

環境研資料

No.104

ISSN 0918-5720

横浜市環境科学研究所報

ANNUAL REPORT OF
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL
RESEARCH INSTITUTE

No.17

第 17 号

1993年 3 月

横浜市環境科学研究所

YOKOHAMA ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE

は し が き

横浜市環境科学研究所は横浜市の環境・公害行政の推進にあたって、これを科学的に裏付ける役割をになっている機関です。大気、騒音・振動、水質、地盤沈下、社会科学及び庶民の6部門に分かれ行政の規制・指導等に資するための試験検査業務をはじめ自動測定機の校正・検定、各種調査研究などさまざまな業務を行っています。また、毎年「環境セミナー」を開催し、市民への環境に関する啓発活動も行っています。

平成4年は、6月にはブラジルで「環境と開発に関する国連会議」（地球サミット）が開催され、これを契機として地球環境を国際的な視野で考える動きが活発になってきております。環境・公害問題は公害の規制、水・ミドリ・鳥などの都市自然を守り育てるといった身近かな地域の環境から、オゾン層の破壊や温暖化のような地球規模の問題まで広い範囲にわたっております。当研究所では未規制化学物質の環境濃度把握及び分析法の検討、水環境の水質や微生物調査ばかりでなく、地球環境に関するフロンの環境濃度測定・温室効果ガスの調査研究などの他、広域汚染に関する調査研究として関東地方の自治体とも協力し酸性雨の観測、成分分析や東京湾の富栄養化対策手法についても情報交換、共同調査などを行っています。

ここに平成3年度の研究所の成果をまとめました。忌憚のないご意見を賜れば幸甚に存じます。

平成5年3月

横浜市環境科学研究所長

中 村 高 也

目 次

I 業務報告編

大 気 部 門	1
騒音・振動部門	2
水 質 部 門	2
地盤沈下部門	3
社会科学部門	3
環境セミナー	4

II 調査研究編

大 気 部 門

○ダスト濃度測定における非等速吸引誤差理論の火力発電プラントでの実証試験	5
○横浜市内における浮遊粒子状物質の平日および休日の挙動	9
○横浜市における多環芳香族炭化水素 (PAHs) 濃度の測定	21
— 1986年から1991年までの挙動 —	
○日本各地の降水のpHと酸性能力	27
○都市域における林内雨・樹幹流 (1)	35
— 樹木内外雨の成分組成と年間降水量 —	

騒音・振動部門

○横浜市における環境騒音調査 (第1報)	49
— 用途地域別屋外と屋内の騒音 —	
○横浜市における環境騒音調査 (第2報)	61
— 幹線道路からの距離及び隣接道路の車線数で分けた屋外と屋内の騒音 —	
○道路トンネルにおける振動調査	69

水 質 部 門

○丘陵地の源流部にみられる生態系の特徴	79
○横浜市北部に分布するヌカエビ (<i>Paratya compressa improvisa</i>) の生態に関する研究	97
— 港北ニュータウンの地区3号公園とこども自然公園の2地域個体群の形態及び繁殖生態の比較 —	
○都市河川における河床汚濁物質の動態調査 (第1報) — 鶴見川 —	113
○都市河川における水質調査 — 鶴見川、鳥山川 —	123
○河川水の水質浄化法の研究 (第2報)	133
○TMデータによる広域的水質状況の検討	149
— 東京湾でのクロロフィル a 及び濁度分布 —	

○排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究（6報）	157
— 下水汚泥焼却灰固化粒子を担体とした固定化微生物による下水処理場臭気の脱臭性能評価 —	
○エンジン付オーガの開発	163

地盤沈下部門

○横浜の地下水に関する調査研究（3）	167
— 境川・帷子川流域に分布する帯水層と地下水環境 —	
○軟弱地盤の沈下に関する調査研究（6）	175
— 地盤沈下地帯の層別沈下特性解析 —	

社会科学部門

○トンボ・エコアップに関する中間的考察	187
— 本牧市民公園の事例を中心に —	

ノート

大気部門

○拡散型長期暴露サンプラーを用いた横浜市内における大気中のフロン及び有機塩素系物質濃度（II）	199
○横浜市における酸性雨調査 — 1991年の調査結果 —	205

水質部門

○ミズワタ（ <i>Spaerotilus natans</i> ）の生長について	
（1）液体培地中の生長と水質変化について	209
○埋立処分地から出るマンガン含有排水の処理方法の検討（II）	211

社会科学部門

○小学校プールおよび市営プールのヤゴを中心とした生物調査	215
------------------------------	-----

III 資料編

1. 人員及び組織	219
2. 主要機器一覧表	219
3. 予算額	221
4. 学会等研究発表	222
5. 雑誌等投稿	224
6. 環境科学研究所発行資料（報告書）	226
7. 環境科学研究所発行資料目録	227

環境科学研究所では公害・環境行政を科学的に推進するために、大気・騒音・水質・地盤沈下・社会科学の各部門において主に

1. 行政検体の分析・検査業務
2. 自動測定機の性能検査業務
3. 公害・環境問題の調査研究業務
4. 環境セミナー等の市民啓発業務

等を行っています。

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に伴って生じる検体及び市民からの苦情に関する検体について、迅速、正確に対処するために分析・検査業務を実施しています。

また、大気汚染の測定機の信頼性を確保するため、各種自動測定機の性能検査を実施し、さらに、大気汚染の実態・原因解明などの調査・研究を実施しています。

1. 検査業務

平成3年度に実施した各項目毎の検体数及び延べ項目数は次のとおりである。

表-1		平成3年度	
検体項目	検体	項目数	
(1)重油中の硫黄分	267	268	
(2)重金属類	15	15	
(3)有害物質	68	68	
(4)悪臭	149	249	
(5)炭化水素類	44	316	
(6)アスベスト等その他	77	77	
合計	621	993	

(1) 重油中の硫黄分

市内の工場立入検査における使用重油抜き取り検体の分析依頼に対し、燃料中の硫黄分分析を実施した。

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

一般環境及び道路沿道でローポリウムエアースンプラーを用いて、浮遊粉じんを採取し、水銀の測定を行った。

(3) 有害物質

神奈川県公害防止条例に規定される、指定物質を含

む有害物質について分析を実施しているが、本年度は、工場から排出される塩化水素及びシアン化合物等の調査を行った。

(4) 悪臭

三点比較臭袋法及びガスクロマトグラフ等を用い、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物質濃度を測定した。

(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き、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) アスベスト等その他

環境中のアスベスト濃度測定や建材中に含まれるアスベストの同定等を行った。

さらに、規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。

2. 自動測定機の性能検査業務

平成3年度は窒素酸化物自動測定機や硫黄酸化物自動測定機など24台の検査を実施した。

表-2		平成3年度	
自動測定機		検査台数	
硫黄酸化物計 (SO ₂ 含む)		4台	
窒素酸化物計		1台	
二酸化炭素計		1台	
オゾン計		13台	
炭化水素計		1台	
メタン計		1台	
非メタン炭化水素計		1台	
オキシダント計		2台	
合計		24台	

3. 大気に関する公害・環境問題の調査研究業務

(1) 地球規模の大気汚染に関する研究

フロン等によるオゾン層の破壊、炭酸ガス濃度の増加等による地球温暖化、酸性雨による森林の破壊等地球規模での環境問題について、

①酸性雨調査、

②フロンの環境濃度調査、

③温室効果ガス(メタン、二酸化炭素等)の実態調査を実施した。

(2) 未規制物質に関する研究

発癌性をはじめ人の健康に影響を及ぼす恐れのある物質、ならびに半導体等の先端技術産業で使用される化学物質による環境汚染を未然に防止する見地から、環境濃度の実態把握及び分析法の検討を行った。

(3) 粒子状物質に係わる環境モデルに関する研究

浮遊粒子状物質に係る環境濃度は、固定発生源、移動発生源から排出されるばいじんのほか土壌粒子・海塩粒子・二次生成粒子等多岐にわたる発生源により構成される。そこで、これらの発生源が環境濃度に与える影響を推定し環境濃度改善の手法を検討する基礎的研究を実施した。

(4) 測定・分析に関する研究

環境公害行政を科学的に推進するには、環境汚染の状態を適切に把握することが重要である。そのため、現在、自動測定機や簡易測定法によって環境濃度等の把握に努めているが、これらの方法にもいくつかの問題点があり、また、自動測定できないものもある。このような測定法上の問題点の解決を図りかつ新たな測定法の開発を目指して研究を実施した。

II 騒音・振動部門

騒音・振動部門では、騒音・振動に関する実態を調査し、評価方法・対策等の研究を実施した。

1. 環境騒音の音環境の創造に関する基礎的調査

一般家庭の日常生活における騒音の実態とその構成要因を調査し、騒音レベルを低下させ得る要因を探り、また、快適な音環境の創造に関する研究を行った。

2. トンネル騒音振動に関する研究

道路及び鉄道トンネル内部と上部における振動、さらにトンネル開口部における騒音の分布状況を調査した。

III 水質部門

水質部門では、規制各課が行う工場・事業場に対する立入検査に伴って生じる工場排水等の行政検体、市内公共水域における環境調査に伴う検体、及び市民からの苦情に基づく検体などについて分析を実施しています。

また、水質汚濁の実態、原因解明などのさまざまな調査研究を行っています。

1. 検査業務

平成3年度に実施した各項目毎の検体数及び延べ項目数は次のとおりである。

表-3

平成3年度

検体項目	検体数	項目数
(1)工場立入り調査	1,916	4,376
(2)環境調査	431	1,026
(3)除害施設の管理	108	504
(4)苦情など	57	241
合計	2,512	6,147

(1) 工場立入り調査

平成3年度には、市内の延べ1,140事業場を対象に定期立入り調査が行われ、これらの工場・事業場からの工場排水などについて、懸濁物質(SS)、生物化学的酸素要求量(BOD)、化学的酸素要求量(COD)シアン、カドミウムや水銀などの有害金属イオン、フェノールなどの27項目について検体の分析を行いました。

(2) 環境調査

平成3年度の環境調査としては、公共水域測定計画による水質調査のクロスチェック、中小河川水質調査、境川等二河川協議会の調査、地下水汚染調査、土壌汚染要綱に基づく調査などの検体について分析を行いました。

(3) 除害施設の管理

法令に基づき除害施設の排水管理のため、毎月処理水等を採用し、化学的酸素要求量(COD)、重金属イオンなど16項目について分析を行いました。

(4) 苦情など

河川における魚の浮上事故の原因調査等に必要の水質分析、魚の検査等を行いました。

2. 水質汚濁に関する調査研究業務

(1) 富栄養化対策手法の研究

東京湾の富栄養化対策として赤潮の原因物質である窒素、リンなど富栄養化の状況の把握・解析を行いました。

(2) 水域環境モニタリング手法に関する研究

河川水質の監視における生物学的な監視手法の導入について検討し、魚類のへい死事故の早期発見、未然防止や水質汚濁状況の生物学的モニタリング手法の検討を行いました。

(3) 排水の処理技術の研究

有機性汚濁排水を生物学的に処理する方法の研究、及び実排水への適用を検討しました。

(4) 水域生態系の保全・創造の研究

水辺を中心とした自然生態系を保全創造するために、水生生物と水質、環境要因等の関連を調査して、環境の変化が生態系に及ぼす影響の把握のための調査を行いました。

(5) 河川等の水質浄化に関する研究

水生生物を用いた河川・池沼等の水質浄化法についての研究、及び実地への適用手法の検討を行いました。

(6) 未規制物質に係わる調査研究

有機塩素化合物などの未規制物質による汚染実態調査や汚染機構の解明を行いました。

また各種汚染物質の種類構造別の分析法を検討し、排水・環境水中の濃度を調査しました。

(7) 河口沿岸域の水質汚濁の研究

河口沿岸域における水質汚濁、汚濁物質の堆積状況等の調査・研究を行いました。

特に横浜港内の水域については、これまでの成果をまとめ、「横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書」を作成しました。

(8) 地下水汚染物質に関する研究

地下水汚染物質の土壌中での消長、分解生成物などの調査を行いました。

(9) 陸域生物による環境モニタリングに関する調査研究

横浜市陸域の生物相・生態系調査の結果から、平成3年度は大気汚染と関連のあるスギ、ウメノキゴケ、ゼニゴケをモニタリング指標とした調査を行いました。

IV 地盤沈下部門

地盤沈下部門では、横浜市の地盤構造、帯水層の分布及び地下水の涵養状況を調査し、地盤沈下防止対策のための資料を得るとともに、更に、地盤に関する諸情報を取りまとめた「地盤環境図」を作成するための資料の収集を行っています。

1. 地盤沈下と地下水に関する調査と研究

平成3年度は、地盤沈下防止対策の資料を得るために、市内の地質及び土質の調査や、帯水層の地下水位分布を調査しました。

V 社会科学部門

社会科学部門では平成2年度から、エコロジカル・ライフスタイルの研究をおこなっている。エコライフを実現するためには、エコロジカルな都市環境（エコシティ）づくりが必要である。

その都市環境のエコロジカル化は新しい課題であり、

そのための方法論（ネイチャーデザイン）と技術手法（エコアップ・テクノロジー）の研究開発が求められる。

1. エコロジカル・ライフスタイルの研究

エコロジカル・ライフスタイルの実現条件について、学識経験者による研究会（「エコアップ・エコシティ研究会」）を組織して学際的な討議を行うとともに、エコシティ形成のための新しい環境デザイン（ネイチャーデザイン）手法についての研究を実施した。

2. エコアップ技術指導

緑政局、下水道局、都市計画局等の環境整備事業において、トンボ、メダカ等を指標としたエコアップ（環境のエコロジカルな改善）の技術指導を行った（緑政局公園部長屋門公園他8件）。

また、港北ニュータウン地区3号公園生物相保護区の実施設計指導を行った。

3. トンボ環境調査

トンボ環境、トンボ相の現地調査を週1回～月1回本牧市民公園トンボ池他の池について実施した。

「横浜にとんぼを育てる会」の協力を得て、本牧市民公園トンボ池の自然環境管理（水草補植、外敵駆除）及びプールのヤゴ生息状況調査並びに救出作業を実施した。

VI 環境セミナー

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、環境・公害問題を市民とともに考えていく場として、環境セミナー（平成元年度までは公害セミナー）を開催しています。

昭和52年度から昭和60年度までは、一般市民を対象として、講演や研究発表を行っていた。

昭和61年度からは小・中学生、高校生から「調べてみよう身近な環境一水、みどり、まち・・・」というテーマで作品を募集し、平成元年度からは更に一般市民の作品も募集して、選定した応募作品の発表を中心に開催しています。

平成3年度は12月8日（日）に横浜市技能文化会館で開催し、参加者は264名でした。

2. 作品募集

作品の募集内容は観察記録・調査研究等のレポートやその活動状況、身近な環境とのふれあい体験の感想文などで、小学生以上の横浜市民から募集しました。

その結果、46編の作品が寄せられ、その内訳は小学

生11編, 中学生14編, 高校生1編, 大学生1編, 一般市民19編でした。

これらの作品を「第15回環境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—」(公害研資料N099)にまとめ, セミナー参加者に資料として配布しました。

3. セミナーの開催

(1) 作品発表

渡辺 允氏(株)かなしん出版)の司会進行により, 応募作品の内20編が発表されました。

発表作品, 発表者は次のとおりです。

- 1『自然破壊について』
市立豊田中学校1年 石神朋子
- 2『みんなの心が地球を守る』
市立平沼小学校5年 田中久美子
- 3『ぼくのすきな田んぼ道』
市立上飯田小学校3年 杉山節夫
- 4『ラブリパートリップ 大岡川』
(社)ガールスカウト日本連盟神奈川県支部
横浜南地区
- 5『早淵川の水生動物調査・2』
市立荏田南中学校1年
永田晶子・坂井実加・佐藤優
- 6『港北区とその近辺の五つの池の比較調査』
—各池における冬の水鳥相の違いと
それを観察する際の池の状況について—
松田照之
- 7『横浜 町なか 二つの水辺』
菅野 徹
- 8『どこへ行くの? ガラスびん』
東洋ガラス機械(株)
小集団活動グループA-Girl
- 9『わたしたちの地球を救う作戦』
—地球特派員になろう—の活動』
市立日枝小学校 6年3組
- 10『牛乳パックのリサイクル運動について』
横浜市牛乳パックの再利用をすすめる連絡
山口定子
- 11『生麦小学校周辺』
サウンド・マップづくりについて』
市立生麦小学校5年 サウンド・マップ研究班
- 12『青いままの地球で』
市立並木第四小学校6年 中村瑠美
- 13『鶴見川の源流をたずねて』

市立太尾小学校6年 森 顯文

- 14『自然をもっと大切に』
市立左近山第二小学校5年 多田知子
- 15『帷子小ウォッチングクラブ活動報告』
市立帷子小学校 帷子小ウォッチングクラブ
- 16『三浦半島の川』
—源流より河口までその生物と汚染の研究—
私立捜真小学校4年 菊地蔵乃介
- 17『いたち川を きれいな川にするために』
—いたち川の水質検査—
いたち川と親しむ会
- 18『ぼくにもできた リバーウォッチング』
市立一本松小学校4年 森谷慎平
- 19『身近な野鳥観察』
—西区伊勢町周辺を中心に—
三代裕子
- 20『恩田の谷戸は素敵!』
恩田の谷戸ファンクラブ

(2) 講演

小沢徳太郎氏(スウェーデン大使館科学部 環境・エネルギー問題担当)により「地球はいま スウェーデンの取り組み」という題で講演が行われました。

ダスト濃度測定における非等速吸引誤差理論 の火力発電プラントでの実証試験

佐俣満夫*, 数野賢治**, 小林善雄**

要 旨

ダスト濃度測定での非等速吸引誤差のための評価式を従来より導いてきたが、これは大気中での試験風洞により実験されたものであり、実用化に向けて実煙道中での実証が不可欠であった。そこで、今回調査対象施設として重油燃焼及び石炭燃焼発電プラントを用いた実証試験を実施した。重油発電プラントではダストの粒径が小さいことから、非等速吸引誤差はほとんど認められなかったが、調査結果と筆者の評価式はほぼ一致した。また石炭発電プラントでは非等速吸引誤差が認められ、この場合も筆者の評価式と一致する結果を得た。

1. はじめに

現在行われているダスト濃度測定での等速吸引法 (JIS Z 8808) は、操作が繁雑であると同時に、測定に時間がかかることや、通常の煙道中ではかならずしも流速は一定とはならないなど問題点が多い。これらの問題はダスト測定の連続測定や測定の迅速性を妨げている要因となっている。そこで当研究所では、従来よりダスト測定での非等速吸引誤差の解明のための研究を行ってきた。非等速吸引法が確立されれば、等速吸引によらずダストの連続測定や迅速測定への道が開けるものと考えられる。しかし、従来の研究では主に大気中での試験風洞によるものであったが、実際の煙道中の排ガスでは温度が20~300℃、水分が5~20%の範囲にあり、また複雑なダクトワークをもっているなど、試験風洞での測定環境とはかなり異なっている。そのため試験風洞での実験で得られた非等速吸引理論が、実際の煙道で適用できるかどうかの実証は不可欠となる。そこで、大規模ばい煙発生施設としての火力発電プラントを用いて、非等速吸引誤差理論の適用性について調査した。

これは非等速吸引法の確立の有用性のみならず、この研究が気流中でのエアロゾル粒子の動力学的解明というエアロゾルの挙動に関する基礎的研究を根拠にしているため、多くの研究者の興味をひく対象になった経緯がある。こうした流れの中で、筆者らの非等速吸引誤差解明のための研究フローを図-1に示す。

まず、試験風洞を用いて10 μm以下の微小粒子による評価式を導いた^{1~3)}。評価式とは非等速吸引によって得られたダスト濃度や吸引流速等の値から真の(等速吸引による)ダスト濃度を得るための半理論式である。さらに実煙道から採取したダストなどを用いて風洞実験を行い広い粒径範囲で用いられる改良型評価式を得た^{4,5)}。一方、前述したように本研究では理論的解析は不可欠であり、粒子の挙動に関する数値シミュレーションを行うことによって、有用な結果を得た^{6,7)}。さらに、理論解析としてノズル周辺の流れと粒子の解析を行い^{4,7)}、得られた評価式の理論的裏付けとした。今回の調査は図-1の研究フローに示すように、これらの研究成果を実煙道中に適用するための重要なステップであり、実プラントでの実証によって初めてダストの連続測定器等への評価式の適用が可能となる。

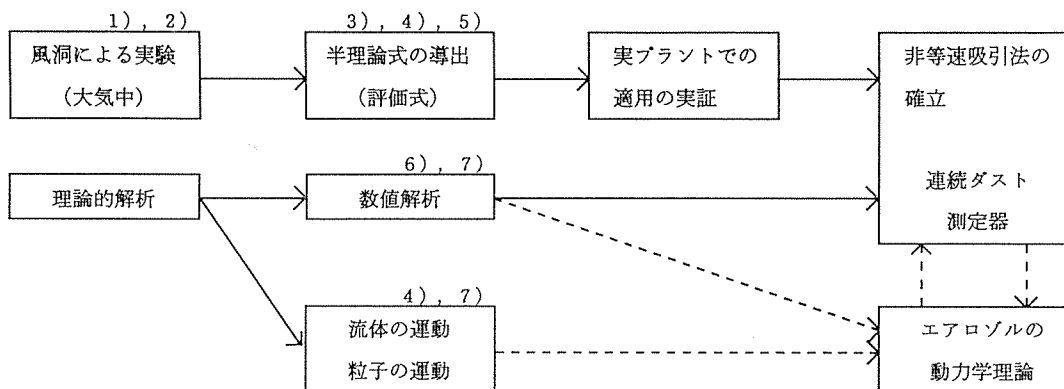
2. 非等速吸引誤差研究のフロー

従来より、非等速吸引誤差の研究は、Daviesをはじめ多くの著名な研究者によって研究されてきた。こ

Test to proof empirically the theory of anisokinetic sampling on dust concentration measurement in Thermal power plants.

* Mitsuo Samata, 横浜市環境科学研究所大気部門

** Kenji Kazuno, Yoshio Kobayashi, 横浜市環境保全局 大気課



注：図中の番号は文献番号を示す。

図1 ダスト測定における非等速吸引研究のフロー

3. 測定対象施設及び測定方法

固定発生源の中でばいじんの排出量の多いのは排ガス量の多い大規模発生源であり、ばいじん規制上はこれらの施設を把握しておくことが重要である。このため対象施設としては最も排ガス量の多い火力発電プラントを選んだ。また、これらの大規模施設では燃焼負荷量を一定とすれば、煙道中の条件は安定する傾向があるため、本研究には都合の良いものと考えられた。使用した施設は重油燃焼火力発電プラント（以下「プラントA」と）、石炭燃焼火力発電プラント（以下「プラントB」）である。施設の測定中での諸元と煙道条件を表-1に示す。なお、使用した施設では事業者の協力により測定期間中（2日間）燃料使用量を常に一定に保つことが可能であった。プラントAの燃料はLSC重油であり、プラントBは微粉炭である。煙道での測定位置は既存の測定口を使用する必要があり、

表-1 発電プラントの諸元と排ガス条件

	プラントA	プラントB
燃料	LSC重油	石炭
燃料使用料	40 (kl/h)	89 (t/h)
発電量 (MW/h)	174	265
煙道断面 (m×m)	3.0×4.8	3.0×2.0
排ガス量 (m ³ N/h)	47.3×10 ³	22.3×10 ³
排ガス温度 (°C)	125	150
排ガス水分 (%)	15.1	5.4
排ガス流速 (m/s)	13.2	16.0

プラントAではボイラ出口からの直管部50mのほぼ中心位置、プラントBでは電気集じん機出口5mの位置とした。測定法は円筒ろ紙(88RH)によってダストを採取し、質量秤量法とした。測定装置は2セット用意して、一方を常時等速吸引、他方を非等速吸引とし、同時に測定した。測定条件は、ノズル先端での等速吸引による吸引流速 (V_o) と、ノズル先端での非等速吸引による吸引流速 (V_s) との比 (流速比) を $0.25 < V_o/V_s < 2.0$ の範囲で変化させて行った。

4. 結果と考察

4.1 重油燃焼発電プラント (プラントA)

プラントAでのアンダーセンスタックサンプラーにより測定したダストの粒径分布を図-2に示す。中位径は $D_{p50} = 0.95 \mu\text{m}$ とかなり粒径は小さく、粒子密度は $\rho = 2.12 \text{ g/cm}^3$ であった。 C_o を等速吸引によるダスト濃度、 C_s を非等速吸引によるダスト濃度とすると得られた C_o 及び C_s はともに $1 \sim 10 \text{ mg/m}^3 \text{N}$ と大きなばらつきがみられ、非等速吸引誤差 C_s/C_o と流速比 V_o/V_s の間にはほとんど相関がみられなかった。これはダストの採取量が $1 \sim 5 \text{ mg}$ 程度であったのに対して、使用した天秤の感量が 0.1 mg であったため、測定前後のろ紙の秤量誤差を含め、全体の秤量誤差が非等速吸引誤差よりかなり大きくなってしまったためと考えられた。そこで、測定位置近傍に位置する電気集じん機でのダストについてCHNコーダーで炭素成分を分析したところ、ダスト中の炭素分が85%ではほぼ均一に得られた。またこの分析方法では炭素は μg オーダーまで分析可能なため炭素濃度の精度はかなり高くなるのが期待できるので、非等速吸引誤差を炭素濃度比で評価する方法について検討した。そこで、等速

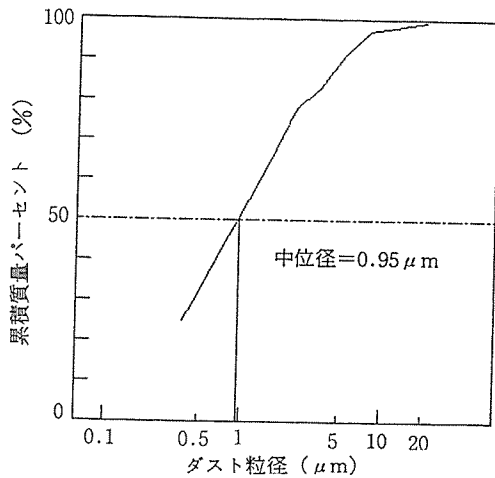


図-2 プラントAでのダストの粒径分布

吸引でも非等速吸引の場合でも得られたダスト濃度の85%は炭素分であることから、Cocを等速吸引による炭素濃度、Cscを非等速吸引による炭素濃度とすると、炭素濃度とダスト濃度の関係はそれぞれ $Coc=0.85Co$ 、 $Csc=0.85Cs$ として与えられ、その濃度比は $Coc/Csc=Co/Cs$ となる。このため非等速吸引誤差は炭素濃度比によって評価できる。そこで、非等速吸引誤差に炭素濃度比を用い、2日目のデータは煙道条件に多少の変動がみられたので、条件が安定していた1日目での Csc/Coc と Vo/Vs の関係を図-3に示す。さらに図-3中に筆者らの評価式(Eq.(1))(Appendix(1))を示す。この評価式は本来ダストがもっている粒径分布の中間径 $Dp50$ を用いて評価した式である。調査データはいずれも $Csc/Coc=1$ の近傍に分布しており、Eq.(1)も Vo/Vs の広い範囲にわたり $Csc/Coc=1$ に近い値を示している。これはダストの粒径が $1\mu m$ 以下と小さかったため、非等速吸引誤差がほとんど認められなかったためと考えられる。しかし、プラントAでは得られたデータとEq.(1)はほぼ一致した傾向がみられた。

4.2 石炭燃焼発電プラント(プラントB)

プラントBではプラントAでの測定条件の反省より次のような改良を加えた。(I)煙道中のダスト濃度が $50mg/m^3$ 程度の測定位置を選ぶようにする。(II)ダストの秤量は $20^\circ C$ 、湿度50%の恒温恒湿室内で行い、天秤には感量 $0.01mg$ のものを用いる。(III)測定位置間での濃度差を極力なくするため、等速吸引と非等速吸引のノズルを同一測定口にセットし、双方の距離を $10cm$ 程度とする。その結果、秤量誤差を非等速吸引誤差

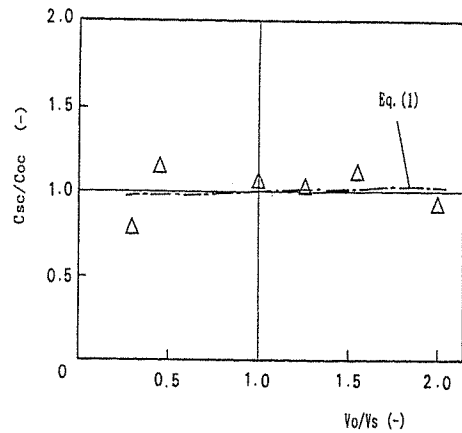


図-3 プラントAでの Csc/Coc と Vo/Vs の関係 (1日目のデータ)

よりかなり低く抑えることができ、プラントBの場合、非等速吸引誤差は質量秤量法で十分評価できる結果を得た。またプラントBでのダストの粒径分布を図-4に示すが、中間径は $Dp50=2.2\mu m$ とダストの大きさはプラントAの場合より大きく、粒子密度は $\rho=2.15g/cm^3$ であった。そこで、 Cs/Co と Vo/Vs の関係を図-5に示すが、得られたデータは $Vo/Vs < 1$ では $Cs/Co < 1$ 、 $Vo/Vs > 1$ では $Cs/Co > 1$ となり、プラントBではダストの粒径が大きかったため、非等速吸引誤差が明確に認められた。図-5中に評価式としてEq.(1)とともに、粒径分布を考慮して評価した筆者の評価式(Eq.(2))(Appendix(2))を合わせて示す。これより、実機テストのためデータに多少のばらつきがみられるものの、データとEq.(1)及びEq.(2)

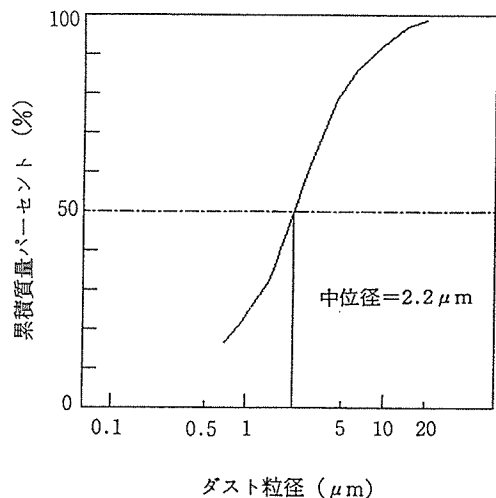


図-4 プラントBでのダストの粒径分布

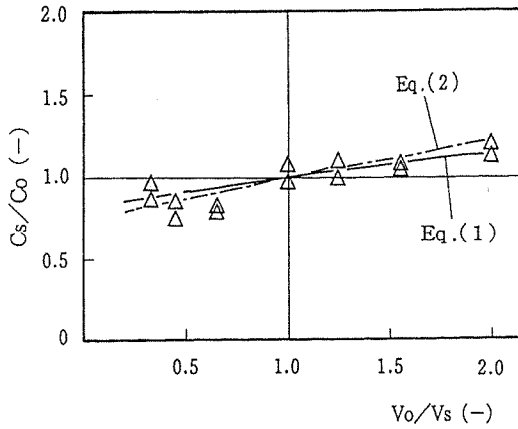


図-5 プラントBでのCs/CoとVo/Vsの関係 (2日間のデータ)

は共に一致した結果を得た。

総じて、プラントA及びBの結果より、筆者らの評価式(主にEq.(1))は、ほぼ実際の煙道中でも適用できることがわかり、今後これを用いたダストの連続測定器の開発や迅速測定法の確立が期待される。

5. おわりに

実際に稼働中の重油及び石炭燃焼の火力発電プラントを用いて、ダスト測定での非等速吸引誤差を調査することによって、筆者らが実験より導いた評価式が、実際の煙道中でも十分適用できることがわかった。

Appendix

(1) 粒径に中位径を用いた評価式⁴⁾ (Eq.(1))

$$C = \frac{C_s}{C_o}, \quad V = \frac{V_o}{V_s}$$

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

$$\alpha = \frac{(5V + 3) A_o^2 S_k^2}{1 + (5V + 3) A_o^2 S_k^2}$$

$$S_k = \frac{D_p^2 \rho V_o}{18 \mu D_n}$$

ここで、

Aoあるいはαの値は次のように与えられる。

$$\sqrt{5V + 3} = V' \text{ とおくと}$$

$$S_k \leq \frac{0.5}{V'} \text{ のとき } A_o = 2$$

$$\frac{0.5}{V'} < S_k < \frac{8}{V'} \text{ のとき } \alpha = 0.5$$

$$S_k \geq \frac{8}{V'} \text{ のとき } A_o = 0.125$$

また、Skとは粒子の慣性力の大きさを表わすストークス数であり、

Dp: 粒径, ρ: 粒子密度,

μ: 気体の粘性, Dn: ノズルの直径である。

(2) 粒径分布を含んだ評価式⁵⁾, (Eq.(2))

$$\frac{C_s}{C_o} = \sum_{i=1}^n F(\alpha_i) \cdot d_i$$

$$F(\alpha_i) = \alpha_i (V - 1) + 1$$

$$\alpha_i = \frac{(5V + 3) A_s^2 S_k i^2}{1 + (5V + 3) A_s^2 S_k i^2}$$

$$S_k i = \frac{D_p i^2 \rho V_o}{18 \mu D_n}$$

ここで、iを付した記号は、各粒径での変数であり、diは各粒径での質量分率を表わす。

またアンダーセンスタックサンプラーで測定した粒径分布ではAsの値は中位径により次のように与えられる。

中位径 (Dp ₅₀) (μm)	As
< 5	1
5~10	2
10~15	α = 0.5
> 15	0.2

文 献

- 1) 佐俣満夫: ダスト測定における非等速吸引の影響 (I), 横浜市公害研究所報, 10, 63-77(1985)
- 2) 佐俣満夫: ダスト測定における非等速吸引の影響 (II), 横浜市公害研究所報, 12, 19-27(1987)
- 3) 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, 粉体工学会誌, 25, 12, 4-9(1988)
- 4) 佐俣満夫: 粒子濃度測定における非等速吸引誤差の評価モデルと実ダストの適用, 粉体工学会誌, 27, 7, 17-23(1990)
- 5) 佐俣満夫: 非等速吸引誤差における従来の評価式の粒径分布のある場合への適用性, エアロゾル研究, 5, 3, 33-37(1990)
- 6) 佐俣満夫: ダスト測定における非等速吸引誤差についての数値シミュレーション (I), 横浜市公害研究所報, 16, 17-21(1992)
- 7) 佐俣満夫: ポテンシャル流れを用いたエアロゾル粒子濃度における非等速吸引誤差及びノズル内粒子濃度分布のシミュレーション, 粉体工学会誌, 29, 8, 4-12(1992)

横浜市内における浮遊粒子状物質の 平日および休日の挙動

新井久雄*, 白砂裕一郎*

要 旨

浮遊粒子状物質低減対策の基礎資料を得るため、人為活動の軽減する休日に着目し、道路近傍と一般環境（対照地点）において、平日と休日に実態調査（24時間測定をおよそ80回）を行い、平日と休日の測定結果を比較した。

その結果、浮遊粒子状物質濃度は、道路近傍および一般環境ともに、平日と休日に差が認められた。道路近傍における平日および休日の平均値は、それぞれ $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ で、濃度差は $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。一方、一般環境における平日および休日の平均値は、それぞれ $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ で、濃度差は $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。この平日と休日の濃度差に最も関与している発生源粒子は自動車排出粒子と推計され、その関与は道路近傍で93%、一般環境で66%となった。浮遊粒子状物質濃度に対する自動車排出粒子の影響を寄与率（平均値）でみると、道路近傍では、平日が56.3%、休日が33.4%となり、また一般環境では、平日が24.2%、休日が14.6%となった。今回の調査結果から浮遊粒子状物質の環境基準値である $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ （長期評価）以上の出現頻度をみると、道路近傍では平日が35%、休日が3.7%となり、休日において移動発生源の影響が減少した。一方、一般環境では平日が3.8%、休日が2.5%と、大きな変化は認められなかった。これらのことから、休日における移動発生源からの粒子状物質排出量の軽減が確認され、この要因は交通量実態からみると、大型車の走行台数の減少によるものと判断できた。

1. はじめに

横浜市内における浮遊粒子状物質濃度は昭和51年度以降依然として横ばい状態が続いており、改善の兆しがみられず、常時監視測定局における環境基準達成は難しい状況となっている。浮遊粒子状物質の効果的な低減対策を図るには、第一に各種発生源の影響度合を把握し、発生源と環境濃度との結び付きを定量的に明らかにしなければならない。そこで、筆者らは本市における現状の主要発生源をリセプターモデルの一種であるCMB法により徐々に明らかにしてきた^{1), 2)}。しかし、CMB法では環境濃度と個々の発生源単位排出負荷量との関係を定量的に把握あるいは予測することができない。そのため、いくつかの自治体では、拡散モデルの適用を試み、シミュレーションを実施している^{3), 4)}。しかしながら、浮遊粒子状物質はSO_xやNO_xと異なり、その発生源が複雑多岐にわたること、加えて環境中での浮遊粒子状物質が輸送・拡散の過程

で沈降、再飛散、凝集など複雑な挙動を示すことから、拡散モデルの適用には多くの問題点が残されている。

筆者らは、従来より拡散モデルとは異なった観点、すなわち市内および清浄地域（バックグラウンド）の実態調査結果の解析から浮遊粒子状物質環境基準達成のための環境濃度の把握を試みた³⁾。それによると、環境基準達成のための年平均値濃度条件は $30 \sim 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度で、現状における市内環境基準未達成測定局の濃度を $10 \sim 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度の減少を計らなければならないと推計した。

今回、浮遊粒子状物質低減対策の基礎資料を得るため、人為活動の軽減する休日に着目し、道路近傍と一般環境（道路近傍の対照地点）において、平日と休日に実態調査を実施した。本報では、その結果から休日並の人為活動で、どの程度の浮遊粒子状物質濃度が低減し、かつその要因は何かを検討した。

Measurement of weekday and holiday suspended particulate matter in Yokohama

* Hisao Arai, Yuichiro Shirasuna 横浜市環境科学研究所

2. 調査方法

2-1 調査地点

調査地点は次に示すとおり、主要幹線道路近傍ならびに市内一般環境中の浮遊粒子状物質濃度が平均的な地点で、かつ主要幹線道路近傍の対照地点となる測定地点を選定した。

道路近傍：図-1に示す横浜市磯子区内の国道16号（日交通量：約55,000台）の道路近傍（道路端から8.5m）

一般環境（対照地点）：図-1に示す横浜市環境科学研究所（国道16号から最短距離約600m）

2-2 調査期間および調査内容

1987年4月から1989年3月までの2年間に、原則と



図-1 調査地点

して、平日（木曜日）と休日（日曜日）の零時から24時まで標準法（多段式ローボリウムエアサンプラ）により浮遊粒子状物質を石英ろ紙（パルフレックス2500 QAST）とメンブランろ紙（東洋TM-100）に捕集し、炭素成分（元素状炭素、有機炭素）、土壌系粒子の主要構成成分（Si, Al, Fe, Ca）および水溶性成分（ Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} ）等を表-1に示す方法により分析した。なお、道路近傍と一般環境のサンプリングは同時採取とし、平日および休日の試料数は、それぞれおよそ80検体であった。

3. 平日と休日の交通量

1987年4月から1989年3月における市内幹線道路の曜日別交通量の変動を調査日である木曜日を基準として求め表-2に示した。月曜日から金曜日の交通量は、各道路とも変動が±4%以内と小さく、とりわけ火曜日から木曜日の交通量には差が認められなかった。したがって、曜日別交通量からみると、本調査で実施し

表-1 各成分の分析方法

有機炭素, 元素状炭素	サーマル法 (分離温度: He雰囲気化600℃)
Si, Al, Fe Ca, Zn, K	蛍光X線分析法
NO_3^- , SO_4^{2-} Cl^-	純水一超音波抽出後, イオンクロマトグラフィー

表-2 市内幹線道路における曜日交通量の変動

(木曜日に対する割合: %)

	下末吉	浅間下	市庁舎	磯子警察	港南中	矢 沢	都 岡	青葉台
日	85	94	93	88	99	99	108	92
月	99	96	99	98	99	97	100	99
火	100	100	100	102	102	100	101	100
水	100	100	101	101	102	100	101	100
木	100	100	100	100	100	100	100	100
金	102	101	104	101	102	102	103	101
土	106	106	106	105	112	106	113	106

但し、各幹線道路の測定地点における1987年4月から1989年3月の平均値

た木曜日は平日の調査日を代表しているものとする。

一方、各道路の日曜日の交通量は、木曜日の85～108%で、平日に比較して大幅な減少となっていなかった。しかしながら、市内交通量調査報告書（1987年度および1987年度）^{4),5)}によると、横浜市内の幹線道路における休日の車種別交通量は、平日に比較して、大型車の走行台数が激減し、その混入率（昼12時間）は平日で10～30%の状況が、休日ではほとんどの幹線道路で5%前後と減少していた。

なお、本市幹線道路の曜日別交通量の変動は、都内幹線道路と同様なパターンであった⁶⁾。

4. 結果および考察

4-1 本調査における浮遊粒子状物質濃度の一般性の評価

本調査は木曜日と日曜日で、しかも一般環境が環境科学研究所の1カ所を対象としており、これが市内の例年の浮遊粒子状物質濃度を代表しているか判断する必要があるため、解析に先立ち、環境科学研究所と市内各地点の浮遊粒子状物質濃度（サイクロン式ローポリウムエアサンプラによる1カ月測定）ならびに本調査結果と同期連続測定による環境科学研究所の結果を比較検討した。

市内における各地点の浮遊粒子状物質濃度（連続測定）は、表-3に示すように、過去10年間ほぼ横ばい状態となっている。そのうち、調査地点の環境科学研究所の年平均値は41～48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲で推移し、今回の調査期間中（1987年4月～1989年3月）の2か年

平均値は45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、この濃度は他の地点と比較して、市内一般環境中における浮遊粒子状物質濃度の平均的な値を示している。このことから、環境科学研究所は市内を代表している地点と考える。

一方、調査期間中の環境科学研究所（以下一般環境）における平日（木曜日）および休日（日曜日）の平均値は、表-4に示すように、それぞれ48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （ $n=80$ ）、39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （ $n=81$ ）で、例年の連続測定の年平均値に近い値となっていた。また、平日および休日の季節変動は、図-2に示すように、夏期に低く、秋期から冬期に高い傾向を示し、例年と同様¹⁾であった。したがって、本調査結果は例年の濃度実態を示していると判断され、本調査による平日、休日の測定データは一般性があると考えられる。

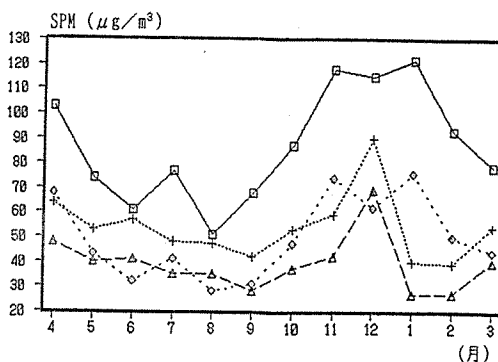


図-2 平日および休日における浮遊粒子状物質の季節変動

表-3 横浜市内における浮遊粒子状物質の濃度推移

(単位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

年度	鶴見	都田	平沼	本牧	環境研	桜丘	鶴ヶ峰	野庭	長浜
1981	59	55	55	47	48	50	54	—	32
1982	52	52	56	44	47	46	51	—	30
1983	51	50	54	44	—	46	52	—	31
1984	52	49	55	43	45	46	50	46	33
1985	46	44	50	38	41	43	46	39	31
1986	50	46	55	41	44	47	50	41	35
1987	53	50	57	47	47	49	56	45	36
1988	48	46	50	39	42	44	49	40	35
1989	54	49	52	41	44	45	51	44	36
1990	49	42	49	38	41	42	47	39	33
平均値	51	48	53	42	44	46	51	42	33

但し、濃度はサイクロン式ローポリウムエアサンプラによる1カ月単位の平均値

表-4 浮遊粒子状物質濃度, 各成分濃度および休日と平日の濃度差

(濃度: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

道路近傍 (国道16号: 道路端8.5m)

平 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値(n=79)	86	10.1	27.6	3.3	5.1	7.5	1.52	.57	.93	.223	.64	.35
最低値	23	3.4	5.5	.2	.1	2.7	.28	.11	.22	.020	.16	.08
最高値	183	21.9	50.4	14.9	21.4	18.2	8.4	3.13	2.95	1.07	2.79	1.20
高濃度日 (SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値: n=28)	122	14.2	37.8	5.6	8.0	8.5	2.3	.85	1.27	.387	.92	.53
休 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値(n=81)	53	5.8	11.5	2.5	4.2	6.0	1.09	.43	.71	.119	.43	.31
最低値	17	2.2	2.3	.5	.1	1.2	.15	.08	.14	.009	.09	.08
最高値	169	20.9	35.9	9.2	23.7	17.8	6.71	2.61	2.10	.491	1.91	.87
高濃度日 (SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値: n=3)	138	15.5	26.1	6.4	17.8	9.9	1.6	.62	1.28	.313	.62	.79
濃度差 (平日と休日の平均値の差)	33	4.3	16.1	.8	.9	1.5	.43	.14	.22	.104	.21	.04

一般環境 (対照地点: 横浜市環境科学研究所)

平 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値(n=80)	48	4.6	8.1	2.6	4.2	5.5	1.01	.39	.59	.152	.39	.32
最低値	7	1.9	.7	.1	.1	1.0	.10	.04	.07	.003	.08	.07
最高値	147	13.7	24.8	10.1	17.6	15.7	8.17	3.11	2.76	.598	2.62	1.19
高濃度日 (SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値: n=3)	120	12.0	22.9	6.3	15.3	7.8	1.64	.63	1.00	.452	.60	.67
休 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値(n=81)	39	3.9	4.9	2	3.6	4.9	.81	.34	.49	.102	.30	.28
最低値	12	.8	.4	.3	.1	1.0	.06	.04	.03	.001	.03	.06
最高値	142	17.1	26.9	6.7	20.9	17.1	5.69	2.15	1.67	.416	1.48	.88
高濃度日 (SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値: n=2)	132	14.4	23.3	5.1	18.0	8.2	1.70	.69	1.39	.358	.64	.73
濃度差 (平日と休日の平均値の差)	9	.7	3.2	.6	.6	.6	.2	.05	.10	.050	.09	.04

但し, SPMは浮遊粒子状物質, OCは有機炭素, ECは元素状炭素

4-2 浮遊粒子状物質濃度の測定結果

道路近傍における平日および休日の平均値は、表-4に示すように、それぞれ $86\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($n=79$)、 $53\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($n=81$)で、平日と休日の濃度差は $33\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、この値を低減率に直すとおよそ40%となった。また、平日と休日の頻度分布を比較すると、図-3に示すように、その分布は大きく異なり、平日での高濃度出現頻度が高かった。とりわけ、環境基準値である $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ (長期評価)以上の出現頻度は、平日が35% ($n=28$)、休日が3.7% ($n=3$)と、平日において移動発生源の影響が強く現れていた。

一方、一般環境 (環境科学研究所)における平日および休日の平均値は、前述のように、それぞれ $48\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($n=80$)、 $39\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($n=81$)で、平日と休日の濃度差は $9\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、この値を低減率に直す

とおよそ20%となった。また、平日と休日の頻度分布を比較すると、その分布は $40\sim 100\mu\text{g}/\text{m}^3$ の濃度範囲で異なったが、 $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の出現頻度は、平日が3.8% ($n=3$)、休日が2.5% ($n=2$)と、両者に大きな差は認められなかった。

次に、平日および休日の季節変動をみると、図-2に示すように、一般環境および道路近傍とも平日と休日の濃度差は秋期から冬期に大きく、春期から夏期に小さい傾向となった。すなわち、平均値についての平日と休日の濃度差は、秋期から冬期のその差が寄与していると考えられる。

また、道路近傍と一般環境の濃度差は休日より平日の方が大きく、その差を平均値でみると、平日が $38\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、休日が $14\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、平日での移動発生源の影響が強く現れていることが理解できる。

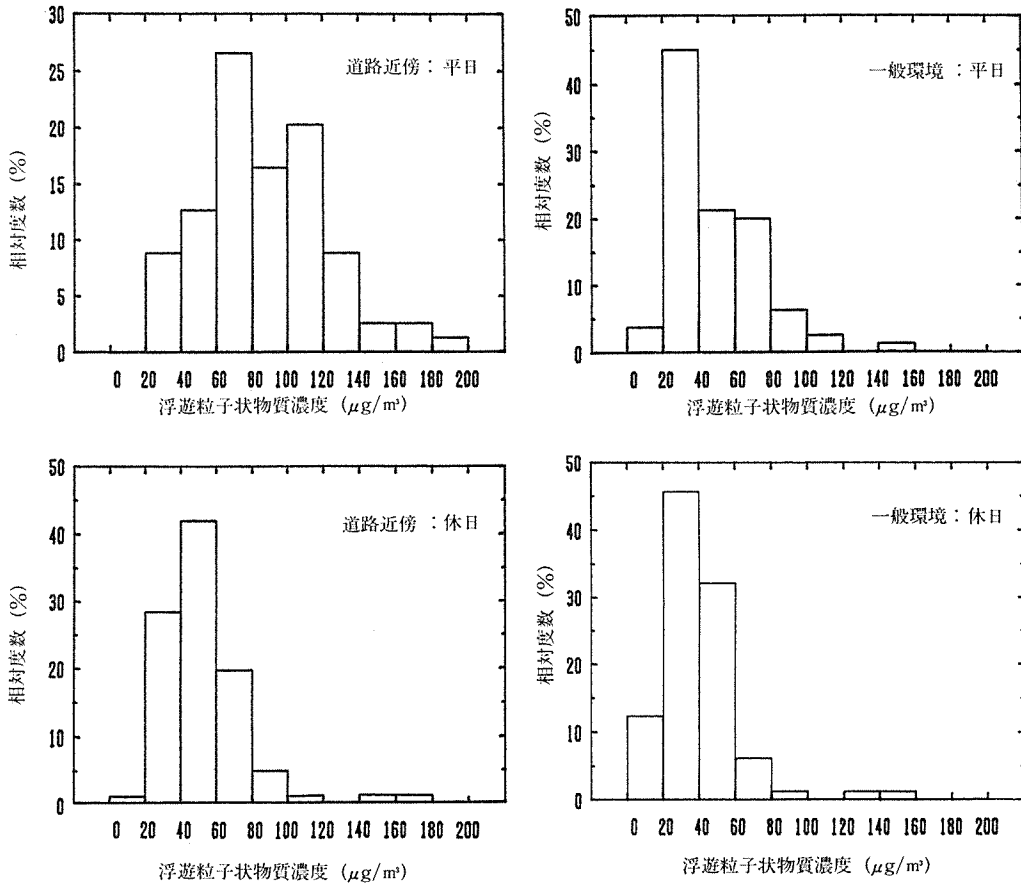


図-3 平日と休日における浮遊粒子状物質濃度 (24時間値) の頻度分布

表-5 各成分の含有率および平日と休日の含有率の差

(含有率：%)

道路近傍 (国道16号：道路端8.5m)

平 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値	100	11.7	32.1	3.8	5.9	8.7	1.77	.66	1.08	.259	.74	.41
最低値	100	6.3	16.0	.2	.4	3.8	.39	.15	.49	.05	.33	.14
最高値	100	21.7	51.7	13.4	12.1	25.8	6.04	2.25	2.12	.878	2.01	1.10
高濃度日	100	11.6	31.0	4.6	6.6	7.0	1.89	.70	1.04	.317	.75	.43
(SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値：n=28)												
休 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値	100	10.9	21.7	4.7	7.9	11.3	2.06	.81	1.34	.225	.81	.58
最低値	100	5.4	6.0	.9	.3	3.8	.57	.26	.45	.053	.29	.33
最高値	100	20.6	32.1	18.1	16.8	29.7	9.07	3.98	3.30	.485	2.45	1.36
高濃度日	100	11.2	18.9	4.6	12.9	7.2	1.16	.45	.93	.227	.45	.57
(SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値：n=3)												
含有率の差	0	.8	10.4	-.09	-2.0	-2.6	-.29	-.15	-.26	.034	-.07	-.17
(平日と休日の平均値の差)												

一般環境 (対照地点：横浜市環境科学研究所)

平 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値	100	9.6	16.9	5.4	8.8	11.5	2.10	.81	1.23	.317	.81	.67
最低値	100	4.8	2.6	.2	1.4	3.6	.5	.20	.24	.011	.30	.35
最高値	100	34.3	27.1	16.9	16.6	38.3	8.78	3.34	2.97	.586	2.82	1.28
高濃度日	100	10.0	19.1	5.3	12.8	6.5	1.37	.53	.83	.377	.50	.56
(SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値：n=3)												
休 日	SPM	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Si	Al	Fe	Zn	Ca	K
平均値	100	10.0	12.6	5.1	9.2	12.6	2.08	.87	1.26	.262	.77	.72
最低値	100	4.8	2.2	.7	.5	4.5	.38	.20	.13	.004	.19	.44
最高値	100	21.8	20.9	20.0	22.4	31.1	10.35	4.76	3.76	.519	2.47	1.45
高濃度日	100	10.9	17.7	3.9	13.6	6.2	1.29	.52	1.05	.271	.48	.55
(SPM濃度100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の高濃度日の平均値：n=2)												
含有率の差	0	-.4	4.3	.3	-.4	-1.1	.02	-.06	-.03	.055	.04	-.05
(平日と休日の平均値の差)												

但し、SPMは浮遊粒子状物質、OCは有機炭素、ECは元素状炭素

以上のことから、休日は平日に比較して移動発生源から排出される粒子状物質質量が軽減していると確認できた。すなわち、この要因は車種別の交通量実態から大型車の走行台数が休日に激減することによるものと判断できた。したがって、平日においても移動発生源、とりわけ、ディーゼル自動車を中心とした人為的排出量を休日なみに削減することで、浮遊粒子状物質濃度を、市内一般環境中の平均的な地点で $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ （年平均値）程度、交通量の激しい道路近傍で $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ （年平均値）程度の低減を見込むことができる。

4-3 主要構成成分の測定結果

平日および休日における各成分濃度と各成分含有率をそれぞれ表-4、表-5に示した。

道路近傍における平日と休日における各成分の濃度差を平均値でみると、表-4に示すように、最も濃度差が認められた成分は元素炭素（EC： $16.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、次いで有機炭素（OC： $4.3\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、 SO_4^{2-} （ $1.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、 NO_3^- （ $0.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、 Cl^- （ $0.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）の順となった。これらの成分のうち、浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差（ $33\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）に関与する割合は、自動車排出粒子、すなわちディーゼル自動車排出粒子に関する元素炭素と有機炭素でおよそ60%となり、これに二次生成粒子に関する NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- を加えるとおよそ70%となった。また、土壌系粒子に関するSi、Al、Fe、Caなどの成分についても平日と休日に濃度差が認められ、自動車走行に伴う土壌系粒子の巻き上げの影響は、休日に比較して平日の方が大きいことが示唆された。

一方、一般環境では、平日と休日に最も濃度差が認められた成分は、道路近傍と同様に元素炭素（ $3.2\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、次いで有機炭素（ $0.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、 SO_4^{2-} （ $0.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、 NO_3^- （ $0.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、 Cl^- （ $0.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）の順となった。これらの成分のうち、浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差（ $9\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）に関与する割合は、元素炭素と有機炭素でおよそ40%となり、これに NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- を加えるとおよそ60%となった。

次に、各成分のうち、平日と休日で最も濃度差が認められた元素炭素を含有率でみると、表-5に示すように、平日と休日では、平日の含有率が大きくなった。元素炭素含有率の平均値は、道路近傍では平日が32.1%、休日が21.7%と、その差は10.4%と大きく、また、一般環境では平日が16.9%、休日が12.6%と、その差は4.3%となった。

以上のように、ディーゼル自動車の走行台数が激減

する休日に、その排出粒子中の主要構成成分である元素炭素および有機炭素濃度が著しく低下することは、ディーゼル自動車排出粒子が平日の浮遊粒子状物質濃度に大きく関与していることを裏付けている。すなわち、大型車からの排出粒子を削減することで、道路近傍はもとより一般環境中の浮遊粒子状物質濃度も低減させることが可能であることを示している。

4-4 浮遊粒子状物質の高濃度日における各成分組成

今回の調査結果で浮遊粒子状物質濃度の高濃度日が平日のみならず、休日においても出現していることから、ここでは、浮遊粒子状物質の高濃度日における主要構成成分（炭素成分、二次生成粒子成分、土壌系粒子成分）の成分組成を比較検討した。そこで、浮遊粒子状物質濃度が環境基準値（長期評価）の $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上に達した日を高濃度日として抽出し、各成分の高濃度日における平均含有率を求め表-5に示した。

高濃度日における各成分の含有率をみると、表-5に示すように、元素炭素は、道路近傍では平日と休日とも、それぞれの平均値とは差が認められなかった。また、一般環境では平日と休日でも、それぞれの平均値より2~5%高くなった。有機炭素は道路近傍および一般環境ともに平日と休日でも、それぞれの平均値とは差が認められず、かつ道路近傍と一般環境との差も認められなかった。 SO_4^{2-} は道路近傍および一般環境ともに平日と休日でも、それぞれの平均値より2~6%減少した。 NO_3^- は道路近傍および一般環境ともに平日と休日でも、それぞれの平均値より1~5%増加した。 Cl^- は道路近傍および一般環境ともに平日と休日でも、それぞれの平均値との差は±1%以内であった。Si、Al、FeおよびCaは、一般環境で平日と休日に、また道路近傍で休日に、それぞれの平均値より減少した。このように、高濃度日における主要構成成分の組成は平均値と比較して、最大±5%程度以内の変動で、特異的な成分組成の増加は認められなかった。すなわち、高濃度現象は大気安定度に起因するところが大きいと考えられる。

4-5 浮遊粒子状物質濃度と元素炭素濃度との関係

元素炭素が浮遊粒子状物質の最も主要な構成成分であることから、浮遊粒子状物質濃度と元素炭素濃度の関係を検討した。表-6に、浮遊粒子状物質濃度と各成分濃度との相関係数を、また図-4に浮遊粒子状物質濃度と元素炭素濃度の関係を示した。

浮遊粒子状物質は、燃焼系発生源に直接的あるいは

間接的に関係する¹⁾元素状炭素、有機炭素、NO₃⁻、Zn、K、と相関が良く、とりわけ元素状炭素、有機炭素とは強い関係を示した。また、浮遊粒子状物質と元素状炭素の関係は道路近傍および一般環境ともに直線性を示した。しかし、平日と休日とでそれぞれの回帰式の傾きは異なり、平日における元素状炭素の関与が大きいことを回帰式でも示している。このことは、現状の各種発生源からの粒子状物質の排出実態が変わらなければ、元素状炭素濃度、すなわち自動車排出粒子等の燃焼系粒子が浮遊粒子状物質濃度を左右していると考えられる。図-4の回帰式から、道路近傍では、元素状炭素濃度が平日で33 μg/m³、休日で23 μg/m³以上になると、浮遊粒子状物質の環境基準値(100 μg/m³)を超すことを示し、環境基準値に対する平日と休日のその関与は10 μg/m³程度の相違が認められた。一方、一般環境では、元素状炭素濃度が平日で20 μg/m³、休日で17 μg/m³以上になると、環境基準値を超すことを示し、環境基準値に対する平日と休日のその関与は数 μg/m³程度の相違となった。

4-6 平日および休日における主要

発生源粒子の予測濃度と寄与率の推計

市内における浮遊粒子状物質の主要発生源を自動車排出粒子(指標成分:元素状炭素)、土壌系粒子(指標成分:Si, Al)、都市ゴミ等焼却炉粒子(指標成分:Zn, K)、重油燃焼粒子(指標成分:V)および海塩粒子(指標成分:Na⁺)の5種と二次生成粒子と仮定し、CMB法により各種発生源粒子の予測濃度と寄与率を既報^{3),7)}と同様に算出し、その結果を表-7に示した。なお、V、NH₄⁺およびNa⁺の測定値は同時期に実施したサイクロン式ローボリウムエアサンプラによる1カ月データを使用した²⁾。

4-6-1 各種発生源粒子の予測濃度

道路近傍における各種発生源粒子の予測濃度の平均値は、表-7に示すように、平日および休日ともに、自動車排出粒子が最も高く、次いで二次生成粒子、土壌系粒子となった。自動車排出粒子の予測濃度は、平日が48.4 μg/m³、休日が17.7 μg/m³となり、この差(30.7 μg/m³)は浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差(33 μg/m³)の93%となった。また、二次生成粒子および土壌系粒子の予測濃度は、平日と休日で大きな差は認められなかった。次に、高濃度日(100 μg/m³以上の平均値)における主要発生源粒子の予測濃度をみると、自動車排出粒子の予測濃度は、平日が66.4 μg/m³、休日が42.7 μg/m³となり、これらの値はそれぞれの平均値よりおよそ20 μg/m³程度高くなった。

表-6 浮遊粒子状物質濃度と各成分濃度との相関係数

	道路近傍		一般環境	
	平日 (n=79)	休日 (n=81)	平日 (n=80)	休日 (n=81)
EC	0.868	0.866	0.913	0.911
OC	0.904	0.858	0.905	0.857
Cl ⁻	0.719	0.637	0.576	0.422
NO ₃ ⁻	0.826	0.886	0.889	0.884
SO ₄ ²⁻	0.482	0.471	0.487	0.537
Si	0.595	0.403	0.553	0.440
Al	0.583	0.377	0.551	0.417
Fe	0.750	0.665	0.683	0.692
Zn	0.724	0.848	0.883	0.827
Ca	0.665	0.483	0.572	0.541
K	0.813	0.792	0.856	0.839

但し、ECは元素状炭素、OCは有機炭素

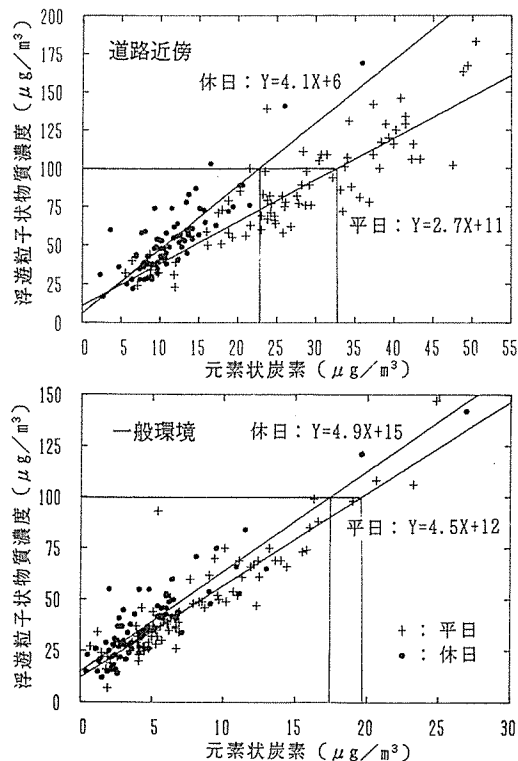


図-4 浮遊粒子状物質濃度と元素状炭素濃度の関係

同じく、二次生成粒子の予測濃度は、平日が21.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、休日が39.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、とりわけ高濃度日の休日における二次生成粒子濃度は平均値に比較して高くなった。また、土壌系粒子の予測濃度は、平均値に比較して平日、休日ともに数 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度の上昇で、浮遊粒子状物質の濃度上昇に対する影響は小さかった。

一方、一般環境における各種発生源粒子の予測濃度の平均値は、平日および休日ともに、道路近傍と異なり二次生成粒子が最も高く、次いで自動車排出粒子、土壌系粒子となった。しかし、二次生成粒子の予測濃

度は、平日が13.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、休日が13.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、平日と休日の差が認められず、加えて道路近傍との濃度差も認められなかった。また、自動車排出粒子の予測濃度は、平日が11.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、休日が5.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、明確な差が現れ、この差(5.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)は浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差(9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)の66%となった。また、土壌系粒子の予測濃度は、平日と休日

で大きな差は認められなかった。次に、高濃度日における主要発生源粒子の予測濃度をみると、自動車排出粒子の濃度が高く、その予測濃度は、平日が37.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

表-7 平日および休日における各種発生源の予測濃度と寄与率

(上段：予測濃度 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、下段カッコ：寄与率%)

道路近傍 (国道16号：道路端8.5m)									
平日	SPM	土壌	海塩	焼却	自動車	重油	二次	小計	不明
平均値 (n=79)	86 (100)	7.3 (8.5)	1.7 (2.0)	2.4 (2.8)	48.4 (56.3)	1.3 (1.5)	14.3 (16.6)	75.4 (87.7)	10.6 (12.3)
高濃度日 (n=28)	122 (100)	11.1 (9.1)	.7 (.6)	3.8 (3.1)	66.4 (54.4)	1.6 (1.3)	21.8 (17.9)	105.4 (86.4)	16.6 (13.6)
休日	SPM	土壌	海塩	焼却	自動車	重油	二次	小計	不明
平均値 (n=81)	53 (100)	5.4 (10.2)	1.9 (3.6)	1.9 (3.6)	17.7 (33.4)	1.7 (3.2)	12.9 (24.3)	41.5 (78.3)	11.5 (21.7)
高濃度日 (n=3)	138 (100)	7.6 (5.5)	.2 (.1)	5.5 (4.0)	42.7 (30.9)	2.1 (1.5)	39.3 (28.5)	97.4 (70.6)	40.6 (29.4)
一般環境 (対照地点：横浜市環境科学研究所)									
平日	SPM	土壌	海塩	焼却	自動車	重油	二次	小計	不明
平均値 (n=80)	48 (100)	4.9 (10.2)	1.8 (3.8)	2.2 (4.6)	11.6 (24.2)	1.8 (3.8)	13.9 (29.0)	36.2 (75.4)	11.8 (24.6)
高濃度日 (n=2)	120 (100)	7.9 (6.6)	.3 (.3)	5.1 (4.3)	37.6 (31.3)	2.1 (1.8)	32.3 (26.9)	85.3 (71.1)	34.7 (28.9)
休日	SPM	土壌	海塩	焼却	自動車	重油	二次	小計	不明
平均値 (n=81)	39 (100)	4.1 (10.5)	1.9 (4.9)	1.8 (4.6)	5.7 (14.6)	1.9 (4.9)	13.3 (34.1)	28.7 (73.6)	10.3 (26.4)
高濃度日 (n=3)	132 (100)	8.3 (6.3)	.2 (.2)	5.3 (4.0)	38.2 (28.9)	2.0 (1.5)	37.5 (28.4)	91.5 (69.3)	40.5 (30.7)

但し、SPMは浮遊粒子状物質、土壌は土壌系粒子、海塩は海塩粒子、焼却は都市ゴミ焼却炉粒子、自動車は自動車排出粒子、重油は重油燃焼粒子、二次は二次生成粒子

m³, 休日が38.2 μg/m³と、それぞれの平均値より25 μg/m³以上高くなった。一般環境において、休日での自動車排出粒子の予測濃度が高い推計値となったのは、自動車排出粒子の指標成分を元素状炭素としているため、自動車排出粒子と類似した成分組成を持つ他の燃焼発生源粒子、例えば今回のCMB法による推計に組み入っていない植物燃焼粒子（野焼きなど）や、あるいは平日に移動発生源から排出された粒子状物質が拡散せずに長期間滞留していたことなどの影響が考えられる。また、高濃度日における二次生成粒子の予測濃度は、平日が32.3 μg/m³, 休日が37.5 μg/m³となり、これらの値はそれぞれの平均値よりおよそ20 μg/m³程度高くなった。

以上のように、浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差に最も関与している発生源粒子は自動車排出粒子、すなわちディーゼル自動車排出粒子と推計された。また、浮遊粒子状物質濃度に対する各種発生源粒子の影響をみると、自動車排出粒子のみならず、二次生成粒子の影響も大きく、その予測濃度は道路近傍と一般環境が同程度で、かつ平日と休日でも同程度と推計された。したがって、一般環境中における浮遊粒子状物質濃度の低減対策を考える場合、自動車排出粒子のみならず、二次生成粒子の生成に関与するNO_xおよびSO_x等のガス状物質排出量をも削減させなければ、顕著な効果が期待できない。

4-6-2 主要発生源粒子の寄与率

道路近傍における主要発生源粒子の影響を寄与率に直すと、表-7に示すように、自動車排出粒子の平均値は、平日が56.3%、休日が33.4%となり、平日におけるその影響は休日より20%以上も大きく評価された。しかし、二次生成粒子の平均値は、平日が16.6%、休日が24.3%となり、寄与率では休日の方が大きくなった。また、土壌系粒子の平均値は、平日が8.5%、休日が10.2%となり、二次生成粒子と同様に、休日の方が大きくなった。次に、高濃度日における主要発生源粒子の寄与率をみると、自動車排出粒子は、平日が54.4%、休日が30.9%となり、それぞれの平均値とは差が認められなかった。同じく、二次生成粒子もそれぞれの平均値とは差が認められなかった。

一方、一般環境における主要発生源粒子の影響を寄与率に直すと、自動車排出粒子の平均値は、平日が24.2%、休日が14.6%となり、平日におけるその影響は休日より10%程度大きく評価された。しかし、二次生成粒子の平均値は、平日が29.0%、休日が34.1%となり、寄与率では道路近傍と同様に休日の方が大きく

なった。また、土壌系粒子の平均値は、平日が10.2%、休日が10.5%となり、平日と休日では差は認められなかった。次に、高濃度日における主要発生源粒子の寄与率をみると、自動車排出粒子は、平日が31.3%、休日が28.9%となり、それぞれの平均値より高くなった。また、二次生成粒子および土壌系粒子は、平日、休日ともにそれぞれの平均値より低くなった。

5. まとめ

浮遊粒子状物質低減対策の基礎資料を得るため、人為活動の軽減する休日に着目し、道路近傍と一般環境（道路近傍の対照地点）において、平日と休日の実態調査（24時間測定をおよそ80回）を実施し、以下のことが明らかになった。

(1) 道路近傍における浮遊粒子状物質濃度の平日および休日の平均値は、それぞれ86 μg/m³ (n=79), 53 μg/m³ (n=81)で、この濃度差(33 μg/m³)を低減率に直すとおよそ40%であった。また、一般環境における浮遊粒子状物質濃度の平日および休日の平均値は、それぞれ48 μg/m³ (n=80), 39 μg/m³ (n=81)で、この濃度差(9 μg/m³)を低減率に直すとおよそ20%であった。これらのことから、休日における移動発生源からの粒子状物質排出量の軽減が確認でき、この要因は車種別の交通量実態から大型車の走行台数の激減によるものと判断できた。

(2) 浮遊粒子状物質の環境基準値である100 μg/m³ (長期評価)以上の出現頻度は、道路近傍では平日が35%、休日が3.7%となり、休日において移動発生源の影響が激減した。一方、一般環境では平日が3.8%、休日が2.5%と、両者に大きな差は認められなかった。

(3) 道路近傍および一般環境における浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差に最も関与している成分は、ディーゼル自動車排出粒子の主要構成成分である炭素成分(元素状炭素と有機炭素)で、その割合は道路近傍でおよそ60%、一般環境でおよそ40%となった。このことは、ディーゼル自動車排出粒子が大きく関与していることを裏付けている。

(4) 各成分のうち、平日と休日でも最も濃度差が認められた元素状炭素の含有率は、平日に大きくなった。元素状炭素含有率の平均値は、道路近傍では平日が32.1%、休日が21.7%と、その差は10.4%となった。また、一般環境では平日が16.9%、休日が12.6%と、その差は4.3%となった。

(5) 浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差に最も関

与している発生源粒子は、道路近傍および一般環境とも自動車排出粒子と推計された。道路近傍における自動車排出粒子の予測濃度（平均値）は、平日が $48.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、休日が $17.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、この差（ $30.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）は浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差（ $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）の93%となった。また、一般環境における自動車排出粒子の予測濃度（平均値）は、平日が $11.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、休日が $5.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、この差（ $5.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）は浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差（ $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）の66%となった。一方、浮遊粒子状物質の平日と休日の濃度差に対する二次生成粒子および土壌系粒子の関与は小さかった。

（6）浮遊粒子状物質濃度に対する自動車排出粒子の影響を寄与率に直すと、道路近傍では平均値で、平日が56.3%、休日が33.4%となり、平日におけるその影響は休日より20%以上も大きく評価された。また、一般環境では平均値で、平日が24.2%、休日が14.6%となり、平日におけるその影響は休日より10%程度大きく評価された。

文 献

- 1) 新井久雄, 佐俣満夫, 白砂裕一郎: 浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書, 横浜市公害研究所資料No.89 (1989).
- 2) 新井久雄, 白砂裕一郎: 横浜市における浮遊粒子状物質中の各種発生源寄与の推計, 横浜市公害研究所報, 15, 183-187(1991).
- 3) 浮遊粒子状物質対策検討会(環境庁): 浮遊粒子状物質対策検討会報告書(浮遊粒子状物質汚染状況解析・予測手法について), 211-300(1986).
- 4) 大阪市公害対策審議会: 浮遊粒子状物質対策のあり方について 答申(1989).
- 5) 横浜市: 交通量調査報告書(1987).
- 6) 横浜市: 交通量調査報告書(1988).
- 7) 東京都環境保全局: 自動車交通量対策実施状況等報告書(1991).

横浜市における多環芳香族炭化水素(PAHs)濃度の測定 (1986年から1991年までの挙動)

太田正雄*

要 旨

1986年8月より1991年12月までの6年間、横浜市環境科学研究所において、大気中の浮遊粉塵に含まれる3種類のPAHs (BaP, BkF, BghiP) を測定した。その結果、PAHsは低濃度側にピークを有するヒストグラムを描き、BaPは0~1 ng/m³, BkFは0~0.6 ng/m³, BghiPは0~2 ng/m³また、TSPは40~80 μg/m³にピークを有していた。これを、対数確率紙上にプロットしたところ、3種類のPAHsはほぼ直線となり、対数正規分布を示すことが分かった。PAHsの濃度は、季節により変動し、夏期に低く、冬期に高くなる周期的な季節変動を繰り返していた。PAHsのそれぞれの濃度をみると、BkF<BaP<BghiPの濃度順位となり、その挙動は類似しており、物質間相互の相関は、BaP-BkFが $r=0.975$ ($n=1766$), BaP-BghiPは $r=0.982$ ($n=1768$)と良好であった。

1. はじめに

1970年の大気汚染防止法の改正により、固定発生源では燃料の良質化、汚染物の除去施設の設置がなされ、それ以後、環境大気中の浮遊粉塵をはじめとして、SO₂などの濃度が激減した。それに伴い、ベンゾ(a)ピレン (BaP) などの多環芳香族炭化水素 (PAHs) 濃度も全国的に同様な減少傾向を示した。¹⁻⁷⁾

PAHsは燃焼系から排出される不完全燃焼生成物質であり、都市大気中に存在するPAHsの発生源は、移動、及び固定発生源であり、ほとんどが人為的な生産活動の副産物である。

最近では、大気中の汚染物質の排出量に対する移動発生源の比率は増加しており、1980年から1990年の11年間、神奈川県内における車の保有台数は68万台から123万台と約2倍に増加し⁸⁾、燃料使用量(軽油)も1985年からの6年間に約1.2倍⁹⁾と増加傾向にある。しかし、移動発生源(特に大型ディーゼル車)に対する対策はほとんど手がつけられてはおらず、今後、黒煙について、1994年に汚染度規制が50%から40%への規制¹⁰⁾が予定されているにすぎない。

PAHsの年間の平均値や経年変化を正確に求めることは、前報¹¹⁾に示したとおり、PAHs濃度の日変化が大きいため、試料数が多くなくては難しい。そこで、

著者はPAHsの挙動を正確に把握するために、1986年8月より1991年12月まではほぼ毎日、大気浮遊粉塵(TSP)を採取し、BaP、ベンゾ(k)フルオランテン(BkF)、ベンゾ(ghi)ベリレン(BghiP)の3種類のPAHs濃度の分布、PAHs間相互の関係、経月経年変化を求めたので報告する。

2. 測定方法

2-1 採取方法

浮遊粉塵の採取は横浜市環境科学研究所(横浜市磯子区:住宅地域)屋上において、トータル型ハイボリューム・エア・サンプラー(紀本電子工業製)を用い、石英繊維ろ紙(PALLFLEX社製2500QATUP)を装着して行った。採取時間は原則として、10時から翌10時までの24時間を単位として、1986年8月から1991年12月まで通年して採取した。粉塵量は試料採取前後でろ紙を恒温室(温度:20℃,湿度:50%)内で恒量とした後、秤量し、求めた。

2-2 PAHsの分析方法

粉塵を採取したろ紙から55mmφ1枚を分取し、これをはさみで短冊状に切断した後、共栓試験管に入れ、ベンゼン:エタノール(3:1)の混合溶媒6mlを加え、超音波洗浄機を用いて、約30分間超音波抽出した。抽

*Masao Ohta (横浜市環境科学研究所大気部門)
Measurement of PAHs in Yokohama City

出後、カラムガード（ミリポア製カラムガード FH 13mm）によりろ過し、そのろ液を逆相分配系ODSカラム（野村化学製 DevelosilODS 5 μ m25cm）を用いた高速液体クロマトグラフ（島津製作所製 LC-6Aシステム）に蛍光分光光度計（日立製作所製 F 1150）を接続した系で表-1の条件に従って分離定量した。なお、使用した薬品、エタノール（特級）、ベンゼン（特級）、アセトニトリル（液体クロマトグラフ用）と、BaP, BkF, BghiPの標準試薬は和光純薬製である。

3. データの解析方法

データの解析手順は原データから粉塵およびPAHs濃度の分布状態を求め、平均値の算出方法を決めた後、月平均値から経月変化、季節変動、年平均値から経年変化の算出へと進めた。

濃度の分布状態は、頻度分布を求めた後、対数確率紙上での直線性の確認、さらに歪度、尖度により検定を行った。また、PAHsの挙動に対する相関は、発が

ん物質のBaPを中心にしたものと、比較的安定度の高いBghiPを中心にした二通りについて行った。

4. 結果と考察

粉塵の粒径分布は2.2 μ mを境にした二山型をとる。2.2 μ m以上は自然発生由来、2.2 μ m未満は人為的な

表-1 HPLC分析条件

高速液体クロマトグラフ	島津 LC6 Aシステム
固定相	Develosil ODS 4.6mm ϕ * 25cm (粒径 5 μ m)
移動相	アセトニトリル：水 分 90 10 0-15 100 0 15.1-20
流速	1ml/min
カラム温度	室温
検出器	日立蛍光分光光度計 F1150 (E:370nm F:407nm)

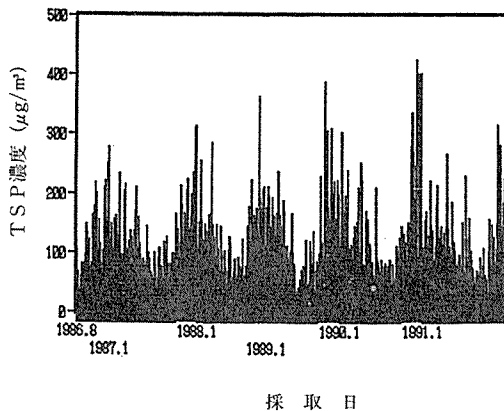


図-1-1 TSPの経日変化

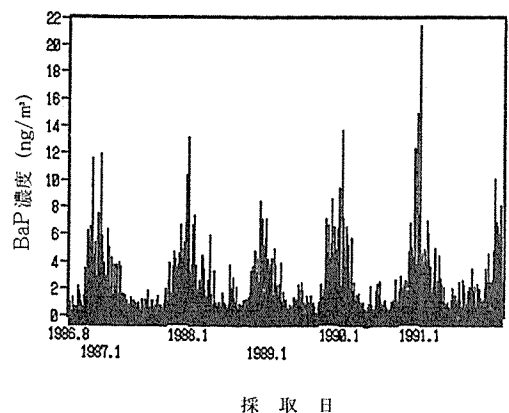


図-1-2 BaPの経日変化

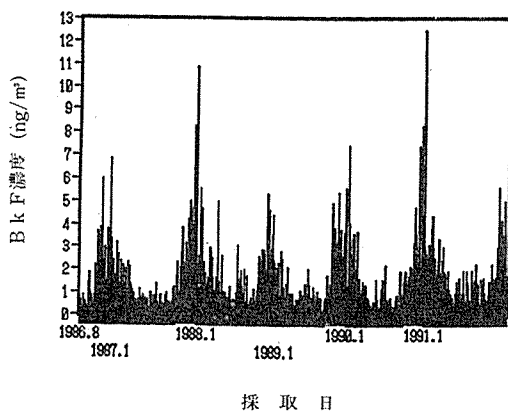


図-1-3 BkFの経日変化

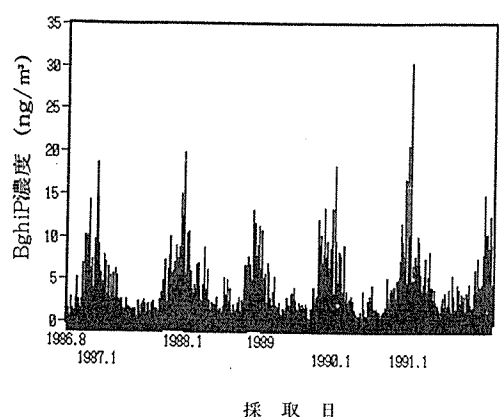


図-1-4 BghiPの経日変化

発生由来とされ、燃焼由来のPAHsは前報¹⁾で示したように微小粒径側に存在する。ハイボリューム・エア・サンプラーによる粉塵の採取では、その発生由来の異なる $2.2\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子も混入するため、ここでは、TSP重量あたりのPAHs濃度の関係については考察しないことにする。

4-1 濃度分布

1986年8月から1991年12月まで、横浜市環境科学研

究所屋上において、ハイボリューム・エア・サンプラーにより採取測定した浮遊粉塵(TSP),BaP,BkF,BghiP濃度の経日変化を図-1に示す。これによると、PAHs濃度の挙動は日変化が非常に大きく、また夏期に低濃度、冬期に高濃度となる周期的な季節変動を示している。さらにPAHsの濃度分布を図-2に示す。BaPの分布は低濃度側 $0\sim 1\text{ng}/\text{m}^3$ にピークをとるヒストグラムを描き、粉塵,BkF,BghiPともにBaPと同様な挙動を示した。粉塵は $30\sim 60\mu\text{g}/\text{m}^3$,

表-2 1986年から1991年までの測定結果

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	全データ			
	平均	平均	平均	平均	平均	平均	最大	最少	平均	最大/最少
TSP ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	74.7	72.7	75.1	73.6	71.7	68.8	423	1.96	72.5	216
BaP (pg/m^3)	945	691	805	680	661	942	21500	2.92	766	7370
BkF (pg/m^3)	656	516	686	525	538	735	12500	2.92	599	4280
BghiP (pg/m^3)	1770	1290	1700	1280	1280	1790	30500	8.29	1480	3680
BaP/BghiP	0.53	0.54	0.47	0.53	0.52	0.53	0.54	0.47	0.52	

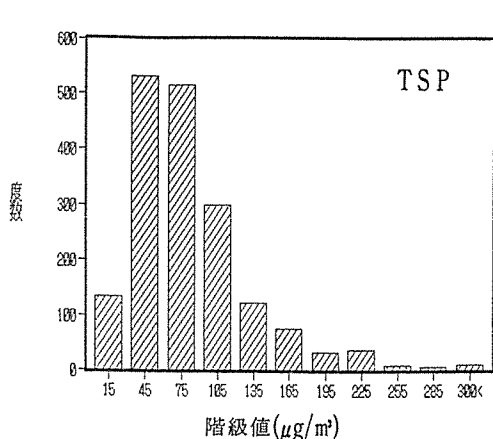


図-2-1 TSP濃度のヒストグラム

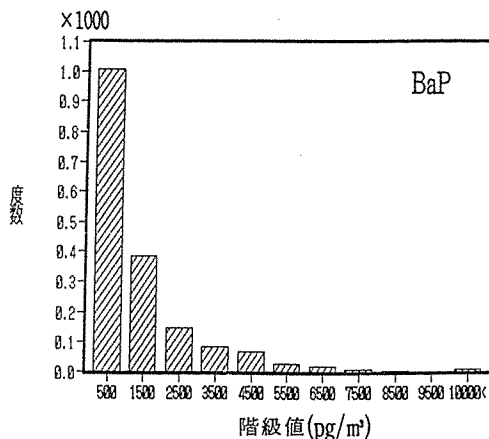


図-2-2 BaP濃度のヒストグラム

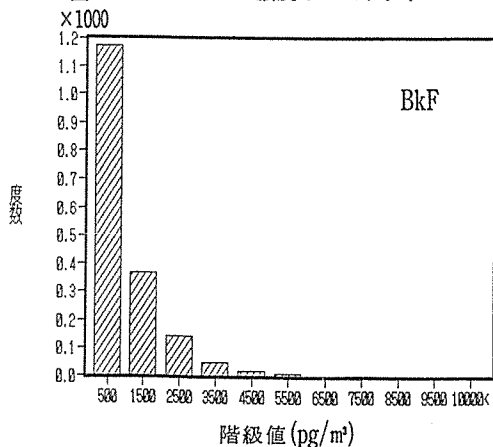


図-2-3 BkF濃度のヒストグラム

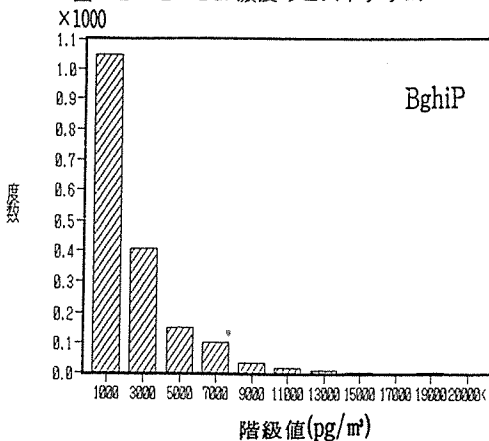


図-2-4 BghiP濃度のヒストグラム

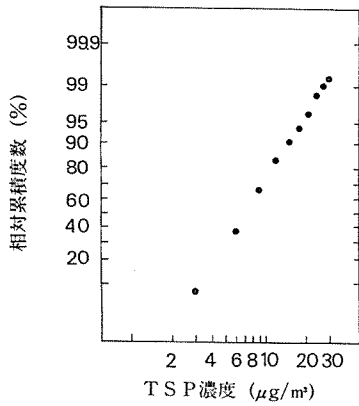


図-3-1 TSP濃度の相対累積度数分布

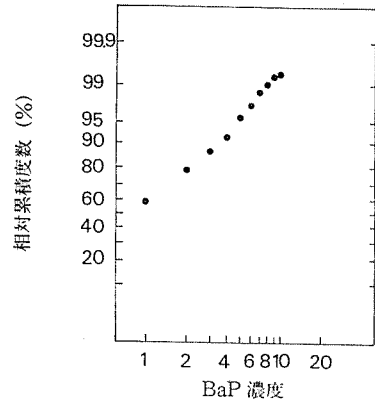


図-3-2 BaP濃度の相対累積度数分布

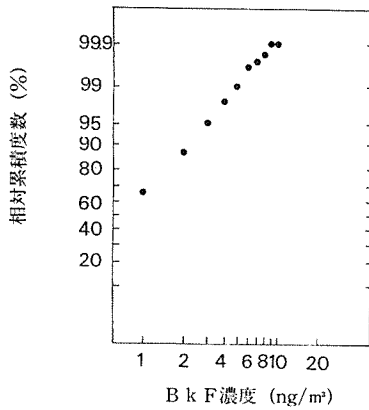


図-3-3 BkF濃度の相対累積度数分布

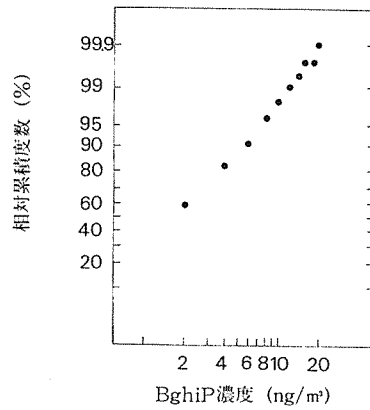


図-3-4 BghiP濃度の相対累積度数分布

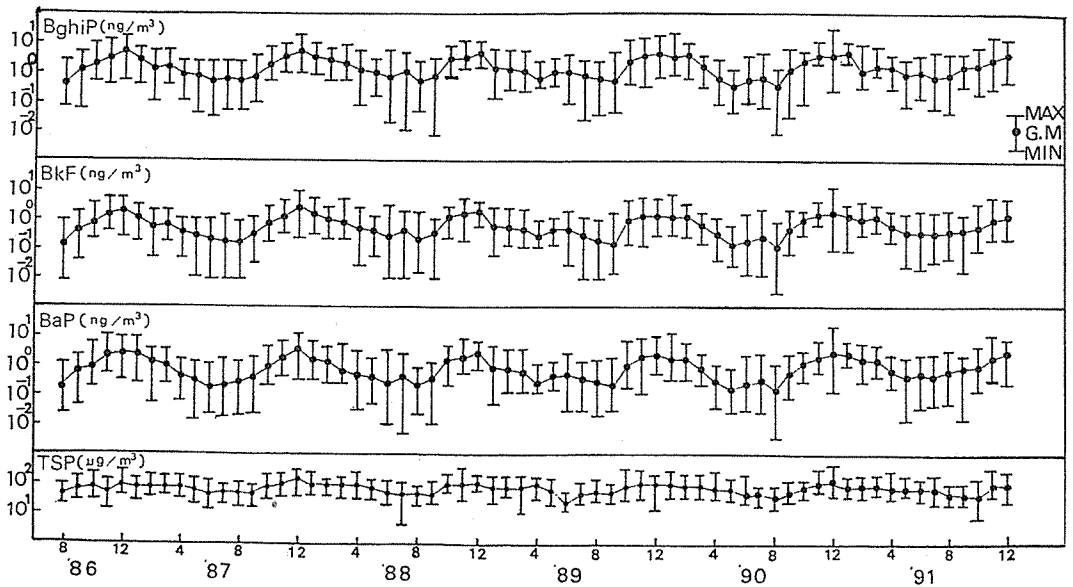


図-4 TSPおよびPAHsの経月変化

BkFは0~1.0 ng/m³, BghiPは0~2 ng/m³がピークとなり、粉塵の83%が120 μg/m³, BaPは78%が2 ng/m³, BkFは87%が2.0 ng/m³, BghiPは82%が4 ng/m³までの濃度に含まれていた。この様な濃度分布は対数正規的な分布状態を示すと思われる、これを対数確率紙上にプロットしたところ、BaPでは図-3に示すようにほぼ直線関係が得られた。また、粉塵, BkF, BghiPも同様な傾向を示した。さらに、粉塵および、PAHs濃度の対数値をとり、それらの濃度分布の歪度(a)、尖度(b)を求めると(TSP) a = -0.44, (BaP) a = -0.75, (BkF) a = -0.89, (BghiP) a = -0.77, (TSP) b = 1.49, (BaP) b = 1.10, (BkF) b = 1.3, (BghiP) b = 1.1と、粉塵、およびPAHsの歪度(a)、尖度(b)は、|a| < 1, |b| ≃ 1となり、粉塵および、PAHsの対数値はほぼ正規分布するといえる。よって以後、粉塵およびPAHsの平均値は今後幾何平均をとることとする。

4-2 経月経年変化

各年の経月変化を幾何平均で求めたのが図-4である。粉塵および、各PAHの挙動は、冬期に高濃度となり、夏期に低濃度となる周期的な季節変動を繰り返していることが分かる。表-2に示すように、測定期間中の最高濃度はTSPが423 μg/m³ (11月), BaPは21.5 ng/m³ (12月), BkFは12.5 ng/m³ (12月), BghiPは30.5 ng/m³ (12月)、最低濃度はTSPが1.96 μg/m³ (3月), BaPは2.92 pg/m³ (8月), BkFは2.92 pg/m³ (8月), BghiPは8.29 pg/m³ (7月)となり、最高値/最低値はTSPが216倍、BaPが7370倍、BkFが4280倍、BghiPが3680倍とPAHsの濃度範囲が広いことを示していた。これは、冬期における大気の安定や、民生用の暖房をはじめとする

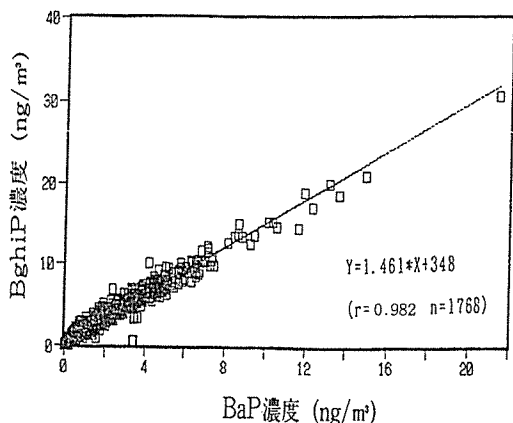


図-6-1 BaP濃度とBghiP濃度の関係

燃料使用量の増加により、PAHsの増加が見込まれること。夏期においては、O₃によるPAHsの変質、紫外線による分解、また、試料採取時においては、夏期の高温時、昇華性を有するPAHsのろ紙からの脱離等により低濃度化していると考えられる。しかし、山崎ら¹²⁾による調査では、気温22.9~32.4℃で、ろ紙の捕集効率、BaP+ベンゾ(e)ピレンが94.6%, BghiP+アントラントレンはほぼ100%となり、4員環以上のPAHs場合、夏期でも90%以上ろ紙上に捕集されており、夏期の低濃度化は、採取方法以外のファクターが大きいと思われる。次に、各月の幾何平均から求めた過去6年間の経年変化を図-5に示す(1986年は参考値)。各年ともPAHsの値には大きな変動はなく、測定期間中の平均値はTSPが72.5 μg/m³, BaPは0.766 ng/m³, BkFは0.599 ng/m³, BghiPは1.48 ng/m³となり、1991年は、TSPが68.8 μg/m³, BaPは0.942 ng/m³, BkFは0.735 ng/m³, BghiPは1.79 ng/m³であった。

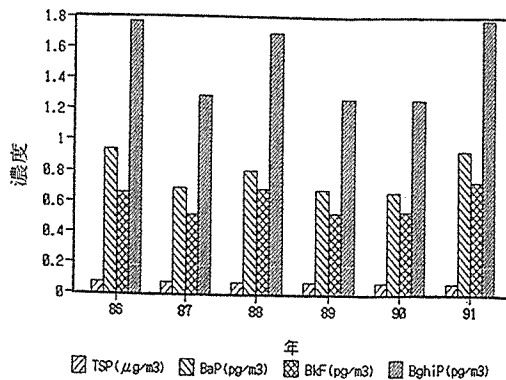


図-5 TSPおよびPAHsの経年変化

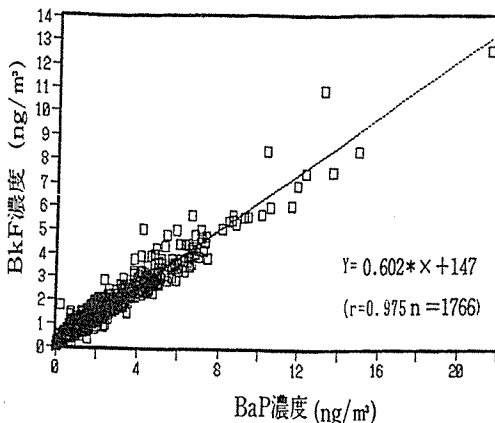


図-6-2 BaP濃度とBkF濃度の関係

PAHのそれぞれの濃度の関係を、BaP濃度を中心に考え、BkF,BghiP濃度との関係を6年間の測定値により求め、図-6に示す。各PAHの挙動はよく類似しており、BaPとの傾き(m)、および相関係数(r)はBkFが $m=0.602$, $r=0.975$ ($n=1766$), BghiPが $m=1.46$, $r=0.982$ ($n=1768$)となり、良好な相関関係を有していた。PAHのそれぞれの濃度を見るとBkF<BaP<BghiPの順位となっていた。また、Sawickiら¹³⁾は安定度の高いBghiPを中心として、BaP/BghiP, BkF/BghiP比から発生源の推定をし、BaP/BghiP比が0.6以下で移動発生源由来、それ以上は石炭由来としている。そこで、当研究所での、6年間の結果からBaP/BghiP比をみると0.1から1.8の間を変動し、平均0.52を示した。同様に、BkF/BghiP比は0.1から1.0で平均0.40となり、幹線道路から500m以上離れた当研究所においても、移動発生源からの影響を受けているものと思われる。

5. まとめ

1986年8月より1990年12月まで、横浜市環境科学研究所において、大気中の浮遊粉塵に含まれる3種類のPAHs(BaP,BkF,BghiP)を測定し、次のことがわかった。

- 1) 3種類のPAHsの濃度分布は、対数正規分布を示していた。
- 2) PAHsは低濃度側にピークを有するヒストグラムを描き、BaPは $0\sim 1\text{ ng/m}^3$, BkFは $0\sim 0.6\text{ ng/m}^3$, BghiPは $0\sim 2\text{ ng/m}^3$ 、また、TSPは $40\sim 80\text{ }\mu\text{ g/m}^3$ にピークを有していた。
- 3) PAHsの濃度は、季節により変動し、夏期に低く、冬期に高くなる周期的な季節変動を示していた。
- 4) PAHs間相互の濃度は、BkF<BaP<BghiPの濃度順位となり、その挙動は類似していた。物質間相互の相関は、BaP-BkFで $r=0.975$, BaP-BghiPで $r=0.982$ と良好であった。

参考文献

- 1) 松本寛：北海道における環境中の多環芳香族炭化水素の動向,第25会大気汚染学会講演要旨集,173-174(1984).
- 2) 高橋陽子：環境中多環芳香族炭化水素の地域別動向,第25会大気汚染学会講演要旨集,175-176(1984).
- 3) 菅邦子,太田正雄,林久緒：南関東都市周辺部におけるベンズaピレンの経年変化について,第25会大気汚染学会講演要旨集,177-178(1984).
- 4) 広沢一郎：環境中多環芳香族炭化水素の地域別動向,第25会大気汚染学会講演要旨集,179-180(1984).
- 5) 瓦家敏男：大阪市における粉塵,ベンゼン抽出物,多環芳香族炭化水素,第25会大気汚染学会講演要旨集,181-182(1984).
- 6) 瀬戸義久：香川県臨海部における環境中ベンズ(a)ピレン濃度について,第25会大気汚染学会講演要旨集,183-184(1984).
- 7) 嵐谷奎一,児玉泰：北九州市における多環芳香族炭化水素の動向,第25会大気汚染学会講演要旨集,185-186(1984).
- 8) 運輸省神奈川陸運支局調べ
- 9) 石油連盟調べ
- 10) 平成3年3月27日付け環境庁告示第16号
自動車排出ガスの量の許容限度
- 11) 太田正雄：大気中の多環芳香族炭化水素濃度の季節変化及び粒径分布,横浜市公害研究所報,9,23-28(1984).
- 12) 山崎裕康,桑田一弘,宮本弘子：分析化学,27,317-321(1978).
- 13) Sawicki,E. Hauser,T.R Elbert,W.C Fox,F. TMeeker,JE :Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Compisition of the Atmosphere in Some Large American Cities, *Am.Ind.Hyg.Assoc.J.*, 23(2)137~144 (1962).

