日				
	FLmv	COD	690	
254	0.703(278)	0.846(278)	0.531(278)	
690	0.745(278)	0.307(278)		
COD	0.515(278)			
()内は標本数				

年の測定期間においては、時期そのものの違いの他に、次のような差がある。1987年に比べ、1988年の各項目の測定値は、変動の幅が小さく、254nmの紫外部吸光度を除いては、平均値も87年の30%～50%程度にとどまっている。このことから、1987年と1988年の測定期間中の試料海水の平均値が示す質的特徴については、表-4に示すような差異が生じているものと推定される。

次に、各項目間の相関について検討する。

3-2 254nm(UV)吸収と蛍光強度(FLmv)

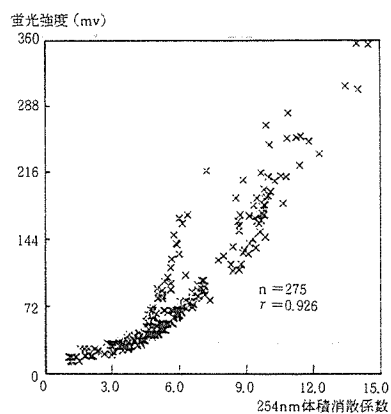
1987年、1988年の同一測定時の測定値について、254nm吸収を横軸、蛍光強度を縦軸にとった散布図を示す。(図-9) 散布図と表-3から、同一の項目の組み合わせにおいても、1987年と1988年では相関の強さに差が認

表-4 平均値から見た測定海水の特徴

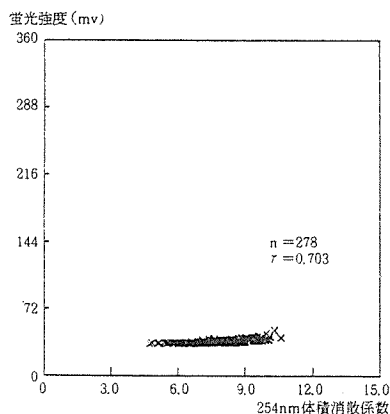
	87年	88年
紫外部吸収をひきおこす有機物	少	多
懸濁物	多	少
COD表示物質	多	少
光合成活性色素量	多	少

められる。

1987年の測定においては、88年の測定に比べて、蛍光強度は紫外部吸収としてとらえられる有機物とより明瞭に相関が認められる。即ち、表-3に示されるように、平均的に蛍光強度のより強い条件下(植物性プランクトン中の活性クロロフィル量の多い)の海水では、蛍光強度は紫外部吸光で捕捉される有機物との強



(1) 1987年



(2) 1988年

図-9 蛍光強度と254nm体積消散係数の散布図

い相関が認められた。

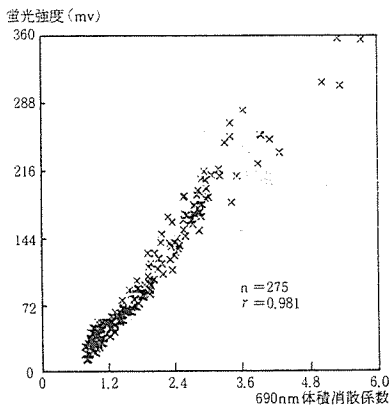
3-3 蛍光強度と690nmの体積消散係数 (濁度)

3-2と同様に、690nm体積消散係数を横軸、蛍光強度を縦軸にとった散布図を示す。(図-10) 蛍光強度の測定値が1988年に比べて平均的に高い1987年の海水では、蛍光強度と濁度の相関がより強いことが表-3からも認められる。即ち、海水中のプランクトン濃度の増減が濁度の増減の要因となっていることを示唆している。他方、1988年はこのような現象が見られず、プランクトンが濁りに及ぼす影響は1987年度よりも小さいと推測される。

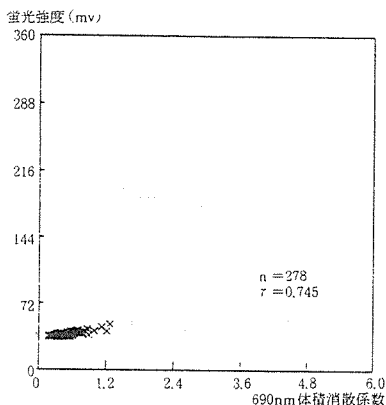
3-4 蛍光強度とCOD値

3-3と同様に、横軸にCOD値、縦軸に蛍光強度をとった散布図を示す。(図-11) 蛍光強度とCODとの相関は、1987、1988年ともに、蛍光強度と254nm吸

収、690nm吸収の組合せほど、強い相関とはなっていないことを表-3の数値も示している。即ち、海水中の植物性プランクトン量の増減は、254nm波長光の吸収で捕捉される有機物濃度、あるいは690nmの波長光の吸収で示される濁度の増減に比べて、CODとして捕捉される有機物の増減とは相関がやや弱いことが認められる。

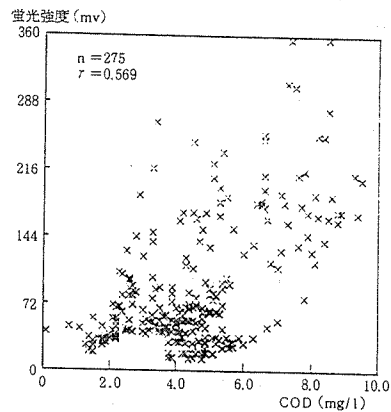


(1) 1987年

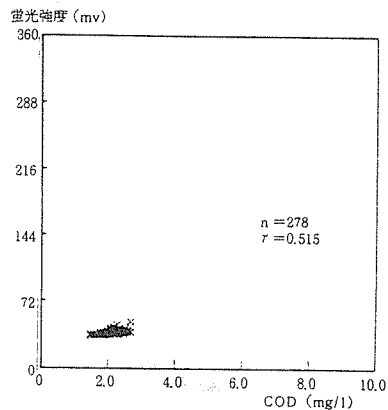


(2) 1988年

図-10 蛍光強度と690nm体積消散係数の散布図



(1) 1987年



(2) 1988年

図-11 COD値と蛍光強度の散布図

3-5 254nm(UV)吸収とCOD

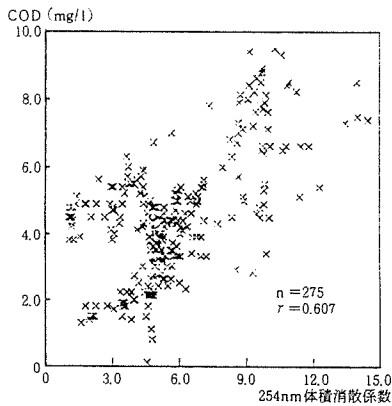
3-4と同様に、254nmの測定値を横軸に、COD値を縦軸にとった散布図を示す。(図-12)

254nm吸収、COD値はともに水中の有機物濃度の指標として用いられるものであるが、1987年と1988年の測定値に関しては、表-3の数値も示すように、相関の強さにやや差が認められた。

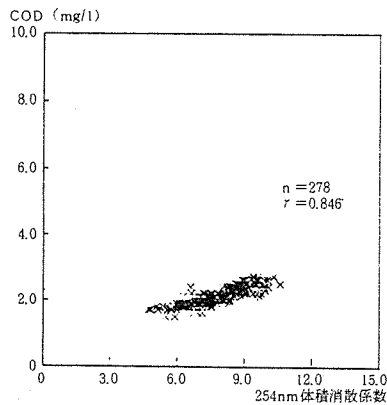
1987年の項目間の相関の弱さの原因としては、有機物もその種類によって、①紫外線を吸収する有機物と、

吸収しない有機物がある、②過マンガン酸カリウムを消費して酸化され、COD値として捕捉される有機物と、酸化されにくく、COD値として、捕捉されにくい有機物がある、といったことが考えられる。

また、蛍光強度が相対的に低い、即ち植物性プランクトンの濃度の低い1988年の海水のほうが、254nm吸収とCOD値の間により強い相関が示されている。これは、溶存態有機物がCODの成分として優越していることを示唆している。



(1) 1987年



(2) 1988年

図-12 COD値と254nm体積消散係数の散布図

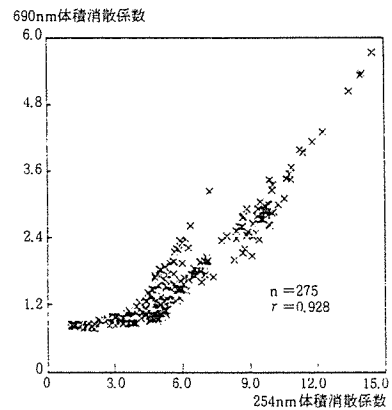
3-6 690nm吸収(濁度)と254nm(UV)

3-5と同様に、254nmの測定値を横軸、690nmの測定値を縦軸にとって散布図を示す。(図-13)

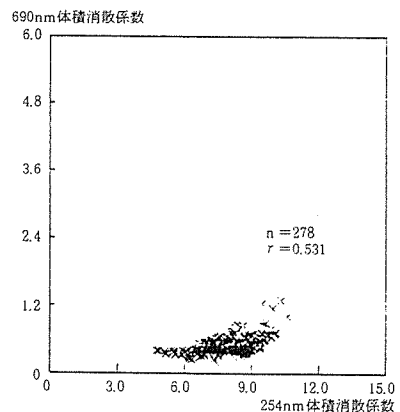
1988年に比べて、蛍光強度が相対的に強い1987年の海水では、254nm吸収と690nm吸収の測定値間には強い相関のあることが表-3の数値も示している。即ち、

1987年の場合は、紫外外部吸収として捕捉される有機物量(植物性プランクトンと推定される)の増減が濁度の増減と強い相関を有することが示されている。

一方、1988年については、87年ほどの強い相関が認められない。表-2が示すように、254nm吸収の平均値は、1988年のほうが1987年に比べて高いにも拘らず、690nm吸収の平均値は逆になっている。また、1987年、1988年の蛍光強度の平均値も1988年の方が低くなっている。このことは、1988年に測定した海水中の有機物は植物性のプランクトンのような懸濁態の形をとらないものの割合が高いことを示唆している。



(1) 1987年



(2) 1988年

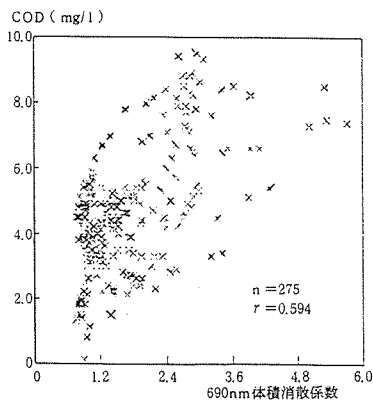
図-13 690nmと254nmの体積消散係数の散布図

3-7 690nm吸光とCOD値

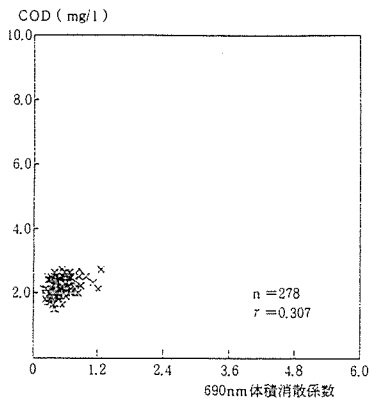
3-6と同様に、COD値を横軸、690nm吸光を縦軸にとって散布図を示す。(図-14)

表一3の数値が示すように、1987年、1988年とも、他の項目の組合せに比べても高い相関があるとはいえない。

特に1988年の相関は0.3以下と弱い。これは3-6でもふれたように、1988年の測定した海水中の有機物は懸濁態の形態をとらないものの割合が高くなっているためと考えられる。また、1987年の蛍光強度の値が高くなった場合（植物プランクトン量が増加したと推定される）でも、濁度とCOD値の相関は明瞭とならない。