日本各地の降水のpHと酸性能力

加藤善徳*, 矢本てるみ*

要 旨

横浜市では1984年より、市内磯子区で1年を通じ自動雨水採取装置を用い酸性雨調査を実施しているが、このデータ(1984年5月~1990年12月)を用い、pHと成分濃度との関係を検討した。その結果、酸性成分として msSO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 msCl^- 、中和成分として msCa^{2+} 、 NH_4^+ が得られた。

これを基に、酸性成分の和($\text{msSO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{msCl}^-$)を酸性能力として、中和成分の和($\text{msCa}^{2+} + \text{NH}_4^+$)を中和能力として、日本各地(12地点)の降水のpH及び酸性能力、中和能力の比較を行った。

その結果、酸性能力は都市部で大きく綾里等の田園地域で小さい傾向であり、特に東京(110 $\mu\text{eq}/l$)は綾里(26.1 $\mu\text{eq}/l$)の約4倍と大きかった。しかし、pHは各地でそれほど差はなく、また、酸性能力とは必ずしも対応しておらず、酸性能力の小さい綾里(pH4.58)の方が東京(pH4.9)よりむしろ低い傾向だった。

このことは、都市部は酸性能力が大きい、それと同時に中和能力も大きいのでpHはそれほど低くなっていないことを示している。

このことから、各地の酸性雨の状況を評価するには、pHだけでなくこのような酸性能力、中和能力も併せて考えることが必要であることがわかった。

1. はじめに

横浜市では、1984年より1年を通じ市内磯子区で自動雨水採取装置を用い酸性雨調査を実施している。その結果については前報^{1) 2)}で報告した。

ここでは、最近、日本各地で同様の年間調査が多く実施されるようになってきたので、その結果から、まず、日本の酸性雨の現状を述べ、その上で本市の酸性雨の状況が日本の中でどの程度であるのか、日本各地と本市との状況を比較した。

比較項目としては、pHや個々の降水成分濃度だけでなく、酸性成分(降水のpHを低下させる成分)、中和成分(降水のpHの低下を緩和させる成分)としても比較した。

なお、降水の酸性成分、中和成分については、筆者らはこれまでの一連の酸性雨に関する調査——降水調査³⁾、降水と粉じん、降水と HNO_3 ガス等の同時調査^{4) 5)}、酸性降水物の鉛直調査⁶⁾、カイツーン調査⁷⁾等——から SO_4^{2-} 、 NO_3^- が降水のpHを低め、 Ca^{2+} 、

NH_4^+ が降水のpHを高める作用があることを明らかにしている。さらに、鶴田はこれらを基に msSO_4^{2-} と NO_3^- の和を酸性度ポテンシャル、 msCa^{2+} と NH_4^+ の和を中和ポテンシャルとしてとりあげ、世界各地の酸性雨を比較⁸⁾している。

ここでは、まず、過去7ヶ年の横浜(磯子)の降水データを用い、いずれのイオン成分が酸性成分、中和成分であるかを確認した上で、日本各地の酸性、中和成分を比較した。

2. 降水のpHと成分濃度

過去7ヶ年の横浜(磯子)の降水データ²⁾(一降水全量、1984年5月~1990年12月)を用い、各イオン成分について酸性成分、中和成分の検討を行った。なお、単位は当量濃度($\mu\text{eq}/l$)とした。

表-1に各成分の相関係数、図-1に Na^+ と Mg^{2+} の散布図を示した。表-1に示すように Na^+ と Mg^{2+} は相関係数が0.95と非常に高く、かつ、その組成比は

Acid Potential and pH of Rainfall over Japan.

* Yoshinori Katou, Terumi Yamoto 横浜市環境科学研究所大気部門

表-1 相関係数表 (一降水全量, 1984年5月~1990年12月, n=423)

	H ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻
H ⁺	1.000								
NH ₄ ⁺	0.348	1.000							
K ⁺	0.084	0.411	1.000						
Na ⁺	0.022	0.174	0.262	1.000					
Ca ²⁺	0.113	0.510	0.264	0.386	1.000				
Mg ²⁺	0.031	0.301	0.314	0.950	0.521	1.000			
SO ₄ ²⁻	0.449	0.867	0.446	0.333	0.610	0.443	1.000		
NO ₃ ⁻	0.543	0.761	0.377	0.102	0.618	0.222	0.778	1.000	
Cl ⁻	0.058	0.455	0.367	0.860	0.519	0.904	0.567	0.361	1.000

海塩組成 (図-1) に近かった。また, Na⁺とCl⁻, Mg²⁺とCl⁻の相関係数もそれぞれ0.86, 0.90 (表-1) と高いことから, これら成分の起源は海塩粒子が主と考えられる。

このように降水成分はその成分によって, 海塩の影響の強いものがみられたので, 以下の検討では人為的な影響をはっきりさせるため, 海塩 (sea) と海塩を除いた成分 (非海塩成分, nss) に分けて行った。なお, 海塩の指標としてはNa⁺を用いた。

図-2に海塩, 非海塩に分けたpHの階級別 (4.0未満, 4.0~4.5, 4.5~5.0, 5.0~6.0, 6.0以上) による各陰イオン成分の平均濃度を示した。図-3に同様にpHの階級別の陽イオン成分の平均濃度を示した。なお, 平均濃度は降水量で重みづけしたものをを用いた。

図-2にみられるように, 非海塩である_{nss}SO₄²⁻, NO₃⁻, _{nss}Cl⁻の濃度は, 各成分ともpHが5.0~6.0の間がもっとも低く, pHが4.5~5.0, 4.0~4.5, 4.0未満と低くなるにつれ濃度が増大する傾向, 言い替えると_{nss}SO₄²⁻, NO₃⁻, _{nss}Cl⁻濃度が増大するとpHが低くなる傾向だった。

このことから, _{nss}SO₄²⁻, NO₃⁻, _{nss}Cl⁻は降水のpH低下に深く関与する成分であるといえる。また, pH低下への影響力は量的なものから考えると_{nss}SO₄²⁻ > NO₃⁻ > _{nss}Cl⁻の順と考えられるが, pH4.0未満の降水になるとNO₃⁻は_{nss}SO₄²⁻に匹敵するほどの濃度となるので, 低pHの降水の場合はNO₃⁻の影響がかなり大きくなっていることがわかる。

また, pHが6.0以上になると非海塩成分濃度は再び高くなり, その濃度はpH4.5~5.0の時と同程度となったが, これは本来はpHが4.5~5.0程度になるべきものが中和成分の影響が強いためpHが高くなったことを示している。この時の(pH6.0以上)非海塩の陽イオ

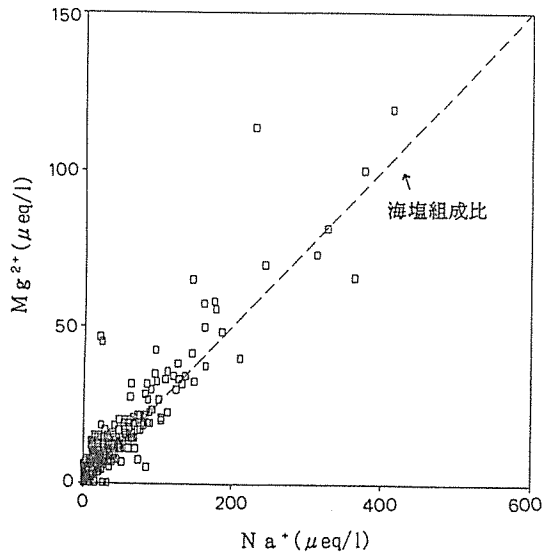


図-1 Na⁺とMg²⁺の散布図 (横浜磯子)

ン(図-3)をみると, NH₄⁺と_{nss}Ca²⁺の成分でほとんどが占められ, 他の各区間でもH⁺を除きこの2成分で占められていることから, この2成分が主に降水のpH低下を抑制する働きをしているものと推測される。

なお, 前述したように非海塩成分の濃度はpHが5.0~6.0の間で最低値となる挙動を示したが, これは, バックグラウンドの降水は成分濃度が極めて低く, この時の降水はCO₂が溶解しているだけでpH値は5.6付近になるといわれている⁹⁾ことから, このことを裏付けている。

一方, 海塩成分は(図-2, 3)非海塩成分とは逆にpHが5.0~6.0の時に特に濃度が高くなる特徴があり, それ以外の区間ではあまり濃度は変わらず, 海塩成分とpHとの一定の関係はみられなかった。このことから, 海塩成分は降水のpHにほとんど影響していないと推測される。

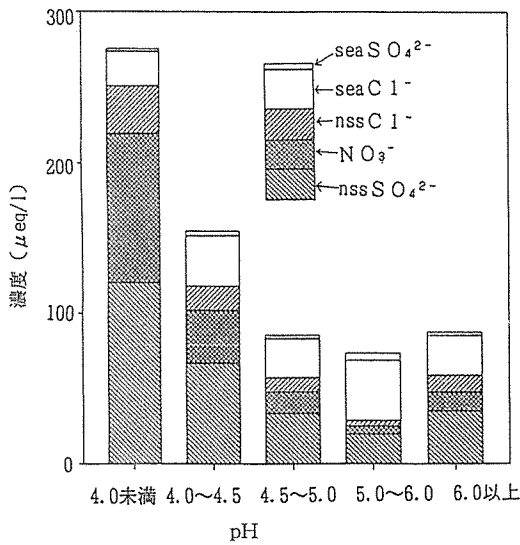


図-2 pH階級別陰イオン濃度(横浜磯子)

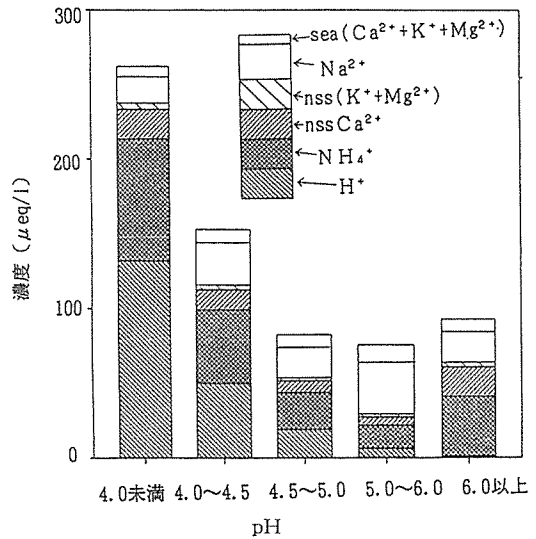


図-3 pH階級別陽イオン濃度(横浜磯子)

表-2 各地域における降水成分の年平均濃度

単位:降水量mm, 濃度 μeq/l

測定地点(測定期間)	降水量	pH	NH ₄ ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	nssCa ²⁺	nssSO ₄ ²⁻	nssCl ⁻	A	N
横浜(85,87~90年)	1794	4.64	26.2	27.7	10.3	39.4	16.8	41.2	9.0	36.1	8.8	61.7	35.2
綾里(82~84年) ^{8), 19)}	1114	4.58	5.9	60.8	9.4	24.8	7.2	72.2	6.8	17.5	1.4	26.7	12.7
東京(84~87年度) ¹⁰⁾	1425	4.9	41.7	30.0	59.0	56.3	34.5	58.0	57.6	52.7	22.8	110.0	99.3
名古屋(84~87年度) ¹⁰⁾	1386	4.7	30.6	18.7	21.5	51.0	20.8	28.5	20.6	48.8	6.5	76.1	51.2
大阪(84~87年度) ¹⁰⁾	1507	4.5	15.0	16.1	14.5	34.8	14.7	24.2	13.8	32.9	5.4	53.0	28.8
神戸(84~89年度) ¹¹⁾	1275	4.39	17.8	33.5	23.5	53.1	18.9	47.3	22.0	49.1	8.1	76.1	39.8
広島(84~87年度) ¹⁰⁾	1617	5.0	30.6	21.3	14.0	42.9	15.6	33.0	13.0	40.4	8.0	64.0	43.6
滋賀(84~89年度) ¹²⁾	1606	4.44	15.6	17.0	16.0	36.3	17.1	19.2	15.2	34.2	0.0	51.3	30.8
金沢(85年度) ^{8), 13)}	3385	4.62	16.1	149.6	13.5	58.1	13.4	178.0	6.6	40.2	2.6	56.2	22.7
福井(87~89年度) ¹⁴⁾⁻¹⁶⁾	2170	4.52	18.8	95.3	15.1	55.2	16.4	121.8	10.8	43.8	10.0	70.2	29.6
長崎(84~87年度) ¹⁰⁾	1732	4.7	8.3	68.3	12.5	40.2	7.4	58.9	9.4	32.0	0.0	39.4	17.7
宮崎(87~89年度) ^{17), 18)}	2387	4.40	11.7	45.4	8.9	34.9	8.1	71.5	6.9	29.5	18.3	55.9	18.6

注1) 横浜及び綾里は1月~12月, 神戸は1984年6月~1990年5月の値, その他の地域は4月~3月の年度の値である。

注2) 表中のAは酸性能力(nssSO₄²⁻+NO₃⁻+nssCl⁻), Nは中和能力(nssCa²⁺+NH₄⁺)を示す。

3. 日本各地の降水成分濃度

表-2に日本各地における年間降水量, pH及び降水成分の当量濃度(μeq/l, 以下すべて同様)の平均値を示した。なお, 横浜のデータはここでは欠測期間がなく年間を通じ採取できた5ヶ年(1985年及び1987年~1990年)の平均値を用いた。

比較した地点は, 表-2に示すように, 横浜(磯子)の他, 太平洋側の大都市である東京¹⁰⁾, 名古屋¹⁰⁾, 大阪¹⁰⁾, 神戸¹¹⁾, 瀬戸内海沿岸の広島¹⁰⁾, 本州中部の滋賀¹²⁾, 日本海沿岸の金沢^{8) 13)}, 福井¹⁴⁾⁻¹⁶⁾, 九州の長崎¹⁰⁾, 宮崎^{17) 18)}及び世界気象機関のバックグラウンド汚染観測網の一つとなっている岩手県綾里^{8) 19)}の

計12地点である。

(1) 降水量

年間降水量は, 表-2に示すように, 金沢が3385mmと最も多く, 次いで宮崎の2387mm, 福井の2170mmの順であり, 最も少なかったのは綾里の1114mmであった。あとは1275~1794mmの範囲にあった。一般に年間降水量は北陸地方で多く, 北海道, 東北の太平洋側で少ない傾向にある²⁰⁾が, これらの結果は調査時期が地点によりやや異なるものの, この傾向にはほぼ一致していた。横浜は1794mmで金沢の約1/2程度だったが, 比較した地点の中では多い方だった。

(2) pH

pHは、表-2に示すように、神戸(4.39)、宮崎(4.40)でやや低く、東京(4.9)、広島(5.0)でやや高いが、その他は世界気象機関のバックグラウンド汚染観測網の一つとなっている綾里(4.58)を含め4.44~4.7の範囲内にあり、各地域ともそれほど大きな差はなかった。横浜のpHは4.64であり、他の地域とあまり変わらなかった。

(3) 降水成分濃度

各降水成分のうち、海塩粒子の寄与が大きいと考えられる Na^+ は、表-2に示すように、東京、名古屋、大阪、神戸(16.1~33.5)等の本州太平洋側の地域に比べ、日本海沿岸の金沢(149.6)、福井(95.3)で特に高い傾向であり、この他、九州の長崎(68.3)や三陸の綾里(60.8)でも比較的高かった。

このことから、海塩粒子の影響は日本海沿岸で特に大きく、また、九州や三陸でも比較的大きいが、太平洋側はこれらに比べるとそれほど大きくないことがわかる。横浜は東京、神戸と同程度の27.7で金沢の約1/5、福井の1/3~1/4程度だった。

表-2に Na^+ を基準としてこれら海塩成分を除いた成分、すなわち、非海塩成分(msSO_4^{2-} 、 msCa^{2+} 、 msCl^-)を示した。以下はこれら非海塩成分について述べる。

msSO_4^{2-} は東京、名古屋、神戸(48.8~52.7)の太平洋側の都市部で最も高く、これらは最も低かった綾里(17.5)の約3倍の濃度を示した。また、日本海側の金沢、福井(40.2~43.8)でも比較的高いという特徴があった。これは藤田²¹⁾の指摘のように近隣諸国からの影響が考えられる。横浜は36.1で、東京、名古屋、神戸と比べるとこれらの約3/4程度とやや低かったが、綾里よりは約2倍高かった。

一方、 NO_3^- も、 msSO_4^{2-} 同様、東京(34.5)、名古屋(20.8)、神戸(18.9)の都市部で高い傾向を示したが、日本海側の金沢は13.4でそれほど高くなく、 msSO_4^{2-} の分布とはやや異なった。横浜は16.8で東京に比べると東京の約半分程度と低かったが、綾里よりは約2.3倍高かった。

msCl^- は東京(22.8)、宮崎(18.3)が他の地域に比べ特に高かった。この原因は、東京の場合は都市ゴミ等の焼却に伴うものが主因と推測されるが、宮崎は、桜島の火山噴出物の影響¹⁸⁾と考えられる。横浜は8.8で東京の1/2~1/3程度だった。

この他、 NH_4^+ は東京(41.7)、名古屋(30.6)、広島(30.6)で高く、綾里(5.9)、長崎(8.3)、宮崎(11.7)で低い傾向であり、横浜は26.2で東京の約

2/3程度であるが、綾里に比べると約4.4倍高かった。また、 msCa^{2+} は東京(57.6)、神戸(22.0)、名古屋(20.6)の都市部で高く、綾里(6.8)、宮崎(6.9)で低い傾向で、このうち、東京は綾里の約8.5倍と際だって高かった。横浜は9.0でかなり低いレベルだった。

4. 日本各地の酸性能力および中和能力

2節より msSO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 msCl^- は降水のpHを低める作用があり、 msCa^{2+} 、 NH_4^+ は降水のpHを高める作用があることが確認できた。そこで、ここでは、 $[\text{msSO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{msCl}^-]$ の和を降水を酸性化する潜在能力(以下、酸性能力とする)、 $[\text{msCa}^{2+} + \text{NH}_4^+]$ の和を降水の酸性化を抑制する潜在能力(以下、中和能力とする)とし、酸性能力、中和能力という面から、日本各地の酸性雨の状況について検討した。図-4、表-2に酸性能力、中和能力及びpHの地域分布を示した。なお、単位は当量濃度($\mu\text{eq}/l$)である。

酸性能力は、表-2に示すように、 msSO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 msCl^- がともに最高濃度を示した東京が110と特に大きく、次いで名古屋、神戸がともに76.1と大きかった。この他、 msSO_4^{2-} 濃度が高かった日本海側の福井(70.2)、金沢(56.2)や広島(64.0)、横浜(61.7)でも比較的大きかった。これに比べ、田園地域の綾里や長崎ではそれぞれ26.1、39.4と小さかった。

このことから、酸性能力は特に都市部で大きく、また、日本海側地域でもかなり大きい傾向にあり、都市部や日本海側地域の降水は酸性成分でかなり汚染されていることがわかる。

しかし、pHは前述したようにこれら酸性能力の大きさと必ずしも一致せず、酸性能力の大きい東京(pH4.9)や名古屋(pH4.7)の都市部より、むしろ、酸性能力の非常に小さい綾里(pH4.58)でpHが低い現象がみられた。

これは、図-4に示す酸性能力、中和能力の双方の大きさを比較するとよく理解できる。すなわち、都市部は NO_x 、 SO_x 等の濃度が高いため東京(110)、名古屋(76.1)にみられるように酸性能力は非常に大きくなっているが、同時に都市部は道路ダスト、 NH_3 ガス等の濃度も高いので中和能力も、東京(99.3)、名古屋(51.2)のようになら大きく、このため、pHはそれほど低くはならない。むしろ、綾里のように酸性能力は26.1と小さいにもかかわらず、中和能力が12.7とそれよりもかなり小さいため、pHは東京より低くなっている様子がわかる。

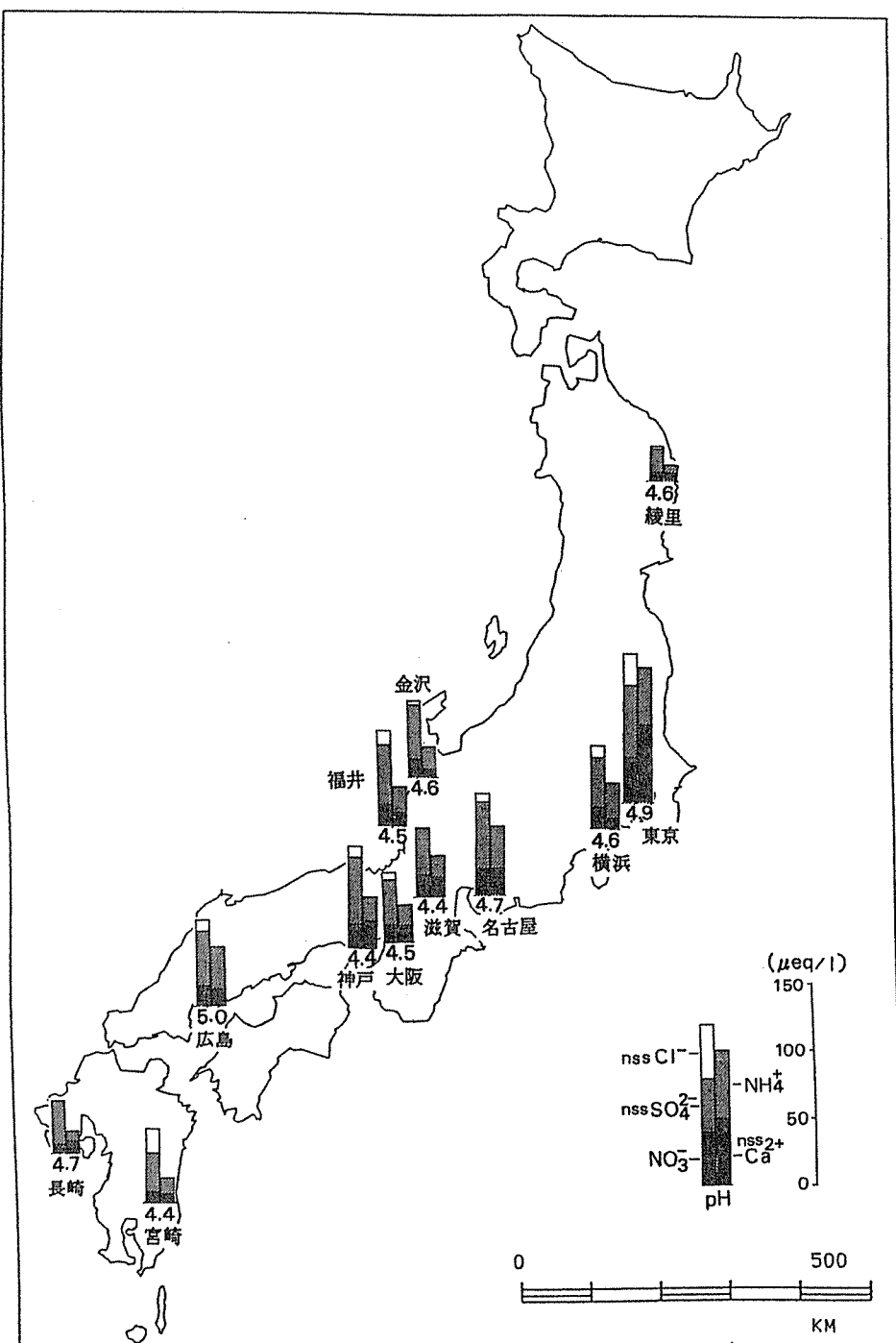


図-4 日本各地の降水のpHと酸性能力及び中和能力

この他、都市部の中でも神戸 (pH4.39) のように酸性能力 (76.1) に対し中和能力 (39.8) が比較的小さい地域のpHは低く、広島 (pH5.0) のように酸性能力 (64.0) に対し中和能力 (43.6) が比較的大きい地域のpHは高くなっている。

このことからわかるように、pHは酸性能力の大きさを示しているわけではなく、酸性能力、中和能力双方の大きさの差を示しているにすぎない。したがって、各地の酸性雨の状況の評価するには、pHだけでなくこのような酸性能力、中和能力も併せて考えることが必要といえる。なぜなら、東京のように酸性能力が非常に大きい地域は、なんらかの原因で中和成分が減少した場合、酸性度の強い雨が降ること、綾里のように、中和能力が非常に小さい地域は他の地域から酸性成分が輸送されてきたような場合、酸性度の強い雨が降る恐れがあるということを確認しておく必要があるからである。

また、このようにpHだけでなく酸性能力、中和能力をは握しておけば、経年的に酸性雨の状況のみみていく場合、例えばpHが低くなった原因が酸性能力が増加したのか、中和能力が減少したのか、その要因に関し容易に判断することができよう。

なお、横浜の酸性能力は61.7で東京 (110) の約3/5であり、東京に比べるとやや小さいが、金沢や火山の影響がみられる宮崎よりは大きく、綾里の約2.4倍だった。一方、中和能力は35.2で東京 (99.3) や名古屋 (51.2) に比べると小さいが、神戸とは同程度で、長崎、宮崎の2倍、綾里の約3倍だった。

5. まとめ

横浜市礫子における長期降水データ (1984年5月～1990年12月) を用い、まず、どのイオン成分が酸性成分であるのか、あるいは中和成分であるのか、pHと降水成分濃度との関係を検討した。そして、この結果を基に、日本各地の降水のpH、酸性成分、中和成分等の比較を行った。その結果、次のことがわかった。

(1) pHと降水成分濃度との関係を検討した結果、pHを低める因子 (酸性成分) として msSO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 msCl^- 、pHを高める因子 (中和成分) として msCa^{2+} 、 NH_4^+ が得られた。

(2) 日本各地の降水のpHは、神戸 (4.39)、宮崎 (4.40) でやや低く、東京 (4.9)、広島 (5.0) でやや高い他は、バックグラウンド地域の綾里 (4.58) を含め4.44～4.7の範囲内で大きな地域差はなく、礫子は4.64で各地とそれほど変わらなかった。

(3) Na^+ 濃度は太平洋側に比べ、日本海沿岸地域で特に高い傾向であり、礫子は金沢の約1/5の濃度だった。

(4) msSO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 msCa^{2+} はともに、東京、名古屋、神戸等の都市部で高く、綾里で特に低い傾向だったが、 msSO_4^{2-} は日本海側の福井、金沢でも高かった。礫子は東京に比べ、 msSO_4^{2-} は約3/4倍、 NO_3^- は約1/2倍、 msCa^{2+} は約1/6倍だったが、綾里に比べると msSO_4^{2-} は約1.6倍、 NO_3^- は約2.3倍、 msCa^{2+} は約1.3倍と多かった。

(5) 酸性成分の和 ($\text{msSO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{msCl}^-$ 、酸性能力) は綾里等の田園地域に比べ東京、名古屋等の都市部と日本海側地域で大きい特徴がみられ、特に東京は綾里の約4倍と大きかった。礫子の酸性能力は東京の約3/5倍だったが、綾里に比べると約2.4倍と大きかった。

(6) 一方、中和成分の和 ($\text{msCa}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 、中和能力) も東京、名古屋等の都市部で大きい傾向にあり、特に東京は綾里の約8倍と大きかった。礫子の中和能力は東京の約1/3倍だったが、綾里に比べると約2.8倍と大きかった。

(7) 以上のように、酸性能力の大きい都市部では、同時に中和能力も大きいため、(2) で述べたように日本各地のpHはそれほど大きな差とはならないことがわかった。

(8) このことから、各地の酸性雨の状況の評価するには、pHだけでなくこのような酸性能力、中和能力も併せて考えることが必要であることがわかった。

文 献

- 1) 渡辺善徳、草野一：横浜市における酸性降水、横浜市公害研究所報、12、5-17(1987).
- 2) 矢本てるみ、加藤善徳：横浜市における酸性雨調査-1990年の調査結果一、横浜市環境科学研究所報、16、123-125(1992).
- 3) 草野一、渡辺善徳、鶴田治雄：酸性降水に関する調査研究 (第1報) -横浜市における酸性降水の現状一、横浜市公害研究所報、9、39-49(1985).
- 4) 渡辺善徳、草野一、鶴田治雄：酸性降水に関する調査研究 (第2報) -都市域における降水に含まれるカルシウムの動態一、横浜市公害研究所報、9、51-57(1985).
- 5) 渡辺善徳、草野一、鶴田治雄：酸性降水に関する調査研究 (第5報) -酸性ガスの挙動一、横浜市公害研究所報、11、29-35(1986).

- 6) 渡辺善徳, 草野一: 酸性降水に関する調査研究 (第6報) - 高層ビルを利用した酸性降下物の鉛直分布(1) -, 横浜市公害研究所報, 13, 19-26(1989).
- 7) 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, 12, 37-56(1988).
- 8) 鶴田治雄: 東アジアの酸性雨, 科学, 59, 305-315(1989).
- 9) Junge, C.E.: Air chemistry and radioactivity, Academic Press, New York(1963).
- 10) 酸性雨対策検討会大気分科会: 酸性雨対策調査報告書, 平成2年1月(1990).
- 11) 玉置元則, 正賀充, 平木隆年: 1降雨毎に採取した神戸の降水の化学, 日本化学会誌, 1991, No.6, 930-935(1991).
- 12) 山中直, 前畑佳代: 滋賀県における降水中成分調査 (第2報) - 1984~1989年 -, 滋賀県立衛生環境センター所報, 25, 37-43(1990).
- 13) 北村守次: 石川県における酸性雨調査 - 5か年間の調査結果のまとめ -, 石川県衛生公害研究所年報, 26, 89-108(1989).
- 14) 沢田稔之佑, 稲津悦朗: 雨水成分に関する調査研究 (第6報), 福井県公害センター年報, 17, 65-71(1987).
- 15) 福井県公害センター: 業務報告, 福井県公害センター年報, 18, 32-36(1988).
- 16) 前川勉, 植山洋一, 荒井彦左エ門, 宮永信幸: 福井県の酸性雨の現状, 福井県公害センター年報, 19, 109-130(1989).
- 17) 川井田哲郎, 堤義則: 宮崎市における酸性雨調査 (第2報), 宮崎県公害センター年報, 11, 17-25(1989).
- 18) 川井田哲郎, 斎藤信弘, 大上琢磨, 後藤英治: 宮崎市における酸性雨調査 (第3報) - 桜島の火山噴出物の雨水への寄与について -, 宮崎県衛生環境研究所年報, 1, 91-98(1989).
- 19) 鶴田治雄, 草野一, 渡辺善徳: 大気バックグラウンド汚染観測地点 (岩手県綾里) における降水および乾性沈着物質中の水溶性成分の挙動, 横浜市公害研究所報, 10, 25-33(1985).
- 20) 東京天文台編集: 理科年表 昭和59年, 206-207(1984).
- 21) 藤田慎一, 高橋章: 寒候季の日本海沿岸における硫酸イオンの濃度と沈着量, 第30回大気汚染学会講演要旨集, 316(1989).

都市域における林内雨・樹幹流 (1)

— 樹木内外雨の成分組成と年間降水量 —

加藤善徳*, 矢本てるみ*

要 旨

酸性雨・酸性降下物による森林への影響を調査するため、1991年3月～1992年4月までの約1年間、横浜市磯子区滝頭で、ヒノキを対象樹木として、樹木内外の降下物、樹幹流を採取し、森林汚染の発生メカニズムの解明、森林土壌への NO_3^- 、 SO_4^{2-} 等の負荷量を調べた。また、他地域で実施された調査結果との比較も行った。その結果、次の事がわかった。

- (1) ヒノキの樹幹流のpHは3.94と林外雨の4.77に比べ著しく低く、林内雨は5.06と逆に林外雨より高かった。
- (2) 成分濃度は、ECを含めすべて樹幹流>林内雨>林外雨の順に高かった。林外雨を基準にして樹幹流、林内雨を比較すると、樹幹流、林内雨ともに、他の成分に比べ K^+ が著しく高い特徴を示し、樹木からの溶脱があることが推測された。
- (3) 樹幹流の成分濃度は流出初期に高く、流水量が多くなると林外雨に近い濃度になった。このことから、樹木に吸着、沈着している汚染物質は、降水初期にその多くが除かれ、降水量が多い場合はほぼ完全に除去されるが、降水量が少ない場合は、枝葉や幹に保持されたまま、次の雨まで残存すると考えられた。
- (4) 樹木内の各成分の年降水量は林外雨に比べ、 K^+ が49倍と特に多く、その他も H^+ を除き4～7倍と多く、樹木内の土壌は各成分の負荷が非常に大きいことがわかった。
- (5) $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ の比は林外雨0.51に対し、樹幹流0.72、林内雨0.84と樹木内での比が大きかった。また、その季節変化は林内雨、樹幹流は春から夏にかけて大きく秋から冬に小さくなる傾向だったが、林外雨は、1年を通じその値が小さいままだった。
- (6) 他地域で実施されたヒノキの樹幹流と横浜(磯子)を比較すると、樹幹流の濃度は横浜>筑波>静岡(秋葉山)の順に高く、 $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比も横浜(0.72)>筑波(0.44)>静岡(0.22)の順に大きかった。このことから、都市域の樹木は山間部・田園地域に比べ汚染されており、 $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比は特に都市域で大きいことがわかった。

1. はじめに

近年、酸性雨によると思われる森林の衰退が話題になっている。以前からヨーロッパ、北米地域では酸性雨・酸性降下物が一因とされる森林の枯損被害が深刻な社会問題^{1)~3)}となっており、最近では中国南西部地方でも森林枯損が著しく進行していると報告⁴⁾されている。

一方、日本ではそれほど顕在化していないものの、最近になり、関東地方の杉枯れ、神奈川県の大山のモ

ミの立枯れ等が報告⁵⁾されるようになり、関東地方の杉枯れについては酸性降下物の影響ではないかという指摘⁶⁾もあり、環境庁、林野庁は緊急調査⁷⁾⁸⁾を実施し、その原因についての解明を急いでいる。

横浜市の場合は、都市・宅地開発等の進展により、市内における森林面積は減少の一途となっているが、それでも市南部を中心とした地域にまだ多くの森林が残っており、市民の森、自然動物公園等として市民に親しまれ、市民の憩いの場となっている。また、これ

Throughfall and stem flow around urban areas(1).

- Chemical Compositions and their Deposition -

*Yoshinori Katou, Terumi Yamoto 横浜市環境科学研究所大気部門

らは最近、問題化している都市のヒートアイランド化を抑制する効果も果たしており、この面からも都市域における森林の重要性が増している。

しかし、このままでは、この貴重な森林も将来、ヨーロッパ、北米のように酸性雨・酸性降下物により被害を受け、衰退していくことが十分予想される。

そこで、筆者らはこれら森林の衰退防止策の基礎資料を得るため、まず、その第一歩として市内における酸性雨・酸性降下物の実態調査を実施してきた。その結果は前報⁹⁾¹⁰⁾で詳細に述べたが、横浜市内の SO_4^{2-} 、 NO_3^- の降下量は被害の深刻な北米地域と比べほぼ同レベルであることがわかっている。

ここでは、その第二段階として、酸性雨・酸性降下物による森林の汚染という点に焦点を絞り、森林汚染の発生メカニズムの解明、森林土壌への影響調査を実施した。

以下、その結果について報告する。

2. 調査内容

2-1 調査期間および調査地点

(1) 調査期間

調査期間は1991年3月～1992年4月の約1年間とし、年間としての解析は1991年5月～1992年4月のデータを用いた。

(2) 調査地点

調査は横浜市磯子区滝頭、万治病院敷地内（横浜市環境科学研究所隣）で行った。敷地内には、ヒノキ、ヒマラヤスギ、ケヤキ、メタセコイヤ、桜等の樹木が多く存在する。付近は小学校、公園等が近接する住宅地で、東側500mに幹線道路（国道16号）が走っている。また、南東約1.3kmに横浜港があり、南東側の海岸沿いは、火力発電所、製油工場、化学工場等の臨海工業地帯、北東部は川崎、東京等の都市・工業地帯となっている。

2-2 調査方法

(1) 対象樹木

対象樹木はヒノキ（孤立木、幹直径（地上1mの径46cm）、高さ（15m））とした。図-1にその樹冠投影図を示したが、その投影面積は37.5 m^2 である。

(2) 採取方法

樹幹流、林内雨、林外雨の採取方法を以下に示す。なお、ここで、樹幹流とは木の幹を伝って流れてくる雨水の事であり、林内雨とは枝葉から流れ落ちてくる雨水（乾性降下物も含む）及び枝葉の間を通過してきた雨水（乾性降下物も含む）、林外雨とは、樹木外における通常の雨水（乾性降下物も含む）の事である。

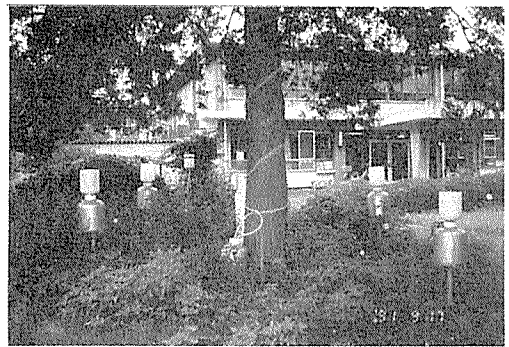


写真-1 採取地点の状況

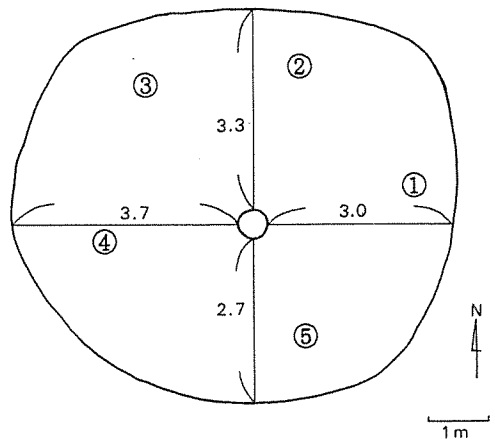


図-1 樹冠投影図

（番号は林内雨採取地点を示す）

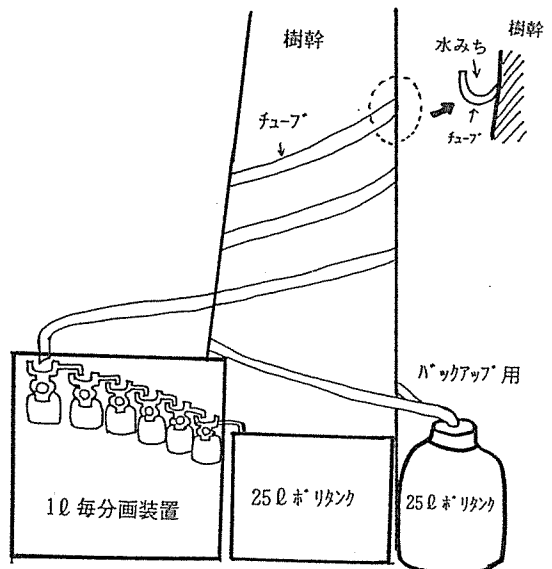


図-2 樹幹流採取装置

①樹幹流：写真1及び図-2に示すように久米¹⁾等に準じた方法により、木の幹に直径2cmのシリコンチューブを螺旋状に3回程巻き付け、コーティング剤のシリコンでチューブを樹幹流の漏れがないように接着、その後チューブの上部を1/3程切り樋状にして樹幹流の水みちを作成した。また、樹幹流の初期の成分の挙動をみるため、図-2に示すように流出初期から6lまでは1l毎分画採取、以降は25lのポリタンクに一括採取した。さらに、樹幹流は樹皮上だけでなく樹皮下を通ることが予想されたので、図-2に示すように樹幹の下部の樹皮を完全に剝離し、これに上記と同様にシリコンチューブを巻き付け、バックアップとして樹皮下の樹幹流も採取した。

②林内雨：写真1及び図-1に示すように樹木下5ヶ所に雨水簡易採取装置（口径225mm, 25lのポリ容器）を設置し、雨水を採取した。

③林外雨：林内雨と同一の容器を樹木外に1ヶ所設置し、雨水を採取した。

なお、樹幹流、林内雨、林外雨は原則として、同時採取、一降水毎採取としたが、降水量が非常に少ない場合は次回分と併せて回収した。また、降水量が非常に多い場合は貯水の状況を見て、その都度ポリタンクを交換する方法をとったが、降水によっては樹幹流がオーバーフローするものもあった。

2-3 分析項目及び分析方法

分析項目、分析方法は表-1に示す通りである。

表-1 分析項目及び分析方法

分析項目	分析方法
pH	ガラス電極法
導電率(EC)	電気伝導度法
NH ₄ ⁺	イオンクロマトグラフ法
K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	原子吸光光度法
SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻	イオンクロマトグラフ法

3. 結果および考察

3-1 林外雨、林内雨及び樹幹流の降水量

表-2に林内雨各5地点、林外雨、樹幹流の年間降水量(mm)と各成分の年平均濃度(μg/ml)を示した。なお、林内雨、林外雨の降水量はそれらの貯水量から算出し、樹幹流の降水量は年間流量(l)が樹冠投影面積内全体に(37.5m²)に均一に流出したものと仮定し算出した。また、表中の樹幹流の初期1lとは流出始めから1lまでのことを示し、全量とは流出始めから終わりまでのものとバックアップとして採取したものと和を示す。

1991年5月~1992年4月の1年間に降った雨水は70回¹²⁾だったが、降水量の少ない雨はまとめて2降水、3降水採取したものもあり、林内雨、林外雨、樹幹流の採取回数とともに表-2に示すように30回だった。

表-2 林内雨、林外雨及び樹幹流の年平均濃度(1991年5月~1992年4月)

単位：降水量 mm, EC μS/cm, 濃度 μg/ml

	採取回数	降水量	pH	EC	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ /SO ₄ ²⁻	
林内雨	①	30	2537	5.02	100	3.78	2.02	4.54	4.21	1.01	10.16	8.79	11.79	0.87
	②	30	2355	5.08	94	3.66	2.15	4.19	3.74	0.92	9.92	8.06	11.16	0.81
	③	30	1413	5.07	130	4.92	3.05	5.89	5.54	1.36	13.40	10.11	16.08	0.75
	④	30	985	5.19	216	8.34	5.13	10.63	9.38	2.52	22.84	18.39	28.03	0.81
	⑤	30	1524	4.99	140	5.14	2.51	7.08	6.76	1.58	14.77	13.99	18.75	0.95
平均		1763	5.06	123	4.68	2.65	5.78	5.32	1.31	12.83	10.78	15.33	0.84	
樹幹流	初期1l/30	—	3.84	1091	40.84	19.33	49.92	50.63	17.15	128.42	117.17	140.86	0.91	
	全量	30	31(1172)	3.94	361	15.11	5.52	14.54	11.58	3.69	43.39	31.29	38.89	0.72
林外雨	30	2630	4.77	20	0.53	0.04	0.57	0.60	0.15	2.08	1.06	1.43	0.51	

注1)樹幹流の降水量は樹冠投影面積(37.5m²)から求めた1m²当りの値を示した。また、()内に流量(l)も示した。

注2)平均値は降水量で重み付けした加重平均値である。

林外雨の年間降水量は2630mmと平年(1569mm)¹³⁾と比べかなり多めだった。これはこの年の9、10月に台風が相次いで来襲し、大雨を降らせたことが主な原因である。

年間の林内雨量は樹冠投影面積内の5地点間でかなりばらつきがあり、最高は2537mmで林外雨に近く、最低は985mmであり、その比は2.6倍もあった。対象木は比較的对象形であったが、地点によって枝ぶりが異なり、また、周囲の樹木や建物にも影響され、このようなばらつきが生じたものと思われる。林内雨5地点を平均すると1763mmとなりこれは林外雨の約70%に該当した。

樹幹流の年間流量量は1172lで、これを前述の算出方法で降水量に直すと31mmとなり、これは林外雨の約1.2%にあたる。しかし、樹幹流は採取回数30回のうち6回がオーバーフローだったので、この値よりはやや多めとなる。図-3に一降水毎の林外雨量と樹幹流量の散布図を示すが、樹幹流は林外雨とはほぼ直線関係にあるので、これより樹幹流のオーバーフロー分をある程度類推できる。すなわち、この6回の林外雨量から、それぞれの樹幹流量の推測値を求め、実測した樹幹流量を差し引くことにより算出できる。これより計算するとオーバーフロー分は年間8mm程度となり、樹幹流の降水量は40mm程度となるが、以下の解析は実測の31mmで行った。

図-4に林外雨量と林内雨量の散布図を示した。林内雨量はややばらつきがあるが、樹幹流同様、林外雨

量とはほぼ直線関係にあった。また、これらは図-3、4にみられるように共にX軸にある折辺を持つ特徴を示し、林外雨が約5mm以下では林内雨、樹幹流の降水量はほぼ0mmとなっていた。

このことは、降り始め初期の雨が木の枝や葉に保持され、雨がある程度降りすぎないと、林内雨、樹幹流として降下、流出してこないことを示している。したがって、5mm以下の少雨の場合は、そのほとんどが木の枝や葉に保持されたままとなり、やがて蒸発していくものと考えられる。

3-2 林外雨、林内雨及び樹幹流の各種成分の年平均濃度

pH等の各種イオン成分の年平均濃度を表-2に示す。pHは樹幹流(全量)が3.94と林外雨4.77より著しく低く、林内雨(5地点の平均値)は5.06と逆に林外雨より高かった。また、樹幹流の初期1lは3.84となり、樹幹流は初期にさらにpHが低い傾向だった。

成分濃度はECを含めすべて、樹幹流>林内雨>林外雨の順に高く、林内雨は林外雨より酸性度が低かった(pHが高かった)にもかかわらず、成分濃度は高くなっていた。また、樹幹流では特に初期1lの濃度が著しく高く、Cl⁻は141(μg/ml)、SO₄²⁻は128(μg/ml)、NO₃⁻は117(μg/ml)等となり、各成分とも全量の約3~5倍を示した。なお、林内雨は降水量と同様、地点によりその濃度がばらついており、最高/最低の比は2.2~2.7倍もあったが、その傾向は降水量とは逆に、降水量が少ない地点ほど濃度が高い

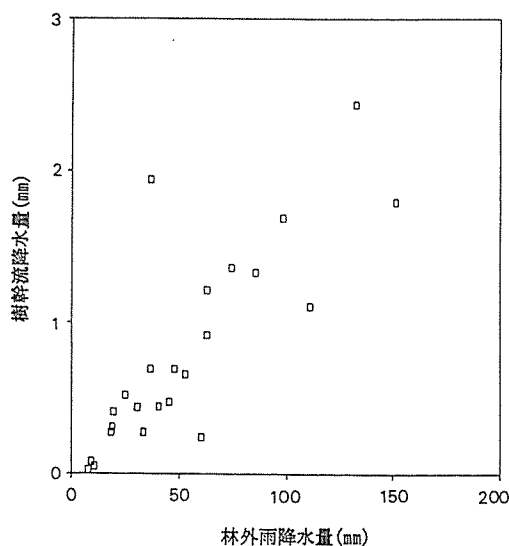


図-3 林外雨降水量と樹幹流降水量の関係

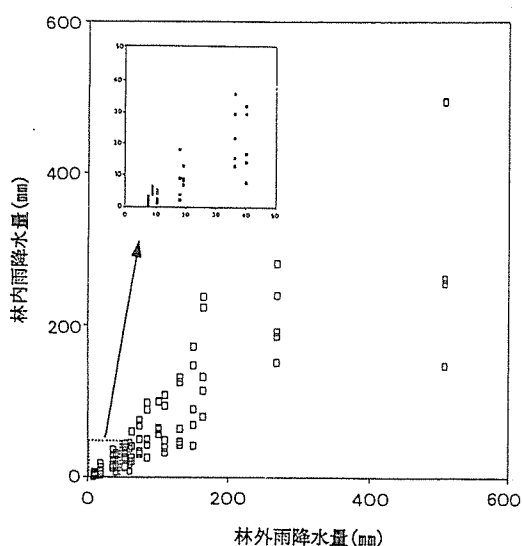


図-4 林外雨降水量と林内雨降水量の関係

傾向だった。

次に、林外雨を基準として樹幹流全量、林内雨（5地点の平均値）の成分濃度を比較した。その結果、（樹幹流／林外雨）の比は、 K^+ （138）、 NO_3^- （30）、 NH_4^+ （29）、 Cl^- （27）、 Na^+ （26）、 Mg^{2+} （25）、 SO_4^{2-} （21）、 Ca^{2+} （19）となり、その比率は K^+ が138倍と著しく大きく、その他は20～30倍の間だった。一方、（林内雨／林外雨）の比は、 K^+ （66）、 NO_3^- （10）、 NH_4^+ （9）、 Cl^- （11）、 Na^+ （10）、 Mg^{2+} （9）、 SO_4^{2-} （6）、 Ca^{2+} （9）となり、林内雨も樹幹流同様、 K^+ が66倍と特に大きい特徴を示し、その他は6～10倍の間だった。

このように、樹幹流、林内雨は林外雨に比べその濃度が非常に高いことから、樹木には多くの汚染物質が吸着、沈着しているものと推測されるが、 K^+ については、乾性、湿性降水物の組成¹⁴⁾から判断すると、それらが雨水により溶解してきたものだけとは考えにくく、水上¹⁵⁾が指摘しているように酸性物質による樹木からの溶脱も考えられよう。

また、樹幹流と林内雨を比べると、（樹幹流／林内雨）の比は、 K^+ （2.1）、 NO_3^- （2.9）、 NH_4^+ （3.2）、 Cl^- （2.5）、 Na^+ （2.5）、 Mg^{2+} （2.8）、 SO_4^{2-} （3.4）、 Ca^{2+} （2.2）となり、各成分ともその比率は2～3倍とほぼ一定だった。

このことは、樹幹流、林内雨の組成がほぼ同様であることを示しており、乾性降水物等の汚染物質は樹木の枝葉や幹全体に均一に吸着、沈着しているものと考えられる。また、樹幹流と林内雨の濃度が異なるのは林内雨が葉や枝に吸着、沈着した汚染物質が雨により溶解してきたものに対し、樹幹流はこれに加え幹に吸着、沈着したのも取り込むため、林内雨より2～3倍程度濃度が高まったものと推測される。

この他、樹幹流及び林内雨は林外雨と比べ、表-2にみられるように、 NO_3^-/SO_4^{2-} 比が異なり、林外雨が0.51に対し、樹幹流全量は0.72、林内雨は0.84と大きく、樹木を介した雨は SO_4^{2-} に比べ NO_3^- 濃度が高くなる傾向だった。 NO_3^- 、 SO_4^{2-} は樹木への影響の面から考えて重要な因子と考えられるのでこのことは非常に注目される。

3-3 樹幹流の流出過程による濃度変化

図-5～7に樹幹流の流出始めから終了までの NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、pH等の変化の一例（1991年10月1日）を示した。

図-5に示すように、pHは流出初期に低く、その後は流水量が増す毎に高くなる傾向があり、55 l 付近では4.5程度になった。一方、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 濃度（図

一5）は初期の流出時が非常に高く、その後、流水量が増す毎に濃度が低下し、55 l 付近では林外雨に近い濃度になった。この傾向は K^+ 、 NH_4^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 等、他の成分（図-6、7）についても同様だった。なお、このように流水量が増す毎に濃度が減衰する現象は10月1日の例だけでなく1年を通じみられたが、それは、表-2に示す、初期1 l の濃度が全量よりかなり高いことからわかる。

このことから、樹木に吸着、沈着している汚染物質は、降水初期にその多くが除かれ、10月1日の例のように降水量が多い場合はほぼ完全に除去されるが、降水量が少ない場合は、枝葉や幹に保持されたまま、次の雨まで残存すると考えられる。

林内雨における各降水の降水量と NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、pHの関係を図-8～10に示した。 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 濃度は降水量が少ない場合に濃度が高く、降水量が増加すると濃度が低下する傾向（図-8、9）となり、pHは降水量の増加とともに降水のバックグラウンドに近い5～6付近に収束する傾向（図-10）を示した。このことから、林内雨についても樹幹流と同様、降水初期に濃度が高くなり、降水量が多い場合には樹木に吸着、沈着した汚染物質はほぼ完全に除去されるが、降水量が少ないと一部が次の雨まで樹木に残存するものと考えられる。

なお、降水初期の樹幹流、林内雨の成分濃度が非常に高濃度であるということは、樹幹流、林内雨が土壌に降下してこない程度の少雨の場合、非常に高濃度のものが葉や枝等に保持されたままであることを示しており、これが蒸発するとさらに濃度が高まり、pHも低下すると考えられるので、この過程が前述の K^+ の溶脱を助長している可能性もある。なお、霧のような場合も樹木に付着し同様な影響が生じると考えられる。

3-4 樹木内外の年降下量

表-3に林内雨、樹幹流、樹木内及び林外雨のイオン成分の年降下量（ g/m^2 ）を示した。なお、樹幹流は樹冠投影内（37.5 m^2 ）全体に均一に流出したものと仮定し、1 m^2 当りの降下量を求めた。また、林内雨（5地点の平均A）と樹幹流（B）の降下量の和を樹木内降下量（A+B）としてまとめて示した。

表-3に示すように樹木内の年降下量は、降水量が林外雨の約70%と少なかったが、林内雨、樹幹流とも濃度が非常に高かったことにより、 Cl^- 28.2 g/m^2 ・年、 SO_4^{2-} 24.0 g/m^2 ・年、 NO_3^- 20.0 g/m^2 ・年等のように各成分ともその降下量は非常に多くなった。これを林外雨と比べると、（樹木内／林外）の比はそれぞれ

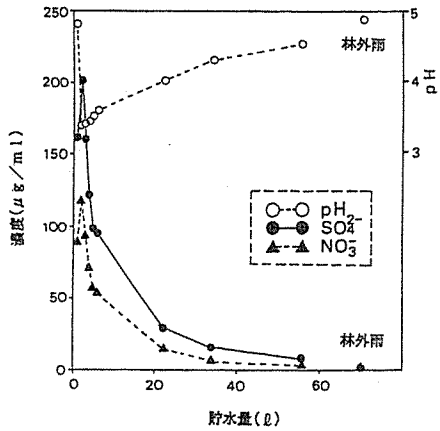


図-5 樹幹流の流出過程によるpH及び NO_3^- 、 SO_4^{2-} 濃度の変化 (10月1日の降水)

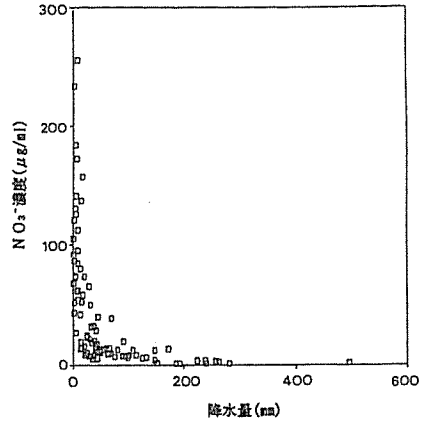


図-8 降水量と NO_3^- 濃度の関係 (林内雨)

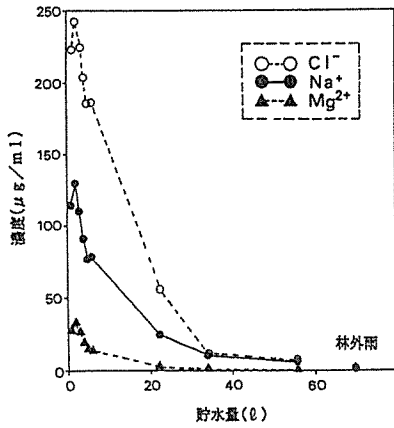


図-6 樹幹流の流出過程による Cl^- 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 濃度の変化 (10月1日の降水)

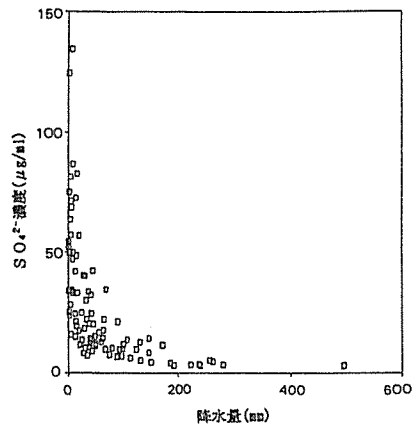


図-9 降水量と SO_4^{2-} 濃度の関係 (林内雨)

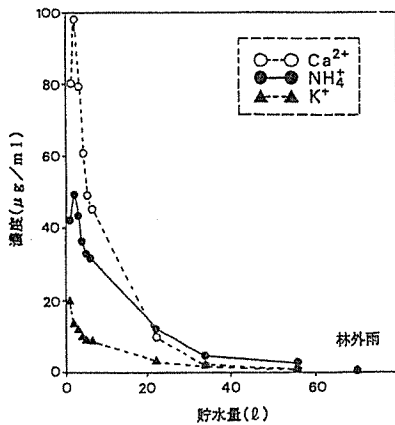


図-7 樹幹流の流出過程による Ca^{2+} 、 NH_4^+ 、 K^+ 濃度の変化 (10月1日の降水)

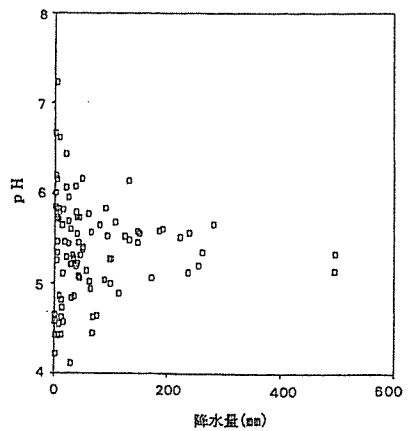


図-10 降水量とpH濃度の関係 (林内雨)

を林外雨と比べると、(樹木内/林外)の比はそれぞれ K^+ (49), Cl^- (7.4), Na^+ (7.1), NO_3^- (7.1), NH_4^+ (6.2), Ca^{2+} (6.1), Mg^{2+} (6.0), SO_4^{2-} (4.4), H^+ (0.5) となり、樹木内は林外雨に比べて K^+ が49倍と著しく多く、その他の成分でも H^+ を除き 4~7倍も多かった。

次に、樹木内における樹幹流、林内雨の降水量の割合についてみると、林内雨は濃度が高く、降水量も1763mmと樹木内の98%を占めているので、 Cl^- 27.0g/m²・年、 SO_4^{2-} 22.6g/m²・年、 NO_3^- 19.0g/m²・年等と各成分とも降水量は非常に多くなった。一方、樹幹流は濃度が非常に高かったにもかかわらず、降水量は31mmと樹木内の2%程度と非常に少なかったので、 Cl^- 1.2g/m²・年、 SO_4^{2-} 1.4g/m²・年、 NO_3^- 1.0g/m²・年のように、林内雨と比べるとその降水量は少なく、これを樹木内降水量に占める割合でみると、 H^+ は20%とやや大きい、その他は4~6%程度にすぎず、樹木内の降水量はほとんどが林内雨によるものといえる。

しかし、松浦ら¹⁶⁾が関東地域のスギの樹幹を中心にして土壌表層のpHの調査を行った結果によると、pHの等値線は幹を中心に同心円を描き、幹に近いほどpHは低い傾向を示し、亀岡¹⁷⁾も同様の報告をしている。このことは、樹幹流でも幹周囲にかぎっていえば、その降水量は大きく、幹周囲の土壌への影響は大きいことを示している。

樹幹流は流出初期ほど成分濃度が高く、しかも降水

前の土壌は乾燥しているので、樹幹流による汚染物質は幹周囲のごく限られた場所に浸透しやすいこと等からこのような結果となるものと思われる。

したがって、樹幹流は、樹木内全体で考えるとその降水量は少なく、土壌に与える影響は小さいが、幹周囲のごく限られた場所だけに流出している可能性が高いので、幹周囲に限って言えば、樹幹流による土壌へ影響はかなり大きいものになると考えられる。

3-5 樹木内外における各成分の降水量の季節変化

図-11に林外、樹木内の降水量、pH及び各成分の降水量の経月変化を示した。なお、これは1991年5月~1992年4月の間、採取回数が30回あったが、これを月始めに近い採取日を基準にして月単位にまとめて示したものである。また、pHについては林内雨、樹幹流、林外雨別に示した。

降水量は林外、樹木内ともに9月は台風、10月は台風と秋雨前線の影響で非常に多かった。また、1年を通じはば林外>樹木内の傾向だった。

pHは1年を通じはば樹幹流、林外雨、林内雨の順に低く、樹幹流は1年を通じはばpH4以下であり、林内雨はほとんどがpH5以上だった。

各成分の降水量のうち、林外の Na^+ 、 Cl^- 、 Mg^{2+} は互いに類似した変化を示し、台風の影響が特に強かった9月が最も多く、4月も比較的多く、6月に少ない傾向だった。また、各成分の相互の相関係数は、表

表-3 樹木内外における年間降水量 (1991年5月~1992年4月)

	降水量	H^+	NH_4^+	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	
林内雨	①	2537	24	9.6	5.1	11.5	10.7	2.6	25.8	22.3	29.9
	②	2355	19	8.6	5.1	9.9	8.8	2.2	23.3	19.0	26.3
	③	1413	12	6.9	4.3	8.3	7.8	1.9	18.9	14.3	22.7
	④	985	6	8.2	5.1	10.5	9.2	2.5	22.5	18.1	27.6
	⑤	1524	16	7.8	3.8	10.8	10.3	2.4	22.5	21.3	28.6
平均(A)	1763	16	8.2	4.7	10.2	9.4	2.3	22.6	19.0	27.0	
樹幹流(B)	31	4	0.5	0.2	0.5	0.4	0.1	1.4	1.0	1.2	
樹木内(A+B)	1794	20	8.7	4.9	10.7	9.8	2.4	24.0	20.0	28.2	
林外雨(C)	2630	44	1.4	0.1	1.5	1.6	0.4	5.5	2.8	3.8	
(A+B)/C	0.7	0.5	6.2	49.0	7.1	6.1	6.0	4.4	7.1	7.4	

注1)単位:降水量mm, 降水量g/m²・年(但し H^+ はmg/m²・年)。

注2)樹幹流の降水量は樹冠投影面積(37.5m²)から求めた1m²当りの値を示した。

ー4に示すように、 Na^+ と Cl^- :0.97、 Na^+ と Mg^{2+} :0.92、 Mg^{2+} と Cl^- :0.94と非常に強かった。これらは共に海塩成分の指標となっており、図-12に示すように、その組成が海塩組成に比較的近いことから、これらの起源は主に海塩粒子と考えられる。

また、樹木内の Na^+ 、 Cl^- 、 Mg^{2+} も互いに類似した変化を示し、表-5に示すように互いの相関が、林外よりはやや弱いものの、 Na^+ と Cl^- :0.89、 Na^+ と Mg^{2+} :0.90、 Mg^{2+} と Cl^- :0.94と強く、また、図-13に示すように、海塩粒子が主因と考えられた林外の Na^+ と樹木内の Na^+ の相関も0.87と強いことから、その起源は林外と同様、主に海塩粒子と推測される。

このことから、礫子は海に近いこともあり、樹木に多くの海塩粒子が付着しており、これらは降水により洗浄され、年間平均(表-3)で林外に比べ約7倍の海塩成分が樹木内に降下しているものと考えられる。

この他、林外では SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ が降水量の季節変化と比較的類似しており、これらは降水量の多い9、10月に多くなる傾向となり、 SO_4^{2-} と NO_3^-

は、図-14に示すように、相関係数0.93と特に相関が強かった。一方、樹木内ではこの2成分は図-15に示すように、相関が弱くなり、 SO_4^{2-} が9、10、3月に多い傾向に対し、 NO_3^- は春から夏にかけて多く、冬に少ない傾向とその挙動が明らかに異なった。このことは、樹木内で SO_4^{2-} 、 NO_3^- が沈着、吸着しているが、季節によりそれらの沈着、吸着量は異なることを示している。

図-16に林外雨、林内雨、樹幹流の一降水毎の $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比の季節変化を示した。このうち樹幹流は流水初期1 lと全量に分けて示した。

林内雨、樹幹流の $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 比は、図-16にみられるように、春から夏にかけて大きく秋から冬に小さくなる傾向だったが、樹木を介さない林外雨は、1年を通じその値が小さく、このような顕著な季節変化は示さなかった。

このことは、春から夏にかけて、特に多くの NO_3^- が樹木の葉や樹皮に沈着、吸着していることを示し、その原因としては、春から夏にかけては気温が高く日

表-4 相関係数表(林外雨降下量, n=30)

	H^+	NH_4^+	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-
H^+	1.00								
NH_4^+	0.63	1.00							
K^+	-0.10	0.24	1.00						
Na^+	0.40	0.15	0.09	1.00					
Ca^{2+}	0.48	0.34	0.09	0.61	1.00				
Mg^{2+}	0.34	0.15	0.21	0.92	0.77	1.00			
SO_4^{2-}	0.78	0.79	0.14	0.51	0.79	0.60	1.00		
NO_3^-	0.65	0.78	0.12	0.29	0.75	0.43	0.93	1.00	
Cl^-	0.48	0.28	0.11	0.97	0.71	0.92	0.63	0.43	1.00

表-5 相関係数表(樹木内降下量, n=30)

	H^+	NH_4^+	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-
H^+	1.00								
NH_4^+	0.34	1.00							
K^+	0.27	0.26	1.00						
Na^+	0.27	0.60	0.43	1.00					
Ca^{2+}	0.45	0.78	0.58	0.80	1.00				
Mg^{2+}	0.35	0.68	0.67	0.90	0.94	1.00			
SO_4^{2-}	0.56	0.83	0.62	0.74	0.90	0.88	1.00		
NO_3^-	0.27	0.87	0.12	0.51	0.81	0.65	0.71	1.00	
Cl^-	0.43	0.70	0.62	0.89	0.92	0.94	0.84	0.62	1.00

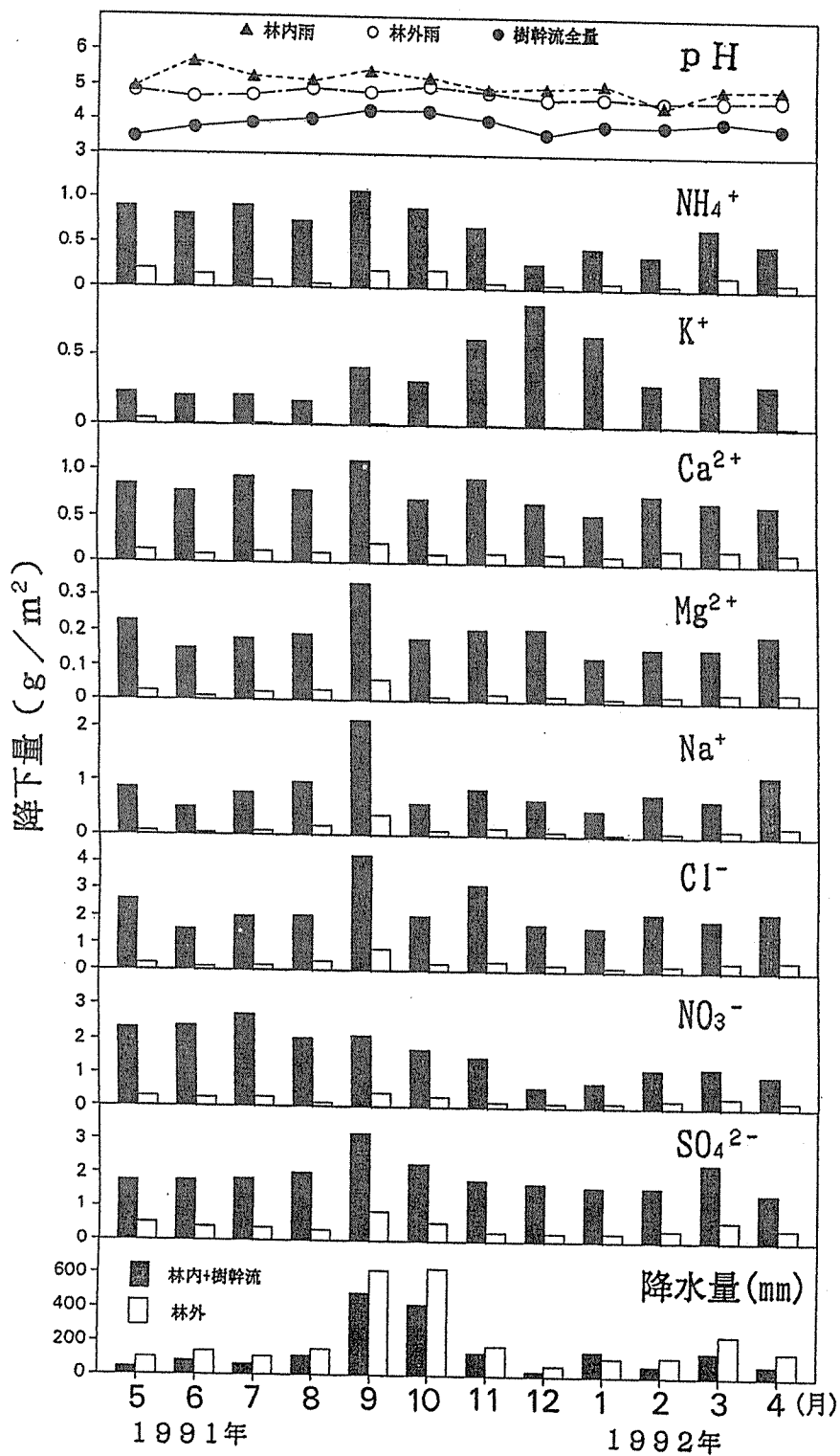


図-11 樹木内外におけるpH及び各成分降下量の季節変化

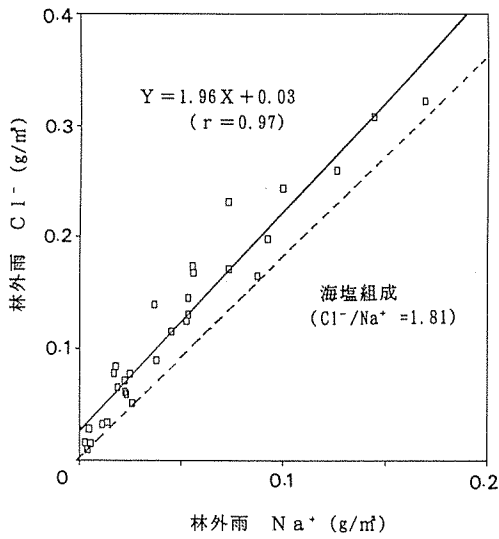


図-12 Na⁺降下量とCl⁻降下量
の関係 (林外雨)

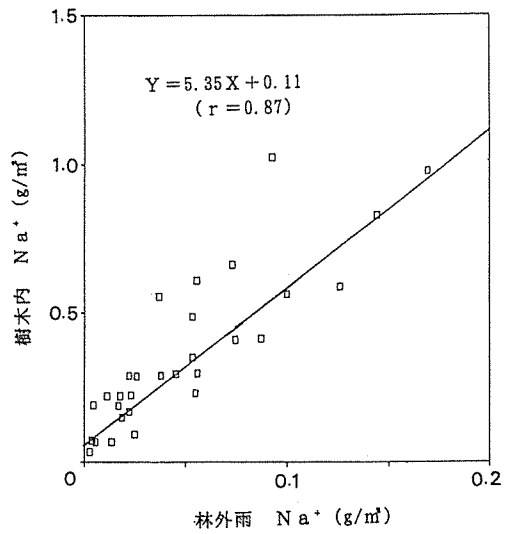


図-13 林内雨Na⁺降下量と樹木内Na⁺降下量
の関係

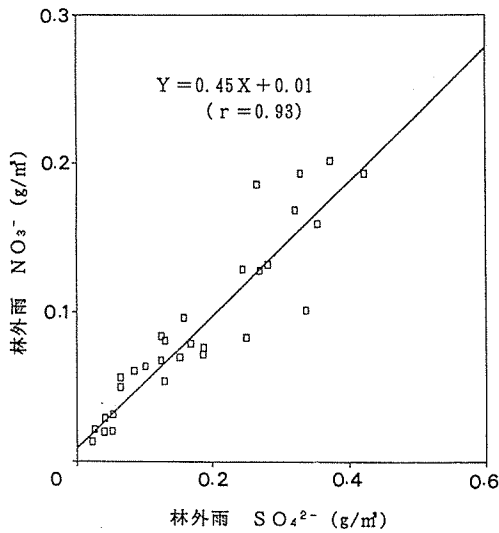


図-14 SO₄²⁻降下量とNO₃⁻降下量
の関係 (林内雨)

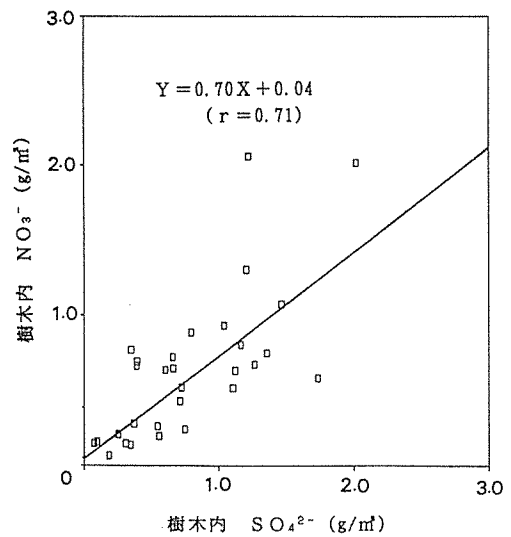


図-15 SO₄²⁻降下量とNO₃⁻降下量
の関係 (樹木内)

射が強いので、SO_x、NO_xの酸化反応が進みやすく、このうち、NO_xは都市大気中ではSO_xに比べ特に濃度が高いので、これを反映しこの時期にSO₄²⁻に比べNO₃⁻が特に多くなるものと推測される。

なお、この酸化反応は樹木の葉や樹皮にNO_x、SO_xが吸着された後、その表面上で起きているものなのかあるいは大気中でH₂SO₄、HNO₃として酸化されたも

のが樹木内に吸着しているものなのかさらに検討する予定である。しかし、いずれの場合にせよ高濃度であるので、樹木にかなり影響があると推測される。

また、この他、K⁺は夏に少なく秋から冬にかけて多くなる傾向だった。

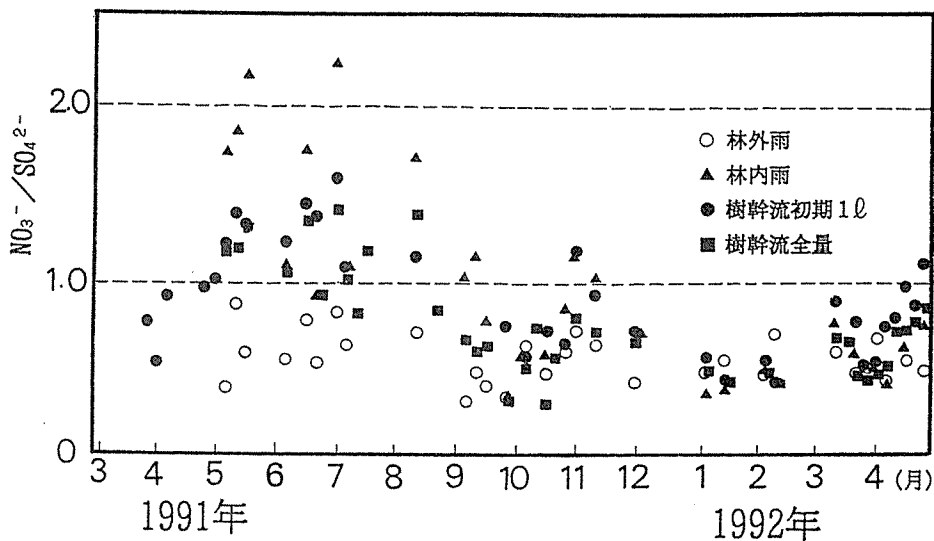


図-16 NO₃⁻/SO₄²⁻比の季節変化

4. 他地域との比較

ここまで、横浜（磯子）におけるヒノキの樹幹流、林内雨の成分濃度、降水量等について述べてきたが、他地域でもヒノキについて同様の手法の調査が行われているので、ここでは横浜とこれらの結果を比較する。表-6 に横浜、静岡¹¹⁾、筑波¹⁸⁾におけるヒノキの樹幹流の成分濃度を示した。なお、比較地点は静岡が標高約600mの秋葉山中腹の県営林内、筑波は筑波市観音台の農業環境技術研究所構内で、山間部、田園地域である。

表-6 にみられるように、樹幹流のpHは横浜(3.94)、筑波(4.08)、静岡(3.72)のようにいずれの地域も低く、特に静岡が低かった。一方、各成分の濃度はすべて横浜>筑波>静岡の順に高かった。静岡を基準として横浜の各成分の比を求めると、NH₄⁺(101)、Ca²⁺(61)、Mg²⁺(31)、NO₃⁻(30)、Cl⁻(16)、Na⁺(11)、SO₄²⁻(9)、K⁺(8)となり、横浜の濃

度が非常に高いことがわかるが、このうち特にNH₄⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、NO₃⁻が高かった。また、NO₃⁻/SO₄²⁻の比は静岡0.22、筑波0.44に対し横浜は0.72と大きかった。

このように地域により濃度や組成が異なったが、これは対象樹木の樹高、幹の太さ、調査期間等が各地域で異なりその影響もあると思われるが、都市域と山間部・田園地域の違いをある程度反映しているものと考えられる。すなわち、都市域の樹木は山間部・田園地域に比べ汚染されており、このうち、NO₃⁻はSO₄²⁻と比べると特に汚染の度合いが大きいと考えられる。

なお、樹幹流のpHは静岡よりむしろNO₃⁻、SO₄²⁻濃度が非常に低い静岡の方で低い傾向だったことから、これは佐々¹⁹⁾らの指摘のように樹皮から溶出する有機酸の影響とも考えられ、これについては、他の樹種を含め詳細に調査していく予定である。

表-6 各地域における樹幹流濃度（ヒノキ）

単位：貯水量 l、EC μ S/cm、濃度 μ g/ml

測定地点(測定期間)	貯水量	pH	EC	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻ /SO ₄ ²⁻
横浜 (91年5月～92年4月)	1172	3.94	361	15.11	5.52	14.54	11.58	3.69	43.39	31.29	38.89	0.72
筑波 ¹⁸⁾ (89年7月～90年6月)	572	4.08	—	3.02	1.24	1.14	1.14	0.38	8.76	3.85	4.08	0.44
静岡 ¹¹⁾ (88年7月～89年3月)	56	3.72	78	0.15	0.70	1.38	0.19	0.12	4.78	1.03	2.42	0.22

5. まとめ

1991年3月～1992年4月までの約1年間、横浜市磯子区滝頭で、ヒノキ(孤立木、幹直径(地上1mの径46cm)、高さ(15m))を対象樹木として、樹木内外の降水物、樹幹流を採取し、その成分濃度、組成、年降水量等を調べた。その結果、次の事がわかった。

(1) 降り始めから5mm以下の降水は樹木の葉や枝に保持され林内雨、樹幹流として流出してこない傾向だった。その結果、林内雨、樹幹流の降水量は林外雨のそれぞれ70%、1%程度と少なくなっていた。

(2) ヒノキの樹幹流のpH(年平均値)は3.94と林外雨の4.77に比べ著しく低く、林内雨は5.06と逆に林外雨より高かった。一方、成分濃度は、pHとは異なりECを含めすべて樹幹流>林内雨>林外雨の順となっていた。

(3) 林外雨を基準にして樹幹流/林外雨、林内雨/林外雨を比べると、樹幹流は K^+ が138倍と著しく大きく、その他が19～30倍、林内雨も K^+ が66倍と大きく、その他が6～11倍だった。

(4) 樹幹流の成分濃度は流出初期に高く、流出が進むと低くなる傾向で、降水量が多いと林外雨に近い濃度になった。一方、pHは初期に低く、流出が進むと高くなる傾向だった。

(5) このことから、樹木に吸着、沈着している汚染物質は、降水初期にその多くが除かれ、降水量が多い場合はほぼ完全に除去されるが、降水量が少ない場合は、枝葉や幹に保持されたまま乾燥し、次の雨まで残存すると考えられた。

(6) 樹木内の各成分の年降水量は林外雨に比べ、 K^+ が49倍と特に多く、その他も H^+ を除き4～7倍と多く、樹木内の土壌は各成分の負荷が非常に大きいことがわかった。

(7) 樹木内全降水量に対する樹幹流の寄与は少ないが、樹幹流が幹周辺のごく限られた場所に流出しているとすると、幹周辺の土壌に与える影響はかなり大きくなることが推測された。

(8) 樹木内における海塩粒子の降水量は Na^+ を指標とすると、林外雨の約7倍だった。

(9) NO_3^-/SO_4^{2-} の組成比は林外雨0.51に対し、樹幹流0.72、林内雨0.84となり、樹木を介した雨の方が明らかにその比が大きかった。

(10) 林内雨、樹幹流の NO_3^-/SO_4^{2-} 比の季節変化は春から夏にかけて大きく秋から冬に小さくなる傾向だったが、樹木を介さない林外雨は、1年を通じその値が小さく、このような顕著な季節変化は示さなかった。

(11) 他地域で実施されたヒノキの樹幹流と横浜(磯子)を比較すると、樹幹流の濃度は横浜>筑波>静岡(秋葉山)の順に高く、 NO_3^-/SO_4^{2-} 比も横浜(0.72)>筑波(0.44)>静岡(0.22)の順に大きかった。このことから、都市域の樹木は山間部・田園地域に比べ汚染されており、それは SO_4^{2-} より NO_3^- が特に汚染されていることがわかった。

(12) 一方、樹幹流のpHは磯子(3.94)、筑波(4.08)、静岡(3.72)のようにいずれの地域も低く、特に NO_3^- 、 SO_4^{2-} 等の成分濃度との関連はみられなかった。

以上より得られた結果は今後行う予定である森林内の土壌中和能試験、土壌影響予測調査に非常に有用となり、今後の緑化対策への貴重な資料になりうると考えられる。

文 献

- 1) H. Hulutberg and P. Grennfelt: Water, Air and Soil Pollution, 30, 31-46 (1986).
- 2) (社) ゴルファーの緑化促進協力会: 酸性雨一生態系に与える影響(1989).
- 3) 田村明: 酸性雨, 新曜社(1986).
- 4) 鶴田治雄: 東アジアの酸性雨, 科学, 59, 305-315(1989).
- 5) 杉本龍志, 相原啓次, 古川昭雄: 森林衰退の現状-丹沢大山モミ林の場合-, 第30回大気汚染学会講演要旨集, 364(1989).
- 6) 関口恭一他: 関東地方における酸性降水物とスギ枯れについて, 第26回大気汚染学会講演要旨集, 349(1985).
- 7) 環境庁, 農林水産省, 林野庁: 昭和60年度関東地域におけるスギ林の衰退と酸性降水物の影響に関する緊急調査報告書(1986).
- 8) 環境庁, 農林水産省, 林野庁: 昭和61年度関東地域におけるスギ林の衰退と酸性降水物の影響に関する緊急調査報告書(1988).
- 9) 草野一, 渡辺善徳, 鶴田治雄: 酸性降水に関する調査研究(第4報)-酸性降水物の環境への負荷-, 横浜市公害研究所報, 第11号, 17-27(1986).
- 10) 渡辺善徳, 草野一: 横浜市における酸性降水, 横浜市公害研究所報, 第12号, 5-17(1988).
- 11) 久米一成ら: スギ, ヒノキの樹幹を流れる雨水成分の性質について, 静岡県衛生環境センター報告, 31, 33-39(1988).
- 12) 横浜市環境科学研究所資料
- 13) 横浜市地方気象台: 神奈川県気象月報, 平成3年5月～平成4年4月.