(1) 1987年



(2) 1988年

図一14 COD値と690nm体積消散係数の散布図

4. まとめ

富栄養化した海域の海水について、自動測定機を用いて有機汚濁の指標となる項目の連続測定を実施した。

測定項目は254nmの紫外外部吸収、690nmの吸収（濁度）、蛍光強度の3種類であった。これらの項目の1時間毎の測定値と、同時に測定したCOD自動分析装置の分析値について、相関係数等を求めて、各項目間の関係について検討を行った。その結果、相対的に蛍光強度の高い海水では、蛍光強度と紫外外部吸収、蛍光強度と濁度、濁度と紫外外部吸収の間の相関が強く表われることが認められる一方、COD値と他の項目の相関はやや低めになることも認められた。また、相対的に蛍光強度の低い海水では、蛍光強度と紫外外部吸収、蛍光強度と濁度、蛍光強度とCOD、濁度と紫外外部吸収、濁度とCODの相関は総じて弱くなり、逆に、CODと紫外外部吸収の相関が強まることが認められた。すなわち、植物性プランクトンの増殖による海水中の有機物の増減は、蛍光強度の増減として表われ、それらの変動は紫外外部吸収、濁度の増減として、COD値よりもより強い相関のもとに把握することができることが示された。このことは、海水の有機汚濁をより適切に把握しようとするときは、富栄養化による藻類増殖に伴う有機汚濁（内部生産）を対象とする場合、あるいはそれ以外の溶存態の有機物による汚染を対象とする場合など、その目的に応じて、CODを単一の指標とするのではなく、適切な測定方法を選択する必要があることを示唆している。

文 献

- 1) 日本海洋学会編：海洋環境調査法，恒星社厚生閣，669（1979）。
- 2) 斎藤孝夫：水質総量規制の測定実務ハンドブック，環境公害新聞社，257（1981）。
- 3) 真柄泰基：環境汚染分析法13，大日本図書，116（1973）。
- 4) フロイント：統計学の基礎II，東京図書，273（1971）。
- 5) 合田順一，大津和久，中野 智：水質総量規制にともなう測定器の検討，香川県公害センター所報，vol. 4，15～18（1979）。
- 6) 有賀祐勝：水界植物群落の物質生産II，91，生態学講座8（1973）。
- 7) 芙蓉海洋開発株式会社：汚濁負荷モニタリングシステム(STA-489型)下水処理排水COD計測実験。
- 8) 芙蓉海洋開発株式会社：汚濁負荷モニタリングシステム(STA-489型) 技術資料No8053。

界面活性剤含有排水のCODの調査結果

飯塚 貞男*

要 旨

横浜市内の事業所の排水で、泡立ちがみられた44の排水についてCODと界面活性剤を分析した。界面活性剤の濃度が高いほどCOD値が大きく、特に車両洗浄、クリーニングの排水にこの傾向がみられ、有機汚濁の度合が大きかった。

1. はじめに

横浜市内の事業所では、界面活性剤を使用している所が多くあり、泡立ちのみられる排水がかなりある¹⁾。排水中の界面活性剤は、それ自身が有機汚濁成分であり、また界面活性剤を含有した排水は、排水処理を困難にする原因にもなっている²⁾。そこで横浜市内の泡立ちのみられる事業所の排水を採取し、有機汚濁状況及び界面活性剤の濃度等を調査した。

2. 調査方法

平成元年4月から7月までの期間に、横浜市内の事業所のうち、泡立った44の事業所の排水を分析した。有機汚濁の指標としてCODを用い、陰イオン界面活性剤及び非イオン界面活性剤も同時に分析した。

3. 分析方法

COD：JIS K0102

陰イオン界面活性剤：原子吸光法³⁾

硫酸銅、硫酸アンモニウム、エチレンジアミンの混合液10mlを試料100mlに加え、クロロホルムで抽出後、クロロホルム層の銅を0.1規定硝酸で抽出して、硝酸層中の銅を原子吸光を用いて測定する。その値から陰イオン界面活性剤を算出する。

非イオン界面活性剤：臭化水素酸分解法⁴⁾

試料100mlを酢酸エチルで抽出し、酢酸エチル層を分取し、酢酸エチルを除去後、内容物をアンプルに移し、臭化水素酸-酢酸混合液を加え、アンプルを封じて、150℃で3時間反応させる。生成した臭化エチレンをガスクロマトグラフィーで測定し、非イオン界面活

性剤の濃度を算出する。

4. 結果及び考察

4-1 各事業所排水中のCOD値と界面活性剤の濃度

泡立った車両洗浄、クリーニング、表面処理、染色及びメッキの各事業所の排水中のCOD値と界面活性剤の濃度のそれぞれの平均値を表-1に示した。表-1より、界面活性剤の濃度範囲が大きく又平均値も比較的高い車両洗浄及びクリーニング排水のCOD値が高い傾向にあった。一方、染色、メッキ排水では、界面活性剤の濃度範囲は車両洗浄やクリーニング排水に比べて小さく、COD値の平均値も低い値を示した。この結果、界面活性剤の含有が多い排水は、他の有機汚濁成分の含有も多くなっていると考えられ、そのためCOD値が高い値となると推定される。

COD値及び界面活性剤の濃度の平均値が最も高かったのは、クリーニングの排水で、COD値の平均は、199mg/lであった。図-1にCOD値の分布表を示した。CODの排水規制基準値である60mg/lを越えた排水は、調査した44の排水のうち15あり、全体の33%となった。そのうち7排水は、クリーニングの排水であった。

4-2 各事業所ごとのCOD値と排水処理方法

各事業所の排水処理方法とCOD値及び界面活性剤の濃度との関連性について調べた。

4-2-1 車両洗浄

この区分には、自動車販売、電車の車体整備、運輸などが入る。排水処理法別の平均値を表-2に示した。

COD of foamed industrial waste water in Yokohama.

*Sadao Iizuka 横浜市公害研究所水質部門

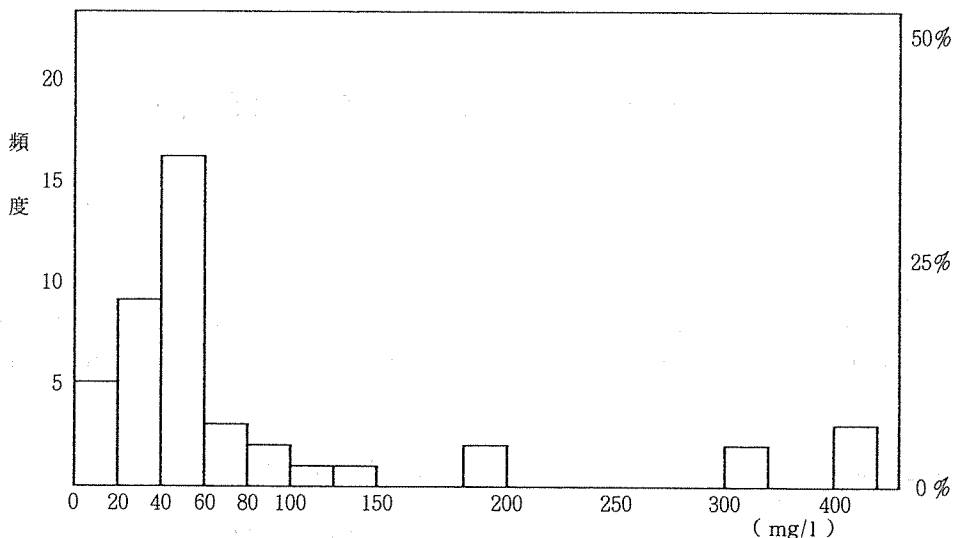


図-1 事業所排水中のCODの濃度別度数分布表

表-1 事業所排水の結果

事業所名	事業所の数	COD		陰イオン界面活性剤		非イオン界面活性剤	
		平均値	濃度範囲	平均値	濃度範囲	平均値	濃度範囲
車両洗浄	10	109	20~400	5.88	0.77~41	2.71	0.04~10.4
クリーニング	10	199	25~480	34.8	0.43~140	5.84	0.05~25.8
表面処理	11	39	16~58	7.31	0.46~25.4	0.45	0.07~1.91
染色	7	58	15~88	4.85	0.40~15.8	2.34	0~8.44
メッキ	6	42	14~60	1.43	0.37~4.60	1.07	0.12~3.07

(mg/l)

調査した10の事業所のうち、8ヶ所の事業所が油水分離法を用いており、COD値の平均は、130mg/lであった。また油水分離法の8排水のうち5排水が、CODの排水規制基準値の60mg/lを超えていた。

4-2-2 クリーニング

クリーニングの事業所の規模は、小ささまざまで、洗濯する物の種類によって水質や水量が異なっている。調査した事業所の半数は、1日の水量が50m³以下であった。表-3に、処理法別の分析結果を示した。

各種の事業所の中で、クリーニングの排水は、COD値及び界面活性剤の濃度の平均値が最も高かった。調査した10の事業所のうち、7事業所で、中和処理法を用いていたが、COD値の平均は、260mg/lと高く、そのうちの6事業所の排水がCODの排水規制基準値を上回っていた。一方凝集処理法及び生物処理法の事業所では、排水は泡立っていたが、COD値の平均は、いずれも排水規制基準値以下であった。

表-2 車両洗浄排水

処理方法	数	COD	陰イオン	非イオン
油水分離	8	130	7.19	3.17
凝集沈澱	2	30	0.68	0.78

(mg/l)

表-3 クリーニング排水

処理方法	数	COD	陰イオン	非イオン
凝集沈澱	2	59	1.73	2.47
中和	7	260	49	7.60
生物	1	53	1.24	0.24

(mg/l)

4-2-3 表面処理

この区分には、金属部品の研磨、自動車部品製造、ネームプレート製造などの業種が含まれる。排水処理法別の結果を表-4に示した。油水分離法が2事業所、凝集法が9事業所であった。車両洗浄やクリーニングの排水と比較して、COD値が低く、平均で43mg/lであり、いずれもが、CODの排水規制基準値以下であった。

表-4 表面処理排水

処理方法	数	COD	陰イオン	非イオン
油水分離	2	30	30.1	0.16
凝集沈澱	9	41	2.24	0.51

(mg/l)

4-2-4 染色

染色関係の事業所は、横浜市の地場産業として古くからある。作業内容は、精練、染色、捺染、それと水洗である。調査した7つの事業所のすべてが凝集処理法であった。その結果を表-5に示した。7事業所のうち2事業所の排水が、CODの排水規制基準値を上回ったが、平均値は、58mg/lであった。また界面活性剤の平均値は、陰イオン界面活性剤は4.85mg/l、非イオン界面活性剤は、2.34mg/lであった。

表-5 染色排水

処理方法	数	COD	陰イオン	非イオン
凝集沈澱	7	58	4.85	2.34

(mg/l)

4-2-5 メッキ

メッキの作業内容のほとんどが、自動車部品と弱電部品製造であった。染色事業所と同様に排水処理法はすべてが凝集処理法であった。その結果を表-6に示した。いずれの排水もCOD値は、排水規制基準値以下であり、平均値は、42mg/lであった。

表-6 メッキ排水

処理方法	数	COD	陰イオン	非イオン
凝集沈澱	6	42	1.43	1.07

(mg/l)

以上が各業種別のCOD値と界面活性剤の濃度の結果であった。次に各処理法別の平均値を表-7に示した。処理法として最も多かったのは、凝集法で26の事業所で採用していた。表-7より明らかなように中和法と

油水分離法のCOD値及び界面活性剤の濃度が高い値を示した。中和法を多く用いているクリーニングの排水は特にその傾向が出ていた。この処理法は、有機物を除去することを目的とはしていないため、当然の結果といえる。又車両洗浄の事業所で多く用いている油水分離法も油分のみを除去するだけでは、COD値を低くするには不十分といえる。一方凝集法での排水は、泡立ちはあるものの、COD値の平均は、46mg/lであり、26の排水のうち、排水規制基準値を越えたのは、3排水だけであった。

表-7 排水処理別の平均値

処理方法	数	COD	陰イオン	非イオン
凝集沈澱	26	46	2.59	1.31
中和	7	260	49	7.60
油水分離	10	110	11.7	2.56
生物	1	53	1.24	0.24

(mg/l)

5. まとめ

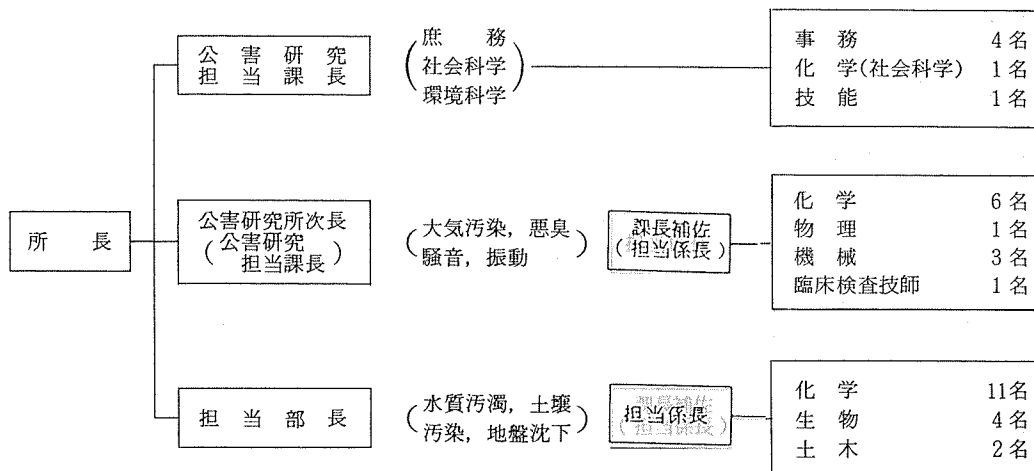
横浜市内の事業所の泡立ちがみられる排水の有機汚濁を調査するため、排水中のCOD及び界面活性剤の濃度を測定して次のことがわかった。