- 14) 横浜市環境科学研究所：酸性雨に関する調査研究報告書（印刷中）。
- 15) 水上和子，高野利一：酸性降下物による樹木への影響（第一報），埼玉県公害センター研究報告，15,49-56（1988）。
- 16) 松浦陽次郎，堀田庸，荒木誠：関東地方におけるスギ林表層土壌のpH低下，森林立地，32,(2)(1990)。
- 17) 亀岡喜和子，三沢彰，高橋啓二：関東地方におけるスギの衰退と土壌の酸性化，造園学雑誌，52,(5)（1989）。
- 18) 岡本玲子他：筑波地区における降雨の化学的性状に関するモニタリングデータ（1985年～1990年），農業環境技術研究所資料第13号（1992）。
- 19) 佐々朋幸，後藤和秋，長谷川浩一，池田重人：盛岡市周辺の代表的森林における林外雨，林内雨，樹幹流の酸性度ならびにその溶存成分—樹種による樹幹流のpH固有値—，森林立地，32,(2)43-58(1990)。

横浜市における環境騒音調査（第1報）

－用途地域別での屋外と屋内の騒音－

鹿島教昭*

要 旨

横浜市内の293家屋の屋外で24時間連続の環境騒音を L_{eq} で測定すると同時に、家屋内の主として茶の間でも屋内騒音を24時間測定し、4区分の時間帯別評価値で整理した結果、次の事が判明した。

1) 屋外の時間帯別評価値間の相関係数は何れも0.800～0.978と高く、昼の評価値から終日の評価値を予測すると90%が±1.5dBに入る。屋内の評価値では終日と昼、終日と夕だけが相関が高く、昼の評価値から終日の評価値を予測すると90%が±3dBに入る。屋外と屋内の評価値間には殆ど相関がない。

2) 用途地域別の屋外騒音は、商業、準工、住居・近商、調整・1種・2種の4グループに分けられ、各グループの昼のレベルは約64, 63, 61, 58dBである。

3) 屋内騒音は商業で最も高く60dB、次いで2種が57dB、その他の地域では屋外程の明確な差異は認められず55dBである。商業を別にして人の生活に伴う騒音は概ね等しい様である。

4) 屋内騒音の最高値はどの用途地域でも夕方に出現し、その結果屋外騒音が静かな調整、1種、2種では屋内レベルが屋外より僅かに高くなる。

5) 家屋内外の終日のレベル差は、準工・住居・近商のグループで4dB強、調整・1種・2種で2dB以下である。商業では後者に近い2dB強だが一日の変動パターンが商業だけ異なる。

1. はじめに

横浜市の人口は年々増加している。都心部の人口が減るというドーナツ化現象はあるものの、郊外に住む人々は確実に増えている。人口の集中に伴い、これらの人々の移動手段として鉄道網や道路網が拡大、発展し、その沿線地域の騒音レベルを高めている。また空調機等の機械設備、ピアノ、ステレオ等の音響機器が家庭内に設置され、これらも地域の環境騒音を大きくしているものと思われる。このような状況下で、近年、これ以上の環境騒音の悪化を防ぎ、工場や事業場等の個別規制ではなく、環境管理的見地から地域全体の音環境の質を高めることを目的とし、各自地体を中心にして環境騒音の実態調査が行われて来ている¹⁻¹⁰⁾。この間、環境庁は昭和59年、環境騒音の把握手法に関する指針¹¹⁾を、また同61年、環境騒音の把握手法¹²⁾を発表した。

一方、昭和58年3月に日本工業規格の騒音レベル測定法が改正され、大幅に変動する環境騒音の評価値として、これまで使用されていた統計値である時間率騒音レベル(L_x)の中央値(L_{50})に加え、音のエネルギーで評価する等価騒音レベル(L_{eq})が採用された¹³⁾。これは主として大学の研究者等が行った室内実験の結果から、等価騒音レベルは種々の騒音に対する人間の反応と良く合うと評価された事^{14, 15)}、また統計値ではなくエネルギー量であるために加算性がある事、国際的に使用されており各国間での比較が可能である事等がその理由である。この改正以前から大学及び自治体の研究者等は、 L_{eq} を用いた環境騒音の調査を精力的に実施し、詳細な解析を試み、環境騒音の簡易な調査法及び簡易な予測法の検討を続けている^{16, 22)}。筆者も当研究所報で簡易予測法を発表したが²⁾、データの一部に誤りがあったため訂正し文献24)と25)にま

Study of Environmental Noise in Yokohama City(1st Report) - Outdoor and Indoor Noises in Districts Classified for Land Use

*横浜市環境科学研究所騒音振動部門

とめた。

これらを背景として測定器も長足の進歩を遂げ、軽量コンパクトなもので24時間の連続測定が無人でできるようになって来た。そこで筆者は本市全域を対象に、家屋の内外で24時間にわたり等価騒音レベル（Leq）を測定すると同時に、その家屋に住む主として主婦に簡単なアンケート調査を実施し、本市の環境騒音の現況と主要因、及び騒音に対する人々の反応を調査した。本報では、調査法と、家屋内外の騒音レベルを主に用途地域別に整理した結果を述べる。

2. 調査対象者の抽出

当研究所がまとめた調査対象候補者に、調査の目的と、対象者となった場合に協力する内容を事前に知らせ、調査に協力可と回答した者を対象者とした。協力内容は、測定器設置場所の提供、アンケートへの回答、騒音測定中の24時間の生活行動記録である。

なお、候補者の選定にあたり、昭和63年は本市の市政モニターと環境モニター名簿から、平成元年は選挙人名簿から各々ランダムに、平成2年は経済地図を用い道路（種別は問わない）から約200m以内の沿道家屋から候補者を抽出した。

測定器のトラブルや長時間測定器にいたずらされた場合等を除き、最終的にデータが使用可能となった対象者は293名であった。表-1に対象者の調査年毎の内訳を区別に示す。また各区の町丁名を表-2に示すが、町名に続く括弧内の数字は、同じ町内に居住する対象者の数である。

表-1 対象者の区別内訳数

区名	S63年	H1年	H2年	計
鶴見	5	8	7	20
神奈川	4	2	9	15
西	2	1	6	9
中	2	0	5	7
南	5	7	1	13
港南	2	8	8	18
保土ヶ谷	3	10	8	21
旭	5	11	14	30
磯子	2	7	12	21
金沢	6	5	12	23
港北	3	4	6	13
緑	8	6	5	19
戸塚	8	23	15	46
柴	9	2	3	14
泉	3	11	2	16
瀬谷	4	3	1	8
計	71	108	114	293
受諾率 %	30	10	10	

注) 受諾率は概数

表-2 調査対象となった町丁名

区名	町丁名
鶴見	寺谷一 梶山一 梶山二(2) 佃野町 市場西中町 上の宮一 北寺尾三 北寺尾七 馬場四 東寺尾二 東寺尾六 東寺尾中台 汐入町三 獅子ヶ谷町 矢向三 上末吉五 駒岡町 岸谷三 生麦三
神奈川	浦島ヶ丘 松見町三 松見四 白幡上町(2) 白幡仲町(2) 三ッ沢下町 三ッ沢南町 神奈川二 青木町(2) 立町 子安通一 六角橋三
西	岡野二 中央二(2) 南浅間町(2) 藤棚一 伊勢町三 北軽井沢 西戸部町二
中	小港町一 山元町五 石川町五 本牧二 末吉町四 英町 根岸町三
南	大岡四(2) 堀ノ内町二(2) 南吉田町五 南太田町二 中島町二 大橋町二 井戸ヶ谷中町 六ッ川一 六ッ川三 永田みなみ台 共進町二
港南	下永谷町(2) 上永谷三(2) 日野五 日野六 日野七 日野町 上大岡東一(2) 港南台二 港南台三 港南台六 芹が谷一 日限山一 東永谷三 港南二 大久保三
保土ヶ谷	花見台 上星川町(2) 上菅田町(2) 藤塚町 仏向町 峰岡町二 天王町二 岩井町 初ヶ丘 常盤台 月見台 西谷町(3) 桜ヶ丘(2) 明神台 宮田町一 保土ヶ谷一
旭	上白根町(3) 若葉台二 左近山(3) 中沢町 笹野台 今宿町(2) 今宿西町 白根五(2) 白根六 万騎が原 中希望が丘(2) 東希望が丘(2) 四季美台(2) 鶴ヶ峰一(2) 鶴ヶ峰本町 上川井町(2) 本村町 中尾町 本宿町
磯子	汐見台二 汐見台三 磯子二 磯子台 下町 洋光台一(2) 洋光台二 洋光台四(2) 洋光台五 田中二 杉田三 杉田七(2) 岡村八 上町 森が丘一 森五(2) 西町
金沢	並木一(2) 並木二 泥亀一 六浦町(4) 東朝比奈二 寺前二(2) 金沢町 州崎町 富岡西四 富岡二 能見台六(2) 西柴一(2) 富岡東一 益利谷町(3)
港北	大豆戸町 太尾町 新吉田町 篠原東三 篠原北一 小机町(2) 箕輪町 高田町 大圃町(2) すみれが丘 篠原町
緑	鴨居六 三保町 しらとり台 たちばな台一(2) 藤が丘二(2) 平台 桜台 市ヶ尾町 十日市場町 長津田三 榎の木台 梅が丘 みたけ台 荏田町 鴨居町 青葉台二 中山町
戸塚	深谷町 原宿町 平戸一 平戸二 平戸五 名額町(5) 舞岡町 柏尾町(4) 前田町(4) 上矢部町 品濃町(2) 矢部町(2) 鳥が丘(2) 平戸町(4) 戸塚町(5) 小雀町 上倉田町(3) 吉田町(2) 秋葉町(2) 上柏尾町 南舞岡一(2)
柴	飯島町(2) 公田町(4) 上郷町(2) 小菅ヶ谷町 笠間町(2) 亀井町 鍛冶ヶ谷町 長倉町
泉	和泉町(8) 中田町(3) 上飯田町(2) 岡津町 緑岡四 西が岡一
瀬谷	瀬谷町 二ッ橋町 三ッ境 南台一 相沢七 阿久和町 瀬谷三 瀬谷四

注) 和数字に続く「丁目」は省略 括弧内は同一町丁内の対象家屋の数

3. 調査方法

3-1 騒音レベル

3-1-1 環境騒音測定器

騒音レベル（A特性）の測定には騒音曝露計（リオン製 NB-13A, NB-11）を用いた。これは10分間毎の等価騒音レベル（ $Leq_{1/6}$ 、1/6は測定時間）を一つの数値としてメモリーに記憶する。従って24時間の連続測定から144個のデータが得られる。曝露計の単位測定時間が10分間であるので、測定開始時刻は正時、或いは正時から10分を整数倍した時間が経過した時刻とした。なお本曝露計は時間率騒音レベルの中央値（ $L_{50, 1/6}$ ）も測定し、やはり144個のデータを記憶する。

3-1-2 騒音測定日

昭和63年から平成2年まで冬季を中心に、原則として月曜日から金曜日までの間とし、測定時間が祝祭日に掛かる場合も除いた。天候に関しては、雨、雪、強風となることが明白な場合はアンケート等も含め調査日を延期した。また騒音測定開始後に降雨等があった場合は、適宜、測定の続行或いは中止を指示した。

3-1-3 家屋外の測定場所

外部から到来する音（主として道路交通騒音）が最も大きいと思われる場所を測定場所とし、軒下、ベランダ、戸袋の上などに曝露計を設置した。但し設置場所を一律に決めることは殆ど不可能のため、測定現場の実状に合わせた。従って測定場所から主たる音源が見通せるか否かは問わず、地上高さも一律ではないが、高さの大部分は対象家屋の床上1～2m程度であった。

3-1-4 家屋内の測定場所

家族が普段良く集まる部屋を測定場所とした。多くは茶の間であり、その部屋のサイドボードや茶箆筒の上に曝露計を置いた。なおドアや引き戸等で衝撃が伝わる場所、またスピーカや冷蔵庫、電話等の近辺は設置場所から除いた。

3-2 アンケート調査

曝露計を設置する際に、アンケート用紙を渡し24時間後に曝露計と共に回収した。回収時に記入漏れをチェックし全問回答が得られるようにした。

質問項目は、フェースシート、家屋構造、居住環境等に関する一般的質問、及び騒音関係では、世にいう“街道”以上の道路や鉄道軌道からの距離、昼夜別のうるさい音源、家屋内外のうるささの程度、うるさい時間帯等である。

3-3 生活行動記録紙

家屋内外の騒音レベルに関係すると考えられる音源

を推定する目的で、騒音測定中の24時間にわたって生活行動を記録してもらった。曝露計を設置した部屋を茶の間とし、外部騒音の茶の間への影響を知るために、その部屋と屋外を仕切る窓の開閉も記してもらった。

記録する内容は茶の間の騒音レベルに影響する行動であること、更に家屋の内外に分け以下の事項に注意を払うよう依頼した。

家屋内：睡眠、起床、炊事、洗濯、掃除、窓の開閉、育児、外出、休養、テレビやステレオの視聴、その他

家屋外：チリ紙交換車、暴走族、サイレンを鳴らした車、ヘリコプターや飛行機、近所での突発的工事、特にうるさかったこと

4. 騒音レベル測定結果の整理方法

一台の曝露計で得たデータ全てが機械的に処理されるプログラムを開発し、データの蓄積を図っている。下記以外にも突然の異常音を計算結果から排除する等の便利な処理が可能であるが、更なる改良を進めている。

4-1 原データ

騒音レベルの原データは、曝露計に記憶された各々144個の $Leq_{1/6}$ と $L_{50, 1/6}$ である。これらのデータはRS-232Cインターフェースを介して、コンピュータに送られ、データの注釈と共に一つのファイル名を付されフロッピーディスクに保存される。

4-2 時間帯別騒音レベル

原データが保存されると、直ちに時間帯別等価騒音レベル（評価値）が計算され、各種の注釈及び原データと共に印字される。時間帯は一日を朝、昼、夕、夜に区別したものであり、横浜市の場合に指定されている時間帯、その間における等価騒音レベルの記号を表-3に示す。なお表中の記号の後に“O”または“I”を付けた記号はそれぞれ屋外と屋内を意味するものとする。例えば、 Leq_{mO} は屋外の朝のレベルである。

表-3 時間帯別評価値

評価値	時間帯	時間
Leq_{24}	終日	24時間
Leq_m	朝	6時～8時
Leq_d	昼	8時～18時
Leq_e	夕	18時～23時
Leq_n	夜	23時～6時

4-3 騒音レベルの作図

10分毎の L_{eq} と L_{50} は即座にCRTに描かれ上記のデータの下にコピーされる。また屋外データと屋内データが比較されるようにも描かれる。これらの作図はXYプロッタでも可能であり、その一例を図-1に示す。

図-1は L_{eq} による屋外騒音と屋内騒音の比較であり、新しくできた4車線の道路に沿った家屋で得られたものである。屋内のレベルは、朝6時過ぎに家族が起き出して上昇し、日中では人が無くなり少し静かな状態が続き、夕方に再び家族が集まって就寝時まで高い状態が続いている。これは一般的な家庭内のレベル変動である。午前1時を中心にした前後10分では高い屋外レベルに屋内レベルが追随し、屋外の屋内への顕著な影響が認められる。また深夜の0時から明け方の6時までの両者のレベル変動はほぼ平行移動を示しており、ここにもその影響が現れている。更にこの家族は、夕方には屋外騒音と同等程度のレベルの下で過ごしているが、この間は行動記録ではテレビを視聴している時間であり、屋外騒音に負けない程にテレビのボリュームを上げていることが窺える。

5. 等価騒音レベル(L_{eq})の測定結果

5-1 騒音レベルの信頼性

曝露計が記憶するレベルは30から130dBまでであるが、メーカーが公表している仕様によると、信頼性を有する最低レベルは40dBである。一般に、環境騒音で信頼性が問題となるのは40dB以下の低レベルの場合だけである。更に、レベルが30dB以下となっても曝露計はそれを30dBと記憶するため、非常に静かな環境で得られたレベルは実際のレベルより高めとなってしまう。しかし本研究の室内において、変動騒音を用いて精密級積分騒音計(リオン製 NL-11 L_{eq} は35dB以上測定可)と比較した結果から判断すると、35dBまでは殆ど正しい値が、また33dB程度まではほぼ正しい値が得られている。

今回の調査で得られた L_{eq} の時間帯別騒音レベルについて、33dB未満、及び33dB以上35dB未満となる家屋数及び最低レベルをまとめて表-4に示す。屋外では全ての時間帯別騒音レベルが35dB以上であり、これから屋外に関しては殆ど正しい値が得られていると考えられる。

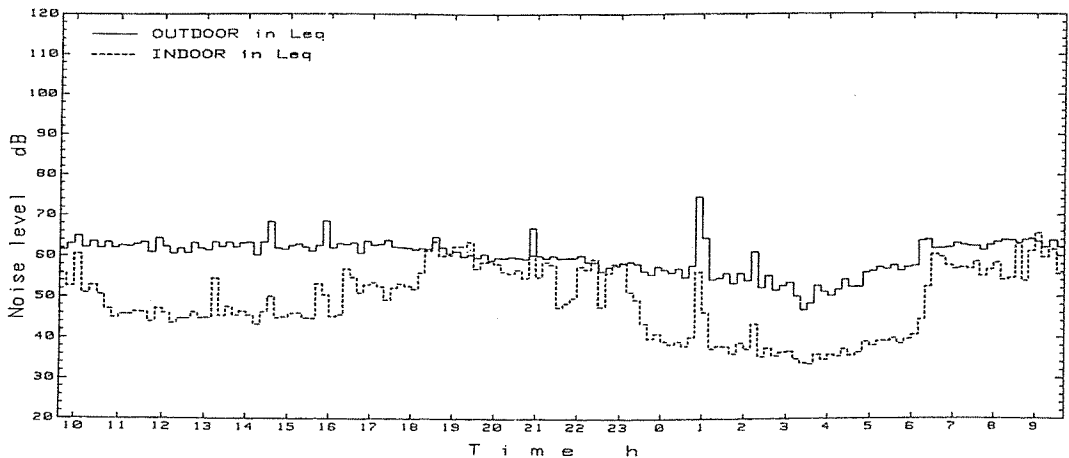


図-1 L_{eq} による屋外騒音と屋内騒音

表-4 時間帯別評価値が35dB未満となる家屋数と最低レベル dB

評価値	全数	L<35	最低	評価値	全数	L<33	33≤L<35	最低
Leq mO	293	0	43.3	Leq mI	293	1	1	31.4
Leq dO	293	0	48.8	Leq dI	293	0	0	40.4
Leq eO	293	0	43.9	Leq eI	293	0	0	36.6
Leq nO	293	0	35.6	Leq nI	293	35	20	30.1

同様に屋内の場合も、朝、昼、夕の3時間帯では殆ど正しい値が測定されていると思われる。しかし、夜では55家屋でLeq nIが35dB未満となっており、これらの屋内騒音は測定値より低レベルであった可能性がある。ここにおいてデータを取り扱う上で2つの問題が生じる。

第一は、この55家屋の夜間の低レベルを不正確であるとすると、これらの低レベルと他の時間のレベルから計算されたLeq24Iも正確ではないことになる。しかし、Leq24Iは夜間の低レベルより、高レベルと日昼から夕方レベルに大きく左右される。従って、得られたLeq24Iは実状をおおよそ正しく反映したものとと言える。

第二は、35dB未満となったLeq nIを不正確なデータとして削除し、夜のレベル全体の平均値を論じる場合である。293個のLeq nIから55個の低レベルのデータを除いた平均は、293個の平均値より高めとなる。しかも55個のデータは実際のレベルよりも高めとなった可能性のあるデータである。それ故、低レベルのデータを不正確として削除した平均値は実状から更に離れた数値となる。しかし、夜間の屋内瞬時レベルは暗騒音に近い定常音であり大きく変動することは考え難く、しかも変動する場合は得られたデータを大きくする方向に、即ち安全側にずれる。従って32~33dBのデータは実状にかなり近いはずである。

以上の2点を考慮し、本報では得られた293個全てのLeq nIのデータを使用する事とした。

5-2 時間帯別評価値間の関係

5-2-1 屋外と屋内の騒音レベル

時間帯別評価値間の相関係数rを表-5に示す。相関係数は屋外の評価値間では0.800~0.978と高く、屋内間では0.135~0.911とバラツキが大きい。

屋外と屋内の評価値間の相関係数は-0.042~0.284

であり、全くと言って良いほど相関が無い。ここでは屋外騒音が騒がしい地域も静かな地域も含まれている。静かな地域においては屋外から屋内へ進入する騒音は当然少なくなり、屋内騒音はその居住者が発する音で決定される。それ故、家屋内外の騒音レベル間の相関係数が低くなることは十分に予想される。今後は、屋外の屋内への影響が強い地域とそうでない地域に分けた整理が必要と思われる。

5-2-2 屋外のLeq24OとLeq dOの関係

屋外の場合には、Leq24OとLeq dOの相関係数は0.978と非常に高く、Leq dOが測定されればLeq24Oは大略予測可能となる。この結果は過去のいくつかの研究報告と同様である^{21, 24, 25}。図-2にLeq24OとLeq dOを用いた回帰関係を示す。図中52dB程度のLeq dOに対してLeq24Oが約60dBであったデータが一つある。これはLeq eOが約67dBと非常に高く、その影響でLeq24Oが高くなったものである。この家屋では夕の一時、異常な高レベルが時間をおいて延べ30分間測定されているが、その原因は生活行動記録に明記されていない。なお回帰式、及び係数と定数の95%信頼区間は次の通りである。

$$\text{Leq24O} = 0.993 \cdot (\text{Leq dO}) - 1.44 \quad r = 0.978 \quad N = 293 \quad (1)$$

$$\text{CONFI}[0.993 \pm 0.03] \quad \text{CONFI}[-1.44 \pm 1.47]$$

なお、図中の破線は筆者が主として道路上で調査した結果であり次式となる²⁴。

$$\text{Leq24O} = 1.063 \cdot (\text{Leq dO}) - 5.99 \quad r = 0.994 \quad N = 30 \quad (2)$$

$$\text{CONFI}[1.063 \pm 0.04] \quad \text{CONFI}[-5.99 \pm 2.81]$$

式(2)を得た区域は本市の極く狭い範囲であり、測定点は本報のベランダや軒下、戸袋の上とは異なって、多くが公共の道路上であった。しかし両式の間では殆ど差が認められず、通常の昼のレベルでは同じ様なLeq24Oが予測できる。

式(1)を用いて予測したLeq24Oと実測したLeq24O

表-5 時間帯別評価値間の相関係数

評価値	Leq mO	Leq dO	Leq eO	Leq nO	Leq24I	Leq mI	Leq dI	Leq eI	Leq nI
Leq24O	0.881	0.978	0.887	0.856	0.122	0.103	0.193	0.004	0.246
Leq mO		0.832	0.821	0.832	0.055	0.125	0.108	-0.042	0.191
Leq dO			0.804	0.800	0.128	0.081	0.213	-0.004	0.233
Leq eO				0.849	0.105	0.110	0.124	0.078	0.243
Leq nO					0.102	0.070	0.155	0.036	0.284
Leq24I						0.471	0.911	0.816	0.305
Leq mI							0.353	0.417	0.135
Leq dI								0.595	0.204
Leq eI									0.312

の差の絶対値を Δ として、それが一定範囲内に入る割合を表-6に示す。実測値 $Leq\ dO$ から予測した $Leq24O$ はその約90%が $\pm 1.5dB$ 内に入っている。従って $Leq\ dO$ が短時間で求めればその値を用いて簡便に $Leq24O$ が求め得る。特に日中、相対的に高レベルの騒音に常時曝されているような地域においては、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 $Leq\ dO$ を求めるのは可能と考えられる²⁾、²⁰⁾。

5-2-3 屋内の $Leq24I$ と $Leq\ dI$ の関係

屋内評価値間の場合、相関係数のバラツキが大きい事は先の表-5に示した通りである。しかし、 $Leq24I$ は $Leq\ dI$ ($r=0.911$)と $Leq\ eI$ ($r=0.816$)とだけは関係が強い。そこで $Leq24I$ と最も高い相関を示す $Leq\ dI$ との関係を図-3に示し、回帰式と回帰係数及び定数の95%信頼区間を以下に示す。

$$Leq24I = 0.818 \cdot (Leq\ dI) + 9.77 \quad r=0.911 \quad N=293 \quad (3)$$

$$CONFID[0.818 \pm 0.04] \quad CONFID[9.77 \pm 2.40]$$

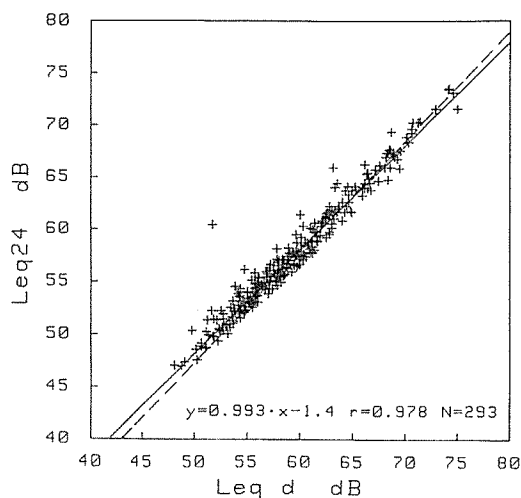


図-2 屋外の $Leq24$ と $Leq\ d$ の関係

屋外の場合と同様に、式(3)を使用した予測値と実測値の差を整理し表-7に示す。実測値 $Leq\ dI$ から予測した $Leq24I$ はその約90%が $\pm 3dB$ 内に入る。屋外程の精度ではないが、やはりおおよその $Leq24I$ の予測は可能である。

5-3 用途地域別騒音レベル

都市計画法では区域を計画的な市街化を図る市街化区域と、市街化を抑制する市街化調整区域の2つに大分類し、市街化区域が更に8つの用途地域に細分類されて、それらが用途地域と総称される。そして騒音の環境基準や規制基準はこれら用途地域に即して定められている。そこでここでは今回得られた騒音レベルを用途地域別に概観する。但し工業専用地域のサンプルは無く、また工業地域のサンプルは一つのみ故に考察の対象からは除くと共に、市街化調整区域は用途地域の分類項目ではないが、本報では一つの用途地域扱いをする。また各用途地域を1種、2種、住居、調整、近商、商業、準工、工業と略す。

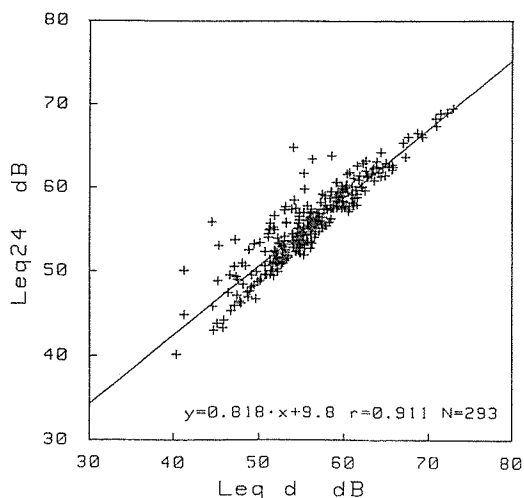


図-3 屋内の $Leq24$ と $Leq\ d$ の関係

表-6 $Leq24O$ の予測値と実測値の差の絶対値(Δ)

範囲 dB	数	%	累積%
$0 \leq \Delta \leq 1$	211	72.0	—
$1 < \Delta \leq 1.5$	51	17.4	89.4
$1.5 < \Delta \leq 2$	20	6.8	96.2
$2 < \Delta \leq 2.5$	5	1.7	97.9
$2.5 < \Delta \leq 3$	2	0.7	98.6
$3 < \Delta$	4	1.4	100

表-7 $Leq24I$ の予測値と実測値の差の絶対値(Δ)

範囲 dB	数	%	累積%
$0 \leq \Delta \leq 1$	133	45.4	—
$1 < \Delta \leq 2$	87	29.7	75.1
$2 < \Delta \leq 3$	49	16.7	91.8
$3 < \Delta \leq 4$	10	3.4	95.2
$4 < \Delta \leq 5$	6	2.0	97.3
$5 < \Delta$	8	2.7	100

表-8 用途地域別屋外の評価値 dB

用途地域	度数	Leq24O		Leq mO		Leq dO		Leq eO		Leq nO	
		m	σ	m	σ	m	σ	m	σ	m	σ
調整	13	56.6	6.8	54.8	6.5	58.7	6.8	54.7	7.6	49.1	8.0
1種住専	129	56.2	4.8	55.1	5.3	58.3	4.9	54.3	5.4	48.5	5.7
2種住専	53	56.6	4.2	54.9	5.5	58.3	4.1	55.6	5.2	49.9	6.0
住居	58	59.8	5.6	59.3	6.5	61.5	5.4	58.8	6.6	53.7	7.3
近隣商業	19	59.4	6.4	59.3	7.2	61.1	6.4	58.6	6.4	54.0	8.0
商業	10	62.4	3.5	62.5	2.9	63.7	3.6	61.7	3.3	59.3	5.3
準工	10	61.2	7.8	61.8	9.5	62.5	7.7	59.1	8.1	55.4	9.5
工業	1	61.6	—	61.5	—	63.1	—	61.1	—	58.9	—
全体	293	57.6	5.4	56.7	6.3	59.5	5.4	56.2	6.2	50.8	7.0

m：平均， σ ：標準偏差

5-3-1 用途地域別屋外の騒音レベル

用途地域別にみた各評価値を表-8及び図-4に示す。この図から全ての用途地域にはほぼ共通した各評価値の特徴を述べると、次の様になる。

- a) Leq dOが最も高く、Leq nOが最も低い
- b) 準工を除くとLeq mOとLeq eOはほぼ同一である
- c) Leq24OはほぼLeq mOに近い

更に、評価値毎に各用途地域におけるレベルの大小を整理して表-9に示す。表で大小の比較を示す記号の意味は、隣接した両者の差が0.4以下が“≐”，0.5以上1以下が“≥”，1より大が“>”である。以上の結果から何れの評価値についても次の事が言え、用途地域がa～dの4つのグループに分けられる。

- a) 商業が最も高レベルである。
- b) 次に準工が高い。
- c) 住居と近商は殆ど同レベルで上から3番目に当たる。
- d) 2種、調整及び1種の三者は同程度のレベルで最も静かな地域である。

そこで、どの用途地域においても最も高いレベルとなるLeq dOと、一日のレベル変動パターンで4グループの特徴をまとめると以下の通りとなる。

表-9 屋外評価値別の用途地域の順

評価値	用途地域
Leq24O	商業>準工>住居≐近商>2種=調整≐1種
Leq mO	商業>準工>住居≐近商>1種≐2種≐調整
Leq dO	商業>準工≥住居≐近商>調整≐2種=1種
Leq eO	商業>準工≐住居≐近商>2種≥調整≐1種
Leq nO	商業>準工>近商≐住居>2種≥調整≥1種

注) >：差が1より大，≥：同0.5以上1以下，≐：同0.4以下

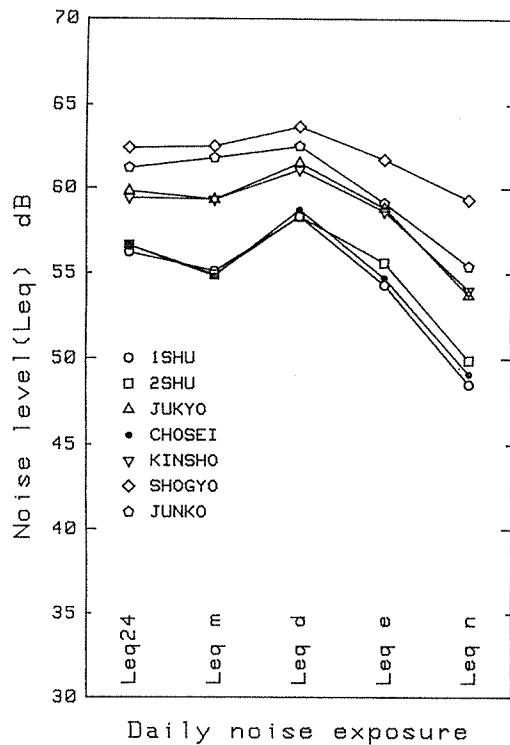


図-4 用途地域別屋外の評価値

表-10 用途地域別屋内の評価値 dB

用途地域	度数	Leq24I		Leq mI		Leq dI		Leq eI		Leq nI	
		m	σ	m	σ	m	σ	m	σ	m	σ
調整	13	54.6	6.7	53.8	5.9	55.2	7.8	55.3	5.6	40.4	6.4
1種住専	129	55.0	5.1	53.6	6.3	55.5	5.4	56.4	6.0	40.3	6.7
2種住専	53	56.7	4.1	53.9	5.5	56.8	4.5	58.9	5.0	41.8	5.5
住居	58	55.5	4.8	52.9	7.4	55.9	5.9	56.7	5.5	42.7	6.1
近隣商業	19	54.9	4.0	53.1	5.9	55.1	5.4	56.6	3.9	43.4	6.4
商業	10	60.1	5.6	56.5	5.9	60.9	6.8	61.8	6.0	43.2	5.7
準工	10	55.4	3.1	54.8	6.1	55.6	3.4	57.2	5.0	43.4	7.5
工業	1	63.1	—	66.5	—	63.9	—	64.8	—	36.1	—
全体	293	55.6	5.0	53.7	6.3	56.0	5.5	57.1	5.7	41.4	6.4

m : 平均, σ : 標準偏差

1) 商業は最も高騒音地域であり、Leq dOで約64dBである。そして昼と他の時間帯とのレベル差が小さく、夜でも昼に比し4dBの低下しか示さない。

2) 住居と近商はどの時間帯でも、互いに殆ど同じ様なレベルを示している。Leq dOでは大体61dBを示し昼と夜の差が8dB位になる。

3) 1種, 2種並びに調整も、互いにどの時間帯でも同程度のレベルであり、かつ最も静かな地域である。Leq dOは約58dBであり、昼と夜の差が最も大きく10dB程度となる。

4) 準工のLeq dOは62dB強であり、商業よりやや低い程度である。しかし商業と異なるのは昼と夜のレベル差が約7dBと大きくなる点である。1~3のグループはかなり明確に分けられるが、この準工だけは一日のレベル変動にやや特異な性格が認められる。それは朝と昼のレベルは商業的であり、夕と夜は住居や近商的な点である。但し、各評価値を全体的に眺めると商業に次ぐ高レベル地域である。なお、準工は建築基準法の建築制限が殆ど無いので普通は複雑な建物状況にある。従って、度数10は市域全体からみれば少なく一般化は困難かも知れない。

5-3-2 用途地域別屋内の騒音レベル

結果を表-10と図-5に示す。夜を除いた時間帯では商業のレベルが最も高く、次に2種がやや高く一日の変動パターンも商業に似ている。他の用途地域は更に

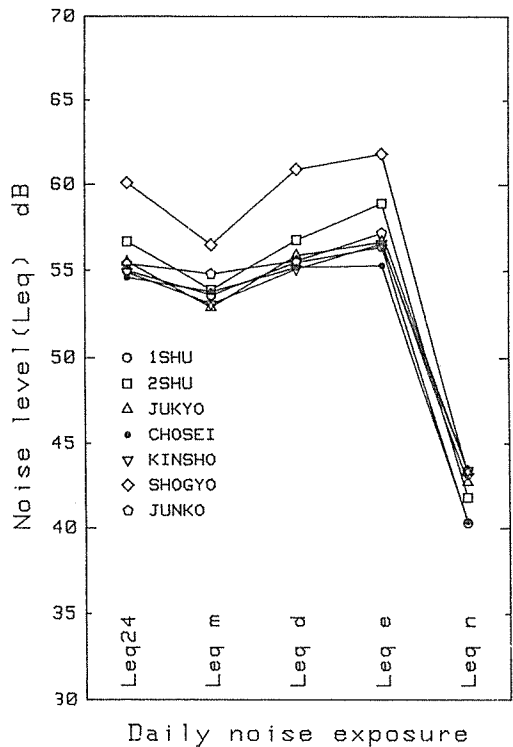


図-5 用途地域別屋内の評価値

表-11 屋内評価値別の用途地域の順

評価値	用途地域
Leq24I	商業 > 2種 > 住居 ≒ 準工 ≒ 1種 ≒ 近商 ≒ 調整
Leq mI	商業 > 準工 ≒ 2種 ≒ 調整 ≒ 1種 ≒ 近商 ≒ 住居
Leq dI	商業 > 2種 ≒ 住居 ≒ 準工 ≒ 1種 ≒ 調整 ≒ 近商
Leq eI	商業 > 2種 > 準工 ≒ 住居 ≒ 近商 ≒ 1種 > 調整
Leq nI	準工 ≒ 近商 ≒ 商業 ≒ 住居 ≒ 2種 > 調整 ≒ 1種

注) > : 差が1より大, ≒ : 同0.5以上1以下, ≒ : 同0.4以下

少し低めで変動しているが、全体として顕著な差は認めがたい(表-11)。用途地域別評価値の順は全てに共通しており、レベルの高い方からLeq eI, Leq dI, Leq mI, Leq nIの順である。屋内レベルは主に茶の間で測定したが故に、夕方に家族が集まりテレビを見ながら食事、だんらんの時を過ごすためであろうが、Leq eIが最高となる。これが第一の特徴である。

第二の特徴は夕から夜へかけて大幅にレベルが低下することであり、住居の56.7dBから42.7dBへ14dBの低下を最小にして、商業の61.8dBから43.2dBへ約19dB低下している。そして夜では、商業と2種を含め用途地域の差が余り明確でなくなり、全てのLeq nIが40~43dB程度内にある。

結局、屋内のレベルは商業で最も高く、次いで2種、その他の地域では用途地域と余り関係なく、換言すれば屋外のレベルとは関係なくほぼ同程度のレベルである。そして大略のLeq24Iは、商業で60dB、2種で57dB、その他で55dBとなっている。

なお、2種は中高層住宅団地を中心とした地域であって、比較的若い夫婦が多く、小学生以下の子供の数が多いために屋内レベルが比較的高かったと考えられるが、その詳細は別の機会に報告する。

5-3-3 用途地域別屋外と屋内の騒音レベル差

屋外レベルから屋内レベルを引いたレベル差を表-12及び図-6に示す。屋外でも屋内でも最も高レベルを示した商業が特異なパターンである。商業のレベル差は朝に6dBとかなり大きく(住居と近商にはほぼ同じ)、昼は1種にはほぼ等しく2.8dB、夕は調整にほぼ等しく-0.1dBと小さくなり、夜では16.1dBと他地域に比べ最大を示す。商業地域の住民は朝に比較的遅く活動を始め、昼と夕では商売が活発となって家屋内外のレベル差が無くなるためと思われる。また夜のレベル差が他に比し最大となる理由は、商業地域の建物が堅牢で遮音性能が良いためであろう。

商業以外の地域は準工・住居・近商と、1種・2種・調整の2グループに区分され、終日のレベル差で示すと、前者では4dB強、後者では2dB程度となっている。

レベル差の特徴は家屋に住む人々が集い憩いの時を過ごすと思われる夕のレベル差に現れており、比較的屋外レベルが高い準工・住居・近商のレベル差はプラスで屋内が屋外より静かであるが、屋外レベルが低い1種・2種・調整では屋外より屋内の方が騒がしくなっている。

今回の調査では、屋外騒音と屋内騒音の測定場所の

表-12 用途地域別屋外と屋内のレベル差 dB

用途地域	Leq24	Leq m	Leq d	Leq e	Leq n
調整	2.0	1.0	3.5	-0.6	8.7
1種住専	1.2	1.5	2.8	-2.1	8.2
2種住専	-0.1	1.0	1.5	-3.3	8.1
住居	4.3	6.4	5.6	2.1	11.0
近隣商業	4.5	6.2	6.0	2.0	10.6
商業	2.3	6.0	2.8	-0.1	16.1
準工	5.8	7.0	6.9	1.9	12.0

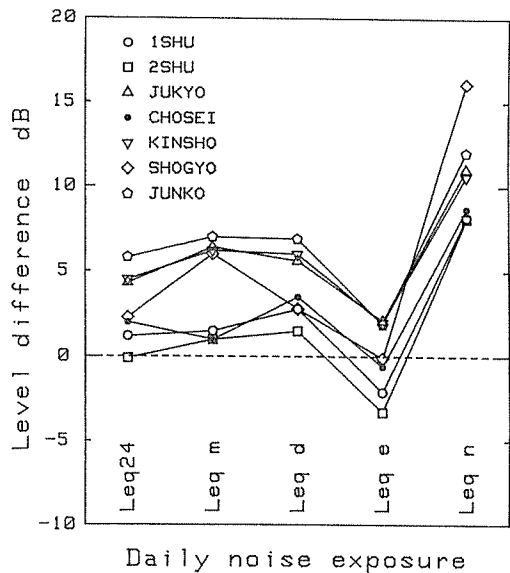


図-6 用途地域別家屋内外のレベル差

配置が全家屋で一定ではないので、家屋の遮音性能を見るには無理がある。しかし、それに近い値と考えられる夜のレベル差を概観すると、商業で16dB、準工で12dB、住居と商業で11dB、調整・1種・2種で8~9dBである。

6. まとめ

横浜市内の293家屋の家屋内外の等価騒音レベルを24時間連続測定した結果の概略は次の通りである。

1) 屋外の時間帯別評価値間の相関係数は0.800~0.978と高く、特に終日と昼との間で最も高い。昼のデータから終日のレベルを予測すると、その約90%が±1.5dB内に入る。この結果は他の報告^{21, 24)}と同様であり、昼の短時間測定から終日レベルの予測の可能性は高い。

2) 用途地域別屋外レベルでは、工業と工専を除いて商業が最も高騒音地域であり、Leq dOで約64dBである。そして昼と他の時間帯とのレベル差が小さく、夜でも昼に比し4dBの低下しか示さない。

3) 住居と近商はどの時間帯でも、互いに殆ど同じ様なレベルを示している。Leq dOでは大体61dBを示し昼と夜の差が8dB位になる。

4) 1種、2種並びに調整も、互いにどの時間帯でも同程度のレベルであり、かつ最も静かな地域である。Leq dOは約58dBであり、昼と夜の差が最も大きく10dB程度となる。

5) 準工のLeq dOは62dB強であり、商業よりやや低い程度である。しかし商業と異なるのは昼と夜のレベル差が約7dBと大きくなる点である。この準工だけは24時間のレベル変動にやや特異な性格が認められる。

6) 屋内騒音レベル間の相関係数は、終日と昼 ($r = 0.911$) 及び終日と夕 ($r = 0.816$) だけが高く、他は非常に低い。しかし昼のデータから終日レベルの予測は可能であり、予測値の90%が±3dB内に入る。なお、屋外と屋内の騒音レベル間には殆ど相関が認められない。

7) 屋内レベルを用途地域で整理すると屋外レベル程には分離できないが、商業が最も高く、次いで2種、それより僅かに低く他の地域が同程度で続く。これから人の生活に伴う騒音レベルは極端に変化しないと言える。

8) 屋内で最も高レベルとなる時間帯は全ての用途地域で夕である。商業のLeq eIが最高で62dB、2種では59dB、他の地域では55~57dB程度である。

9) 家屋内外のレベル差は屋外レベルが高いほど大きくなる。屋外レベルが静かな調整、1種、2種では夕の屋内レベルが屋外より高くなる。

10) 夜のレベル差は商業で16dB、準工で12dB、住居と商業で11dB、調整・1種・2種で8~9dBである。

おわりに

本報では主に用途地域別の屋外と屋内レベルについて述べたが、屋内レベルを用途地域で分類すると屋外程には明確には分けられず、人々は同じ様な屋内レベルの下で暮らしているようである。屋外と屋内の時間帯別騒音レベル間には殆ど相関が認められなかったが、家人が留守等の屋内から発する音が無い時間帯を抽出して解析すると異なった結果が得られるかも知れぬ。

今後は近接道路等のパラメータやアンケート結果を用いた解析を進める予定である。

最後ではありますが、調査に御協力頂いた市民の方々に深く感謝します。調査法に関しましては、神奈川県環境科学センターの方々にお世話になりました事、また多量の曝露計を必要としたため、同センターと川崎市公害研究所の御協力を得られました事を記して感謝致します。

文 献

- 1) 川崎市：環境騒音調査報告書、昭和59年3月。
- 2) 川瀬洋三、丸山浩一、加藤修一：札幌市の環境騒音の概要について、日本騒音制御工学会 行政と騒音シンポジウム論文集、11-19(1986, 6)。
- 3) 神戸市環境局公害対策部：神戸市環境騒音調査報告書(昭和60・61年度調査)、昭和62年4月。
- 4) 木本行雄、八尋正幹：地域類型別にみた環境騒音の実態調査結果について、全国公害研会誌、13(3)、129-135(1988)。
- 5) 長崎県保健環境部：昭和63年度環境騒音調査報告書、平成元年6月。
- 6) 尼崎市：尼崎市環境騒音調査報告書(昭和63年度調査結果)、平成元年8月。
- 7) 横浜市公害対策局：騒音振動実態調査報告書(解析)、平成2年3月。
- 8) 京都市衛生局公害対策室：環境騒音調査報告書平成元年度、平成2年3月。
- 9) 羽曳野市：環境騒音調査報告書(平成3年版)、平成3年3月。
- 10) 沖山文敏、石井 皓、鹿島教昭、厚井弘志：自治体における環境騒音の実態と課題、日本機化学会 環境工学シンポジウム'91講演論文集、469-474(1991)。
- 11) 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。
- 12) 環境庁特殊公害課：環境騒音の把握手法、昭和61年10月。
- 13) 日本工業規格 騒音レベル測定方法 JIS Z 8731-1983、(東京、日本規格協会、昭和59年4月)。
- 14) 難波精一郎、桑野園子：種々の変動音の評価法としてのLeqの妥当性並びにその適用範囲の検討、日本音響学会誌、38(12)、774-785(1982)。
- 15) S. Kuwano, S. Namba, H. Miura: Advantages and disadvantages of A-weighted sound pressure level in relation to subjective impression of

environmental noises, Noise control engineering Journal, 33, 107-115(1989).

16) 久野和宏, 今泉 勤, 武田一哉, 奥村陽三, 鄭大瑞, 大石弥幸, 林 顯效, 池谷和夫: 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), 388-396(1984).

17) 鄭 大瑞, 武田一哉, 久野和宏, 池谷和夫: 都市内住居の騒音暴露量に関する分析: 日本音響学会誌, 40(8), 546-553(1984).

18) 三品善昭, 久野和宏, 林 顯效, 池谷和夫: 短時間計測に基づく L_{eq24} の予測法に関する検討, 日本音響学会講論集, 447-448(1985, 9~10).

19) 厚井弘志, 青井一郎, 藤田真一, 笈西隆滋: 環境予測におけるランドサットデータの活用, 日本音響学会誌, 41(3), 459-464(1985).

20) 小林 泉, 岡田 勲, 馬場美貴男, 和田正弘: 滋

賀県における環境騒音特性の把握-EPAモデルを用いて-, 日本騒音制御工学会講論集, 301-304(1986, 9).

21) 林 顯效, 久野和宏, 三品善昭, 鄭 大瑞: L_{eq} 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).

22) 田中正一, 瀬林 伝: 居住地域の環境騒音の予測についての一方法, 騒音制御, 12(6), 307-310(1988).

23) 鹿島教昭: 都市環境騒音とその簡易予測手法, 横浜市公害研究所報, 14, 57-69(1990).

24) 鹿島教昭: 都市環境騒音の測定結果と簡易予測, 全国公害研会誌, 16(1), 42-51(1991).

25) 鹿島教昭: 都市環境騒音の把握手法について, 第2回 環境ストレスシンポジウム-都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」手法の検討-, 国立環境研究所(宛 真徳 編), 145-165(1991).

横浜市における環境騒音調査（第2報）

— 幹線道路からの距離及び隣接道路の車線数で分けた屋外と屋内の騒音 —

鹿島教昭*

要 旨

本市の293家屋の内外で騒音を24時間連続に測定した。時間帯別騒音レベルを幹線道路からの距離、及び筆者が提案する方法で分類した家屋が隣接する道路の車線数で整理すると、次のようになる。

- 1) 幹線道路からの騒音の影響が顕著な範囲は道路から20~30m程度である。屋外騒音を幹線道路からの距離で分類すると、近距離(0~10m)、中距離(10~100m)、遠距離(100m~)に分けられ、各々の終日のレベルは68dB, 60dB, 56dBである。
- 2) 屋外騒音を車線数で分類すると、終日のレベルは4車線で66dB, 2車線で63dB, 1車線で58dB, ゼロ車線で55dBと距離より細かに分けられ、車線数の半減が約-3dBに相当しエネルギー則に適った結果となる。
- 3) 屋内騒音は、夜のレベルは近距離と中距離で速に分けられるが、他の時間帯レベルは距離及び車線数に無関係である。終日のレベルは分類法に関わらず55~57dBであり、この終日のレベルに1~2dB加わる程度で夕のレベルが最高を示す。夜のレベルは40~45dBの範囲にある。
- 4) 家屋内外のレベル差は屋外の騒音レベルが高いほど大きくなる。中でも夜のレベル差が最大を示し、距離10m以内では20dB, 4車線では19dBとなっている。屋外が静かな地域では夜を除いてレベル差が小さくなり、夕のレベル差を見ると、遠距離の場合に屋内が約3dB高く、ゼロ車線の場合では屋内の方が約5dB高く終日でも1dB高い。

1. はじめに

横浜市の環境騒音を広域的に把握するために昭和63年から平成2年までの冬季調査において、計293家屋の屋外で騒音曝露計を用い環境騒音を24時間連続測定した。同時に家屋内の主として茶の間でも曝露計で24時間の騒音測定を行い、家屋内騒音に影響する測定時間中の行動と出来事を主として主婦に記して頂いた。更に、行動を記録した人に対し騒音に関する簡単なアンケート調査を実施した。前報¹⁾では調査の方法、及び4区分の時間帯別騒音評価値を用い用途地域別(工業と工業専用の両地域は除く)に分類整理した環境騒音レベルを報告した。また、家屋内騒音は商業地域で最も高く、次いで2種が高く、その他の地域では用途地域による明確な差は認め難く、人の生活に伴う騒音は大きくは変化しない事をも報告した。

環境騒音を24時間連続で測定する事が騒音曝露計で簡単になって来たとは言え、本市のような広域が対象では膨大な人員と機材を要する事に変わりはない。前報では、屋外と屋内における昼の10時間の実測値からそれぞれの終日の騒音がほぼ予測可能である事を示した。しかし、騒音の実測をせずに環境騒音を構成する要素を用いてそれを予測できれば更に便利になる。重要な要素としては既に扱った用途地域の他に、人口密度や建物密度等の社会指標、また、それ以上に重要な要素にいくつかの物理量がある。本報ではその物理量として、幹線道路からの距離と家屋が直に接する隣接道路の車線数をパラメタとして導入し、前記調査で得た環境騒音を解析したので報告する。

Study of Environmental Noise in Yokohama City(2nd Report) - Outdoor and Indoor Noises in the Ranks of the Distance from Main Road or the Lane Number of Access Road

*横浜市環境科学研究所騒音振動部門

表-1 時間帯別評価値

評価値	時間帯	時間
Leq24	終日	24時間
Leq m	朝	6時～8時
Leq d	昼	8時～18時
Leq e	夕	18時～23時
Leq n	夜	23時～6時

2. 解析方法

2-1 解析に用いるパラメタ

環境騒音を決定するものは、ほぼ道路交通騒音であると言われる。そうであれば環境騒音を構成する重要な物理的要素としては、交通量や車速等の物理量が考えられる。しかし、物理量の中でも交通量等は計測せざるを得ないが、環境騒音を予測する際に用いる要素は簡便に入手でき、かつ、予測が正確である事が望ましい。

そのような物理量を考慮した場合、音の物理現象である距離減衰を表現するものとして、幹線道路からの距離が挙げられる。そこで、これを第1の解析パラメタとする。

更に、音源である道路のパワレベルを決定するものに交通量があるが、この交通量を表現するものとして、道路の車線数が挙げられる。但し、本調査は沿道調査だけでなく、一般環境での調査が主である故、その車線数を調査家屋が直に接する隣接道路の車線数とし、これを第2の解析パラメタとする。

2-2 家屋内外の等価騒音レベル

解析の対象とする騒音は、本市の293家屋の内外で騒音曝露計（リオン製 NB-13AまたはNB-11）を用い、24時間連続で同時に測定した屋外と屋内のA特性等価騒音レベル（Leq）である。屋外では、軒下、

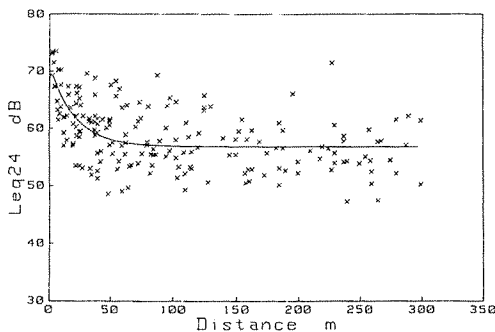


図-1 屋外の Leq24 と距離の関係

ベランダ、戸袋の上などで、また屋内では主に茶の間で測定した。測定方法や時間帯別評価値の整理法は前報1)に示した通りであるが、時間帯別評価値の記号と時間区分を表-1に示す。なお、表中の記号に添え字“O”を加えて屋外を、また“I”を加えて屋内を表すものとし、例えば屋外の終日の評価値をLeq24Oとする。

3. 解析結果と考察

3-1 幹線道路からの距離と時間帯別評価値

先ず問題となるのは幹線道路の意味付けである。都市計画法等では“幹線”を付された道路が定義されているが、一般に使用される幹線道路の“幹線”は甚だ曖昧である。そこで本報の解析では、比較的交通量が多い上下計2車線以上の道路を幹線道路とした。その多くは人々から“街道”付きの通称で呼ばれる道路以上のもので、自動車専用道路、国道、県道及び1級市道からなり、24時間交通量では15000台程度以上の道路である。また幹線道路からの距離（以下、単に距離とする）は、本市都市計画局作成の2500分の1地形図で測った調査家屋までの水平最短距離である。

3-1-1 評価値の分布と回帰曲線

図-1～10に時間帯別評価値を屋外と屋内に分け、調査家屋までの距離Dに対して示す。但しDは300mまでが例示してある（データ数N=187）。

図から全体的に、屋外の騒音レベルは何れの時間帯でも道路から10m辺りまでに急激に減衰し、20～30m辺りで急にバラツキが大きくなるが減衰率はまだまだ大きく、それ以遠ではバラツキの程度は変化しないものの、レベルの減衰は50～100mの間で緩やかとなり100m以遠では殆ど認められなくなる。しかし時間帯別には細かな差異があり、昼ではレベルが距離10数m辺りまではっきりと減衰し、以遠では高い暗騒音レベルの影響

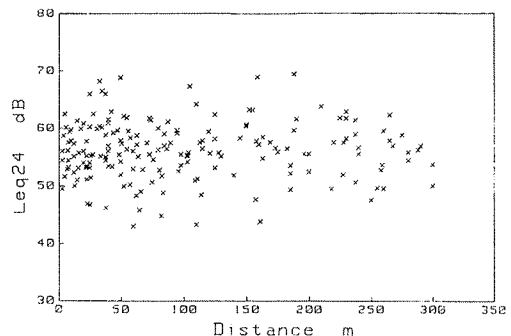


図-2 屋内の Leq24 と距離の関係

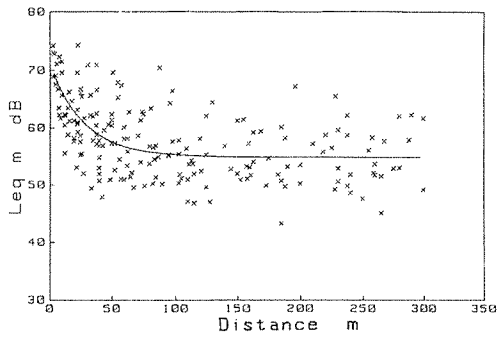


図-3 屋外の $Leq m$ と距離の関係

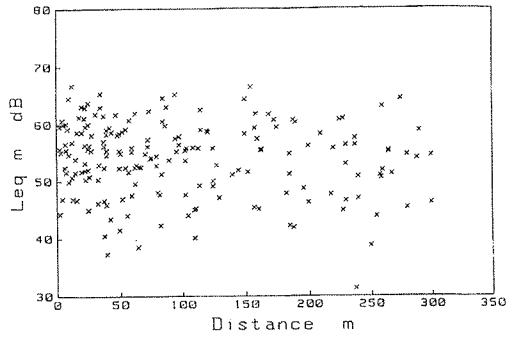


図-4 屋内の $Leq m$ と距離の関係

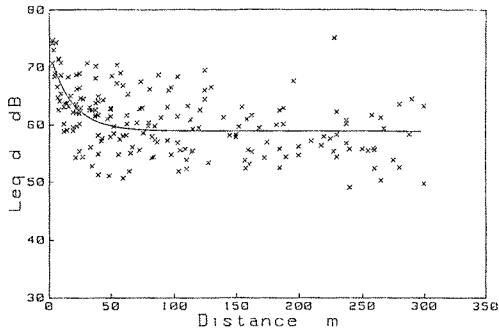


図-5 屋外の $Leq d$ と距離の関係

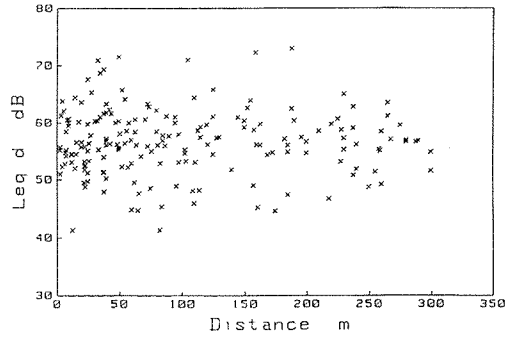


図-6 屋内の $Leq d$ と距離の関係

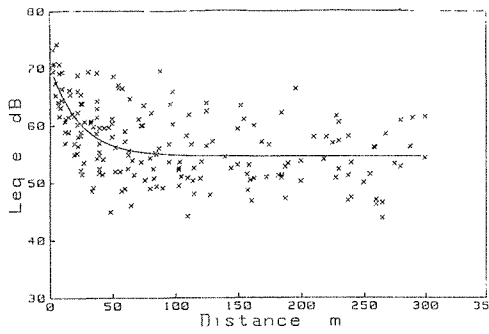


図-7 屋外の $Leq e$ と距離の関係

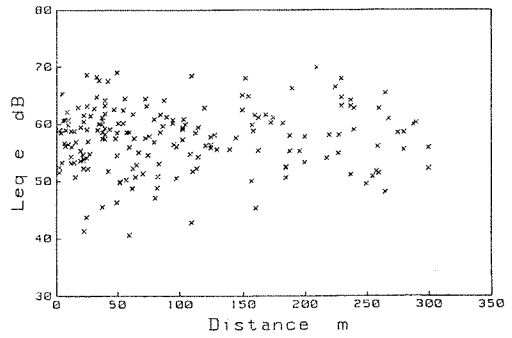


図-8 屋内の $Leq e$ と距離の関係

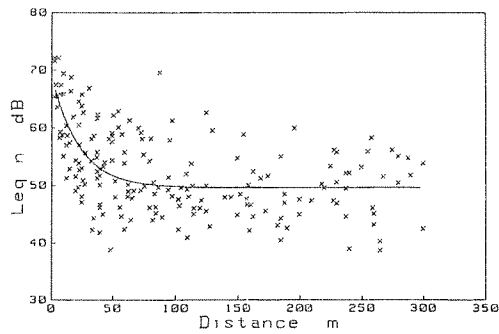


図-9 屋外の $Leq n$ と距離の関係

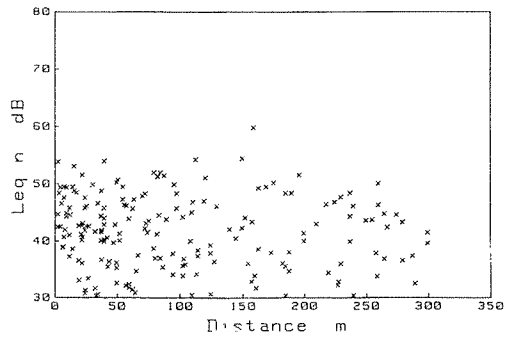


図-10 屋内の $Leq n$ と距離の関係

表-2 $y = a \exp(bD) + c$ の回帰係数

評価値	a	b	c
Leq24O	14.29	-0.048	56.79
Leq mO	16.10	-0.036	54.87
Leq dO	13.68	-0.055	58.92
Leq eO	15.94	-0.042	54.59
Leq nO	19.19	-0.044	49.65

で減衰があまり認められないのに対し、夜では暗騒音が低いために40~50mまでバラツキの幅を拡大しながら減衰している。また或る距離でのレベルのバラツキは昼から朝・夕、夜へとなるに従い大きくなる傾向がある。

既に述べたように距離20~30m辺りで減衰のバラツキが急に大きくなるが、その原因は、それ以遠では測定点が建物の影となり幹線道路騒音以外の影響を強く受けるためと考えられる。そして20~30m以内は或る曲線で、10m以内ではほぼ直線で近似可能のようである。20~30m辺りの或る距離と以遠では環境騒音を形成する要素が大きく変化していると言える。つまり、道路からその或る距離までは音の距離減衰に建物の影響を加味した物理的表現で説明できるが^{2, 3)}、それ以遠ではその物理的表現に測定点近傍の環境要素を加味しなければ表現できない。

ここでは、屋外の評価値 y ($D \leq 300$) に対して、物理量の減衰を表す式(1)の減衰曲線をモデルとし、距離 D に対する非線形回帰曲線を求めた。各係数を表-2に時間帯別に示し、回帰式の計算値を既出の屋外評価値の図に示した。

$$y = a \exp(bD) + c \quad (1)$$

データ全体を表現するのは式(1)である。しかし、得られた個々のデータは回帰式からかなりずれている。このずれを表現する要素として、本報で示すような都市環境を象徴する物理量、或いは前報¹⁾で示した如く用途地域といった社会指標に見出し、式(1)に加えるならば環境騒音予測の精度を向上できる。モデルの選択等を含め予測は今後の課題である。

家屋内の評価値は、暗騒音の影響が最も少ない $Leq nI$ では30~40m辺りまでぼんやりと減衰傾向が認められるが、他の時間帯では屋内レベルは距離に無関係と言える。これには屋内レベルを茶の間で測定したために、物理的な減衰と建屋による減衰が直接的に測定されていないという測定法の問題がある。そして整理法に関しては、本報で用いた法律上の時間区分で

はなく、個々の家屋について屋外騒音が屋内に強く影響している時間帯だけを抽出する事が今後必要となる。

3-1-2 道路交通騒音の顕著な影響範囲

騒音の規制に環境基準と要請基準が用いられているが、そこで問題となるのは道路交通騒音の影響が顕著であるとの判断から、基準が緩くなる“道路に面する地域”の解釈が未だに定まっていな点である。かつて環境庁は東京都の質問に対し、道路に面する地域は「道路交通騒音の影響を受ける地域」と巧みな回答をしている。そこで各自自治体は実態調査からその影響範囲を、福岡県⁴⁾と広島県⁵⁾は道路から20~30m以上、札幌市⁶⁾は幹線道路から30~40m、神戸市⁷⁾及び瀬林⁸⁾は1車線道路で5m、2車線道路で15m、3車線道路以上で45mまでとしている。また久野⁹⁾は名古屋市内の調査から、幹線道路の影響が顕著なのは20mまでと報告している。これらの多様な影響範囲には各自自治体の都市構造の特徴が反映していると考えられる。

そこで、本市の場合を、表-2に求めた回帰曲線を用いて検討してみる。最も暗騒音の影響が大きいと考えられる $Leq dO$ の回帰式を用いて計算すると、道路でのレベルに対し距離20mでの減衰は9.2dBと急激であり、それ以遠での減衰は小さい。この20mでの値は通常の距離減衰よりはるかに大きく、20m辺りまでは確かに顕著な影響範囲と言えそうである。しかし、暗騒音の影響が小さいと考えられる $Leq nO$ の回帰曲線を用いると、15mでの減衰は9.3dBと $Leq dO$ の20mに等しく、20mで11.2dB、35mでは15.1dBとなっており、同じ距離では $Leq nO$ の減衰が $Leq dO$ よりも大きい。このように顕著な影響範囲は暗騒音の影響で、換言すれば時間帯別で変化してしまうし、更には道路沿いの家並みの違いでも変化する。20mはせいぜい1家屋か2家屋が建ち得る距離であって、人口稠密な本市にあっても2階建て家屋2軒が限度と思われる。これ等の事を考慮すると、2重構造道路等の特殊構造道路を除き、平坦道路に面する地域は道路側第1列だけとした方が良く考える。

3-1-3 距離の分類と評価値

前節までに考察した道路交通騒音の多様な影響範囲を考慮して、距離をI:0~10, II:10~25, III:25~50, IV:50~100, V:100m以遠の5群に分けて屋外の評価値を整理したところ、I群とII群、IV群とV群には明らかな差が認められるが、II, III, IV群間にはあまり差が無い。そこで新たに次のように近距離、中距離、遠距離の3群に分けると、明瞭に分離できる。結果を表-3及び図-11に実線で示す。

近距離： $0 \text{ m} \leq D \leq 10 \text{ m}$

中距離： $10 \text{ m} < D \leq 100 \text{ m}$

遠距離： $100 \text{ m} < D$

近距離の最高レベルはLeq dOの69.4dB, 最低レベルはLeq nOの64.8dBであって, その差は4.6dBとなっている。以下同様に中距離の最高はLeq dOの61.2dB, 最低はLeq nOの53.7dBでその差が6.5dB, 遠距離の最高はLeq dOの57.7dB, 最低はLeq nOの48.1dBでその差が9.6dBである。このように近距離から遠距離へと移るに従い, 昼夜のレベル差が大きくなっている。Leq24Oを見ると, 近距離では68dBもの騒音に曝されており, 中距離で60dB弱, 遠距離では56dBとなっている。そして一日のレベル変動パターンは近距離がほぼ平坦, 中距離と遠距離のパターンは似ており, 約4 dBの差で平行移動している。

屋内のレベルを屋外と同様3群に整理して先の図-11に破線で示す。既に述べたように屋内レベルは道路からの距離にはほぼ無関係である。全ての評価値ほどの距離でも58dB以下にあり, Leq24I, Leq mI, Leq dI, Leq eIの各変動幅は全て $\pm 1.5\text{dB}$ 内にある。Leq nIの変動幅は他より少し大きく $\pm 2.2\text{dB}$ となっている。そして, どの距離でもLeq eIが最高を示し(57~58dB), Leq nIは近距離で45dB, 中・遠距離で41~42dBと他の時間帯より大きく低下している。

結局, 評価値を幹線道路からの距離別に分類すると, 屋外レベルは10m以内, 10~100m, 100m以上の3分類で明瞭に分けられる。一方, 屋内レベルではLeq nIが近距離とそれ以外に分離できるが, 他の時間帯は明確に分離できない。

表-3 幹線道路からの距離別屋外評価値 dB

距離 D (m)	度数	Leq24O		Leq mO		Leq dO		Leq eO		Leq nO	
		m	σ	m	σ	m	σ	m	σ	m	σ
$0 \leq D \leq 10$	16	68.1	4.0	68.8	3.9	69.4	3.8	67.7	3.8	64.8	5.4
$10 < D \leq 100$	95	59.5	5.0	59.0	5.8	61.2	4.8	58.0	5.8	53.7	6.7
$100 < D$	182	55.7	4.3	54.4	4.9	57.7	4.5	54.2	5.0	48.1	5.0
全体	293	57.6	5.4	56.7	6.3	59.5	5.4	56.2	6.2	50.8	7.0

m: 平均, σ : 標準偏差

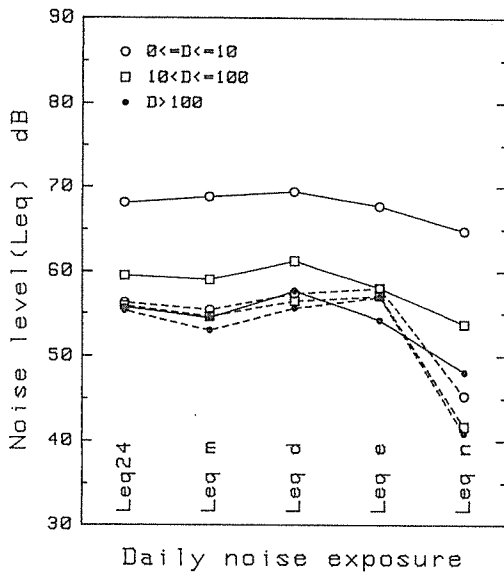


図-11 幹線道路からの距離別評価値
実線: 屋外 破線: 屋内

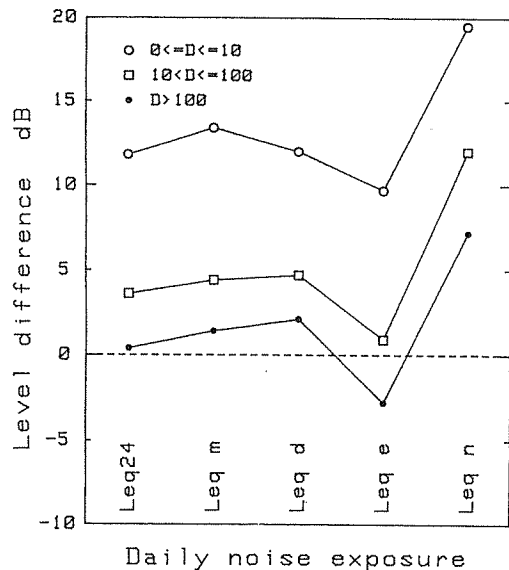


図-12 幹線道路からの距離別家屋内外のレベル差

表-4 屋外評価値と隣接道路の車線数との相関係数

車線数	Leq24O	Leq mO	Leq dO	Leq eO	Leq nO
L	0.574	0.588	0.553	0.549	0.575

3-1-4 家屋内外のレベル差

屋外レベルから屋内レベルを引いた差を近距離、中距離及び遠距離に分け図-12に示す。近距離でのレベル差が大きく、最大は夜の19.5dBで、最小は夕の約10dBである。一般に我国の木造家屋では窓を閉めると10dBのレベル低下とされているが、最近では建物の窓、壁等の遮音性能が改良され性能は良くなっている筈と言われている。この事が、屋外騒音レベルが高い近距離における大きな内外レベル差に現れていると思われる。しかしそれだけでなく、近距離では夜以外のレベル差も他距離に比しかなり大きい事から、近距離では屋外騒音の屋内への進入を妨げる努力が日常的に為されているようである。

内外レベル差は道路から遠くなるに従いはほぼ同様の変動パターンで小さくなっており、それを夜のレベル差で示すと中距離は12dB、遠距離では7dBである。なお屋外騒音が最も静かな遠距離においては、夕の屋内騒音が屋外を約3dB上回っており、終日のレベルは屋外も屋内もほぼ同じである。

3-2 家屋が隣接する道路の車線数と評価値

道路を主とした公共空間で環境騒音を測定すると、評価値は測定点が設置された道路の車線数Lで明瞭に分類できる事、またその車線数は環境騒音を予測する上で重要で便利な要素である事は既に筆者が明らかにした¹⁰⁾。この車線数は現場調査によるものであるが、分類には筆者独自の見解が有るので次ぎに再掲する。

ゼロ：1) 道路ではない(行き止まりを含む)

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) 小規模の団地等への単なる取付道路で通過交通は無い

4) 1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

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ても中央分離線等で明示されない道路

なお、2車線以上の道路では、分離線等で一目でそれと判るその車線数である。

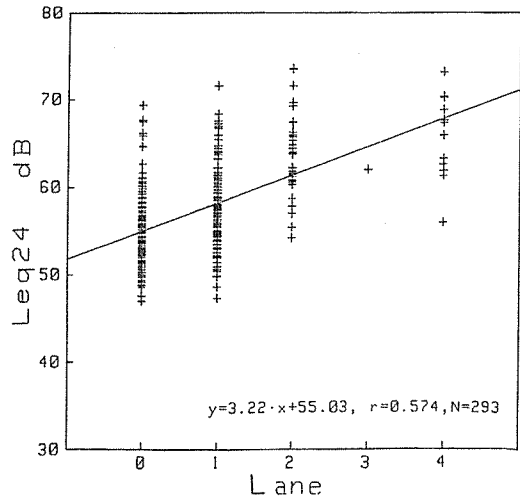


図-13 屋外の Leq24 と隣接道路の車線数

本調査での測定点は道路ではなく、家屋の軒下、ベランダ、戸袋の上などであるが、ここでは調査家屋が直に接する隣接道路の車線数を上記のように分類して評価値を整理した。

3-2-1 評価値の分布

屋外の時間帯別評価値と車線数Lの相関係数を表-4に示す。相関係数は0.549~0.588と低く、道路上での結果¹⁰⁾に比べ3分の2程度になっている。測定点が道路上から家屋の軒下等に移って道路交通騒音の影響が薄らぎ、他の環境要素の影響を受けた結果である。Lと評価値の関係のうちLeq24Oの場合を図-13に例示する。データのバラツキが大きいが、Lの増加に伴ってLeq24Oが高まっている事から、Lが間接的に交通量を表現していると解釈できる。従って、Lは評価値の分類と同時に、やはり環境騒音の予測にも有効な要素と考えられる。

3-2-2 車線数による分類

隣接道路の車線数毎に屋外の評価値を整理し、表-5及び図-14に示す。

4車線道路に接する家屋のレベルが最も高く、一日のレベル変動は概ね63~67dBと小さい。Leq24Oは66dB、夜でもあまり低下せずLeq nOは63dBである。本市の4車線道路が産業道路的性格を有する事を示唆している。

2車線の場合、Leq nOは58dBであるが他の時間帯では63~65dBとはほぼ一定である。なおLeq24Oは63dBである。

1車線とゼロ車線はレベルの変動パターンが似ており、共にLeq mOとLeq eOがLeq dOより3dB程低く、Leq nOはLeq dOより9dB程低くなっている。これは人間の生活行動に符合しており、このような道路は生活道路と言える。Leq24Oは1車線で58dB、ゼロ車線で55dBである。

ところで3dBの低下はエネルギーが半分になった事に等しいが、車線数が4, 2, 1, ゼロと減少するのに対応して、Leq24Oが約3dBずつ低下しており興味を持たれる。

以上のように、家屋の敷地内で得た騒音レベルは、家屋に隣接する道路の車線数で幹線道路からの距離よ

りも明確に区別でき、現場に赴けば一目で判る車線数は簡便で良好な環境騒音予測要素と言える。そして家屋外で得た騒音レベルを判断すると、4車線道路は産業道路の性格を有し、車線数1とゼロは明らかに生活道路と規定可能で、2車線道路はその中間にある。

屋内レベルを車線数で分け既出の図-14に破線で示してある。距離で分けた場合と同様に、やはり車線数でも評価値は明確には分離されない。

3-2-3 家屋内外のレベル差

屋外レベルから屋内レベルを引いたレベル差を図-15に示す。先に距離別に示した場合と同様で、距離の増大がここでは車線数の減少に対応している。夜の内外レベル差を示すと、4車線で19dB、2車線で15dB、1車線で10dB、そしてゼロ車線で7dB程度である。また屋外が静かなゼロ車線では、朝と夕に屋

表-5 家屋が隣接する道路の車線数別屋外の評価値 dB

車線数	度数	Leq24O		Leq mO		Leq dO		Leq eO		Leq nO	
		m	σ	m	σ	m	σ	m	σ	m	σ
4	13	66.0	4.8	66.7	5.3	67.4	4.7	65.1	4.9	63.1	5.1
2	34	63.2	4.8	63.3	5.8	64.6	4.6	62.7	5.3	58.1	6.7
1	113	58.1	4.7	57.2	5.2	60.1	4.8	56.5	5.3	50.7	5.9
0	132	54.9	4.0	53.4	4.7	56.8	4.1	53.3	4.9	47.8	5.2

m: 平均, σ : 標準偏差, 3車線1家屋は除く

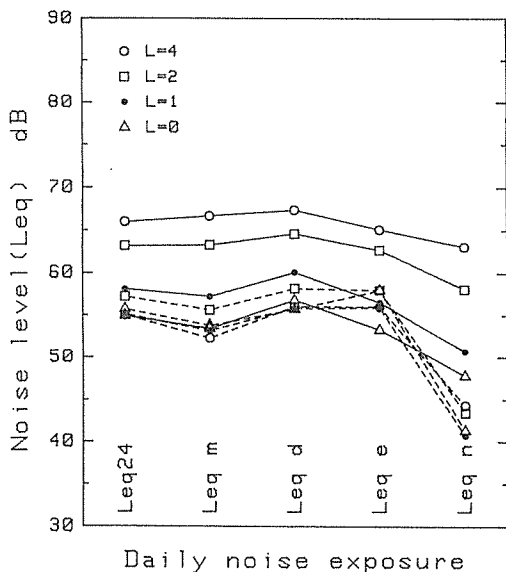


図-14 隣接道路の車線数別評価値
実線: 屋外 破線: 屋内

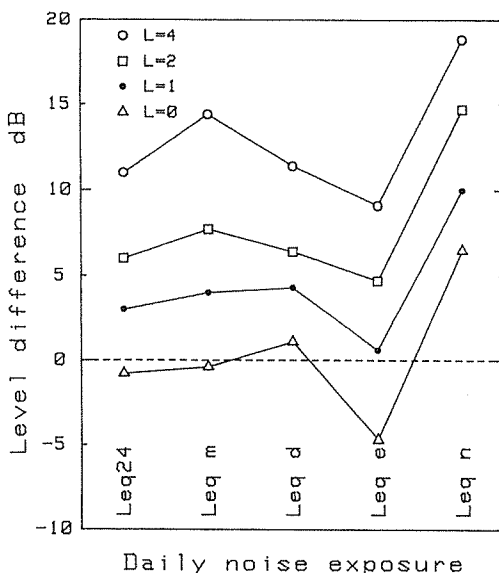


図-15 隣接道路の車線数別家屋内外のレベル差

内レベルが屋外をそれぞれ0.4dB, 4.7dB上回り, その影響で終日のレベルは屋内の方が屋外より約1dB高い。

4. まとめ

本市の293家屋の軒下, ベランダ, 戸袋の上などで屋外騒音を, また主として茶の間で屋内騒音を24時間連続に測定した。時間帯別評価値を上下計2車線以上の幹線道路からの距離をパラメタとし, また家屋が隣接する道路の車線数を筆者が提案する方法で分類し, それをパラメタとして整理すると, 次のようになる。

1) 幹線道路からの交通騒音の影響が顕著な範囲は道路から20~30m程度である。それ以遠の環境騒音は他の環境要素の影響を強く受ける。

2) 屋外騒音を幹線道路からの距離で分類すると, 0~10m (近距離), 10~100m (中距離), 100m以遠 (遠距離) に分けられ, 各々の L_{eq24O} は68dB, 60dB, 56dBである。

3) 屋外騒音を家屋が隣接する道路の車線数で分類すると, 距離より明確に分類される。 L_{eq24O} は4車線で66dB, 2車線で63dB, 1車線で58dB, そしてゼロ車線で55dBとなり, 車線の半減が約3dBの低下に当たりエネルギー則に適った結果を得る。

4) 屋内騒音は, $L_{eq nI}$ の場合に近距離と中距離以遠とに分けられるが, その他の評価値では距離とも車線数とも殆ど無関係である。 L_{eq24I} は分類法に関わらず55~57dBであり, この L_{eq24I} に1~2dB加わる程度で $L_{eq eI}$ が最高を示す。また $L_{eq nI}$ は40~45dBの範囲にある。

5) 家屋内外のレベル差は屋外の騒音レベルが高いほど大きくなる。中でも夜のレベル差が最大を示し, 距離10m以内では20dB, 4車線では19dBとなっている。屋外が静かな地域では夜以外ではレベル差が小さくなり, 夕のレベル差を見ると, 遠距離の場合に屋内が3dB弱高く, ゼロ車線の場合では屋内の方が夕に5dB近く高く終日でも1dB高い。

5. おわりに

横浜市の環境騒音について, 前報では用途地域に主眼を置いて評価値の分類を試みたが, 今回は幹線道路からの距離と, 調査家屋が隣接する道路の車線数という物理的量を導入して分類を行った。屋外レベルがそ

れらのパラメタで明瞭に分類できるのに対して, 屋内の騒音レベルは用途地域でも, 今回の2つのパラメタでも余り明確に分離できないのは意外である。しかし一方で, 屋外が非常にうるさい地域の人々が, 一步家に入ると静かな地域の人達と同程度のレベル下で生活している様子には, 快適な音環境を求める生活の知恵, 更には努力も感じられ納得も行くのである。さて, 評価値の分類は環境騒音の予測が目的であるが, 今後は目的にあった社会指標を見出すために, アンケート結果の解析を進める予定である。

最後ではありますが, 騒音測定に多量の曝露計を必要としたため, 神奈川県環境科学センターと川崎市公害研究所の御協力を頂戴しました。ここに記して感謝致します。

文 献

- 1) 鹿島教昭: 横浜市における環境騒音調査 (第1報) 一用途地域別屋外と屋内の騒音一, 横浜市環境科学研究所報, 17, 49-59 (1993) .
- 2) 加来治朗, 山下充康: 市街地における騒音予測のひとつのこころみ, 日本音響学会講演論文集, 11-12 (1978, 5).
- 3) 鹿島教昭, 樋高雄治: 市街地の平坦道路から伝搬する道路騒音の高度別測定結果とその予測法, 横浜市公害研究所報, 4, 85-93(1979).
- 4) 木本行雄, 八尋正幹: 地域類型別にみた環境騒音の実態調査結果について, 全国公害研会誌, 13(3), 129-135(1988).
- 5) 広島県環境保健部環境保全課: ひろしまの音環境, 平成2年10月.
- 6) 川瀬洋三, 丸山浩一, 加藤修一: 札幌市の環境騒音の概要について, 日本騒音制御工学会 行政と騒音シンポジウム論文集, 11-19(1986, 6).
- 7) 神戸市環境局公害対策部: 神戸市環境騒音調査報告書 (昭和60・61年度調査), 昭和62年4月.
- 8) 瀬林 伝: いわゆる「道路に面する地域」について, 騒音制御, 11(1), 40-43(1987).
- 9) 久野和宏, 大原康司, 武田一哉: 道路に面する地域について, 騒音制御, 10(1), 40-43(1986).
- 10) 鹿島教昭: 都市環境騒音の測定結果と簡易予測, 全国公害研会誌, 16(1), 42-51(1991).

道路トンネルにおける振動調査

中村俊亮*

要 旨

7カ所の道路トンネルにおいて振動の調査を行った結果、トンネル上の地面の振動レベルは最大で49dB (L₁₀値)であり、特に問題となる地点はなかった。また、トンネル上の地面では、ほとんどのトンネルでトンネル真上の振動レベルが最大となっていた。次に、道路脇とトンネル真上のレベル差をとり、トンネルからの高さとの関係をみると、振動レベルにおいては両者に明確な関係は見られなかったが、振動加速度レベルでは、トンネルからの高さが増すほどレベル差が大きくなり、振動がトンネルからの距離により減衰していく傾向が見られた。

一方、トンネル上の地面の振動スペクトルを見ると、トンネルからの高さが18m以上あるの2つのトンネルではトンネル真上と道路脇のスペクトルが似たものとなったが、トンネルからの高さが低い残り5つのトンネルでは両者のスペクトルは異なっていた。しかし、トンネルからの高さが低いトンネルにおいても、トンネル真上から10～20m離れた地点では道路脇と似たスペクトルとなる傾向がみられた。

1. はじめに

市内における交通網の整備は、丘陵地が多いという本市の特徴と環境面への配慮から、今後、トンネル構造が多く採用されるものと考えられる。しかし、トンネル構造は騒音振動の面において、トンネル上部の地面に振動を伝える、トンネル坑口からトンネル内の騒音を放射するという問題点もある。そこで当研究所では平成2年度からトンネルでの騒音振動に関する調査研究に着手した。トンネルの振動について、前報¹⁾で

鉄道トンネルの調査結果を一部報告したが、本報では引き続き道路トンネルの調査結果について報告する。

2. 測定方法

2-1 調査地点

調査したトンネルは表-1に示すA～Gの7カ所のトンネルであり、これらはいずれも幹線道路に設けられた2車線の道路トンネルである。図-1に各トンネルの振動測定点を示す。測定点はトンネル入口の道路

表-1 測定したトンネル

場 所	トンネル 高さ(m)	トンネル の幅(m)	舗装構造	道 路 交 通 量 (台/10分)			トンネル上地面のトンネル からの高さ(m)
				大型車	小型車	乗用車	
Aトンネル	5.8	9.7	コンクリート	18	54	59	15
B "	5.8	9.7	コンクリート	20	74	56	8.4
C "	5	9.7	アスファルト	23	32	123	6.1
D "	5	9.7	アスファルト	28	35	145	11.8
E "	4.5	6.6	コンクリート	13	22	79	22
F "	4.5	8.1	アスファルト	7	42	96	7.3
G "	4.5	8.1	コンクリート	19	61	149	18.1

Measurement of Vibration From Road Tunnels

*Toshiaki Nakamura

横浜市環境科学研究所騒音振動部門

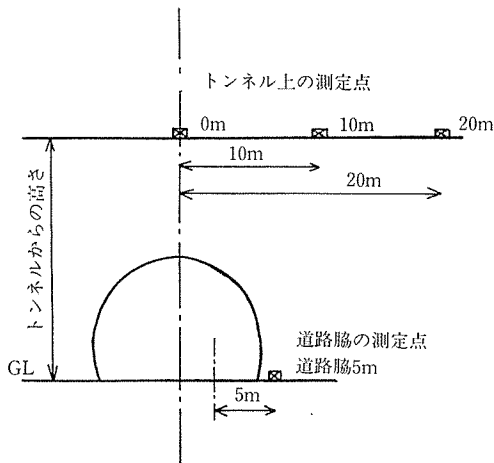


図-1 トンネルの測定点

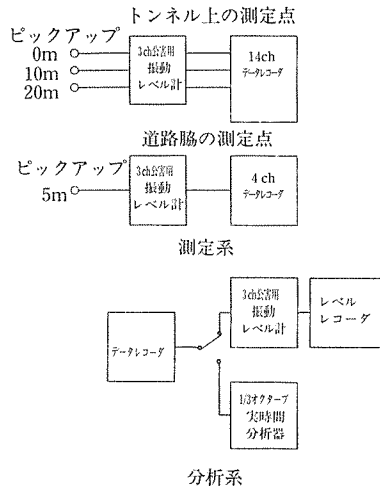


図-2 トンネルの測定点

脇1地点とトンネル上の地面3地点（トンネルにより1～2地点の場合もある）に設けた。図-1に示すように、道路脇の測定点は測定側車線の中心から5m（ただし、Gトンネルは5mの距離が採れなかったため2.5m）離れた地点に設け、トンネル上の測定点は、トンネル直上（0m）の地面と、そこから道路トンネルに対して直角方向に10m及び20m離れた地面に設けた。なお、表-1に示したトンネルからの高さとは図-1に示したようにトンネル下部の道路面からトンネル真上のまでの垂直距離を表し、以後、トンネルからの高さとはこの垂直距離を表すものとする。

2-2 測定方法及び解析方法

振動の測定方法は、道路脇とトンネル上の各測定点で同時に10分間の道路振動を測定し、ピックアップから3ch振動レベル計を通し振動加速度モードでデータレコーダに収録した。合わせて、振動測定時の車種

別交通量も測定した。

解析方法は、データレコーダを再生させ、振動レベル計を通しレベルレコーダに振動レベル及び振動加速度レベルを記録し、この記録紙から振動レベル及び振動加速度レベルの L_{10} を読み取った。なお、振動レベルの L_{10} は振動規制法で道路交通振動の評価値と定められている²⁾。（振動加速度レベルは振動の物理的大きさを表す値であり、振動レベルは振動加速度レベルを周波数毎に人間の感覚に合わせて補正した値である。法規制はすべて振動レベルで行われている。）

合わせて、振動の特徴を調べるためにデータレコーダを再生させ1/3オクターブ実時間分析器にかけ L_{10} 時の周波数分析を行った。

本調査における測定系と分析系を図-2に示す。また、本調査で使用した機器を以下に示す。

3ch公営用振動レベル計 リオン VM16 2台

表-2 測定結果

場 所	振動加速度レベル (dB)				振動レベル (dB)			
	道路脇	トンネル上 0 m	トンネル上 10m	トンネル上 20m	道路脇	トンネル上 0 m	トンネル上 10m	トンネル上 20m
A トンネル	66	56	59	52	52	49	48	44
B "	64	56	52		50	47	43	
C "	49	48			41	38		
D "	55	46	40	39	49	39	36	36
E "	52	36	33	35	37	28	26	28
F "	46	37	35		41	23	23	
G "	47	36	37	33	33	24	24	22

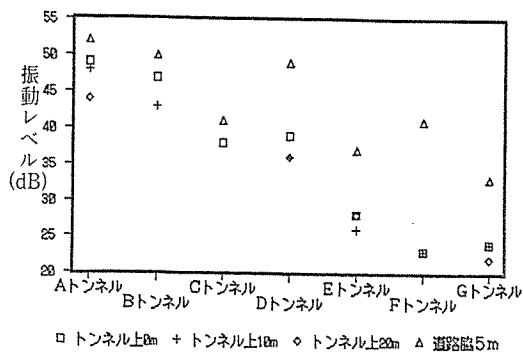


図-3 各トンネルの振動レベル

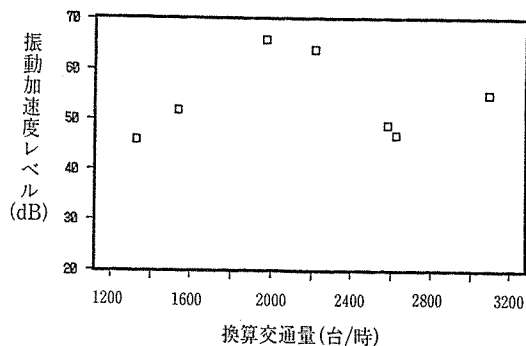


図-5 換算交通量と振動加速度レベルの関係

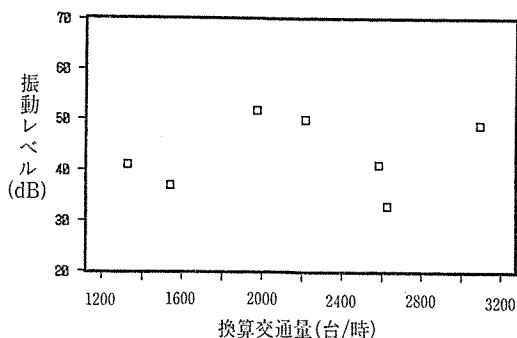


図-4 換算交通量と振動レベルの関係

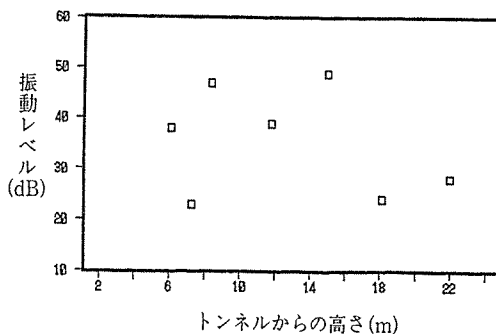


図-6 トンネルからの高さとの振動レベルの関係

14chデータレコーダ	ソニー	UN61420W	1台
4chデータレコーダ	ティアック	R-81	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 振動加速度レベル及び振動レベルの測定結果

表-2に各トンネルの各測定点における振動加速度レベル (L_{10}) 及び振動レベル (L_{10}) の測定結果を示す。以下、本報にてでくる振動レベル及び振動加速度レベルはすべて L_{10} の値を表すものとする。

各トンネルごとに振動規制法の評価値である振動レベルをまとめて図-3に示す。各トンネルとも道路脇の振動レベルが最も高くなっているが、最大で52dBであり振動規制法の規制値60dB(第一種区域夜間)と比べても特に高い測定点はなかった。また、トンネル上の測定点の振動レベルを比べると、トンネル真上(0m)が最大レベル(最大値49dB)となるトンネルが多く、鉄道において見られた、トンネル真上より10~20m離れた地点が最大レベルとなる傾向¹⁾は今回

の道路振動の調査ではほとんど見られなかった。

過去の当研究所の報告³⁾等から、道路振動の大きさは交通量、舗装の仕方、路面平坦性等、様々な要素によって変化することがわかっている。しかし、本調査では交通量のデータだけしか得られなかったため、交通量と道路脇5mの振動レベルの関係について調べてみた。この道路脇5mの測定点は今回の調査における測定点の中で最もトンネル内で発生する振動の大きさと相関が高いと考えられ、また、ここで用いた交通量の値は建設省土木研究所の道路振動予測式⁴⁾の中で使われている換算交通量を用いた。以下に換算交通量の算出式を示す。

$$Q = 6 (12Q_1 + Q_2 + Q_3)$$

ただし Q : 換算交通量 (台/時)

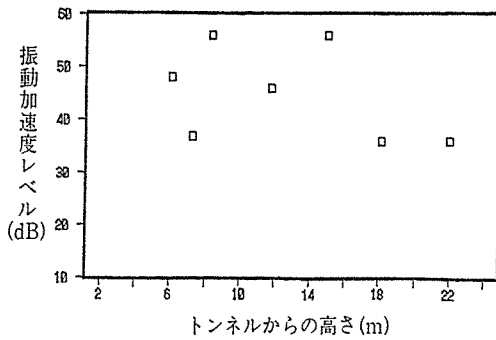
Q_1 : 大型車交通量 (台/10分)

Q_2 : 小型車交通量 (台/10分)

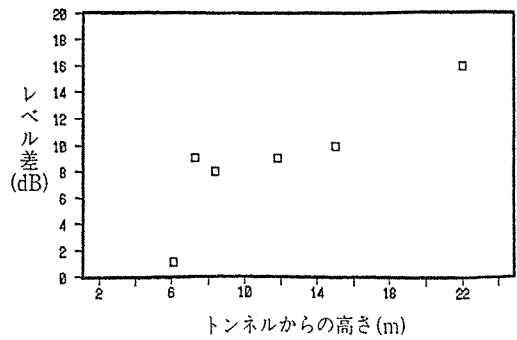
Q_3 : 乗用車交通量 (台/10分)

振動レベルと換算交通量の関係を図-4に示す。振動レベルと交通量の間には明確な関係は見られなかった。

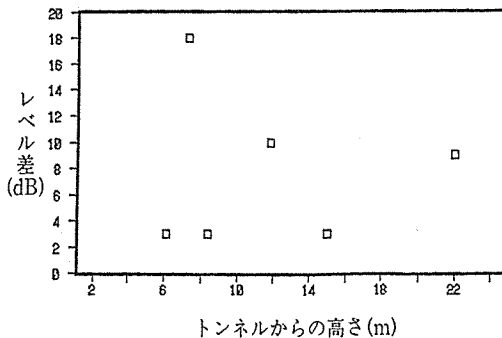
そこで、感覚補正前の振動の大きさを示す振動加速度レベルと換算交通量の関係を見てみると(図-5)、



図一七 トンネルからの高さとの振動加速度レベルの関係



図一九 道路脇とトンネル真上のレベル差とトンネルからの高さとの関係 (振動加速度レベル)



図一八 道路脇とトンネル真上のレベル差とトンネルからの高さとの関係 (振動レベル)

振動加速度レベルと換算交通量の間にも明確な関係は見られなかった。これらの結果は、過去の調査結果からもわかるように、振動の大きさが交通量だけでは決定できず、交通量以外の様々な要素により影響を受けることを示している。

次に、トンネルからの高さとのトンネル上の地面の振動の大きさの関係について調べて見る。

図一六にトンネル真上の振動レベルとトンネルからの高さとの関係を示す。これにはトンネル高さが増すとレベルが下がるという関係は特に見られなかった。

また、図一七にトンネル真上の振動加速度レベルとトンネルからの高さとの関係を示すが、振動加速度レベルにおいてもトンネルからの高さとの間に明確な関係は見られなかった。

これらの原因はトンネル内で発生する振動の大きさが各トンネルでそれぞれ違うためと考えられる。そこでトンネル内で発生する振動の大きさと相関が高いと考えられる道路脇5mの振動とトンネル真上の振動とでレベル差をとり、トンネルからの高さとの関係を調べることにする。

図一八に道路脇5mとトンネル真上との振動レベル

差と、トンネルからの高さとの関係を示すが、これらの間には明確な関係は見られなかった。そこで、感覚補正前の振動の大きさを示す振動加速度レベルを用いて、道路脇5mとトンネル真上とのレベル差と、トンネルからの高さとの関係を見てみると、図一九で示すように振動加速度レベルにおいてはトンネルからの高さが増すほどレベル差が大きくなる傾向が見られた。これはトンネルからの高さにより振動が源衰していくためと考えられる。

振動加速度レベルで見られた高さによる振動の減衰傾向が、振動レベルでは見られなかった。これは振動加速度レベルは振動の物理的大きさを示しているため振動が距離(高さ)により減衰していく様子をそのまま表しているのに対し、振動レベルは人間の感覚に合わせて周波数毎に振動を補正しているため振動が減衰していく様子が明確に振動レベルに現れてこなかったためと考えられる。このことの検討は周波数分析において行うこととする。

3-2 周波数分析結果

図一十～一六に各トンネルにおける各測定点の振動の周波数分析結果を示す。

Aトンネル(図一十)においては道路脇のピークは50Hzに、トンネル真上(0m)のピークは16Hzにあるため、両者のスペクトルの形は異なっている。しかし、トンネル真上から離れた10～20mの地点ではトンネル真上でみられた16Hz付近のレベルが低くなり、道路脇のスペクトルのピークと近い50～60Hzにピークを持つようになる。

Bトンネル(図一十一)も道路脇のピークは50Hzに、トンネル真上のピークは20Hzにあり、両者のスペクトルの形は異なっている。トンネル上10mの地点はトンネル真上でみられた20Hzの鋭いピークはなくなり、道路脇のスペクトルに近づく傾向がみられる。

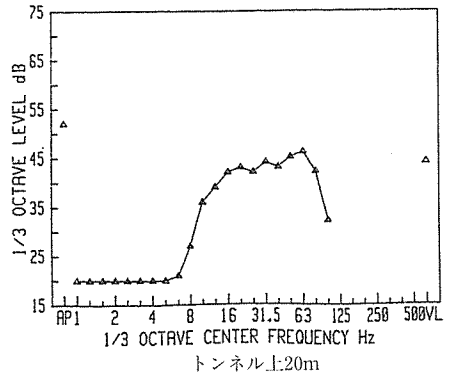
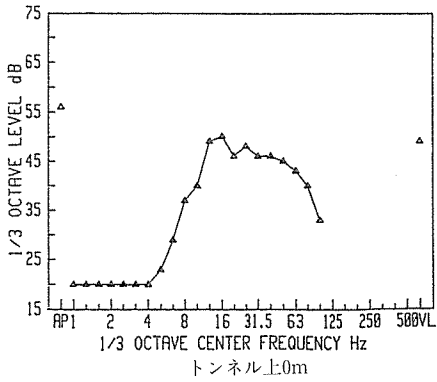
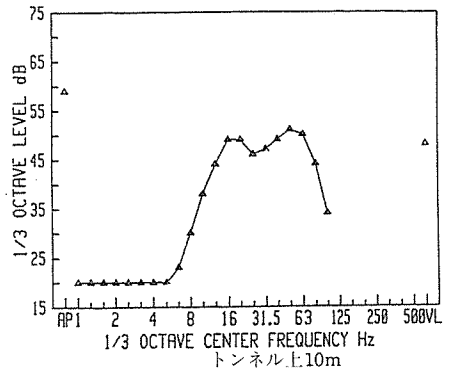
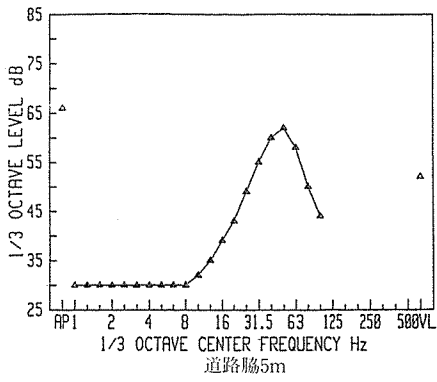


図-10 A トンネルのスペクトル (トンネルからの高さ15m)

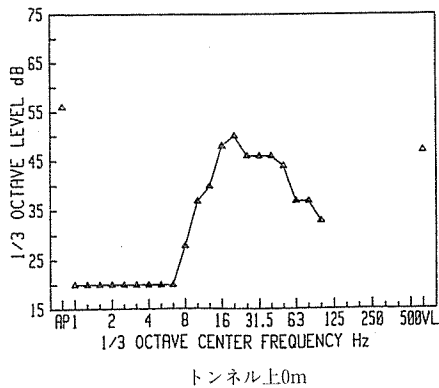
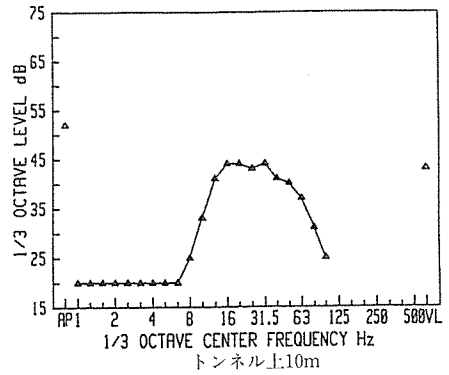
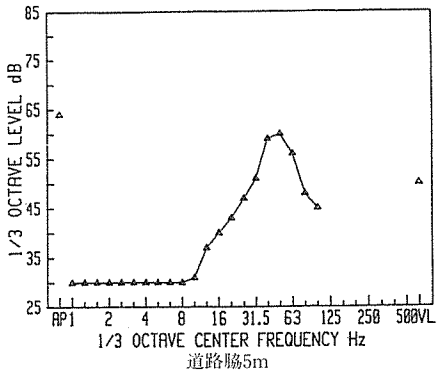
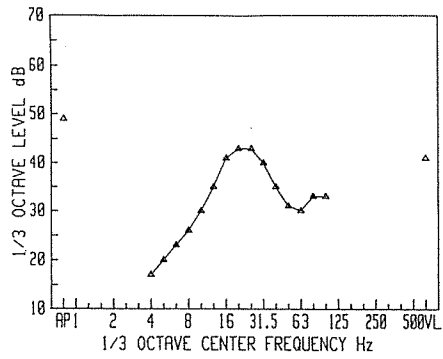
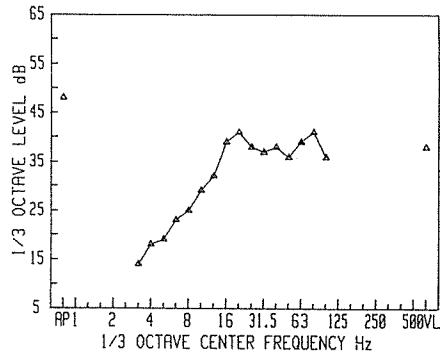


図-11 B トンネルのスペクトル (トンネルからの高さ8.4m)

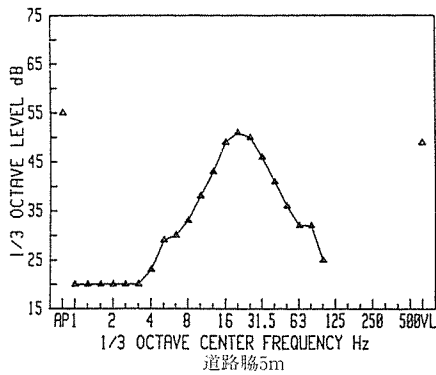


道路脇5m

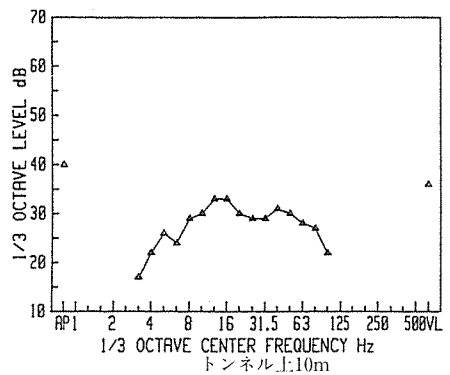


トンネル上0m

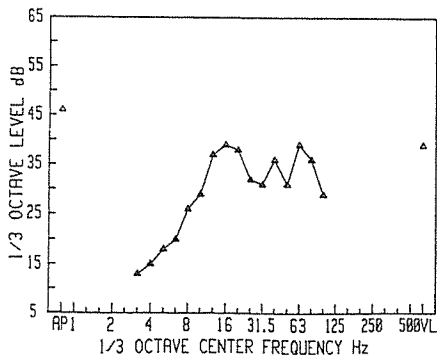
図-12 Cトンネルのスペクトル (トンネルからの高さ6.1m)



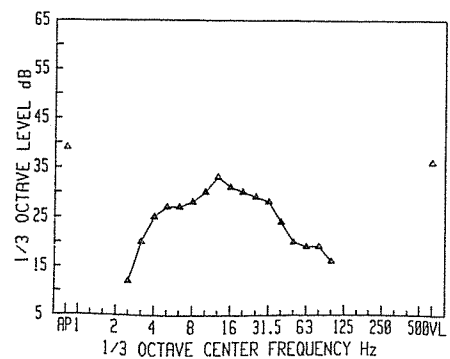
道路脇5m



トンネル上10m



トンネル上0m



トンネル上20m

図-13 Dトンネルのスペクトル (トンネルからの高さ11.8m)

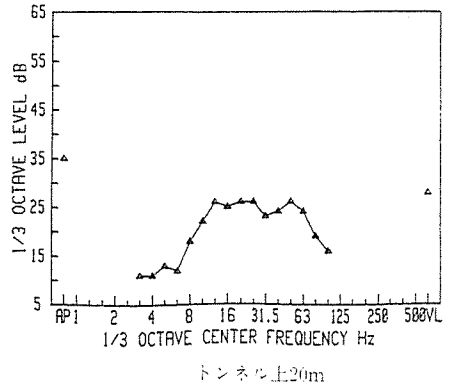
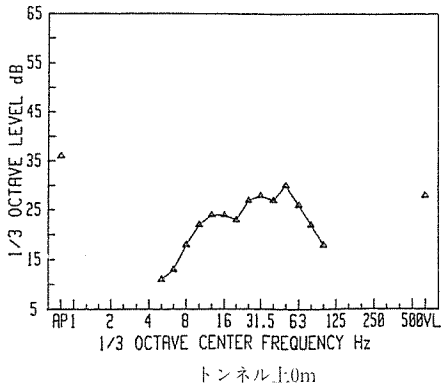
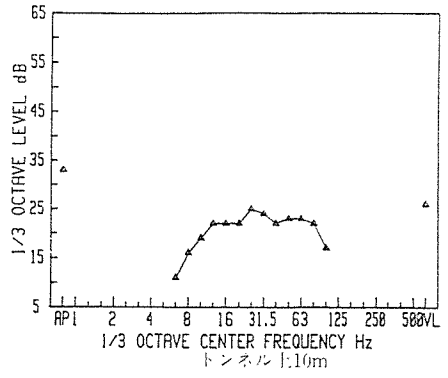
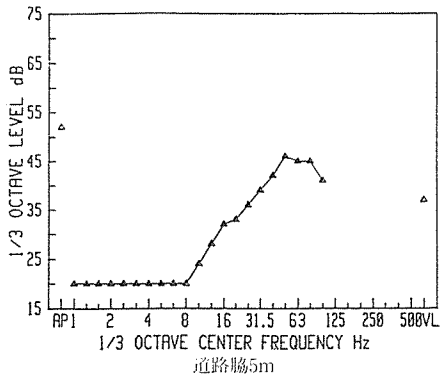


図-14 Eトンネルのスペクトル (トンネルからの高さ22m)

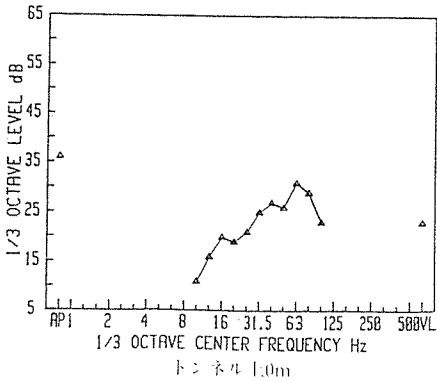
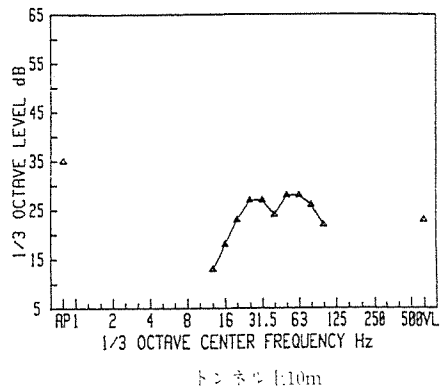
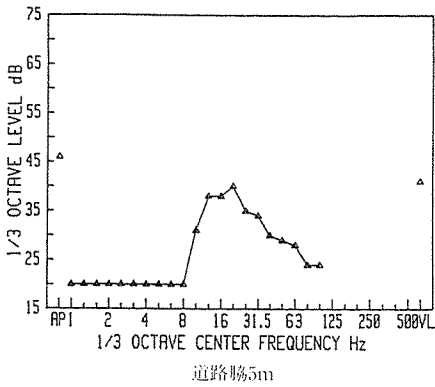


図-15 Fトンネルのスペクトル (トンネルからの高さ7.3m)

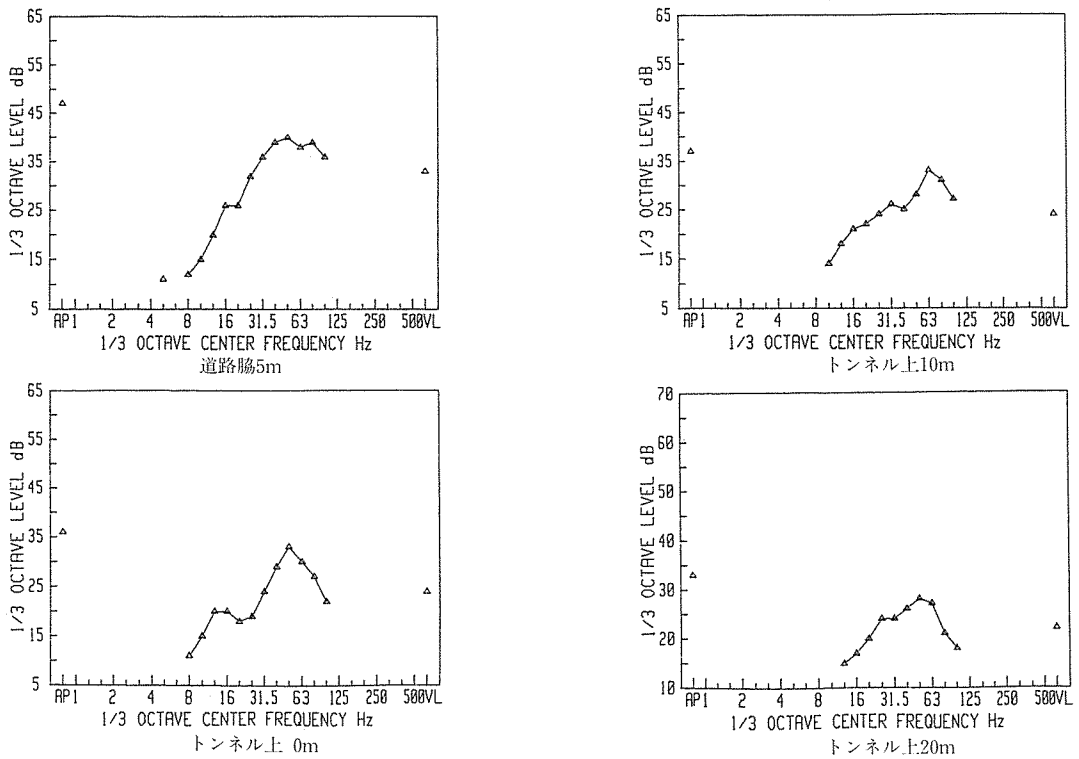


図-16 Gトンネルのスペクトル（トンネルからの高さ18.1m）

Cトンネル（図-12）のトンネル上の測定点はトンネル真上だけである。道路脇とトンネル真上のスペクトルを比べると、両者とも低域（20～25Hz）にピークを持つがトンネル真上では80Hz付近にもピークがありスペクトルの形は異なっている。

Dトンネル（図-13）において、道路脇とトンネル真上のスペクトルを比べると、両者とも低域の近い周波数（16～20Hz）でピークを持つが、トンネル真上では63Hzにもピークを持っており異なるスペクトルとなっている。しかし、トンネル真上から10～20m離れた地

点では真上でみられた63Hzのピークは明確でなくなり道路脇と似たスペクトルとなる。

Eトンネル（図-14）では、道路脇とトンネル真上のスペクトルは同じ周波数でピークとなっている。トンネル真上から10～20m離れた地点のスペクトルはなだらかな山型となり鋭いピークはみられない。

Fトンネル（図-15）において、道路脇のスペクトルは低域（20Hz）がピークとなり、トンネル真上は高域（63Hz）ピークとなるため、両者のスペクトルの形は異なっている。トンネル真上から10m離れた地点の

表-3 道路脇とトンネル上の卓越周波数

場 所	トンネルからの高さ (m)	道路脇とトンネル上0mのレベル差		道路脇 卓越周波数(Hz)	トンネル上0m 卓越周波数 (Hz)
		振動加速度レベル(dB)	振動レベル(dB)		
Cトンネル	6.1	1	3	20 25	20 80
F "	7.3	9	18	20	63
B "	8.4	8	3	50	20
D "	11.8	9	10	20	16 63
A "	15	10	3	50	16
G "	18.1	11	9	50	50
E "	22	16	9	50	50

スペクトルは真上でピークとなった高域だけでなく、道路脇でピークとなった周波数に近い低域（25～31.5 Hz）のレベルも高くなっている。

Gトンネル（図-14）では、Eトンネルと同様に道路脇とトンネル真上でスペクトルのピークが50Hzと一致し、スペクトルの形も似たものとなっている。トンネル真上から10～20m離れた地点のスペクトルも10m地点のピークが63Hzと若干ずれているが、道路脇のスペクトルと似たものとなっている。

各トンネルの周波数分析結果をまとめると、道路脇のスペクトルの卓越周波数は、今までの当研究所における道路振動の測定結果³⁾と同様に、いずれも50Hz以下となっている。前報の鉄道振動における線路脇の卓越周波数は50Hz以上となったことから、道路振動は卓越周波数が鉄道振動より低くなる傾向があると考えられる。

トンネル上の測定点のスペクトルでは、トンネルからの高さが18m以上あるE、Gの2トンネルではトンネル真上と道路脇のスペクトルは似たものとなっているが、トンネルからの高さが低いトンネルでは両者のスペクトルは異なっている。しかし、トンネルからの高さが低いトンネルにおいても、トンネル真上から離れると道路脇と似たスペクトルとなる傾向がみられる。

3-1の道路脇とトンネル真上のレベル差とトンネル高さとの関係において、振動加速度レベルで見ると高さが増すほどレベル差が大きくなる傾向がみられたのに対し、振動レベルでは両者に明確な傾向がみられなかった。そこで、この問題について検討する。表-3に各トンネルの道路脇とトンネル真上のレベル差（振動加速度レベル、振動レベル）、及び、それぞれの卓越周波数をトンネルからの高さの順に並び変えて示す。振動レベルの感覚補正式は8 Hz以上の領域では

$$VL = VAL - 20L \circ g \quad (0.125 f)$$

ただし VL : 振動レベル (dB)

VAL : 振動加速度レベル (dB)

f : 周波数 (Hz)

である。この式より周波数が倍になると振動レベルは6 dB減衰することがわかる。このため振動加速度レベルが同じ値であっても振動レベルに換算すると卓越周波数が高い方が低いレベルとなる傾向がある。表-3で各トンネルの道路脇とトンネル真上の卓越周波数を比べると、トンネルにより周波数が高い領域へ移行する場合、低い領域へ移行する場合等、様々であり一定の傾向がみられない。このため振動加速度レベルから振動レベルに換算されるとき減衰の程度が大きく異なる。このことにより、振動加速度レベルでは道路

脇とトンネル真上とのレベル差とトンネル高さの間に一定の関係がみられるにも関わらず、振動レベルではまったく関係がみられなくなったと考えられる

4. まとめ

今回の調査結果をまとめると以下のようになる。

- 1) 今回の調査ではトンネル上の地面の振動レベルは最大で49dB (L_{10} 値)であり、特に問題となる地点はなかった。また、トンネル上の地面で振動レベルが最大となる地点は、ほとんどトンネル真上にあり、鉄道において見られた、真上より10～20m離れた地点が最大となる傾向は今回の道路振動の調査では見られなかった。
- 2) 道路脇とトンネル真上のレベル差をとると、振動加速度レベルではトンネルからの高さが増すほどレベル差が大きくなり、トンネルからの高さ（距離）により振動が減衰していく傾向がみられた。一方、振動レベルにおいてはそのような傾向はみられなかった。この原因としては、道路脇とトンネル真上では振動の卓越周波数が異なることが多いため、振動加速度レベルを周波数で感覚補正している振動レベルが影響を受けたためと考えられる。
- 3) トンネル上の地面の振動スペクトルを見ると、トンネルからの高さが18m以上ある2つのトンネルではトンネル真上と道路脇のスペクトルが似たものとなっているが、トンネルからの高さが低い残り5つのトンネルでは両者のスペクトルは異なっている。しかし、トンネルからの高さが低いトンネルにおいても、トンネル真上から10～20m離れた地点では道路脇と似たスペクトルとなる傾向がみられた。

5. おわりに

一般にトンネルにおいては路面から振動が発生しトンネル下部に伝わり、そこからトンネルを迂回するように土中を伝搬し地面に達するといわれる⁴⁾。そのため鉄道トンネルで見られたように、トンネル真上より、真上から少し離れた地点の振動スペクトルが線路脇（道路脇）のスペクトルと似る傾向が見られるはずである。しかし、本報の道路トンネルにおいてはトンネルからの高さが低いトンネルでは同様な傾向が見られたものの、トンネルからの高さの高いトンネルではトンネル真上のスペクトルも道路脇と似たスペクトルとなった。これはトンネルからの距離（高さ）がある場合、トンネル下部で発生した振動がトンネル真上の地面まで充分回り込んで伝搬されるためと考えられるが、今後の検討課題としたい。

文 献

- 1) 中村俊亮：鉄道トンネルにおける振動調査，横浜市環境科学研究所報，16，131-137(1992)
- 2) 環境庁大気保全局：振動規制技術マニュアル，263-266，1977年5月
- 3) 中村俊亮：道路交通振動に関する研究 一道路交通振動の実態調査一，横浜市公害研究所報，14，47-55(1990)
- 4) 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)
- 5) 浅野郡司：列車走行によるトンネル躯体ならびに地表の振動，鉄道技術資料，39(7)，309-310(1982)

丘陵地の源流部にみられる生態系の特徴

福嶋 悟*, 樋口文夫*, 水尾寛己*,
畠中潤一郎*, 小林紀夫**

要 旨

ほとんど水が流れていないような丘陵地の樹林内の源流部でも、環境に適応した多様な水生生物群集がみられた。魚類は生活空間が狭いところでも生息する底生性の種が分布し、水生動物群集は拾集性の採集食者や落葉を食べる破砕食者が優占し、落葉の多い底質環境に適応した群集が形成されていた。藻類の付着基質は水底に堆積した落葉であるために、基質としては安定性が悪く、藻類群集は貧弱なものとなっていた。藻類群集はpHの低い湧水の影響により酸性の環境に適応性のある種が優占する傾向がみられた。

1. はじめに

横浜市内には丘陵地に谷戸が数多くあり、そこには僅かな水が流れている。過去にはこのような源流部にも谷戸田が広がり、僅かな流れを水田用水として利用していた。しかし、近年の都市化の進行で開発は谷戸にも及び、多様な生物の生息する谷戸は減少している。

丘陵地の樹林内を流れる源流部の特徴として、湧水量が少なく、流量は僅かで、淵や瀬は形成されず水深はごく僅かしかないこと、周囲の樹木の枝葉が天蓋となり日射が妨げられていること、水底はほとんど堆積した落葉で被われていること、などが挙げられる。

近年になって、河川生態系の研究が行われるようになってきたが、丘陵地の樹林内を流れる源流部を対象とした研究はほとんどみられない。そこで、本研究はこのような環境に形成される生態系の特徴を明らかにすることを目的として、横浜市内を流れる帷子川水系の二俣川の源流部を対象に行った。

2. 調査地点

調査対象としたのは『こども自然公園』（旭区大池町）内とその東側に隣接して流れる河川で、帷子川水系の二俣川の源流部に当たる。こども自然公園（以下、

公園と省略する）は海拔50～80mの緩やかな丘陵からなる広さ約43haの緑が多い公園である。

調査地点は図-1に示すようにSt. 1～St. 8とSt. Pの9地点で行った。そのうち、公園内には中池に流入する小河川のSt. 1～St. 6と中池のSt. Pとの計7地点を設定した。小河川の調査地点番号は下流側をSt. 1とし、最上流の小さな池をSt. 6とした。公園の東側に隣接して南から北に流れる河川にSt. 7、その河川に流入する水路にSt. 8を設定した。調査地点の概況は表-1に示した通りで、調査範囲の中で公園内を流れる小河川は丘陵地の樹林内を流れる源流部に当り、特にSt. 3～St. 5の3地点は典型的な源流部の環境となっている。

3. 調査時期

現地調査は平成3年5月29日、8月7日、12月2日そして平成4年の2月17日の4回実施した。

各調査時にSt. 1～St. 6で水生生物の生息状況を調べたが、St. 7とSt. 8では8月以降に3回調査し、St. Pでは12月に魚類とエビ類を対象に補足的に調査した。なお、公園内の調査は午前10時から正午までに行った。

Characteristics of aquatic ecosystem in hill headwater.