- 1) COD値の濃度範囲は、14~180mg/l、陰イオン界面活性剤は、0.37~140mg/l、非イオン界面活性剤は、0~25.8mg/lであった。
- 2) 界面活性剤の濃度が高いほど、COD値が高い傾向にあった。
- 3) 中和法及び油水分離法を採用している事業所の排水は、泡立ちが大きく、しかもCOD値が排水規制基準値を上回っているものがかなりあった。

文 献

- 1) 飯塚貞男：横浜市内の事業所排水中の界面活性剤の調査結果，横浜市公害研究所報，13，149-155（1989）。
- 2) 横浜市公害対策局編：捺染・染色工業の排水処理処分について，公害資料，50，29-40（1974）。
- 3) 飯塚貞男：事業所排水中の陰イオン界面活性剤の分析法，横浜市公害研究所報，7，89-92（1982）。
- 4) 飯塚貞男：事業所排水中の非イオン界面活性剤の分析法，横浜市公害研究所報，5，79-84（1980）。

1. 人員及び組織



(平成元年11月1日現在)

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	日本電子GC-MS DX303	1式	第二機器分析室
走査型電子顕微鏡	日立S-4000	1式	電子顕微鏡室
同上用X線分析装置	The keveX DELTA レベル3	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	日立Z-8000 外	4式	第一機器分析室
ガスクロマトグラフFID他	島津GC-6AMP TF 他	14式	第三機器分析室
液体クロマトグラフ	島津LC-4A, LC-6A	2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 スモークチャンバー	1式	"
分光光度計	ダブルビーム自記 日立200-10型外	4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	柳本AMD	1式	第一機器分析室
二次導函数数量ガス分析装置	LEAR SIEGLER MODEL400	1式	恒温室
超軟X線発生装置	SOFTEX-CSM-2	1式	第二機器分析室
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外	3台	第二大気実験室
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WA-200外	2台	"

品名	規格	数量	配置
イオン濃度測定装置	オリオン801A型	1台	第二大気実験室
多チャンネルデジタル騒音計	リオンSV-70型の改良型	1台	騒音研究室
データレコーダ	NAGRAIV-SJ型	1台	"
騒音振動解析装置	YHP5420型	1式	"
" データ処理装置	YHP310AJ	1式	"
魚に対する慢性毒性試験装置	関東工機製作所製外	2式	生物研究室
波高分析機	東芝USC-1 MODEL10	1式	放射能研究室
電子計算機	ACOS3300(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 MODEL 3020	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 MODEL 10	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
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 10-000R	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
1/8オクターブ実時間自動分析装置	リオン SA-25	1式	騒音研究室
凍結濃縮装置	大洋科学工業 FC-6	1台	第二水質実験室
水生植物による水処理実験装置	公害研究所設計	1式	処理実験室
煙道用水銀連結分析計	日本インスツルメンツ DM-C1	1式	工学実験室
圧密自動記録装置	理研電子 MODEL DACT-6	1式	地盤沈下実験室
風向別制御装置	日本公害防止技術センターWDP-100	1式	屋上
パーソナル・ダストモニタリングシステム	柴田科学 PDS-1	1式	恒温室
コンポジット・サンプラー	日科機 S-4081	1式	第一機器分析室
データ収録解析装置	理研電子製	1式	地盤沈下研究室
粒度分布測定装置	島津 SA-CP3L	1式	第三水質実験室
パン型造粒機		1台	屋外
超低温マイクローム	共栄オリンパス クライオトーム	1個	恒温室
液体クロマトグラフ用蛍光モニター	日立 F-1150	1式	第二機器分析室
揮発性分混合ガス発生装置	紀本電子製 SS-1002	1式	第二大気実験室
特殊材料ガス環境用試料採取装置	三紳工業製	1式	標準ガス調整室

3. 昭和63年度 予算額

(単位：千円)

科目	金額	付記
共済費	214	社会保険料
賃金	5,154	
報償費	616	
旅費	2,289	普通旅費
需用費	90,228	消耗品費 29,423
		燃料費 207
		食糧費 504
		印刷製本費 7,028
		光熱水費 38,956
		修繕料 14,110
役務費	3,114	通信運搬費 1,625
		手数料 1,309
		筆耕翻訳料 180
委託料	39,177	調査委託料 14,940
		清掃その他委託料 24,237
使用料及び賃借料	27,064	
工事請負費	39,800	化学物質標準ガス調整室整備工事費
備品購入費	20,000	
負担金補助及び交付金	230	会費及び負担金
公課費	38	
計	227,924	

管理運営費	98,531
試験検査費	11,593
主要機器維持管理運営費	13,700
調査研究事業費	39,000
機器等整備事業費	20,000
施設改修工事費	4,000
化学物質標準ガス調整室整備工事費	40,000
公害教育啓発等 その他事業費	1,100
計	227,924

※予算外で、一部予備費を流用し、実験排気設備改修その他工事を行った。(59,102千円)