* Satoshi Fukushima, Fumio Higuchi, Hiromi Mizuo, Jun-ichiro Hatakenaka

横浜市環境科学研究所水質部門

** Norio Kobayashi, 旭技研

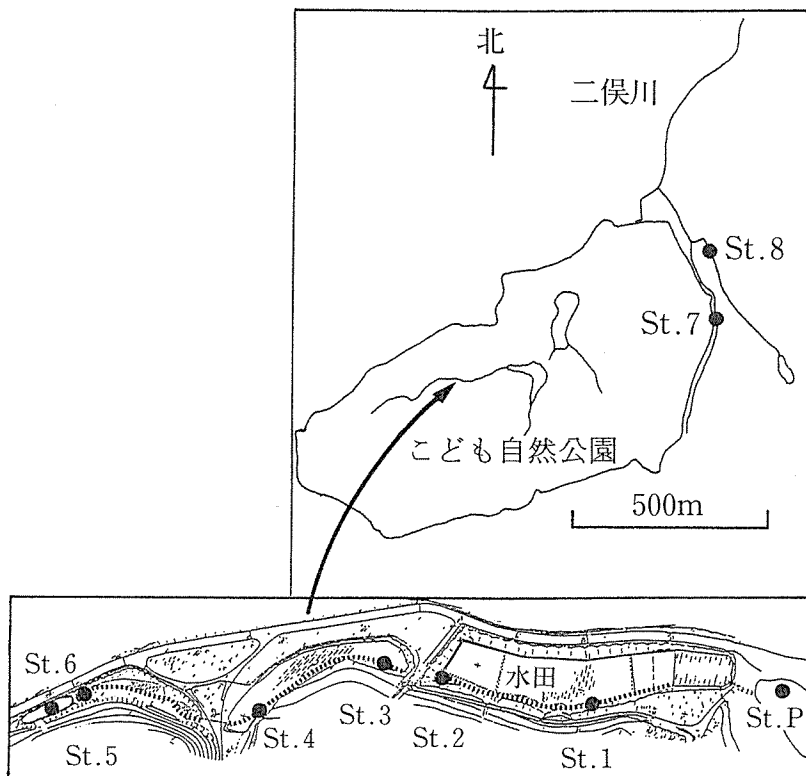


図-1 調査地点

4. 調査方法

4-1 水質等の環境要因

気温：棒状アルコール温度計

水温：ベッテンコッフェル水銀温度計

pH：比色計（東洋濾紙），pHメータ（東亜電波，HM-6A）

電気伝導率：電気伝導率計（東亜電波，CM-1K）で測定後，25℃値に換算して表示した。

相対照度：照度計（東京光学，SPI-71）で水面と裸地の照度を測定してその百分率を相対照度とした。

流速：電磁式流速計（東邦計測，TK-105D）により5回測定し平均値を流速とした。一部，浮き子を一定区間流して測定した。

溶存酸素（DO）：JIS-K0102の方法。

生物学的酸素要求量（BOD）：JIS-K0102の方法。

アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）：インドフェノール法。

亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）：ナフチルエチレンジアミソースルファニルアミド発色法。

硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）：イオンクロマトグラフ

（Dionex-10）により測定。

全無機態窒素（TIN）： $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} = \text{TIN}$ として算出した。

リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）：アスコルビン酸-モリブデン青法。

4-2 水生生物

魚類：採集は網目3mm×3mmのネット付きD・フレームネット（底辺幅45cm，高さ40cm）を用い，各定点で定性的に行った。中池における採集はD・フレームネットと網目10mm×10mmの投網を用いた。採集された個体は体長（被鱗体長）を測定した後に，採集された定点に放流した。

底生動物：底生動物は網目NGG40のネット付きD・フレームネット（底辺幅25cm，高さ20cm）を用い，20cm×20cmコアドラフト内の底質を定量的に2回採取し，それを容器にまとめて入れ，ホルマリン溶液を20ml加えて固定した。ホルマリンで固定したサンプルを，実験室内で水洗してから生物を拾い出し，種別に計数して各地点の底生動物の群集組成を求めた。

表-1 調査地点の概要

調査期日	地点	流れ幅 (m)	水深 (cm)	底質
1991年 5月29日	St.1	0.3	1-2	泥・砂
	St.2	1.5	30	泥
	St.3	0.4	2-3	泥・落葉
	St.4	0.3	1-2	泥・落葉
	St.5	0.2	1-2	礫・砂
	St.6	4.0	40	泥・落葉
1991年 8月 5日	St.1	0.3	2-3	砂・泥・岩盤
	St.2	1.5	20	泥
	St.3	0.4	2-3	泥・落葉
	St.4	0.3	2-4	泥・落葉
	St.5	0.1	1-2	礫
	St.6	4.0	40	泥・落葉
	St.7	0.3	3-8	岩盤・礫
	St.8	1.0	3-5	礫・砂 (二面コンクリート)
1991年12月 2日	St.P	—	30-40	泥
	St.1	0.8	15-20	砂・泥・岩盤・落葉
	St.2	1.2	20	砂・泥・礫・落葉
	St.3	1.5	10-15	砂・泥・落葉
	St.4	0.3	6-8	砂・泥・落葉
	St.5	0.2	5	礫・落葉
	St.6	4.0	40	泥・落葉
	St.7	1.0	5-15	岩盤・礫
	St.8	1.0	3-8	礫 (二面コンクリート)
1992年 2月17日	St.1	0.3	2-3	砂・岩盤・落葉
	St.2	0.5	5	砂・礫・落葉
	St.3	0.4	5-8	泥・砂・落葉
	St.4	0.3	3	泥・落葉
	St.5	0.3	2-3	礫・砂
	St.6	4.0	40	泥・落葉
	St.7	0.5	5	岩盤・礫・砂
	St.8	0.6	6-7	礫 (二面コンクリート)

注：水深と底質は現場での概況観察による

エビ類：採集は魚類採取と底生動物採取用のD・フレームネットを用いて定行的に行った。河川におけるヌカエビ等の生息が予想されなかったため、5月の調査時にはエビ類を対象とした採集調査は行わなかったため、底生動物調査で得られたデータを用いた。

藻類：水底の落葉あるいは礫の表面から定量的に採取した。ほとんどの場合、落葉の表面には泥が堆積した状態になっている。そのため落葉からの採取は、泥が流失しないように行った。また、礫からの採取は、表面に付着しているものをナイロンブラシで擦り落として行った。採取したサンプルにホルマリン溶液を5%程度加えて固定した。実験室内で固定したサンプルを顕微鏡（総合倍率600倍）で観察して、種別に計数して各地点の群集組成を求めた。

5. 結果と考察

5-1 水質等の環境要因

各調査地点で現場測定した環境要因を表-2、水質分析結果を表-3に示した。

5-1-1 環境要因

水温は、丘陵地の樹林内を流れる源流部と位置づけられる公園内の小河川では、気温の高い時期には下流側で高く、気温の低い時期には上流側で高い傾向がみられる。直射日光を受ける環境下で水量が少ない場合には、夏期の水温は気温近くまで上昇する。しかし、公園内を流れる小河川の南側は斜面になっており、斜面の樹木の枝葉により日射が妨げられるため、夏期においても水温上昇はあまり大きくはない。

この小河川の日射が妨げられていることは相対照度で示されている。特にSt. 3では他の地点に比べて相対照度が小さくなっている。また、地形的な要因により夏期の値が大きくなっている。公園に隣接するSt. 7は渓谷状となり、樹林の天蓋のなかを流れているために、樹木の葉が落ちた冬期に相対照度が大きくなっている。また、St. 8の周囲は樹木が少なく日射を妨げるものがあまりないために、各測定時とも高い値となっている。

湧水のpHは通常6.0~6.8程度である。河川では藻類の光合成により、水中の遊離炭酸が利用されるために、pHはしばしば8以上となる。公園内の小河川の湧水点における測定値は5.8~6.0で、湧水の値としてはわずかではあるが低い傾向にある。そして、小河川における測定結果の多くは7.0以下の場合が多かった。

横浜市内で1990年までの7年間に測定された雨水のpHの平均値は4.6である¹⁾。このような酸性雨に代表

される酸性降下物の影響により、緩衝能力の低い地質地帯を流れる河川では、河川水のpHの低下が認められている²⁾。また、枝葉に残留した酸性降下物が樹幹流下水にとけ込むために、そのpHは雨水に比べて低いことが報告されている³⁾。

小河川の湧水のpHがやや低い傾向にあるのは、雨水のpHが低いことに加えて、小河川の周辺には樹林帯が広がっているために、低いpHの樹幹流下水が多く地中に浸透しているためと考えられる。さらに、本調査を行った1991年の秋以降は多量の降雨があり、地中に涵養される期間が短かったために、土壌の緩衝能力が従来ほど働かなかったことも考えられる。公園内の小河川では後述のように藻類現存量が少ないために、pHを上昇させる効果のある光合成活性が低く、pHの上昇は顕著ではなく、それが藻類の群集構造にも影響を及ぼしていると考えられる。

電気伝導率は公園内の小河川で低く水中のイオン濃度の低さを示している。それに対して、隣接する河川の2地点では高くなっている。これは、排水の流入、あるいは水中の鉄濃度が高い（水底に赤茶色の沈殿物がみられている）ためと思われる。横浜市内の他の源流部における測定結果⁴⁾と比較すると、公園内の小河川のpHと電気伝導率はいずれも低い傾向にある。

流速は各地点で流れが速い部分で測定された値であるが、公園内の小河川における流速は小さく、場所によってはほとんど水の流れを感じさせないような状態となっている。それに対して、St. 7は谷状の部分の水が流れ水量が多いために流速も大きく、さながら渓谷のような景観となっている。横浜市内の源流部では水路整備が各所で進み、St. 7の周辺は数少ない自然の渓谷状の環境のひとつとなっている。

5-1-2 水質

DOは生物の生息に重要な環境要因となっている。水質汚濁の進行した陸水域や、赤潮発生時の海域では、光合成による酸素生産が行われない夜間にも酸素消費が大きく、魚が酸素欠乏により死亡することがある。一般に溶存酸素濃度が0.5~0.7mg/lになると魚類の生息に影響が生じる。各調査地点の溶存酸素は魚類の生息に十分な濃度であるが、水温の高い時期にSt. 4で僅かに濃度が減少する傾向がある。これは、底質に落葉のような有機物が多く堆積し、その分解のために酸素が消費されているためと考えられる。さらに、流れが緩いために曝気はほとんどなく、藻類による酸素生産もごく僅かであることが酸素濃度の低下する要因となっていると思われる。

表-2 環境要因測定結果

調査期日 〈天気〉	地点	気温 (℃)	水温 (℃)	pH	EC (μ S/cm)	流速 (cm/s)	相対照度 (%)
1991年 5月29日 〈曇り〉	St.1	18.2	19.8	6.9	140	16	26
	St.2	—	16.5	7.2	130	—	79
	St.3	—	16.2	7.1	110	9	2
	St.4	—	14.5	6.6	140	9	8
	St.5	—	16.4	6.4	110	14	68
	St.6	—	16.8	6.6	120	0	70
1991年 8月 5日 〈曇り〉	St.1	23.0	22.5	7.6	130	5	72
	St.2	25.5	20.5	7.3	160	—	81
	St.3	22.2	20.5	7.2	150	10	24
	St.4	22.2	17.8	6.6	142	4	74
	St.5	21.2	22.0	6.6	110	2	87
	St.6	21.2	21.8	6.4	130	0	87
	St.7	21.5	21.5	7.2	250	38	7
	St.8	24.3	23.0	7.1	400	7	71
1991年12月 2日 〈晴れ〉	St.P	18.4	11.4	7.0	190	0	100
	St.1	14.2	11.8	7.0	130	5	8
	St.2	12.2	12.0	7.0	130	2	2
	St.3	13.0	12.2	6.9	120	7	7
	St.4	11.8	12.6	6.6	130	23	9
	St.4'	—	15.0	5.8	—	—	—
	St.5	13.2	13.0	6.2	130	31	10
	St.6	15.8	13.0	6.2	170	0	16
	St.7	12.2	14.5	7.0	240	39	22
St.8	13.8	14.3	7.0	340	32	51	
1992年 2月17日 〈晴れ〉	St.1	7.6	6.0	6.9	150	23	9
	St.2	8.8	6.5	6.9	180	11	32
	St.3	8.2	7.2	6.9	170	14	13
	St.4	7.2	8.2	6.6	190	4	11
	St.4'	—	12.5	6.0	180	—	—
	St.5	7.8	7.5	6.9	190	11	33
	St.6'	—	13.5	6.0	180	—	—
	St.7	11.1	11.3	7.1	310	75	59
	St.8	13.8	10.8	7.0	470	15	93

EC: 25℃値, ダッシュのついた地点番号は湧水を示す

BODは有機汚濁の指標として用いられているが、各調査地点とも測定値は低く水質は良好な状態であることを示している。上流側に人家が数戸あり、家庭排水が流入するSt. 8は他の地点よりBODが幾分高い値となっている。

窒素、リン成分のうち PO_4-P 濃度はほとんどの地点で定量限界以下の低い値で、各形態の窒素濃度も低かった。人為的な汚染の指標となる NH_4-N 濃度はBODとおなじくSt. 8で僅かに高い時があった。また、公園内の小河川における NO_3-N 濃度は、上流側で高い傾向がみられる。湧水のpHが低い傾向のある12月には、上流部のSt. 5で NO_3-N は $6.5mg/l$ と高い値が測定されている。降水中の陰イオンが増加するとpHは低下する傾向があり、pHが低い降水中の NO_3^- の割合は高く、都市部では酸性降下物に占める NO_3^- の割合が高い傾向がある⁵⁾。さらに、スギ林では湿性降下物のみならず乾性降下物の保持能力も大きく、樹幹流下水中のイオン量は増加する可能性が高いとする報告もある³⁾。これらの研究報告は、公園の小河川に入る湧水の NO_3-N 濃度は、降雨の影響により高くなる可能性があることを示唆している。

過去に公園内の小河川の水質については、1981年から1982年にかけて調べられている⁶⁾。それと比較すると、本調査時の水質はほとんど変化していないが、一部の地点でDOがやや低く、また NO_3-N がやや高くなっている。

5-2 水生生物群集

5-2-1 魚類分布状況

本調査では8種の魚類が確認された。各調査地点で採集された魚種別の個体数を表-4に示した。公園の小河川からはホトケドジョウ *Lufua echigonia* とヨシノボリ *Rhinogobius brunneus* が多く採集された。ホトケドジョウは公園内の小河川の上流部に造られたSt. 6の池から下流部のSt. 1までの全地点に分布していた。それに対してヨシノボリの分布は異なり、St. 3の下流にある段差（コンクリートU字溝の下流）の下流側でのみ採集されている。

小河川でホトケドジョウとヨシノボリの分布が異なる要因の一つとして、繁殖場の相違が挙げられる。ホトケドジョウは小河川を繁殖の場としているため、段差の下流まで分布を広げることができる。それに対して、ヨシノボリは下流の中池で繁殖し、分布が上流側

表-3 水質分析結果

調査期日	地点	DO	BOD	NH_4-N	NO_2-N	NO_3-N	TIN	PO_4-P
1991年 5月29日	St.2	8.4	0.2	0.055	0.006	0.72	0.78	0.001
	St.4	5.0	tr.	0.138	tr.	0.79	0.93	tr.
	St.5	11.3	2.2	0.020	0.003	2.17	2.19	tr.
1991年 8月 5日	St.2	8.0	0.4	0.034	0.003	0.55	0.59	tr.
	St.4	4.3	0.5	0.167	tr.	0.58	0.75	tr.
	St.5	5.3	1.6	0.010	0.013	1.98	2.00	tr.
	St.7	7.2	0.8	0.070	0.012	0.91	0.99	tr.
	St.8	5.8	2.9	0.456	0.079	0.96	1.50	0.001
1991年12月 2日	St.2	8.9	0.5	0.036	tr.	2.02	2.06	tr.
	St.4	7.6	0.4	0.041	0.001	2.38	2.42	tr.
	St.5	8.2	0.2	0.020	tr.	6.52	6.54	tr.
	St.7	9.2	0.8	0.283	0.011	1.32	1.57	tr.
	St.8	8.8	2.0	0.179	0.009	1.00	1.19	tr.

単位：mg/l

の小河川に広がっているが、段差のためにその上流側に容易には分布を広げられないと考えられる。分布の異なるもう一つの要因として、段差の上流側と下流側の形態の相違が挙げらる。ホトケドジョウは段差の上流側のように、水深がほとんどないような環境下でも

生息する。しかし、ヨシノボリが横浜市内で分布する場所の水深は、ホトケドジョウの場合に比べてやや深い傾向がある。そのため、両種が生息する地域でも、ホトケドジョウのほうが上流側まで分布している。これは、段差の上流側の水空間がヨシノボリの生活に適

表-4 魚類採集個体数

調査期日		St.1	St.2	St.3	St.4	St.6	St.7	St.8
1991年 5月29日	ホトケドジョウ	8	3	10	3	1		
	シマドジョウ							
	ドジョウ							
	ヨシノボリ							
	モツゴ							
	コイ						1	
	フナ						15*	
1991年 8月5日	ホトケドジョウ	27	23	15	8	11		
	シマドジョウ							
	ドジョウ	1						
	ヨシノボリ	21	3				38	21
	モツゴ	1						
	コイ						*	
	フナ						1	
1991年 12月2日	ホトケドジョウ		12	4	10	3		
	シマドジョウ						1	
	ドジョウ							
	ヨシノボリ	3	40				14	
	モツゴ	1						
	コイ							
	フナ						1	
1992年 2月17日	ホトケドジョウ	3	3	5		1		
	シマドジョウ							
	ドジョウ							
	ヨシノボリ	2	10				44	5
	モツゴ							
	コイ						1	
	フナ						2	

(St.Pの調査は12月のみ行い、モツゴが13、メダカが1個体採集された)

*: 目視観察による。St.7とSt.8は5月29日には未調査

していないことを示している。

公園の小河川からは両種以外に、モツゴ *Pseudorasbora parva* とドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* が採集されているが、いずれも下流部の地点でのみ採集された。上流部の池ではコイ *Cyprinus carpio* とフナ *Carassius auratus* が採集された。下流の中池にはコイやフナが生息していると思われるが、小河川はそれらが遊泳できる程度の水深はなく、下流から分布を広げることにより上流側の池に分布するようになったとは考えられない。そのため、両種が上流部の池に分布するようになったのは、放流による可能性が極めて高い。

小河川の下端に隣接するハス田からはメダカ *Oryzias latipes* が、中池ではモツゴが採集された。下流部で採集されたモツゴはヨシノボリと同じように中池から移動したと考えられる。公園に隣接する河川のSt.7からはヨシノボリとシマドジョウ *Cobitis biwae* が、St.8からはヨシノボリが採集された。

シマドジョウは砂礫質が多く、ホトケドジョウの生息する場所より水量の多い環境に生息している。両種の分布域における底質の相違は大岡川源流部の調査でも認められている⁷⁾。公園内の小河川の流れは緩やかで、底質は落葉と泥で構成され、ホトケドジョウの生息に適した環境となっている。それに対して、St.7の河川は水量が多く、底質は多くの部分で岩盤が露出し、礫のある部分もあり、シマドジョウの生息に適した環境となっている。

ホトケドジョウとヨシノボリの帷子川流域における分布をみると、本調査結果と同じように、前者は源流部のみ、後者は中下流部まで広く分布している^{8~12)}。

5-2-2 水生動物分布状況

4回の調査で出現した水生動物のリストを表-5に、各地点の種類数、現存量(個体/1200cm²)そして優占種を表-6に示した。

全体で57種類の水生動物が採集され、そのうち公園内の小河川では44種が出現した。また、公園の小河川の各地点で採集された種類数は8~21種でSt.3の種類数が多い。小河川の上流にある池で採集された種は4~13種と少ない。公園に隣接する河川のSt.7とSt.8において採集されたのは2~17種で、St.8に比べると水量が多く流水環境が形成されているSt.7の種類数が少ない傾向にある。また、公園内とそれに隣接する河川を比較すると、公園内の種類数が多い傾向がみられる。

本調査で採集された種のうち、カワニナ *Semisulco-*

spira libertina、ヌカエビ *Paratya compressa improvisa* などの22種は公園内の小河川でのみ出現した。また、公園に隣接する河川でのみ出現した種はサカマキガイ *Physa acuta*、ナミシビル *Erpobdella octhocolata* など13種である。

公園の小河川における現存量は12~490個体で、St.3~St.5の現存量が多いのに対してSt.1で少ない傾向がある。公園に隣接する河川の2地点では2~1225個体が採集された。

公園の小河川で優占種となったのはミズムシ *Asellus hilgendorffii*、オナシカワゲラ属 *Nemoura* sp.、ホソバトビケラ *Molanna moesta*、ウチダツノマユブユ *Simulium* (*Eusimulium*) *uchidai* であった。ミズムシとオナシカワゲラ属は多くの地点で優占したのに対して、ウチダツノマユブユはSt.1のみで優占した。St.6の池ではヌカエビ *Paratya compressa improvisa* とミズムシが優占種となった。公園に隣接する河川ではユスリカ科 *Chironomidae*、イトミミズ類 *Tubificidae* Gen. spp.、スジエビ *Paraemon paucidens*、コガタシマトビケラ *Cheumatopsyche brevilineata* が優占し、公園の小河川の傾向とは異なっていた。

公園内の小河川の群集構成種の多くは、水質が良好な環境に生息する種で、当該地域の良好な水質を反映している。そして、落葉を食べる種や雑食性の種が優占し、流水量が少なく落葉の多い環境に適応した群集構造となっている。

本調査で採集された57種のうち、公園内と公園外で共に採集されたのは22種で、それ以外の種はどちらかの水域でのみ採集され、両水域の水生動物群集はかなり異なる構造となっている。両水域の底質を比較すると、公園内では砂泥と落葉で底質が構成されているのに対して、公園に隣接する河川では礫、岩盤が主な構成物となっている。また、公園外のSt.8の上流側には人家があり、BODに示されているように、排水の流入による水質の悪化が僅かに認められる。この水域で採集された水生動物は、水質が汚濁した環境に出現するものが多く、特にイトミミズ類が優占していることは、排水の流入による水質の悪化と共に、底質の有機物が多くなっていることを示している。この様な公園内と公園外の水域の底質と水質の相違が、異なる構造の水生動物群集を発達させている大きな要因と考えられる。

環境科学研究所が1981年から1982年に公園内の小河川を対象に行った調査では、カワニナ *S. libertina*、ミズムシ *A. hilgendorffii*、オナシカワゲラ属 *Nemoura*

sp., ホソバトビケラ *M. moesta* (ホソバトビケラ属 *Molanna* sp. と記載) などが多く出現した¹³⁾。これらは本調査でも多く出現し、本調査時と過去の調査時とを比較すると、水生動物群集の変化はほとんど認められない。しかし、コモンナガレアブ *Atrichops morimotoi* (モリモトシギアブ *Atherix morimotoi* と記載) やサツマモンナガレアブ *Suragina satsumana* (サツマモンシギアブ *Atherix satsumana* と記載) のように本調査では確認されなかった種もある。水流があるところに生息する両種が確認されなくなったことは、公園内の小河川の水量が減少していること示唆している。

本調査と同じように1地域内を年間に数回調べた例

では、大岡川の源流部の水取沢で78種、境川水系の源流部の瀬上沢で60種、宮川の源流部では51種が採集されている¹⁴⁾。これらの水域は円海山周辺に位置し、市内で最も自然度が高い。この地域の源流部の流量は多く、底質も礫底のところが多く落葉や泥の堆積したところ、そして岩盤が裸出している部分もあり、多様な環境が形成されている。また、早淵川の源流部の港北ニュータウン地区3号公園にある池の流出・流入河川では1981年から1988年までの間に44種が採集されている¹⁵⁾。公園内の小河川に生息する水生動物の種類数は、流量の多い源流部と比較するとやや少ないが、水量の少ない丘陵地にある小河川の源流部でも多様な水生動物群集が生息できることを示している。

表-5 水生動物リスト

軟体動物門		
GASTROPODA	腹足綱	
MESOGASTROPODA	中腹足目	
Pleuroceridae	カワニナ科	
<i>Semisulcospira libertina</i>	カワニナ	○
BASOMMATOPHORA	基眼目	
Physidae	サカマキガイ科	
<i>Physa acuta</i>	サカマキガイ	* ⁸⁾
BIVALVIA	二枚貝綱	
VENEROIDA	ハマグリ目	
Pisidiidae	マメシジミ科	
<i>Pisidium</i> sp.	マメシジミ属の一種	○
環形動物門		
OLGOCHAETA	貧毛綱	
TUBIFICIDA	イトミミズ科	
Naididae	ミズミミズ科	
Gen. spp.	ミズミミズ類	○
Tubificidae	イトミミズ科	
<i>Branchiura sowerbyi</i>	エラミミズ	○
Gen. spp.	イトミミズ類	○
HIRUDINEA	ヒル綱	
PHARYNGOBDELLIDA	インビル目	
Erpobdellidae	インビル科	
<i>Erpobdella octhocolata</i>	ナミインビル	* ⁸⁾
節足動物門		
CRUSTACEA	甲殻綱	
ISOPODA	等脚目	
Asellidae	ミズムシ科	
<i>Asellus hilgendorffii</i>	ミズムシ	○
DECAPODA	十脚目	
Atyidae	ヌマエビ科	
<i>Paratya compressa improvisa</i>	ヌカエビ	○

表-5 水生動物リスト (続き)

Palaemonidae	テナガエビ科	
<i>Macrobrachium nipponense</i>	テナガエビ	* ⁸⁾
<i>Palaemon paucidens</i>	スジエビ	○
Astacidae	ザリガニ科	
<i>Procambarus clarkii</i>	アメリカザリガニ	○
Potamidae	サワガニ科	
<i>Geothelphusa dehaanii</i>	サワガニ	○
INSECTA	昆虫綱	
EPHEMEROPTERA	カゲロウ目	
Baetidae	コカゲロウ科	
<i>Baetis sahoensis</i>	サホヒカゲロウ	* ⁸⁾
<i>Baetis thermicus</i>	シロハタカゲロウ	○
Cloeon sp.	フタバカゲロウ属の一種	* ⁸⁾
ODONATA	トンボ目	
Lestidae	アオイトトンボ科	
<i>Lestes temporalis</i>	オオアオイトトンボ	○
Calopterygidae	カワトンボ科	
<i>Mnais pruinosa</i>	カワトンボ	○
Cordulegasteridae	オニヤンマ科	
<i>Anotogaster sieboldii</i>	オニヤンマ	○
Libellulidae	トンボ科	
<i>Orthetrum albistylum speciosum</i>	シオカラトンボ	○
PLECOPTERA	カワゲラ目	
Nemouridae	オナシカワゲラ科	
<i>Nemoura</i> sp.	オナシカワゲラ属の一種	○
MEGALOPTERA	広翅目	
Sialidae	センブリ科	
<i>Sialis</i> sp.	センブリ属の一種	○
Corydalidae	ヘビトンボ科	
<i>Parachauliodes japonicus</i>	ヤマトクロスジヘビトンボ	○
TRICHOPTERA	トビケラ目	
Hydropsychidae	シマトビケラ科	
<i>Cheumatopsyche brevilineata</i>	コガタシマトビケラ	○
Rhyacophilidae	ナガレトビケラ科	
<i>Rhyacophila</i> sp.	ナガレトビケラ属の一種	○
Limnephilidae	エグリトビケラ科	
<i>Nothopsyche ruficollis</i>	ホタルトビケラ	* ⁸⁾
Lepidostomatidae	カクツツトビケラ科	
<i>Neoseverinia crassicornis</i>	オオカクツツトビケラ	○
Sericostomatidae	ケトビケラ科	
<i>Gumaga okinawaensis</i>	グマガトビケラ	○
Molannidae	ホソバトビケラ科	
<i>Molanna moesta</i>	ホソバトビケラ	○
COLEOPTERA	鞘翅目	
Lampridae	ホタル科	
<i>Luciola cruciata</i>	ゲンジボタル	○
<i>Luciola lateralis</i>	ヘイケボタル	○

表-5 水生動物リスト(続き)

DIPTERA	双翅目	
Tipulidae	ガガンボ科	
<i>Antocha</i> sp.	ウスバヒメカガンボ属の一種	* ⁸⁾
<i>Dicranota</i> sp.		○
<i>Linnophila</i> sp.		○
<i>Pedicia</i> sp.	ダイミョウガガンボ属の一種	○
<i>Tipula</i> sp.	ガガンボ属の一種	○
Ptychopteridae	コシボソガガンボ科	
Dixidae	ホソカ科	
<i>Dixa</i> sp.	ホソカ属の一種	○
Simuliidae	ブユ科	
<i>Simulium</i> (<i>Eusimulium</i>) <i>uchidai</i>	ウチダツノマユブユ	○
Ceratopogonidae	ヌカカ科	
Gen. sp.		○
Chironomidae	ユスリカ科	
(Tanypodinae)	(モンユスリカ亜科)	
<i>Macropelopia</i> sp.		○
Pentaneurini Gen. spp.		○
(Orthoclaadiinae)	(エリユスリカ亜科)	
<i>Brillia</i> sp.		○
<i>Cricotopus</i> spp.		* ⁸⁾
<i>Diplocladius</i> sp.		* ⁸⁾
<i>Heterotrissocladus</i> sp.		○
<i>Parametriocnemus</i> sp.		○
<i>Paratrichocladus</i> sp.		* ⁸⁾
<i>Rheocricotopus</i> sp.		○
Gen. sp.		* ⁸⁾
(Chironominae)	(ユスリカ亜科)	
<i>Chironomus yoshimatsui</i>	セスジユスリカ	* ⁸⁾
<i>Chironomus</i> sp.		○
<i>Micropsectra</i> sp.		○
<i>Polypedilum</i> spp.		○
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		○
<i>Stictochironomus</i> sp.		○
Athericidae	ナガレアブ科	
<i>Atrichops morimotoi</i>	コモンナガレアブ	* ⁸⁾
Dolichopodidae	アシナガバエ科	
Gen. sp.		○
種 類 数 合 計		57

- 1) *Pisidium japonicum*については、種類を確定できないため、*Pisidium* sp. として扱った。
- 2) *Molanna* sp. とされていた種類は、*Molanna moesta* ホソバトビケラと同じ種類として扱った。
- 3) *Eriocera* sp.1, sp.2 の2種類は、それぞれ表記の2種のどちらかに該当するものと考えられる。
- 4) Simuliidae ブユ科とされていた種類は、*Simulium*(*Eusimulium*) *uchidai* ウチダツノマユブユとした。
- 5) Chironomidae ユスリカ科については、1981年度の調査では詳しく調べられていない。
- 6) モリモトシギアブは属名が変更され、*Atrichops morimotoi* コモンナガレアブと和名も変更された。
- 7) サツマモンシギアブは属名が変更され、*Suragina satsumana* サツマモンナガレアブと和名も変更された。
- 8) 大池こども自然公園の地域外にある水路(St. 7, St. 8)から採集された種類である。

表-6 水生動物群集構造の概要

調査期日	地点	種類数	現存量*	優占種
1991年 5月29日	St.1	17	99	オナシカワゲラ属
	St.3	20	269	ミズムシ
	St.4	14	460	ミズムシ
	St.5	17	368	ミズムシ
	St.6	4	—	ヌカエビ
1991年 8月 5日	St.1	12	31	ホソバトビケラ
	St.3	18	163	オナシカワゲラ属
	St.4	15	490	オナシカワゲラ属
	St.5	11	85	ミズムシ
	St.6	5	—	ヌカエビ
	St.7(瀬)	7	116	コガタシマトビケラ
	St.7(淵)	6	105	イトミミズ類
	St.8	17	287	イトミミズ類
1991年12月 2日	St.1	8	12	ウチダツノマユブユ
	St.3	21	111	ミズムシ
	St.4	18	242	ミズムシ
	St.5	10	166	ミズムシ
	St.6	7	—	—
	St.7(瀬)	5	72	コガタシマトビケラ
	St.7(淵)	2	2	—
	St.8	11	121	イトミミズ類
1992年 2月17日	St.1	12	96	ウチダツノマユブユ
	St.3	21	442	ミズムシ
	St.4	18	480	ミズムシ
	St.5	8	184	ミズムシ
	St.6	13	—	ミズムシ
	St.7(瀬)	6	881	コガタシマトビケラ
	St.7(淵)	7	56	スジエビ
	St.8	13	1225	イトミミズ類

* : 1200cm²当りの現存量
 優占種はユスリカ科を除く出現頻度1位の種とした。

5-2-3 エビ類分布状況
 ヌカエビ *Paratya compressa improvisa*, スジエビ
Paraemon paucidens とテナガエビ *Macrobrachium*
nipponense の各調査時における出現頻度を表-7

に示した。これら3種以外の甲殻綱については水生動物調査結果で取り扱った。
 公園内ではヌカエビとスジエビが分布していた。5月の調査時には小河川上流部に造られたSt.6の池で

ヌカエビが多く採集され、その後の3回の調査時にもSt. 6では生息数が多いことが確認された。8月にはヌカエビの分布は池の下流に広がり、いくつかの地点の僅かに水が溜まっているところで採集された。12月には池の下流に設定した小河川の全地点で採集され、8月に比べて分布密度は高くなり、翌年の2月も12月とほぼ同じ分布が認められた。

スジエビは公園内では8月にSt. 2で採集された。公園で魚釣りをしている人の中には大池や中池でエビを取って釣り餌にしていることから、スジエビの分布が中池から池に流入する小河川に分布が広がってきたと考えられる。それを裏付けるように、12月の調査時にSt. Pの中池でスジエビが採集され、池に近い小河川のSt. 1でも多く採集され、更に上流のSt. 4まで分布が広がった。翌年2月の調査時にはSt. 1の密度は低下したが12月と同じ分布状況がみられた。スジエビは公園外のSt. 7とSt. 8にも分布し、St. 7では8月以降の3回の調査で採集された。

テナガエビは期間中にSt. 8の小さな淀み状の部分からスジエビと共に採集されたが、12月には両種とも採集されなくなり、St. 8は生息環境として安定した条件下にはないことが推察される。St. 8の上流のゴ

ルフ場内に池があり、St. 8の水路の水はその池から流出していることから、池に生息していた個体が降雨の増水により流されてきたものが8月に採集されたのであろう。

小河川の上流部に造られたSt. 6で5月に採集されたヌカエビは、かなり多くの個体が抱卵し、8月にも一部抱卵している個体が確認された。港北ニュータウン地区の地区3号公園池における調査では、5月に抱卵した個体が採集されたが、6月にはそのような個体は見られず、7月には新生の個体が確認されている¹⁶⁾。東京の池におけるヌカエビの生活史を調べた結果では、産卵期は4～8月、大部分の寿命は1年で、生殖終了後の9月に死滅するようである¹⁷⁾。

環境科学研究所が1981年から82年にかけて公園内の小河川を対象に行った調査では、本調査で生息が確認されたヌカエビは採集されていない¹³⁾。昆虫の場合には、周辺水域に生息していたものが羽化して、他の水域に産卵することにより分布が広がる。この様な例として、新たに造成された水域に種々の昆虫の幼虫が生息するようになったり、夏にはきれいに清掃されているプールでも、翌年の清掃時にトンボの幼虫が多く生息していることが挙げられる。

表-7 エビ類(ヌカエビ, スジエビ, テナガエビ) 調査結果

調査期日	種名	St.P	St.1	St.2	St.3	St.4	St.6	St.7	St.8
1991年 5月29日	ヌカエビ						+++		
	スジエビ								
	テナガエビ								
1991年 8月7日	ヌカエビ		+		++	+	+++		
	スジエビ			+					+
	テナガエビ								++
1991年 12月2日	ヌカエビ		+++	+	+	+++	+++		
	スジエビ	+	+++	+	+	+		+++	
	テナガエビ								
1992年 2月17日	ヌカエビ		++	++	+	+++	+++		
	スジエビ		+	+	+	+		++	+
	テナガエビ								

+++：多い、++：普通、+：少ない

St.Pは12月に、St.7とSt.8は8月、12月、2月に調査を行った。



写真-1 ヌカエビのクライミング？（モルフォ生物同好会・大野通胤先生提供，1984年7月・港北ニュータウン地区3号公園池からの流出小河川にて撮影）

一方、エビのように水中で生涯を過ごす動物は、昆虫のように容易に分布を広げることはできない。しかし、写真-1（モルフォ生物同好会・大野通胤先生提供，1984年7月・港北ニュータウン地区3号公園池からの流出小河川にて撮影）に示したように、ヌカエビはある程度の高さの段差を登ることが可能で、上流側へもある程度の移動が可能なのである。

小河川で過去に採集されなかったヌカエビが多く採集されるようになった要因として、上流部に造られた池の存在が挙げられる。池の環境がヌカエビの生息に適した状態になっていることは、高い生息密度に示されている。ヌカエビの繁殖している池でコイやフナが出現していることは、公園内にあるために人為的な影響を受けやすく、他の生物も人為的に移入された可能性があることを示唆している。そのため、池でヌカエビが繁殖するようになる前にも低い密度で、限られた場所に生息していたのか、あるいは放流されたのかは明らかではない。

ヌカエビの農業に対する感受性はミジンコよりも高く¹⁸⁾、河川水中の殺虫剤の影響を調べる生物試験に用いられている¹⁹⁾。ヌカエビは感受性が高いために、水田からの排水が流入するような環境では生息することは困難であろう。そのためか、横浜市内で本種が採集

された地域は少なく、そのほとんどは源流域で^{20~26)}、継続して分布が確認されている地域は港北ニュータウン内と円海山周辺の源流部の2ヶ所だけである。

スジエビの採集例は少なく、河川では帷子川の鶴舞橋、水道橋²³⁾そして星川橋（横浜市環境科学研究所未発表資料）で採集されただけである。本調査の対象地域は二俣川の源流部であり、帷子川でスジエビが採集された地点はいずれも二俣川が流入する下流に位置している。採集地点の地理的な位置関係、鶴舞橋と星川橋で採集された日の直前にかんりの量の降雨があったことから、帷子川本流で採集されたスジエビは本調査地域あるいはその周辺の生息地から流下したものである可能性が高い。

ここで取り上げたエビ類は池のような環境に生息するが、丘陵地にある小河川の源流部でも、その上流にエビ類の生息する池があれば、河川の水生動物群集の構成種にエビ類が加わるようになるであろう。

5-2-4 藻類分布状況

藻類調査結果の概要として表-8に各調査地点で出現した種類数、群集現存量として優占種を示した。

出現した藻類は藍藻類3種、珪藻類42種、紅藻類2種そして緑虫類と緑藻類がそれぞれ1種の合計49種である。そのうち公園の小河川からは36種が、公園に隣接する河川からは28種が出現した。小河川のSt. 3から上流側では、群集を構成する種類は1~6種、1㎡当りの現存量は3~608個体と少なく、藻類群集はほとんど発達していない。St. 3より下流のSt. 1では群集は6~15種、49~378個体で構成され、上流側の地点より種類数、現存量とも多くなっているが、全体的には貧弱な群集である。公園に隣接する河川では3~19種、1276~15568個体で群集が構成され、種類数と現存量とも多い傾向が認められる。

横浜市内の源・上流部における種類数と現存量の平均値はそれぞれ13と3740で、現存量は中・下流部に比べるときわめて少ない²⁷⁾。このような値に対して、公園の藻類群集の種類数と現存量は共に少ない。

群集構造には多くの要因が影響を及ぼすが、このような両水域における種類数と現存量の相違は、主に付着基質の影響によると考えられる。公園の小河川の基質は多くの場合は落葉で、隣接する河川では礫であった。落葉が水底を被っているような環境では、藻類はその上に生育するようになる。落葉は下流に流されたり、他の落葉の下になつたりして安定した基質とはならない。また、そのような環境では落葉上に泥も堆積するようになり、更に基質としての安定性が悪くなる。

それに対して、礫はある程度まで流速が変化しても流されることなく安定性が高い。

一般に日照条件も影響を及ぼす要因となる。日射の当たる場所に比べて日陰になるような場所では群集は発達せずに、構造も異なるものとなる²⁸⁻³¹⁾。公園内の小河川の南側が斜面となり、斜面に生えた樹木の枝葉が天蓋のようになっている。このような地形的な要因により、8月の相対照度が他の季節より大きくなっているが、藻類群集に他の季節との相違はみられない。

このことから、公園内の小河川では日照条件が藻類群集に影響を及ぼす第一の要因とはなっていないと考えられる。

公園内の小河川で優占種となったのは、クシガタケイソウ *Eunotia* sp., クサビケイソウ *Gomphonema gracile*, フネケイソウ *Navicula gregaria*, ハリケイソウ *Nitzschia linearis*, ハネケイソウ *Pinnularia* spp., ベニイトモ *Chantransia* sp. である。公園に隣接する河川ではベニイトモ *Chantransia* sp., クサ

表-8 藻類群集構造の概要

調査期日	地点	種類数	現存量	優占種	藻類の付着基質
1991年 5月29日	St.1	8	127	<i>Eunotia</i> sp.	礫
	St.3	1	13	<i>Eunotia</i> sp.*	落葉
	St.4	6	317	<i>Pinnularia</i> spp.	落葉
	St.5	5	608	<i>Navicula gregaria</i>	礫
1991年 8月 5日	St.1	15	378	<i>Nitzschia linearis</i>	落葉
	St.3	1	15	<i>Navicula gregaria</i> *	落葉
	St.4	4	39	<i>Navicula gregaria</i> *	落葉
	St.5	4	50	<i>Eunotia lunaris</i>	落葉
	St.7	3	1649	<i>Chantransia</i> sp.	礫
	St.8	19	15568	<i>Chantransia</i> sp.	礫
1991年12月 2日	St.1	6	49	<i>Gomphonema angustatum</i> *	落葉
	St.3	3	6	—	落葉
	St.4	1	3	<i>Cocconeis placentula</i> *	落葉
	St.5	4	40	<i>Eunotia</i> sp.*	礫
	St.7	10	1980	<i>Melosira italica</i>	礫
	St.8	3	1276	<i>Gomphonema parvulum</i>	礫
1992年 2月17日	St.1	7	140	<i>Chantransia</i> sp.	礫
	St.2	9	1809	<i>Gomphonema gracile</i> (<i>Batrachospermum</i> sp.*)	コンクリート
	St.3	1	19	<i>Eunotia</i> sp.*	落葉
	St.4	1	2	<i>Eunotia</i> sp.*	落葉
	St.5	5	57	<i>Gompho. intricatum</i> v.*	礫
	St.7	15	5928	<i>Chantransia</i> sp.	礫
	St.8	9	4581	<i>Chantransia</i> sp.	礫

現存量：1 mm^2 当りの個体数

優占種とは群集の現存量が100cells/ mm^2 以上の場合のみを対象とした

(*：優占種ではないが出現頻度第1位あるいは肉眼的な群体を形成していた種)

ビケイソウ *Gomphonema parvulum*, チャツツケイソウ *Melosira italica* が優占種として出現した。また、St.2のコンクリート上にはカワモズク *Batrachospermum* sp. の大きな群体も観察された。

優占種となった藻類のうちハリケイソウとベニイトモが分布するのは主に水質の良好な源流部で、前者が多く出現した地点のBOD平均値は1.3mg/l, 後者は2.5mg/lである³²⁾。また、カワモズクも湧水点付近の、良好な水質の流れに生育する種である。フネケイソウ *N. gregaria* とクサビケイソウは源流部から下流部まで広く分布している。チャツツケイソウは浮遊性の種で、本種が優占することは、その地点が上流にある池の影響を強く受ける環境となっていることを示している。

一般の河川に比べて、公園内の小河川ではクシガタケイソウが多く出現している。クシガタケイソウ属 *Eunotia* は水質が酸性の環境に多く出現することがよく知られている。公園内の小河川を流れる水のpHは、湧水点に近いところでやや低い傾向がある。1981年の調査でも湧水点のpHは本調査時とほぼ同じ程度であったが、その時にはクシガタケイソウは出現していない。pHが7よりわずかに低い状態が長期間続くと、クシガタケイソウが多く出現するようになる(福嶋 未発表資料)。本調査時には、前回の調査時に比べて水量が減少している。水量の減少は藻類の光合成活性を低下させ、pHはやや低い状態で維持されるようになる。クシガタケイソウが目立つ存在となったのはpHの影響によるものと推察される。

6. まとめ

丘陵地の樹林内を流れる源流部では、湧水量が少ないために流水量は僅かで、淵や瀬は形成されず水深はごく僅かしかない。また、周囲の樹林の天蓋により水面への日射は妨げられ、水底には落葉が多く堆積している。

このような樹林内の源流部に形成される生態系の特徴を明らかにするために、帷子川水系の二俣川の源流部を対象に調査を行った。現地調査は平成3年5月から平成4年の2月までの間に4回実施した。

1) 魚類は全調査区域で8種が採集され、丘陵地の樹林内を流れる源流部ではホトケドジョウ *Lufua echiogonia* とヨシノボリ *Rhinogobius brunneus* の2種類の分布が確認された。両種は生活空間が狭いところでも生息する底生性の魚類であるが、広い空間に生息する遊泳性の種は当該区域では採集されなかった。ま

た、ここで採集された両種の分布範囲はやや異なり、ホトケドジョウは当該区域内でも上流側まで分布しているのに対して、ヨシノボリは下流側を中心に分布していた。

2) 水生動物全体で57種類が採集された。そのうち丘陵地の樹林内を流れる源流部では44種が出現した。ここで採集された水生動物の種類数は、流水量の多い源流部と比較するとやや少ないが、水量の少ない丘陵地にある小河川の源流部でも多様な水生動物群集が生息できることを確認された。優占種となったのはミズムシ *Asellus hilgendorffii*, オナシカワゲラ属 *Nemoura* sp., ホソバトビケラ *Molanna moesta*, ウチダツノマユブユ *Simulium (Eusimulium) uchidai* である。これらのうちミズムシとオナシカワゲラ属は多くの地点で優占した。食性で区分すると前者は拾集性の採集食者、後者は落葉を食べる破砕食者で、流水量が少なく落葉の多い環境に適応したものが主な群集構成種になっていた。

このようなごく小規模な水域でも、流水部と共に止水部があるとそこで繁殖した水生動物の分布が流水部まで広がり、流水部の群集をより多様なものとすることが確認された。本調査ではその代表的な種としてヌカエビ *Paratya compressa improvisa* が挙げられる。

3) 藻類は全体で49種類が出現し、そのうち36種と多くの種が丘陵地の樹林内を流れる源流部から出現した。しかし、当該区域の各地点の群集は貧弱で、群集を構成する種類と現存量は共に少なかった。このような貧弱な群集となったのは、主に藻類の付着基質の安定性が悪ためと考えられた。

クシガタケイソウ *Eunotia* sp. が多くの地点で優占種となる傾向がみられた。本種が優占したのは、酸性降水の影響により湧水のpHが低く、藻類の光合成活性も低いために流水域のpHもやや低かったためと推察された。

4) 本研究で得られた結果は、ほとんど水が流れていないような丘陵地の樹林内の源流部でも、多様な水生生物群集が分布していることを示している。河川生態系の保全・回復を図るためには、源流部からの生物の分布の拡大あるいは供給に依存する部分も大きい。また、河川における多様な生態系の形成は、単に線的な広がりにとどまらず、面的な生態系の保全・回復につながるはずである。そのためには、たとえ規模が小さくとも流域に点在する豊かな生物群集の生息地となっている源流部の保全を図ることが大切である。

謝 辞

本研究に対して協力いただいた横浜市緑政局西部公園事務所ならびに横浜市教育委員会文化財課、そして、現地調査に協力いただいた横浜市環境保全局水質課に対してここに深謝の意を表します。

引用文献

- 1) 矢本てるみ・加藤善徳：横浜市における酸性雨調査—1990年の調査結果—，横浜市環境科学研究所報，16，123—125(1992)。
- 2) 加藤邦夫：酸性水の陸水影響に関する研究（第1報）県内河川のpHの経年変化とその原因，岐阜県公害研究所年報，19，32—36(1991)。
- 3) 久米一成・浅川貞雄・縣富美夫・鈴木久雄：スギ，ヒノキの樹幹を流れる雨水成分の性質について，福岡県衛生環境センター報告，31，33—39(1988)。
- 4) 畠中潤一郎：市内河川の水質環境調査結果，横浜の川と海の生物・第5報，横浜市公害対策局，公害資料No.140，37—58(1989)。
- 5) 横浜市環境科学研究所：酸性雨に関する調査研究報告書(印刷中・1993)。
- 6) 畠中潤一郎・福嶋悟・五十嵐浩：こども自然公園内ゲンジボタル生息地の水質環境調査，こども自然公園環境調査報告書—ゲンジボタルの保全について—，こども自然公園環境調査プロジェクト，35—41(1983)。
- 7) 福嶋悟・樋口文夫：氷取沢・瀬上沢水系の魚類相，円海山・港北ニュータウン生態調査報告書，横浜市公害研究所，公害研資料No.57，21—36(1984)。
- 8) 横浜市公害対策局：市内河川の魚類，横浜の川と海の生物，横浜市公害対策局，公害資料No.73，13—33(1978)。
- 9) 横浜市公害研究所：市内河川の魚類の生息状況，横浜の川と海の生物・第3報，横浜市公害対策局，公害資料No.92，19—37(1981)。
- 10) 横浜市公害研究所：横浜市内河川の魚類相，横浜の川と海の生物・第4報，横浜市公害対策局，公害資料No.126，57—83(1986)。
- 11) 樋口文夫・水尾寛己：横浜市内河川の魚類相，横浜の川と海の生物・第5報，横浜市公害対策局，公害資料No.140，59—96(1989)。
- 12) 樋口文夫・水尾寛己・梅田孝：横浜の淡水魚類相の変化と分布の特徴，横浜の川と海の生物・第6報，横浜市環境保全局，環境保全資料No.161，93—139(1992)。
- 13) 福嶋悟・畠中潤一郎・五十嵐浩：こども自然公園の付着藻類，底生動物，魚類調査，こども自然公園環境調査報告書—ゲンジボタルの保全について—，こども自然公園環境調査プロジェクト，42—52(1983)。
- 14) 小林紀夫：円海山周辺地域の河川改修工事が底生動物に与える影響，円海山・港北ニュータウン生態調査報告書・第3報，横浜市公害研究所，公害研資料No.94，39—56(1990)。
- 15) 小林紀夫：港北ニュータウン公園池及び周辺地域の水生動物，円海山・港北ニュータウン生態調査報告書・第3報，横浜市公害研究所，公害研資料No.94，97—117(1990)。
- 16) 小林紀夫：港北ニュータウン3号公園池に生息する甲殻類アゴトゲヨコエビ (*Jesogammarus spinopalpus*)，ヌカエビ (*Paratya compressa improvisa*) の生活史，円海山・港北ニュータウン生態調査報告書・第3報，横浜市公害研究所，公害研資料No.94，119—124(1990)。
- 17) 高木和徳：ヌカエビの生態学的一研究，生物，1，275—280(1946)。
- 18) Hatakeyama, S. & Y. Sugaya: A freshwater shrimp (*Paratya compressa improvisa*) as a sensitive test organism to pesticides, *Environ. Pollut.*, 59, 325—336(1989)。
- 19) 畠山成久・白石寛明・浜田篤信：霞ヶ浦水系のヌカエビ (*Paratya compressa improvisa*) 生物試験による農薬毒性の季節変動，水質汚濁研究，14，460—468(1991)。
- 20) 小林紀夫・金田彰二：港北ニュータウン公園池内の水生動物，円海山・港北ニュータウン生態調査報告書，横浜市公害研究所，公害研資料No.57，141—161(1984)。
- 21) 小林紀夫：港北ニュータウン公園池内の水生動物（第2報），円海山・港北ニュータウン生態調査報告書・第2報，横浜市公害研究所，公害研資料No.74，199—225(1987A)。
- 22) 金田彰二・横浜市公害研究所：市内河川の底生動物相と生物学的水質判定，横浜の川と海の生物・第3報，横浜市公害対策局，公害資料No.92，39—107(1981)。
- 23) 小林紀夫・福嶋悟・水尾寛己・樋口文夫・畠中潤一郎：生物相，横浜の川と海の生物，横浜市環境保全局，環境保全資料No.161，141—166(1992)。
- 24) 金田彰二・小林紀夫：円海山周辺水域の底生動物相，円海山・港北ニュータウン生態調査報告書，横浜市公害研究所，公害研資料No.57，37—70(1984)。
- 25) 金田彰二：円海山周辺水域の底生動物相（第2報），

- 円海山・港北ニュータウン生態調査報告書・第2報，
横浜市公害研究所，公害研資料No74，99-122(1987)。
- 26) 小林紀夫・金田彰二・横浜市公害研究所：横浜市
内河川の底生動物相—底生動物相—，横浜の川と海の
生物・第5報，横浜市公害対策局，公害資料No140，
97-123(1989)。
- 27) 福嶋悟：横浜市内河川における藻類群集の分布，
横浜の川と海の生物・第6報，横浜市環境保全局，環
境保全資料No161，207-254(1992)。
- 28) O' Quinn, R. & M. J. Sullivan: Community
structure dynamics of epilithic and epiphytic
diatoms in a Mississippi stream, *J. Phycol.*, 19,
123-128(1983)。
- 29) Robinson, C. T. & S. R. Rushforth: Effects of
physical disturbance and canopy cover on at-
tached diatom community structure in an Idaho
stream, *Hydrobiologia*, 154, 49-59(1987)。
- 30) 福嶋悟：有機汚濁と河川生物相の関係，一付着藻
類—，円海山・港北ニュータウン生態調査報告書・第
2報，横浜市公害研究所，公害研資料No74，57-78
(1987)。
- 31) Fukushima, S. & H. Fukushima: Seasonal
succession of attached algal flora in the channel
with effluent from sewage treatment plant, *Verh.
Internat. Verein. Limnol.*, 24, 2117-2121(1991)。
- 32) 福嶋悟：横浜市内河川にみられる藻類の地域的特
徴とその指標性，水域生物指標に関する研究報告，横
浜市公害研究所，公害研資料No88，107-126(1989)。

横浜市北部に分布するヌカエビ *Paratya compressa improvisa* の生態に関する研究

— 港北ニュータウンの地区3号公園とこども自然公園の
2地域個体群の形態及び繁殖生態の比較 —

樋口 文夫* 福嶋 悟* 水尾 寛己* 畠中 潤一郎*

要 旨

都市自然の中で生息する在来の生物種の把握を目的として、ヌカエビ *Paratya compressa improvisa* の生態的な研究を行った。

調査地域は、横浜市北部を流れる鶴見川水系に位置する港北ニュータウンの地区3号公園（以下TK地区）と帷子川水系のこども自然公園内の小池（KO地区）であった。

各地区の採集個体数はTK地区が395尾、KO地区が284尾で、その内抱卵個体は42尾、31尾であった。体長組成は、両地区とも雌の方が大きかった。最大値は、雌の31.1mm、抱卵個体の最小値は、18.7mmであった。

額角の形態は、上縁歯数は両地区合わせて2～16の範囲で、8～9にモードがあった。地区別比較では、TK地区の方がKO地区より多かった。額角長は体長の増加とともに長くなっていった。また上縁歯後縁の位置は、体長の増加とともに眼下後縁からの長さが伸びていく傾向を示した。この位置と歯数との関係では、前者が長くなると歯数が少なくなっていった。腹部第2節の形態は、雌雄で異なり、特に雌が20mm前後になると腹節の高さと幅が増加していった。この変化は繁殖期の抱卵個体で顕著であった。

初期発生段階I期のクラッチサイズ（一腹の抱卵数）は、季節による変動が大きい、TK地区の方がKO地区より多く、また体長の増加とともに多くなっていく傾向を示した。その平均的な関係式は、 $CS=7.925 \times 10^{-2} \cdot BL^{2.457}$ であった。平均卵体積は、KO地区の方がTK地区より明らかに大きかった。季節別では、春が夏より高い値を示した。体長との関係では正の相関関係を示した。クラッチサイズと平均卵体積との関係は、あまりなかったが、地区別に異なった分布を示した。TK地区が小卵多産、KO地区が大卵少産の傾向を示した。

以上の結果から2地域個体群は、額角の形態、クラッチサイズ、平均卵体積で差を示し、クラッチ重%からみると限られた繁殖努力量の中での変動、すなわちヌカエビの繁殖様式の柔軟性を示しているものと考えた。またこれらの変動は、生息環境、エサ条件等の要因が関与しているものと思われた。

1. はじめに

都市自然の保全、創造を具体化していくためには、地域の特徴を考慮しつつそこに生息する生物の多様性を重視した方策が必要である。それはそれぞれの地域環境の特徴、環境と生物種との関係、在来の生物種の把握、生物種間関係及び生態等の検討を通じてより明らかになってこよう。

筆者らは、これらの観点から1990年より環境因子、

魚類、底生動物、藻類等を対象に調査研究を行ってきた。今回は、その中で横浜の在来の生物種の特徴と生態学的研究の中間報告として、淡水エビ類、特にヌカエビに注目して、その概要を報告する。

市内の淡水エビ類に関する調査研究は河川、池の分布に関する報告があるが^{1)~5)}、生態学的な研究は少ない⁶⁾。これらの報告と筆者らの未発表資料から現在まで確認されている種類は、ヌマエビ科のヌカエビ

Ecological Study of Freshwater Shrimp *Paratya compressa improvisa*
in the North Area of Yokohama City

— Comparative Studies of the Reproductive and Morphological Features on Two Populations —
Fumio Higuchi, Satosi Fukusima, Hiromi Mizuo, Jun-ichiro Hatakenaka

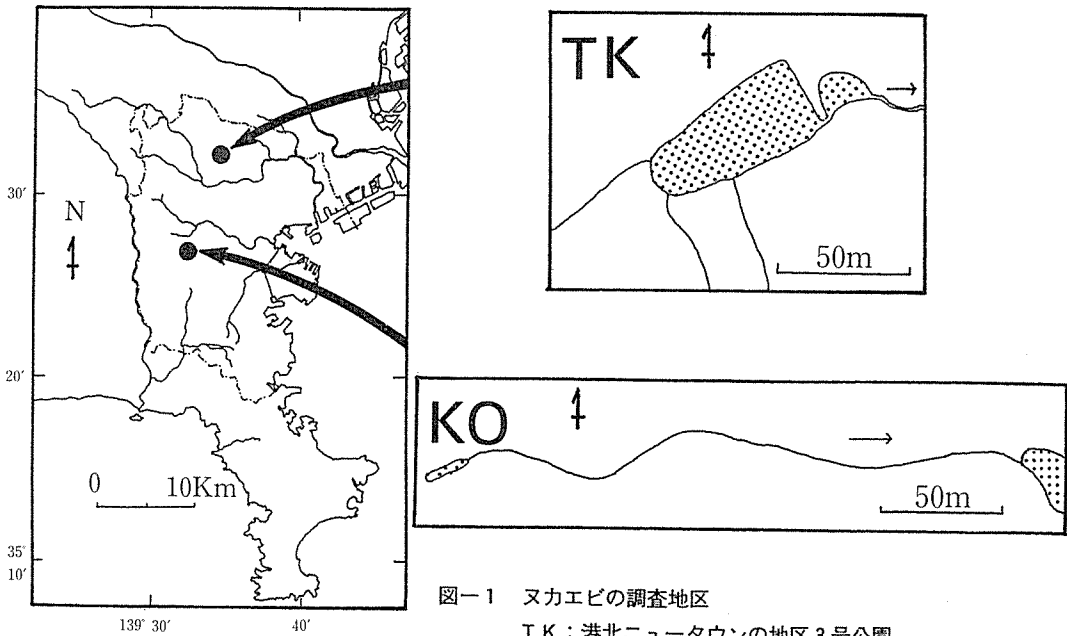
* 横浜市環境科学研究所

Paratya compressa improvisa, テナガエビ科のスジエビ *Palaemon paucidens*, テナガエビ *Macrobrachium nipponense* の3種類である。淡水エビ類の分布はいずれの種類も限定されてきている。

一方、ヌカエビは、分類学的にはヌマエビ *Paratya compressa compressa* の亜種として位置づけられている⁷⁾。しかし研究初期には学名、和名等でヌマエビとの混乱を招き⁸⁾、また繁殖様式、成長にともなう形態変化等でヌマエビからの分化が十分でないという報告⁹⁾があるなど、分類学的にまだ不明確な部分がある。そのため諸喜田¹⁰⁾、林¹¹⁾は各地域個体群の形態的な比較検討の必要性を強調している。ともあれこれら分類

学的な問題点があるものの、日本列島での地理的分布は、ヌカエビは中部以北に、ヌマエビは同じ分布域に不連続的に分布するが、主に中部以南に分布している¹²⁾。また形態学的に両種は、額角の上縁歯数と位置等で明かな差があり¹³⁾、さらに最近のアイソザイムを用いた遺伝学的な研究でも遺伝子組成に差があることが報告¹⁴⁾されている。

以上、ヌカエビの生態、分類学的状況、また、池の埋め立て、オオクチバス等の捕食生物の侵入、有害物質の混入等による分布の減少等の問題点を考える上でも、横浜に生息するエビの地域個体群に関する調査研究を行うことは意義あるものとする。



図一 ヌカエビの調査地区
TK：港北ニュータウンの地区3号公園
KO：こども自然公園

表一 地区別の水温等

地区	調査期日	水温(℃)	気温(℃)	天候
TK地区	1992年2月10日	4.3	—	晴れ
	6月4日	24.5	27.5	晴れ
	8月11日	26.2	26.2	晴れ
KO地区	1991年8月5日	21.8	21.2	曇り
	12月2日	13.0	15.8	晴れ
	1992年2月17日	13.5	7.8	晴れ
	5月14日	15.4	21.9	曇り

2. 調査方法

2-1 調査地区 (図-1)

港北ニュータウンの地区3号公園池 (以下, TK地区) : 北緯35°32', 東経139°35', 鶴見川水系の早瀬川の支川, 荒磯川の源流部, 横浜市港北区茅ヶ崎町に位置する港北ニュータウン第2地区の公園内にある池で, 横が約70m, 幅が約20mの長方形の池である。調査対象地区は池とその下流の小池である。この池は, 明治時代に農業用の溜池として造られ, 御手洗池と呼ばれていた。現在は周辺部の自然を残し, また池からの水路を造りかえて面積9.5haの地区公園となっている。

こども自然公園の小池, 水路 (以下, KO地区) : 北緯35°30', 東経139°32', 帷子川水系の源流部, 横浜市旭区に位置するこども自然公園内にある池で, 調査対象地区は, 大池と中池に分かれている水域の中池に流れ込む水路と小池を含めた約300mの区間である。この公園は江戸時代中期に溜池として造られたものを面積約43haの自然公園化したものである。

2-2 調査期日と水温

TK地区は, 1992年2月10日, 6月4日, 8月11日の3回行い, KO地区は, 1991年8月5日, 12月2日, 1992年2月17日, 5月14日の4回行った。

調査期日ごとに測定した水温等を表-1に示した。

夏と冬の水温差は, TK地区がKO地区に比べて大きい。これは, KO地区が流域にまとまった自然があり, 水量の中で湧水の占める割合が高いため, 安定した水温変化を示していた。

2-3 採集方法

採集はD型フレームネット, 横が45cm, 縦が39cm, 網目2mmメッシュを用いた。

採集したエビは, 現場で10%ホルマリン液で固定し, 研究室に持ち帰った。

2-4 調査項目 (図-2)

形態計測の項目は, 体長 (以下, BL : body length) が眼下後縁から尾節末端まで, 甲長 (以下, CL : carapace length) が眼下後縁から頭胸甲後縁まで, 額角長 (以下, RL : rostrum length) が眼下後縁から額角先端まで, 全甲殻長 (以下, TCL : total carapace length) は甲長と額角長を合わせた。また額角上縁歯後縁の位置 (以下, HSP : hindmost spine position) は眼下後縁からの長さを計測した。また, それを基に全甲殻長と上縁歯後縁から額角先端までの長さとの比を求めた。腹部第2節の長さ (以下, SASH : second abdominal segment height) と幅 (以下, SASW : second abdominal segment width) を計測した。

形態計測は, ノギス (1/100mm) を用い, 肉眼, 実体顕微鏡下で測定した。

体重 (以下, BW : body weight) は, 口紙で水をよく拭き取った湿重量で測定した。

額角上, 下縁歯数 (以下, RUS : rostrum upper spin, RLS : rostrum lower spin) は実体顕微鏡下で計数した。ただし額角が欠損した個体は欠測値とした。

一腹の抱卵数 (以下, クラッチサイズ CS : clutch size) は, 全数をカウントし, 卵のサイズは一個体当

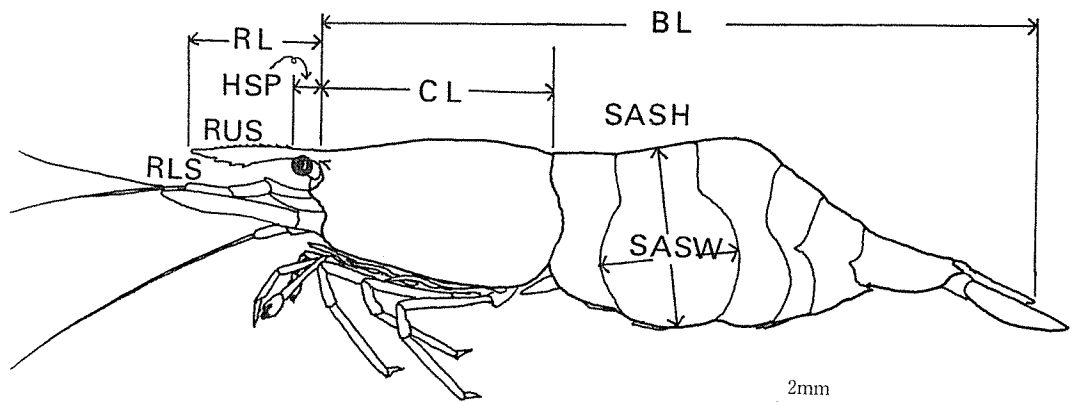


図-2 ヌカエビの形態計測部位 (抱卵雌)

BL : 体長, CL : 甲長, RL : 額角長, HSP : 上縁歯後縁の位置
SASW : 腹部第2節の幅, SASH : 腹部第2節の高さ
RUS : 上縁歯数, RLS : 下縁歯数

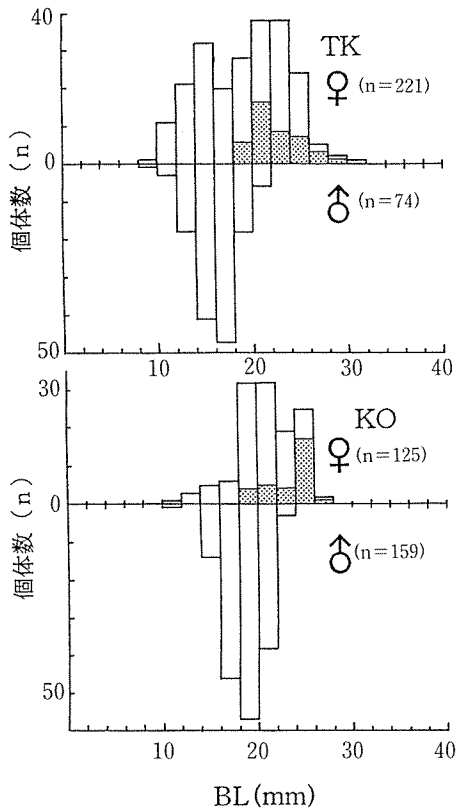


図-3 地区別、性別の体長 (BL) のヒストグラム
 ■ : 抱卵個体

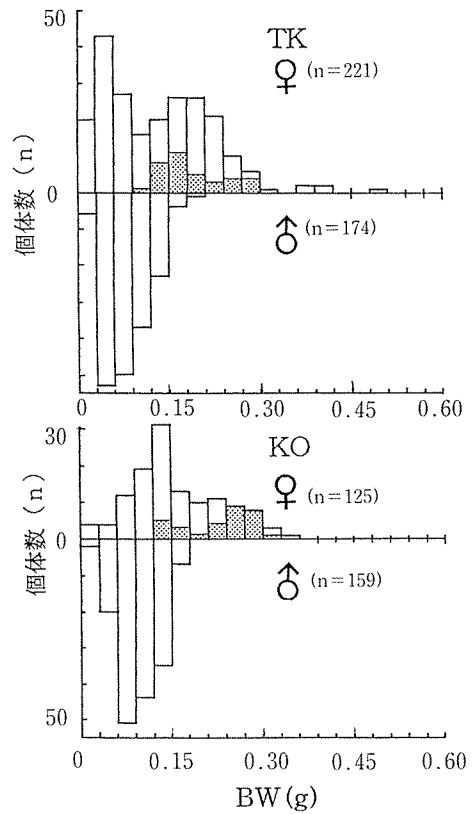


図-4 地区別、性別の体重 (BW) のヒストグラム
 ■ : 抱卵個体

り30個の卵の長径と短径を顕微鏡に連動したテレビ画像上で計測した。また卵体積は、 $\pi \cdot \text{長径} \cdot \text{短径}^2 / 6$ の式で求め、それらの平均値を平均卵体積 (以下、MEV: mean egg volume) とした。また一腹の抱卵重 (以下、クラッチ重、CW: clutch weight) を1/1000gまで計量し、さらに体重からクラッチ重を差し引いた値で徐してクラッチ重% (以下、CW%: clutchweight%) を算出した。

今回、クラッチサイズと卵サイズの解析に用いた個体は、卵の発生段階を既存の文献^{15,16)}に従って分けた4期の内のI期であった。I期は、受精から顎脚原基出現まで、II期は、I期の終わりから複眼域色素形成まで、III期はII期の終わりから複眼域後縁への尾節末端の到達まで、IV期は、III期の終わり以降であった。

性の判別は、第2腹肢の内肢突起の有無で行った。ただし体長が約10mm以下の個体については判別が困難なために今回の解析から除いた。

3. 結果及び考察

3-1 体長 (BL), 体重 (BW) 組成

体長, 体重, 甲長, 全甲殻長の地区別, 雌雄別の平均値, 標準偏差, 最大, 最小値を表-2に示し, 体長, 体重のヒストグラムを図-3, 4に示した。

地区別, 性別の採集個体数は, TK地区が雌, 221尾, 雄, 174尾で計395尾, 性比は0.79であった。KO地区が雌, 125尾, 雄159尾で計284尾, 性比が1.27であった。雌で抱卵個体の出現率は, TK地区が174尾中42尾で19.0%, KO地区が125尾中31尾の24.8%であった。

体長と体重組成は, TK地区の雌のモードがそれぞれ体長20~24mm, 体重0.03~0.06gの値を示したが, 14~16mm, 0.15~0.21gの範囲でも低いピークがある二峰性を示した。しかしKO地区の雌では体長18~22mm, 体重が0.12~0.15gにモードがある一峰性のピークであった。

雄は, TK地区が16~18mm, 0.03~0.06g, KO地

表-2 地区別, 性別の体長, 甲長, 全頭胸甲長, 体重

地 区	性	項 目	BL(mm)	CL(mm)	TCL(mm)	BW(g)
TK地区	雌	n	221	221	218	221
		\bar{x}	19.215	5.078	9.095	0.135
		sd	4.421	1.272	2.026	0.083
		max	31.060	8.440	13.930	0.500
		min	10.000	2.620	5.060	0.014
	雄	n	174	174	172	174
		\bar{x}	17.143	4.296	7.840	0.083
		sd	2.661	0.693	1.144	0.038
		max	23.470	5.870	10.240	0.200
		min	9.540	2.630	5.190	0.018
計	n	395	395	390	395	
	\bar{x}	18.302	4.733	8.541	0.112	
	sd	3.888	1.126	1.805	0.075	
	max	31.060	8.440	13.930	0.500	
	min	9.540	2.620	5.060	0.014	
KO地区	雌	n	125	125	125	125
		\bar{x}	21.061	5.947	10.192	0.163
		sd	3.057	0.886	1.350	0.072
		max	27.300	7.870	12.970	0.340
		min	11.540	3.390	5.770	0.020
	雄	n	159	159	159	159
		\bar{x}	18.540	5.026	8.729	0.102
		sd	1.924	0.599	0.970	0.032
		max	22.780	6.600	11.000	0.180
		min	11.590	3.440	5.920	0.020
計	n	284	284	284	284	
	\bar{x}	19.650	5.431	9.373	0.129	
	sd	2.784	0.869	1.362	0.062	
	max	27.300	7.870	12.970	0.340	
	min	11.540	3.390	5.770	0.020	

注) \bar{x} : 平均値, sd: 標準偏差, max: 最大値, min: 最小値

BL: 体長, CL: 甲長, TCL: 全甲殻長, BW: 体重

区が18~20mm, 0.06~0.09gにモードがある一峰性のピークを示した。これら雌雄別の体長, 体重組成の比較では, いずれの地区も雌の方が雄より高い値の範囲

に分布していた。またTK地区とKO地区との雌の組成の差は, TK地区の方が成長段階初期の個体を多く含んでいるためである。体長の最大値は, TK地区が

雌の31.1mm, KO地区が雌の27.3mmであった。

抱卵個体の体長, 体重のモードは, TK地区が20.0~22.0mm, 体重が0.15~0.18g, KO地区は24.0~26.0mm, 0.24~0.27gでKO地区の方が体サイズが大きかった。また抱卵個体の体長の最小値は, TK地区が18.74mm, KO地区が19.36mmであった。

高木¹⁷⁾によればヌカエビの雌雄の体サイズは, 時期によって異なるが, 6月から8月の繁殖期の成エビにおいて雄より雌の方が大きいことを報告している。今回, 5, 6, 8月の繁殖期の成エビが多く含まれていることから同様な結果になったものとする。上田⁸⁾は各地の最大体長について言及しヌカエビの場合, 30mm以下としている。今回も多くは同様な体長範囲にあるが, 30mm以上になる個体も出現する。

次に体長, 体重の関係を常用対数を基に求めた相関図を図-5に示した。

体長と体重は, 高い正の相関を示し, その指数関数の傾きは雌雄で差がなかった。これらのアロメトリー式を地区別に雌雄の計で示すとTK地区: $BW=1.007 \times 10^{-5} \cdot BL^{3.153}$ ($r=0.990$), KO地区: $BW=8.630 \times 10^{-6} \cdot BL^{3.201}$ ($r=0.957$)であった。KO地区の直線の傾きが若干大きい, 両地区の差は少ない。体重は, 体長の約3.2乗に比例して増加する。

3-2 額角の形態

額角の形態に関する項目の平均値, 標準偏差, 最大値, 最小値また腹部第2節の高さと幅も合わせて表-3に示した。

1) 上縁歯数 (RUS), 下縁歯数 (RLS)

ヒストグラムを図-6に示した。

上, 下縁歯数は, 地区別の比較では, TK, KO地区ともモードが8にあり, 同じであった。最小から最大値までの範囲は, TK地区が5~16, KO地区が2~14でTK地区の方が若干多いものとなっていた。平均値の比較では統計学的に有意差 ($P<0.01$)を示した。雌雄別の比較では雌の方が多い値を示す傾向にあったが差はわずかである。

下縁歯は, どちらの地区もモードが3であり, 最小, 最大値の範囲は0~4であった。

上田⁸⁾によれば額角上縁歯数は, 地域によって変異があり, 成長段階によって差があることを示唆している。また下縁歯数は安定した値を示すとしている。ちなみに上縁歯数, 下縁歯数の取り得る範囲は, 1~16, 1~6, またKUBO¹⁸⁾は雌雄別に分け, 雌が6~20, 1~4で, 雄が7~19, 0~4を報告している。横浜の2地域個体群もこれらの範囲の最小値に近い値を示す。今回, 上縁歯数の地区別比較でわずかに差が出て

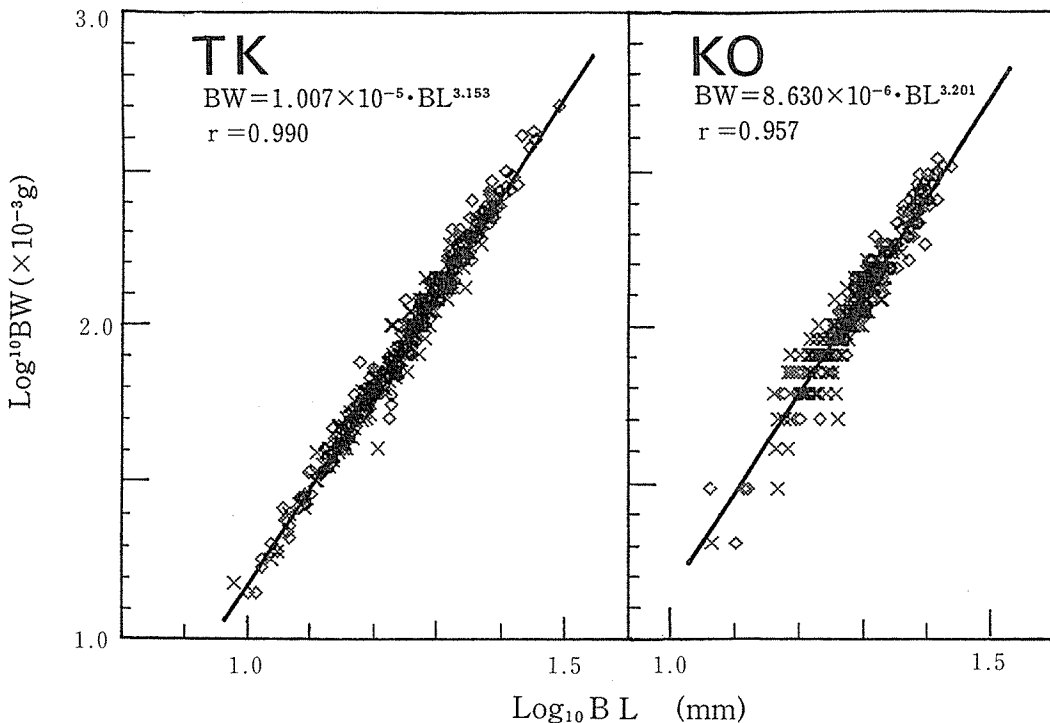


図-5 地区別の体長 (BL) と体重 (BW) の相関関係
 ◇: ♀ ×: ♂

きたのは体長組成の違いの結果とも考えられるが、体長との相関関係をみても低く地理的変異が示唆される。

額角長と体長との関係を常用対数でみたのが図-7である。

2) 額角長 (RL)

両地区とも高い正の相関性を示し、統計学的にも有

表-3 地区別、性別の額角と腹部第2節の形態

地 区 性 項 目	RUS(n)	RLS(n)	RL(mm)	TCL/(RL-HSP)	HSP(mm)	SASH(mm)	SASW(mm)	
TK地区	n	218	218	218	218	218	220	220
	\bar{x}	9.2	2.3	4.029	3.177	1.165	4.028	2.924
	雌 sd	1.9	0.6	0.785	0.322	0.323	1.242	1.143
	max	16.0	4.0	5.520	4.227	2.160	7.070	6.400
	min	5.0	1.0	2.420	2.461	0.460	1.590	1.010
TK地区	n	172	172	172	172	172	172	172
	\bar{x}	9.1	2.3	3.538	3.126	1.026	3.189	2.099
	雄 sd	1.8	0.6	0.489	0.285	0.248	0.547	0.379
	max	15.0	4.0	4.590	4.366	2.370	5.350	3.270
	min	5.0	0.0	2.420	2.372	0.560	1.870	1.260
計	n	390	390	390	390	390	392	392
	\bar{x}	9.1	2.3	3.812	3.155	1.104	3.660	2.562
	sd	1.9	0.6	0.714	0.308	0.300	1.082	0.982
	max	16.0	4.0	5.520	4.366	2.370	7.070	6.400
	min	5.0	0.0	2.420	2.372	0.460	1.590	1.010
KO地区	n	125	125	125	125	125	93	93
	\bar{x}	8.7	2.2	4.244	3.836	1.549	4.587	3.368
	雌 sd	1.7	0.6	0.543	0.539	0.347	1.133	0.999
	max	14.0	4.0	5.260	6.104	2.510	6.590	5.070
	min	4.0	1.0	2.380	2.855	0.730	1.670	1.190
KO地区	n	159	159	159	159	159	115	115
	\bar{x}	8.2	2.1	3.704	3.836	1.390	3.421	2.196
	雄 sd	1.8	0.8	0.452	0.500	0.288	0.416	0.300
	max	13.0	4.0	4.770	5.746	2.160	4.430	2.910
	min	2.0	0.0	2.420	2.850	0.470	2.400	1.510
計	n	284	284	284	284	284	208	208
	\bar{x}	8.4	2.1	3.942	3.836	1.460	3.943	2.720
	sd	1.7	0.7	0.562	0.517	0.325	1.003	0.914
	max	14.0	4.0	5.260	6.104	2.510	6.590	5.070
	min	2.0	0.0	2.380	2.850	0.470	1.670	1.190

注) \bar{x} : 平均値, sd: 標準偏差, max: 最大値, min: 最小値

RUS: 額角上縁歯数, RLS: 額角下縁歯数, RL: 額角長, TCL: 全甲殻長

HSP: 額角上縁歯後縁の位置, SASH: 腹部第2節の高さ, SASW: 腹部第2節の幅

意差 ($P < 0.01$) を示した。その関係式を雌雄あわせて示すと、TK地区: $RL = 3.499 \times 10^{-1} \cdot BL^{0.822}$ ($r = 0.932$), KO地区: $RL = 2.985 \times 10^{-1} \cdot BL^{0.866}$ ($r = 0.857$) であった。額角長は、体長の約0.8~0.9乗に比例して伸びていき、両地区の差は少ない。

3) 上縁歯後縁の位置 (HSP) と全頭胸甲長 (RL + CL) との比

眼下後縁から上縁歯後縁までの長さは、地区別の比較ではKO地区が1.46mm, KT地区が1.10mmでKO地区の方が長く、統計学的に有意差 ($P < 0.01$) を示した。雌雄別の比較は雌の方が長く、KO地区では統計学的に有意差 ($P < 0.01$) を示した。

地区別の上縁歯後縁の位置と体長との関係を常用対数を基に図-8に示した。いずれも変動が大きいですが、体長増加とともに位置が先に伸びていく傾向を示した。その割合は体長の約0.9乗に比例し、額角長に比べて増加割合が若干高い。

上田⁸⁾は、上縁最後歯の位置について対応する部位で示し、地域によって変異が大きいこと、そして位置としては眼柄から触角柄第2節上の範囲で、多くは角膜、触角柄第1節上にあることを報告している。今回の結果では、TK地区が、眼柄から角膜までにある個体が、372尾中312尾 (83.8%) で、その内、角膜上が185尾 (49.7%) と最も多く、KO地区は、角膜から