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
神奈川県公害研究機関協議会公害研究合同発表会(第12回)	63. 6	底質柱状試料からみた横浜港の汚染の変遷	○白柳康夫, 石井哲夫(下水道局), 二宮勝幸, 飯塚貞男, 福嶋悟
1988年度日本地球化学会年会	63. 10	横浜港の底質環境	○白柳康夫
全国公害研協議会関東甲信静支部水質専門部会	63. 10	市内河川及び横浜港水域の脂肪酸濃度	○大場栄次
日本陸水学会第53回大会	63. 10	河川の重金属汚染と付着藻類群落との関係について	○福嶋悟, 畠山成久, 安野正之(国公研)
		日照条件が河川付着藻類群落に及ぼす影響	○福嶋悟
		河川の重金属汚染と底生動物相の関係について	○畠山成久, 安野正之, 宮下衛, 佐竹潔, 菅谷芳雄(国公研), 福嶋悟
日本気象学会(昭和63年度秋季大会)	63. 10	雲粒, 雨滴による汚染物質のとりこみ機構と酸化過程(第1報) — 係留気球を利用した第一次観測結果 —	○鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎
環境科学会(1988年度会)	63. 11	日本における対流圏オゾンの季節変化	○鶴田治雄, 溝口次夫(国公研), 新谷光三(日本気象協会), 小川利紘(東大理)
大気汚染学会(第29回)	63. 11	固定発生源NOxのバッグを用いた簡易測定法(第1報)	○佐俣満夫, 太田正雄
		同(第2報)	同
		ダスト測定における非等速吸引の影響(III)	○佐俣満夫
		降水成分に関する研究(VIII) — 分画採取による降水成分の時系列変化 —	○渡辺善徳, 草野一
		降水成分に関する研究(IX) — 分画採取による降水成分の時系列変化 —	○渡辺善徳, 草野一, 鶴田治雄
		都市域及び非都市域における浮遊粒子状物質の挙動と汚染実態	○新井久雄, 白砂裕一郎
		酸性雨の生成機構に関する調査研究(3) — 雲粒, 雨滴による汚染物質のとりこみ機構と酸化過程 —	○鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎
		日本における窒素酸化物と硫酸酸化物排出量比と降水による沈着量比との関係	○鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 原宏(国立公衆衛生院)
		日本における対流圏オゾンの季節および緯度変化の気象学的解析(3)	○鶴田治雄, 溝口次夫(国公研), 新谷光三(日本気象協会), 小川利紘(東大理)
		酸性雨の生成機構に関する調査研究(4) — 雲水, 雨水中不溶解性粒子の形態的特徴 —	○平野耕一郎, 鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
日本リモートセンシング学会(第8回)	63. 12	環境大気中の浮遊繊維状粒子に関する研究—SEM-EDAX 観察による粒子分類—	○平野耕一郎
		オキシダント測定における誤差要因とその対策	○平野耕一郎
		長期暴露型 NO ₂ サンプラー (NO, NO ₂ 同時測定用) について	○松田啓吾 (公害対策局大気課), 平野耕一郎, 前田裕行
水質汚濁学会(第23回)	元 3	ランドサットリモートセンシングによる東京湾の水環境への利用	○水尾寛己, 鶴田治雄, 二宮勝幸, 雫石雅美 (パスコK), 多賀保志 (横浜市大)
第15回環境保全・公害防止研究発表会	元 1	主成分分析法を用いた周期的時系列データの解析—数学モデルによる検証と河川水質データへの応用—	○二宮勝幸, 水尾寛己
		木炭及び礫による水質浄化効果の検討	○大矢昌弘, 遠田和雄, 米山悦夫
		南関東地域における浮遊粉じん及び主要構成成分調査	○新井久雄, 白砂裕一郎

5. 雑誌投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
粉体工学会誌	1988年12月	佐俣満夫	ダクト内での粒子濃度測定における非等速吸引の影響

(要旨)

煙道中のダクト測定での非等速吸引の誤差について理論化を行った。フライアッシュ、タルクのミクロンオーダーの粒子を用いて、実験ダクト中で各種の実験を行った。その結果非等速吸引の誤差に関する評価理論式を導びいた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
地球大気化学(JGAC2)第1回研究懇話会	1988年12月	鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎	雲粒・雨滴による大気汚染物質のとりこみ機構と酸化反応—係留気球による観測を中心として—

(要旨)

1986,87年梅雨期に本研究所で実施した、係留気球による雲層部の雲水・雨水採取調査の結果の概略を紹介した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
昭和63年度気象環境研究会(大気汚染と農業生態系に関する研究会)	平成元年3月	鶴田治雄	対流圏オゾンとメタンの動態

(要旨)

対流圏のオゾンの、日本上空における長期変動と季節変化, およびメタンの発生源と環境中での挙動, さらに常時監視測定によるメタンの長期変動と季節変化について解析した結果を述べた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
騒音制御	1988年10月	鹿島教昭	環境騒音と緑の効果

(要旨)

植樹帯による挿入損失を縮尺模型実験で求めた結果, 植樹帯は音を通す障害物として取扱え, 葉が大きいほど低い周波数から挿入損失が生じる傾向のある事, 周波数が高くなるに従い挿入損失が大きくなる事が判った。また挿入損失は“葉面積係数”と“散乱係数”とで整理できるから計算で求める事が可能である。その計算値は実際の植樹帯の損失にほぼ等しい。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水質汚濁研究 vol.11, No. 4	1988年4月	川原浩(都環科研), 福嶋悟 武藤敦彦(日本環境衛生センター), 岡田光正(農工大)	小水路維持用水としての下水処理水の利用—野火止用水の付着藻類と底生動物—

(要旨)

下水処理水を放流し始めた直後から2年間に渡りそこに出現した藻類と底生動物の調査をし、藻類群落の周年的变化には日照条件が、また底生動物には底質と殺虫剤の散布が主に影響を及ぼしていることを明らかにした。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
全国公害研究会誌	1988年8月	白柳康夫, 二宮勝幸, 飯塚貞男, 福嶋悟	底質柱状試料からみた横浜港の汚染の変遷

(要旨)

横浜港における底質柱状試料の金属類, 油分, 化学物質および珪藻について調査し, 過去の連続的・多面的な水質汚濁の変遷について推察した。底質の堆積年代は鉛210法により決定した。その結果, 人為的汚染に由来する重金属, 油分, PCB, 赤潮プランクトンなどはすべて1960~1970年頃に最大値を示し, この年代の汚染の激しさがわかった。また現在は減少傾向ではあるが, 人為的影響がなかった年代の状態にはほど遠いことがわかった。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水処理技術	1988年9月	藤江幸一, 遠藤竜雄, 久保田宏(東工大), 野木一男, 下村光一郎, 石井哲夫, 米山悦夫	汚泥焼却灰固化粒子を用いた流動層による廃水処理操作(1)—粒子の製作とBOD処理実験—

(要旨)