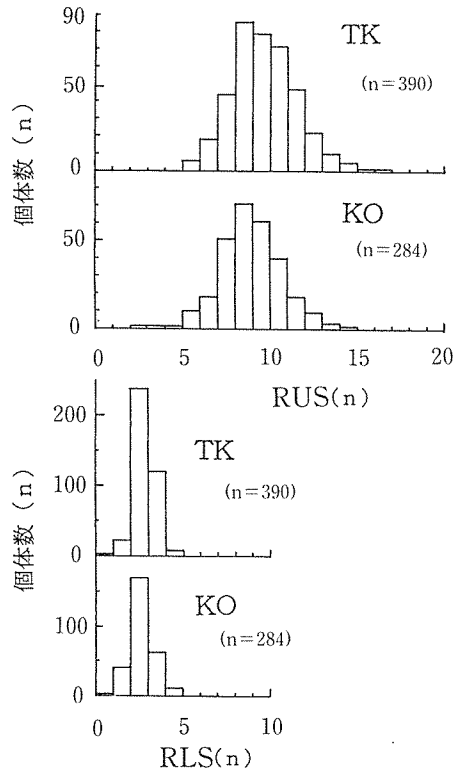


図-6 地区別の上縁歯数 (RUS) と下縁歯数 (RLS) のヒストグラム

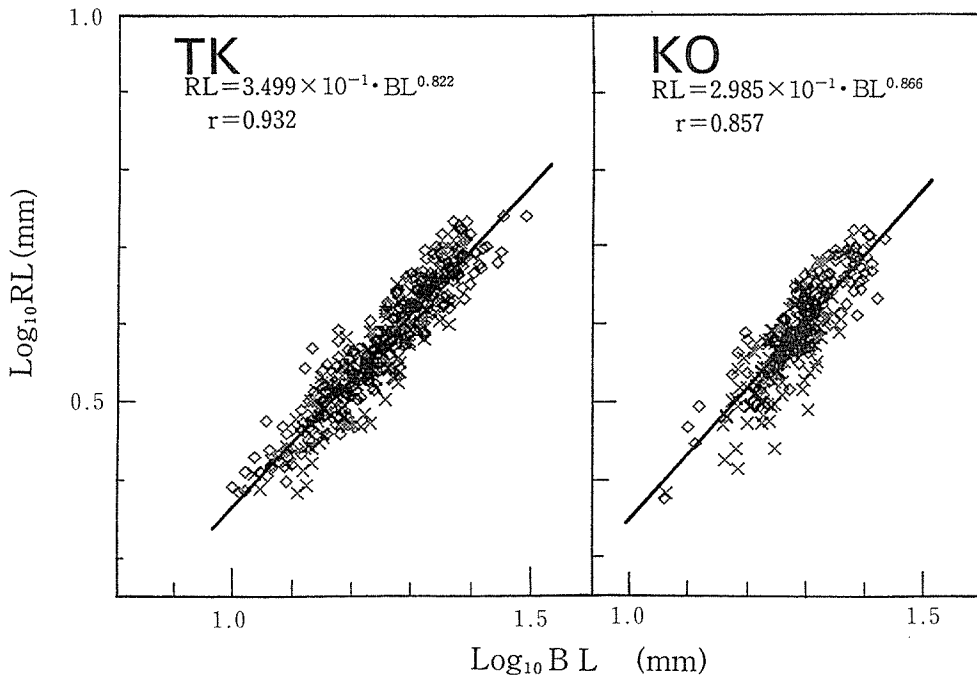


図-7 地区別の体長 (BL) と額角長 (RL) の相関々係
◇: ♀ ×: ♂

触角柄第1関節までが276尾中247尾(89.5%)、触角柄第1関節上にある個体が126尾(45.7%)と最も多いものとなっていた。

上縁歯数との関係では、上縁歯後縁と眼下後縁までの長さが長いほど歯数が少なくなる傾向を示したが、低い相関関係であった。

次に全頭胸甲長と上縁歯後縁から額角先端までの長さとの比は、TK地区が3.17、KO地区が3.84で後者の方が高い値で、統計学的に有意差($P < 0.01$)を示した。雌雄別の比較は差がなかった。また上縁歯数との関係では、比の値が高くなるほど歯数が少なくなる傾向がみられ、特にKO地区で比較的高い負の相関関係を示した。

これらの額角の形態的特徴からみると、体サイズとの関係を示し、成長とともに額角長と眼下後縁から上縁歯後縁の長さも伸びていく。また上縁歯数は逆に少なくなっていく傾向がみられた。しかし両地区の成エビを比較するとKO地区の方がこれらの傾向がより顕著である。地理的に隔離された時間の推移は定かではないが、2つの地域個体群の形態的な変異を示唆しているものと考ええる。

3-3 腹部第2節(SAS)の形態

腹節の高さと幅の平均値、標準偏差を表-3に示した。また地区別、雌雄別の体長との関係を常用対数を

基に図-9に示した。

地区別の平均値の比較では、高さ、幅ともにKO地区の方がTK地区より高い値で、統計学的に有意差($P < 0.01$)を示した。雌雄別の比較は、どちらの形態も雌が雄より著しく高い値で、統計学的にも有意差($P < 0.01$)を示した。

次に体長と腹節の形態との関係は、どちらも同様な傾向を示したので、ここでは腹節の幅との関係を検討する。

両地区とも体長が増加するとともに腹節の幅も増加する高い相関関係を示し、統計学的にも有意差($P < 0.01$)を示した。特に雌は、成エビ、抱卵個体になるまでの間、雄とは異なる傾向を示した。すなわち腹節の幅が初期では雌雄で差がないが、体長が20mm前後になると雌での増加傾向が雄より顕著になった。すなわち2つの指数関数式に分けられる。

KUBO¹⁸⁾によれば繁殖期、成エビの雌雄の形態差が、第3、第4胸脚の前節、指節、第1腹肢内肢、第2腹肢内肢で顕著になることを指摘している。今回、腹節の形態差も同様であることを示した。なお大森ら¹⁹⁾も海産性のユビナガスジエビで同じ形態変化を報告している。これらの変化は、胸脚の場合、繁殖期の行動パターンとの関係が示唆されるが、その理由については不明である。ただし腹節と腹肢内肢については、

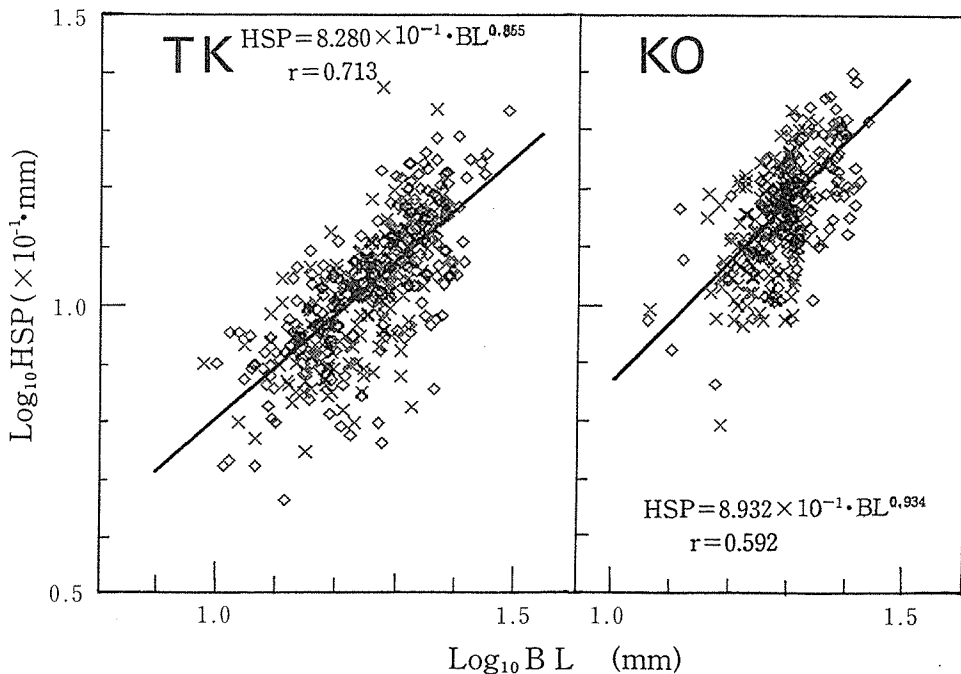


図-8 地区別の体長(BL)と額角上縁歯後縁の位置(HSP)の相関関係

◇: ♀ ×: ♂

上田⁸⁾も論じているように産卵と抱卵時に粘着性のある卵を内肢に付け、縦と横に拡大された節で卵を保護する役割をになっているものと考え。今回は検討しなかったが、雌の成エビの中でも抱卵個体としてない個体でこの部位に差がある。

3-4 クラッチサイズ (CS) と平均卵体積 (MEV) 等

抱卵個体の体長、体重、クラッチ重%、クラッチサイズ、平均卵体積、卵の長径と短径を地区別、季節別に表-4に示した。今回、解析に用いた個体は卵の発生段階がI期に該当するものである。

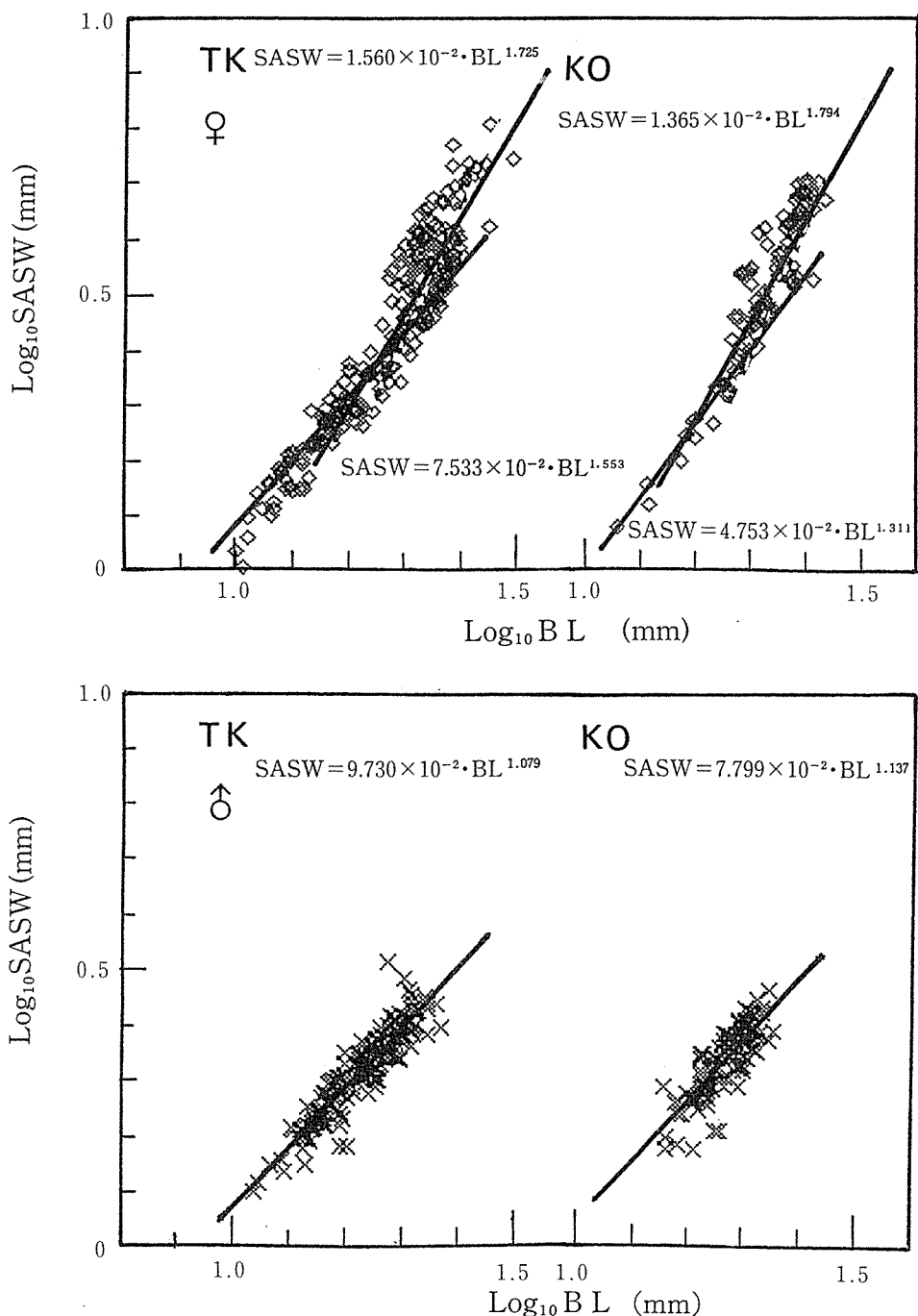


図-9 地区別、雌(上)、雄(下)の体長(BL)と腹部第2節の幅(SASW)の相関関係

表一4 地区別、季節別のクラッチサイズ、平均卵体積等（発生段階I期の個体）

地 区	項 目	BL(mm)	CL(mm)	BW(g)	CW(g)	CW%(%)	CS(n)	MEV(cm ³)	L(mm)	H(mm)
TK地区	\bar{n}	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	x	23.950	6.468	0.245	0.028	12.9	233.8	0.091	0.774	0.473
	u	1.568	0.666	0.069	0.014	4.6	86.6	0.009	0.027	0.017
	max	25.660	7.180	0.310	0.040	16.0	311.0	0.098	0.803	0.490
'92,6月4日	min	21.870	5.680	0.160	0.013	6.0	130.0	0.078	0.737	0.449
	\bar{n}	12	12	12	12	12	12	12	12	12
	x	20.630	5.378	0.152	0.013	9.4	152.1	0.071	0.696	0.441
	u	1.272	0.394	0.029	0.003	2.7	41.3	0.007	0.022	0.020
夏	max	23.400	6.360	0.217	0.018	14.3	202.0	0.083	0.727	0.483
	min	18.740	4.870	0.118	0.008	4.8	83.0	0.058	0.663	0.409
	\bar{n}	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	x	21.460	5.651	0.175	0.017	10.3	172.5	0.076	0.715	0.449
計	u	1.970	0.663	0.057	0.010	3.5	63.9	0.012	0.041	0.024
	max	25.660	7.180	0.310	0.040	16.0	311.0	0.098	0.803	0.490
	min	18.740	4.870	0.118	0.008	4.8	83.0	0.058	0.663	0.409
	\bar{n}	8	8	8	8	8	8	8	8	8
KO地区	x	24.485	6.996	0.273	0.031	12.9	204.1	0.114	0.822	0.515
	u	1.085	0.405	0.032	0.006	2.3	33.3	0.004	0.011	0.008
	max	26.450	7.490	0.320	0.044	17.1	272.0	0.118	0.840	0.525
	min	23.080	6.350	0.220	0.023	9.4	165.0	0.108	0.802	0.501
'92,5月14日	\bar{n}	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	x	20.366	6.196	0.156	0.011	7.8	97.0	0.100	0.795	0.489
	u	0.735	0.457	0.028	0.002	1.1	19.2	0.003	0.018	0.009
	max	21.320	6.940	0.190	0.014	9.6	120.0	0.104	0.811	0.502
夏	min	19.410	5.750	0.130	0.008	6.6	72.0	0.096	0.768	0.477
	\bar{n}	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	x	22.901	6.688	0.228	0.023	10.9	162.9	0.109	0.812	0.505
	u	2.284	0.574	0.066	0.011	3.2	60.9	0.008	0.019	0.015
計	max	26.450	7.490	0.320	0.044	17.1	272.0	0.118	0.840	0.525
	min	19.410	5.750	0.130	0.008	6.6	72.0	0.096	0.768	0.477

注) \bar{x} : 平均値, u : 不偏分散からの標準偏差, max : 最大値, min : 最小値

BL : 体長, CL : 甲長, BW : 体重, CW : クラッチ重, CW% : クラッチ重%, CS : クラッチサイズ, MEV : 平均卵体積, L : 長径, H : 短径

その個体数は、全抱卵個体数の中でTK地区が42尾中16尾、38.1%、KO地区が31尾中13尾、41.9%であった。

1) 繁殖努力量 (CW%) 等

抱卵個体の体長、体重の平均値は、KO地区で高い値を示したが、統計学的には体重で有意差 ($P < 0.05$) を示したにとどまった。季節別は、両地区とも春が夏より高い値であった。

次にクラッチ重%は、クラッチ重にその値を差し引いた体重との比の値である。これは、PIANKA²⁰⁾、益子²¹⁾によって1回の繁殖行為に投資されるエネルギー量、すなわち繁殖努力量に近似している。それはその種にとって生息環境に最も適した繁殖方法は何かを知る手がかりとなるものである。

今回、TK、KO地区の平均値が10%台とほぼ同じ率を示した。季節別は、春の方が夏より高い値を示し、また両地区の春の比較は、いずれも12.9%で差がなかった。

他の淡水エビ類の繁殖方法は、春から夏の一繁殖期に多数回の産卵することが知られており²²⁾、ヌカエビの場合も同様な繁殖方法をとることが予想される。またその回数によってクラッチサイズ、クラッチ重が変化することも考えられる。そのため結果の評価には一

定の条件で検討する必要がある。今回、繁殖期の初期、横浜の場合は5月中頃から6月初旬の初回の産卵と思われる時期に差がなかったことは、これら2地域個体群の繁殖努力量に差がないとともに春の繁殖努力量が夏より大きいことが明らかになった。

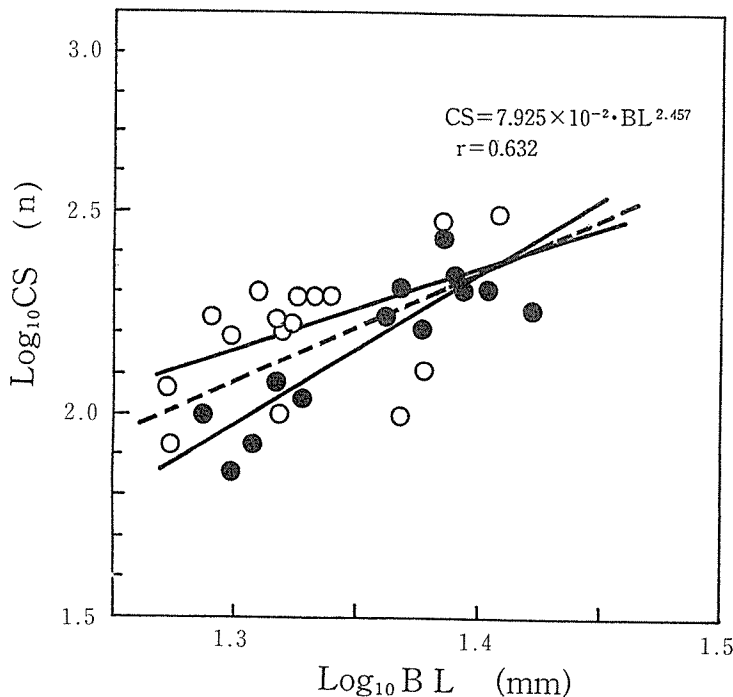
なお、初期の個体の体長が大きいのは、越冬エビが繁殖を行っていることを示している。後期は、体長が低いことから、当才エビが新たに加わっているのかあるいは成長の遅れた越冬個体であるのかは、今後の検討課題である。

2) クラッチサイズ (CS)

クラッチサイズは、TK地区の平均値が172個、最小、最大値が83~311個で、KO地区が153個、最小、最大値が34~272個で、TK地区の方が多く統計学的に有意差 ($P < 0.01$) を示した。ただし変動係数は、TK地区が35.9%、KO地区が42.6%でいずれも高い値であった。春、夏の比較は、両地区とも春が多く、特にKO地区は差が大きかった。地区間の比較は、先とはほぼ同様な結果であった。

これらからクラッチサイズの変動が大きいものの地域的差があることが示唆された。

上田⁸⁾は、各地のヌカエビのクラッチサイズを報告し、その範囲が81~345個で、平均値が243個としてい



図一〇 地区別の発生段階I期の体長 (BL) とクラッチサイズ (CS) の相関関係

○: TK ●: KO

る。また高木¹⁷⁾は、東京の善福寺池産で65~236個、平均値が150個を報告している。これらは発生段階に関係がない全抱卵個体の報告である。比較対照の意味で今回の全抱卵個体の値を記すと、TK地区は、平均値が156.3個、20~338個の範囲、KO地区が、141.4個、33~272個の範囲であった。両地区とも東京のヌカエビに近いあるいはそれ以下のクラッチサイズである。

次に体長とクラッチサイズとの関係を常用対数を基に図-10に示した。

両地区合わせた相関関係をみると体長の増加とともにクラッチサイズが増加する傾向を示し、統計学的にも有意差 ($P < 0.01$) を示した。そのアロメトリー式は、 $CS = 7.925 \times 10^{-2} \cdot BL^{2.457}$ ($r = 0.632$) であった。地区別にみると、TK地区： $CS = 2.275 \times 10^{-1} \cdot BL^{2.145}$ ($r = 0.524, P < 0.05$)、KO地区： $CS = 1.901 \times 10^{-3} \cdot BL^{3.610}$ ($r = 0.880, P < 0.01$) で、クラッチサイズが体長の2から4乗に比例していた。双方の直線の交点は、体長が26.2mm、クラッチサイズが250個であった。

高木¹⁷⁾、諸喜田¹⁰⁾、NISINO⁹⁾は、体長と卵数は比例するとし、また上田⁸⁾はヌカエビと同様なことを指摘している。これからみると体サイズと卵数の関係は、正の相関性を示し、またそれは体長の約3乗に比例す

るとしており、今回はそれより若干低い値であった。これから同一種、体サイズが同じであってもクラッチサイズの地域的差があることが指摘できる。

3) 平均卵体積 (MEV)

地区別の平均値、最小、最大値は、KT地区が0.076 mm^3 、0.058、0.098 mm^3 で、KO地区が0.109 mm^3 、0.096、0.118 mm^3 であった。これらから両地区の平均値の差が明かで、統計学的にも有意差 ($P < 0.01$) があった。

また長径、短径の平均値は、TK地区が0.715mmと0.449mm、KO地区が0.811mmと0.504mmで、長径、短径ともKO地区が高い値で統計学的にも有意差 ($P < 0.01$) があった。春、夏の比較は、両地区とも春の方が大きく、地区間では先の結果と同様であった。

体長と平均卵体積との関係を図-11に示した。

両地区とも正の相関関係を示し、統計学的にも有意差 ($P < 0.01$) を示した。そのアロメトリー式は、TK地区： $MEV = 3.581 \times 10^{-3} \cdot BL^{0.955}$ ($r = 0.590$)、KO地区： $MEV = 1.306 \times 10^{-2} \cdot BL^{0.677}$ ($r = 0.904$) であった。地区別の比較は、明らかに異なった傾向を示した。またTK地区の方が若干傾きが大きかった。

諸喜田¹⁰⁾、NISINO⁹⁾は、体サイズと卵体積が正の相関関係にあることを報告している。今回もこれと一致した結果となった。またNISINO⁹⁾の報告の中で千

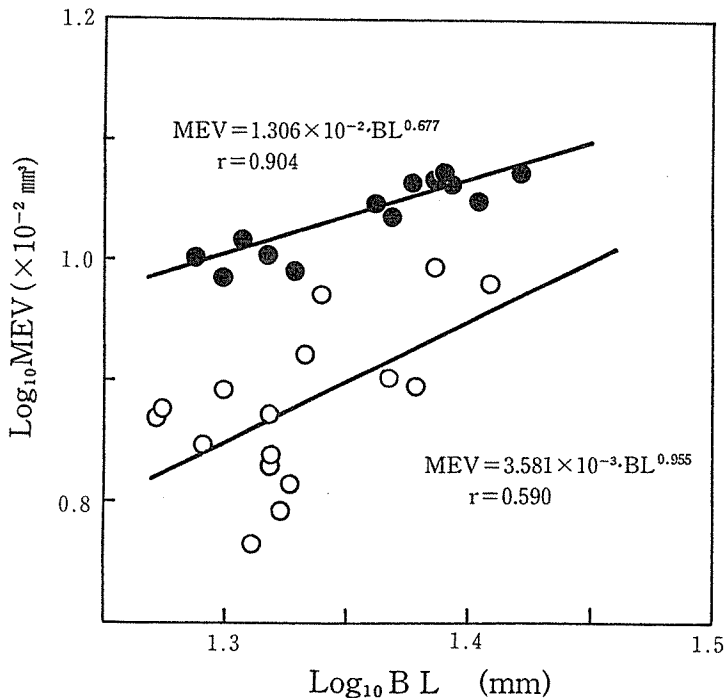


図-11 地区別の発生段階I期の体長 (BL) と平均卵体積 (MEV) の相関々係

○: TK ●: KO

葉島の房総半島産の平均卵体積（未発眼卵）を今回の卵体積の式に当てはめて比較するとその平均値の範囲が0.091~0.122mm³であり、KO地区はその範囲に入っているが、TK地区はそれより小さい値を示していた。しかし上田⁸⁾の報告は、同じ発生段階で0.078~0.101mm³の範囲であり、今回の低い値もとりうることを示している。ただし季節の変動を考慮するとTK地区の春の値はNISINO⁹⁾の範囲に入る。

今回の結果は、卵サイズが二つのグループに分かれることが明らかになった。それは生息環境の違い、特に生活空間、水温、エサ条件等、また体サイズ、ひいては卵サイズに影響を及ぼす要因が介在しているものと思われる。ヌカエビの食性についてはあまり検討されていないが、2, 3散見したところでは付着珪藻、デトリタス等が消化管に入っており、これらエサ生物の量が両地区で異なっていたことも一要因かもしれない。今後、これらの点についてさらに検討していく必要がある。

4) クラッチサイズ (CS) と平均卵体積 (MEV)

相互の関係を常用対数に基づいて図-12に示した。

両地区を合わせた関係は、相関性を示さなかったが、地区別では明かな二つのグループに分かれ、KO地区で正の相関関係を示した。

上田⁸⁾は、ヌカエビのクラッチサイズと卵サイズについて検討し、A型とB型に分けられるとしている。

すなわちA型は小卵多産、体サイズが大型、B型は大卵小産、体サイズが小型である。また諸喜田²³⁾はヌカエビ類を小卵多産者、中卵中産者、大卵少産者に分けており、さらにコエビ類の海から川への進化の過程をこの繁殖生態から説明する興味ある仮説を提示している。これらからクラッチサイズと卵体積との関係は、負の相関を示すはずである。今回は、相互の関係が不明確であったが、クラッチサイズは、2地域個体群で差がある傾向を示し、また卵サイズの点で明かな差を示した。すなわちTK地区は小卵多産、KO地区が大卵少産の傾向を示しているものと思われる。しかし両地区の抱卵個体の体サイズ、繁殖努力量としてのクラッチ重%の比較では差がないなど、同じ限られた努力量の中での変動の結果であり、形質の種内変異の範囲に入っていると思われる。そしてそれは生息環境、生活空間、エサ条件等が地域個体群の特徴の差を反映させた結果であると推測した。

最後に、池田²⁴⁾は、ヌカエビのアイソザイム遺伝子からみて、太平洋側、日本海側、関東の異なる3グループの地理的分布を報告している。今後、さらに種の把握等の基礎的解析を行う必要があるとともに横浜に分布するヌカエビの位置づけを明らかにし、額角の形態、卵サイズ、クラッチサイズ等の形態、繁殖生態と遺伝子型との関係等の検討が必要になってこよう。

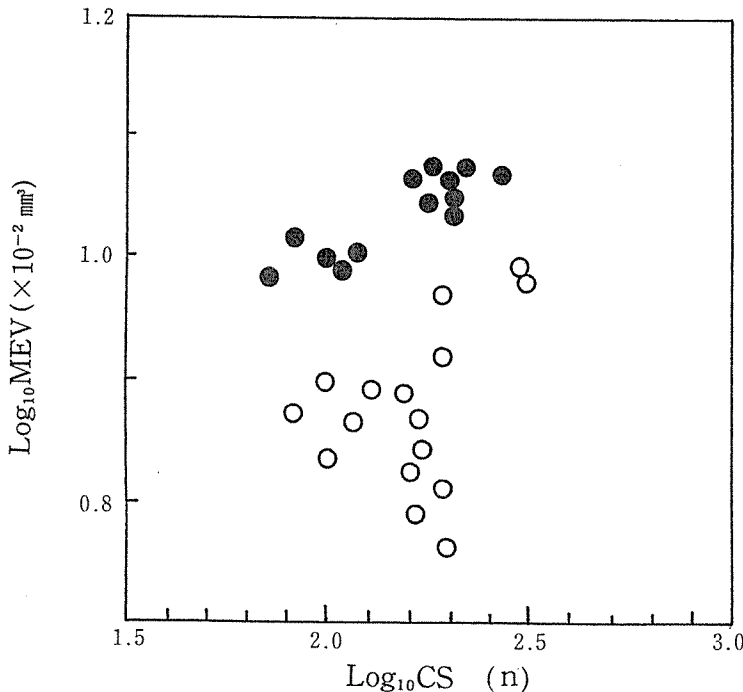


図-12 地区別の発生段階 I 期のクラッチサイズ (CS) と平均卵体積 (MEV) の相関関係
○: TK ●: KO

4. まとめ

横浜市北部を流れる鶴見川と帷子川の流域に分布するヌカエビ *Paratya compressa improvisa* の生態的研究を行ない以下の結果を得た。

1) 港北ニュータウンの地区3号公園(以下, TK地区)の採集個体数は, 395尾, 雌が221尾, 雄が174尾, こども自然公園内の小池(以下, KO地区)は, 284尾, 雌が125尾, 雄が159尾であった。

2) 体長組成は両地区とも雌の方が大きかった。体長の最大値は, 雌の31.1mmであった。抱卵個体はTK地区が41尾, KO地区が14尾であり, その体長の最小値は, 18.7mmであった。

3) 額角の形態は, 上縁歯数は両地区合わせて2~16の範囲で, 8~9にモードがあった。地区別比較ではTK地区の方が多かった。額角長は, 体長の増加とともに長くなっていった。また上縁歯後縁の位置は, 眼下後縁からの長さが体長の増加とともに長くなっていった。この位置と歯数との関係では長くなると歯数は少なくなった。

4) 腹部第2節の形態は, 雌雄で異なり, 特に雌では20mm前後になると腹節の高さと幅が増加していった。この変化は抱卵個体が顕著であった。

5) 初期発生段階I期のクラッチサイズは変動が大きいが, TK地区の平均値172.5個で83~311個を, KO地区が153.7個, 34~272個でTK地区の方が多かった。季節別は, 両地区とも春が夏より多かった。クラッチサイズと体長との関係は, 正の相関関係にあった。その関係のアロメトリー式は, $CS = 7.925 \times 10^{-2} \cdot BL^{2.457}$ であった。

6) 平均卵体積は, KO地区がTK地区より大きかった。体長との関係では正の相関関係にあり, その分布は両地区で明かに異なっていた。季節別は, 両地区とも春の方が夏より大きい値であった。

7) クラッチサイズと平均卵体積との関係はあまりなかったが, 地区別に異なった分布を示していた。TK地区が小卵多産, KO地区が大卵少産の傾向を示していた。

以上の結果から2地域個体群は, 額角の形態, クラッチサイズ, 卵サイズで差を示し, 繁殖努力量からみると限られた努力量の中での変動, ヌカエビの繁殖様式の柔軟性を示していると考えた。またこれらの変動は生息環境, エサ条件等の要因が関与しているものと思われる。

文 献

- 1) 横浜市公害対策局: 横浜の川と海の生物, 第3報, 公害資料No92, 39~107, 1979.
- 2) 横浜市公害対策局: 横浜の川と海の生物, 第4報, 公害資料No126, 85~107, 1986.
- 3) 横浜市公害対策局: 横浜の川と海の生物, 第5報, 公害資料No140, 97~123, 1989.
- 4) 横浜市公害対策局: 横浜の川と海の生物, 第6報, 公害資料No161, 141~166, 1992.
- 5) 横浜市教育委員会: 天然記念物「ミヤコタナゴ」緊急報告書, 1~26, 1980.
- 6) 小林紀雄: 港北ニュータウン3号公園池に生息する甲殻類, アゴトゲヨコエビ (*Jesogammarus spinopalpus*), ヌカエビ (*Paratya compressa improvisa*) の生活史, 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第3報, 横浜市公害研究所, 公害資料No.94, 119~124, 1990.
- 7) 久保伊津男: 新日本動物図鑑(中), 岡田要他監修, 北隆館, 東京, 606~607, 1975.
- 8) 上田常一: 日本淡水エビ類の研究, 園山書店, 松江, 213pp, 1973.
- 9) Machiko Nishino: Brood Habits of Two Subspecies of a freshwater Shrimp, *Paratya compressa* (Decapoda, Atyidae) and their Geographical Variations, *Jap. J. Limnol.* 42(2), 201-219, 1981.
- 10) 諸喜田茂充: ヌマエビ類の生活史, 海洋と生物12, 3(1), 15~23, 1981.
- 11) 林 健一: 日本産エビ類の分類と生態(50), ヌマエビ科-ヌマエビ属・チカヌマエビ属, 海洋と生物65, 11(6), 497~501, 1989.
- 12) 上田常一: 日本の陸水エビ類の生態, VII ヌカエビ *Paratya compressa improvisa* Kemp, 動物学雑誌, 67(9), 12~16, 1958.
- 13) 久保伊津男: 日本淡水生物学, 上野 益三編集, 北隆館, 東京, 489~495, 1980.
- 14) Minoru Ikeda, Akihiro Kijima, Yoshihisa Fujio: Genetic Divergence between Two Subspecies in *Paratya compressa* (Decapoda Atyidae), *Nippon Suisan Gakkaishi* 58(5), 819~824, 1992.
- 15) Kaworu Nakamura, Kazuo Baba: Observations of the Development of the Post-Embryo of the Shrimp, *Palaemon paucidens*, *Mem. Fac. Fish., Kagoshima Univ.* 31, 125-139, 1982.
- 16) 伊藤 円, 渡邊精一, 村野正昭: イソスジエビと

- スジエビモドキの成長と繁殖, 日本水産学会誌, 57 (7), 1229~1239, 1991.
- 17) 高木和徳: ヌカエビの生態学的一研究, 生物, 1, 275~280, 1946.
- 18) Ituo Kubo: On the Japanese Atyid Shrimps, *Journal Imp. Fish. Inst.*, 33(1), 67-100, 1938.
- 19) Michio Omori, Yoshio Chida: Life History of a Caridean Shrimp *Palaemon macrodactylus* with Special Reference to the Difference in Reproductive Features among Ages, *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54(3), 365-375, 1988.
- 20) Eric R. Pianka: *Evolutionary Ecology* (2nd ed.), Harper & Row, New York(1978). 伊藤嘉明他訳, 「進化生態学」蒼樹書房, 東京, 420pp, 1980.
- 21) 益子計夫: テナガエビの繁殖形質の分化, 遺伝, 36(1), 81~86, 1982.
- 22) 竹田文弥: コエビ群エビ類の産卵に関する研究, 飼育による産卵期と産卵回数について, 兵庫水試事報(昭和45年), 1~30, 1972.
- 23) 諸喜田茂充: 琉球列島の陸水エビ類の分布と種分化について-II, 琉球大学理学部紀要No28, 193~278, 1979.
- 24) 池田 実, 木島明博, 藤尾芳久: ヌカエビにおけるアイソザイム遺伝子の地理的分布, 平成4年度, 日本水産学会春季大会, 講演要旨集, 169, 1992.

都市河川における河床汚濁物質の動態調査 (第1報)

— 鶴見川 —

小市佳延*, 福嶋 悟*, 初貝留美*,
酒井 学*

要 旨

横浜市内の代表的な都市河川である鶴見川の川向堰湛水域において、河床に捕集用トラップおよびレンガを設置し、沈降物、堆積物、付着物および底質の動態を春・夏季に調査した。

その結果、降雨のあった春季は降雨時の流出現象により流速変化の大きい瀬で有機物含量の低い汚濁物質が多く蓄積したが、湛水域ではその影響は小さかった。一方、流況の安定した夏季は有機物濃度が高くなり、特に付着藻類由来のChl.aが高くなった。堆積物中の有機物蓄積速度は湛水域末端で高く、 $7.9\sim 24\text{ g}\cdot\text{IL}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ であった。また各汚濁状態の有機物に対する付着藻類の寄与率は、藻類中のChl.aを $\text{Chl.a}/\text{IL}=1.5\%$ と仮定した場合、付着物が最も高く46~(220)%, 以下堆積物2.3~77%, 沈降物0.7~27%, 底質0.3~13%であった。さらに、4つの汚濁状態間の相互関係や類似度について比較を行った。

1. はじめに

著者らはかつて横浜市内の河川において自浄作用の調査を行った¹⁻⁴⁾。その結果、水質の浄化がみられた地点では生物的浄化よりも懸濁態物質の沈降による物理的浄化が優れていることがわかった。また、浄化のみられない河川では河床上の付着物や堆積物が水中に再び回帰して来る2次汚濁が原因と考えられた。

富栄養化した都市河川の河床では水中からの沈降物がやがて堆積し、あるいは水中の栄養塩を摂取して付着物が生長するなど、水中とは桁違いの濃度の汚濁物質や細菌、原生動物、付着藻類等が複雑に絡み合って存在し、有機物の分解や生産活動が行われている。これらの活動のバランスは世代交代や気象等の要因によって崩れ、水中への汚濁負荷となる。このような河床における現象を把握することは河川の汚濁機構を明らかにする上で重要と考えられる。

今回、河床における沈降物、堆積物、付着物、および底質の性状を把握し、これらの相互作用を検討するために、鶴見川中流域にある川向堰の湛水域において調査を行った。

本報では、その調査から流速等による沈降物等の挙動の違いについて若干の知見が得られたので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査地点

調査地点の鶴見川川向堰付近の概略図を図-1に示す。鶴見川の概況については別報⁵⁾を参照されたい。

T1は川向堰によって生じる湛水域の上流にあたり、日中の水深が約27cm、水面流速が約20cm/secの瀬である。T2、T3は湛水域内にあり、このうちT2は湛水域の中程に位置する。日中の水面流速は約5cm/sec、水深は約33cmである。T3は堰の上流約20mに

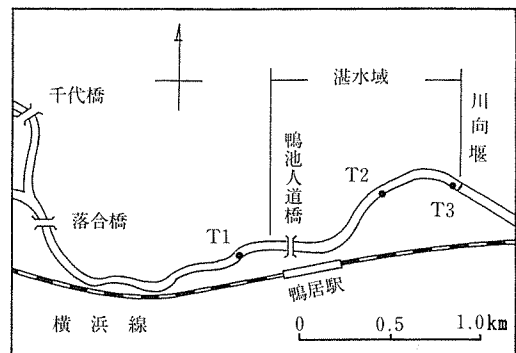


図-1 調査地点概略図

Characteristics and changes of river bed pollutants in urban rivers (1st) —Tsurumi river—

*Yoshinobu Koichi, Satoshi Fukushima, Rumi Hatsugai, Manabu Sakai 横浜市環境科学研究所水質部門

位置し、日中の水面流速は約7 cm/sec、水深は約62 cmである。T1の河床は砂礫質、T2、T3の河床はともに砂泥質である。

2-2 調査期日

調査は春・夏季について行い、それぞれ1週間程度捕集用トラップおよびレンガを設置し、これを3~4回繰り返した。詳細な期日を以下に示す。

[春]	I :	1990年5月23日~5月30日
	II :	5月30日~6月7日
	III :	6月7日~6月13日
[夏]	IV :	7月16日~7月23日
	V :	7月23日~7月27日
	VI :	7月27日~8月3日
	VII :	8月3日~8月8日

なお、底質についてはI、III、IV、VI、VII期に採取した。またT3では自然床と岸際のコクリート床の2点から採取し、それぞれT3a、T3bと呼称することとした。

2-3 試料の定義および採取方法

本報告では、試料とする河床への沈降物、堆積物、付着物について他の報告とは多少異なった定義をしているのでまとめておく。

沈降物：捕集用トラップ内に蓄積した物質

堆積物：設置したレンガの表面のうち、水平な上面に蓄積した物質

付着物：設置したレンガの表面のうち、水流に平行な垂直面に蓄積した物質

沈降物を捕集するトラップとしては、深さが口径の3倍以上ある円筒形のトラップが多用されている。しかし、これらは湖や海の中に設置されており⁶⁻⁸⁾、水深や設置場所に制約を受ける河川ではそのまま適用するのは困難と思われる。水路を用いたGardnerの実験報告⁹⁾によれば、水流の方向が一定ならば仕切りの入った直方体容器でも円筒形のトラップと同程度の捕集効率が得られている。そこで今回は、捕集用トラップとして、直方体のプラスチック容器（縦20cm×横12.5cm×深さ12cm）に深さ/口径比が3倍程度になるよう3cm角の仕切りを入れたものを使用することとした。このトラップにおもりをつけ、河床に設置した。

堆積物および付着物の捕集用としてはレンガ（縦20cm×横10cm×高さ6cm）を上下2段に重ね、これを数組河床に設置した。一定期間経過後、上段のレンガを

慎重に水中より取り出し、レンガ上面および垂直面をブラシで剥ぎ取って、各々試料とした。

底質は表層約3cmを採取した。

2-4 測定項目および分析方法

表面水の流速（浮子法）、底質の泥温・酸化還元電位は現場で測定した。

採取した試料のうち、堆積物および付着物のChl.a測定用には、純水を加えて懸濁させた試料の適量をメンブランフィルターを用いて吸引ろ過し、ろ紙上に捕捉したものを分析に供した。

その他の項目用試料や沈降物および底質試料の調整は底質調査方法¹⁰⁾に準じて行い、沈降物および底質のChl.a測定用には湿試料を、その他の項目用には乾燥試料を用いた。

詳しい分析方法を以下に示す。

酸化還元電位 (Eh) : 酸化還元電極法

密度 : ビクノメーター法

強熱減量 (IL) : 底質調査方法

有機態炭素、有機態窒素 (Org-C, Org-N) :
塩酸処理後、CHNコーダー¹¹⁾

全リン (T-P) : 硫酸・過酸化水素分解後、
アスコルビン酸-モリブデン青法¹²⁾

クロロフィル a (Chl.a) : Strickland and
Parsonsの方法¹³⁾

3. 結果と考察

3-1 沈降物

捕集用トラップに捕捉された沈降物の測定結果を表-1、図-2に示す。

蓄積速度は春・夏季ともT1が他の地点にくらべて最も大きく、T3はT2より2倍程度大きいことが認められる。なお、蓄積速度のうち、春季のT1においてはトラップの容量を越えてしまい、正確な値は求められなかった。密度は2.27-2.70 g/mlであり、春季はT1、T2、T3の順に小さくなるが、夏季は3地点とも平均値ではほとんど差がない。IL、Org-C、Org-N、T-P、Chl.aについては、春季はT1が極端に低く、T2やT3で高くなる傾向がある。このうちIII期にはT2、T3でも濃度の低下がみられる。一方、夏季は地点間の差があまりみられない。

春季はすべての調査期間中に降雨があったため¹⁴⁾、一時的に河道内外で流出現象が生じたと考えられる。このため、平常時は瀬であるT1ではその影響を直接受け、密度が大きく有機物含量の低い土壌粒子が大量

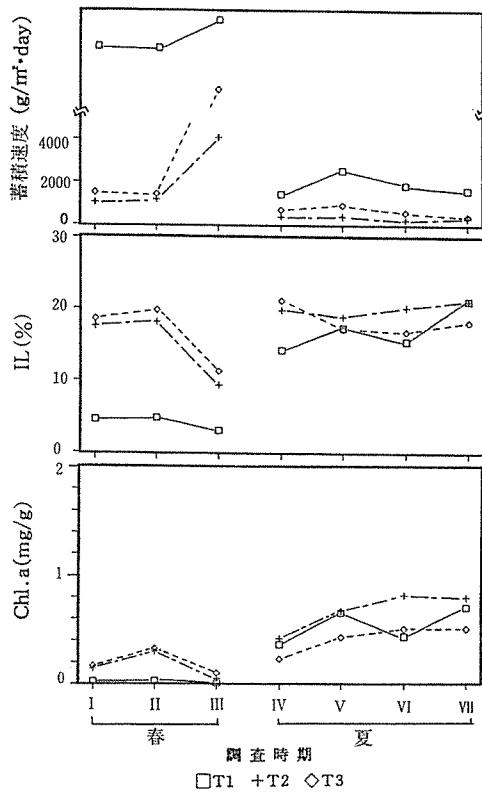


図-2 沈降物の測定結果 (一部)

に沈降・捕捉されたものと思われる。一方、密度の小さい汚濁物質はより遠くへ運ばれ、緩衝帯となる流速の遅い湛水域で沈降する。T2, T3でIL等の高い沈降物が流達距離に比例して多く捕捉されたのはこのためと思われる。中でもIII期は総降雨量が65mmもあり、これらの現象が遠くまで伝播して、T3においても有機物濃度の低い沈降物が多く蓄積したと思われる。

夏季は一転して降雨がほとんどなく、日照時間も長かった。このことが、1日当りの沈降量が各地点で春季より少なく、またIL等の濃度が高く、特に付着藻類由来のChl.a濃度が高くなった要因と考えられる。

3-2 堆積物

レンガの上面に蓄積した堆積物の測定結果を表-2、図-3に示す。

春季はT1で蓄積速度が大きく、IL, Org-C等が低いのが認められる。一方、T2, T3ではその逆の値を示している。春季は3期間とも降雨があったために、沈降物同様流速の速いT1で無機物の多い汚濁物質が多く堆積したのに対し、湛水域の流速の遅いT2, T3では降雨の影響が比較的少なかったものと考えられる。

えられる。

夏季はT1, T2の蓄積速度が春季にくらべて小さくなる一方で、IL等が春季の3~5倍、あるいは2~4倍に増加しているのが認められる。T3はIL等の濃度の値は春季と変わらないが、蓄積速度が大きく増加しているのが認められる。特徴的なのは、Chl.aの値がT2では夏季期間中に増加して3.03mg/gと、他の地点の10倍程度までになっていることである。T1でも夏季にはT3を上回り、春季の4倍強の値となる。一方、T3は春季・夏季ともほぼ同じ値である。これらの原因として、夏季は水温の上昇や日照時間の増加があり、また晴天日が継続したことで堆積物が流去されることもなく、T1, T2のレンガ上面において付着藻類の増殖が活発となったことが考えられる。一方、同時期にT3でChl.aが増加しなかったのは、

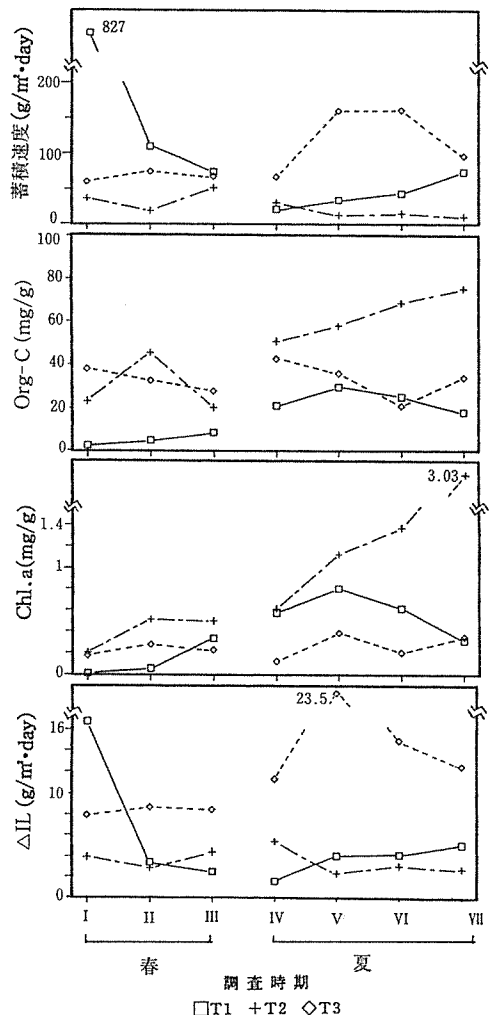


図-3 堆積物の測定結果 (一部)

表-1 沈降物の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	蓄積速度 (g/m ² ·day)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	T1	(>13100)	2.62±0.08	4.1± 0.8	6.7± 3.5	0.71±0.35	0.44±0.12	0.014±0.007
	T2	2100±1400	2.48±0.10	15.0± 4.0	41.1±18.2	4.52±2.11	2.19±0.78	0.156±0.102
	T3	(> 3070)	2.39±0.08	16.6± 3.8	48.4±18.3	5.41±2.18	2.64±0.87	0.197±0.096
夏	T1	1870± 412	2.44±0.10	17.1± 2.6	49.5±10.8	6.48±1.58	2.56±1.07	0.534±0.140
	T2	335± 84	2.43±0.04	20.0± 0.8	55.5± 6.1	7.89±1.35	2.99±0.39	0.672±0.158
	T3	656± 181	2.46±0.02	18.3± 1.7	49.5± 1.9	6.50±0.71	3.23±0.22	0.414±0.112

表-2 堆積物の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	蓄積速度 (g/m ² ·day)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	T1	336 ± 2	2.75±0.05	2.8± 0.6	5.3± 2.6	0.75±0.45	0.39±0.19	0.130±0.142
	T2	34.7± 1.0	2.56±0.05	11.7± 2.8	29.4±11.0	3.92±1.50	1.64±0.14	0.402±0.143
	T3	67.3± 0.2	2.57±0.03	12.4± 0.7	32.5± 4.1	3.97±0.27	2.13±0.10	0.220±0.042
夏	T1	42.2± 0.9	2.62±0.02	9.1± 2.2	23.4± 4.2	4.25±2.01	1.45±0.32	0.571±0.174
	T2	16.7± 1.6	2.36±0.09	21.0± 3.1	63.1± 9.7	9.74±1.75	3.67±0.34	1.53 ±0.91
	T3	120 ± 1	2.56±0.06	13.6± 2.8	33.3± 7.8	4.52±1.00	2.46±0.54	0.260±0.107

堆積物の蓄積速度が他より大きいことから、付着藻以外の由来物が多くを占めたためと思われる。実際、夏季のChl.aの蓄積速度(ΔChl.a)の平均値はT1, T2, T3それぞれ21.6, 20.5, 33.1mg/m²·dayである。

水深が30cm程度の河川における春季から夏季にかけての設置板上の有機物の蓄積速度としては、流速約1 m/secの千曲川水系¹⁵⁾で3.6~7.0 g·IL/m²·day, 流速0.6~1m/secの多摩川¹⁶⁾では有機物量として2~4 g/m²·day, また水質のN, Pが鶴見川と同程度に高い桑納川¹⁷⁾では10日間の平均で2.3~3.7 g·IL/m²·dayという報告がある。今回の調査について有機物の蓄積速度(ΔIL)の値を計算してみると、T1はI期を除いて1.5~5.0 g·IL/m²·day, T2は2.3~5.3 g·IL/m²·dayと文献値に近い。しかし、T3では7.9~24 g·IL/m²·dayであり、他とは大きくかけ離れている。T3は水深が他の約2倍あり、流速も河床付近では3地点中最も遅いと推測されることから、T3では付着性有機物よりも沈降性の有機物が多くを占めていることが考えられる。

3-3 付着物

レンガの垂直面に蓄積した付着物の測定結果を表-3, 図-4に示す。

春季においては蓄積速度および密度はT1で大きく、T2, T3で小さいのが認められる。ILやOrg-C等はT2とT3がほぼ同等に高く、T1ではその40%程度の値である。これより、流速の速いT1での付着物は密度の大きい流下物を取り込んだ有機物含量の低いものと考えられる。またその蓄積速度も他の地点にくらべて大きいことから、降雨の影響で流速が増加し

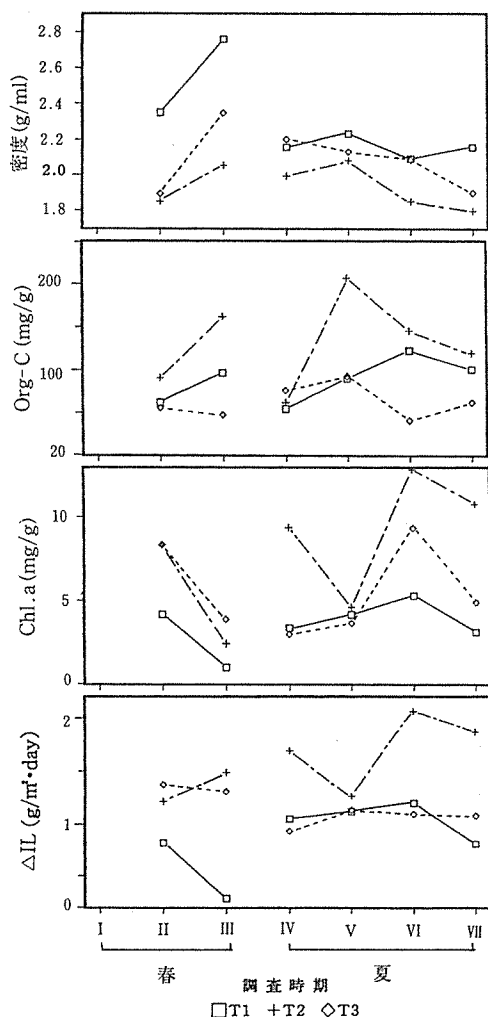


図-4 付着物の測定結果 (一部)

表-3 付着物の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	蓄積速度 (g/m ² ·day)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	T1	5.36±2.07	2.55±0.20	15.9± 2.9	54.5±26.6	9.15±4.40	2.83±0.60	2.58±1.60
	T2	3.60±0.99	1.95±0.10	35.1± 0.3	135 ±14	23.0 ±2.0	5.84±0.39	5.34±2.90
	T3	1.43±0.23	2.12±0.23	36.1± 2.8	134 ± 3	23.4 ±0.5	7.06±0.09	6.09±2.20
夏	T1	3.19±0.94	2.16±0.05	29.2± 3.5	104 ±15	15.4 ±2.2	4.56±0.34	4.00±0.85
	T2	3.12±1.56	1.93±0.11	44.4± 6.2	172 ±30	28.0 ±5.0	6.12±0.42	9.40±3.04
	T3	2.21±0.61	2.08±0.11	30.6± 3.4	106 ± 8	17.0 ±1.7	5.33±0.47	5.21±2.46

表-4 底質の測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	Eh (mV)	密度 (g/ml)	IL (%)	Org-C (mg/g)	Org-N (mg/g)	T-P (mg/g)	Chl.a (mg/g)
春	T1	365± 57	2.73±0.03	2.8± 1.2	5.2± 3.9	0.67±0.52	0.40±0.28	0.027±0.027
	T2	220± 62	2.65±0.00	7.3± 0.2	9.0± 1.8	0.84±0.24	0.65±0.11	0.016±0.010
	T3a	166± 5	2.70±0.05	1.7± 0.0	2.5± 0.8	0.30±0.07	0.24±0.01	0.005±0.000
	T3b	175± 6	2.50±0.05	15.5± 1.8	44.7± 2.7	5.10±0.69	2.76±0.24	0.147±0.044
夏	T1	370± 27	2.83±0.02	1.5± 0.1	1.1± 0.1	0.14±0.02	0.15±0.07	0.004±0.001
	T2	115± 43	2.65±0.04	7.3± 0.8	11.2± 3.3	1.31±0.57	0.85±0.47	0.051±0.038
	T3a	96± 29	2.63±0.09	6.9± 4.8	14.7±12.6	1.75±1.54	1.25±1.09	0.064±0.058
	T3b	159±125	2.57±0.02	12.6± 0.4	32.8± 1.8	4.25±0.02	2.57±0.04	0.219±0.070

た時にも剝離されることなく増殖したと思われる。一方、湛水域内のT2, T3では降雨のなかった夏季と同程度であり、ここでの付着物の増殖には降雨による増水の影響は小さかったと考えられる。

流況の安定した夏季はT2でOrg-CやChl.a等が高く、T1とT3はT2の70%程度ではほぼ等しい。蓄積速度はT3が春季同様最も小さいのが認められる。またΔILはT2で大きく、T1, T3の順に小さくなる。ΔILの範囲は0.6~2.1g·IL/m²·dayであり、堆積物よりは低い値となっている。これは付着物の採取箇所がレンガの垂直面であり、水平面のように重力沈降で表面に載ったものをほとんど含まないためと思われる。T2におけるChl.aは5~13mg/gと高く、ΔILも大きいことから、堆積物と同様に付着藻類が活発に増殖したと考えられる。T3はT2と同程度に遅い流速であるが、水深はT2の約2倍の62cmあり、河床への光量も減少する。このことがT3における付着藻類の増殖を抑制したものと考えられる。

3-4 底質

底質の測定結果を表-4, 図-5に示す。

EhはT1では全期間を通じて370mV前後と高いのに対し、その他の地点ではT1より75~300mV低く、特に夏季には低下していく傾向がみられる。T1では常に流れの速い瀬であるために溶存酸素が十分供給されるのに対し、T2, T3では水面流速が遅く、河床付近ではさらに遅くなると推測されるから、酸素供給も不足がちとなる。その上、水温上昇によって生物活動が活発となり、嫌気化が進行したと思われる。

密度はT1が2.69~2.86g/mlと大きく、T3a, T2, T3bの順に小さくなる。一方、IL等の濃度は逆にT1が最も低く、T3a, T2, T3bの順に

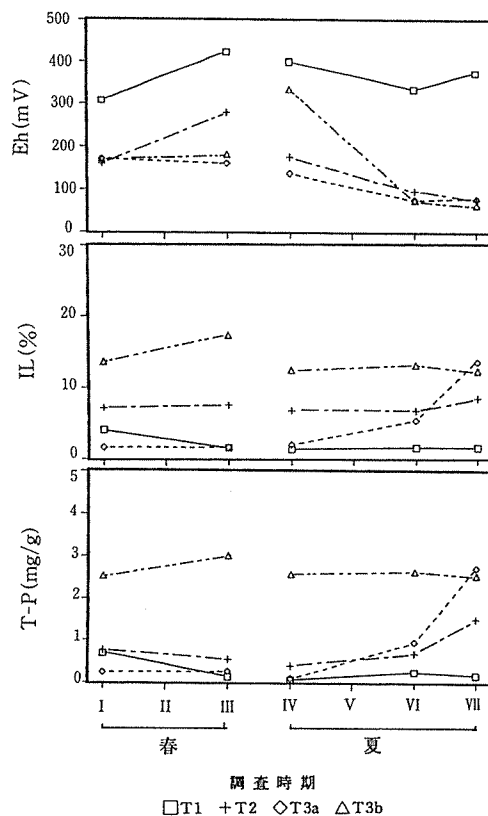


図-5 底質の測定結果 (一部)

高くなる傾向がみられる。

これらのことから、流速の速いT1での底質は鉱物由来の粒子が多く、有機物が少ないと考えられる。反対に、T2では流速が遅いことにより、密度の小さい有機物が比較的多く堆積した底質と考えられる。T3では自然の河床とコンクリート床で大きな違いがみられる。コンクリート床に堆積した底質であるT3bでは終始有機物が多く、軽い底質である。一方、自然河床の底質であるT3aでは調査初期にはT1に近い底質だったが、夏季終期にはT3bに近似した値となっている。同一地点でのこの違いは堰の影響によるものと考えられる。

既報²⁾のように、川向堰は季節によって一定期間締切られる可動堰であり、堰が開いた状態では河川水は自然床を流れ、コンクリート床には流れない。この時T3aではT1のように流速が比較的あり、河床に堆積する汚濁物質も有機物が少なく、密度の大きいものと考えられる。その後、堰の締切により水位が上昇し、流速も緩慢になる。この時初めてコンクリート床に河川水中の汚濁物質が堆積し始めるわけで、いわばT3bは堰の締切のみの要因で堆積した底質であり、流速が遅くなったことにより、有機物が多く、密度の小さい底質になったと考えられる。T3aにもT3bと同じ汚濁物質が堆積するが、高流速時期の有機物含量の低い底質が当初堆積していることにより、堰の締切初期は有機物量が少なく、時間の経過と共にその有機物量が増加したものと思われる。

3-5 項目間の比較

3-1~4で概説したように、各々の汚濁物質の状態において各項目には類似の傾向がみられるものがある。それらの関係を明確にするために相関係数を求めた。その結果を表-5に示す。

蓄積速度と他の項目とは、沈降物のIL等一部を除いてあまり相関がみられない。また、底質のEhと他の項目にもあまり相関がみられない。

密度とIL, Org-C, Org-N, T-Pとは負の相関が高く、堆積物で-0.9以下、最も低い沈降物でも-0.7以下である。このことから、有機物質の増加が密度の低下に大きく寄与していることが考えられる。有機汚濁および富栄養化項目であるIL, Org-C, Org-N, T-P間の相関係数は4つの汚濁状態とも0.8前後から1.0近くと高く、これらの項目間に密接な関係が認められる。Chl.aと密度以下5項目とは、いずれの状態でも5項目間相互の値よりやや低い値となっており、付着藻類の指標であるChl.aの由来が他の項

表-5 項目間の相関係数

〔沈降物〕 n=17						
	蓄積速度	密度	IL	Org-C	Org-N	T-P
密度	0.382					
IL	-0.739	-0.766				
Org-C	-0.596	-0.928	0.879			
Org-N	-0.606	-0.739	0.783	0.891		
T-P	-0.487	-0.750	0.752	0.824	0.837	
Chl.a	-0.455	-0.376	0.507	0.538	0.823	0.513
〔堆積物〕 n=21						
	蓄積速度	密度	IL	Org-C	Org-N	T-P
密度	0.420					
IL	-0.468	-0.967				
Org-C	-0.460	-0.965	0.980			
Org-N	-0.448	-0.919	0.936	0.951		
T-P	-0.454	-0.918	0.969	0.955	0.898	
Chl.a	-0.311	0.764	0.718	0.753	0.807	0.645
〔付着物〕 n=18						
	蓄積速度	密度	IL	Org-C	Org-N	T-P
密度	0.530					
IL	-0.457	-0.762				
Org-C	-0.460	-0.774	0.958			
Org-N	-0.478	-0.768	0.936	0.983		
T-P	-0.614	-0.777	0.840	0.794	0.830	
Chl.a	-0.491	-0.726	0.716	0.773	0.768	0.618
〔底質〕 n=20						
	Eh	密度	IL	Org-C	Org-N	T-P
密度	0.615					
IL	-0.467	-0.921				
Org-C	-0.383	-0.871	0.962			
Org-N	-0.400	-0.867	0.955	0.992		
T-P	-0.439	-0.879	0.957	0.976	0.986	
Chl.a	-0.489	-0.753	0.828	0.832	0.886	0.895

目の由来とは多少異なっていることを推測させる。

3-6 付着藻類の汚濁物質への寄与

2次汚濁源となりうる付着藻類のChl.a含量は各種条件によって変化するため一定でない。しかし、いくつかの例をあげると、春・夏季の値としては、小林の調査¹⁷⁾では0.8%、橋の調査¹⁸⁾では最高2%、田口の調査^{19, 20)}から計算すると約1.2%、また相崎の調査¹⁶⁾では有機物量の2.7%という報告があり、ILの1~2%と評価されている。付着藻類の各状態への寄与率を求めるために、今回得られた結果からChl.a/IL比を算出し、図-6に示す。

沈降物は0.01~0.40%であり、また春季より夏季の方が高い傾向にあることから、夏季に藻類由来の有機物が多いと思われる。その寄与率は、いま藻類中のChl.aを1.5%とすると、春季0.7~11%、夏季7.3~27%となる。

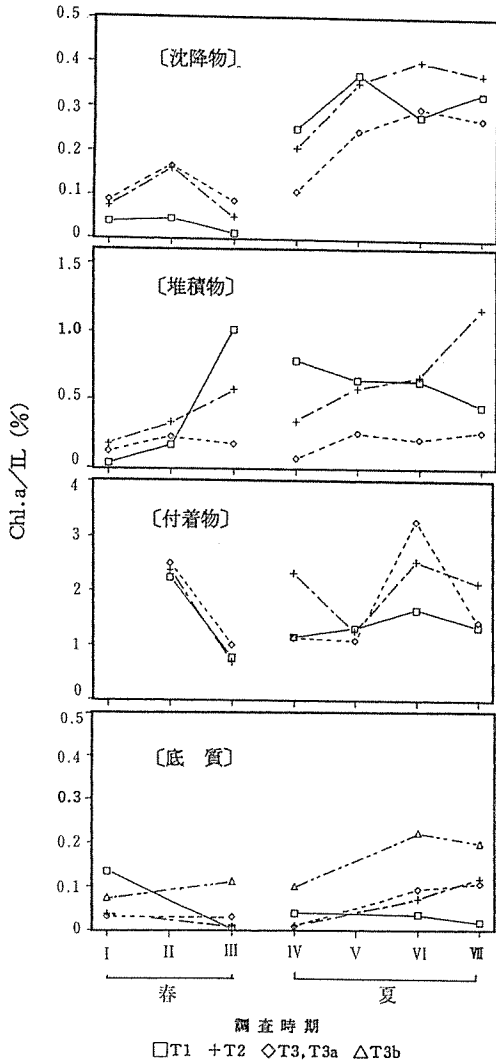


図-6 各汚濁状態におけるChl. a / I L比

堆積物のChl. a / I L比は0.03~1.2%である。T1, 2では春季のI, II期は低かったのが夏季になるとやや高くなる傾向がみられる。一方、T3ではほとんど変わらず、値も低い。藻類由来物は春季で2.3~67%、夏季で4.7~77%となり、特に夏季のT1, 2では20~77%を藻類由来物が占めると考えられる。一方、夏季のT3では4.7~18%であり、レンガ上の有機物の多くが藻類以外の細菌等で占められていると思われる。

付着物のChl. a / I L比は0.7~3.3%と高く、また変動が激しい傾向が認められる。付着物の成長過程を考えた場合、基質への付着初期にはまず細菌類が付着・増殖し、その後それを足場として繊毛虫類や付着藻類等が繁殖し始める¹⁶⁾。したがって、付着藻類の増殖までには遅滞期間がある。今回の結果で変動が大きかっ

たのはこの付着初期にあたり、気象条件等の変動によって各種生物の増殖速度が異なったためと思われる。付着物中の有機物に占める藻類由来物は春季46%以上、夏季72%以上と考えられる。

底質のChl. a / I L比は0.004~0.2%と低く、夏季が春季よりわずかに高い傾向がある。また、T3bが他より2倍以上高いのが認められる。藻類由来物は、計算上は0.3~13%となる。しかし、Chl. aは藻類の構成成分の中では分解され易い成分であり²¹⁾、底質のように時間が経過した状態にある物質中ではその割合は低くなると考えられる。T3bが4地点の中で高い傾向にあったのは、堆積してから時間経過が短いためであり、その値は春季は同一地点の沈降物に、夏季は堆積物に近い。

以上から付着藻類の寄与率が高いのは付着物であり、以下堆積物、沈降物、底質と低くなる傾向がみられる。

3-7 汚濁状態間の比較

沈降物、堆積物、付着物および底質の4つの汚濁状態間の相互関係ないしは類似度をみるために、密度、I L等の項目について、同一地点・同一期間の値の比を堆積物を基準にして求めてみた。その比が1に近いほど堆積物と類似していることになる。結果の一部を図-7, 8に示す。

図-7より密度の比はいずれの地点でも底質が最も大きく、以下堆積物、沈降物、付着物の順に小さくなる傾向がみられる。また、堆積物との類似度としては底質よりも付着物の方が離れている。ただし、他の項目とくらべると各状態間の差異は小さい。

有機汚濁項目のI Lや富栄養化項目のT-Pの比は密度とは逆に、付着物が特に大きく、沈降物、堆積物、底質の順に小さくなる傾向がみられる。このうち、底質のT3bは堆積物に近い比となっており、コンクリート河床面への累積堆積物と解釈できる。

Chl. aの比は0.002~80倍と、I LやT-P等よりも分布範囲が広く、状態間の差異が大きい。その比は付着物が大きく、底質が小さい傾向がみられる。この両状態はT1で最も分布が広く、堆積物との類似度は低い。沈降物と堆積物の比はT1では0.01~2.4倍と変動が大きいのにに対し、T2では0.1~0.7倍と常に1以下であり、堆積物の濃度が優位である。T3では0.4~2.6倍と沈降物がやや優位である。

濃度に関する堆積物との類似度の全体の傾向としては、流下物の蓄積した沈降物が最も高く、次に現場で増殖する付着物が、そして堆積期間の長い底質は最も低いとみられる。

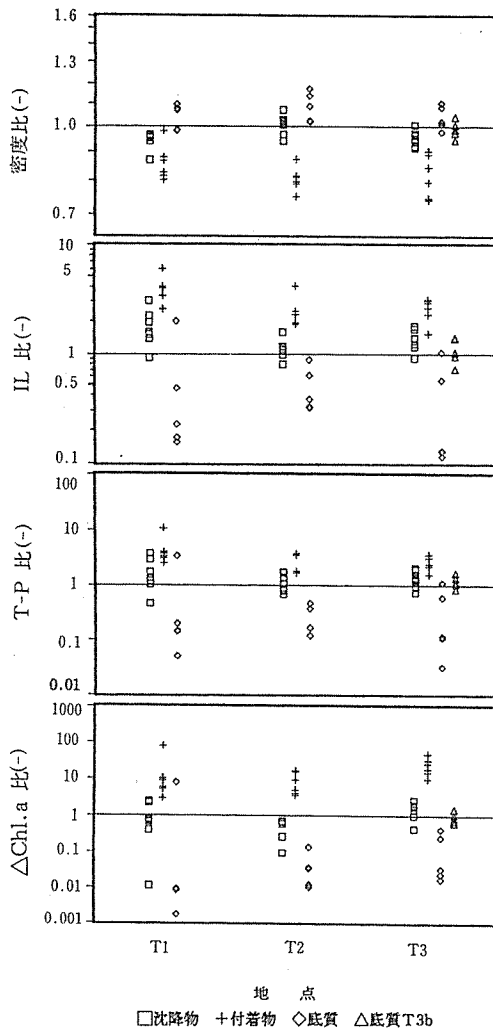


図-7 堆積物との濃度比

次に蓄積量を比較してみる。なお、春季の沈降物試料について一部捕集し切れなかったものがあり、図-8にはT1 (I~III期), T3 (III期)の沈降物の値を省略してある。蓄積速度、 ΔIL 、 $\Delta Chl.a$ の比は沈降物が最も大きくて、以下堆積物、付着物の順である。

地点間の比較では、沈降物と堆積物との比はT1では20~140倍と大きく、流速が他よりも大きいために大部分の沈降物はそこに留まらずに流れ去ると考えられる。一方、T3では4~36倍と3地点中最も小さく、流速の遅いことが堆積物により近い蓄積速度、 ΔIL 、 $\Delta Chl.a$ になったと思われる。

付着物と堆積物の比が1に近いのは流速の遅いT2であり、流速が同程度のT3ではその比はT2の1/10

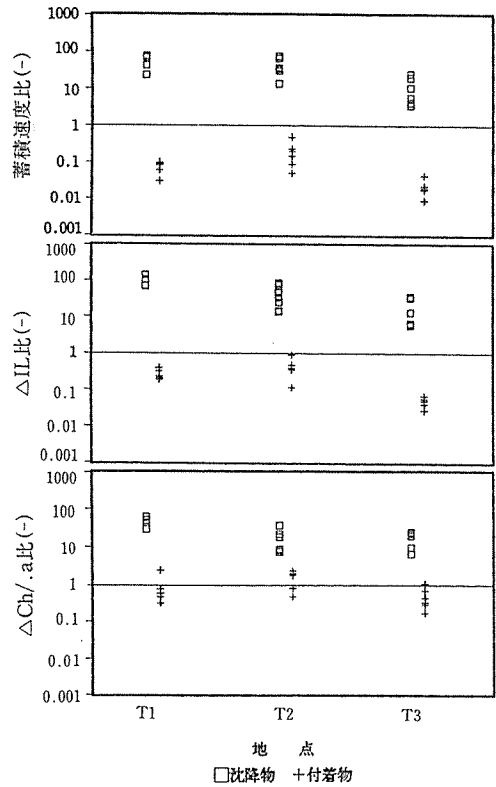


図-8 堆積物との各蓄積速度比

程度である。またT1の値は水深のほぼ等しいT2に近い傾向がみられる。このことから、付着物における各種蓄積速度の堆積物との類似度は水深が大きなき因子になっているものと考えられる。

4. まとめ

鶴見川中流域にある川向堰の湛水域において、河床における沈降物、堆積物、付着物および底質の性状を調査した結果、以下のような知見が得られた。

- (1) 春季調査期間中は降雨があり、その時の流出現象によって流速変化の大きい瀬では有機物含量の低い汚濁物質が多く蓄積したが、湛水域ではその影響は小さかった。
- (2) 流況の安定した夏季は有機物濃度が高くなり、特に付着藻類由来のChl.aが高くなった。
- (3) 堆積物中の有機物蓄積速度は湛水域末端のT3で高く、7.9~24 g・IL/m²・dayであった。
- (4) 湛水域内の底質は夏季に酸化還元電位が低下し、有機物濃度が増加した。
- (5) 各汚濁状態の有機物に対する付着藻類の寄与率

は、藻類中のChl.aをChl.a/I L=1.5%と仮定した場合、付着物が最も高く46~(220)%, 以下堆積物2.3~77%, 沈降物0.7~27%, 底質0.3~13%であった。また底質以外の寄与率の高かった地点は、水深が浅く流速の遅いT2だった。

(6) 各汚濁状態の類似度は、汚濁物質の濃度の観点からは堆積物と沈降物が高く、蓄積量の観点からは堆積物と付着物が高い関係にあった。またその類似度は水深が浅く流速の遅いT2で高かった。

文 献

- 1) 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)
- 2) 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)
- 3) 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)
- 4) 小市佳延, 福嶋 悟: 都市河川における自浄作用(第4報)—和泉川—, 横浜市公害研究所報, 14, 97-103(1990)
- 5) 初貝留美, 福嶋 悟, 小市佳延, 酒井 学: 都市河川における水質調査—鶴見川・鳥山川—, 横浜市環境科学研究所報, 17, 123-132(1993)
- 6) 福島武彦, 相崎守弘, 村岡浩雨: 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 第51号, 73-87(1984)
- 7) 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), 304-313(1985)
- 8) 白柳康夫, 大場栄次, 大矢正代, 福嶋 悟: 横浜港における底質の堆積要因, 横浜市公害研究所報, 14,

137-148(1990)

- 9) Wilford D. Gardner: Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation, *J. Marine Research*, 38, 17-39(1980)
- 10) 環境庁水質保全局: 底質調査方法, 2-4(1988)
- 11) 日本環境測定分析協会: 環境測定分析法註解〈第3巻〉, 丸善, 335-337(1985)
- 12) 千葉県水質保全研究所: 底質調査方法と解説 水保研資料No.15, 16-18(1979)
- 13) J. D. H. Strickland, T. R. Parsons: A Practical Handbook of Seawater Analysis, *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 167, 185-192(1972)
- 14) 横浜地方気象台: 神奈川県気象月報, 日本気象協会(1990)
- 15) 渡辺義人, 西江敬一, 桜井正人: 河川の付着性微生物による有機物の生成, 用水と廃水, 17(6), 685-692(1975)
- 16) 相崎守弘: 富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化, 陸水雑誌, 41(4), 225-234(1980)
- 17) 小林節子: 着生微生物の剝離による河川水質への影響, 水質汚濁研究, 5(6), 329-339(1982)
- 18) 橋 治国: 河床生物と水質浄化, 水, 33(3), 73-80(1991)
- 19) 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)
- 20) 田口 哲: 河川の自浄作用に関する研究(第6報)—都市小河川における河床付着生物群の増殖と剝離—, 広島県環境センター研究報告, 5, 29-34(1983)
- 21) 相崎守弘, 高村典子: 植物プランクトンの分解による栄養塩の回帰, 国立公害研究所研究報告 第96号, 29-44(1986)

都市河川における水質調査

—鶴見川, 鳥山川—

初貝留美*, 福嶋悟*, 小市佳延*,
酒井 学*

要 旨

横浜市域を流れる鶴見川とその支流である鳥山川の中流域について、水質調査を行った結果、
(1) 鶴見川では流下過程の流速差による懸濁態成分の変動が大きく、溶存態成分の変動は小さい傾向が認められた。懸濁態成分は流速が低下するところで沈降によって減少し、流速の速いところでは底質の巻き上げや河床付着物の剝離によって増加した。
(2) 鳥山川では懸濁態成分、溶存態成分とも、流速による変動はみられず、季節による変動が大きかった。懸濁態成分は生物分解が活発な夏期に減少し、ミズワタが繁殖する冬期にはその剝離等によって増加した。夏期の極端に少ない雨量による水量の減少から、溶存態成分の濃度の増加が認められた。

1. はじめに

過去、都市河川の水質は、工場等の事業所あるいは家庭から排出される排水が多く流入し、極めて汚濁が進行していた。しかし、その後の水質汚濁防止法の施行による規制あるいは下水道の普及により、現在では河川の水質は回復傾向にある。

これらの河川水質の回復には、河川自身が汚濁物質を自然に減少させる自浄作用も、重要な働きをしている。本研究を行った鶴見川、鳥山川でも自浄作用に関する調査が過去に行われている^{1, 2)}。そして鶴見川の中流部では自浄作用の経時変動についても調べられている³⁾。

本報は横浜市域を流れる代表的都市河川である鶴見川とその支流の鳥山川において、流下過程と季節において水質の面から調査し、また過去の調査結果と比較検討した。

2. 調査方法

2-1 調査地域の概況と調査地点

2-1-1 鶴見川

鶴見川は東京都町田市を源流部に持ち、横浜市鶴見区で東京湾に注ぐ流程42.5km、全流域面積235km²の一

級河川であり、横浜市内の支川を含めた総延長は約70kmで、流域面積は143km²である。

調査地点は図-1(a)に示すように3地点で、鴨池人道橋より上流の地点を最上流地点T1、川向堰より約300m上流をT2、そして川向堰を最下流地点T3とした。各地点とも、川幅は約30~50mで両岸はコンクリートで護岸され、周囲は主に農地と住宅地で囲まれていた。川底はT1が岩盤、T2、T3が主に砂泥で構成されていた。

2-1-2 鳥山川

鳥山川は横浜市北部を流れる鶴見川水系の支流の一つで、総延長は4.2kmで、流域面積は12.4km²である。

調査地点は図-1(b)の又口橋付近で、調査地点として設定した3地点はいずれも近接した位置にある。そのうち右岸側のTOAは他の地点にくらべると水深が深く、比較的流れが速い。それに比べると左岸のTOCは水深が浅く流速も遅い。TOBは両地点の中間の環境になっている。各地点とも河床にはコンクリートが打ってあるが、TOBとTOCではその上に泥砂が堆積している。調査地点付近は主に住宅、事業所に囲まれている。

Analysis of variation in water quality at urban rivers. —Turumi and Toriyama River—

* Rumi Hatsugai, Satoshi Fukushima, Yoshinobu Koichi, Manabu Sakai

横浜市環境科学研究所水質部門

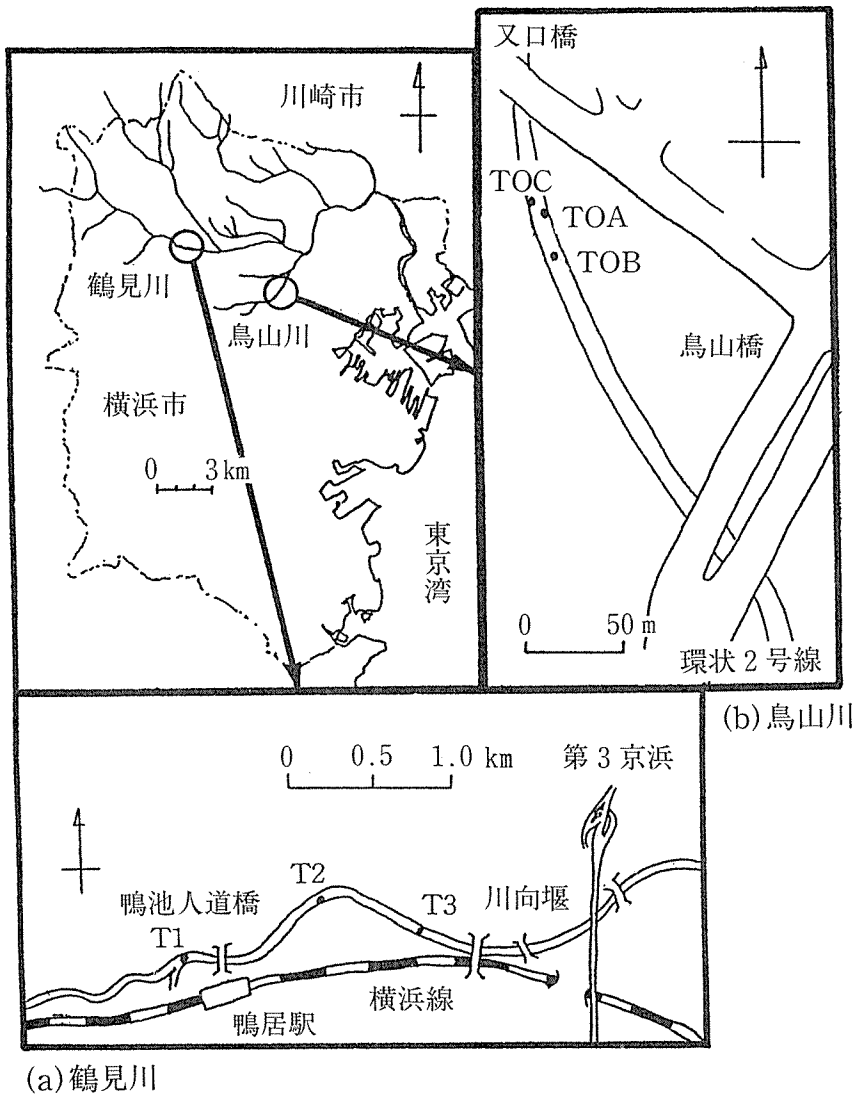


図-1 調査地点

2-2 調査期日

鶴見川は1990年度の春期と夏期、鳥山川では四季毎にはぼ1週間間隔で4~5回調査した。

詳しい期日は図-2, 3に示す。

2-3 測定項目および分析方法

各地点で気温、水温、pH、水深および流速を測定し、採水した。また、採水は鶴見川の各地点と鳥山川TOA、TOBの両地点で行った。各地点で測定した項目と分析方法については表-1に示した。なお、水質分析方法は原則としてJIS-K-0102(1986)に準拠した。

3. 結果と考察

3-1 鶴見川の水質

1990年鶴見川の水質測定結果を図-2及び表-2に示す。

3-1-1 SS, IL

SSはT1から流下するにしたがって減少していく傾向があり、その減少率はSS中のILの割合が少ないほど大きい。ILの変化はSSほど大きくはないが、SSと同様に、下流側で小さくなる傾向がみられた。これはT1からT2, T3の地点に流下するにつれて流速が低下し、SSが比重の大きいものから順に沈降しているものと考えられる。SSの減少率はSS中の

表-1 測定項目及び分析方法

項 目	分 析 方 法
気温、水温	ガラス棒状温度計
pH	比色法
懸濁物質 (SS)	石英繊維ろ紙法
強熱残留物 (IL)	石英繊維ろ紙でろ過した後、600±25℃で加熱した残量
溶存酸素 (DO)	ウインクラー・アジ化ナトリウム変法
生物学的酸素要求量 (BOD)	ウインクラー・アジ化ナトリウム変法による20℃、5日間の溶存酸素消費量
全窒素 (T-N), 溶存態全窒素 (TDN)	アルカリ性過硫酸カリウム分解、紫外線吸光度法
懸濁態全窒素 (TPN)	(T-N) - (TDN)
全リン (T-P), 溶存態全リン (TDP)	過硫酸カリウム分解、アスコルビン酸・モリブデン青法
懸濁態全リン (TPP)	(T-P) - (TDP)
クロロフィル a (Chl.a)	Strickland and Parsons の方法 ⁴⁾

無機成分の割合が多い場合に大きくなっているといえる。

春期と夏期を比較すると、SSの濃度が夏期にT2が平均14mg/lから9mg/l、T3が10mg/lから7mg/lへと減少している。ILについては大きな変化がみられなかった。

3-1-2 BOD

SS、ILとはほぼ同じように、T1からT2、T3へと、流下するにしたがって濃度が下がる傾向がみられた。これは流速の低下による懸濁態有機成分の沈殿のためと考えられる。

季節的にはT1の平均が春期の7mg/lから8.3mg/lとなり、夏期に高い濃度を示すが、T2、T3では大きな変化はみられなかった。

3-1-3 N, P

N, Pにおいては、地点間についても季節的にも、流速の変化による影響は明瞭ではない。

TPN濃度が高い時に、下流側の地点でやや減少しているのがわかる程度である。

季節的には、春期と夏期の両期とも懸濁成分の割合が小さく、特に夏期の濃度が低下する傾向があった。

TDPの濃度は春期が平均0.5mg/lだったものが、夏期には7~8mg/lと高くなり、TDNは春期に9

~10mg/lと、夏期の8mg/lより高い値を示している。そして、夏期とのNとPの比が異なっていた。TDNが夏に低い濃度を示しているのは、Chl.aの濃度の増加がみられることから、これらが増殖した藻類に吸収されるためと考えられる。

3-1-4 Chl.a

Chl.aの濃度は、春期には他の懸濁態成分と同じようにT1の濃度が高く、下流側で低い傾向がみられる。しかし、夏期の傾向はこれと異なり、T1より下流のT2が高くなっている。春期の場合は流速の低下により沈降していると考えられる。しかし、夏期においてはT1とT2との間で生産される藻類の剝離が多いことを示している。そしてT2とT3間では、沈降物に付着藻類が覆われてしまうために、藻類の生産が少なくなると考えられる。

3-2 鳥山川の水質

1990年度鳥山川水質測定結果を図-3及び表-3に示す。

3-2-1 SS, IL

鶴見川の場合と違ってTOC地点ではTOA, B地点より流速が遅いにもかかわらず、SSの値が必ずしも低下していない。また、他の懸濁態成分についても同じような傾向が示された。これはSS中のILの割

表-2 1990年度鶴見川水質測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	気温 (°C)	水温 (°C)	水深 (cm)	流速 (cm/s)	pH	EC-25 (μ S/cm)	SS (mg/l)	IL (mg/l)	DO (mg/l)
春 期	T1	24.7±3.7	23.5±0.9	27±3	16.6±2.4	7.2±0.1	435±25	17.9±5.5	6.4±1.0	7.1±0.8
	T2	27.0±2.2	23.7±0.9	33±5	5.7±1.2	7.2±0.1	446±23	14.3±6.4	6.1±0.9	5.9±0.7
	T3	24.9±3.3	23.4±0.9	62±4	7.9±1.4	7.2±0.0	446±19	10.3±2.3	4.5±0.3	5.7±0.4
夏 期	T1	32.1±1.2	28.7±0.7	27±2	24.5±4.9	7.5±0.1	322±9	17.4±7.5	6.8±0.5	7.3±0.9
	T2	34.3±1.4	29.6±0.6	34±4	5.2±2.5	7.6±0.1	309±25	9.3±3.1	4.8±0.5	7.1±1.3
	T3	33.3±1.4	29.0±0.3	62±4	5.9±3.4	7.6±0.2	324±24	7.5±1.6	4.2±0.2	6.2±0.8

表-3 1990年度烏山川水質測定結果 (平均値±標準偏差)

季節	地点	気温 (°C)	水温 (°C)	水深 (cm)	流速 (cm/s)	pH	EC-25 (μ S/cm)	SS (mg/l)	IL (mg/l)	DO (mg/l)
春 期	TOA	24.5±1.5	20.9±1.4	21±3	42.1±1.3	7.6±0.3	421±15	7.2±1.7	5.8±0.3	7.3±2.2
	TOB	24.5±1.5	20.9±1.4	24±3	21.7±1.3					
	TOC	23.9±0.7	20.9±0.8	18±1	8.4±0.8	7.6±0.3	431±24	8.7±2.3	6.5±0.6	7.3±2.0
夏 期	TOA	30.5±0.9	27.9±0.6	20±1	44.1±4.6	7.9±0.1	342±23	8.4±1.8	6.6±0.2	5.5±1.3
	TOB	30.5±0.9	27.9±0.6	20±0	23.8±3.9					
	TOC	30.5±1.0	28.0±0.6	15±2	4.6±2.5	7.9±0.1	366±14	6.7±1.6	5.2±0.4	5.1±1.8
秋 期	TOA	13.4±4.5	14.3±1.6	7±5	42.5±8.6	7.2±0.0	435±11	8.0±1.6	5.3±0.7	6.6±0.8
	TOB	13.4±4.5	14.3±1.6	17±5	27.0±8.6					
	TOC	13.5±4.7	14.3±1.8	16±8	14.6±6.9	7.2±0.0	433±9	8.0±1.6	5.2±0.4	6.3±0.7
冬 期	TOA	8.7±2.8	7.2±1.6	20±0	30.9±2.6	7.3±0.1	399±13	12.0±0.2	8.5±0.5	5.2±1.4
	TOB	8.7±2.8	7.2±1.6	10±0	14.8±2.6					
	TOC	8.7±2.8	7.2±1.7	16±1	7.8±1.0	7.3±0.1	408±15	13.1±1.9	9.8±0.4	5.0±1.2

合が大きく、比重が小さいために、水深が浅いTOCでは、沈殿したSSが、わずかな水流の変化等で巻き上げられると考えられる。

季節的に見ると、冬期のSSは12~13mg/l、ILは9~10mg/lと、他の季節のSSの7~9mg/l、ILの5~6mg/lにくらべ、最も高い濃度となって

いるのがわかる。これは、河床に大量に認められたミズワタが剝離したものによる影響と思われる。

3-2-2 BOD

BODは冬期に20mg/l程度となり、他の季節の10mg/l前後にくらべると、最も高い濃度を示している。水量に大きな変化がみられないことと、DO、Chl.a

表-2 続き

BOD (mg/l)	T-N (mg/l)	TPN (mg/l)	TDN (mg/l)	T-P (mg/l)	TPP (mg/l)	TDP (mg/l)	Chl.a ($\mu\text{g/l}$)
7.1±1.4	10.0±1.89	0.98±0.84	9.03±1.28	0.62±0.05	0.07±0.03	0.55±0.05	18.7±12.8
6.6±0.9	9.52±1.20	0.56±0.35	8.96±1.02	0.66±0.06	0.12±0.04	0.54±0.06	8.9± 1.8
5.9±0.7	9.35±1.14	0.36±0.24	9.00±0.99	0.69±0.07	0.14±0.08	0.55±0.07	7.2± 1.5
8.3±1.6	8.60±0.63	0.27±0.12	8.34±0.68	0.87±0.09	0.10±0.03	0.77±0.10	18.4± 7.9
6.9±1.9	9.36±0.44	0.18±0.11	8.18±0.44	0.78±0.08	0.10±0.04	0.68±0.06	21.9± 9.3
5.7±1.0	8.33±0.53	0.26±0.07	8.07±0.49	0.75±0.08	0.09±0.03	0.66±0.11	13.6± 7.3

表-3 続き

BOD (mg/l)	T-N (mg/l)	TPN (mg/l)	TDN (mg/l)	T-P (mg/l)	TPP (mg/l)	TDP (mg/l)	Chl.a ($\mu\text{g/l}$)
10.5±1.6	8.46±0.64	0.75±0.41	7.72±0.77	0.61±0.14	0.11±0.02	0.50±0.12	13.8± 9.5
10.0±2.0	8.30±0.80	0.64±0.19	7.66±0.71	0.60±0.11	0.13±0.02	0.48±0.11	16.1± 7.6
11.6±1.8	8.48±0.65	0.49±0.21	7.99±0.50	0.92±0.16	0.12±0.02	0.80±0.15	27.9±14.6
10.4±3.0	8.31±0.46	0.50±0.36	7.82±0.34	0.98±0.32	0.15±0.07	0.83±0.30	19.0±12.4
10.1±1.7	10.09±1.97	0.32±0.25	9.77±1.89	0.44±0.09	0.06±0.03	0.38±0.09	3.8± 1.6
10.5±1.9	10.09±1.73	0.48±0.32	9.61±1.92	0.46±0.08	0.08±0.01	0.37±0.08	3.7± 1.4
20.7±2.8	11.35±0.56	0.59±0.29	10.76±0.66	0.84±0.12	0.17±0.08	0.67±0.18	5.5± 1.2
18.8±1.1	11.18±0.55	0.49±0.29	10.69±0.65	0.84±0.16	0.19±0.13	0.65±0.12	5.9± 2.9

の濃度が低いことから、これもミズワタによるものと考えられる。大量に繁殖したミズワタが剥離し、水中を漂うために、BODの濃度が上がったといえる。

3-2-3 Chl.a

Chl.aは春期から夏期にかけて14~27 $\mu\text{g/l}$ 、秋期から冬期には4~6 $\mu\text{g/l}$ と、他の懸濁態成分と

は逆に、春期と夏期に高い濃度を、秋期と冬期に低い濃度を示した。そして夏には日を追うごとに濃度が上がっているのがわかる。

これは夏の強い日照と高い水温が藻類の活動を活発にし、剥離、流下する藻類が多くなったためと考えられる。そして、冬期に低い濃度を示したのは、水温低

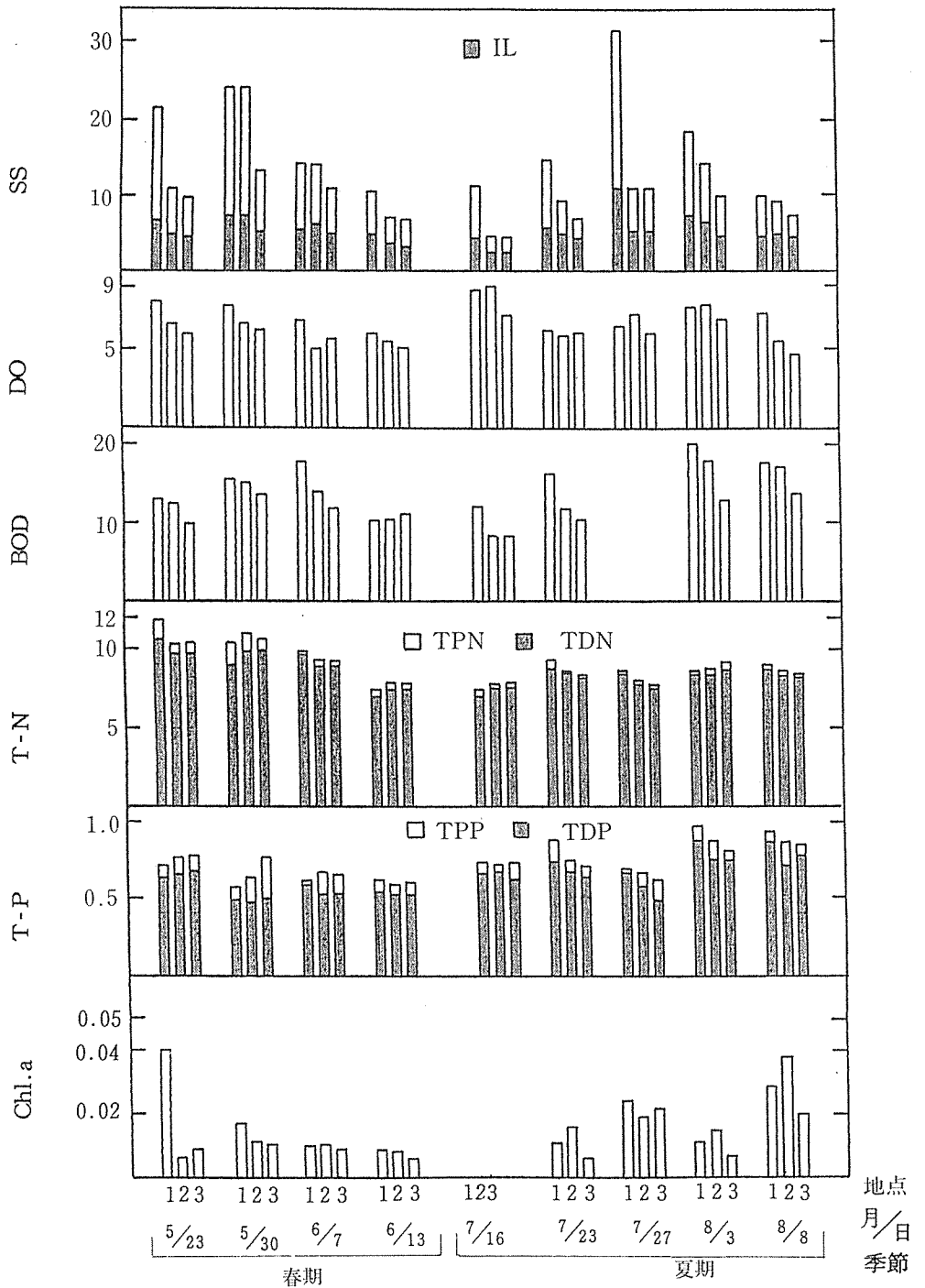


図-2 1990年度 鶴見川水質測定結果

単位 (mg/l) ; 1: T1, 2: T2, 3: T3

(7/16 Chl.a, 7/27 BODは欠測)

下によるものと、ミズワタが河床を覆う事によって藻類の繁殖活動を低下させたためと思われる。

3-2-4 N, P

TDNの濃度は春期と夏期に約8mg/lと低く、秋期と冬期に10~11mg/lと高くなる傾向があった。

これは、Chl.aの値も示すように、藻類の活発な生産活動によるものといえる。これらの生物がTDNを多く吸収したため、その濃度を下げたためと考えられる。

TDPの濃度は夏期が約0.8mg/lと、他の季節の0.4~0.6mg/lにくらべ最も高く、TPPは冬期が0.17~0.19mg/lと最も高く、他の季節は0.06~0.13mg/lとなっている。そして、夏期はTDPの濃度が高い割にTPPの値が低く、冬にはそれと逆の傾向がみられる。また、TDPは夏期、日を追うごとに濃度が上がるのが確認できた。

3-3 過去の調査結果との比較

前回調査した地点は河川における生活環境の保全に關する環境基準のD類型に該当する⁵⁾。

前回のその水域における調査結果と、今回の調査結果と比較することによって、数年間の水質変化の検討を行った。

3-3-1 鶴見川

今回(1990年)と前回(1987年¹⁾)の調査結果について、T1とT3で比較した。その結果を図-4に示す。

今回の調査結果および前回の調査結果は環境基準を満足している。ただSSは前回はT1とT3でほぼ等しい値だったのに対し、今回はT1からT3で大きく減少しているのがわかる。これは、SSの構成成分が前回とは異なっているためと推測される。

BODの環境基準は8mg/l以下であり、今回の春期の結果は6~7mg/lでこれを満足している。また、前回の調査結果の9~10mg/lとくらべると改善が見られた。しかし、夏期は共に環境基準の8mg/l前後とはほぼ等しかった。これは1987年夏期の調査日前の10日間の総雨量が40mm近くあったのに対し、今回は0mmの日が長く続き、水量が減少したためと考えられる。

その他の項目ではChl.aは春期が前回の26~40μg/lと比べて、今回は7~19μg/lと大きく減少し、N, PはT-Pの春期の値が1.2mg/l前後から0.6mg/l前後へとやや低下した以外は変化はみられなかった。

これらの事から鶴見川の調査地点の水質は、前回の調査から3年間、あまり改善されていないといえる。

3-3-2 鳥山川

1988年の調査結果³⁾と地点が一致するTOAの水質について比較した。その結果を図-5に示す。

前回の調査結果では他の季節にくらべ、富栄養化項目の値が最も低くなった夏期が、今回はそうならなかった。これは鶴見川の場合と同様に、前回の夏期の調査日前10日間の総降水量が30mm近くあったのに対し、今回はほぼ0mmと少なかったためといえる。そして、鳥山川の方が鶴見川よりも雨量による影響が大きくなっている。これは鳥山川が中小河川で水量が少ないためと考えられる。

SSは前回20mg/l~40mg/lだったのが、今回は7~12mg/l以下、約40%~70%の減少となっている。

DOは前回の3mg/l~5mg/lから今回は5mg/l~7mg/lと増加しており、春期と秋期にはほぼ100%、夏期と冬期でも約30%の増加となっている。

BODの濃度は88年が14~40mg/l、90年が10~21mg/lと、共にD類型の環境基準8.0mg/lを大幅に超えてはいるが、2年間で平均50%近く減少している。その他の富栄養化項目、T-P, T-N, Chl.aも今回は前回の調査にくらべて値が低くなっている。

以上の事から、鳥山川の水質が2年間でかなり改善されたことがわかる。

4. まとめ

1990年度に横浜市内を流れる鶴見川と、その支流である鳥山川の水質を流下過程と季節ごとに調査し、また過去の調査結果と比較した。

(1) 鶴見川

鶴見川の調査地点では、流下過程において懸濁成分の変化が大きく、溶存態成分は変化が小さい傾向が見られた。懸濁態成分の変化は流速の影響を受け、流速の低下が著しいほど懸濁態成分の減少が大きかった。

季節的には夏期にChl.aを除く懸濁態成分の濃度が低くなり、BODの濃度は高くなった。

溶存態成分においてはTDPが夏期に高い値を示し、TDNはChl.aと反対に、夏期に低い値を示した。

鶴見川では1987年と今回の調査を比較すると、ほとんど水質が改善されていない。

(2) 鳥山川

鳥山川の調査では、懸濁態成分の濃度は河床の状態によって、大きく変化することがわかった。鶴見川と違い、流速による影響はほとんどみられなかった。

大量に繁殖したミズワタにより、BODとSSの値は冬期に高く、それと反対にDO, Chl.aの濃度は冬

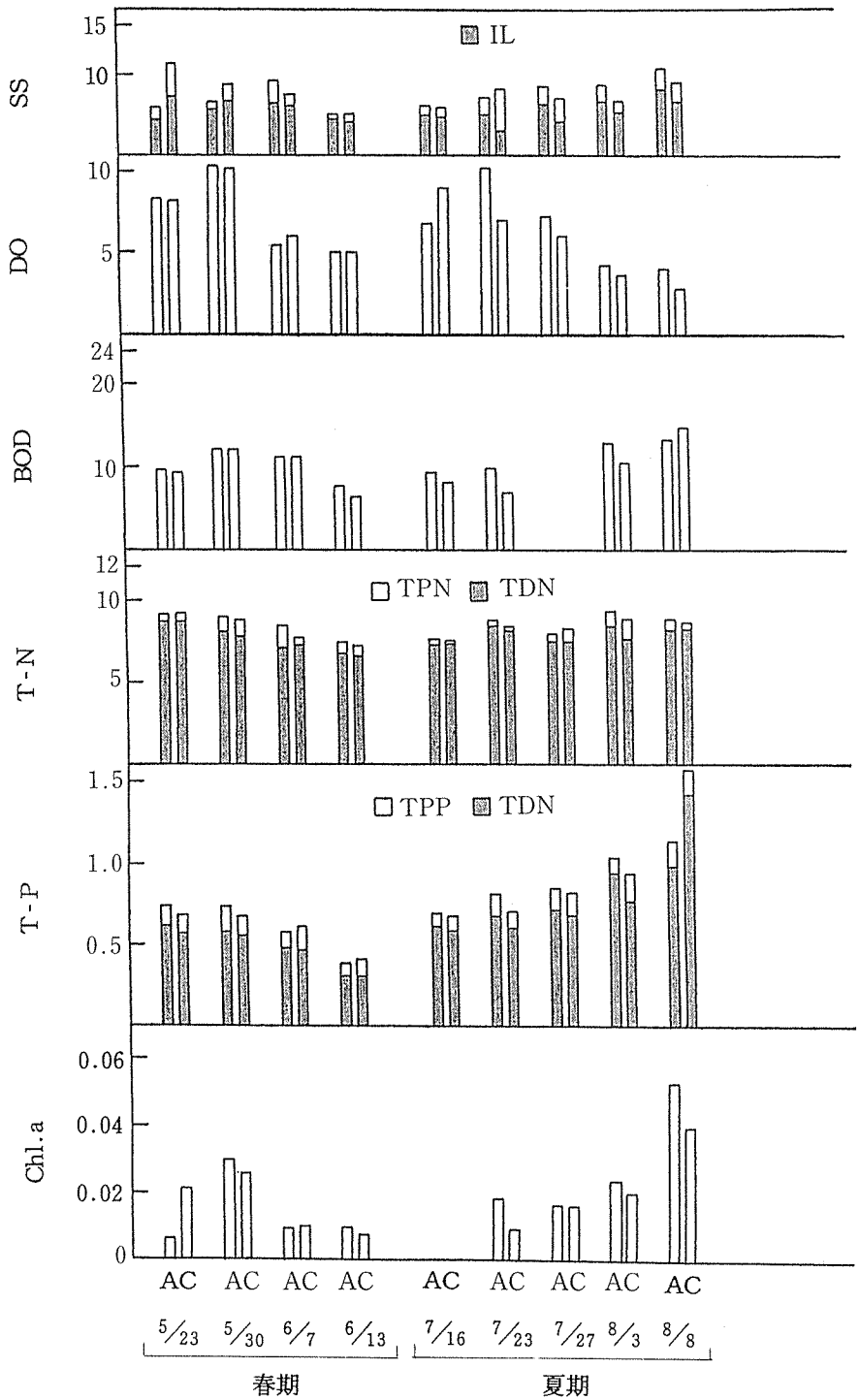


図-3 1990年度 鳥山水質測定結果

単位 (mg/l) ; A : TOA, C : TOC

(7/16 Chl.a, 7/27 BODは欠測)

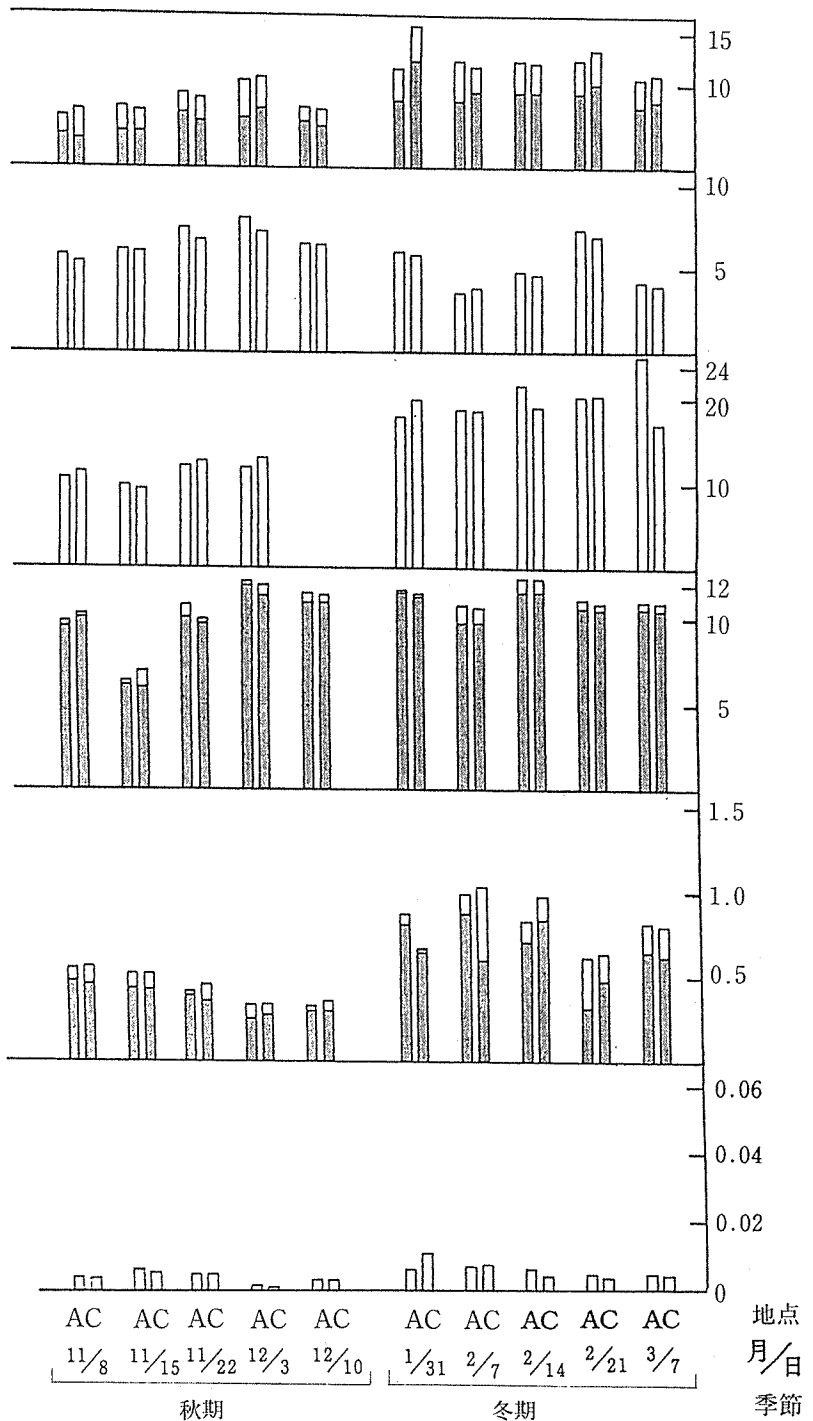


図-3 続き

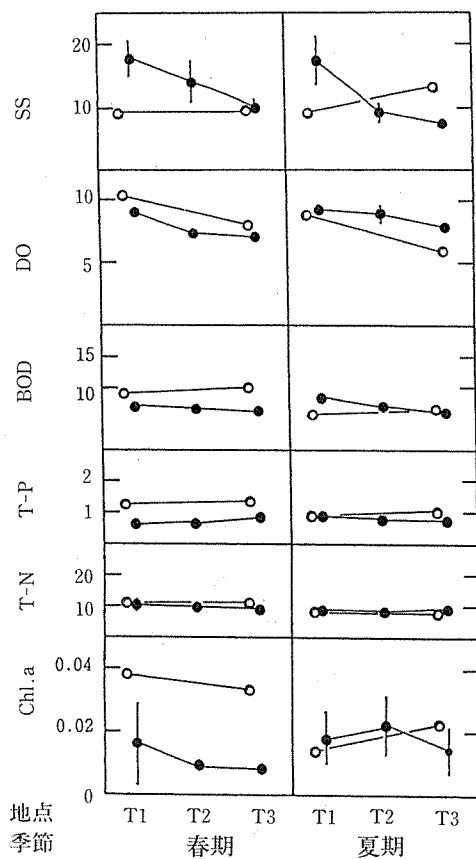


図-4 鶴見川水質調査結果比較
○1987年●1990年度；単位 (mg/l)

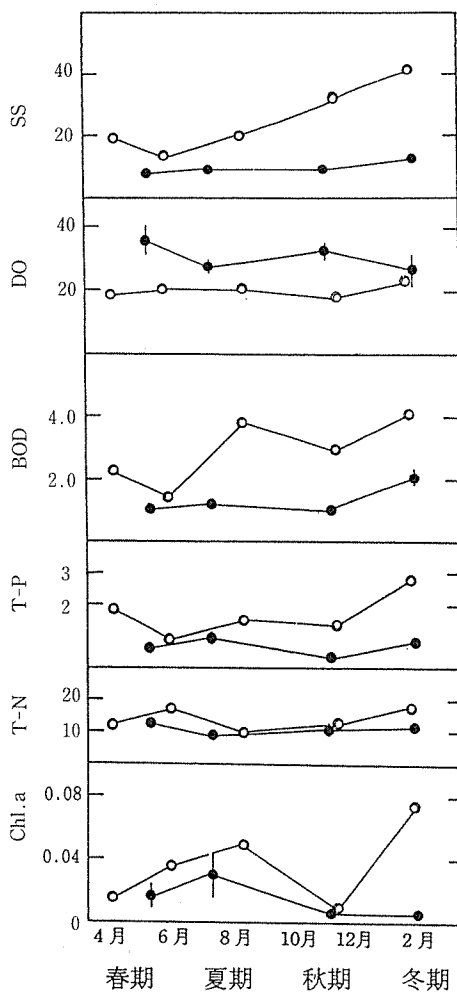


図-5 烏山川水質調査結果比較
○1988年●1990年度；単位 (mg/l)

期に低下した。

夏期の長い日照時間と少ない雨量により水量が減少し、溶存態成分の濃度が高くなった。

鶴見川より水量が少ないため、雨量の変化による影響がみられた。しかしそれを含めても、今回の烏山川の水質は1988年の調査時にくらべ、かなり改善されている。

5. 参考文献

1) 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, 139-154(1989)

2) 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, 烏山川 -, 横浜市公害研究所報, 14, 85-95(1990)

3) 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, 75-83(1990)

4) J. D. H. Strickland, T. R. Parsons: A Practical Handbook of Seawater Analysis, *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, 167, 185-192(1972)

5) 横浜市公害対策局: 平成2年度横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書, 3-5(1991)

河川水の水質浄化法の研究 (第2報)

遠田和雄*, 大矢昌弘*, 福嶋 悟*

要 旨

抽水植物の一種であるキショウブを水耕法で植栽した人工水路により実際の河川水を使用して水質浄化実験を行ったところ、夏期～秋期10～24時間の滞留時間で溶存態全窒素を35～58%、溶存態全りんを60～89%除去することができ、従来河川等の水質浄化法として有効とされていた礫間浄化法に比べて安定で数倍の除去能力を有することが確認された。

1. はじめに

飲用水源となっている湖沼等の水質汚染問題が全国的に取り上げられるようになって久しいが、現在なお問題の解決には程遠い状態である。湖沼の汚染は、主としてその周囲に発達した都市の生活系の排水が水域に流入することが原因と言われており¹⁾、それらの問題の解決には下水道の普及が必要であると言われてきた。しかし現在の2次処理的な下水処理法だけでは窒素やりんなどの栄養塩類の処理には不十分であることは周知の通りである。

この様な状況にあって、滋賀県では飲用水源として琵琶湖の水質汚染がこれ以上進むのを防止し、少しでも改善が計られるようにと減少しつつあるアシ(ヨシ)原の保存条例²⁾を制定した。また霞ヶ浦等でアシ原による水質浄化力の調査が国の研究機関等で行われている^{3, 4)}。この様に、植物による水質浄化が近年見直されるようになってきたが、当研究所においても数年来抽水性の水性植物による水質浄化実験を行ってきた。本報で採用している方法は、水耕法によりキショウブを植栽した人工水路に、浸水公園の池や小河川の水を通路して水質浄化を図る方法である。特に市街地の限られた場所でも水質浄化を可能にするためにコンパクトで且つ効率の高い装置を目的とし、人工水路に伸張発達した根群に有効なフィルターとしての働きをもたせつつ水中の栄養塩類を吸収除去させようとするもの

である。本報では礫間浄化法を対照として、夏期、秋期、冬期と時期を変え、又滞留時間を変化させて植物による水質浄化実験を行った。また、人工水路の後に藻類実験装置を設置し水域に形成される藻類群集に及ぼす処理水の影響についても検討を加えた。

2. 実験方法

2-1 実験場所と河川水の状況

横浜市瀬谷区宮沢町の和泉川隣接地に実験装置を設置し、和泉川の水を原水として実験を行った。

本実験の原水とした揚水地点の河川水の水質は本テーマの第1報⁵⁾の実験を行った当時(1989年秋～1990年春)に比べ本報のデータではCODが約1/2に、T-Nは4/5に、T-Pは1/2以下に低下した。河床の状況は第1報の実験当時は冬期になると糸状菌が河床を優占的に覆い、緑藻類は観察されなかったが、本報の実験中は糸状菌の密度が低下すると同時に緑藻が発生し、糸状菌と緑藻が混生している状況が観察された。

2-2 実験装置

本実験で使用した装置の概要図を図-1に示した。実験装置は、前処理装置としての固定床式接触ばっ装置(B)及び沈澱槽(C)と、3本の人工水路(W1, W2, W3)から構成されている。

前処理装置には第1報の実験結果よりSS, BOD, COD等の処理に単純な沈澱装置よりも優れることが

Experimental Water Purification of an Urban River Using Hydroponically Planted Yellow Iris.

* Kazuo Enda, * Masahiro Ohya, * Satoshi Fukushima 横浜市環境科学研究所水質部門

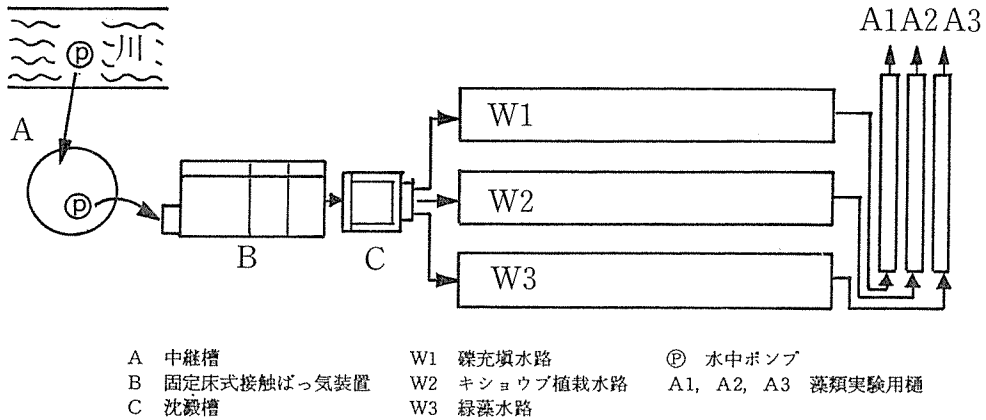


図-1 実験施設のフローシート

確認された⁵⁾固定床式接触ばっ気装置を使用した。接触ばっ気装置の容積は670 l、沈澱槽は155 lであった。人工水路は、沈澱槽の後に3本並列に設置し、W1には礫（割栗石）を充填して礫間浄化水路とし、これを対照系にした。W2にはキショウブを水耕的に植栽した。W3にはプラスチック製接触材（ヘチマロン）を水中に沈め上層に緑藻を繁茂させた。これは本実験で原水を取水している和泉川の河床に夏期緑藻が繁茂することが認められたので、緑藻類による水質浄化力を確認するためである。

原水は川の中に設置した水中ポンプによりいったん中継槽（A）に揚水され、水位は一定に保持される。中継槽からは別の水中ポンプにより接触ばっ気装置に付属した計量槽へ送水され、ここで流量調整の後ばっ気装置へ入る。ばっ気装置で一定時間滞留後沈澱槽出口の分配器を経て各人工水路へ流入し、水路を流下した後、各水路の末端より放流される。

2-3 人工水路・キショウブの植栽方法及び礫、プラスチック接触材の充填方法

水路は、長さ5.0m×幅0.5m×深さ0.4mの合板製の箱をプラスチック製のシートカバーで覆ったもので、実水深は約21cm、容量は525 lに設定した。なお、水深は20～25cmの範囲で調整可能な構造にした。

礫を充填した水路（W1）の構造を図-2に示した。水路の入口、中央及び末端部にそれぞれ堰板A、B、Cを図のように設置し、流入水が矢印に沿って流れ、

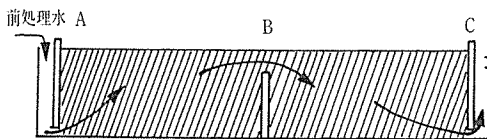


図-2 礫充填水路の側面図



写真-1 キショウブ植栽直後の人工水路

礫と効率よく接触するように配慮した。

W2に植栽したキショウブは根元を人工水路の水面下約1cmに張った4cm×4cmの角目のプラスチック製ネットに1.5mmφ程度の合成糸で固定した。植栽密度は約40本/m²であった。植栽直後の状態は写真-1に示したとおりである。

プラスチック製接触材を充填し緑藻類を繁茂させた水路（W3）の構造を図-3に示した。緑藻は水面より下方に約5cmの厚さで繁茂した。

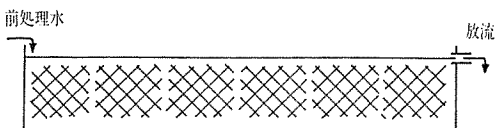


図-3 緑藻水路の側面図

2-4 キショウブの苗の馴養

予備実験により、地に生えているキショウブを直接水耕法により植栽した場合は生長が不良であり、1年間の水耕栽培の後ならば順調に生育することが確認されたため、本実験では水耕法により1年間の馴養栽培を行い、相対的に安定した生長の見込めるキショウブの苗を使用した。

2-5 各人工水路の調整

実験にあたり3水路の調整は次のように行った。

1) W1 (礫間浄化水路) : 水路は前年の実験で使用した礫をいったん取り出して洗浄し、充填しなおして試験に供した。空隙率は約48.4%であった。

2) W2 (キショウブ植栽水路) : キショウブは、前述のとおり、1年間河川水の接触ばっ気処理水で馴養したものをを使用した。空隙率は根の密生時で約98.6%であった。

3) W3 (緑藻水路) : この水路は接触ばっ気処理水を通し、これに接触材を水面以下に浮遊させるように設置した。緑藻は自然に発生し、水路の上層を覆う状態に至るのを待って実験に供した。この水路の空隙率は約98.9%であった。

2-6 水質浄化実験

実験期間は、夏期(1991年7月24日~9月12日)、秋期(同年10月23日~11月21日)及び冬期(1992年1月17日~2月20日)とした。また、各期毎の人工水路の滞留時間(水理的滞留時間)を3、6、12、24時間を目安として4段階に変化させた。水質測定は、原則として、1滞留時間の実験について3回行い、その平均値により、除去効果の検討をおこなった。なお、接触ばっ気装置の滞留時間は沈澱槽を含めて約1~3時間とした。

試験水の採水は、原水を中継槽、前処理水を沈澱槽出口、水路処理水を各水路(W1, W2, W3)の出口において、それぞれの滞留時間に応じた時刻に行った。

また、実験時間が長時間にわたったため適宜タイマーによる自動採水を行った。

2-7 水質測定

試験水に対して、以下に示す項目及び方法により理化学分析を行った。ただし、化学的酸素要求量(COD)、全窒素(TN)、全りん(TP)はガラス繊維ろ紙、TOYO GS25でろ過したろ液について分析を行った。

①水温 : JISK 0102-7・2 ガラス製棒状温度計

②溶存酸素(DO) : JISK 0102-32・1 ウインクラ-

アジ化ナトリウム変法

③透視度 : JISK 0102-9 透視度計

④懸濁物質(SS) : JISK 0102-14・1 ガラス繊維ろ紙法

⑤水素イオン濃度(pH) : JISK 0102-12・1 ガラス電極法

⑥溶存態化学的酸素要求量(D-COD) : JISK 0102-17 100℃における過マンガン酸カリウムによる酸素消費量

⑦溶存態全窒素(D-TN) : JISK 0102-45・2 紫外線吸光度法

⑧溶存態全りん(D-TP) : JISK 0102-46・3・1 ベルオキシソニ硫酸カリウム分解法

2-8 藻類増殖実験

藻類増殖実験は1991年6月14日から7月8日までと、同年7月23日から8月28日までの2回行った。

藻類の増殖は水質浄化実験を行った装置の水路からの放流水を連続的に樋に流して行った。礫間浄化水路(W1)からの放流水を流す樋をA1、キショウブ植栽水路(W2)及び緑藻水路(W3)の樋をそれぞれA2、A3とした。また、中継槽から原水(河川水)を流す樋(S)を対照とした。樋は塩化ビニール製で長さは約2.5m、水が流れる部分の幅は約55mmで、放流水の量により水深は変化したが、期間中の水深は5mm以下であった。また、第1回目の実験時の流速は各樋で28~40cm/secの範囲であった。第2回目の実験期間中は水質浄化実験装置内での水の滞留時間が変動した。A1では15~31cm/sec、そしてA2とA3ではそれぞれ18~38と19~35cm/secであった。

藻類の付着基質とした長さ76×幅26×厚さ1mmのスライドガラス(Matunami No 1)を2列に約2mの長さに設置した。実験期間中の各測定時に3枚のスライドガラスの表面に付着した藻類を採集し、その一部を用いて藻類現存量をクロロフィルa濃度で測定した。クロロフィルaの定量は藻類懸濁液をメンブランフィルターでろ過し、Strickland & Parsonsの方法で吸光度測定後、SCORE-UNESCOの式を用いて算出する方法によった。また、5%ホルマリンで固定した藻類懸濁液の一部を生物顕微鏡で観察(総倍率600倍)し、藻類の群集構造も把握した。

1回目の実験では原水と各処理水との藻類増殖量と群集構造とを比較した。また、2回目の実験では処理水が流れる樋の一部を遮光して、遮光が藻類増殖に及

ぼす影響について検討した。樋への日射の遮断は遮光板(タキロンプレート, クリアカラー・スモーク, 厚さ2mm)を3枚重ねて行った。なお, 遮光板の下の照度は実験結果に示したように, 横浜市内の樹林内を流れる河川の水面照度と同じ程度である。

3. 結果及び考察

3-1 実験の経過

4月上旬に植栽したキショウブ(W2)は順調に生長し, 夏期の実験を開始した7月24日には最大草高が207cmになった。10月20日頃から葉の先端が枯れはじめ, 11月20日には葉先はほぼ枯れ, 同時に根元には新芽が生長し始めた。11月25日には霜のために葉が倒れ始め12月に入ると完全に倒伏したので12月2日に刈り取った。刈り取った後には新芽が約10cmほどに伸びていた。

W3は7月24日には水路の入口からほぼ中央(2.5m)まで緑藻が水面を覆う状態に至った。

3-2 前処理装置の処理結果

固定床式接触ばっ気装置は, 原水中の浮遊物質や有機物質を前段で除去し, 後続の各水路に汚泥が堆積するのをできるだけ少なくする目的で設置したもので, 人工水路での全窒素や全りん除去効果を長く維持するために重要な働きをする。

表-1~表-3にそれぞれ夏期, 秋期, 冬期の接触ばっ気装置による処理結果を示した。またSS, D-COD, D-TN, D-TPの平均除去率を図-4~図-6に示した。全期, 全滞留時間を通して最も安定した除去率が得られたのはSSであった。除去率は冬期の滞留時間3.1時間の実験区(T1)で37.0%と低かった以外は全て50%以上を示した。原水のSS濃度は1.5~6.4mg/lであったが, より高い濃度の場合には除去率がさらに上昇すると思われる。原水のD-CODも全体に低値ではあるが, 夏期と冬期は4~7mg/lと比較的高く秋期は2mg/l前後と低かった。これに対して除去率は夏期及び秋期はおおよそ20~27%で, 冬期は6~30%であった。除去率がいずれも低い範囲に留まったのは原水の濃度が低かったことが原因の一つと思われる。D-TNの除去率は4.8~-1.7%, D-TPの除去率は22.1~-52.5%とともに変動が大きく, 負の除去率を示すこともあり, 接触ばっ気装置によるTN, TPの処理効果はほとんど認められなかった。

表-1 接触ばっ気装置による処理結果(夏期)

試験区分	T 1	T 2	T 3	T 4
処理水量(l/分)	14.8	8.9	6.8	4.6
水理的滞留時間(Hr)*	0.9	1.5	2.0	3.0
水温(℃) 原水	24.7	25.3	24.2	22.1
水温(℃) 装置出口	25.1	25.2	24.1	22.1
SS(mg/l) 原水	3.6	2.7	2.5	1.8
SS(mg/l) 装置出口	1.8	1.1	1.0	0.9
SS除去率(%)	50.7	57.9	61.3	50.0
D-COD(mg/l) 原水	6.7	5.3	4.4	3.9
D-COD(mg/l) 装置出口	5.0	4.1	3.4	3.0
D-COD除去率(%)	25.6	22.4	22.6	23.1
D-TN(mg/l) 原水	4.14	4.52	4.51	6.82
D-TN(mg/l) 装置出口	3.95	4.42	4.58	6.94
D-TN除去率(%)	4.8	2.3	-1.6	-1.7
D-TP(mg/l) 原水	0.227	0.171	0.128	0.096
D-TP(mg/l) 装置出口	0.211	0.169	0.137	0.117
D-TP除去率(%)	7.0	1.0	-7.3	-21.9

* 接触ばっ気装置における実滞留時間はほぼ同値である。(以下同様)

表-2 接触ばっ気装置による処理結果(秋期)

試験区分	T 1	T 2	T 3	T 4
処理水量(l/分)	15.5	10.9	6.4	5.6
水理的滞留時間(Hr)	0.9	1.3	2.1	2.4
水温(℃) 原水	18.4	12.8	16.0	15.7
水温(℃) 装置出口	18.7	13.3	16.3	15.8
SS(mg/l) 原水	6.4	1.8	2.1	4.4
SS(mg/l) 装置出口	2.6	0.8	0.4	0.9
SS除去率(%)	59.8	56.3	79.4	78.8
D-COD(mg/l) 原水	1.9	2.4	1.1	2.0
D-COD(mg/l) 装置出口	1.5	1.9	1.1	1.4
D-COD除去率(%)	21.3	20.4	0.0	27.1
D-TN(mg/l) 原水	8.65	9.44	9.05	8.72
D-TN(mg/l) 装置出口	8.69	9.60	9.06	8.63
D-TN除去率(%)	-0.4	-1.7	-0.1	1.0
D-TP(mg/l) 原水	0.033	0.080	0.020	0.021
D-TP(mg/l) 装置出口	0.026	0.064	0.030	0.029
D-TP除去率(%)	22.1	20.2	-52.5	-39.7

表-3 接触ばっ気装置による処理結果(冬期)

試験区分	T 1	T 2	T 3	T 4
処理水量(l/分)	12.5	7.0	6.0	4.6
水理的滞留時間(Hr)	1.1	1.9	2.3	3.0
水温(℃) 原水	5.6	6.5	6.8	6.4
水温(℃) 装置出口	5.6	7.3	7.5	6.8
SS(mg/l) 原水	1.8	1.5	1.5	1.9
SS(mg/l) 装置出口	1.1	0.7	0.7	0.7
SS除去率(%)	37.0	54.1	52.3	62.2
D-COD(mg/l) 原水	4.4	5.0	4.7	3.5
D-COD(mg/l) 装置出口	4.2	4.4	4.0	2.5
D-COD除去率(%)	6.0	11.1	14.9	30.0
D-TN(mg/l) 原水	8.15	7.70	7.46	7.03
D-TN(mg/l) 装置出口	8.09	7.75	7.48	6.93
D-TN除去率(%)	0.7	-0.7	-0.3	1.5
D-TP(mg/l) 原水	0.146	0.165	0.184	0.083
D-TP(mg/l) 装置出口	0.139	0.172	0.185	0.091
D-TP除去率(%)	5.2	-4.7	-0.7	-9.6

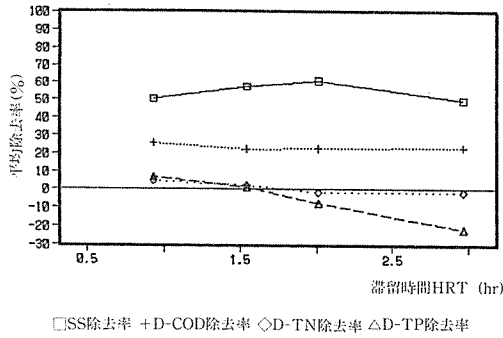


図-4 接触ばっ気装置による処理結果 (夏期)

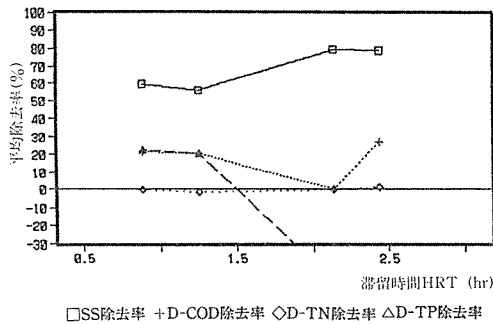


図-5 接触ばっ気装置による処理結果 (秋期)

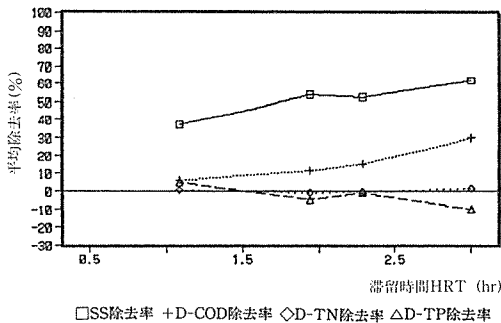


図-6 接触ばっ気装置による処理結果 (冬期)

3-3 人工水路による処理結果

3-3-1 処理水量と人工水路の滞留時間

各期, 各実験区における処理水量と滞留時間の関係を表-4~表-6に示した。W1はW2やW3に比べ, 空隙率が約1/2であるために実滞留時間も約1/2となる。すなわち礫間浄化水路は植栽水路と同等の実滞留時間を確保するためには約2倍の容積の水路が必要となる。

3-3-2 水温

各期の水温の平均値を表-7に示した。原水, 水路入口及び各水路の出口における水温の差は夏期は1.6℃, 秋期は1.7℃, 冬期は1.4℃といずれも小さかった。夏期にW3が最も高かったのは, 水路の上に遮光物が

表-4 平均処理水量と各水路における滞留時間(夏期)

試験区分	T 1	T 2	T 3	T 4
処理水量 (l/分)	3.1	1.8	0.7	0.4
W1 HRT(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
(空隙率48.4%) TRT(Hr)	1.3	2.4	5.7	11.1
W2 HRT(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
(空隙率98.6%) TRT(Hr)	2.8	4.8	11.7	22.7
W3 HRT(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
(空隙率98.9%) TRT(Hr)	2.8	4.8	11.7	22.8

* HRT 水理学的滞留時間

* TRT 実滞留時間 (以下同様)

表-5 平均処理水量と各水路における滞留時間(秋期)

試験区分	T 1	T 2	T 3	T 4
処理水量 (l/分)	3.0	1.6	0.9	0.4
W 1 HRT(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
(空隙率48.4%) TRT(Hr)	1.4	2.7	4.8	10.9
W 2 HRT(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
(空隙率98.6%) TRT(Hr)	2.8	5.5	9.8	22.1
W 3 HRT(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
(空隙率98.9%) TRT(Hr)	2.9	5.5	9.8	22.2

表-6 平均処理水量と各水路における滞留時間(冬期)

試験区分	T 1	T 2	T 3	T 4
処理水量 (l/分)	3.1	1.7	0.9	0.4
W 1 HRT(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
(空隙率48.4%) TRT(Hr)	1.4	2.5	4.9	9.9
W 2 HRT(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
(空隙率98.6%) TRT(Hr)	2.8	5.1	9.9	20.3
W 3 HRT(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
(空隙率98.9%) TRT(Hr)	2.8	5.1	9.9	20.3

表-7 各期の平均水温(℃)

	夏期	秋期	冬期
原水	24.0	14.6	6.3
W 0	24.0	15.0	6.9
W 1	24.2	13.3	5.5
W 2	23.9	13.8	6.2
W 3	25.5	14.2	6.5

ないので, 日光により水温が上昇したためと推定された。秋期, 冬期の各水路でW3が最も高かったのも同じ理由によると思われる。また秋~冬期で水路入口(W0)が最も高かったのは, 水路は外気温の低下とともに水温も低下したのに対し, 接触ばっ気装置内の水はブローアの暖気により常時ばっ気されているため, 水温が高くなったものと考えられた。

3-3-3 水素イオン濃度 (pH)

各期, 各実験区のpHの平均値を表-8~表-10に示した。W0のpHは, 夏期は7.5~7.7, 秋期は7.2~7.5, 冬期は7.0~7.2と, 全期を通して中性~微アルカリ性を呈した。また, 水温が高い夏期はpHがやや

高く、水温が低下するにしたがってpHも低下した。W1及びW2の処理水はW0に比べpHは概ね下がる傾向がみられた。W1は夏期7.1~7.4, 秋期7.2~7.5, 冬期6.9~7.0と中性~微アルカリ性を呈したがW0より0~0.5低い値であった。またW2は夏期6.5~7.0, 秋期6.5~7.1, 冬期は6.7~6.8で全期を通してW0より0.3~1.1低く⁶⁾中性~微酸性を呈した。W3のpHは夏期と秋期に原水, W0, W1及びW2に比べて概ね高くなる傾向がみられた。これは藻類による炭酸同化作用のために水中の炭酸イオンが消費されたため⁷⁾と推定された。

表-8 pHの平均値(夏期)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HR T(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
原水	7.5	7.4	7.3	7.6
W0	7.6	7.5	7.7	7.6
W1	7.3	7.3	7.4	7.1
W2	7.0	6.9	6.6	6.5
W3	8.3	7.8	7.8	7.0

表-9 pHの平均値(秋期)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HR T(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
原水	7.1	7.3	7.1	7.1
W0	7.3	7.5	7.4	7.2
W1	7.3	7.5	7.3	7.2
W2	7.1	6.7	6.6	6.5
W3	7.8	8.8	8.3	7.6

表-10 pHの平均値(冬期)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HR T(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
原水	7.0	7.1	7.3	7.0
W0	7.2	7.1	7.2	7.0
W1	7.0	6.9	7.0	6.9
W2	6.7	6.8	6.7	6.7
W3	7.0	7.0	7.1	6.9

3-3-4 透視度

本実験は雨水の影響を避けるために全て平常時(晴天または曇天)に行ったが、この間の試験水の透視度は全て100度以上であった。この様に和泉川上流部では平常時はSSも低く、ほとんど濁りの無い状態が続いた。しかし少しでも雨が降ると道路表面や側溝等にたまった粉塵や泥などが川に流れ込むために、河川水は瞬く間に黒灰色の濁水に変わった。

3-3-5 溶存酸素(DO)

各期, 各実験区におけるDOの平均値を表-11~表-13及び図-7~図-9に示した。表や図にあらわれ

た特徴を列記すると次の通りである。

1) 夏期で特徴的なのはW2のDOが他に比べて際だって低いことで、W0のDOの平均濃度7.0mg/lに対して、滞留時間の最も短いT1の場合で約1.5mg/lの他は全て1mg/l以下であった。W2のDOが特に低いのは夏期、植物が水中の酸素を根から盛んに吸収したためと考えられる⁸⁾。W2のDOは秋期及び冬期でも夏期ほどではないが他よりもかなり低い値を示した。冬期においてもW2のDOがW0の平均値8.5mg/lに対して40~70%低下した。

2) W1のDOはW2について低値を示したが低下の程度はW2よりもずっと小さく、夏期でW0に対して約40%程度、秋期は5~35%、冬期は25~85%の低下に留まった。

3) W3のDOはW1, W2とは異なる傾向を示した。すなわち夏期はT3の場合のみW0に対して約10%のDOの低下がみられたが他は10~60%上昇した。秋期になるとDOは、W0に対して26%から100%上昇した。しかし冬期は一転してDOはW0に対して10~70%低下した。特に滞留時間が長いT3やT4のDOの低下が著しかった。このことからW3に発生した緑藻類の活性は秋期に最も活発であること、また冬期には一部枯死するものもあり、腐敗によって水中の酸素が消費されたためにDOの低下が起きたものと推定された。

表-11 DOの平均値(夏期)(mg/l)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HR T(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
原水	6.94	5.51	6.78	7.46
W0	6.15	6.72	7.41	7.69
W1	3.85	4.21	4.48	4.91
W2	1.46	0.82	0.45	0.73
W3	9.63	7.35	6.76	12.44

HR T(Hr): 水路W1, W2, W3に対する値(以下同様)

表-12 DOの平均値(秋期)(mg/l)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HR T(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
原水	7.17	7.25	7.65	7.16
W0	8.71	8.50	8.69	8.51
W1	8.40	8.04	7.93	5.54
W2	6.55	2.97	3.84	4.49
W3	13.12	17.03	15.75	10.74

表-13 DOの平均値(冬期) (mg/l)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
原水	7.59	8.21	8.26	8.43
W0	8.59	8.03	9.01	8.51
W1	6.56	3.65	5.12	1.15
W2	3.76	2.17	4.86	5.18
W3	6.67	7.24	4.30	2.33

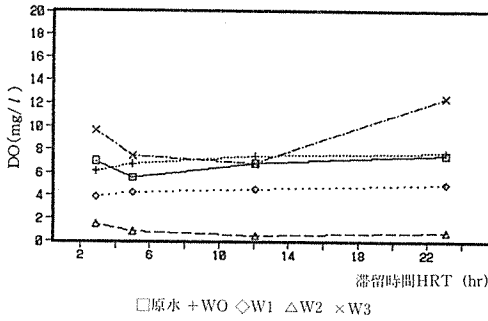


図-7 溶存酸素の平均濃度(夏期)

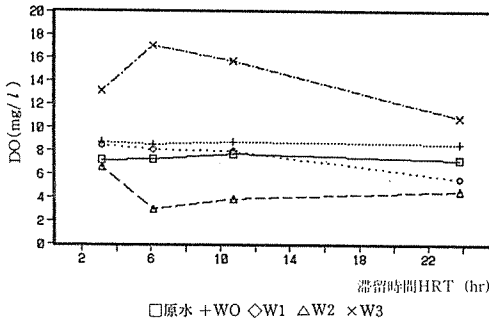


図-8 溶存酸素の平均濃度(秋期)

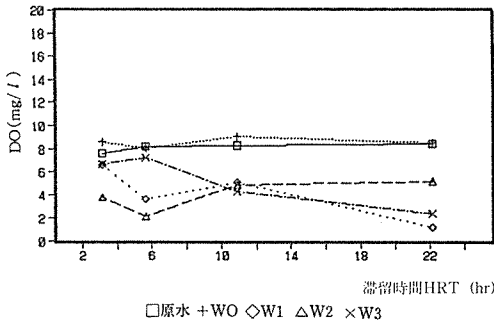


図-9 溶存酸素の平均濃度(冬期)

3-3-6 懸濁物質(SS)

各期, 各実験区におけるSSの濃度及び除去率の平均値を表-14~表-16及び図-10~図-12に示した。原水の濃度は1.2~3.5mg/lと非常に低かった。接触ばっ気装置の処理水である水路入口(W0)の濃度は

さらに低く夏期は0.7~1.5mg/l, 秋期0.3~1.1mg/l, 冬期0.6~1.1mg/lであった。これらに対して各水路によるSSの除去率を見ると, W2では全期を通して正の除去率を示したのに対して, W1は夏期には全て正の除去率を示したものの, 秋期及び冬期においては負の除去率が混在した。またW3は全期にわたって負の除去率が混在した。3水路の中でW2による除去率が最も安定していたのは水路全体に伸びたキノウプの根がSSを捕捉するフィルターとして有効に働いたためと思われる。キノウプの根は写真-2に示したように良く発達し, 水路全体を密に占めるが, それでもなお空隙率は98%以上を保持しており, 滞留時間は大きく減少することもなく安定した除去率が得ら

表-14 SSの濃度及び除去率(夏期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
原水	2.8	2.3	2.0	3.5
W0	1.2(56.5)*	1.2(48.6)	0.7(64.4)	1.5(57.1)
W1	0.9(29.7)**	1.0(19.4)	0.5(28.6)	0.9(40.0)
W2	0.9(27.0)**	1.0(19.4)	0.6(14.3)	0.6(60.0)
W3	1.3(-2.7)**	1.3(-8.3)	1.8(-162)	0.8(46.7)

* 原水に対する除去率

** W0に対する除去率 (以下同様)

表-15 SSの濃度及び除去率(秋期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
原水	1.2	2.2	2.0	2.7
W0	0.6(47.8)	0.3(88.4)	0.4(78.7)	1.1(59.3)
W1	0.7(-8.3)	0.5(-80.0)	0.3(38.5)	0.6(48.5)
W2	0.5(16.7)	0.3(0.0)	0.1(69.2)	0.5(51.5)
W3	0.7(-8.3)	0.6(-140)	0.5(-7.7)	0.7(33.3)

表-16 SSの濃度及び除去率(冬期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
原水	1.8	1.4	1.8	1.5
W0	1.1(37.0)	0.7(47.6)	0.6(69.4)	0.7(52.3)
W1	1.1(5.9)	0.4(45.5)	0.6(-9.1)	0.3(52.4)
W2	0.6(47.1)	0.2(68.2)	0.0(100)	0.2(66.7)
W3	1.0(11.8)	0.6(18.2)	0.6(-9.1)	0.5(28.6)

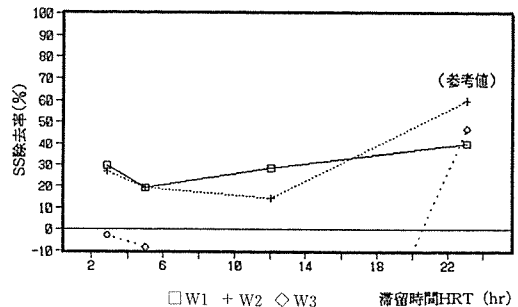


図-10 懸濁物質の平均除去率(夏期)

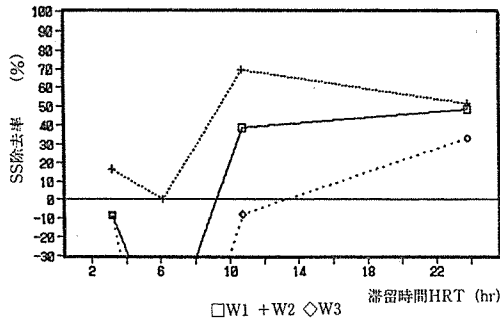


図-11 懸濁物質の平均除去率 (秋期)

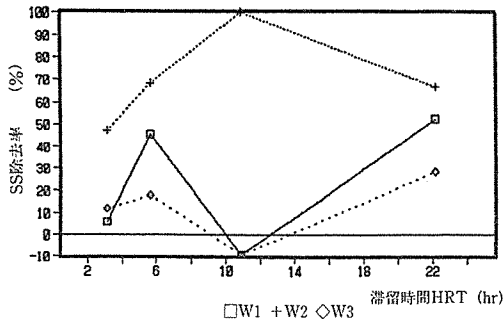


図-12 懸濁物質の平均除去率 (冬期)

れたものと推定された。一方、W1の場合は空隙率が48.4%と低いうえ、キショウブの根に比べて疎の状態に存在する空隙(写真-3参照)に堆積したSSは水の流れによって流出しやすいため、除去率に不安定な数値があらわれたものと考えられた。またW3は着生した藻類の厚さが水面以下約5cm程度であり、藻類を着生させるために設置したプラスチック製接触材はキショウブの根に比べると密度がかなり粗い為、SSを十分に捕捉できなかったものと考えられた。

3-3-7 溶存態化学的酸素要求量(D-COD)

各期、各実験区におけるD-CODの濃度及び除去率の平均値は表-17~表-19及び図-13~図-15に示した。原水の濃度はいずれも低く、夏期2.5~5.8mg/l、冬期4.0~5.2mg/l、秋期は特に低く、1.0~3.3mg/lであった。除去率は冬期のW2において滞留時間に関係なく27~46%と比較的高かったが、その他の時期では-40~25%と大きく変動し、不安定な処理状況であった。W1における除去率は秋~冬は0~24%、夏は-18~17%の低い範囲に留まった。また、W3は冬期に5~15%と低値ながら正の除去率を示したが、夏期及び秋期はほとんど負の数値を示した。



写真-2 キショウブの根



写真-3 水抜きした礫充填水路

表-17 D-CODの濃度及び除去率(夏期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
原水	5.8	5.1	3.9	2.5
W 0	4.5(22.5)*	4.2(18.8)	2.9(25.4)	1.7(32.0)
W 1	3.9(12.7)**	3.6(12.8)	2.4(17.0)	2.0(-17.6)
W 2	3.9(11.9)**	3.8(8.0)	2.8(4.5)	2.1(-23.5)
W 3	4.6(-3.0)**	4.3(-2.4)	3.1(-5.7)	2.2(-29.5)

* 原水に対する除去率

** W 0に対する除去率(以下同様)

表-18 D-CODの濃度及び除去率(秋期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
原水	1.4	1.1	1.0	3.3
W 0	1.2(14.8)	1.1(4.5)	1.0(3.2)	2.4(28.3)
W 1	1.2(0.0)	1.0(9.5)	0.9(13.3)	1.8(22.5)
W 2	1.2(0.0)	1.0(4.8)	1.4(-40.0)	1.8(25.4)
W 3	1.4(-12.5)	1.4(-33.3)	1.5(-50.0)	2.3(1.4)

表-19 D-CODの濃度及び除去率(冬期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
原水	4.4	5.2	4.0	4.7
W 0	4.2(6.0)	4.7(9.6)	3.1(22.5)	4.0(14.9)
W 1	3.9(6.4)	4.2(11.3)	2.5(21.0)	3.0(24.2)
W 2	2.7(34.4)	2.7(41.8)	2.3(27.4)	2.1(46.7)
W 3	4.0(4.8)	4.3(9.2)	2.8(9.7)	3.4(15.0)

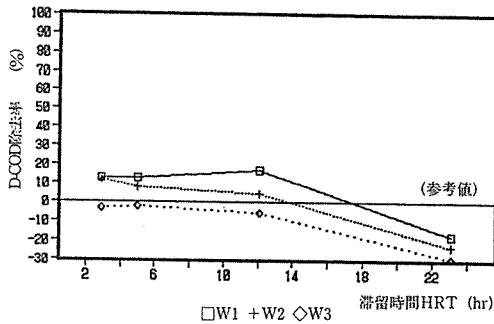


図-13 溶存態CODの平均除去率(夏期)

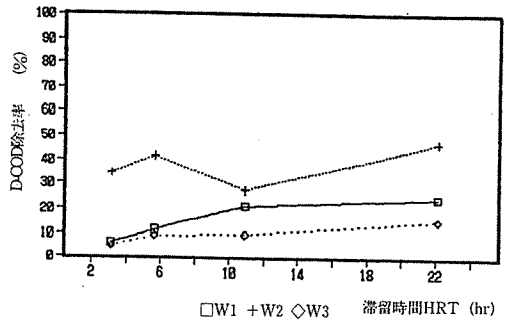


図-15 溶存態CODの平均除去率(秋期)

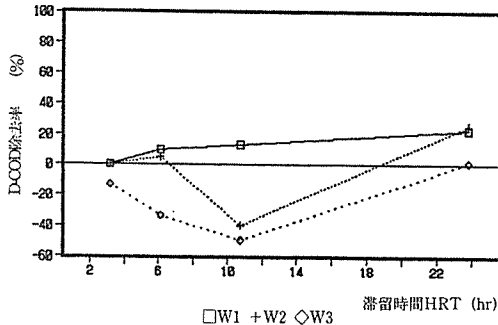


図-14 溶存態CODの平均除去率(冬期)

3-3-8 溶存態全窒素(D-TN)

各期, 各実験区におけるD-TNの濃度及び除去率の平均値を表-20~表-22及び図-16~図-18に示した。原水の濃度は夏期3.8~8.2mg/l, 秋期8.8~9.6mg/l, 冬期7.2~8.2mg/lで, 夏期の濃度がやや低かった。

表及び図より明らかなように, W1においてはD-TNはほとんど除去されず, 秋期に23.8時間の滞留時間の実験区(T4)で得られた9.8%が最大の除去率であった。また負の除去率も混在し, 礫間浄化水路ではD-TNはほとんど除去されないことが確認された。

一方, W2では夏期及び秋期に3水路の中で最も良好な除去率が得られた。特に夏期は滞留時間2.9時間の実験区(T1)で除去率が14.1%と低かった以外は, 5.0時間の実験区(T2)で34.7%, 12.1時間の実験区(T3)で53.6%と滞留時間の増加に比例して除去率が上昇した。又秋期は滞留時間の短い3.2時間(T1)及び6.1時間(T2)の実験区でそれぞれ3.2%及び6.7%と除去率は低かったが, 滞留時間10.8時間(T3)及び23.8時間(T4)の実験区ではそれぞれ25.1%, 58.1%と滞留時間の増加に比例して除去率は上昇した。これらの結果より, W2では夏期の植物の成長期には5時間以上の滞留時間を取れば溶存態窒素をかなり良好に除去でき, また秋期には活性が低下するが, 10時

間以上の滞留時間をとれば夏期と同等の除去率を得られることが確認された。冬期になると植物の活性がさらに低下するためD-TNはほとんど除去されず, 滞留時間が最も長い22.1時間の実験区(T4)で4.1%の除去率が得られたに留まった。また, W1及びW3では負の除去率が混在したが, W2では冬期でも負の除去率は示されなかった。これはキシウブの緑葉が冬でもわずかながら生長するためと推定された。

W3では夏期, 滞留時間12.1時間(T3)及び23.1時間(T4)の実験区でそれぞれ11.9, 16.5%の除去率が得られたが, 秋期は滞留時間23.8時間(T4)の実験区で得られた11.4%の除去率が最大であった。また

表-20 D-TNの濃度及び除去率(夏期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
原水	3.82	2.74	6.53	8.21
W 0	3.72(2.8)*	2.79(-2.1)	6.58(-0.8)	8.26(-0.6)
W 1	3.67(1.1)**	2.84(-1.6)	6.42(2.5)	8.45(-2.3)
W 2	3.19(14.1)**	1.83(34.7)	3.06(53.6)	4.27(48.3)
W 3	3.54(4.7)**	2.85(-2.1)	5.80(11.9)	6.90(16.5)

* 原水に対する除去率

** W 0に対する除去率(以下同様)

表-21 D-TNの濃度及び除去率(秋期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
原水	9.35	9.27	8.76	9.55
W 0	9.42(-0.7)	9.23(0.5)	8.76(0.0)	9.97(-4.4)
W 1	7.49(-0.7)	9.23(0.0)	8.77(-0.1)	8.99(9.8)
W 2	9.12(3.2)	8.61(6.7)	8.56(25.1)	4.17(58.1)
W 3	9.37(0.5)	8.86(4.0)	8.17(6.7)	8.83(11.4)

表-22 D-TNの濃度及び除去率(冬期) mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
原水	8.15	7.87	7.19	7.46
W 0	8.09(0.7)	7.94(-0.9)	7.16(0.5)	7.48(-0.3)
W 1	8.23(-1.7)	7.90(0.5)	7.22(-1.0)	7.42(0.8)
W 2	8.01(1.0)	7.77(2.1)	7.10(0.8)	7.18(4.1)
W 3	8.19(-1.2)	7.95(-0.1)	7.15(0.1)	7.13(4.8)

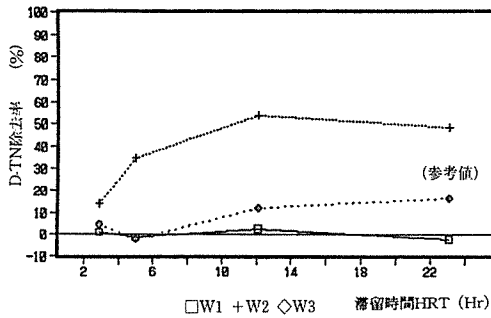


図-16 溶存態全窒素の平均除去率(夏期)

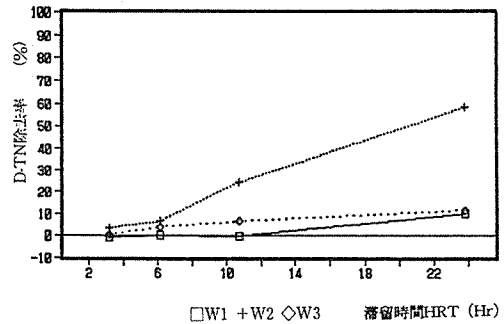


図-17 溶存態全窒素の平均除去率(秋期)

冬期は滞留時間の短い実験区T1及びT2で負の除去率となり、22.1時間の実験区(T4)でも4.8%の除去率に留まった。

3-3-9 溶存態全りん(D-TP)

各期、各実験区におけるD-TPの濃度及び除去率を表-23~表-25及び図-19~図-21に示した。原水の濃度は夏期0.046~0.194mg/l, 秋期0.014~0.121mg/l, 冬期0.100~0.184mg/l, 特に夏期の最終実験区(T4)~秋期の実験区(T3)までの期間は0.014~0.046mg/lと低濃度であった。D-TPの除去率は夏期, 秋期, 冬期いずれの期もW2が最も高い数値を示した。

W2の処理状況を見ると、秋期は原水中のりんの濃度が低いために単純には比較できないが、除去率が特に高く且つ安定しており、3.2時間と滞留時間が最短の実験区(T1)でも50%を示し、滞留時間が6.1(T2), 10.8(T3), 23.8時間(T4)と長くなると共に除去率も比例してそれぞれ59.7, 75.0, 89.1%と上昇した。夏期のW2は滞留時間2.9時間の実験区(T1)で除去率29.8%とやや低かったが、滞留時間が5.0時間(T2), 12.1時間(T3)と長くなると共に除去率は44.2%, 81.9%と上昇した。冬期になると滞留時間3.1時間(T1), 5.6時間(T2), 10.9時間(T3)までの実験区で除去率は36%前後と横ばい状態であったが、滞留時間22.1時間(T4)の実験区では63.4%に上昇した。

一方、夏期のW1ではD-TPは全く除去されず負の除去率を示した。秋期はT2で21.0%, T4で22.9%の除去率であったがT3で負の除去率を示した。冬期は滞留時間の最も長い実験区T4で13.9%の除去率を示したがT3では負の数値を示した。以上のようにW1におけるD-TPの除去率は低い上に不安定であった。

W3では、D-TPは秋期に比較的良好な除去率が得られた。すなわち滞留時間が最も短い3.2時間の実

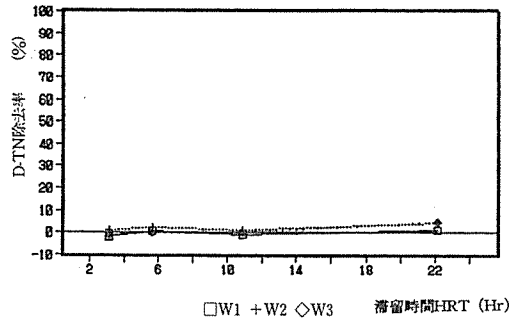


図-18 溶存態全窒素の平均除去率(冬期)

表-23 D-TPの濃度及び除去率(夏期)
mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	2.9	5.0	12.1	23.1
原水	0.194	0.163	0.101	0.046
W 0	0.184(5.3)*	0.169(-3.7)	0.121(-20.1)	0.059(-28.3)
W 1	0.185(-0.9)**	0.175(-3.6)	0.140(-15.1)	0.092(-55.9)
W 2	0.129(29.8)**	0.094(44.2)	0.022(81.9)	0.017(71.2)
W 3	0.178(3.1)**	0.185(-9.5)	0.130(-6.9)	0.054(8.5)

* 原水に対する除去率

** W 0に対する除去率(以下同様)

表-24 D-TPの濃度及び除去率(秋期)
mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	3.2	6.1	10.8	23.8
原水	0.030	0.024	0.014	0.121
W 0	0.032(-8.5)	0.031(-31.9)	0.028(-95.3)	0.086(28.7)
W 1	0.032(0.0)	0.025(21.0)	0.037(-33.3)	0.066(22.9)
W 2	0.016(50.0)	0.013(59.7)	0.007(75.0)	0.009(89.1)
W 3	0.034(-6.3)	0.025(19.4)	0.019(33.3)	0.021(75.6)

表-25 D-TPの濃度及び除去率(冬期)
mg/l, (%)

	T 1	T 2	T 3	T 4
HRT(Hr)	3.1	5.6	10.9	22.1
原水	0.146	0.183	0.100	0.184
W 0	0.139(5.2)	0.190(-3.8)	0.108(-7.5)	0.185(-0.7)
W 1	0.135(2.4)	0.175(7.7)	0.116(-7.4)	0.159(13.9)
W 2	0.088(36.5)	0.122(35.5)	0.067(37.7)	0.063(63.4)
W 3	0.137(1.2)	0.196(-3.3)	0.148(-37.2)	0.153(17.5)

験区 (T1) では負の数値であったが, T2, T3, T4 と滞留時間の増加にしたがって除去率は19.4%, 33.3%, 75.6%と上昇した。しかし夏期及び冬期ではいずれも実験区T2とT3で負の数値を示し, 処理状況は思わしくなかった。

以上の結果より, W2では全期を通してD-TPの除去率が良好で, 特に秋期に高い数値が得られた。又W3も秋期に最も良好な除去率を示した。このことから, 夏期・T4~秋期・T3の原水のD-TP濃度が0.014~0.046mg/lと特に低かったのは河床の緑藻によりD-TPが良く吸収されたためではないかと推測された。

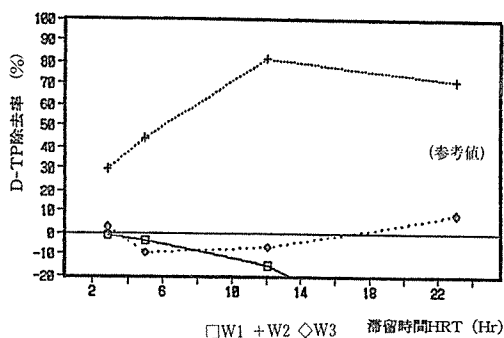


図-19 溶存態全りんの平均除去率 (夏期)

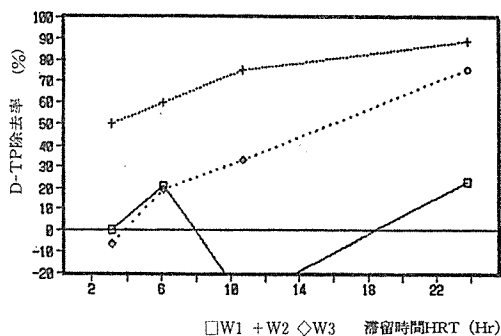


図-20 溶存態全りんの平均除去率 (秋期)

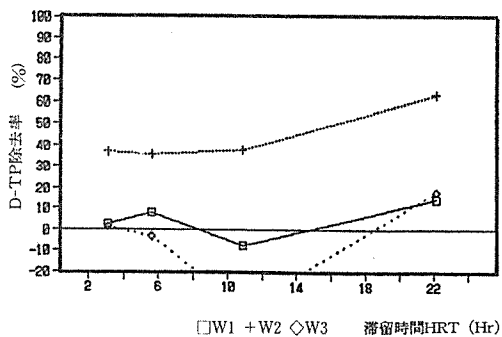


図-21 溶存態全りんの平均除去率 (冬期)

3-4 処理水の藻類増殖に及ぼす影響

放流水を流した樋に設置したスライドガラス上の藻類現存量の変化を表-26と表-27に示した。第1回目の実験でS (対照) の藻類現存量の最大値は 260 ± 37 Chl.amg/m² (単位は以下省略) であった。それに対してA1とA2の最大値は小さく, A2では 180 ± 50 と最も小さかった。また, A3では対照より大きくなった。第2回目の実験でも処理水を流した3本の樋の藻類現存量を比較すると, A2の最大値が 95 ± 2.1 と最も小さく, 1回目と同じ傾向の結果が得られた。両実験結果は, 水路W2で処理された水の藻類増殖量が小さいことを示している。人々が良好な景観と感じる付着藻類量は100~150 Chl.amg/m²以下とされており⁹⁾, 2回目の実験ではW2で処理された水の藻類増殖量は, ほぼそのレベルまで減少している。しかし, 1回目は同じケースでもそのレベルまで減少しなかった。

2回目の実験では藻類増殖に及ぼす遮光の影響についても検討した。対照とした遮光をしない部分と, 遮光をした部分における照度は表-28に示した。対照とした部分の照度は9~130kluxで測定時の天候により変動が大きい。遮光部分の照度は1.3~1.6kluxと小さく, 樹林により日射が妨げられている源流部程度の値となっている。藻類現存量の変化は表-27に示したように, 遮光をしていない部分の藻類現存量の最大値は95~200程度であるのに対して, 遮光した部分では1以下であった。

日照条件が藻類現存量に影響を及ぼしていることは多く研究されている。例えば, 樹林帯と伐採地の藻類現存量を比較すると後者の地点で多く¹⁰⁾, 伐採前より伐採後に現存量の最大値が記録されている¹¹⁾。人工水路でも受光量の多い水路の現存量が多くなる結果が得られた¹²⁾。下水処理水を流している水路でも, 周囲の樹木により日射が妨げられている部分の現存量が少ないことが報告されている¹³⁾。また, 本研究でもこれらの傾向と同じく, 藻類現存量に遮光の及ぼす影響が大きいことが確認された。

各樋間の藻類現存量に影響を及ぼした要因の一つとしても, 日照条件が挙げられる。実験に用いた樋間の日照条件は同一であるが, 上流側の人工水路の日照条件は表-29に示したように異なる。樋とW3の水面照度はほぼ同じであるが, W2の水面照度は, 繁茂したキノコウブにより日射が妨げられるために小さくなっている。また, W1は隣接するW2のキノコウブのために照度を測定した午前中は日陰になり, それに加えてある程度の深さ以上までは日射が到達しない。このよ

うに日照条件が異なる人工水路中の藻類現存量は異なることになろう。それを裏づける資料として、表-30と表-31のpHとDOの値が挙げられる。両測定値ともW3の藻類現存量が大きいことを示している。現存量が大きいと、剝離・流下する藻類量も多くなる。樋に供給される藻類が多ければ、そこで付着して増加する藻類量も多くなろう。そのために、2回の実験で共に窒素、りん濃度にはほとんど差のない(表-30, 表-

31) W1より、W3からの放流水が流れる樋A3の現存量が多くなったと考えられる。

W2からの放流水の窒素、りん濃度は最も低く(表-30, 表-31), 樋A2の現存量は、他の樋の現存量より少ない傾向が認められている。これは、窒素とりん濃度も藻類現存量に影響を及ぼしていることを示している。河川や人工水路に栄養物質を添加した実験¹⁴~¹⁷、流水中に設置した付着基質の栄養塩濃度を高くし

表-26 第1回目の藻類増殖実験期間中に樋のスライドガラスに形成された藻類現存量の変化

	7日目	11日目	14日目	18日目	20日目	24日目
S	0.7±0.6	13±6.4	100±34	240±51	260±37	120±11
A1	1.6±0.5	87±22	220±22	102±31	140±40	—
A2	1.1±0.3	55±10	168±61	180±50	170±14	—
A3	7.0±2.5	150±8.0	370±14	210±130	120±91	—

実験開始時：1991年6月18日,
単位：Chl.a mg/m² (n=3)

表-27 第2回目の藻類増殖実験期間中に樋のスライドガラスに形成された藻類現存量の変化

	13日目	16日目	20日目	22日目	29日目	36日目
A1	23±5.8	170±5.0	30±7.2	—	—	—
A2	11±5.1	95±2.1	81±35	—	—	—
A3	41±29	140±36	200±15	124±20	—	—
DA1	0.5±0.3	0.6±0.1	0.8±0.2	—	0.2±0.1	0.1±0
DA2	0.4±0.4	0.2±0.1	0.4±0.1	—	0.3±0.3	0.3±0.1
DA3	0.5±0.1	0.4±0.2	0.5±0.1	—	0.4±0.2	0.3±0.1

実験開始時：1991年7月23日,
単位：Chl.a mg/m² (n=3)

表-28 第2回目の藻類増殖実験期間中における藻類増殖実験用樋の水面照度

	A	DA
0日目	75±2	1.6±0.1
6日目	130±3	1.6±0
16日目	9.3±0	1.3±0
29日目	130±1	1.5±0

照度単位：Klux (n=4)
A：樋の非遮光部分
DA：樋の遮光部分

表-29 人工水路と藻類増殖実験用樋の水面照度

	W1	W2	W3	A
	6.6±1.1	1.7±0.6	62±16	63±18

照度単位：Klux (n=10)
測定日：7月23日午前11時
W1：礫間浄化水路
W2：キショウブ植栽水路
W3：緑藻水路
A：藻類増殖実験用の樋

た実験では¹⁸⁾、流水中でも栄養塩濃度が付着藻類の現存量に影響を及ぼすことを報告している。

各種で極相近くまで発達した藻類群集の構造を表-32と表-33に示した。第1回目の実験では対照と共に礫間浄化水路と緑藻水路の放流水を流した種で *Scenedesmus* spp. が優占し、A2では *Ankistrodesmus* sp. が優占した。第2回目の実験では全ての種で *Gomphonema parvulum* が優占し、種間の群集構造の相違はほとんど生じなかった。珪藻群集に注目すると、両実験とも *Gomphonema parvulum* や *Nitzschia palea* のような窒素従属栄養性の種の出現頻度が高かった。

栄養塩濃度あるいはその割合の変化により、藻類の群集構造は影響を受けることは多くの報告に示されている。本研究のように栄養物質の減少の影響を研究した例では、下水処理水の処理方法の変更による窒素成分の変化と濃度低下や、流入する排水の減少に伴う栄養物質濃度の低下は、窒素従属栄養性の珪藻類の減少による構造変化の要因となっている^{19)~21)}。しかし、第1回目と2回目の実験では藻類の栄養性から評価すると群集間の構造は類似したものとなっている。

表-30 第1回目の藻類増殖実験期間中の原水と人工水路末端の水質の比較

	S	W1	W2	W3
pH	7.7	7.3	7.3	8.0
DO	7.8	2.6	1.2	9.9
D-TN	4.14	4.00	3.65	3.85
D-TP	0.23	0.21	0.16	0.20

水質測定日：1991年6月13日，6月27日
DO, D-TN, D-TP単位：mg/l (n=2)
S：原水
W1：礫間浄化水路
W2：キノウブ植栽水路
W3：緑藻水路

表-31 第2回目の藻類増殖実験期間中の原水と人工水路末端の水質の比較

	S	W1	W2	W3
pH	7.5±0.1	7.3±0.1	7.0±0.1	8.2±0.7
DO	6.5±1.9	3.9±0.1	1.3±0.6	9.0±3.3
D-TN	3.54±0.84	3.46±0.79	2.97±0.81	3.36±0.67
D-TP	0.20±0.04	0.19±0.04	0.13±0.02	0.19±0.04

水質測定期間：1991年7月24日～8月14日
DO, D-TN, D-TP単位：mg/l (n=4)
S：原水
W1：礫間浄化水路
W2：キノウブ植栽水路
W3：緑藻水路

表-33 第2回目の藻類増殖実験期間中に種のスライドガラスに形成された藻類群集の構造

	A1	A2	A3
Bacillariophyceae			
<i>Gomphonema intricatum</i> v. <i>pumila</i>			
<i>Gomphonema parvulum</i>	68	76	62
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>		3	13
<i>Nitzschia amphibia</i>	2		
<i>Nitzschia frustulum</i>	1>		9
<i>Nitzschia palea</i>	17	21	5
Chlorophyceae			
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	1		
<i>Scenedesmus</i> spp.	11	1>	10
種 類 数	6	4	5

単位：％
A1：礫間浄化水路に設置した種（16日目の群集構造）
A2：キノウブ植栽水路に設置した種（16日目の群集構造）
A3：緑藻水路に設置した種（16日目の群集構造）

表-32 第1回目の藻類増殖実験期間中に樋のスライドガラスに形成された藻類群集の構造

	S	A 1	A 2	A 3
Bacillariophyceae				
<i>Achnanthes minutissima</i>	2			
<i>Gomphonema intricatum</i> v. <i>pumila</i>		1>		
<i>Gomphonema parvulum</i>	21	5	10	10
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	1	1>	2	
<i>Navicula frugalis</i>	1>			
<i>Navicula gregaria</i>	1			1>
<i>Navicula pupula</i>		1>		
<i>Navicula seminulum</i>	1			1>
<i>Navicula veneta</i>	1			4
<i>Navicula</i> sp. (small)			20	1>
<i>Nitzschia amphibia</i>	3	1>	1>	1
<i>Nitzschia palea</i>	4	35	24	10
<i>Synedra ulna</i>		1>		1>
Chlorophyceae				
<i>Ankistrodesmus falcatulus</i>		2	1>	1>
<i>Ankistrodesmus</i> sp.		17	38	1
<i>Gloeocystis</i> sp.				6
<i>Scenedesmus</i> spp.	65	40	6	66
<i>Stigeoclonium</i> sp.		1>		
<i>Ulothrix</i> sp.				1>
種 類 数	10	11	8	13

単位：%

S：原水を通水した樋（18日目の群集構造）

A 1：礫間浄化水路に設置した樋（14日目の群集構造）

A 2：キショウブ植栽水路に設置した樋（14日目の群集構造）

4. まとめ

1991年7月24日より1992年2月20日まで、キショウブを植栽した人工水路、礫を充填した人工水路及び緑藻を繁茂させた人工水路に接触ばっ気装置で前処理をした河川水を通水し水質浄化の比較実験を行った。また、実験期間を夏期（7/24～9/12）、秋期（10/23～11/22）、冬期（1/17～2/20）の3期に分け、さらにそれぞれの実験期間において滞留時間を概略3、6、12、24時間の4段階に変化させて実験を行った。また処理水を利用して藻類増殖実験を同時に行った。その結果、以下のことが明らかになった。

4-1 接触ばっ気装置による処理効果

1) 前処理としての接触ばっ気装置による処理では原水のSSが1.5～6.4mg/lの低値にもかかわらず、除去率は冬期の最も短い滞留時間の時の37.0%を除き50%～79%と安定した数値が得られた。接触ばっ気装置の滞留時間は約1～3時間であったが、SSの除去率に大きな差は認められなかった。

2) 原水のD-COD濃度が1.1～6.7mg/lの低値であったこともあり、夏期～秋期の接触ばっ気装置によるD-CODの除去率は20～27%、冬期は6～30%に留まった。また冬期は滞留時間に比例して除去率が上

昇する傾向が見られた。

3) 接触ばっ気処理によるD-TN, D-TPは原水より処理水の方が高い濃度を示す場合もあり, 接触ばっ気装置ではこれらの項目はほとんど処理されないことが確認された。

4-2 人工水路による処理効果

1) キショウブ植栽水路によるD-TNの除去率は植物の生長期にある夏期に最も高く, 滞留時間5~24時間で35~54%であった。秋から冬にかけて除去率は低下したが冬期も負の数値を示すことはなかった。

2) 礫充填水路ではD-TNの除去率は負の数値を示すことが多く, いわゆる礫間浄化法は窒素の除去法としては適当ではないことが本実験の結果から示された。

3) D-TPの除去率はキショウブ植栽水路で最も高く, 夏期~秋期で30~89%, 冬期36~63%であった。特に, 12~24時間の滞留時間において除去率は高くなる傾向がみられた。

4) 藻類を繁茂させた人工水路での処理状況はどの項目においても不安定で負の除去率を示すことが多かった。全体が水中に没している藻類では生長期を過ぎると枯死し, ちぎれて浮遊物質として処理水中に流出あるいは溶存態の有機物質として溶出するためと思われる。

以上まとめると, キショウブを水耕法によって植栽した人工水路と接触ばっ気装置を前処理装置として組み合わせた施設によれば10mg/l以下の溶存態全窒素及び, 0.2mg/l程度の溶存態全りんを含む河川水の, 窒素を約35~54%, りんを約60~89%程度除去できることが確認された。

4-3 藻類増殖実験

スライドガラス上の藻類現存量を比較すると, 窒素とりん濃度の低いキショウブ植栽水路からの放流水を流した種の現存量が最も小さく, 栄養物質濃度の低下により藻類現存量が減少することが明らかになった。しかし, 栄養物質濃度の低下による群集構造の明瞭な変化は認められなかった。また, 遮光実験の結果は, 日照の遮断が藻類増殖に極めて大きな影響を与えることを示している。

引用文献

- 1) 環境庁: 環境白書(各論), 平成4年版, 117-122(1992).
- 2) 北村喜宣: 湖岸環境管理の法と政策, 滋賀県琵琶湖研究所所報, 9, 10-21(1991).
- 3) 竹倉新吉: 霞ヶ浦の水質浄化対策, 河川, 539,

37-44(1991).

4) 吉良竜夫: ヨシの生態おぼえがき, 滋賀県琵琶湖研究所所報, 9, 29-37(1991).

5) 遠田和雄, 大矢昌弘: 河川水の水質浄化法の検討(第1報), 横浜市環境科学研究所報, 15, 117-126(1991).

6) 山崎肯哉: 養液栽培全編(増訂版), 博友社, 51-53(1984).

7) 西河幸雄: プラクトン, 淡水生物の生態と観察, 築地書館, 73-75(1979).

8) 山崎肯哉: 養液栽培全編(増訂版), 博友社, 55-58(1984).

9) Welch, E. B., J. M. Jacoby, R. R. Horner & M. R. Seeley: Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams, *Hydrobiologia*, 157, 161-168(1988).

10) Murphy, M. L. & J. D. Hall: Varied effects of clearcut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38, 137-144(1981).

11) Shortreed, K. S. & J. G. Stockner: Periphyton biomass and species composition in a coastal rainforest stream in British Columbia: Effects of environmental changes caused by logging, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40, 1887-1895(1981).

12) Steinman, A. D. & C. D. McIntire: Effects of current velocity and light energy on the structure of periphyton assemblages in laboratory streams, *J. Phycol.*, 22, 352-361(1986).

13) 川原博・福嶋悟・武藤敦彦・岡田光正: 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小動物, 水質汚濁研究, 11, 231-239(1988).

14) Elwood, J. W., J. D. Newbold, A. F. Trimbel & R. W. Stark: The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of penrichment on leaf decomposition and primary producers, *Ecology*, 62, 146-158(1981).

15) Bothwell M. L.: Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphytic diatom communities: areal biomass and cellular growth rate responses, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 1293-1301(1989).

16) Lock, M. A., T. E. Ford, M. J. Hullar, M. Kaufman, J. R. Vestal, G. S. Volk & R.

- M. Ventullo: Phosphorous limitation in an arctic river biofilm - a whole ecosystem experiment, *Wat. Res.*, 24, 1545-1549(1990).
- 17) Lohman, K., J. R. Jones & C. Baysinger-Daniel: Experimental evidence for nitrogen limitation in a northern Ozark stream, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 10, 14-23(1991).
- 18) Keithan, E. D., R. L. Lowe & H. R. DeYoe: Benthic diatom distribution in a Pennsylvania stream: role of pH and nutrients, *J. Phycol.*, 24, 581-585(1988).
- 19) Yasuno, M., S. Fukushima, & Y. Sugaya: Monitoring of benthic flora and fauna in channels draining a sewage plant. In D. W. JEFFREY & B. MADDEN (Eds), *Bioindicators and Environmental Management*. Academic Press, London: 1-12(1991).
- 20) 福嶋悟・小市佳延: 水質の回復が河川藻類群集に及ぼす影響, 横浜市環境科学研究所報, 16, 23-36(1991).
- 21) Fukushima, S. & H. Fukushima: Effects of reduction of sewage effluent on periphytic diatom communities in a lotic system(投稿中).

TMデータによる広域的水質状況の検討 —東京湾でのクロロフィル a 及び濁度分布—

水尾寛己*, 二宮勝幸*, 畠中潤一郎*
岡 敬一**, 吉見 洋**

要 旨

人工衛星データと水質との関係を把握することを目的として、東京湾を対象にクロロフィル a と濁度の分布について検討を行った。

クロロフィル a については単回帰式、植物活性度指標 (RVI, NVI) 及び重回帰式の3とおりの手法により解析し、今回の事例では重回帰式が最も妥当であることが判明した。濁度については、その情報を有するバンド1の変動幅が比較的大きかったため、そのバンドだけの単回帰式でも充分推定が可能であった。

今回までの検討により、視界の良い条件の衛星画像と回帰式を検討するために必要なデータがあれば水質汚濁の広域的な分布状況の把握は可能であることが判明した。

1. はじめに

現在、海域の水質汚濁状況の把握は、公共用水域の測定計画に基づいて、各定点の月1回の水質調査により行なわれている。東京湾については、千葉県、東京都、神奈川県、川崎市、横浜市、横須賀市などが調査水域を分担して行なっているが、調査日については統一されておらず、また調査項目、方法についても若干異なっている。これらのデータは、主として水質監視を目的としたものであり、そのため二次汚濁機構の解析やN、Pの発生源の特定などに必要な広域的水質データとしては、かなり制約されたものである。

そこで、これらを補完するものとして人工衛星データの利用が考えられた。可視光域波長の3つのバンドと近赤外域のバンドからなるランドサットMSSデータの水質への適用については、多くの検討事例^{1)~6)}があり、有効であることがある程度明らかになっている。1984年からランドサット5号で計測されているTMデータについては可視光域から中間赤外域までと熱赤外域を含む7種類のバンドの情報を保有しておりMSSデータよりも有効な情報を含んでいると思われるが、検討事例は少なく、いまだケーススタディの段階

である^{7)~9)}。現在のところランドサットTMデータはクロロフィル a 及び濁度などの情報を有しており、エアロゾルの影響の消去やクロロフィルと濁度の分離ができれば、同一時に広域的に赤潮等水質汚濁状況の把握が可能であることが明らかになってきている。

筆者らは、数年前より、東京湾の水質観測における人工衛星データの適用について検討している^{9)~10)}。その結果、エアロゾルの影響の少ない条件下で可視光域のデータでは濁度とクロロフィル a の情報を含むのに対し、中間赤外域のデータが濁度情報を含まずクロロフィル a 量の水質情報を含む可能性等を明らかにした¹¹⁾。人工衛星データを水質観測の指標として実用化するためには、現場での調査による解析の積み重ねによる検討と、各波長と水質等との関係についての実験的検討が必要である。

1989年からは、アメリカの人工衛星ランドサットの運行日に合わせて東京湾での水質調査を実施しており、今回は、これらの調査で得られたデータの中、1990年5月のランドサットTMデータについて解析したので報告する。

Global investigation of the water quality by TM data

—Distribution of Chlorophyll—a and Turbidity on the Tokyo Bay—

* Hiromi Mizuo, Katsuyuki Ninomiya, Jyunichiro Hatakenaka 横浜市環境科学研究所水質部門

** Keiichi Oka, Hiroshi Yoshimi 神奈川県環境科学センター

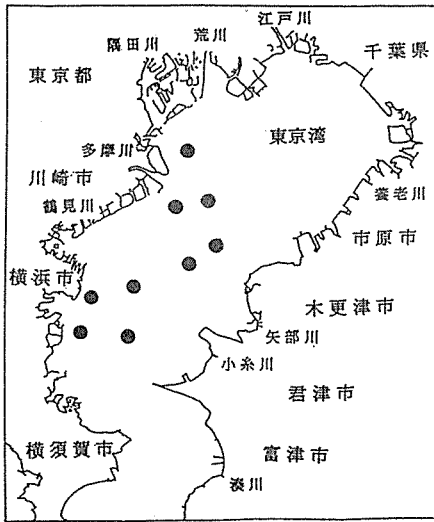


図-1 水質測定地点

2. 水質調査及び解析方法

2-1 水質調査期日及び項目

調査は、1990年5月29日に実施した。船は横浜市港湾局のものを使用し、図-1に示す東京湾9地点について午前9時から12時の3時間以内で行った。調査項目は水温、pH、溶存酸素量、透明度、濁度、COD、クロロフィルa量である。

2-2 TMデータの解析

解析には、1990年5月29日のランドサット5号TMデータ、パス107、ロウ35及び36を使用した。

ランドサットTMデータから東京湾部分を切り出し、バンド5のCCT値20をしきい値として陸域部分をマスク処理した。TM画像上で調査地点を確定するため、調査地点を挟んで直線上にある対岸の2地点からの距離を地形図から求め、TMの画像に対し比例配分して一致させた。

TMデータの各バンド毎に調査地点周辺3画素×3画素の平均値をTMデータの代表値とした。

陸上における植物の活性度指標であるRVI (式1) 及びNVI (式2) について、クロロフィルaの推定式としての有効性を検討した。

$$RVI = \frac{\text{バンド}n}{\text{バンド}m} \dots (1)$$

(相対的植生指数)

$$NVI = \frac{\text{バンド}m - \text{バンド}n}{\text{バンド}m + \text{バンド}n} \dots (2)$$

(正規化植生指数)

(但し、mはバンド4、nはバンド2または3)

さらに、植物の指標として利用されるバンド3と4を使い、濁りの影響が少なくクロロフィルaと相関があると思われる、バンド5または7を含めて重回帰分析を行い、クロロフィルaの推定式を求めた。

各種の計算式の内、バンド3、4及び7を用いた重回帰式を使いクロロフィルaの推定を行い、各計算式の問題点の検討を行った。東京湾南部にかかっていた雲は、バンド5を使いマスク処理をした後にクロロフィルaの分布図を作成した。

濁度分布については、バンド1の3×3画素平均値と濁度との単回帰式から推定を行った。雲については、クロロフィルaと同様にマスク処理を行った。

3. 結果と考察

3-1 気象条件と調査結果

表-1 1990年5月29日の水質とTMデータ

ST	水温	透明度	COD	クロロフィルa	濁度	バンド1
1	20.5	0.8	11.44	172.0	17.1	85.78
2	20.5	0.9	11.44	162.0	17.5	84.89
3	20.0	1.0	8.46	126.0	12.2	78.78
4	20.1	1.7	5.24	46.7	10.8	79.22
5	20.2	1.7	6.00	42.7	10.1	77.33
6	20.3	1.9	5.20	45.3	7.66	78.00
7	21.0	1.5	4.84	40.9	5.88	79.78
8	19.8	2.3	3.80	74.8	6.18	78.78
9	20.6	1.1	11.4	28.5	10.6	78.89
平均値	19.8	1.4	10.8	82.1	7.5	79.5

ST	バンド2	バンド3	バンド4	バンド5	バンド6	バンド7
1	31.67	29.56	15.44	12.11	133.00	5.78
2	30.33	29.11	16.22	13.00	123.56	6.67
3	28.11	25.44	13.67	10.44	131.00	5.67
4	27.33	23.89	12.22	8.44	130.33	4.89
5	27.11	23.33	12.22	9.22	130.00	4.78
6	27.22	24.67	12.56	9.67	130.22	5.33
7	28.67	26.00	13.56	10.11	132.67	5.33
8	27.44	24.33	13.00	11.00	129.00	5.67
9	27.78	24.78	12.67	10.44	131.56	5.67
平均値	28.3	25.0	13.3	9.7	131.1	4.9

(1) 調査日の気象条件

東京湾における調査当日の天候は、3日前から晴天が続いていて、当日も快晴であった。航空気象台によると、視程は7~20kmで、午前中は南東から南よりの風で平均風速は3.1m/sであった。横浜市大気管理日報の海域よりの9時から11時のデータによると、大気中のエアロゾルは20~40 μg/m³で、エアロゾルの少なかった1986年8月6日⁹⁾に比べて、2~6倍高い値を示し、TMデータにも高めの値として影響していると推定された。

(2) 水質測定結果と項目間の関係

表-1の水質測定結果から、水温は、19.8~21.0℃の2.2℃の違いで分布しており、透明度は0.8から2.3m、濁度は5.9~17.5で、クロロフィルaは28.5~172.0 μg/lの範囲と高い値を示し、この濃度から赤潮の発生を示していた。また、各調査地点からは、赤潮生物である *Pururocentrum triestinum* が優占的に見られた(写真)。

水質の各項目について相関分析をしたところ、表-2に示すように、透明度と濁度、COD間に強い負の相関が見られた。また、CODと濁度、クロロフィルaと濁度に強い正の相関が見られたが、CODとクロロフィルaの間には強い正の相関は見られなかった。以上の結果からは、今回調査した水の濁度はクロロフィルa由来性のもの、すなわちプランクトン量の影響を受けやすく、一方CODについてはプランクトン成分よりも河川の懸濁物質の影響を受けやすい性質を示すものと考えられる。

3-2 TMデータと水質データとの相関

TMデータの内部相関及び水質データとの相関を表3に示した。

(1) TMデータの内部相関

TMデータは、バンド6を除いて相互に相関係数が

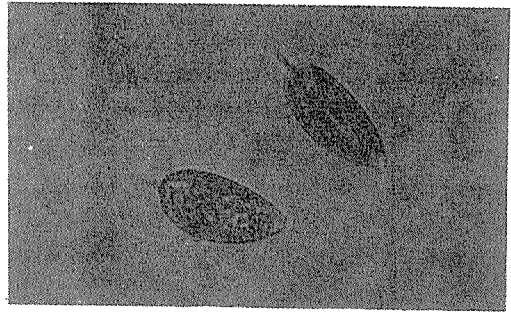


写真 5月29日に優占的に見られた素潮生物

Pururocentrum triestinum

高くなっていた。バンド6は温度を推定するためのバンドで他のバンドとは観測波長も著しく異なるため、相関が弱くなっていた。他のバンドは観測波長が近接しているため、隣接する波長間の相関が一番強く、波長が隔たるほど相関は弱くなる傾向があった。

(2) TMデータと水質データとの相関

クロロフィルa及び濁度は、それぞれバンド1, 2, 3, 4, 5, 7と正の相関を示した。クロロフィルaと相関が最も強かったのは、バンド4で次にバンド3であった。バンド1から5の相関係数は危険率1%で

表-2 水質データの相関分析結果

	COD	クロロフィルa	濁度
透明度	-0.911	-0.639	-0.816
COD		0.630	0.858
クロロフィルa			0.816

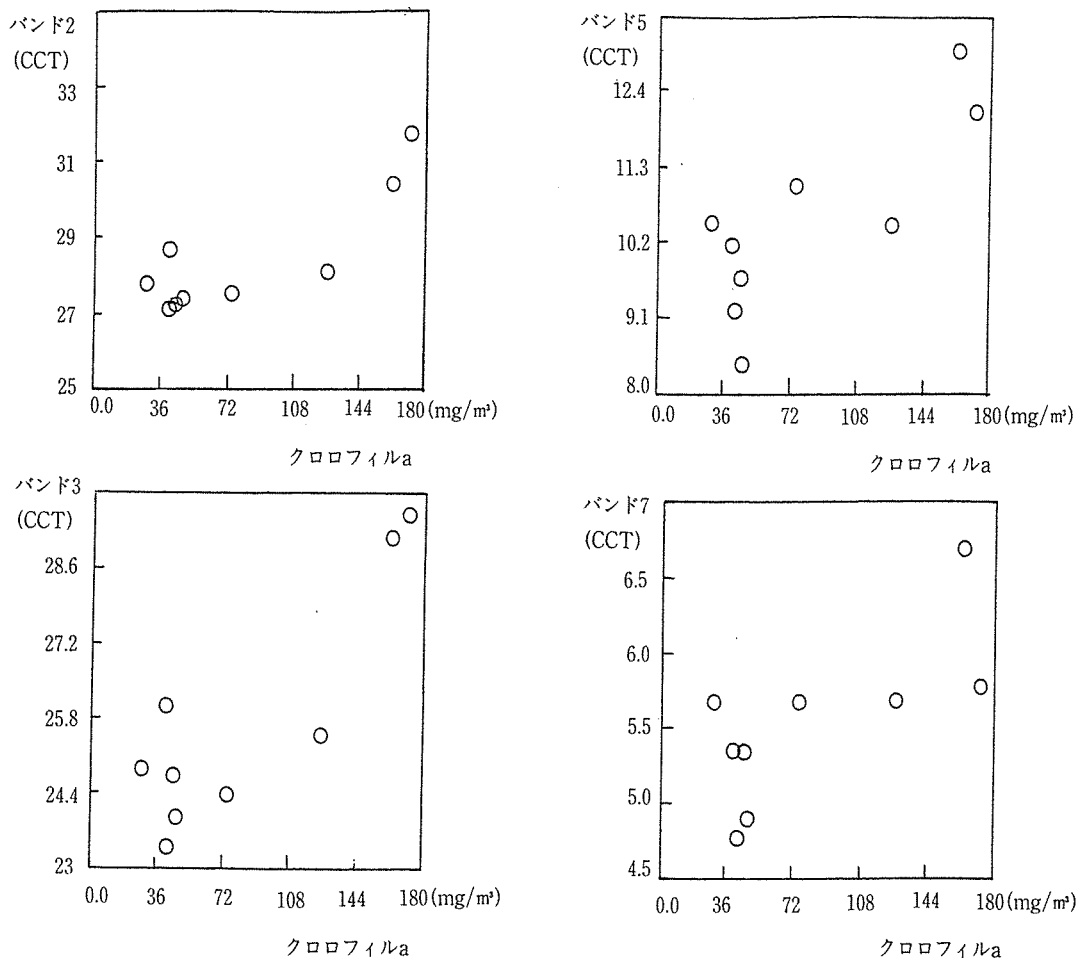
表-3 水質とTMデータ、及びTMデータ内の相関

	バンド1	バンド2	バンド3	バンド4	バンド5	バンド6	バンド7
クロロフィルa	0.841	0.840	0.855	0.898	0.811	-0.326	0.716
濁度	0.807	0.766	0.758	0.762	0.629	-0.344	0.576
水温	0.344	0.462	0.430	0.316	0.207	0.216	0.171
バンド1		0.969	0.965	0.931	0.819	-0.259	0.704
バンド2			0.977	0.923	0.808	-0.082	0.652
バンド3				0.968	0.867	-0.218	0.769
バンド4					0.918	-0.403	0.847
バンド5						-0.441	0.932
バンド6							-0.579

$r(7,0.05)=0.667$ $r(7,0.01)=0.798$

表一 東京のTMデータ（海域部分）の有効範囲等

バンド	平均	標準偏差	最小	最大	範囲	5%値	95%値	範囲
1	79.5	4.0	66	217	152	75	87	13
2	28.3	2.3	22	111	90	25	32	8
3	25.0	3.2	12	125	114	21	30	10
4	13.3	2.6	2	67	66	10	17	8
5	9.7	2.9	0	19	20	5	13	9
6	131.1	4.2	81	175	95	126	136	11



図一 2 クロロフィル a と TM データとの比較

有意であった。また、バンド7は危険率5%で有意で、バンド5、7もクロロフィル a と関連があることを示唆していた。以上の関係について散布図で図2に示した。次に濁度は、バンド1と強い相関を示し危険率1%で有意で、バンド2から4と危険率5%で有意であった。水温については、熱赤外域のバンド6が指標であるが、表2では有意な相関は見られなかった。散布図

で検討したところ、原因は不明であるが1地点に異常値が見られ、その値をはずして相関分析をおこなったところ正の相関 ($r=0.816$) が見られた。

3-3 クロロフィル a 及び濁度分布の推定

クロロフィル a 及び濁度について、人工衛星データから推定する手法の研究は、ひとつは相関分析を適用して最も相関の強いバンドまたは重回帰式を求め、最

適波長帯について検討する方法であり、もうひとつは、海水の光学的パラメータの因果関係をもとに、海面の反射スペクトルとの関係を明らかにする方法である。

ここでは、水質との相関を単回帰式、重回帰式、陸上の植物の活性度指標である RVI、NVI から求め検討した。まず、海域部分の TM データの有効範囲については、表-4 に見られるようにバンド 1 の 13 が最大で、バンド 7 の 6 が最小であった。また、 3×3 画素内の 1 調査地点の TM データに ± 1 程度の変動があり、TM データの誤差変動と考えられる。そのため、バンド 7 の 6 のように狭い範囲でしか分布していない単バンドで水質の推定を行うことは、推定精度が悪く有効な方法とは言えない。

(1) クロロフィル a 分布の推定

まず、単回帰式からの推定について、今回最も相関の強かったバンド 4 を例に検討して見ると、TM データの有効範囲が 8 と狭いため、図-3 に示すように段階的にしかクロロフィル a を推定できず、推定範囲を外れたデータが全体の約 34% を占めた。

次に、RVI、NVI からの推定では、相関係数が単バンドより低く、クロロフィル a の推定範囲を外れたデータが全体の約 63% を示し、クロロフィル a の分布を調べる指標としては有効な方法とは言えなかった。

最後に、重回帰式からの推定についてであるが、重回帰式の相関係数は調査地点数が 9 地点と少ないために自由度調整後は、バンド 4 の単回帰式よりも低くなっていた。しかし、重回帰式は、図-3 からわかるように単回帰式に比べ連続的にクロロフィル a の推定ができ、推定データも他の式よりも多いため、分布の推定に有効な方法と思われた。

重回帰式の内、相関係数が高かったのは、バンド 2 (または 3) とバンド 4 とバンド 5 (または 7) の組合せの式であった。バンド 2 と 3 は可視光域でクロロフィル a と濁度の複合した指標であり、バンド 5 と 7 は中間赤外域でクロロフィル a の指標¹¹⁾であり、バンド 4 は水域と陸域の区分や植物の活性度の指標であり、これらの組合せの式は何らかの情報に基づく可能性もあり、今後事例を積み重ねて検討する必要がある。

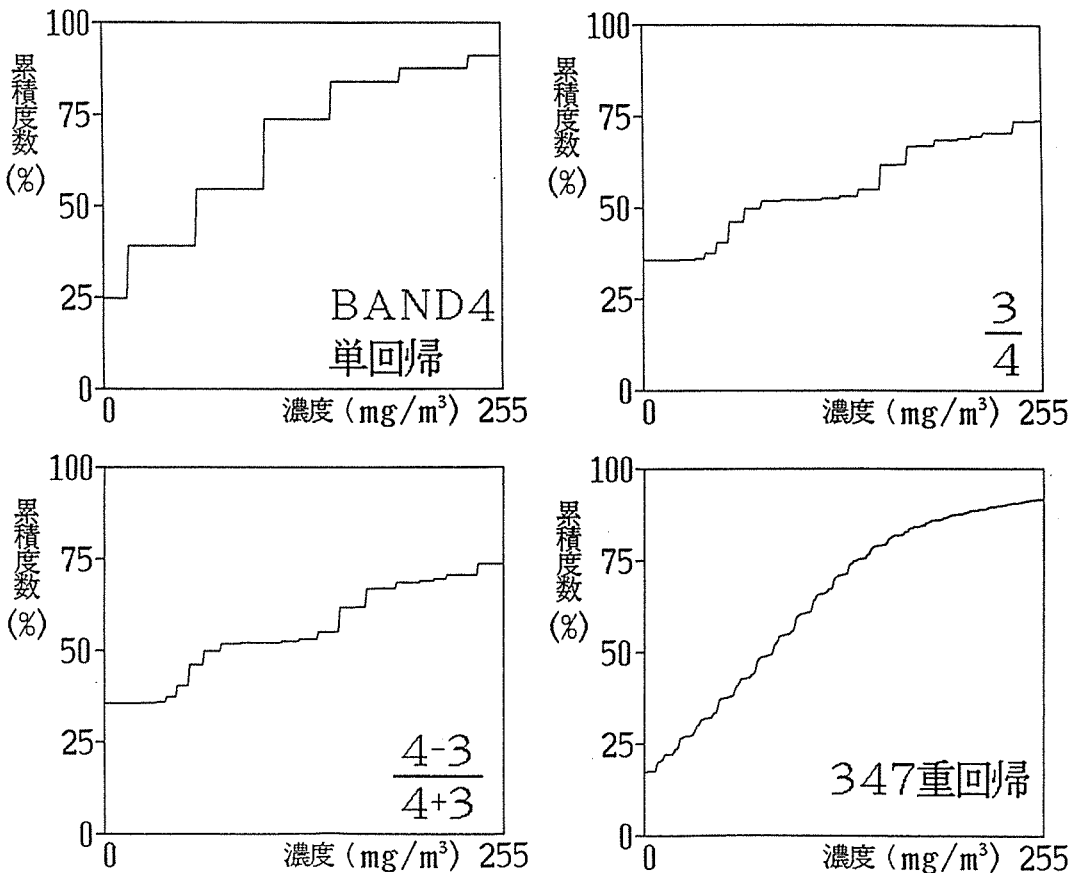


図-3 各種計算式によるクロロフィル a の累積度数分布

(2) 推定画像から見たクロロフィル a の分布

クロロフィル a の分布の推定は、バンド 3、4 及び 7 を使った重回帰式を用いた。

$$\text{クロロフィル a} = 10.8 \times \text{バンド 3} + 59.4 \times \text{バンド 4} - 23.7 \times \text{バンド 7} - 310 \quad \dots \dots (3)$$

雲については、バンド 5 の CCT 値 18 をしきい値としてマスク処理を行ったが、千葉県南部沿岸域に見られるように雲の外縁部は完全にはマスクできず、分布の推定に影響が生じた。CCT 値を下げて大きくマスクすると、沿岸部の水域までマスクしてしまうため、18 より下げることができなかった。

クロロフィル a の推定分布図を図 4 に示した。分布のランクは、TM データの変動幅及び表示の見やすさを考慮して 6 段階とした。しかし、TM データの変動幅が狭いことによるスプライトノイズと呼ばれる縞模様の影響が分布図に残り、今後の検討課題である。

図 4 の推定画像からは、クロロフィル a は、外洋水が流入する湾口部で低く、湾奥に行くに従って高くなっていった。湾口部は、前日の東京湾口海峡図（水温分布図）と比較しても外洋水の流入状況に良く一致していた。また、湾奥部では、河川水が流入する沿岸部で高く、湾中部で低くなっていった。今回の画像は、河川水が流入する湾奥部や沿岸部で多く見られる赤潮の発生パターンと一致していた。

(3) 濁度分布の推定及び推定画像

濁度分布の推定はバンド 1 との単回帰結果から作成した。バンド 1 は、CCT 値が高いため他のバンドに比べて 3 × 3 画素内の 1 調査地点の TM データの変動係数が小さく、データの有効範囲も広いため、単回帰式でも推定が可能であった。

しかし、千葉県木更津沿岸の畔洲のような浅瀬部分では、海底の影響を受けるために、実際の濁度よりも高い傾向を示していると思われた。

図 4 の濁度の推定画像からは、クロロフィル a の分布と同様な傾向が見られ、水質の内部相関の結果を反映していた。しかし、濁度の分布の広がりについては、河川水由来の懸濁物質は沈降性があるためクロロフィル a の分布の広がりよりは小さかった。

4. まとめ

TM データと水質との関係を把握することを目的として、東京湾を対象にクロロフィル a と濁度の分布について検討を行った。

クロロフィル a については単回帰式、植物活性度指標 (RVI, NVI) 及び重回帰式の 3 とおりの手法により解析した。その結果、TM データからクロロフィル a を推定する場合、単純に相関係数の大きさから推定式を求めることは不適切であり、推定式の範囲内となる有効データの比率が高いこと及び累積度数分布の型が連続的になっていることがより重要であることを明らかにした。これより今回の事例では、3 とおりの推定方法の中、重回帰式が最も妥当であることが判明した。

濁度については、その情報を有するバンド 1 の変動幅が比較的大きく単回帰式でも充分推定が可能であった。

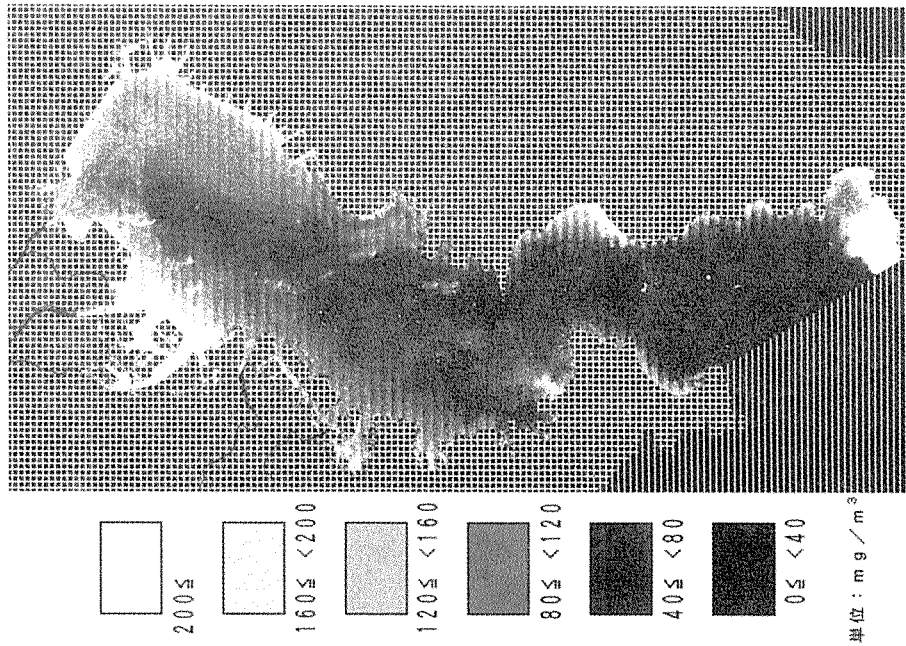
今回までの検討により、鮮明な衛星画像と回帰式を検討するために必要なデータがあれば水質汚濁の広域的な分布状況の把握は可能であることが判明した。今後の検討課題としては、エアロゾルによる影響の除去方法、雲のマスク方法及び濁度とクロロフィル a の分離がある。これらが解決されれば統計的アプローチによる TM データ活用の範囲は大きく広がるものと考えられる。そのためには、事例を積み重ねて検討していく必要がある。

謝 辞

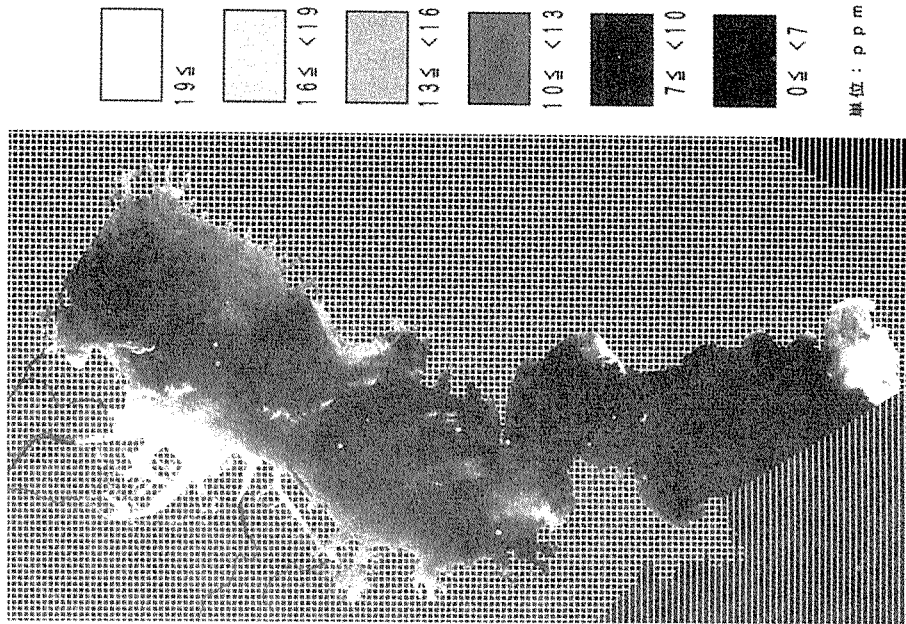
本調査研究におきましては、調査船を出して下さった横浜市港湾局の関係者各位並びに情報を提供して下さいました東京航空地方気象台及び神奈川県水産試験場にお礼申し上げます。また、本研究に関して便宜を図って下さった国立環境研究所の安岡善文氏、日本リモートセンシング技術センターの田中総太郎氏、横浜市環境保全局大気課の鶴東正博氏にお礼申し上げます。

文 献

- 1) 安岡善文・宮崎忠国：遠隔計測による湖水域の水質分布計測—回帰分析を用いた大気補正と水質推定—、国立公害研究所研究報告, 39, 129—143, 1983.
- 2) 宮崎忠国・大井こう：リモートセンシングによる水質計測の現状、国立公害研究所報告, 昭和 59—60 年度, 273—283, 1987.
- 3) 横山隆三：水質調査手法としてのリモートセンシング、情報処理, 24, 633—640, 1983.
- 4) 三菱商事株式会社社会環境室・東京理科大学リモートセンシング研究所：リモートセンシングによる琵琶湖の水域環境調査, 1—174, 1987.
- 5) 重光和之・賦野 実・中川博憲；リモートセン



クロロフィルaの推定分布図



濁度の推定分布図

図一4 クロロフィルaと濁度の推定分布図

ングによる広島湾の水質解析, 広島県環境センター研究報告, 1-8, 1987.