下水汚泥焼却灰を利用した流動層生物廃水処理に用いる担体粒子の製作方法および製作された粒子の物質的性質を検討した。

さらに, この担体粒子を用いて, 外部循環式三相流動層におけるBOD除去実験を行った。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水処理技術	1988年10月	藤江幸一, 遠藤竜雄, 久保田宏(東工大), 野木一男, 下村光一郎, 石井哲夫, 米山悦夫	汚泥焼却灰固化粒子を用いた流動層による廃水処理操作(II)—硝化実験と汚泥焼却灰固化粒子の評価—

(要旨)

下水汚泥焼却灰を黒曜石発泡体粉末とセメントで固化した粒子を充填した前曝気式液—固流動層においてアンモニアの硝化実験を行った。

さらに, 廃水処理装置の容積効率の観点から, 種々の型式の流動層および担体粒子の性能評価を行った。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
水 処 理 技 術	1988 年 12 月	藤江幸一, 田子 博, 久保田宏(東工大), 野木一男, 下村光一郎, 石井哲夫, 米山悦夫	固定層メタン発酵槽における小豆煮汁廃水の処理

(要 旨)

下水汚泥焼却灰を固化した粒子をポリビニルアルコールゲルに付着した担体を用い、メタン発酵槽の単位容積単位時間あたりのバイオガス生成量の増大を図る上での問題点とバイオガスの生成に影響を及ぼす因子の解明を試みた。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
都市圏における水の再利用システム 昭和63年度研究成果報告書「人間環境系」研究報告集 GO 14-N32-02	1989 年 3 月	安野正之(国公研), 福嶋悟, 菅谷芳雄(国公研)	都市圏における水の再利用システム — 親水性と生物生態 —

(要 旨)

下水処理を再利用して水源としている東京と大阪の水路(野火上用水, 玉川上水, 今川, 駒川)に形成される付着藻類群落と底生動物群集の構造の特徴を明らかにし, それぞれの生物群集に影響を及ぼす要因について検討した。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
横浜の川と海の生物	1989 年 3 月	樋口文夫, 水尾寛己, 福嶋悟, 畠中潤一郎	生物相調査結果・河川

(要 旨)

鶴見川, 帷子川, 大岡川, 境川・柏尾川, 宮川, 侍従川の55地点で夏期と冬期に漁類, 底生動物, 水草, 付着藻類, 水質の調査を行った。各河川の源流部では多様な生物相がみられる地点が多かった。しかし, 源流部においても単純で汚濁に適應性の大きい程で群集が構成されている地点も多く, 中下流部ではほとんどすべての地点でそのような傾向がみられた。生物による水質評価結果は源流部で汚濁が広がり, 中下流部では3年前に比べてほとんど汚濁の回復が見られないことを示している。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
統計数理研究所共同研究レポート16, 「自然環境についての標本調査法の研究」 統計数理研究所	1989年3月	水尾寛己, 雫石雅美(パスコK) 鶴田治雄, 二宮勝幸, 多賀保志(横浜市大)	東京湾水質データとランドサットデータとの比較

(要旨)

リモートセンシングデータ利用による東京湾の水質推定方法について検討した。使用したデータは、昭和61年8月6日と昭和62年3月2日の2時期のランドサット(TM)データと水質データである。検討の結果、ランドサット通過前後のデータを使用し、海岸線沿いと湾央等のように構造別に解析することにより、リモートセンシングデータが水質推定に有効であることが推定できた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
統計数理研究所共同研究レポート16, 「自然環境についての標本調査法の研究」 統計数理研究所	1989年3月	二宮勝幸	横浜市沿岸および沖合域の水質変動特性

(要旨)

横浜市沿岸および沖合域の公共用水域水質測定結果に相関分析法と主成分分析法を適用し、解析した結果、以下のことが明らかとなった。富栄養化現象に伴う赤潮の発生や底層の低酸素化が夏期に顕著になりCOD等は沖合では湾口より湾奥の方が高かった。扇島沖は赤潮が最も発生し易い地点であった。また、クロロフィル-aが500mg/m³以上を示す時期は、水温が20℃を超える6月に集中していた。

6. 横浜市公害研究発行資料（調査研究等報告書）

公害研資料	報 告 書 名	発 生 年 月
No. 86	第12回公害セミナー公募作品集 調べてみよう，身近な環境 ―水，みどり，まち ―	1988年11月

（要 旨）

第12回公害セミナーの開催にあたり，当日発表する小・中学生，高校生の作品，調査研究等を公募した。小学生37編，中学生17編，高校生2編の応募作品を収録した。

公害研資料	報 告 書 名	発 生 年 月
No. 88	水域生物指標に関する研究報告	平成元年3月

（要 旨）

本報告は実情に即した生物指標を確立するために既存の調査データをもとに検討し，まとめた。そのポイントは，横浜の地域特性，水質と生物との関連性，身近に見ることができる生物等を主に考慮して検討した。

河川の生物指標は，水域形態を源流―上流，上流―下流の2区分とし，水質階級はBODをもとに“きれい”，“やや汚れている”，“汚れている”，“非常に汚れている”，の4つとした。指標生物は魚類，底生動物，藻類，水草から各区分ごとに選定した。

海域の生物指標は，水域形態を干潟，岸壁，内湾の3区分とし，水質階級はCODをもとに“きれい”“やや汚れている”，“汚れている”，“非常に汚れている”の4つとした。指標生物は，魚類，海岸動物，底生動物，海藻，プランクトンから各区分ごとに選定した。

これらの生物指標は，生物種ごとに簡易調査法，指標生物の図版，解説，評価法をまとめたことにより具体的な調査指針ともなるものである。

公害研資料	報 告 書 名	発 生 年 月
No. 89	浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書	1989年3月

（要 旨）

当研究所では，浮遊粒子状物質の環境基準達成に向けて，その対策の基礎資料を得るため，昭和53年度より5か年を単位として環境及び発生源について粉じんに係わる調査研究を継続している。本報は，昭和58年度～62年度にかけて実施した環境，発生源調査を基に，発生源と環境濃度の結び付きを主題に，前報「浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書」にひきつづきまとめた。本報の構成はCMB法（化学質量平衡法）による発生源寄与率の推計に関する研究報告，各種の調査結果及び資料からなっている。そのうち，CMB法による発生源寄与率の推計に関する研究報告は，市内における各種発生源の寄与率をいくつかの視点から推計し，その結果の信頼性及び評価等について考察した。また，調査結果は主要発生源，道路周辺環境及び一般環境に関する調査報告で構成されている。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No. 90	第12回公害セミナー会議録 調べてみよう，身近な環境 —水，みどり，まち……—	1989年3月

(要 旨)

昭和63年11月23日(水)に上記テーマで第12回公害セミナーを開催したので，講演「ネイチャー・ウォッチング再発見」(横須賀市自然博物館学芸員・林公義氏)，スライド「水辺の生きもの」(横浜市公害研究所作成)等を収録した。

7. 横浜市公害研究所発行資料目録

1989年3月末現在

資料番号	件名	発行年月	体 裁 等
No.	明日の都市を照らす	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回公害セミナー会議録・クルマ社会をどうするか — 明日の都市環境を考える —	1978. 3	B5. 96頁
	5 昭和52年度環境庁委託業務結果報告書 非特定重大障害物質発生源等対策調査(アスベスト発生施設)	1978. 3	B5. 36頁
	6 横浜市公害研究所報第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2回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B5. 89頁
	10 自動車公害に関する意識調査 — 国道一号線三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施 単純集計結果(第1報) —	1979. 3	B5. 112頁
	11 大気中の炭化水素濃度調査及び各種発生源施設からの排出実態調査結果	1979. 3	B5. 66頁
	12 第3回公害セミナー論文集・川, よこはまに水辺をもとめて	1979. 8	B5. 85頁
	13 横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1979. 9	B5. 201頁
	14 横浜市公害研究所報第4号	1980. 3	B5. 204頁
	14 第3回公害セミナー会議録・川, よこはまに水辺をもとめて	1980. 5	B5. 72頁
	15 横浜市地域環境大気調査報告書(昭和54年度環境庁委託調査)	1980. 3	B5. 72頁
	16 非特定重大障害物質発生源等対策調査(ベンゼン取扱施設)	1980. 3	B5. 31頁
	17 沿道環境整備対策のための基礎調査報告書 — 三ツ沢地区対象 —	1980. 12	B5. 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
	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	B5. 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	B5. 46頁	

資料番号	件名	発行年月	体 裁 等
No. 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	B5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B5. 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	B5. 98頁
29	第5回公害セミナー公募論文集・よこはまに自然をもとめて	1981. 8	B5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981. 12	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B5. 30頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 11頁
41	自動車騒音公害対策模型実験 — 車線内遮音壁 —	1982. 7	B5. 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	B5. 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	B5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1982. 11	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 177頁
48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B5. 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	B5. 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	B2.
51	調査研究事業のあらまし	1983. 3	B5. 34頁
52	都市自然に関する社会科学研究	1983. 11	B5. 226頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 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	B5. 149頁
54	横浜市公害研究所報第8号	1983. 12	B5. 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	B5. 132頁
56	魚類の健康評価に関する研究(4)	1984. 1	B5. 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	B5. 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	B5. 135頁
59	横浜市南部沿岸地域軟弱地盤調査報告書	1984. 2	B5. 付図6枚
60	横浜のホタル生息地(1983年度版)	1984. 3	B5. 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	B5. 105頁
62	横浜市公害研究所報第9号	1984. 12	B5. 193頁
63	横浜南部丘陵 舞岡川源流域の水文調査	1984. 12	B5. 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	B5. 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	B5. 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	B5. 173頁
67	横浜市公害研究所報第10号	1985. 12	B5. 190頁
68	平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告	1986. 3	B5. 149頁
69	魚類指標による工場排水規制手法に関する研究	1986. 2	B5. 192頁
70	第9回公害セミナー会議録 静かなまちづくりをめざして — 道路緑化と騒音 —	1986. 2	B5. 179頁
71	ホテルの生息環境づくり ～技術マニュアル試案～	1986. 2	B5. 121頁
72	第10回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 — 水・みどり・まち… —	1986. 11	B5. 174頁
73	横浜市公害研究所報第11号	1987. 3	B5. 216頁
74	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報	1987. 3	B5. 275頁
75	排水処理施設維持管理マニュアル — 汚泥処理編 —	1987. 3	B5. 132頁
76	10年のあゆみ・横浜市公害研究所設立10周年記念誌	1987. 3	B5. 203頁
77	第10回公害セミナー会議録 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1987. 3	B5. 127頁
78	横浜市軟弱地盤層調査報告書 土質試験データ図集 付図1～4	1987. 3 1987. 3	B5. 217頁 B2.(付図1),A0

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 79	横浜市公害研究所資料室図書目録	1987. 3	B5. 328頁
80	第11回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 —水, みどり, まち…—	1987. 11	B5. 89頁
81	横浜市公害研究所報第12号	1988. 3	B5. 161頁
82	第11回公害セミナー会議録 調べてみよう, 身近な環境 —水, みどり, まち…—	1988. 3	B5. 139頁
83	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (軟弱地盤構造と地盤沈下特性)	1988. 3	B5. 103頁
84	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (縦断面地質柱状図, 水準点変動図集)	1988. 3	B5. 162頁
85	植樹帯による歩道環境改善効果に関する調査研究 —横浜市磯子区産業道路沿道植樹帯設置事業のケーススタディ—	1988. 3	B5. 148頁
86	第12回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 —水, みどり, まち…—	1988. 11	B5. 133頁
87	横浜市公害研究所報第13号	1989. 3	B5. 210頁
88	水域生物指標に関する研究報告	1989. 3	B5. 348頁
89	浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書	1989. 3	B5. 195頁
90	第12回公害セミナー会議録 調べてみよう, 身近な環境 —水, みどり, まち…—	1989. 3	B5. 39頁

◇ 編 集 後 記 ◇

今年度の所報は昨年度に引き続き5ヶ年などの長期研究のまとめが多くみられ、20編と通常より発表論文数が多くなっております。

また種々の論議の結果新たに設けたノートも4編とある程度定着したもようです。所報原稿も時代の反映をもろに受け(?), 最近ではほとんどがワープロとなっています。所報員委会での受けざらがおくれていたため、ワープロの書式がまちまちとなってしまいましたが、それぞれ個性に満ちたものとなっていたようです。

いずれにせよ、労作にはまちがいがないのでご参考となれば幸いに思います。

所報第14号編集委員会

佐 俣 満夫

渡 辺 善徳

杉 本 実

酒 井 学

黒 田 剛

永 田 珠恵