6) 寒川 強・鬼塚正光・太田一之; 海洋汚染の隔測データによる調査手法に関する研究, 日本産業技術振興協会技術資料, 53-58, 1988.

7) 村上和男・菅沼史典・佐藤英治・官原祐二; リモートセンシング手法の水質調査への適用, 運輸省港湾技術研究所, 626, 1-47, 1988.

8) 宮崎 清・鷹野 洋・安岡善文; ランドサットTMデータによる児島湖及び周辺水域の水質分布推定, 日本リモートセンシング学会誌, 11(2), 1991.

9) 水尾寛己・雫石雅美・鶴田治雄・二宮勝幸・多賀

保志; 東京湾水質データとランドサットデータとの比較, 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レポート, 16, 21-40, 1989.

10) 水尾寛己・二宮勝幸・島中潤一郎・雫石雅美・多賀保志・安藤晴夫; リモートセンシングデータによる東京湾水質観測の検討, 第25回水質汚濁学会要旨集, 170-171, 1991.

11) 水尾寛己・二宮勝幸・雫石雅美・多賀保志・安岡善文; TMデータによる東京湾のクロロフィルa量の観測の検討-中間赤外域における水質情報の抽出の可能性-, 日本リモートセンシング学会誌, 11(3), 135-139, 1991.

排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究(第6報)

—下水汚泥焼却灰固化粒子を担体とした固定化微生物
による下水処理場臭気の脱臭性能評価—

野木一男*, 下村光一郎*, 藤江幸一**

要 旨

下水汚泥焼却灰に黒曜石粉末あるいは発泡体, ポルトランドセメントを混合し, 水を加えて固化した粒子には微生物の活性に効果があることを報告した^{1), 2), 3), 4), 5), 6)}。そこで, 今回は, その固化粒子を用いて下水処理場の汚泥濃縮槽から発生する臭気ガスの脱臭実験を行った。

その結果, 散水中の硫酸イオン濃度が100mg/l程度で一定であるのに対して, ドレン水中の硫酸イオン濃度は3000mg/lにも達することがあった。散水と比較して, このような硫酸イオン濃度の上昇は, 硫黄系悪臭物質の硫酸酸化細菌によって生成した, 硫酸イオン濃度の蓄積によるものと判断でき, 下水汚泥焼却灰を基材とした固化粒子が, 生物脱臭用担体として, 使用できることを示しているものと考えられる。

1. はじめに

環境科学研究所で開発した下水汚泥焼却灰に黒曜石粉末, 発泡体さらにセメントと水を混練して固化した粒子は, 硫黄系悪臭物質を含む臭気ガスの生物脱臭に優れた性能を有することが室内実験で確認されている⁷⁾。そこで, 本研究では, この粒子を下水処理場から発生する臭気ガスの脱臭に適用することを試みた。本研究では, 下水処理場に設置されている既設の脱臭装置を用いて, この粒子を生物用固定化担体として用いた生物脱臭装置の性能を最大に発揮できる装置の設計および最適な操作条件を明かにするため, 以下の諸点を明かにすることを目的とした検討を行った。

- ① 下水処理場での実用規模の試験から, 実臭気の脱臭における問題点を抽出すること。
- ② 脱臭性能に対する影響因子を定量的に解明すること。
- ③ 得られた知見を生かし最適な運転条件を確立すること。

2. 実 験

2-1 実験装置の概要

実験装置は某下水処理場に設置した。既存の生物脱臭装置の充填担体を, 本粒子に詰め替えて実験を行った。装置の概略を図-1に示した。原臭ガスは, 下水処理場施設内の汚泥濃縮槽周辺から発生した臭気であり, 捕集された原臭は生物脱臭装置, 薬液洗浄装置を経て最終的に活性炭塔に導入され, 残留している悪臭物質を除去した後, 大気中に放出される。薬液洗浄にはアルカリおよび次亜塩素酸ソーダが用いられている。

生物脱臭に用いた下水汚泥焼却灰セメント固化粒子(直径25~30mm)の充填体積は3m³である。生物脱臭装置への通気速度(装置内有効充填層単位体積あたりの1時間あたりの通気量で表示する。Space Velocity, S V) S V=910h⁻¹であった。

生物脱臭装置での散水には下水二次処理水が用いられた。散水量は不明であるが, 生物脱臭装置への下水二次処理水の補給量は毎時280リットルであった。運転開始時に濃縮汚泥を脱臭装置に添加して, 脱臭微生物の植種とした。

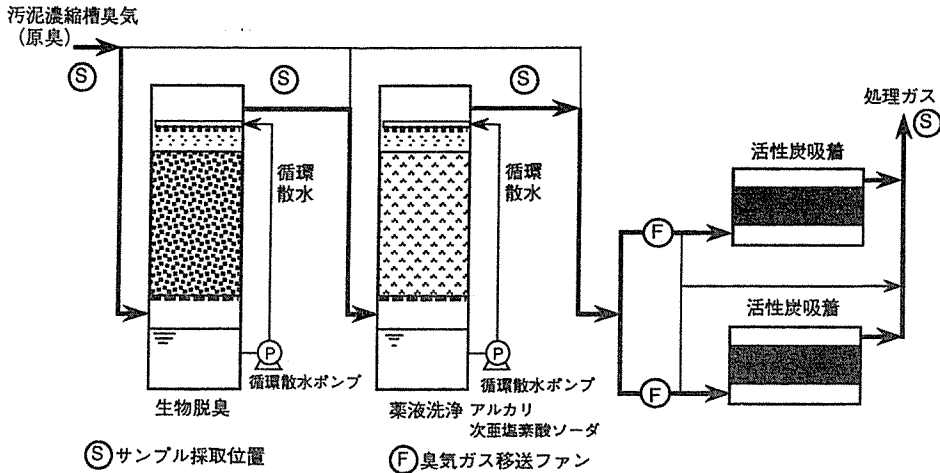
2-2 測定項目と方法

原臭ガス, 生物脱臭後, 薬液洗浄後および活性炭吸

An Experimental Research on Utilization of Sludges from Wastewater Treatment. (Part 6)
—Deodorization of Malodorous Gas Discharged from Sewage Treatment Plant by Using Microbes
Immobilized on Particles Made of Incinerated Sewage Sludge—

*Kazuo Nogi, Kouichiro Shimomura 横浜市環境科学研究所水質部門

**Kouichi Fujie 横浜国立大学工学部物質工学科



図一 下水処理場において実施した生物脱臭実験の装置および臭気ガスフローの概略図

着処理後の4箇所から同時に臭気ガスのサンプリングを2週間に1回行った。硫黄系悪臭物質の測定には、FPD検出器付きガスクロマトグラフィ（以下GC、島津製GC-14A型）を用いた。硫黄系悪臭物質の検出限界濃度は0.05ppmであった。GCによる硫黄系悪臭物質の分析条件を表一に示した。ドレン水中の硫酸および塩素イオン濃度の分析にはイオンクロマトグラフィを用いた。

表一 ガスクロによる硫黄系悪臭物質の分析条件

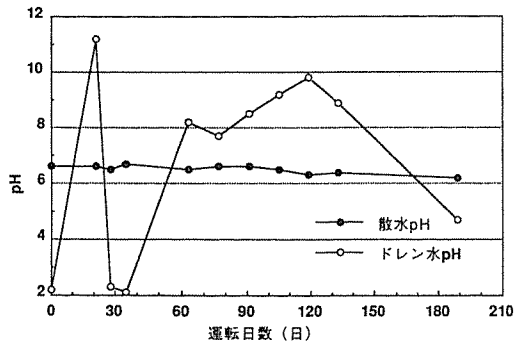
検出器	FPD
充填剤	$\beta\beta'$ -ODTM
カラム温度	70℃
検出器温度	230℃
キャリアガス	N ₂
流量	55ml/min

3. 結果および考察

3-1 硫黄系悪臭物質の除去性能

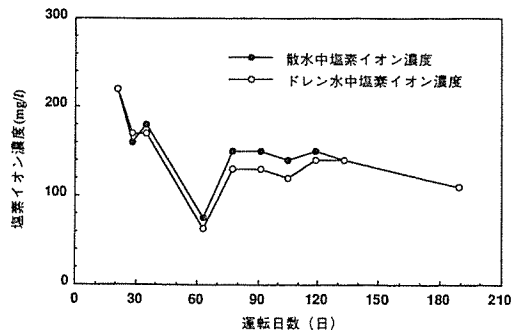
平成3年8月7日から実験装置の運転を開始し、平成4年2月に終了した。この期間中に臭気ガス中の硫黄系悪臭物質濃度およびドレン水のイオン濃度の分析を行った。

生物脱臭装置に流入する原臭ガスの温度は、実験期間中15℃～30℃であった。運転開始直後から散水およびドレン水のpHの経日変化を図-2に示した。散水に利用した下水二次処理水のpHは、6.5前後ではほぼ一定であった。これに対して、ドレン水のpHは運転開始直後から35日目付近まで2.1～2.3であった。その後、アルカリの添加によってpHコントロールを行ったので、約60日目以降ではpHは7.7～9.8に上昇した。平成4年1月にアルカリ添加によるpHコントロールを停止したので、再度ドレン水のpHが低下した。



図二 脱臭実験開始時からの散水およびドレン水pHの経日変化

図-3には散水とドレン水の塩素イオン濃度の経日変化を示した。いずれも運転開始後60日間の気温の高い時期に、塩素イオン濃度の大きな変動がみられた。ただし、散水以外に塩素イオンおよび水分の大きな供給源は考えられないことから、散水とドレン水の塩素



図三 脱臭実験開始時からの散水およびドレン水中の塩素イオン濃度の経日変化

イオン濃度がほぼ等しいことは、蒸発による水分の減少は無視できると見なせる。

原臭、生物脱臭出口、薬液洗浄出口および活性炭吸着出口での硫化水素濃度の経日変化を図-4に示した。運転開始直後、原臭ガスの硫化水素濃度は260ppmに達した。その後原臭ガス中の硫化水素濃度は低下したが、10月から12月にかけて再度上昇した。この期間、下水処理場側の要請で、アルカリ添加によるpH制御が行われ、硫化水素の除去率が上昇している。平成4年1月にアルカリの添加によるpH制御を停止し、再度活性汚泥を添加した。生物の効果による硫化水素の除去は観察されなかった。

メチルメルカプタン (MM) について同様の経日変化を図-5に示した。原臭ガスのMM濃度は1~10ppmの範囲で変動した。原臭ガスの硫化水素濃度を基準として、これに対するメチルメルカプタン濃度および硫化メチル濃度の相関関係を図-6に示した。メチルメルカプタンおよび硫化メチルの原臭ガス中の濃度は、硫化水素濃度が10~100ppmの範囲で変化するとき、メチルメルカプタンおよび硫化メチル濃度は、それぞれ、およそ2~8ppmおよび0.3~0.8ppmの範囲で変化している。

pH制御を行わない条件すなわち、硫化水素が優先的に酸化されて硫酸イオンを生成しpHが低下してしまった運転開始後60日間では、メチルメルカプタンの除去はほとんど見られなかった。同時に測定された二硫化メチルの経日変化を図-7に示した。原臭ガス中に二硫化メチルが検出されない場合でも、生物脱臭出口および薬液洗浄出口で二硫化メチルが検出されている。微生物の作用によってメチルメルカプタン2分子から二硫化メチルを生成することがある。生成した二硫化メチルは薬液洗浄では十分に除去されない。

硫化メチル濃度の経日変化を図-8に示した。生物脱臭による硫化メチルの除去率は50%程度であった。生物脱臭装置においてアルカリの添加によるpH制御を実施しても、硫化メチル除去の大幅な向上は見られなかった。

3-2 脱臭性能の評価と問題点

ドレン水の硫酸イオン濃度の経日変化を図-9に示した。散水中の硫酸イオン濃度が100mg/l程度で一定であるのに対して、ドレン水中の硫酸イオン濃度は3000mg/lにも達することがあった。前述したように、塩素イオン濃度の実測結果から、蒸発による硫酸イオン濃度の濃縮は考えられないことから、散水と比較して、このような硫酸イオン濃度の上昇は、硫黄系悪臭

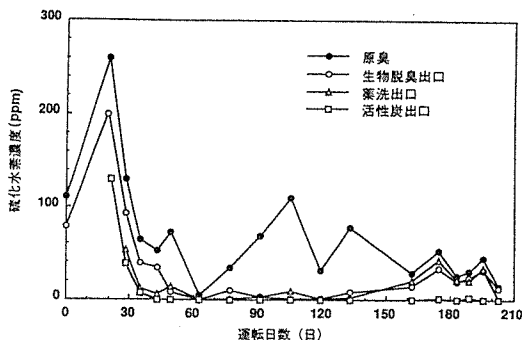


図-4 硫化水素濃度の経日変化

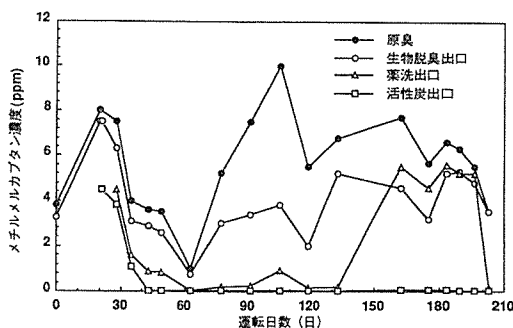


図-5 メチルメルカプタン (MM) 濃度の経日変化

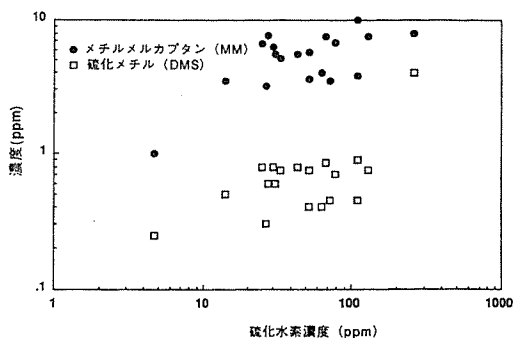


図-6 原臭ガス中の硫化水素濃度に対するメチルメルカプタンおよび硫化メチル濃度の相関

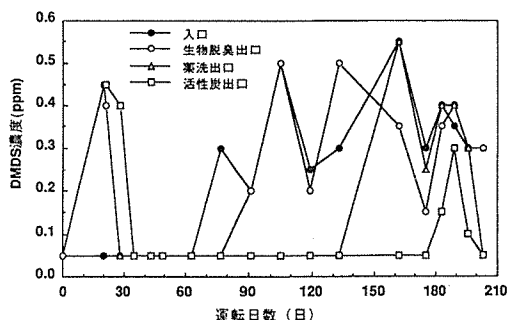


図-7 二硫化メチル (DMS) 濃度の経日変化

物質の生成した硫酸イオンの蓄積によると判断できる。

一方、運転開始120日目にはドレン水中の硫酸イオン濃度が大きく低下している。この時ドレン水pHは10付近に達していた。このような高いpHでは微生物の活性を維持することは困難であり、微生物の活性が低下し、硫黄系悪臭物質の酸化分解による硫酸イオンの生成が低下したと見なせる。

前述のように硫化水素が優先的に酸化されて硫酸イオンが蓄積してpHが低下してしまうので、メチルメルカプタンや硫化メチルの除去が進行しにくくなるが、逆にpHが8～9以上に上昇すると、やはり生物活性が低下してしまうことに注意する必要がある。

生物脱臭装置出入口での硫黄系悪臭物質濃度差が装置内での生物作用によってもたらされるとして、脱臭装置内単位充填層体積当りの悪臭物質除去速度を求め、結果を硫黄換算値として図-10に示した。さらに、除去された硫黄は全て硫酸まで酸化され散水によってドレン水中に流出すると仮定してドレン水の硫酸イオン濃度を推算した。この計算値をドレン水中硫酸イオン濃度の実測値と対比して、図-11に示した。運転開始80日目以降、推算値が実測値を上回っており、除去された硫黄系悪臭物質が硫酸まで酸化されていないことを示している。また、前述したように脱臭装置への悪臭物質の負荷が増大しているにもかかわらず、硫酸イオン濃度が低下しており、生物脱臭が阻害されていることがわかる。アルカリの過剰供給によるpHの著しい上昇が、脱臭微生物に大きな阻害を及ぼしたと見なすことが出来る。

4. 粒子の寿命

実規模装置に充填する担体は、長期間の使用に耐えるものでなければならない。今回使用した固化担体は、下水汚泥焼却灰を基材として、ポルトランドセメントと水で固化したものであり、担体としての性能はコンクリート構造物と類似している^{8),9)}。それ故、今回の実験のようにpHが酸性の散水では、担体が酸によって浸食されるかどうかをチェックする必要がある。1年3ヶ月の使用後の担体の形状は、元の形を有しているもの20%、一部が浸食されてしまったもの60%であり、残りの20%は砂状となった。

このことから、担体の微生物活性は認められたものの、硫化水素の脱臭を目的とした場合には、酸に強い担体としなければならないことが分かった。

今後の課題としては、担体のもつミネラル配合を維持しながら、ポリビニルアルコール等を利用した、

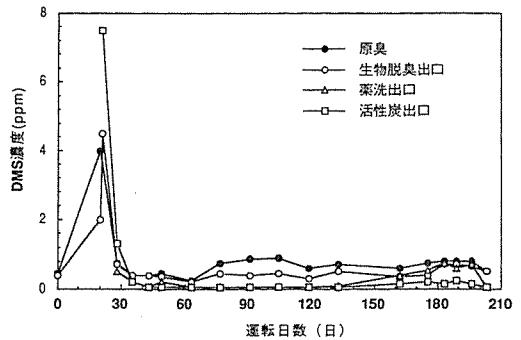


図-8 硫化メチル水 (DMS) 濃度の経日変化

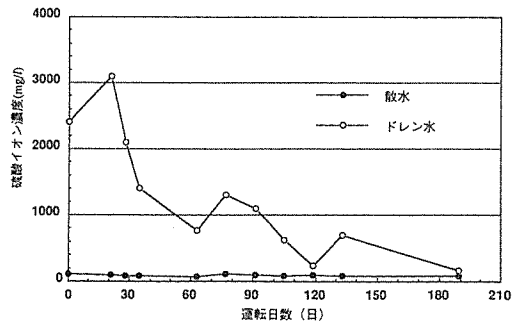


図-9 散水およびドレン水中の硫酸イオン濃度の経日変化

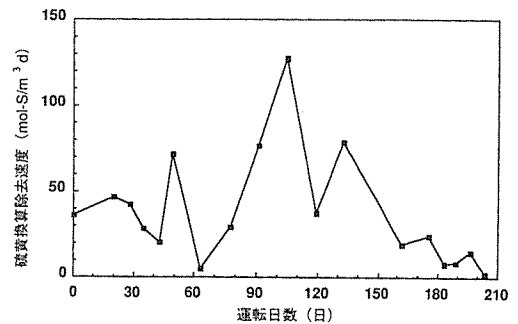


図-10 硫黄系悪臭物質の除去速度 (硫黄換算値) の経日変化

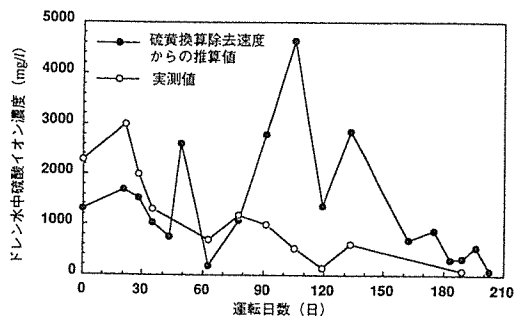


図-11 ドレン水中硫酸イオン濃度の経日変化

酸に強い担体を製造する必要がある。

5. まとめ

某下水処理場における実験は、既存の生物脱臭装置充填担体を、本研究で検討を行っている下水汚泥焼却灰固化粒子と入れ替えることで開始した。原臭ガスの悪臭物質濃度は、生物脱臭装置の設計を遙かに上回っており、運転開始後1ヶ月間は100ppmを越えていた。この期間での原臭ガス中の硫化水素濃度と生物脱臭後の硫化水素濃度の差は、30～50ppmであり、除去率が低い。充填担体を入れ替える以前には、流入原臭ガスでの硫化水素濃度が30ppm程度のとき、生物脱臭出口での濃度が15～20ppmであったことに比較して、除去される硫化水素の量は2倍以上に増大した。ドレン水中にそれに見合う硫酸イオンも検出されている。その後、下水処理場の要請によりアルカリ添加しはじめたのでpHが過大に上昇し、逆に微生物の活性を低下することとなった。

今回の下水処理場での実用規模の装置での実験は、その条件が必ずしも生物脱臭に適したものではなかったが、既存の担体を充填した装置と比較して悪臭物質除去性能が向上しており、下水汚泥焼却灰に添加物を加えてセメントで固化した粒子が、生物脱臭装置に用いる担体として優れていると判断するためのデータを得ることができた。

しかしながら、1年3ヶ月使用後の担体の形状が酸に浸食される傾向があったため、今後は、ポリビニルアルコール等を利用した、酸に強い担体を開発する必要がある。

文 献

1) 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一, 横浜市公害研究所報, 12, 115—120 (1987) .

2) 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) .

3) 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) .

4) 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(1), 一粒子の制作とBOD処理実験一, 水処理技術, 29(9), 1—7 (1988) .

5) 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(2), 一消化実験と汚泥焼却灰固化粒子の評価一, 水処理技術, 29(10), 9—16 (1988) .

6) 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, 29(12), 9—16 (1988) .

7) 藤江幸一ら, : 硫黄系悪臭物質の脱臭に用いる最適な微生物固定化担体の検索, 臭気の研究, 21(5), 299—307 (1990) .

8) 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4報), 下水汚泥焼却灰の固化実験一, 横浜市公害研究所報14, 169—174 (1990) .

9) 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5報), 下水汚泥焼却灰固化物の有効利用一, 横浜市公害研究所報15号, 127—133 (1991) .

エンジン付きオーガーの開発

大場栄次*, 若林信夫**, 成田政義***

要 旨

エンジン部と掘削本体部の分解組立が可能でワゴン車程度で運搬できる、簡易型の掘削機を当研究所と(株)離合社との共同開発により設計試作し粘性土層の地面に深度6m(25mmφ)まで試験掘削することができた。

この試作機をエンジン付きオーガーと仮名し、横浜市泉区のN地区で発生している有機塩素化合物汚染による地下水探索に活用してみた。その結果、本試作機は浅層地下水の範囲では充分実用となることが判った。

1. はじめに

市内には、井戸水が有機塩素化合物で汚染され発生源や汚染経路が不明な地域がある¹⁾²⁾。しかし、地下水の状況は目視することができないため、汚染されている井戸の周辺調査を足掛りとして経路や発生源を確認しているところである。

現在までの、本市内の有機塩素化合物の地下水汚染状況をみた場合、その多くは浅層地下水であり¹⁾²⁾³⁾、深層の探索を行う事例は少ないものと考えられる。

そこで、前回報告¹⁾したハンドオーガーと土壌溶液採取器による地下水採取で、汚染源位置を判断した調査内容を再度検証したところ、以下に要約するいくつかの問題点があった。

- 1) 手動のため作業効率が悪い。
- 2) 砂礫層は掘削が困難である。
- 3) 礫層の掘削は不可能である。
- 4) 帯水層(礫層)に到達しても上層の一部分のみの採取しかできない。
- 5) 掘削深度が浅い。

以上の理由によって、手動で行える掘削は作業範囲が狭く限界が生じ易いため、今回は掘削作業が容易に行える簡易型掘削機を考案試作することにした。

案出による基本設計は当研究所で行い、一部改良と製図、製作を(株)離合社で担当する共同開発によ

って作業を進めることにした。

種々試行錯誤の結果、試作機の連動支持部の補強を要する箇所など、数カ所の改良補強を行い、地下水汚染地区で実用性の試験を行ったところ、不透水層に到達するまで掘削でき浅層地下水の探索には実用可能なものと判断した。

2. 開発手順

2-1 試作機の基準

試作機に要求される性能等の諸基準を設定した。

- 1) エンジン部と掘削本体部の分解組立が容易にできること。
- 2) 大きさはワゴン車で運搬できること。
- 3) 動力源(小型原動機)を装備していること。
- 4) 原動機の出力は2~3馬力を有すること。
- 5) 掘削部(切削刃)後部に螺旋状の切込みを施すこと(地層の確認と土壌試料採取)。
- 6) 直径25mmの孔で3m以上は掘削できること。
- 7) 掘削部(切削刃)の回転は毎秒2~3回転であること。
- 8) 掘削部(切削刃)からの連結用ロッドは1mの長さにする。
- 9) 砂礫層や礫層は貫通できること。
- 10) 一回の操作で50cm以上は掘削できること。

Device for a Ground Auger with Engine

* Eiji Ohba 横浜市環境科学研究所水質部門

** Nobuo Wakabayashi 横浜市環境保全局公害対策部水質課

*** Masayosi Narita 株式会社離合社営業部営業一課

- 11) 崩壊防止剤（ベントナイト溶液）を必要としないこと。
- 12) 掘削作業が簡単な操作行程であること。
- 13) 保守管理が容易なこと。
- 14) 動力断続機（クラッチ）を装備していること。
- 15) 製作材料費はできるだけ安価なこと。

2-2 試作機の設計と製造

案出と基本設計は（平成3年2月から11月まで）当研究所で担当した。要求基準に沿って一部改良と製図、製作は（株）離合社で担当した。試作途中に関係者により離合社浦和工場敷地内で試験掘削を行い、補強箇所や変更箇所など実用性向上に向けて種々検討した。その結果、最終段階では粘性土層とローム層に直径25mmの孔で深度6mを試験掘削することができた。

3. 実際の掘削採水調査

今回開発したエンジン付きオーガーと掘削部（切削

刃）を図-1に示す。

市内泉区のN地区は、前回の調査²⁾でテトラクロロエチレンが検出されている。これまでの調査結果によると、この地区の汚染域中心に位置する、深度60mの井戸からは有機塩素化合物が検出されていない²⁾。即ち、深層部には汚染が達していないと推測されることから試作機の実用性を試すことも目的として、地下水の採取と地層等の探索を行うことにした。

掘削作業を開始して、深さ2.5m地点で最初の帯水層に到達した。この位置で、手動真空ポンプと土壤溶液採取器で地下水を吸引採取した¹⁾。さらに掘削を進め4.5mの地点で次の帯水層に到達した。この深度では土壤溶液採取器の導パイプ（キャピラリーチューブ保護塩ビ管）の長さが3mしかないため、採水できず、n-ヘキサン洗浄後自然乾燥させたビニールチューブを挿入して、手動真空ポンプで地下水を吸引採取した。この4.5mより下層は岩盤層であったため、試作機で

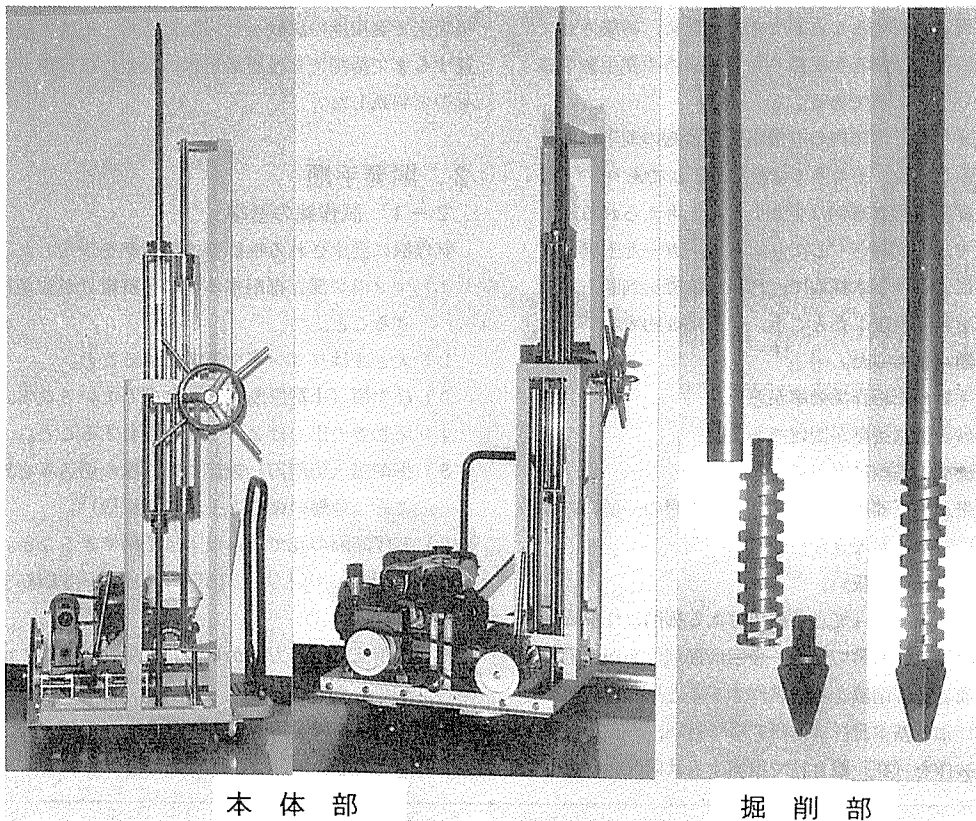


図-1 エンジン付オーガー

は掘削が不可能と判断し作業を中止した。この地点は、粘性土層、ローム層、砂礫層、礫層、4.5mより下層は岩盤層の地層構造であった。

この地点で採取した地下水を低温状態で実験室に搬入して分析したが、深度2.5m部分からは有機塩素化合物の検出はされなかった。しかし、それより下層の4.5m深度部分からトリクロロエチレン、テトラクロロエチレンが検出された。この検出濃度は、同地点の周辺井戸から現在も検出されている²⁾濃度レベルと同程度であった。

この地点周辺の有機塩素化合物による地下水汚染は、深度4.5m前後でN地区内でも高濃度レベルであり、これより下の地層は不透水層のため下層への拡散は抑えられ、地下水の流れと同じに平面的な拡散が行われていると推測された。

4. 掘削操作手順

調査現場で掘削するための操作手順を以下に示す。

- 1) エンジン部と掘削本体部をボルトで固定する。
- 2) 手持ちまたは台車等で掘削位置に移動する。
- 3) 連結用ロット2～3本を連結し掘削本体の回転部に挿入後固定ボルトを締める。
- 4) 掘削部(切削刃)をロット先端に取り付ける。
- 5) エンジンを始動させ適度な回転にしてクラッチを入れる。
- 6) 掘削用ハンドルを操作してロットを上下動させながら徐々に下方へ掘削していく。
- 7) 掘削回転部の上下動有効部が下降限度に達した時クラッチを切り、ロット固定ボルトを緩め回転部を上限まで上げて固定ボルトを締める。
(上下有効長=60cm)
- 8) 以上に示したうちの、3)～7)の操作を繰り返して任意の深度まで掘削する。

5. おわりに

現在まで、筆者等が行ってきた地下水の有機塩素化合物汚染の調査は、既存の井戸水の採水分析が主であった。その調査の結果として汚染の有無と濃度推移とに

より、発生源や汚染経路を推測しそれぞれ対処してきたところである。

しかし、これらの調査体系で地下水汚染の構造を短時間で捕らえることは、よほど好条件にめぐまれる場合以外は大変難しいものである。調査対象地区に井戸が広範囲に密集していれば、平面的な調査でも得られる情報が多く汚染状況把握や対策にも有効な資料となるが、このような地区は市内には少なく汚染の拡散方向をも判断できず苦慮している場所が多い。まして、鉛直方向の拡散状態などは特に判りにくい。このように、不明解な汚染構造を解明するためには、汚染区域のメッシュ調査や深度別の調査を行うのが最も有効な手段ではあるが、ボーリング調査を委託で行うなど多額の調査費用が必要になってくる。

そこで、この度開発した簡易型掘削機(エンジン付オーガー)は、汚染井戸の周辺の簡易なメッシュ調査や深度別の調査を、省力的、少費用で行うことができ、汚染構造などの判断に役立てることができるものと考えられる。

参考文献

- 1) 大場 栄次, 二宮 勝幸, 酒井 学, 若林 信夫, 悪七 由美子: 穿孔採水による低沸点有機塩素化合物の地下水調査方法, 横浜市環境科学研究所報, 第16号, 99-104 (1992)
- 2) 大場 栄次, 二宮 勝幸, 酒井 学, 若林 信夫, 悪七 由美子: 横浜市における低沸点有機塩素化合物の地下水調査, 横浜市環境科学研究所報, 第16号, 87-97(1992)
- 3) 山本 莊毅: 地下水探査法, (改訂増補)株式会社地球社
- 4) 村岡 浩爾: 地下水—その現状を探る, 公害と対策, 23 (10), 920-926 (1987)
- 5) 中杉 修身: 地下水への汚染物質侵入の機序, 公害と対策, 23 (10), 941-946 (1987)

横浜の地下水に関する調査研究(3) — 境川・帷子川流域に分布する帯水層と地下水環境 —

杉本 実*, 梅原順造*, 飯塚貞男**

要 旨

本市の西部地域の境川流域に分布する井戸から有機塩素系化合物の地下水汚染が認められた。このことから本流域の地下水汚染の拡散が考えられるので、帯水層の構造調査を行うとともに、地下水環境との関係を検討した結果、次のような知見が得られた。

- 1) 境川流域の地下には古相模川によって形成された大庭砂礫層及び相模野礫相当地層の帯水層(相模野礫帯水層)が層厚10~30mで埋積されており、瀬谷区宮沢町付近が東京湾に流下する分流地点である。
- 2) その支流である帷子川流域の右岸丘陵・台地には埋没河岸段丘堆積物から成る帯水層(保土が谷礫帯水層)が確認された。
- 3) 戸塚区深谷町(Fu)におけるオールコアボーリングから、相模野礫層(約6万年前)、土屋礫層(保土が谷礫層、約18万年前)、早田層の火砕質鍵層(F-5, 24万年前)が認められ、旭区南希望ヶ丘(Ki)からは保土が谷礫層(戸塚層の基底礫)が認められ、同区左近山(Sa)からは保土が谷礫層と屏風ガ浦層の基底礫層が認められた。
- 4) 相模野礫帯水層及び保土が谷礫帯水層の涵養地下水はトリチウム濃度等から近年の降水が考えられ、地下水の流動は全体的には西南方向に向かっているものと考えられる。

1. はじめに

地盤環境は、地盤沈下や地下水障害(地下水位の低下・枯渇・汚染・塩水化等)、地震被害、斜面崩壊、ゴミ処分地、土壌汚染問題等、主に人口密集地帯の人間活動と直接結び付く都市の地下環境問題として科学的に取り組む必要のある分野であると考えられる。

地下の環境を健全に保つためには、その基礎となる地下地質を十分に調査し、災害や障害を未然に防止する総合的な対策が必要である。

当環境科学研究所では、このような視点から横浜の地盤環境をあらゆる分野から総合的に調査研究し、資料の整備を図ると共に統括的な地盤環境マップの作成に向け調査を進めている。

その一環として、1988年~1989年に地下水調査を行い、前報において一部を報告^{1),2),3)}した。

その結果、本市の西部地域の境川流域に分布する井戸から有機塩素系化合物の地下水汚染が認められた。

また、図-1は神奈川県内の有機塩素系化合物による地下水汚染状況^{4),5)}を示したものであるが、この汚染井戸は広範囲に分布し、浅層井戸と深層井戸から検出されている。これらの地下には古相模川によって形成された砂礫層(帯水層)が広範囲に厚く堆積されており^{6),7)}、膨大な量の地下水が賦存され、神奈川県下の貴重な地下水資源として利用されている。また、これらの地下水は自由に隣接都市の地下を流れ、地下水位の低い方向へ移動しているものと推定される。したがって、地下水が一旦汚染されれば、その影響範囲は隣接都市にまで広がって拡大し、防止対策が極めて困難になることも予想される。

境川流域の地下水は横浜市内でも豊富な水資源とし

Study on Ground Water of Yokohama(3)

— The Environmental Studies on Groundwater and Aquifer in the Sakai and Katabira Rivers area —

Minoru Sugimoto, Junzou Umehara, Sadao Iizuka

* 横浜市環境科学研究所地盤沈下部門, ** 同水質部門

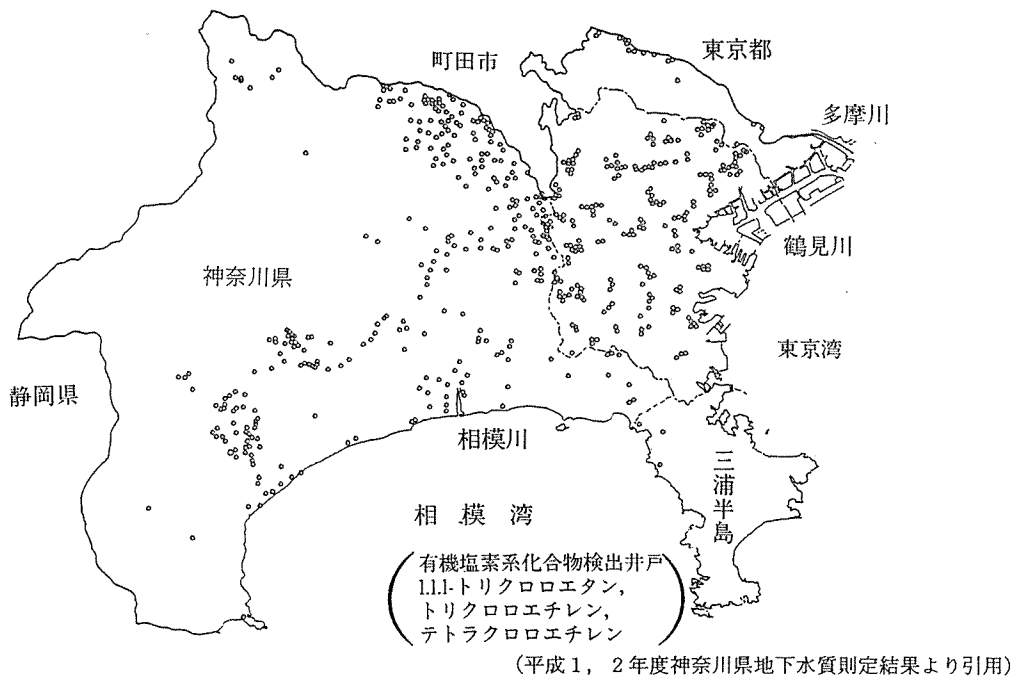


図-1 神奈川県内の地下水汚染分布図

て、その涵養源は広大な相模原台地によって形成され、その地下構造は一体で、帯水層は全体に連続しているものと考えられるが、詳細は明かでない。

そこで既存資料^{8),9),10)}から帯水層の構造を調査すると共に地下水環境との関係を検討した。

2. 調査位置と調査方法

図-2に調査地域の位置図を示す。

境川流域は広大な相模原台地の東翼に位置するため、その地下には前述した帯水層が連続しているものと思われる。当地域は帯水層調査が未解明であり、その規模と分布範囲は現在、明かにされていない。また、同様に横浜市域の丘陵・台地の帯水層も不明であり、その構造の把握に関しては三梨及び岡の報告^{6),7),11)}に頼っている。しかしながら、地下水汚染の機構解明では地域の実状に添って詳細なボーリング調査が行われなければならないが、ここではその基礎調査として、これまで収集整理してきた既存ボーリング資料約25,000本の中¹⁰⁾から当地域に分布する資料を選び出し、1/10,000地形図を使って東西断面と南北断面の帯水層構造図を作成し、1/25,000地形図に帯水層の分布範囲を作成した。これらの作成資料と地下水の調査資料^{1),2),3),8),12),13)}を使って調査地域の地下水環境を検討した。

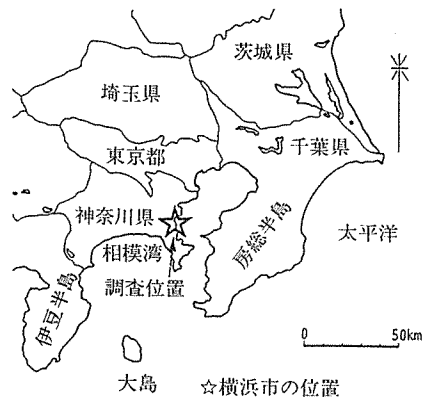


図-2 調査地域図

3. 地形・地質概要

横浜市は東経 $139^{\circ} 28' 05'' \sim 139^{\circ} 43' 44''$ 、北緯 $35^{\circ} 18' 34'' \sim 35^{\circ} 35' 16''$ の地域に位置し、東側が東京湾に面し、北の多摩川と西の相模川に囲まれた丘陵・台地と沖積低地・埋立地から形成されている。地形分類では多摩川以北は広大な武蔵野台地が形成され、西の相模川流域には相模原台地が形成されている。また、この両者の間は関東山地東麓から多摩丘陵が東方に連なり、本市の中央を経て三浦丘陵と接している。東京湾に面した本市の台地は多摩丘陵より一段と低くなっており、下末吉海進(約14.7万年前から13.2万年前の間

の海水準の上昇)によって形成された下末吉台地が北方に広がっている。多摩丘陵から西方に発達する台地は相模原台地の東翼に当り、これらが横浜市の丘陵・台地を形成している(図-3)。

本報の調査対象地域はこれらの相模原台地, 多摩丘陵, 下末吉台地である。

一方, 横浜地域に堆積される地質は基盤岩の下部更新統の上総層群を, 中部更新統の相模層群が不整合に覆い, これを, 上部更新統の河岸段丘堆積物が不整合に覆っている。このうち, 本報の調査に関係する堆積物は中部更新統の相模層群であり, その地質層序は表-1に示すとおりである。

境川流域の主な堆積物は上総層群を基盤岩として, 長沼層・屏風ガ浦層・大庭砂礫層・下庭層・早田層・七国峠層・土屋層・下末吉層・善行礫層・相模野礫層等が堆積し, 最上位は武蔵野ローム層中部が覆っている。また, 帷子川流域は上総層群を基盤岩として, 屏風ガ浦層・上倉田層・西根層・新沢層・舞岡層・保土が谷礫層・戸塚層・下末吉層・新时期段丘堆積物・善行礫層(小原台砂礫層)・武蔵野礫層等が堆積し, 最上位は武蔵野ローム層が覆っている。

4. 結果と考察

4-1 帯水層の分布

図-4に境川・帷子川流域に埋積する帯水層の分布を示す。この帯水層は境川流域では相模野礫層, 戸塚層の基底礫層(土屋層の礫)に相当し, 帷子川流域では早田層の礫, 戸塚層の基底礫(保土が谷礫層)に相当する地層と考えられる

岡の報告^{14), 15)}によれば, 横浜市の帷子川右岸下流には本牧台地が形成され, 北西部から南東部にかけて戸塚層下部に当たる保土が谷礫層が分布している。また, 本牧台地のJ・R石川町駅の西側と山手駅の北側には新时期段丘堆積物の善行礫層が層厚約1.0m前後で堆積されている。

岡村町と本牧台地の山手駅北側には河岸段丘堆積物としての武蔵野礫層が層厚約3.0~1.0mで堆積されている。保土が谷礫層は, 今から約18万年前に形成された堆積物と考えられており, その地史的形成過程は古相模川が分流して東に開折し時代の堆積物と推定している。本調査結果からは, この堆積物の連続性を追跡することができる。

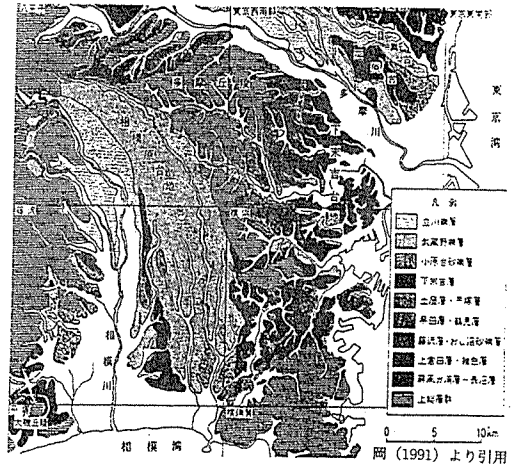


図-3 神奈川県内の地形, 地質図

表-1 神奈川県内の第四系層序表

岡(1991)より引用

年代 x10 ⁴ 年	地層	大 磯 丘 陵 1		「藤沢四幡」地帯 2		「横浜四幡」地帯 3			
		風成層	水成層	風成層	水成層	風成層	水成層		
定年層		黒土層	下庭層	照ぼく土	沖積層	照ぼく土	沖積層		
更新統	4.9-TP	尾尻面構成層	立川ローム層	橋原砂層	立川ローム層	立川ローム層	新期ローム層		
	6.6-OP	今原面構成層	武蔵野ローム層	吉砂礫層	武蔵野ローム層	武蔵野ローム層	立川面構成層		
	8-Pm-1	岩倉面構成層	武蔵野ローム層	武蔵野礫層	武蔵野ローム層	武蔵野ローム層	段丘堆積物		
	9.8-Kmp-1	吉沢ローム層	吉沢層	下末吉ローム層	下末吉層	下末吉ローム層	下末吉層		
更新統	13.2-Klp-8	土屋ローム層	土屋層	土屋ローム層	伊勢山辺層	土屋層	土屋ローム層		
	14.5-Tu-35	七国峠ローム層	七国峠層	七国峠ローム層	七国峠層	七国峠ローム層	戸塚層		
	16-Tu-23	明沢層	早田層	早田ローム層	早田層	舞岡ローム層	舞岡層		
	22.5-Tm-18	藤沢層	川匂層	藤沢ローム層	座間丘陵礫層	藤沢層	新沢層		
	24-Tm-8	下庭ローム層	下庭層	下庭ローム層	下庭層	西根ローム層	西根層		
	26-Tlu-25	雑色ローム層	雑色層	雑色ローム層	大庭砂礫層	山王ローム層	上倉田層		
	更新統	46-HBP	新沢ローム層	新沢層	山西層	屏風ガ浦層	屏風ガ浦層	屏風ガ浦層	
		更新統	58-Nu-3	前川層	下田上部層	下田下部層	長沼層	長沼層	長沼層
			58-Nu-2	砂見層	砂見層	砂見層	砂見層	砂見層	砂見層

帯水層の分布範囲は横浜市の西側にあつて, 北から南に向つて発達する帯水層(以下, 相模野礫帯水層と呼ぶ)と, 市の中央を分断するかたちで西から東に延びて東京湾に至る帯水層(以下, 保土が谷礫帯水層と呼ぶ)がある。

古相模川が相模湾と東京湾に流れを二分した理由は不明であるが, 解析した平面図(1/25,000)から検

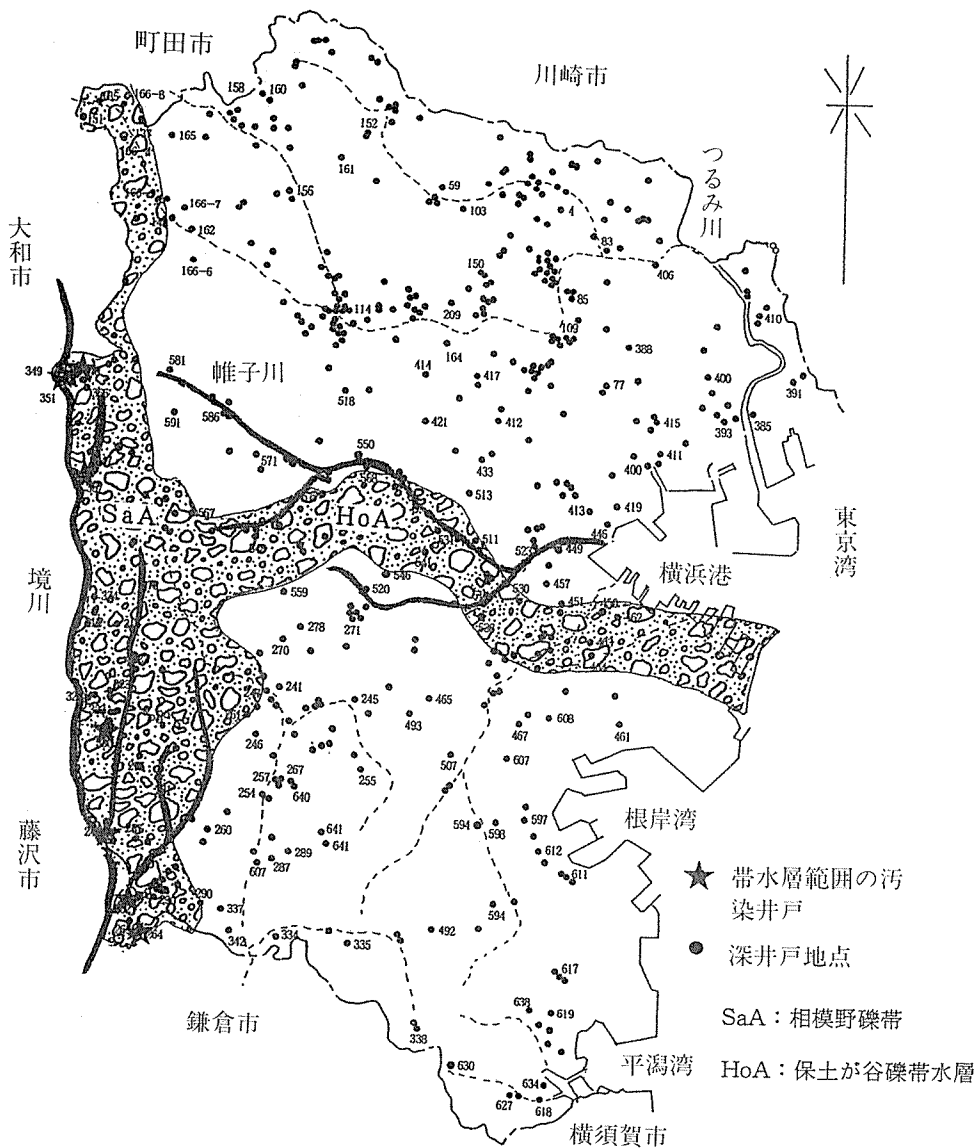


図-4 帯水層分布図

討すると、分流地点は横浜市の旭区南希望ヶ丘から瀬谷区宮沢町付近と思われる。

相模野礫帯水層の東西幅は約1.5~3.0km、南北全長約20.0kmで、その主な分布地は瀬谷区、泉区、戸塚区(西側)で標高約55m(北側)~約30m(南側)の地下に埋積されている。

保土が谷礫帯水層の南北幅は約1.5km~2.0kmであり、東西の全長は約18.5kmである。分布地は旭区、保土が谷区、西区、南区、中区等の一部にあり、標高約50m(西側)~約30mの地下に埋積されている。

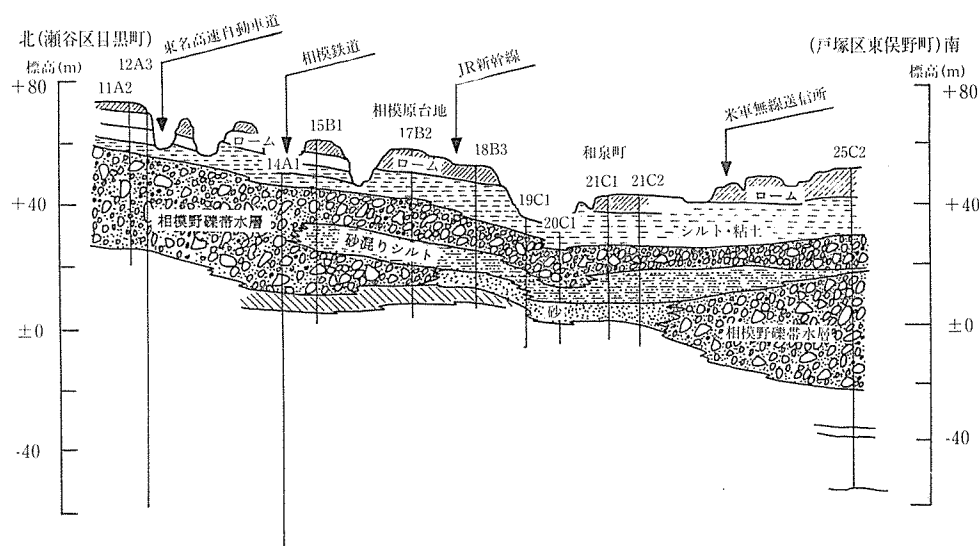
この両者の帯水層に賦存される地下水は連続しており、帷子川・柏尾川源流域の湧水の源となっている。

4-2 帯水層構造

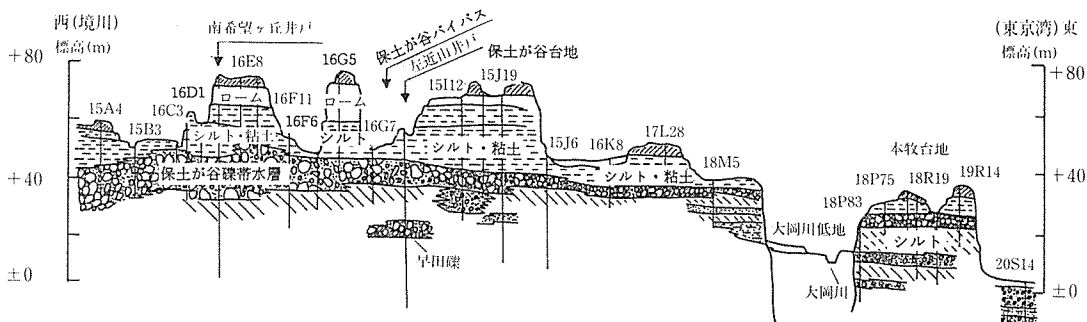
図-5に相模野礫帯水層の縦断面を示し、図-6に保土が谷礫帯水層の縦断面を示す。

相模野礫帯水層は大~中粒の礫から成り、層厚は30.0m~10.0mであり、南で砂質シルト及びシルトを挟んだ二重構造となっている。

保土が谷礫帯水層は細礫混じりの中礫から成る埋没河岸段丘堆積物である。層厚は南希望ヶ丘付近~西谷



図一五 帯水層構造図 (境川流域)



図一六 帯水層構造図 (帷子川流域)

付近までが約8m~14m, 本牧台地で約5mである。

帯水層は旭区左近山付近でシルトを挟んだ二段構造となっているが、帯水層下位のボーリング資料が少ないため構造的な層序は明かにできない。

4-3 オールコア-柱状図の礫層対比

図-7は戸塚区深谷町(Fu)・旭区南希望ヶ丘(Ki)・同区左近山(Sa)におけるオールコア-ボーリングの柱状図である。Fuの標高(TP)は43.0mであり、TP32.2~TP26.2mに相模野礫層(約6万年前)が埋積され、TP1.4~TP-1.0mに土屋礫層(保土が谷礫層, 約18万年前)が埋積されている。TP-14.8mには早田層の火砕質鍵層(F-5, 24万年前)が認められる。

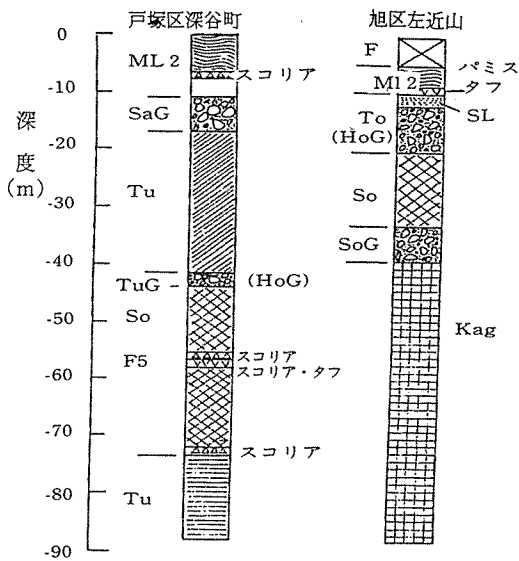
Kiの標高は75.5mであり、TP46.5~TP31.8mに保土が谷礫層(戸塚層の基底礫)が埋積されており、その下位は上総層群である。

SaはTP57.6mの高度にあり、TP45.6~TP37.6m

に戸塚層基底礫の保土が谷礫層が埋積されている。また、TP24.8~TP18.7mには早田層の礫が埋積されている。当地点は星川ドームの南西翼に当り、上総層群の上星川第1・第2タフの火砕質鍵層が確認されるはずであるが、古相模川の分流によって上星川層が下方側方侵食で深く刻まれ、それによってドーム構造が分断されたため、鍵層が喪失されているものと考えられる。当流域からはずれた北方地域ではこれらの鍵層は残されており、今でも確認することができる。

4-4 地下水環境

1988年~1989年に行った地下水調査の水質分析結果を基に、図-4に示した境川・帷子川流域の帯水層の範囲内における地下水環境を検討した。その結果地下水の水質は次のとおりである。水温は12.4~18.0℃, 電気伝導度は77~281μs/cm, pHは7.2~8.5, SiO₂は2.2~48.3PPm, PO₄³⁻は3.58PPm以下, Clは3.5~58.8PPmである。Caは0.67~34.9PPm, Mgは0.60~



ML₂: 武蔵野ローム層中部, SL: 下末吉ローム層,
 SaG: 相模野礫層, To: 戸塚層 (HoG: 保土ガ谷礫層)
 Tu: 土屋層, TuG: 土屋礫層, So: 早田層, SoG: 早田礫層
 SoS: 早田砂層, Fu: 藤沢層, Kag: 上総層群

図-7 地層対比図

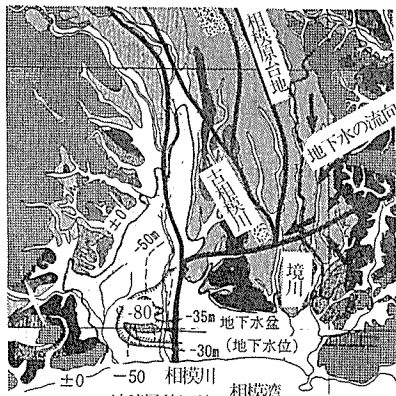


図-8 相模野礫帯水層の地下水流向図

20.4PPm, Naは1.5~22.2PPm, Kは0.41~350 PPm, Feは5.45PPm以下, 1,1,1-トリクロロエタンは1.38PPb以下, トリクロロエチレンは600PPb以下, テトラクロロエチレンは56.4PPb以下, トリチウム濃度は5.0~18.0TRである。

また, 地下水位は静水位でTP63.45m~TP-5.75mの間にあり境川上流で水位が高く, 下流の泉町付近で低くなっている。当帯水層のpHは8前後のアルカ

リ性が多い。洪積層の一般的な電気電導度は83~333 $\mu\text{s}/\text{cm}^{17}$ であるが, この値は当帯水層と概ね同じ傾向を示す。

近年の降水中のトリチウム濃度は10~20TR¹⁸⁾が知られているが, 当帯水層のトリチウム濃度は一部を除けば概ね降水の値と同じ濃度であり, 近年の降水の可能性が強いと考えられる。

境川流域地下の帯水層には透水性の良い堆積物(武蔵野ローム層, 土屋ローム層)が覆っており, 特に上流域では地層が薄くなるため透水性が高くなり, 地下浸透がされやすい。すなわち, 有機塩素系化合物による帯水層の汚染は地下浸透の可能性が高く, 今後はその汚染源の調査等が必要と考える。

一方, 地下水面は境川流域の泉区泉町付近が一段と低く, 標高0mとなっており, 表層地下水の流れも概ねこの周辺に集まる傾向がみられる¹⁹⁾。帯水層の地下水面も上流から下流の泉町に向け低くなっている。すなわち, 地下水の流動方向は北~南と西~西南に向かっているものと考えられる。しかしながら, 図-8から明らかなように全体的な地下水盆地構造は当地点から西南西の平塚市方向にある²⁰⁾。すなわち, 地下水の流動は全体からみれば更に西南西に向かって移動しているものと推定される。

5. まとめ

横浜市西部の境川流域の地下水から有機塩素系化合物が検出されたため, 帯水層の構造とその分布範囲及び地下水環境を検討した結果, 次のような知見が得られた。

1) 境川流域の地下には古相模川によって形成された大庭砂礫層及び相模野礫相当地層の帯水層(相模野礫帯水層)が層厚30~10mで埋積されている。この帯水層は神奈川県の地下水盆地構造における北東翼に当り, 広範囲に形成される帯水層の一部であると考えられる。

2) 帷子川流域右岸の丘陵・台地には埋没河岸段丘堆積物から成る帯水層(保土が谷礫帯水層)が確認される。この帯水層は古相模川の分流に当たると推定した岡の調査結果を追認するものである。

3) 戸塚区深谷町(Fu)におけるオールコアボーリングから, 相模野礫層(約6万年前), 土屋礫層(保土が谷礫層, 約18万年前), 早田層の火砕質鍵層(F-5, 24万年前)が認められ, 旭区南希望ヶ丘(Ki)からは保土が谷礫層(戸塚層の基底礫)が認められ, 同区左近山(Sa)からは保土が谷礫層と早田層の礫が認められた。

4) 相模野礫帯水層及び保土が谷礫帯水層の地下水は、トリチウム濃度等からみて現在の降水と考えられるが、涵養の詳細については今後調査する必要がある。

5) 帯水層の地下水流動方向は全体的には西南西に向かうものと考えられる。

6. あとがき

以上検討してきたように、境川流域の地下には古相模川によって形成された大規模な帯水層が広範囲に分布しており、地下水は横浜市内で最も豊富な水資源となっている。しかしながら、この貴重な帯水層から地下水汚染が認められている。

地下水環境の保全されるべき基本原則は飲料用水として安全であり、地盤沈下の災害が生じないように安定していなければならない。

地下水の環境要因には質（水に溶解する含有物質等）と量（揚水量、水位）が上げられる。前者は生物の健康を維持する上で重要な要素であり、後者は地盤の安定を維持する上で重要な要素であるが、相模野礫層の帯水層の地下水汚染はこの「質」を維持して行く上で早急な防止対策が必要と考える。その対策の一端を担う手法として地下水管理井戸の設置と帯水層分布域内の発生源対策が急務と考える。

文 献

- 1) 杉本，梅原：横浜の地下水に関する調査研究（1）—地下水位の調査結果による地下水面の解析—，横浜市公害研究所報，15（1991）
- 2) 飯塚，杉本，梅原：横浜の地下水に関する調査研究（2）—地盤沈下地帯における地下水汚染の一考察—，横浜市公害研究所報，15（1991）
- 3) 横浜市公害研究所：横浜市域被圧地下水調査報告書資料（未発表）（1988,1989）
- 4) 神奈川県：平元年度神奈川県地下水質測定結果，

平成2年8月（1990）

5) 神奈川県：平2年度神奈川県地下水質測定結果，平成3年9月（1991）

6) 岡重文・島津光夫・宇野沢昭・桂島茂・桓見俊弘：藤沢地域の地質，地域地質研究報告（5万分の1図幅），地質調査所（1979）

7) 三梨昂・菊地隆男：横浜地域の地質，地域地質研究報告（5万分の1図幅），地質調査所（1982）

8) 横浜市公害研究所：横浜市深層地下水調査中間報告書，昭和57年3月（1982）

9) 横浜市環境科学研究所：横浜市軟弱地盤層調査報告書，公害研資料No78,83,84（1988）

10) 横浜市環境科学研究所：横浜市地盤環境調査資料（柱状図集）（未発表）（1988～1992）

11) 岡重文・菊地隆男・桂島茂：東京西南部地域の地質，地域地質研究報告（5万分の1図幅），地質調査所（1984）

12) 杉本，安藤：横浜市の地下水利用に関する調査研究—農業用(畜産事業)井戸の利用実態について—，横浜市公害研究所報，4（1979）

13) 横浜市公害対策局：横浜市地下水総合調査報告書，公害資料No56（1975）

14) 岡重文・宇野沢昭・桂島茂：横浜市本牧台地付近の第四系，関東の四紀（16）P.39—55（1990）

15) 岡重文：関東地方南西部における中・上部更新統の地質，地質調査所月報，Vol.42(11) P.553—653（1991）

16) 木村重彦：水に含まれる放射性同位体による地中水の挙動解析，農業土木試験場報告，第25号，昭和61.3（1986）

17) 横浜市環境保全局：横浜市境川流域の地下水流動・流向調査報告書

18) 平塚市：平塚市の地下水事情〈利用と保全〉，昭和45年4月（1970）

軟弱地盤の沈下に関する調査研究 (6)

—地盤沈下地帯の層別沈下特性解析—

杉本 実*, 梅原順造*

要 旨

横浜市の地盤沈下地帯に設置した6地点の層別沈下装置(層別沈下計, 間隙水圧計, 地下水位測定井戸)のデータを解析して, 層別沈下の実態を解明した結果, 次のことが明らかになった。

- (1) 軟弱地盤の層別変動は地下水位及び間隙水圧の変動に伴って収縮・膨張が繰り返されている。特に浅層部付近でその現象が著しく, 自由地下水位の低下と回復が大きな要因と考える。
- (2) 軟弱地盤最下位の基底砂礫層及び基盤砂層の地下水位上昇は, その上位の間隙水圧を増加させており, 粘性土層を膨張させる。この現象は均一な海成粘土層より砂混じりシルト, 砂質シルトの地層が顕著である。
- (3) 間隙水圧の層別分布は観測当初に比べて変動しており, 特に下位と上位地層の変動幅が大きく約0.05~0.35 Kgf/cm²の範囲である。
- (4) 各々の低地における層別沈下の特徴は地盤沈下の変遷過程と回復地下水の動向に支配されている。

1. まえがき

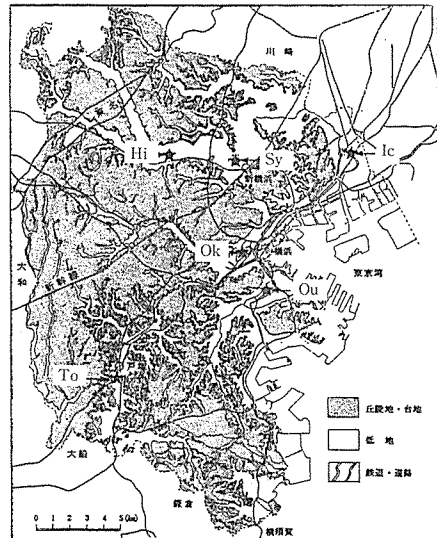
著者らは地盤沈下地帯の沈下機構を解明するため図-1に示す6地点に層別沈下装置(層別沈下計, 間隙水圧計, 地下水位測定井戸)を設置し, 地層内部の沈下(層別沈下)の実態を調査している^{1), 2), 3)}。

また, これと並行して沖積低地の軟弱地盤調査を行っている⁴⁾。これらの調査結果によれば, 本市の軟弱地盤は鶴見川流域を始め, 帷子川・大岡川・柏尾川流域及び金沢の5低地に広く分布し, 最大層厚は約50mに達する。

個々の低地は地盤沈下地帯であり, 特に鶴見川下流域は1942年頃から地盤沈下が著しく発生し, 最大約1.40mも沈下し, 地下水位はT・P約-23.7m低下⁴⁾していた。

また, 帷子川下流域は1960年から1991年までに約0.80~1.00mの地盤沈下⁴⁾が認められている。

しかしながら, 本市全体の地下水位は年々上昇傾向を示しており, 地盤沈下観測所井戸の地下水位も上昇してきている⁵⁾。



To: 戸塚小学校層別沈下装置, Ou: 大通り公園層別沈下装置
Ok: 岡野公園層別沈下装置, Sy: 新横浜駅前公園層別沈下装置
Ic: 市場中学校層別沈下装置, Hi: 東本郷層別沈下装置

図-1 各層別沈下装置の位置図

Study on Ground Subsidence of Soft Layers (Part6)

— Measurement of Settlement in the Subsiding area and its Analysis —

Minoru Sugimoto, Junzou Umehara,

* 横浜市環境科学研究所地盤沈下部門

地盤沈下は鎮静化してきているが、局部的には沈下が継続している所もあり、予断が許されない状態である。

そこで本論は、今後の地盤沈下対策に必要な基礎資料を得ることを目的に、①地下水位低下に伴う間隙水圧の変動、②地下水位・間隙水圧の変動に伴う地層の収縮・膨張（層別変動と呼ぶ）、③地盤沈下履歴地帯の地下水位回復に伴う層別変動、等について層別沈

下装置のデータを使って解析した結果、軟弱地盤の沈下を解析する上でいくつかの新しい知見が得られたので報告する。

2. 調査地周辺の地盤沈下⁶⁾

層別沈下調査は地盤沈下の著しい低地（鶴見川流域・帷子川流域・大岡川流域・柏尾川流域）の6地点で行っ

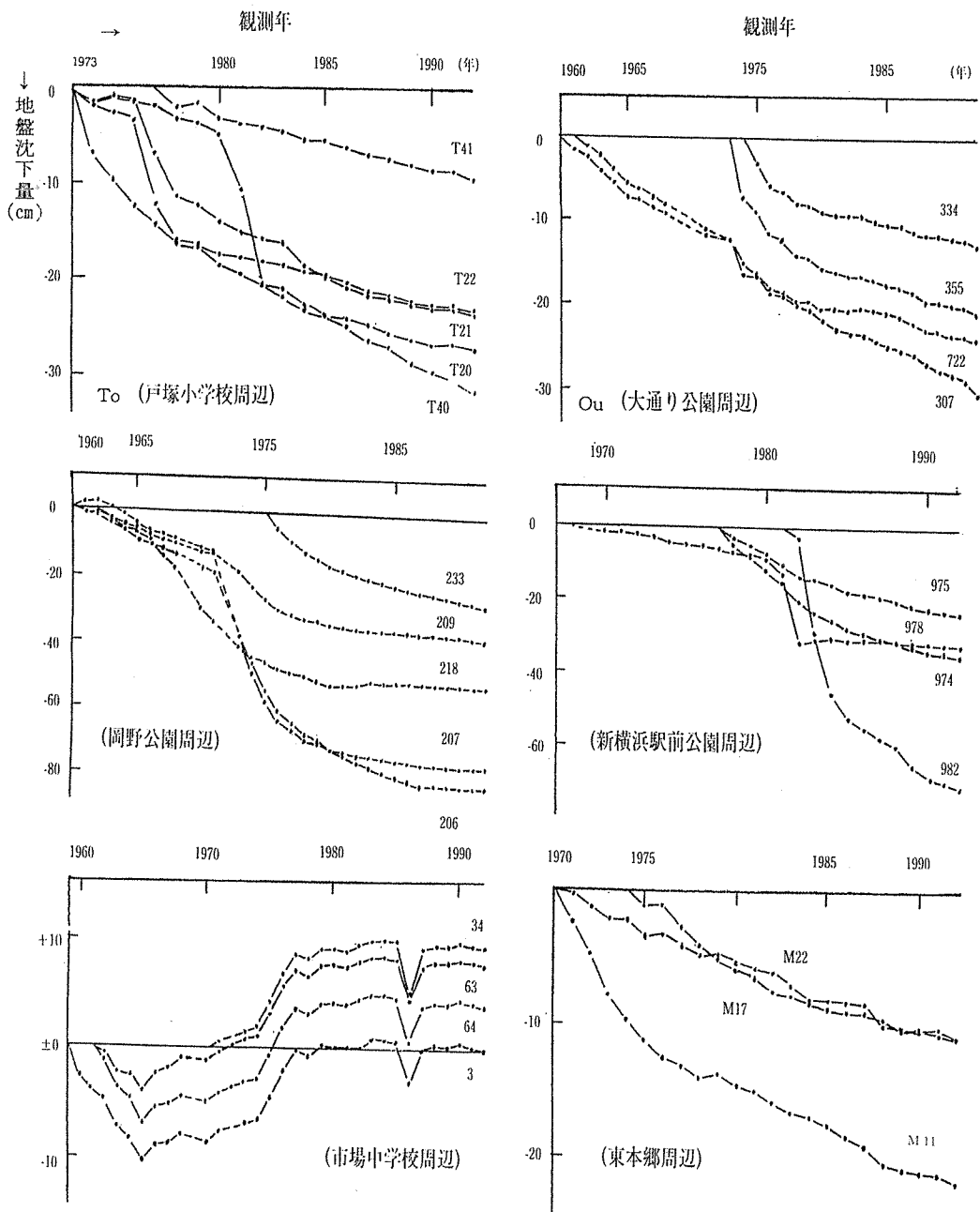


図-2 調査地周辺の地盤沈下経年変化図

た。その付近の代表的な地盤沈下の状況は図-2に示す。柏尾川低地の地盤沈下調査は1973年から観測されているが、1992年までの累積沈下量(Smax)は約100~350mmである。沈下傾向は継続しており、平均沈下速度(Vs)は約5.3~18.4mm/yの速さで進んでいる。

大岡川低地は1960年から調査を始め、1992年までにSmaxは約200~340mm沈下し、現在も沈下は継続している。Vsは約6.3~10.6mm/yである。

鶴見川低地中流域は1977年から調査を始め、1992年までのSmaxは約220~720mmであり、Vsは約14.7~32.5mmである。当地域は現在、建設工事が盛んに行われており、地盤沈下が他に比べて進んでいる所である。

帷子川低地の地盤沈下は1960年から調査しているが、1972年頃に急激な地下水位低下で著しい地盤沈下が発生している。その後は鈍化しており、1992年のSmaxは約380~820mmで、Vsは11.9~25.6mm/yである。

鶴見川低地下流域は1959年から観測を始め、1965年頃は約40~140mmまで沈下した。その後、地盤はリバウンドに転じ、1977年頃には約100~120mmのリバウンド量である。1977年以降は20mm程度のリバウンド量であり、1986年頃に一時沈下に転じているが、その後再びリバウンドしている。

鶴見川上流域は1970年から観測を始め、1992年までにSmaxは110~215mmの沈下である。Vsは5.0~9.8であり、6低地の中では最もVsが遅い。

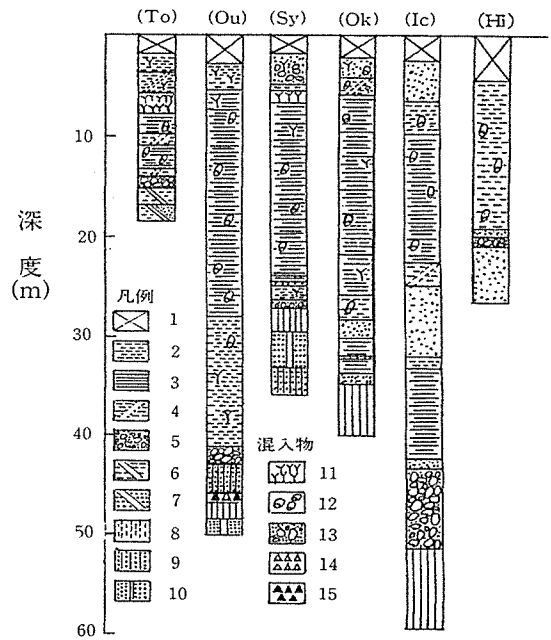
これらの沈下は地表面の水準点の変動を精密水準測量によって測定しているため、基盤の沈下も含めた総沈下量の値である。したがって、軟弱地盤だけの沈下量は明かではなく、個々の地層の変動も実測されていない。

3. 調査地点の地質

図-3に調査地点の地質柱状図を示す。柏尾川低地上流域には戸塚小学校(To)、大岡川低地下流域には大通り公園(Ou)、鶴見川低地中流域には新横浜駅前公園(Sy)、帷子川低地下流域には岡野公園(Ok)、鶴見川低地下流域には市場中学校(Ic)、鶴見川低地上流域には東本郷町(Hi)の各地点に層別沈下装置をそれぞれ設置したが、これらの設置に当たっては事前にボーリング調査を実施し、地質層序を解明してから計器の取り付け位置を決定した。

3-1 戸塚小学校 (To) 地点

To地点の地質層序は中・後期洪積世の相模層群を基盤とし、下位陸成層(BG)、海成層(A2)、上位陸成層(A1)に区分される。陸成層と海成層の比



To:戸塚小学校層別沈下装置, Ou:大通り公園層別沈下装置
Sy:新横浜駅前公園層別沈下装置, Ok:岡野公園層別沈下装置
Ic:市場中学校層別沈下装置, Hi:東本郷層別沈下装置

- 1.埋土, 2.シルト, 3.粘土, 4.砂質シルト, 5.基底礫,
6.半固結シルト, 7.半固結砂, 8.固結シルト,
9.固結砂混りシルト, 10.固結砂, 11.有機物, 12.貝片,
13.砂礫, 14.タフ, 15.スコリア

図-3 調査地点の地質柱状図

率では陸成層が多く、特に泥炭層(AP)が厚く堆積されている。全体の層厚は12~15mであり、BG層は砂礫から成っており有機物をやや多く含み、貝化石の混入はみられない。A2層は均一なシルト及び粘土(AC2)が主体であり、貝化石を多く混入する。A1層はA2層の上位に堆積された地層であり、砂(AS1)、泥炭(AP)、シルト(AC1)から成り、A1層の中ではAP層が最も厚く堆積され、軟弱な地層である。

3-2 大通り公園 (Ou) 地点

Ou地点の地質層序は前期洪積世の上総層群を基盤とし、下位よりBG層、N層、A2層、A1層の順位で堆積される。BG層は沖積層の最下位層に当り、地下水が賦存されている。この地下水位が低下すれば直接地盤沈下が発生するため、地下水の管理がより重要な地層である。層厚は1.0~3.0mで古大岡川の河床礫であり連続性のある地層で、地下水は被圧されている。N層は今から1万2千年前から8千年前に淡水域から

汽水域の環境で堆積された地層であり、東京の七号地の地下に埋積される地層と対比されている。地層構成は砂礫混じりのシルトで、その中には粒径2.5~7.0mmの固結シルト片及び貝化石、有機物を若干混入し、A2層と比べて標準貫入試験のN値が大きい。

A2層は、縄文海進の最盛期（今から約8千年前から5千年前）に谷埋作用によって埋積された海成堆積物（AC₂）で、層厚は22mと厚く軟弱な圧密層である。A2層は均一な粘土層（AC₂）が主体で所々に砂混じりシルトを介在する。貝化石が多く混入し、有機物はほとんどみうけられない。

A1層はシルト（AC₁）が主体で、最上位は埋立された土である。

3-3 新横浜駅前公園（Sy）地点

Sy地点の地質層序は前期洪積世の上総層群を基盤とし、下位よりBG層、NA層、A2層（AC₂）、A1層（AP、ASG）の順位で堆積されている。地質構成はOu地点と同様であるが、最上位層（A1）はAP層とASG層から成り、これらは鶴見川の氾濫によって形成された堆積物と考えられる。

3-4 岡野公園（Ok）地点

Ok地点の地質層序は前期洪積世の上総層群を基盤とし、下位よりBG層、N層、A2層、A1層の順位で堆積される。BG層は沖積層の最下位層に当り、古帷子川の河床で、層厚は薄く連続性がなく、地下水も量的に少ない。N層は砂層を薄く介在し砂質シルトが主体で、その中には粒径2.0~5.0mm程度の固結シルト片及び貝化石、有機物を若干混入し、海成層と比べてN値が大きい。

3-5 市場中学校（Ic）地点

Ic地点の地質層序は前期洪積世の上総層群を基盤とし、下位よりBG層、N層、HBG層、A2層、A1層の順位で堆積される。BG層は沖積層の最下位層に当り、古多摩川本流の河床礫で層厚約2.0~6.0m、小~大礫（通称玉石と呼んでいる）混じりの砂礫層が広範囲に連続して埋積されている。地下水は豊富に賦存されているが、1940年頃には大量の地下水が揚水された地層である。その上位は層厚約10.0mのN層で貝化石、有機物、細砂を混入し、土はかなり締まっている（土質試験でワイヤーソーによる土の切断は不可能）。HBG層は沖積層の二重構造を形成する中間砂層¹⁾として位置づけられており、Ic地点周辺の地下に広く分布しているが他の地域ではみあたらない。淡水域の環境が示されていることから河川作用のデルタ形成に伴う層厚約8.0mの陸成堆積物である。A2層は砂

質シルト（ACS₂）と均一な粘土（AC₂）層から成る層厚約20.0mの海成堆積物で、貝化石を多く混入する。最上位層のA1層は層厚約4.0mの砂層（AS₁）で鶴見川の旧河床砂礫と思われる。

3-6 東本郷町（Hi）地点

Hi地点の地質層序は中・後期洪積世の相模層群を基盤（半固結砂）とし、下位陸成層（BG）、海成層（A2）、上位陸成層（A1）に区分される。全体の層厚は20.0~25.0mである。BG層の砂礫は有機物をやや多く混入し、貝化石の混入はみられない。A2層はシルト及び粘土（AC₂）が主体で、貝化石が混入される。A1層は、泥炭（AP）とシルト（AC₁）が若干堆積されている。

4. 層別沈下装置の構造と設置深度

6地点の層別沈下装置は1980年から1991年に掛けてそれぞれ設置した。層別沈下装置の計器種類、地質層序、及びセンサー取り付け深さの断面構造を表-1、図-4、に示す。

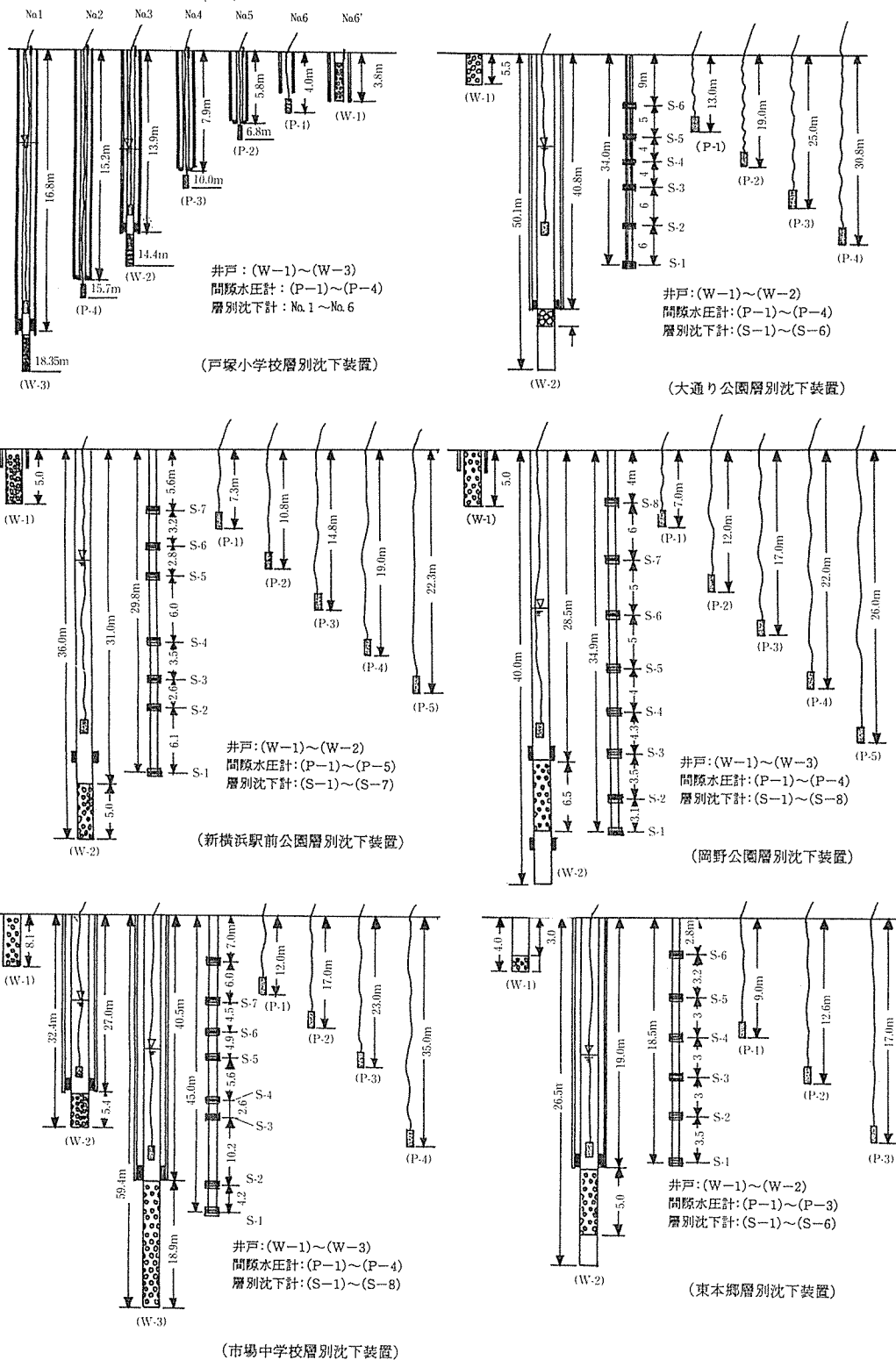
層別沈下計の構造はToが多孔多点式（図-4、戸塚小学校層別沈下装置参照）で、各々の深度に設置された沈下棒を水準測量で測定する方法である。沈下棒はネガティブフリクションの影響を避けるため、二重管式の構造とし、内管は外径（φ）50.8mmのガス管を用い、その底面にはφ140mmの沈下板（円板加工）を埋設している。外管はφ140mmのVP管を使用した。

No.1、No.3、No.6の沈下棒は井戸仕上げとし、No.2、No.4、No.5の沈下板の下にはひずみゲージ式間隙水圧計（BP型）を挿入した。

Hi、Sy、Ic、Ok、Ouの構造は一孔多点式（図-4、大通り公園・新横浜駅前公園・岡野公園・市場中学校・東本郷町の層別沈下装置参照）で、ワイヤー式（WFB型）の変位量をノギス（ダイヤルディプスゲージ）で測定する方法である。構造は直径86mmのボーリング孔の中に各々の深度に分けた測定ワイヤー（φ9.5mmのケーシングチューブにφ5mmのシリコンマンガン線を挿入し、最下端部は水圧式アンカー板を取り付けてある）を地表部まで立ち上げ、水圧式アンカー板を孔壁に圧着固定するものである。地表部は測定ワイヤーを固定する基準板（ノギスの測定部分で研磨仕上げ）をコンクリートで固め地盤と一体化している。Sy、Ok、Ouの間隙水圧計は半導体式ゲージ（MODEL-3523C）、Hi、Icの間隙水圧計は差動トランス型（EPP-5802）をそれぞれ採用し、所定深度にボーリングして挿入した。

表-1 各層別沈下の諸元表

名称	層別沈下計				間隙水圧計			地下水位計			
	記号	深度m~m	層圧(m)	地質	記号	深度m	地質	記号	スクリーン 深度m~m	地質	管頭 T.P.(m)
戸塚小層別沈下	TS6	0.0~4.0	4.0	F+AC ₁	TP1	4.0	F	TW1	0.0~3.8	F	
	TS5	4.0~5.8	1.8	AC ₁	TP2	6.8	AP	TW2	13.9~15.2	BG	
	TS4	5.8~7.9	2.1	AP	TP2	6.4	AP	TW3	16.8~18.4	DC	12.092
	TS3	7.9~13.9	6.0	AC ₂	TP3	10.0	AC ₂				
	TS2	13.9~15.2	1.3	BAG	TP3	11.1	AC ₂				
	TS1	15.2~18.4	3.2	DC	TP4	15.7	DC				
大通り公層別沈下	OS6	0.0~9.0	9.0	F+AC ₁	OP1	13.0	AC ₂	OW1	0.0~5.5	F	
	OS5	9.0~14.0	5.0	AC ₂	OP2	19.0	AC ₂	OW2	40.8~43.6	BG	1.707
	OS4	14.0~18.0	4.0	AC ₂	OP3	25.0	AC ₂				
	OS3	18.0~22.0	4.0	AC ₂	OP4	30.8	NC				
	OS2	22.0~28.0	6.0	AC ₂							
	OS1	28.0~34.0	6.0	NC							
岡野層別沈下	OkS8	0.0~4.4	4.4	F+AS ₁	OkP1	7.0	AC ₂	OkW1	2.5~5.0	F	
	OkS7	4.4~10.0	5.0	AC ₂	OkP2	12.0	AC ₂	OkW2	28.5~35.0	BG	1.240
	OkS6	10.0~15.0	5.0	AC ₂	OkP3	17.0	AC ₂				
	OkS5	15.0~20.0	5.0	AC ₂	OkP4	22.0	AC ₂				
	OkS4	20.0~24.0	4.0	AC ₂	OkP5	26.0	AC ₂				
	OkS3	24.0~28.3	4.3	AC ₂							
	OkS2	28.3~31.8	3.5	NS							
	OkS1	31.8~34.9	3.1	NC							
新横浜層別沈下	SS7	0.0~5.6	5.6	F+AS ₁	SP1	7.3	AP	SW1	0.0~5.0	F	
	SS6	5.6~8.8	3.2	AP	SP2	10.8	AC ₂	SW2	31.0~36.0	BG	7.354
	SS5	8.8~11.6	2.8	AC ₂	SP3	14.8	AC ₂				
	SS4	11.6~17.6	6.0	AC ₂	SP4	19.0	AC ₂				
	SS3	17.6~21.1	3.5	AC ₂	SP5	22.3	AC ₂				
	SS2	21.1~23.7	2.6	AC ₂							
	SS1	23.7~29.8	6.1	N							
	市場中層別沈下	IcS8	0.0~7.0	7.0	F+AS ₁	IcP1	12.0	AC ₂	IcW1	0~8.1	AS ₁
IcS7		7.0~13.0	6.0	AC ₂	IcP2	17.0	AC ₂	IcW2	27.0~32.4	HBG	
IcS6		13.0~17.5	4.5	AC ₂	IcP3	23.0	AC ₂	IcW3	40.5~59.4	BG	1.534
IcS5		17.5~22.4	4.9	AC ₂	IcP4	35.0	Nc				
IcS4		22.4~28.0	5.6	AC ₂							
IcS3		28.0~30.6	2.6	HBG							
IcS2		30.6~40.8	10.2	NC							
IcS1		40.8~45.0	4.2	NC							
東本郷層別沈下	HiS6	0.0~2.8	2.8	F	HiP1	9.0	AC ₂	HiW1	3~4	F	
	HiS5	2.8~6.0	3.2	F+AC ₁	HiP2	12.6	AC ₂	HiW2	19~24	BG	10.519
	HiS4	6.0~9.0	3.0	AC ₂	HiP3	17.0	AC ₂				
	HiS3	9.0~12.0	3.0	AC ₂							
	HiS2	12.0~15.0	3.0	AC ₂							
	HiS1	15.0~18.5	3.5	AC ₂							



図一 4 各層別沈下装置の計器設置深度図

地下水位測定井戸はHi, Sy, Ok, Ouが浅層部(自由地下水)と深層部(被圧地下水, 基底砂礫層BGの下に基盤に固定)に設け, Icでは軟弱地盤の中間砂層部(HBG)に1井追加して計3本の井戸を設置した。

4. 測定方法

測定頻度は毎月1回の割合で手動測定した。また, 毎年実施される精密水準測量で各々の計器の頭部を測量し, 地表面と基盤層(Toは相模層群であるが他は全て上総層群)の変位量から実測値の検証を行った。

HiとIcの間隙水圧はバッテリー電源による自動収録装置(ELC-21A)で自動計測した。

地下水位測定はOkを除いた5地点の井戸で水位計とバッテリー電源を取付けた自動収録装置を設け, 自動計測を行った。また, 手動水位計で毎月1回の割合で地下水位を測定し, 自動収録データの精度を検証した。

6. 結果及び考察

6-1 層別沈下計の経年変化

6地点における層別沈下の経年変化を図-5に示す。各装置の測定開始はToが1980年4月(昭和55年), Ouが1984年4月(昭和59年), Syが1988年4月(昭和63年), Okが1988年10月(昭和63年), Icが1990年4月(平成2年), Hiが1991年4月(平成3年)であり, 1992年4月現在で最も長い記録は12年間の測定である。図中, S8~S0の沈下曲線は地表面から各々の深さにおける層厚の沈下量を示したものであり, S0は軟弱地盤層の総沈下量を示したものである。また, 図には示していないが軟弱地盤から下位地層の沈下量は深井戸の管頭を精密水準測量で測定している。

図から明かのように, 軟弱地盤の層別沈下は各々の低地で特徴があり, To, Ou, Sy, Hiの沈下速度は速く一定の値で進んでいる。これに対して, Okの沈下速度は遅く, Icはリバウンドしている。層別沈下量(S8-S7, S7-S6, S6-S5, S5-S4, S4-S3, S3-S2, S2-S1)は各々の曲線でバラツキがあり, 地層別の沈下量の違いが見られる。

なお, これらの調査地点付近の地表面沈下(精密水準測量による地盤沈下データ)によればIc付近の沈下はリバウンドが多く現れており, Ok付近は沈下量が少なくなってきた。

6-2 地下水位変動と間隙水圧変動との関係

図-6(1)~図-6(6)に地下水位・間隙水圧の変動と地層1m当り(単位地層, mm/m)の層別変動図を示す。浅層部の自由地下水位は変動が著しいが, こ

の理由は降水量や潮汐(河口部)の影響によって生じる現象が確認されている。深層部の被圧地下水位変動は大規模地下掘削工事の地下水排除や事業所等の地下水揚水が原因であり, 各々の地域によってその特徴が現れている。自由地下水位の変動は最上部層(シルト及び粘土)に設置された間隙水圧と似た傾向を示し, 被圧地下水位の変動は帯水層の直上に設置された軟弱地盤最下位層(シルト及び粘土)の間隙水圧の変動に類似している。この現象は地下水の給・排水が地層の中で長時間を有すると言う予想に反して早い速度で移動している。

6-3 地下水位・間隙水圧の変動に伴う層別沈下の挙動解析

地下水位・間隙水圧の変動に伴う層別変動を解析するため, 1993年8月から1994年9月のデータを単位地層の変動量で検討した。その結果, 軟弱地盤の個々の地層は地下水位と間隙水圧の変動に伴って, 収縮と膨張が現れており, 特に浅層部に近い地層でその現象が著しく, 浅層地下水位の変動が大きな要因となっている。

また, 被圧地下水位の上昇によってその上位地層の間隙水圧が増加し, 地層が膨張していることが認められる。この現象は均一な海成粘土層より砂混じりシルト, 砂質シルトの地層で顕著に見られる。被圧地下水位が急激に低下すれば, その上位地層の間隙水圧が減少し始め, 地層の収縮が発生する。

図-7はOu地点の地下水位と間隙水圧の変動及び単位地層の層別変動を示したものである。1987年から1988年までの期間に周辺部の建設工事で基盤砂層(上総層群)から被圧地下水が多量に揚水され, 水位が急激に低下した時のデータであるが, 地下水位と間隙水圧の減少で個々の地層が収縮している様子が見られる。

しかしながら, 当地域は1年間の平均沈下速度Su(mm/m・y)が他よりも大きく, その原因は被圧地下水位の低下, 建設工事, 地盤特性等の理由とは考えられず, 他の隣接構造物の漏水等の原因が考えられるが詳細は現在のところ不明である。

6-4 地盤沈下の履歴地帯における地下水位回復による層別変動

図-6の(5)及び(4)は過去に一時期, 著しい地下水位低下と地盤沈下のあった地域であり, 現在は地下水位が回復している。図-6(4)のOkの地盤沈下量は少なくなっており, 図-6(5)のIcでは地表面がリバウンドしている。その現象は特に砂層及び砂質シルトが厚く堆積する地層で膨張し, 地下水位と間隙水

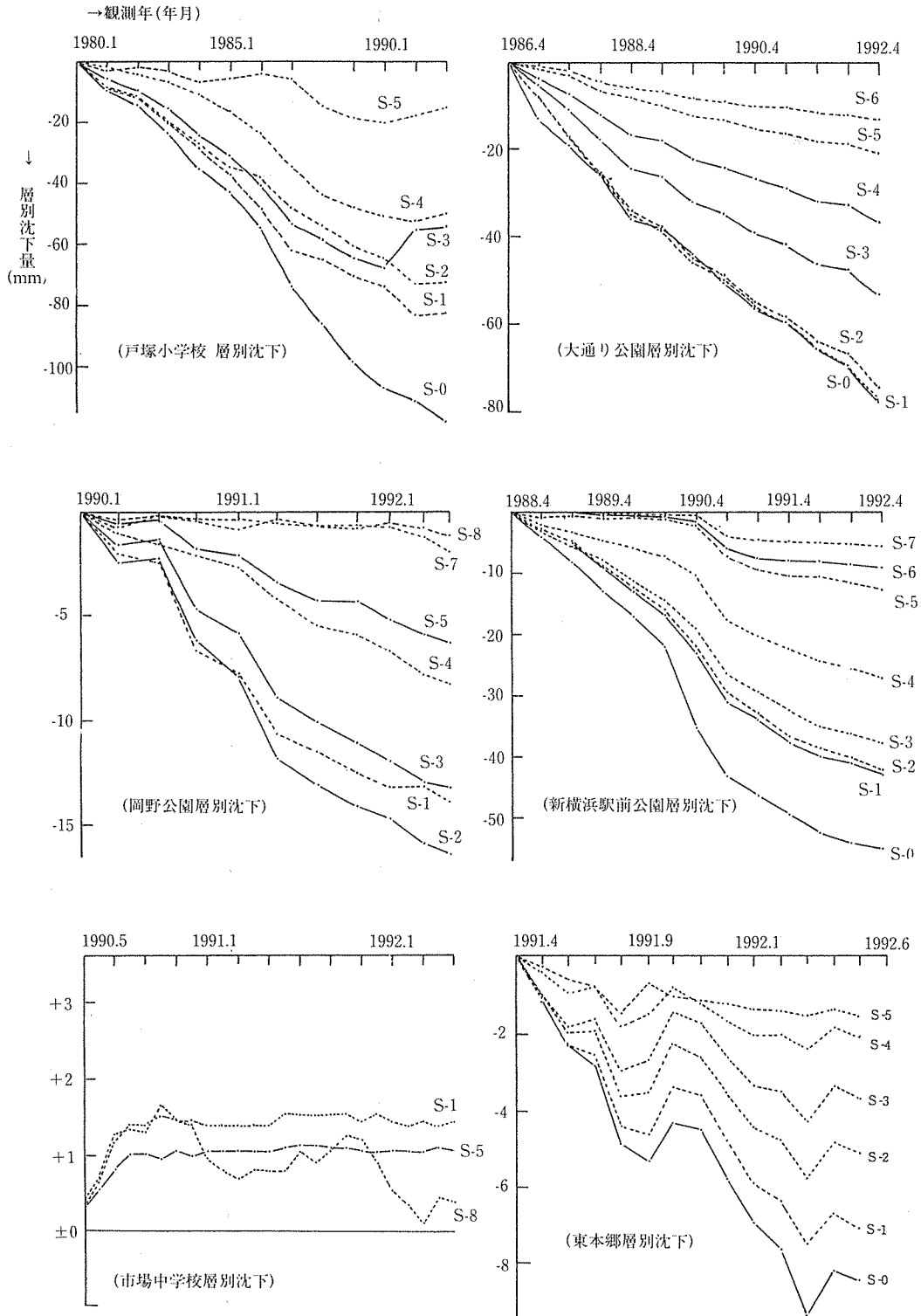


図-5 各層別沈下の経年変化図

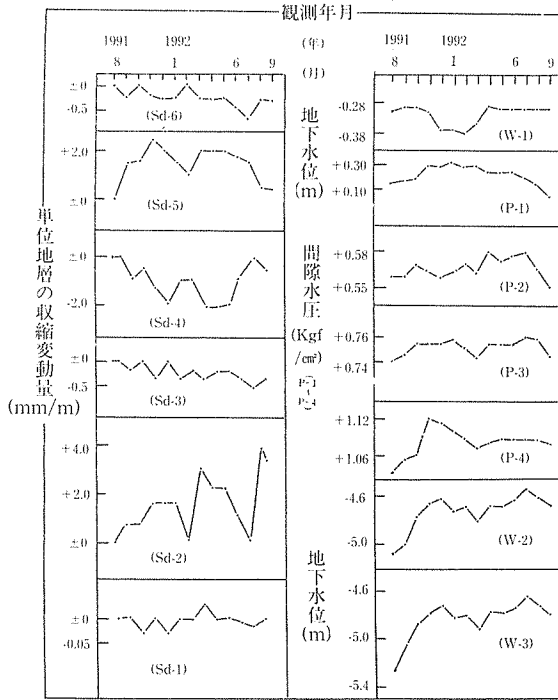


図-6 (1) 戸塚小学校単位地層の収縮, 地下水位
間隙水圧変動図

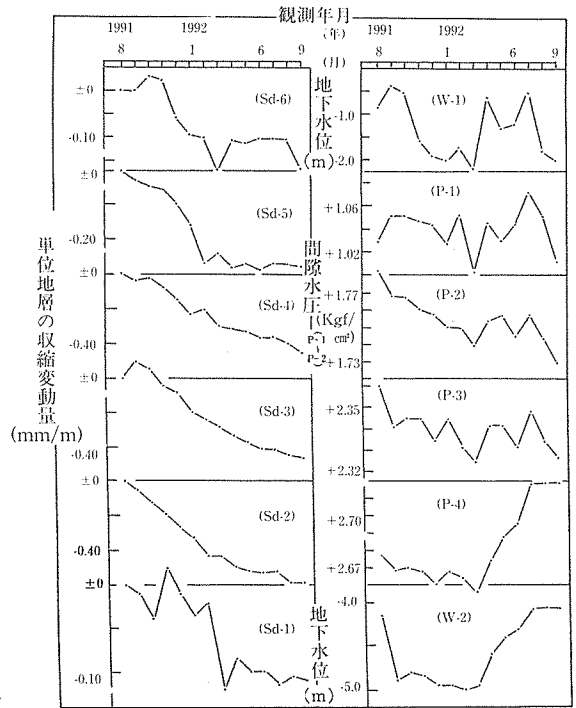


図-6 (2) 大通り公園単位地層の収縮, 地下水位
間隙水圧変動図

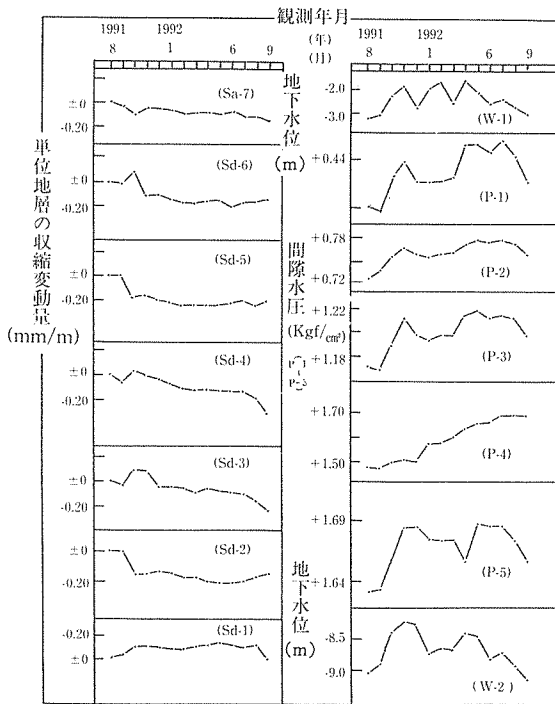


図-6 (3) 新横浜駅前公園単位地層の収縮, 地下水位
間隙水圧変動図

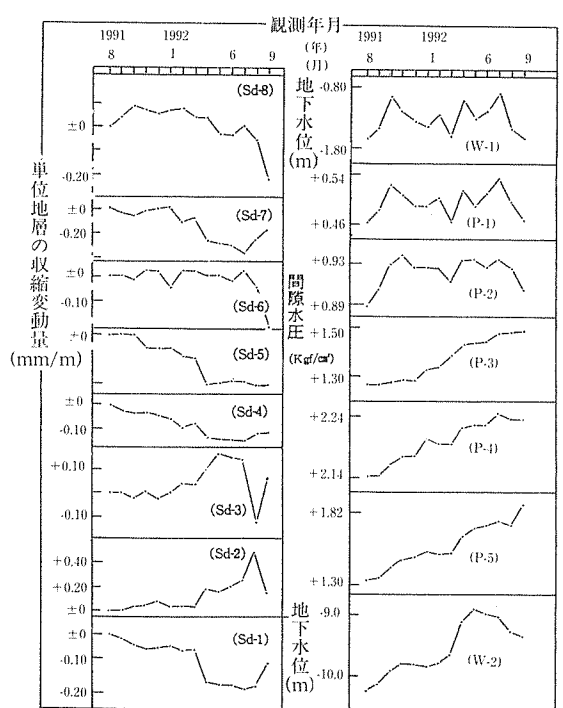
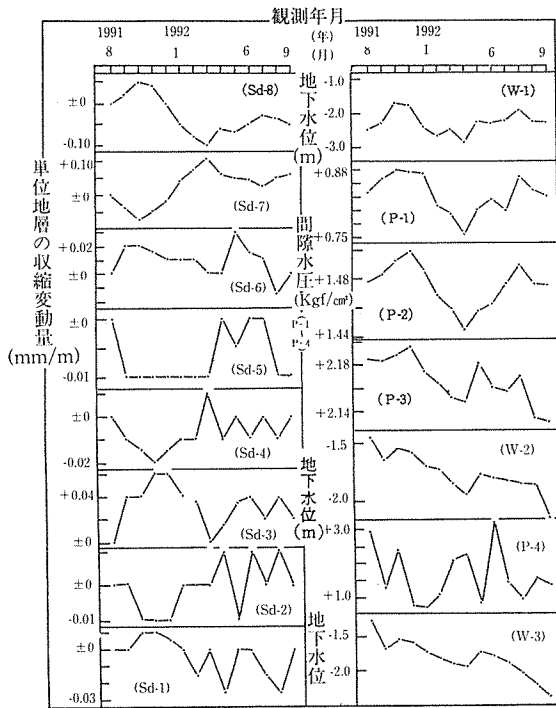
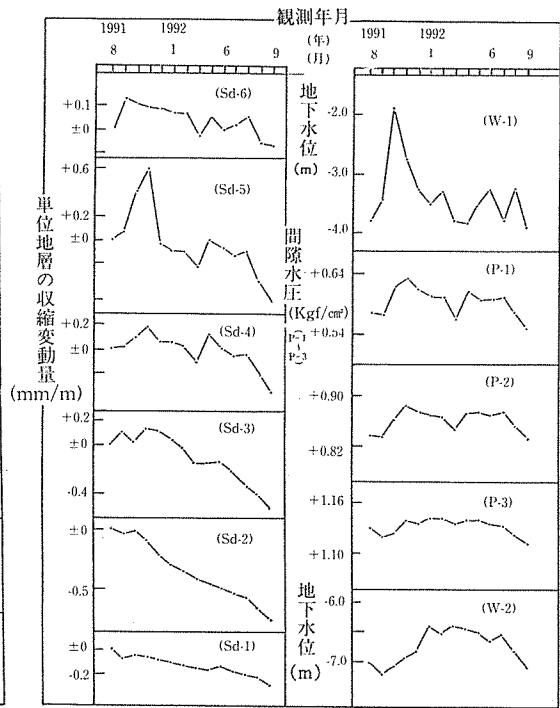


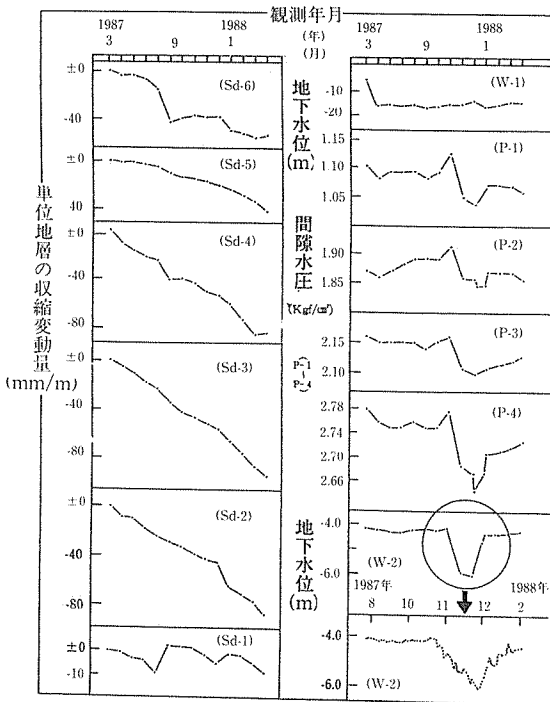
図-6 (4) 岡野公園単位地層の収縮, 地下水位
間隙水圧変動図



図一六 (5) 市場中学校単位地層の収縮，地下水位
間隙水圧変動図



図一六 (6) 東本郷単位地層の収縮，地下水位
間隙水圧変動図



図一七 大通り公園単位地層の収縮，地下水位
間隙水圧変動図

リバウンドしている。その現象は特に砂層及び砂質シルトが厚く堆積する地層で膨張し、地下水位と間隙水圧の変動に伴って収縮と膨張を繰り返している。

6-5 間隙水圧の層別分布

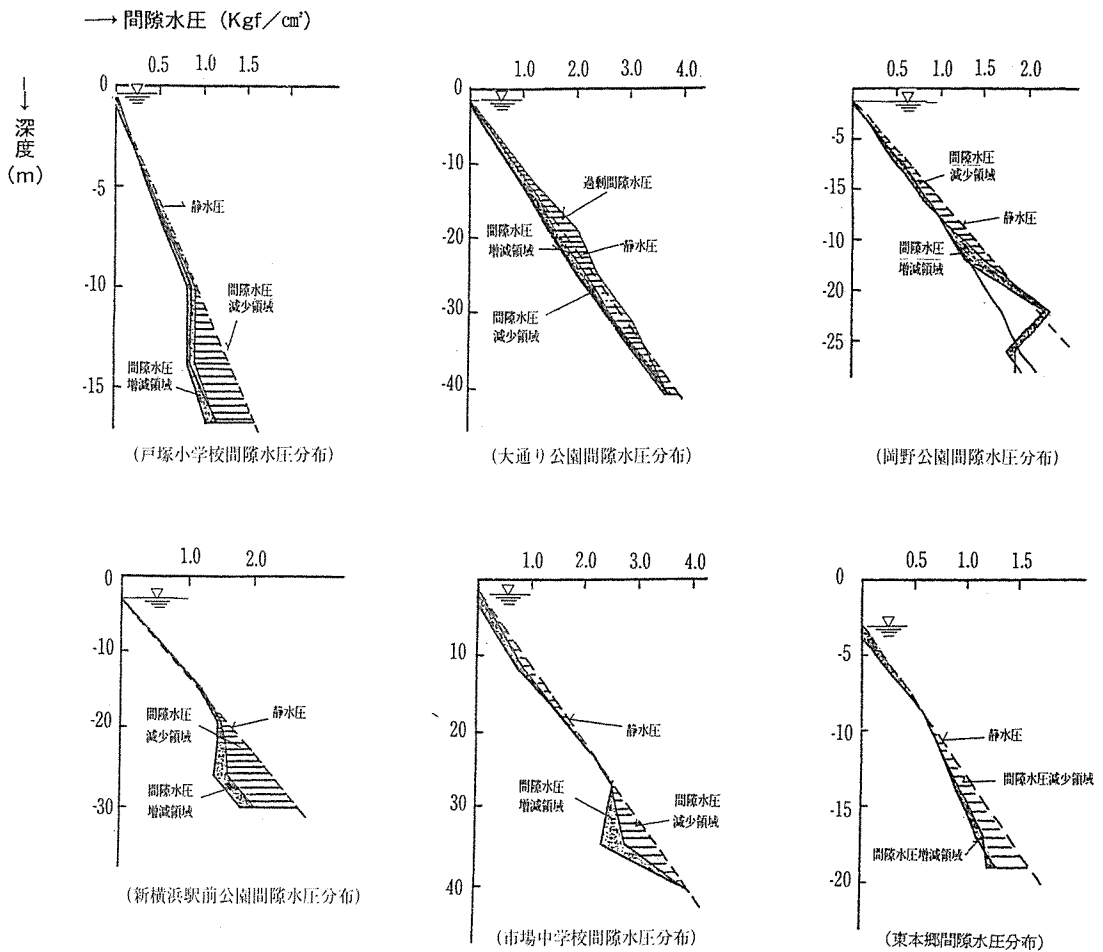
図-8に間隙水圧の層別分布を示す。間隙水圧(Pw)の分布は観測当初のPwに対して、その後のPwがどのように変化し、減少しているかを検討したものである。Pwが減少すればその減少分だけの有効応力が増加して、その地層が圧密されるため、原位置のPwを把握することは、地盤沈下の予測解析に欠くことのできないデータである。

To地点のPwは観測当初から減少しており、特に-14m以深のPwの減少が著しく現れている。その後のPwは約0.2Kg/cm²の範囲で変動している。

また、粘土層のPwは浅層部と深層部で激しく変動する傾向がある。

Ou地点では観測当初のPwは過剰間隙水圧が発生しており、その後徐々に減少して、現在では静水圧より低い値となっている。Pwの変動幅は約0.15Kg/cm²で軟弱地盤全体に認められる。

Sy地点のPwはTo地点と同様の傾向を示している。Sy地点付近は観測当初から現在までビルの建設工事



図一八 各間隙水圧の深度分布図

ラッシュが続いており、商業用井戸が比較的多く、深層部からの地下水を揚水している地域である。このため地下水位は低下しており、この状況はT_o地点付近の開発最盛期の状況と良く似ている。P_wの減少は-20.0mから深い地層で大きく現れ、その値は約0.35 Kgf/cm²の範囲で変動している。

Ok地点の被圧地下水は1972~1976年頃まで約7m低下し⁴⁾、地盤沈下が急激に発生している。この影響によって軟弱地盤層のP_wは減少したが、水位はその後上昇し、-22.0m以深では観測当所より約0.20 Kgf/cm²も増加している。

Ic地点の被圧地下水は1971年頃の記録で約22.0m低下しているが、1976年頃には海面(標高0m)近くまで回復し、ほぼその状態が続いている。P_wは下位層と上位層で変動しており、前者は約0.20 Kgf/cm²、後者は約0.10 Kgf/cm²の範囲である。

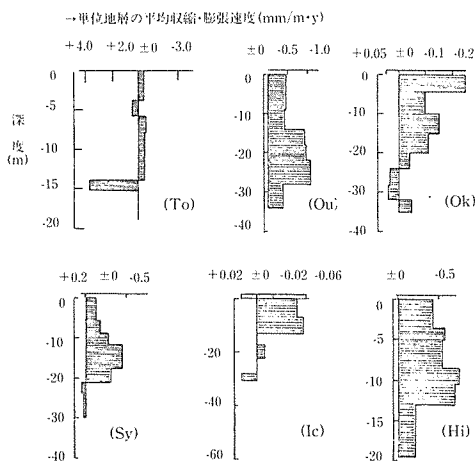
Hi地点のP_wは深度17.0m付近から下位で変動し

約0.05 Kgf/cm²の範囲である。当地点の観測は1991年4月からで、観測期間が短い。そのためP_wの変動が他に比べて少ない。

6-6 単位地層当りの収縮・膨張速度に関する比較検討

図-9に軟弱地盤の層別変動を深度方向別に示す。地層の変動を同一比較するため、1年間の地層間における収縮量または膨張量を地層厚で除した値を単位地層の収縮速度(S_{us})・膨張速度(R_{us})(mm/m・y)として表した。

T_o地点のS_{us}は軟弱地盤の下位で変化がなく、その上位層が膨張している。層中央付近はS_{us}が小さく現れており、その上位の泥炭層(AP層)でも若干大きい。これに反しO_u地点では層中央付近のS_{us}が大きく、上下付近の地層では小さく現れている。また、Ok地点とIc地点は上位付近の地層でS_{us}が大きく、層中央付近から下位では膨張が認められ、Ic地点の



To: 戸塚小学校層別沈下装置, Ou: 大通り公園層別沈下装置
Ok: 岡野公園層別沈下装置, Sy: 新横浜駅前公園層別沈下装置
Ic: 市場中学校層別沈下装置, Hi: 東本郷層別沈下装置

図一 単位地層の平均収縮・膨脹速度図

となり、地層の膨脹が認められる。Hi地点の S_{vs} は層中央付近から上位の地層で大きく現れ、下位の地層で小さく現れている。

To, Ou, Sy, Hi地点の S_{vs} が $0.5 \sim 1.2(\text{mm}/\text{m}\cdot\text{y})$ であるのに対しOk, Ic地点の S_{vs} は $0.06 \sim 0.23(\text{mm}/\text{m}\cdot\text{y})$ と極めて小さな値となっている。後者は過去に大きな地盤沈下が発生した地域であり、現在は被圧地帯地下水が回復している地域である。

7. まとめ

6地点の層別沈下装置による観測データを取りまとめて、地下水位変動に伴う層別変動解析を行った。その結果、最近(1991年8月~1992年9月)の地盤沈下地帯における軟弱地盤の層別変動は次のような特徴があることがわかった。

1) 地下水位変動と間隙水圧変動との関係

上部地層の間隙水圧は自由地下水位の変動に類似しており、下部地層の間隙水圧は深層部(沖積層基底礫層, 相模層部, 上総層部)の地下水位の変動に類似している。両者の間隙水圧の変動は明かに地下水位の影響を受けているものと考えられる。

2) 地下水位・間隙水圧の変動に伴う軟弱地盤内部の層別変動

軟弱地盤の各々の地層は地下水位及び間隙水圧の変動に伴って、収縮と膨脹が顕著に現れており、特に浅層部に近い地層でその現象が著しく、浅層地下水水位の変動がこの原因と考えられる。

また、軟弱地盤最下位の基底砂礫層及び基盤砂層の地下水位上昇は、その上位地層の間隙水圧を増加させ、地層の膨脹が認められる。この現象は均一な海成粘土層より砂混じりシルト、砂質シルトの地層が顕著に現れている。

3) 間隙水圧の深度分布は観測当初に比べて変動しており、特に下位と上位地層の変動幅が大きく約 $0.05 \sim 0.35\text{Kgf}/\text{cm}^2$ の範囲である。

4) 単位地層当りの収縮・膨脹速度

層別沈下を単位地層当りの変動で検討した結果、To・Ou・Sy・Hi地点では S_{vs} が $0.5 \sim 1.2(\text{mm}/\text{m}\cdot\text{y})$ であった。これに対しOk, Ic地点の S_{vs} は $0.06 \sim 0.23(\text{mm}/\text{m}\cdot\text{y})$ と極めて小さな値となっており、下位では地層の膨脹が認められる。前者は現在、再開発地域または未開発の地域であり、後者は地盤沈下の変遷が著しかった地域である。低下地下水水位の回復対策が地層収縮を抑制するのに極めて効果的であることを物語っている。

文 献

- 1) 杉本・梅原: 横浜の地盤沈下地帯における層別沈下と間隙水圧の測定, 第25回土質工学研究発表会, P 257~258 (1990.6)
- 2) 杉本・梅原: 軟弱地盤の沈下に関する調査研究 (5) 一 地盤沈下地帯における層別沈下測定とそれに対する解析 一 横浜市公害研究所報第15号P157~164 (1991)
- 3) 杉本・梅原: 横浜の沖積層と地盤沈下, 日本地質学会第99年学術大会P524 (1992.4)
- 4) 横浜市公害研究所: 横浜市軟弱地盤層調査報告書 一 軟弱地盤構造と地盤沈下特性 一 公害研資料No78, 83, 84 (1988.3)
- 5) 横浜市環境保全局: 横浜市地盤沈下調査報告書 (1959~1991)
- 6) 横浜市環境保全局: 横浜市水準測量成果表 (1959~1991)

トンボ・エコアップに関する中間的考察

—本牧市民公園の事例を中心に—

森 清和*, 梅田 孝*

要 旨

エコロジカル・ライフスタイルを実現するためにはエコロジカルな都市環境（エコシティ）づくりが必要である。その都市空間のエコロジカル化は新しい課題であり、そのための方法論（ネイチャーデザイン）と技術手法（エコアップ・テクノロジー）の研究開発が求められる。

本報は、トンボを象徴とした池環境のエコアップ・テクノロジーの確立を目的に、本牧市民公園において試みたフィールド・スタディの中間報告である。

本牧市民公園のコンクリート3面張りの修景池（約1ha）の3分の1を、緑政局公園部の協力のもとに1986年より、トンボの豊かな生息環境づくりを目標に再整備（エコアップ）を図った。主要な整備内容は、コンクリート池を埋め戻して水深0～80cmの池整備（88年）、湿地と小川の整備（89年）、及びマコモを中心とする30種の水草植栽（89年）、である。

現在、水草環境の育成段階であるが、トンボ相も整備前の5種から23種（92・9）にまで回復し、エコアップの効果は十分に確認された。またかかるエコアップは我が国では初めての試みであり、水草の成育状況や環境管理等についても多くの知見が集積された。

1. はじめに

当社会科学部門は、過年度（1985～89年度）の「都市自然活用システム」に関する研究を基礎に、1990年度より「エコロジカル・ライフスタイル」に関する研究をすすめている。

エコロジカル・ライフスタイル（エコライフ）を実現するためには、都市空間のエコロジカル化すなわちエコロジカル・シティ（エコシティ）形成が欠かせない。そのエコシティ形成は新しい課題であり、そのための新しい方法論としてエコロジカルな環境デザイン（ネイチャーデザイン）手法の理論化、体系化が必要である。野生小動物を中心とする生物の生息環境（ビオトープ）づくりをめざすエコロジカルな環境改善技術であるエコアップ・テクノロジーは、そのネイチャーデザインの支柱となるものである¹⁾。

トンボをシンボリック（象徴的）指標としたエコアップ（トンボ・エコアップ）に関する調査研究は、その

ネイチャーデザイン研究の一環として位置づけられるものである。本稿では、トンボ・エコアップについて、本牧市民公園トンボ池におけるフィールド・スタディの中間報告を中心に、これまで得た知見を整理する。

2. トンボ・エコアップの背景

ふるさと生物とも言われ親しまれてきたトンボ、ホタル、クワガタ、カブトムシ、セミ、チョウ、バッタ、鳴く虫、メダカ、小鮒、カエル等の身近な野生小動物の保護・復活が、大きな環境問題になりつつある。貴重種、希少種を対象とした伝統的な自然保護とは別の新しい潮流である。

この背景には、それら小動物の文化性がある。ありふれた身近な小動物は、様々な生活文化を育ててきた。なかでも、童遊文化における虫捕り、俳句・詩歌・絵画などの文芸・美術における対象化、あるいは蛭狩りや虫の音を聴く会などの風物詩化等に象徴される虫文

Eco up Strategy on Dragonfly

A case study in Honmoku Citizen's Park.

* Seiwa Mori, Takashi Umeda. 横浜市環境科学研究所社会科学部門

化は、日本固有の文化と言われている²⁾。

象徴的な例のひとつにトンボ文化がある。

昆虫少年ならずとも多くの子ども達がトンボ採りに興じてきた。捕虫網による捕獲だけでなく、ヤンマ釣りと呼び称したトリコ（またはブリ）、オトリ、トリモチなどを用いた様々な採り方も編み出してきた。童謡、唱歌も多い。大人も親しんできた。「蜻蛉釣り今日はどこまで行ったやら（千代女）」をはじめ無数の俳句が詠まれている。句心はなくとも今なお多くの人がギンヤンマに夏を、アカトンボの群れにしるのびよる秋を感じとる。日本だけである。対象物に名前を付けるのはかかわりがあるからであるが、ただの虫のトンボの一種一種に和名や方言をもつのも日本だけで、トンボの文化性を表すものと言われている。

欧米では、生活文化に組み込まれていない。トンボには「悪魔の縫い針」とか「へビの先生」とかの迷信もある。迷信は別としても、まだ「トンボは刺す」と思っている人も多いそうである³⁾。トンボに驚く子どもの姿が描かれている絵本もある⁴⁾。

近年、ドイツやイギリス等においてもトンボのピクトブックづくりが行われている。しかし、日本のような遊文化的な生活文化の視点は見受けられない。トンボは遊びや親しみのすなわち文化の対象ではないようである。こういった文化的な相違は、トンボのみならずホタルなどの小動物についても共通しているようである⁵⁾。

生きものに対する日本と欧米との文化的な相違は、田園自然（農耕文化）の生態的構造の質的相違に由来するものであろう。生物相は環境の生態的構造に第一義的に規定されるが、親しまれてきたトンボ、ホタル等は典型的な水田型農耕文化依存種⁶⁾である。クワガタやカブトムシの雑木林生物も水田を支えてきた農用林の生物であり、水田型農耕文化依存種であることは変わらない。一般にふるさと生物と称し親しんできた小動物は基本的に水田型農耕文化依存種であり、日本の水田文化が育ててきた生きものである。

かつては都市規模も小さく田園は身近な環境であった。かつ都市河川や都市用水路は水田水系と連担しており、田園と都市の生物相はほとんど共通していた。身近に水田型農耕文化依存種が豊富であったが故に、日本的な虫文化、自然文化が育まれてきたと言える。また裏返せば、日本の農耕文化依存種がふるさと生物と称されてきた背景もそこにあると言える。

自然と共生したエコシティ形成は、たんにふるさと生物の保護・復活あるいは生物学的多様性の保持というだけでなく、先に述べたようなふるさと生物と

ふれあう生活文化の再生という視点を射程に入れる必要がある。たんに都市にトンボやホタルが飛び交うようにするだけでは不十分である。それと遊び、戯れ、親しむ文化の再生が、日本におけるエコロジカルなまちづくりの目指すところであろう。

トンボ・エコアップは、そのアプローチの一つの試みである。

3. 横浜のトンボ相と生息環境

横浜の地形は、市面積約430km²のうち約7割が丘陵地であり、平地は開折谷の谷底面、河川沿いの沖積地及び新田開発を含む埋立地である。最高位は157m（大丸山）で高地性の山地はない。

谷戸（開折谷）が発達しており、かつては谷戸田が横浜の水田の中心であったと思われる。溜池は谷戸の谷頭または谷口にある。全国的には多い地方ではないが、関東地方では比較的に多い地域に入る⁷⁾。各水系に分布していたが、市街化により相当姿を消している。残されている主な溜池は、溜池機能を失っているものを含め、鶴見川水系では寺家の溜池群（5池）、二ツ池、三ツ池、菊名池、帷子川水系ではこども自然公園内の大池、柏尾川水系では瀬上池、矢部池など約20池である。大岡川水系は消滅している。東京のように大名庭園のない横浜では、溜池は重要な止水性の水辺環境となっている。河川は概ね中小河川で、用水路はその河川沿いの沖積地に見られる。水田及び河川の水源地は市内及び町田市等の丘陵地（里山）で、市内に多くの源流域をもっているのも横浜の特徴である。その主なものは横浜の緑の七大拠点ともなっている。

一口に農耕文化（田園生態系）に依存するトンボ相といっても、種ごとに適応戦略は異なっている。水辺環境、緑地環境が多様であればあるほどトンボ相も多様になると言ってもよい。もちろんその配置やバランスも重要である。水田型田園自然としては、横浜はそれなりに多様な環境要素で構成されており、関東地方の田園のトンボ環境としては普通環境ではなかったかと思われる⁸⁾。

横浜地域のトンボ相は、神奈川県昆虫談話会が関連文献を整理した『神奈川県の昆虫Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ』（89-90）から横浜地域分を抽出すると、48種が記載されている。県全域では80種である。記載外に4種確認されており、それを追加すると横浜市のトンボ相は52種となる⁹⁾。横浜のトンボ相は表1に示す。

追加種は、ハグロトンボ、セスジイトトンボ、モノサシトンボ、コノシメトンボである。ハグロトンボは

表-1 横浜市のトンボ相

均翅亜目

イトトンボ類 (イトトンボ科, モノサシトンボ科, アオイトトンボ科, カワトンボ科)

1	モートンイトトンボ	止水性○	近年記録なし
2	ヒヌマイトトンボ	流水性○	絶滅
3	キイトトンボ	止水性○	
4	ベニイトトンボ	止水性○	
5	アオモンイトトンボ	止水性○	
6	アジアイトトンボ	止水性○	
7	クロイトトンボ	止水性○	
8	ムスジイトトンボ	止水性○	近年記録なし
9	オオイトトンボ	止水性○	近年記録なし
10	セスジイトトンボ	止水性○	本牧初確認
11	モノサシトンボ	止水性○	本牧初確認
12	アオイトトンボ	止水性○	近年記録なし
13	オオアオイトトンボ	止水性○	
14	オツネントンボ	止水性○	近年記録なし
15	オノミオツネントンボ	止水性○	
16	ハグロトンボ	流水性○	近年記録なし (公認記録はない)
17	カワトンボ	流水性○	

不均翅亜目

ヤンマ類 (サナエトンボ科・オニヤンマ科・ヤンマ科・エゾトンボ科)

18	ヤマサナエ	流水性	
19	ダビドサナエ	流水性	
20	ウチワヤンマ	止水性	
21	オニヤンマ	流水性	
22	サラサヤンマ	止水性	近年記録なし
23	コンボソヤンマ	流水性	
24	ミルンヤンマ	流水性	
25	アオヤンマ	止水性○	近年記録なし (絶滅?)
26	ネアカヨシヤンマ	流水性	
27	カトリヤンマ	止水性	
28	ヤブヤンマ	止水性	
29	マルタンヤンマ	止水性○	
30	ギンヤンマ	止水性○	
31	クロスジギンヤンマ	止水性○	
32	オオギヤンマ	止水性	飛来種
33	オオヤマトンボ	止水性	

トンボ科

34	ハラビロトンボ	止水性	
35	シオカラトンボ	止水性	
36	シオヤトンボ	流水性	
37	オオシオカラトンボ	止水性	
38	コフキトンボ	止水性	
39	ショウジョウトンボ	止水性	
40	アキアカネ	止水性	
41	ナツアカネ	止水性	
42	マユタテアカネ	止水性	
43	ヒメアカネ	止水性	
44	ミヤマアカネ	流水性	
45	ノシメトンボ	止水性	
46	コノシメトンボ	止水性	本牧初記録
47	リスアカネ	止水性	
48	ネキトンボ	止水性	
49	コシアキトンボ	止水性	
50	チョウトンボ	止水性	
51	ハネビロトンボ	止水性	飛来種
52	ウスバキトンボ	止水性	

〔神奈川県昆虫談話会「神奈川のトンボ相 I, II, III」(89-90)より一部追加〕

・止水性, 流水性の後の○印は組織内産卵種

横浜においても近年まではポピュラーなトンボであり、記載もれであろう。後の3種は、後述する本牧市民公園トンボ池で新たに確認されたものである。

ところで、河川感潮区域のアシ原に棲むヒヌマイトトンボ¹⁰⁾、海を渡り飛来してくるオオギンヤンマ、ハネビロトンボの3種を除く49種は、いずれも田園生態系に依存ないし適応した種と見てよい。日本には約200種のトンボがいるが、横浜のトンボ相は典型的な田園型と言ってよい。

今日見られるのは、そのうち40種程度である。(表1参照)。イトトンボなどの均翅亜目の消滅が目立つ。ありふれたハグロトンボも最近では報告がない。種数だけでなく、個体発生数も著しく減少しているようである。オニヤンマを除く、ギンヤンマ等いわゆるヤンマ類の減少が著しい。優雅で美しいチョウトンボも希少化している。ウスバキトンボ、アキアカネ、シオカラトンボ、オオシオカラトンボは、減少したとはいえまだふつうに見られるが、それらは環境適応力の強い種である。

トンボ相の貧弱化は、水田・溜池の減少、水質汚染あるいは河川改修等の影響が大きい。水草の豊かな池がなくなったことなど止水性水辺環境の生態系の貧弱化も無視できない。イトトンボ類、ヤンマ類、チョウトンボなどは、樹林に接し水草の豊かな池ではないと生育できない種である。

水生植物相(水草)は、あっても優占種は環境適応力の強いアシやヒメガマ等である。かつては普通種であったマコモの自主地も一、二ヶ所しかない。浮葉性・沈水性植物に至っては、在来種は絶滅状態である。見られるのは浮葉性では園芸品種のスイレン、沈水性では外来種のコカナダモ、オオカナダモ等で、水草環境の貧弱化は極めて深刻な状況にある。

なお、生物相の貧弱化はトンボ相や水生植物相ばかりでなく、田園自然の生物相全般に及んでいる。代表的なものでは、メダカ、トウキョウダルマガエル、イモリ、ドジョウ、カブトムシ、ミヤマクワガタ、オオムラサキ、マツムシ等が希少化、珍品化している。放流を除くメダカ、イモリは絶滅の可能性も強い。

横浜のトンボ相は、田園型でかつ止水性をベースとしている。トンボ環境の復元としては、何よりもまず残された池等止水環境のエコアップが重要である。

4. 本牧市民公園のエコアップ計画

4-1 方法

生きものの自生する自然環境づくりすなわちエコアッ

プは、人文・社会科学、工学・自然科学を一体化した総合的アプローチが必要である。そのためのエコアップ・テクノロジーが、例えば「生態工学」としてのよう独自の技術領域をもつようになるかどうかは将来の課題である。

ふるさと生物については、生態学はきわめて未成熟な段階にある。種の生活史に対応した環境構造あるいは田園の自然の生態的構造の科学的解明は、緒に付いたばかりである¹¹⁾。当面は、すぐれた生息地をモデルにナチュラルイストや農民の知恵と経験を基礎として、実際に試行し、そのなかから知見を集積してゆく方法が最良と考えられる。

エコアップの目的は、先に述べたように、生きものを媒体とした田園の自然とのふれあい文化の再生にある。トンボ・エコアップの「トンボ」も、それを象徴したシンボリック指標である。ここでは特定のトンボ種の環境づくりではなく、トンボ相の種・個体数の豊富化をめざしている。さらに、トンボと共生するメダカ、カエル、バッタ、チョウ、野鳥等、多様な生物相の豊富化も課題である。そのことから、エコアップに関する調査研究は、室内研究やプラント実験ではなく、実際のフィールドにおける社会実験的方法が適しているといえる。

4-2 対象地

幸いにエコアップは都市公園の魅力化、活性化対策の一環として位置づけられ、本調査研究についても横浜市緑政局公園部の積極的な協力が得られた。

対象地は、横浜市中区大里町にある都市公園(総合公園)の本牧市民公園である。面積は約10haで、施設としてプール、グラウンド、テニスコートなどもある。

公園は、本牧根岸コンビナートの埋立造成に伴い、元の海岸線の海岸崖に沿って整備されたもので、開園は1969年9月である。陸側(崖上)は庭園式の三溪園に接し、その後背地は住宅街となっている。海側は産業道路をはさんで石油精製工場である。

公園内の元の海岸崖に沿って、長さ東西500m、幅員平均20mの約1haの池がある。池は、修景と崖崩落の緩衝を兼ねた3面コンクリート張りの構造で、最深部の水深は1.2mである。名称はなかった。

池は、開園以来放置され、ヘドロが10~20cm堆積していた。水源は池エリアの降雨水で、その他に三溪園内の池のオーバーフロー水と汚水の一部が流入するようになっていた。水草は、マスの植えのスイレン、ミズカンナ、アシがごく一部にあって、水草のない池にほぼ近かった。魚類は、当初はタナゴ、クチボソもい

たようであるが、近年はブルーギル、ブラックバス、コイ等に占められていた。エコアップの対象は、池の東側3分の1強、約4,000m²である。

なお、三溪園の池はかつては雑木林に囲まれた水草の豊かな池で、アオヤンマも産するなどトンボ相の豊かな池であったようである。1960年頃までは、ニッポンバラタナゴ、メダカも豊富にいたといわれている。近年は、湧水量減少、護岸改修、水草除去、コイの過放流等により、トンボ相をはじめ生物相は著しく貧弱化している。トンボ相は7種で、ニッポンバラタナゴ、メダカも絶滅している。因みに、本牧市民公園のトンボ相は5種であった(後述)。

4-3 エコアップの経緯

本牧市民公園におけるトンボ・エコアップの主要なモデルは、静岡県磐田市の桶ヶ谷沼である。桶ヶ谷沼はクヌギ、コナラなどの二次林に三方を囲まれた谷戸の沼で、レッドデータブック記載のベッコウトンボの日本唯一の大発生地であるだけでなく、トンボ種も65種と一水域では日本でもっとも多い。それぞれの種の個体数も非常に多く、日本で最高の「トンボの楽園」と言われている。現在は、静岡県が約7haの沼を含む約60haを用地取得し、トンボ・サンクチュアリーとして保護している。

桶ヶ谷沼は、トンボのみならず水草、魚類、水生昆虫、野鳥をはじめ動植物相のきわめて豊かな環境でもある。かつては各地にあったであろう田園自然の一つである。

桶ヶ谷沼を中心に各地のトンボ生息地の主に景観構造を85年度、86年度に調査し、それに基づいて86年度に本牧市民公園のトンボ・エコアップ基本構想を決める。

87年度は、ヘドロの浚せつ及びトンボ・エコアップの計画、設計を実施する。なお、浚せつに先立って、トンボの池づくりへの住民参加を意図して、隣接する小学校や地元の協力を得てかい堀りイベントを行っている。

88年度は、トンボ池の基幹エリアの第一期基盤整備を実施するとともに、そのエリアの水草植栽計画を作成する。

89年度は、基幹エリアの水草植栽とその他の部分の第二期基盤整備を実施する。

90年度以降は、造園整備後から生態的平衡状態に至る育成段階である。現在も育成段階で、一応池環境として動的平衡状態に成熟するには、まだ数年以上は要するのではないかと推測している。

なお、設計、造園工事の事業主体は公園部である。育成段階では先のかい堀りを契機に結成(90年6月)された市民団体「本牧にとんぼを育てる会」(92年4月より「横浜にとんぼを育てる会」に改組)の協力を得ている。また、90年度以降、トンボ観察会などトンボ池の活用活性化事業も実施されているが、それらはこの会が主体となっている。

4-4 エコアップの概要

トンボの好む池環境は、一般的に抽水植物、浮葉植物、沈水植物などの多様な水生植物(水草)の豊かな池である。但し、抽水植物で全域を被覆されると、トンボ相は貧弱化する¹³⁾。トンボに水面が認知されないことによるものと推測されている。

トンボが水草の多い環境を好むのは、なによりも水草の組織内に産卵するトンボ種の多いことによる。因みに、表1の横浜のトンボ相では、止水性イトトンボ類14種的全種、止水性ヤンマ類の9種中のアオヤンマ、マルタンヤンマ、ギンヤンマ、クロスジギンヤンマの4種が組織内産卵種である。なお、産卵行動における水草種の選好性は、アオヤンマーアソ等選好性の強い種もいるが、一般にはある程度の適応範囲があるようである。ギンヤンマの観察では、マコモ、ガマ、ヒシ、枯れて浮いている茎等を確認している。様々な水草、それも抽水性、浮葉性、沈水性を区別せず利用している種が比較的に多いように思われる。おそらく、水草の種ではなく、茎や葉の硬度が大きな要因になっているのではないかと推定される。

また水草帯は、産卵基体としてだけでなくトンボ幼虫(ヤゴ)の住処、給餌場所、羽化場所、あるいは縄張り行動における成虫オスの静止場所としても利用される。種類及び個体数の豊かなトンボ池を形成するためには、きわめて重要な要素である。

さらに、水草帯は稚魚、底生生物、水生昆虫等の主要な生活環境であるとともに、水質浄化機能など多様な機能も持っている。

水草帯の整備が、トンボをはじめとする池環境エコアップの最大のポイントとなるといってよい。この視点から、以下の計画、整備を行った。

4-4-1 第1期基盤整備

水生植物相は基本的には水深によって変化するため、多様な水草環境を形成するためには、植栽基盤(池底面)を連続的に緩勾配で深くしてゆくことがのぞましい。しかし当地では幅員が概ね15m前後と狭いために、木杭による棚段方式で水深差をつくり出している。

棚段は3タイプに分け、図1、2に示すように、園

路側は、修景及び安全を考慮して中小型抽水植物帯とした。計画水深は0~10cmである。崖側は、大型抽水植物帯で、計画水深は20~30cmである。中央は、浮葉性および沈水性植物帯とし、計画水深は80cmである。

植栽基盤の整備は、ヘドロを浚せつした3面コンクリート張り池構造の埋め戻し方法で、崩落土を下部にし、その上部に畑土を平均20cm覆土した。それぞれのゾーンは、埋め戻し終了後、池底面の微地形を多様化

するために人力及び小型パワーシャベルで凹凸をつけている。

また、水際部は、かつてはコンクリート製の重直護岸であったが、可能な限り水界と陸界との連続化を図った。主に、陸界の土壤水分の連続的变化とカエル等の水界と陸界の往来可能性を確保するためである。

なお、3ゾーンの面積は、概ね3等分し、大型抽水植物帯1,204㎡、中小型植物帯1,043㎡、浮葉・沈水植

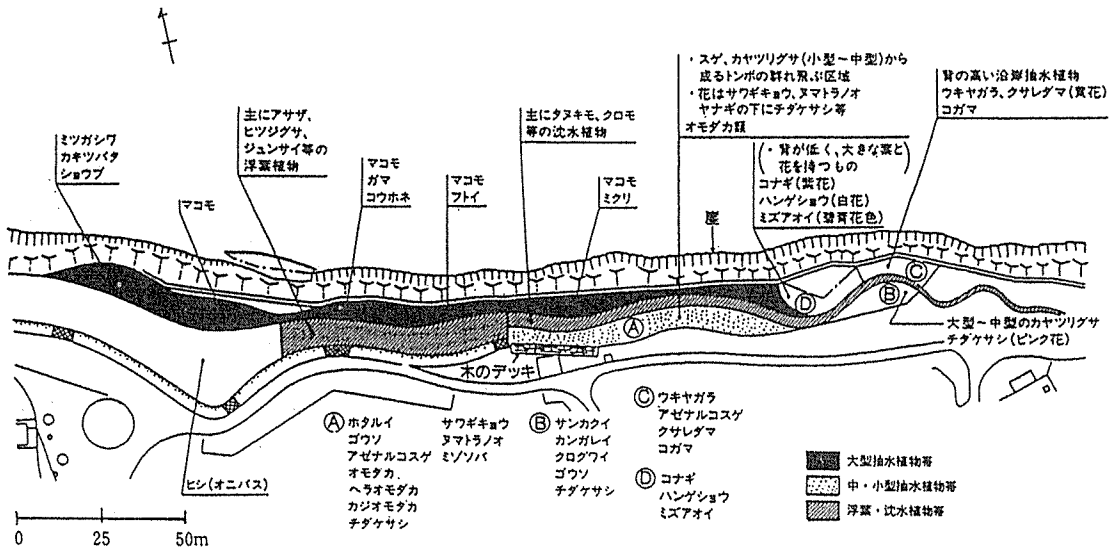


図-1 第1期基盤整備と水生植物植栽計画図

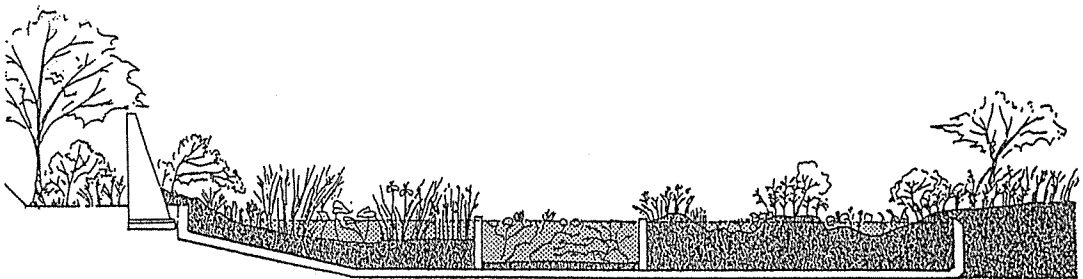


図-2 トンプ池断面図

物帯1,122m²である。

その他、崩落対策として土止壁、観察用の木テラス等を設置した。

4-4-2 水草植栽計画

まず、池の自然景観に大きな影響を及ぼす大型抽水植物のマコモをベースとした。

マコモは、アシよりも茎や葉の硬度が柔らかく、産卵基体としてイトトンボ類やヤンマ類も利用している。冬期にもアシのように折れて流出することなく、そのまま倒れて重層構造になりヤゴの住処になりうる。水質的にも領域が広く、天水のみで湧水や流入河川の無い当池においても定着可能と推定される。桶ヶ谷沼も

マコモが優占種となっている。また、横浜の池においてもかつては普通に見られたが、ほとんど絶滅に近く(数株)になっている。祭事等にも使用され、文化的な面での環境学習効果も期待できる。

マコモをベースとし、水草環境自体としても修景効果や学習効果をもたせることを基本に、横浜地域で定着の可能性がありかつ不自然でない在来種33種を植栽の計画対象とした(表2)。

園芸品種、外来種は、主に原風景性、自然らしさ、環境学習効果の観点から計画対象外とした。また、横浜地域では繁殖力の旺盛なアシ、ヒメガマも、環境の単純化、景観の単調化及び管理負担を考慮して除外し

表-2 第1期基盤設備と水生植物植栽計画

I マコモ帯(水深30cm、1204m ²) 植栽面積70%(約843m ²) 50cm間隔	1 マコモ 株, 根茎 2,204	II サワギョウ帯(水深0~10cm、3043m ²) 30cm間隔	10 サワギキョウ 株 533	20 ヘラオモダカ 株, 地下茎 533	III クロモ帯(水深80cm、1122m ²)	29 クロモ 切れ藻 50
	2 ヒメガマ 株, 根茎 42		11 ウキヤガラ 株, 塊茎 444	21 クサレタマ 株, 地下茎 444		30 タヌキモ 切れ藻 50
	3 ガマ 株, 根茎 42		12 サンカクイ 株, 根茎 350	22 サジオモダカ 株 533		31 アサザ 根茎 40
	4 フトイ 株, 根茎 112		13 カンガレイ 株, 根茎 267	23 チダケサシ 株 356		32 ヒツジグサ 株 40
	5 ミクリ 株 280		14 ホタルイ 株, 種子 622	24 ハンゲショウ 株 560		33 ジュンサイ 株 40
	6 ショウブ 株 182		15 クログワイ 株, 根茎 267	25 ミソソバ 株 533		
	7 コウホネ 株 168		16 ゴウソ 株, 根茎 888	20 ミズアオイ 株 444		
	8 ミツガシワ 株 168		17 アゼナルコスゲ 株, 根茎 933	27 スマトラノオ 株 533		
	9 カキツバタ 株 168		18 オモダカ 株, 根茎 444	28 コガマ 株 (40cm間隔)75		
	(小計3,366)		19 コナギ 株, 種子 444	(小計9,209)		(小計220)
			合計12,795			

ている。

4-4-3 第2期基盤整備

第2期は、池東奥部約1,000㎡（一部1期部分と重復）において、3系統の細流、細流途中にふくらみをもたせた4タイプ（30m×2m、15m×2m、10m×3m、5m×3m）の湿地、及び独立した湿地（10m×2m）を計画し、整備した。

これは、空間構造の多様化を図り、流水性トンボほかトンボ相の豊富化をめざすとともに、大型魚（コイ）やブラックバス等池の生態系になじまない魚類の侵入しにくい環境づくりを意図したものである。

水源は、池水のポンプアップによる循環水である。

その他、トンボ相以外の小動物の多様化を図るために、2期エリアに瓦礫や倒木を小山にした多孔質空間等を設置している。

植栽は、高木（ヤナギ、ハンノキ、クヌギ他）の植栽と浮葉性植物（トチカガミ、アサザ等）の試験植栽にとどめ基本的には推移を見守ることとした。

なお、第2期においては、循環水を分流してトンボ池沿いに園地的なせせらぎを設置している。園路の修景と同時に、単なる幼児等の水遊びニーズへの対応を意図したものである。直接的にはエコアップとは関係しないが、自然体験以外の利用による環境圧をトンボ池に持ち込まないために、都市公園等ではワンセットで考える必要のある施設でもある。

5 現状と課題

5-1 トンボ相の回復状況

現在（92・9）は、1期の水草植栽（89・5）より3年余、2期工事終了（90・5）より2年余になる。現状は育成段階であり、また都市域でのトンボ・エコアップは初めての事例で比較データもないために、結論を述べる段階ではないが、トンボ相は確実に豊かになりつつある。

表3に示すように、トンボ相は整備前の5種から、水草を植栽して89年に11種、2年目の90年に16種、3年目の91年に19種に回復し、今年度はすでに新たに4種が確認されている。計23種である。

その中には、コノシメトンボ、セスジイトトンボ、モノサントンボなど横浜で初記録の種もいる。23種はすでに横浜ではもっとも種数の多い池となっている。今後、水草環境が熟成し、流水環境が安定し、樹林が形成されると、さらに増えると予測される。

キイトンボは、イトトンボ類のなかでも比較的に良好な池環境に生息する。92年に新しく発生したこと

は、回復が順調であることを示している。

ギンヤンマも昨年までは数頭の飛翔を目撃する程度であったが、今夏は10数頭の群飛や数ポイントでの縄張り行動を観察できるようになった。

アキアカネ、ノシメトンボ、ウスバキトンボも昨年より、かつての水田地帯ほどではないが、群飛が見られるようになっている。

ただし、桶ヶ谷沼等すぐれたトンボ生息地と比較すれば、個体発生数は多くない。このことは環境が未成熟ということだけでなく、ブラックバス、ブルーギル、コイ等の食害による影響が大きいと思われる。

トンボ相以外では、野鳥、チョウ、バッタ類等が増加している（調査中）。その他、生態系ピラミッドの上位に位置するシマヘビ、アオダイショウの定着も確認されている。

また水鳥では、整備前はマガモが数羽飛来してきていただけであるが、91-92年の冬期には多数のマガモ、コガモ、ヒドリガモ、カイツブリ、カルガモが確認されている。カワセミも飛来する。

5-2 水草育成状況

水草は、植栽計画を基本に、入手可能性等の事由から一部変更し、大型抽水植物8種、中小型抽水植物16種、浮葉・沈水植物6種の計30種を植えた。但し、浮葉・沈水植物は活着具合を見るための試験的植栽である。

ベースのマコモは、磐田市の協力により桶ヶ谷沼の流出河川（古川）から移入した。近くに適当な採取場所のないこと、汚濁した水域のものはヒル等が付着しているためである。他は、概ね造園業者からポット苗で購入したものである。

なお、当池では植栽株数を把握するためにポット苗にしたが、トンボ生息環境づくりということだけであるなら、休耕田の表土移植も有効な方法である。中小型抽水植物にはいわゆる水田雑草が多い。

同じく、植栽方法は30～50cmの等間隔の株植えとしたが、団塊で植える方法もあるであろう。

生育状況では、表4に示す（調査、長田光世）。

概要を述べると、マコモをはじめ大型抽水植物の生育は概ね良好である。

中小型抽水植物は、全般的に大型抽水植物より劣勢のようである。土壌や水質要因のほか、大型植物との競合や管理も関係していると思われる。コナギ、オモダカ等一年生水田雑草は、毎年土の掘り起しの管理を必要とするようである。

当初の浮葉・沈水性のヒシ、アサザ、クロモの消滅

は、移植量が少なかったこともあるが、コイ、ザリガニ、アヒルによる食害が大きく影響したと思われる。食害のおそれのないところの試験補食では定着している。なお、水草移植初年度は、ザリガニが大発生したこともあり、コウホネ、フトイなど大型抽水植物もザリガニにより相当に食害を受けた。

移植対象としなかった水草については、アシ、ヒメガマ、メリケンカヤツリグサが繁茂している。侵入経路は不明であるが、ポット苗購入時に混入していた可能性もある。新芽段階でのポット移植では注意が必要

のようである。

5-3 自然環境管理と活用

田園自然は、農的システムによって生態系の平衡状態が維持されてきた。田園自然をモデルとするエコアップでは、それに代る自然環境管理システムの導入が重要となる。先にも述べたように、いわゆる造園的土木的工事は、エコアップのワンステップでしかない。それに続く育成管理と、育成後の定常的な維持管理が、必要である。

水草育成段階の課題は、育成と目標（動的平衡の維

表-3 本牧市民公園 トンボ池のトンボ相

1992年9月

(環境科学研究所 社会科学部門)

ト ン ボ 名	'88	'89	'90	'91	'92
キイトンボ					●
アジアイトンボ		●	●	●	●
アオモンイトンボ		●	●	●	●
クロイトンボ		●	●	●	●
セスジイトンボ			●	●	●
モノサシトンボ		●	●	●	
ギンヤンマ	●	●	●	●	●
クロスジギンヤンマ					●
オオヤマトンボ					●
ハラビロトンボ			●	●	●
シオヤトンボ			●	●	●
シオカラトンボ	●	●	●	●	●
オオシオカラトンボ			●	●	●
ショウジョウトンボ		●	●	●	●
コフキトンボ			●	●	●
ナツアカネ			●	●	●
アキアカネ	●	●	●	●	●
マユタテアカネ				●	
コノシメトンボ				●	
ノシメトンボ		●	●	●	●
コシアキトンボ	●	●	●	●	●
ウスバキトンボ	●	●	●	●	●
ミヤマアカネ					●
合 計 種 類	5 種	11 種	17 種	19 種	20 種

持管理基準)づくりである。育成は目標に向けて行うものであり、一見、育成段階に目標づくりを課題とすることは矛盾のように見えるが、それは次の事由による。

当池でも明らかなように、水草の繁茂力には大きな差があり、また自然(不明)の移入種もある。桶ヶ谷沼のように湧水量が豊富な池沼では、自然状態(放置)でも水草環境は安定しうる可能性はある。しかし、人工に整備した池では、植物遷移に委ねると繁茂力の強い種に占有される恐れが高い。従って、維持管理が必要となるのであるが、たんにきめ細かな管理指針を作成すればよいという問題にはならない。水辺であること(機械作業が困難)、繁茂力の強いものは根茎も除去が容易でないこと等により、きめ細かな管理指針をつくればつくるほど管理負担も増す。

それ故に、当該池のトンボ環境や景観だけから一方的に目標を設定することは好ましい方法ではない。管理主体、管理システム、及び周辺の水草環境等を踏まえ、当該池の水草の育成状況を調査しつつ目標(基準)

をつくる必要がある。目標(維持管理基準)づくりに失敗すると、トンボ・エコアップも一過性になりかねない。

当池では、生育状況を調査しつつ、とりあえず繁茂力の強いアシ、ヒメガマの除去を行ってその抑止方法をさぐりながら目標を検討しているところである。

なお、管理負担を軽減するためには、仮説段階であるが、池を抽水植物の侵入しない水深を広くすること(池の最大水深は1m以上は確保する)、底質の植栽土壌を貧栄養もしくは薄く(数cm)にすることなどが考えられる。前者は浮葉植物が池の景観規定要素になる。後者では、抽水植物の現存量が減少し、密度は疎密、茎高は低くなる。それらがトンボ環境にどのように影響してくるかは、これからの研究課題であるが試みしてみる意義はあると考える。

育成管理では、害魚等の外敵管理も重要である。

近年では、開放系の池においてはある程度害魚等の投入を想定しておかなければならないようである。

対策として、当池では投網、ゴロビキ網等を「横浜

表-4 本牧市民公園トンボ池の分布型からみた水生植物の生育状況(2年後)

大型抽水植物	分布型	中・小型抽水植物	分布型	分布型	浮葉・沈水植物	分布型	
マコモ	II b	ウキヤガラ	I a	サジオモダカ	IV	トチカガミ	I a
ガマ	II b	イ	I b	チダケサシ	IV	アサザ	IV
コガマ	I a	ゴウソ	I b	ハンゲショウ	IV	ヒシ	IV
ヒメガマ	I a	メリケンカヅリ	V a	ヌマトラノオ	IV	クロモ	IV
フトイ	I a	コウホネ	IV	ミツガシワ	III c	タヌキモ	III b
ミクリ	II c	サワギキョウ	III c	カンガレイ	II c	コカナダモ	V a
ショウブ	II c	コナギ	IV	アシカキ	V a	サンショウモ	II b
カキツバタ	III c	オモダカ	III b	カサスゲ	II b		
アシ	V a	ヘラオモダカ	III c	アゼナルコスゲ	IV		

調査：長田光世

分布型	(面積比)	(拡散状態)
	I : 2倍より大	a : 非常に広く拡散している(植栽群落数に比べて群落数が4倍以上)
II : 1~2倍	b : 群落数が2~3倍、もしくは植栽位置から群落が離れている	
III : 1倍より小	c : 群落数は変わらず、かつ植栽位置から群落が離れていない	
IV : 消滅		
V : 新しく侵入		

植物分類	植栽種類数	I型	II型	III型	IV型
大型抽水植物	8	3	4	1	0
中小型抽水植物	16	3	3	3	7
浮葉・沈水植物	6	1	1	1	3

にとんぼを育てる会」の協力により実施している。網による採捕も多い時には数千尾に及ぶが、網による根絶は困難のようである。

水源が不足し池干しが容易に実施できないところでは、それらと共生した池構造も検討する必要があるのではないかと思われる。

また、浮葉・沈水植物が定着するまで池面を閉鎖系にしておく方策も考えられる。ルアー釣りが困難な状態を先行的につくれば、ブラックバス、ブルーギルの投入意欲は減ずるのではないかと思われる。

トンボ池の活用、活性化も重要である。

都市の自然離れしたライフスタイルにおいては、生きものの自然環境を整備するだけでは文化的ふれあい再生しない可能性もある。計画的にふれあいの機会をつくる必要がある。

当池では、ザリガニ釣り大会、トンボ観察会、竹トンボ大会などが「横浜にとんぼを育てる会」の主催により実施されている。イベントは、数百人から千人規模の参加があり、横浜のトンボ・エコアップの大きな推進力ともなっている。

6. おわりに

現在、本牧市民公園トンボ・エコアップを契機として、市内約20ヶ所でトンボをシンボルとした池づくりをすすめている。

それらを通して多くの知見が集積しつつあるが、総括的には育成管理の方向性がはっきり見えてきた段階で報告したいと考えている。

なお、本調査研究には緑政局、「横浜にとんぼを育てる会」、長田光世氏、山道省三氏等に多大なご協力をいただいた。この場を借りて深く感謝の念を表わしておきたい。

注

- 1) 森清和：ネイチャーデザイン試論，経済と貿易，158，46-64(1992)，横浜市立大学経済研究所
- 2) 森清和：とんぼのまちづくり，私たちの自然，369，6-13(1992)
- 3) ハワード・エンサイン・エヴァンズ：虫の惑星，早川書房（1972）
- 4) 池と川の動植物，49(1990)，同朋舎
- 5) ホタルは地虫として気味悪がれることが多く，鳴く虫も雑音と受け取られることはよく知られている。
- 6) 「農耕文化依存種」という概念は，池田清隆氏の『昆虫のパンセ』（160p，1992，青土社）で用いられている。
- なお，日本の水田に赤とんぼがどの位生息していたかは，2)の拙稿で推定している。少なくとも数千億頭から兆単位と思われる。
- 7) 寺沢薫。関東地方の池，森浩一編『池』所収，107-130(1978)
- 8) 岩瀬和夫：南区蒔田町地区・昭和初期の自然，当研究所の環境セミナーの公募作品。「横浜にとんぼを育てる会」での話題など。
- 9) 横浜市内のトンボ相調査はまだ十分になされているとは言えず，実際には記録種以上の発生の可能性もある。
- 10) 鶴見川芦穂橋付近のアシ原に生息していたが，河川改修（1979年）により絶滅した。
- 12) 守山弘氏（農水省農業環境技術研究所）が，トンボ，フクロウなどを指標に取組まれている。
- 13) 長田光世，田畑貞寿：トンボの生息環境からみた水辺空間の環境復元について，千葉大学園報，46，35-45(1992)

拡散型長期暴露サンプラーを用いた横浜市内における 大気中のフロン及び有機塩素系物質濃度 (II)

前田裕行*, 平野耕一郎*, 松田啓吾**

要 旨

環境大気中のフロンや有機塩素系物質について、拡散型サンプラーを用い、横浜市内4地点で、平成3年4月から平成4年3月まで濃度調査を実施した。

その結果から、次のことが分かった。

(1) 四塩化炭素を除いたフロン及び有機塩素系物質は、11月に濃度が最も高く、ゆるやかなピークを持つ経月変化が見られた。この傾向は昨年度(平成2年度)の経月変化の傾向とよく類似しており、いずれも大気の安定な秋期に濃度が高くなる一般の大気汚染物質と共通した経月変化を持つ傾向が明確となった。

(2) 調査した物質について、その総平均濃度で見ると、1,1,1-トリクロロエタンが最も濃度が高く1.53ppb、次いでフロン-113が0.56ppb、フロン-11が0.43ppb、トリクロロエチレンが0.32ppb、テトラクロロエチレンが0.31ppb、四塩化炭素が最も低く0.11ppbであった。

(3) 調査地点別に見ると、昨年度と同様に工業地域に位置する鶴見が各物質とも全般的に最高濃度を示していた。

(4) 各成分の平均濃度レベルの年度推移についてみると、1,1,1-トリクロロエタンで、比較的大きな増加傾向が見られる他は、減少または僅かに漸増するか、または横ばい状態であった。

1. はじめに

フロンや有機塩素系物質など低沸点ハロカーボン類は、電子機器や精密機械等の洗浄剤として用いられる他エアゾールの噴射剤、エアコン等の冷媒にも広く用いられている。これらは、環境大気中に放出された場合、成層圏オゾン層の破壊や地球温暖化等の地球規模の環境問題を引き起こすと言われている。このため、国際的には「オゾン層の保護のためのウィーン条約」及び「オゾン層を破壊する物質に関するモントリオール議定書」によって、これらの物質についての使用規制が始まっている。

ハロカーボン類は排出されてから環境大気中に一定の期間残存し、オゾン層破壊効果や温室効果が持続する。

そこで、これらの物質の環境大気中の挙動を明らかにし、今後とられる排出規制の効果が環境大気中濃度

とどのように対応しているのかを把握する必要がある。

本市では、環境大気中のこれらの物質濃度の推移を把握するため、平成2年4月から市内の4地点で長期暴露型サンプラーを用いて環境濃度調査を継続して実施している。

今回は、前年度の報告¹⁾に引き続き平成3年度の測定結果を中心に報告する。

2. 調査対象物質、調査地点及び期間

2-1 調査対象物質

フロン： フロン-11, フロン-113

有機塩素系物質： 1,1,1-トリクロロエタン, 四塩化炭素, トリクロロエチレン, テトラクロロエチレン

2-2 調査地点

調査地点は、市内の大気汚染常時監視測定局を設置

Measurement of atmospheric chlorinated hydrocarbons in Yokohama by passive sampling device for long-term(II)

* Hiroyuki Maeda, * Koichiro Hirano 横浜市環境科学研究所大気部門

** Keigo Matsuda 横浜市環境保全局公害対策部大気課

している鶴見区鶴見保健所(以下鶴見), 緑区都田中学校(都田), 港南区野庭中学校(野庭), 中区本牧(本牧)の4地点とした。なお, 鶴見調査地点については, 平成4年2月から下野谷小学校(鶴見保健所の西方約300m)に調査地点を移動し, 現在に至っている。

2-3 調査期間

平成3年4月から平成4年3月まで(平成3年度)の期間の月平均濃度値を中心に報告する。

3. サンプラー及び分析方法

調査では, 前報で報告した拡散型サンプラー²⁾を使用し, 捕集剤として挿填したヤシガラ活性炭でフロン類, 活性炭フェルトで有機塩素系物質を1ヶ月間拡散捕集した。捕集後, 捕集剤のn-ヘキサン抽出液について, 1~2 μ lをキャピラリーカラムを装着したGC-ECDへ注入し分析した。GCの分析条件及び環境濃度の算出法は前報^{1), 2)}の通りである。

4. 調査結果

測定した各物質濃度結果を表-1~6, 図-1~6に示した。

4-1 フロンの経月変化及び濃度レベル

(1) フロン-11

フロン-11(図-1, 表-1)の全地点年度平均値は0.43ppbであった。また, 経月変化は, 鶴見の8月に0.82ppbと他の地点の同月の濃度レベル(0.34ppb本牧~0.38ppb野庭)の2倍以上の高濃度を示した他は, 4月と11月にゆるやかなピークが見えるだけで大きな差はなかった。地点別の平均濃度を見ると, 最も高い値を示した地点は鶴見で0.50ppb, 次いで野庭0.43ppb, 最も濃度が低かった地点は都田の0.39ppbであった。

(2) フロン-113

フロン-113(図-2, 表-2)の全地点年度平均値は0.56ppbであった。経月変化は, 各地点とも類似しており, 11月に最高濃度となるゆるやかな濃度ピークが見られた。濃度変動範囲は, 0.26(野庭8月)~1.10(鶴見11月)ppbであった。地点別の平均濃度で見ると, 最も濃度の高かった地点は, フロン-11と同様に鶴見で0.83ppb, 次いで都田0.51ppb, 野庭0.45ppb, 本牧0.44ppbであった。

4-2 有機塩素系物質の経月変化及び濃度レベル

(1) 1,1,1-トリクロロエタン

1,1,1-トリクロロエタン(図-3, 表-3)の全地点年度平均値は1.53ppbであり, 調査物質中で最も

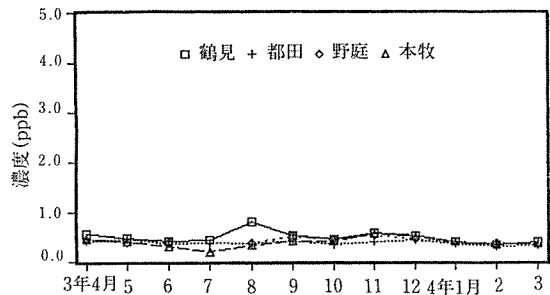


図-1 フロン11の濃度測定結果

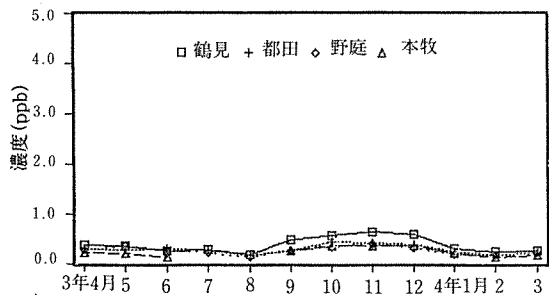


図-2 フロン113の濃度測定結果

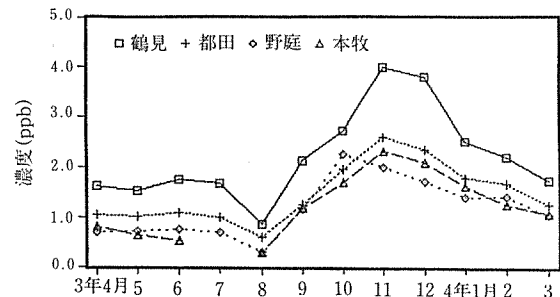


図-3 1,1,1-トリクロロエタンの濃度測定結果

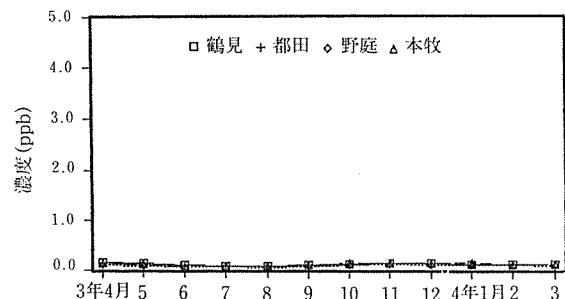


図-4 四塩化炭素の濃度測定結果

濃度が高かった。前年度の調査結果¹⁾と同様、各地点とも濃度の経月変化の幅は大きく、類似した変化を示した。11月に濃度のピークがあり、特に10～12月は、濃度の低い3～8月の約2倍以上の濃度であった。

また、濃度変動範囲は大きく、0.30(本牧8月)～3.99(鶴見11月)ppbを示した。地点別の平均濃度について見ると、やはり鶴見が最も高く2.21ppb、次いで都田の1.47ppb、本牧1.23ppbであった。

(2) 四塩化炭素

四塩化炭素(図-4、表-4)の全地点年度平均値は0.11ppbであった。経月的には各地点とも濃度に差は見られず、全測定値の濃度範囲は、0.06～0.17ppbと調査物質中最も低い濃度を示した。

(3) トリクロロエチレン

トリクロロエチレン(図-5、表-5)の全地点年度平均値は0.32ppbであった。各地点とも11月に濃度のピークとなる類似した経月変化を示していた。濃度変動範囲は0.09(野庭6、7月)～1.01(鶴見11月)ppbであった。地点別の平均濃度で見ると、鶴見が0.45ppbと最も高く、次いで本牧0.33ppb、都田0.30ppb、野庭で0.21ppbであった。

(4) テトラクロロエチレン

テトラクロロエチレン(図-6、表-6)の全地点年度平均値は0.31ppbであった。経月変化は、11月前後にゆるやかなピークが見られ、濃度レベルはトリクロロエチレンと同程度であった。地点別の平均濃度で見ると、鶴見が0.39ppb、都田が0.30ppb、野庭が0.28ppb、本牧が0.26ppbであった。

5. 考 察

5-1 平成3年度調査結果の特徴及び

昨年度測定結果との比較

(1) 経月変化

平成3年度の経月変化については、図-1～6に示すように各成分共通して、11月(昨年度は10月)を最高濃度とするゆるやかなピークが見られた。いずれも大気が安定する秋期に濃度が高くなる一般の大気汚染物質と共通した経月変化を持つことが明確となったと言える。

(2) 各成分の特徴

フロン-11は、前述のように鶴見の8月で特異的に濃度が高くなるがあった。この原因として、局地的な汚染の影響を受けていたと考えられる。

1,1,1-トリクロロエタンは調査物質中で最も濃度が高いものであった。1,1,1-トリクロロエタン

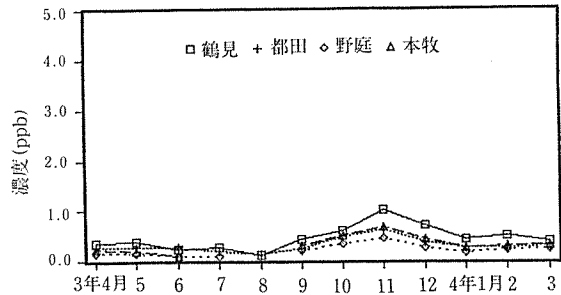


図-5 トリクロロエチレンの濃度測定結果

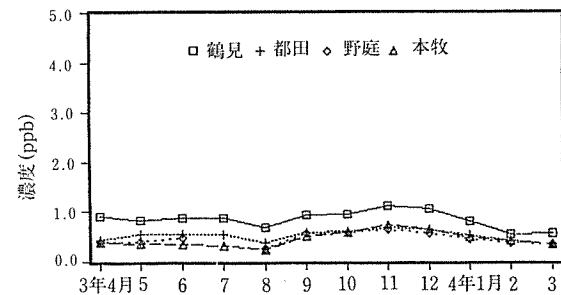


図-6 テトラクロロエチレンの濃度測定結果

は、使用量が依然として多く、また、オゾン層破壊への影響がフロン類に次いで有機塩素系物質の中では大きなものであることから、より早急な削減対策が必要であろう。

四塩化炭素は、前年度と同様、地域差及び季節差が小さかった。この原因としては、他のフロン及び有機塩素系物質と比べ、その使用量は非常に少なく環境大気への放出量も少ないため濃度が低いと考えられた。

(3) 年度推移

各成分の濃度レベルについて、年度推移は図-7に示すように、物質の種類によって異なった傾向が見られた。1,1,1-トリクロロエタンのみ比較的大きな増加傾向が見られる他は、減少または僅かに漸増する傾向が伺えた。特に、フロン-11は平成2年度から3年度にかけて減少していた。しかしながら、2年間だけの比較では、気象の要素も大きく関係していることも考えられるので、環境濃度の明確な推移を考察することについては、今後の継続測定結果の蓄積を待って検討すべきことであると思われる。

5-2 調査地点別の年度平均濃度と市内排出量

図-8に調査地点別の年度平均濃度で整理し、さらに環境保全局大気課で把握した平成3年度の排出量を示した。これにより概括的傾向を見ると、工業地域の

鶴見で各成分の濃度が最も高く、他の3調査地点は、ほぼ同程度の汚染状況を示していた。しかしながら、1,1,1-トリクロロエタンは、その3地点の中では濃度が高く、前年度の結果報告¹⁾と同様に内陸地域で増加したIC産業、エレクトロニクス産業および機械洗浄等からの排出状況が反映されたものと思われた。

次に、排出量のパターンについて見ると、クリーニング溶剤として使用されているテトラクロロエチレンの排出量が最も多く、大気中濃度調査の結果の濃度パターンとかなり異なっている。しかし、その他の成分では比較的一致した傾向を示していると言える。

テトラクロロエチレンの市内の排出量は、表-7に示すように有機塩素系物質のうちで最も多いにもかかわらず、環境大気中濃度はそれほど高くはない。一方、北海道においてバックランド調査を過去10数年間にわたり精密濃度調査を実施している巻出らの報告³⁾によると、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンは季節変化は見られるが、経年変化はフロン類のように明確でなく、この原因として大気中の寿命が短いことを指摘している。このことから考えると、テトラクロロエチレンは、排出された量に比べ、一般都市環境大気中での濃度が低いのは、この物質の大気中の寿命が短いためであると思われる。また、もう一つの可能性として、雨水による環境大気中でのウォッシュアウトによるものとも考えられる。

5-3 横浜市内における大気中のフロン及び有機塩素系物質濃度とバックランド地域の測定値の比較

気象庁の大気バックランド汚染観測所(岩手県気仙郡三陸町綾里)では、大気中フロンの連続測定機による精密な測定を平成2年から開始している。その報告データ⁴⁾から、フロン-11について横浜市内濃度と比較したものを図-9に示した。なお、この観測年報の発行が平成4年の春であり、掲載データは、平成2年分のみとなっている。平成3年も特に濃度の変化がないと考えると、横浜市内では岩手県綾里の約2~3倍程度のフロン-11濃度を示していることが分かった。また、濃度の季節変動について見ると、都市大気では、多くの場合大気の安定する秋から冬にかけて濃度のピークを持つことが見られるが、バックランド地点では、季節変動は非常に少ないことが特色であった。

5. まとめ

成層圏オゾン層の破壊や地球温暖化など地球規模の環境問題を引き起こしているフロン等のハロカーボン

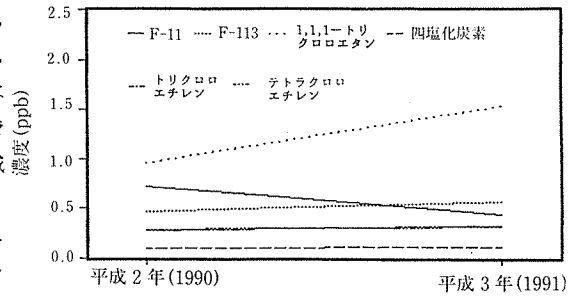


図-7 市内地域の年度平均濃度の測定結果 (全調査地点の年度平均値)

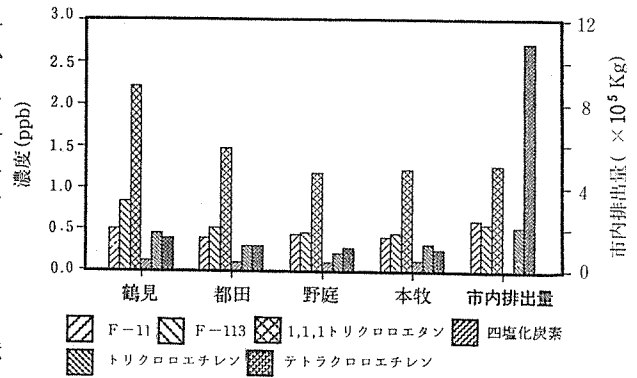


図-8 各調査地点の年度平均濃度と市内排出量 平成3年4月~4年3月

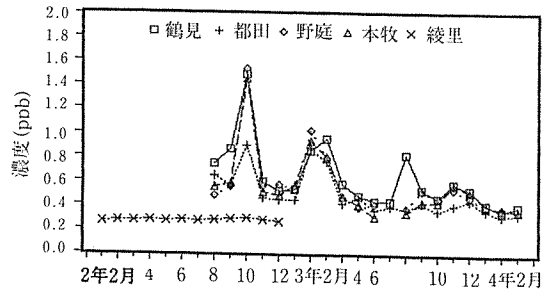


図-9 横浜市内におけるフロン11濃度とバックランド地域(岩手県綾里)との比較

類のその環境大気中濃度を横浜市内4地点において、平成3年度も継続調査した。その結果、以下に示すことが分かった。

(1) 四塩化炭素を除いたフロン及び有機塩素系物質は、11月に濃度が最も高く、ゆるやかなピークを持つ経月変化が見られた。この傾向は昨年度(平成2年度)の経月変化の傾向とよく類似しており、いずれも大気安定な秋期に濃度が高くなる一般の大気汚染物質と共

通した経月変化を持つ傾向が明確となった。

(2) 調査した物質について、その総平均濃度で見ると、1,1,1-トリクロロエタンが最も濃度が高く、1.53ppb、次いでフロン-113が0.56ppb、フロン-11が0.43ppb、トリクロロエチレンが0.32ppb、テトラクロロエチレンが0.31ppb、四塩化炭素が最も低く0.11ppbであった。

(3) 調査地点別に見ると、昨年度と同様に工業地域に位置する鶴見が各物質とも全般的に最高濃度を示していた。

(4) 各成分の平均濃度レベルの年度推移は、物質により異なった傾向が見られた。1,1,1-トリクロロエタンにおいて比較的大きな増加傾向が見られる他は、減少または僅かに漸増するか、または横ばい状態であっ

表-3 1,1,1-トリクロロエタンの環境濃度調査結果

単位：ppb

年(平成)月	鶴見	都田	野庭	本牧
3年4月	1.63	1.05	0.70	0.81
5	1.54	1.01	0.72	0.65
6	1.75	1.08	0.75	0.54
7	1.68	1.00	0.71	
8	0.86	0.61	0.31	0.30
9	2.12	1.26	1.17	1.17
10	2.73	1.96	2.25	1.70
11	3.99	2.60	2.00	2.30
12	3.80	2.34	1.72	2.09
4月1日	2.57	1.78	1.40	1.62
2	2.20	1.69	1.42	1.25
3	1.73	1.26	1.06	1.06
年度平均	2.21	1.47	1.18	1.18
年度総平均	1.53			

表-1 フロン-11の環境濃度調査結果

単位：ppb

年(平成)月	鶴見	都田	野庭	本牧
3年4月	0.58	0.41	0.46	0.47
5	0.48	0.47	0.39	0.41
6	0.43	0.36	0.41	0.30
7	0.43	0.39		0.21
8	0.82	0.37	0.38	0.34
9	0.35	0.42	0.52	0.43
10	0.45	0.35	0.46	0.43
11	0.59	0.41	0.54	0.57
12	0.53	0.44	0.47	0.52
4月1日	0.41	0.36	0.39	0.40
2	0.36	0.32	0.39	0.38
3	0.40	0.33	0.36	0.36
年度平均	0.50	0.39	0.43	0.40
年度総平均	0.43			

表-4 四塩化炭素の環境濃度調査結果

単位：ppb

年(平成)月	鶴見	都田	野庭	本牧
3年4月	0.17	0.11	0.12	0.14
5	0.14	0.09	0.12	0.12
6	0.10	0.07	0.08	0.08
7	0.09	0.07		0.07
8	0.09	0.06	0.06	0.07
9	0.12	0.08	0.10	0.12
10	0.13	0.11	0.11	0.16
11	0.15	0.12	0.13	0.15
12	0.14	0.12	0.12	0.15
4月1日	0.14	0.11	0.11	0.16
2	0.12	0.11	0.11	0.11
3	0.13	0.10	0.11	0.13
年度平均	0.13	0.10	0.10	0.13
年度総平均	0.11			

表-2 フロン-113の環境濃度調査結果

単位：ppb

年(平成)月	鶴見	都田	野庭	本牧
3年4月	0.90	0.43	0.39	0.38
5	0.81	0.54	0.39	0.34
6	0.86	0.54	0.45	0.33
7	0.86	0.54		0.31
8	0.66	0.37	0.26	0.23
9	0.92	0.57	0.55	0.50
10	0.94	0.59	0.58	0.58
11	1.10	0.67	0.62	0.72
12	1.04	0.62	0.55	0.63
4月1日	0.79	0.53	0.43	0.49
2	0.54	0.41	0.37	0.40
3	0.55	0.36	0.36	0.35
年度平均	0.83	0.51	0.45	0.44
年度総平均	0.56			

表-5 トリクロロエチレンの環境濃度調査結果

単位：ppb

年(平成)月	鶴見	都田	野庭	本牧
3年4月	0.34	0.25	0.14	0.22
5	0.37	0.25	0.15	0.19
6	0.22	0.26	0.09	0.09
7	0.25	0.19	0.09	
8	0.12	0.14		
9	0.43	0.23	0.19	0.29
10	0.60	0.48	0.33	0.50
11	1.01	0.61	0.44	0.66
12	0.70	0.38	0.26	0.43
4月1日	0.42	0.27	0.17	0.27
2	0.50	0.27	0.23	0.30
3	0.38	0.29	0.23	0.32
年度平均	0.45	0.30	0.21	0.33
年度総平均	0.32			

表一六 テトラクロロエチレンの環境濃度調査結果

単位：ppb

年(平成)月	鶴見	都田	野庭	本牧
3年4月	0.39	0.32	0.30	0.24
5	0.36	0.30	0.37	0.22
6	0.28	0.32	0.28	0.14
7	0.24	0.29	0.24	
8	0.20	0.19	0.15	
9	0.49	0.28	0.27	0.27
10	0.57	0.44	0.36	0.38
11	0.64	0.43	0.40	0.38
12	0.58	0.38	0.33	0.37
4月1日	0.32	0.25	0.21	0.22
2	0.25	0.18	0.18	0.16
3	0.28	0.23	0.25	0.19
年度平均	0.39	0.30	0.28	0.26
年度総平均	0.31			

表一七 横浜市におけるフロン・有機塩素物質
排出量集計（平成3年度）

物質名	総計
フロン-11	240680
フロン-113	222390
1,1,1-トリクロロエタン	509922
四塩化炭素	1
トリクロロエチレン	209238
テトラクロロエチレン	1087211

単位：Kg

(横浜市環境保全局 公害対策部 集計資料)

た。環境濃度の明確な推移を考察することについては、今後の継続測定結果の蓄積を待って検討する必要がある。

文 献

- 1) 前田裕行, 平野耕一郎, 松田啓吾: 拡散型長期暴露サンプラーを用いた横浜市内における大気中のフロン及び有機塩素系物質濃度, 横浜市公害研究所報, 16, 127-130(1992).
- 2) 前田裕行, 平野耕一郎, 松田啓吾: 拡散型長期暴露サンプラーによるフロン類・有機塩素化合物の測定法(第1報), 横浜市公害研究所報, 15, (1991).
- 3) 巻出義紘, 富永健: 大気中ハロカーボンの分布と変動, 気候変動国際共同研究計画(WCRP)第4回シンポジウム報告集, 9-12(1990).
- 4) 気象庁: 大気バックグラウンド汚染観測年報(平成2年), 71(1990).

横浜市における酸性雨調査

— 1991年の調査結果 —

矢本てるみ*, 加藤善徳*

1. はじめに

降水の化学的性状を長期的に把握するため、本市では1984年5月より一降水全量及び初期1mm降水を年間を通じ採取し、pH、導電率(EC)及び各イオン成分濃度の測定を実施している。

ここでは、1991年の調査結果について報告する。

2. 調査内容

採取期間：1991年1月～1991年12月

採取地点：横浜市環境科学研究所屋上(磯子区滝頭)

採取方法：自動雨水採取装置(小笠原計器製作所R-500型)により一降水全量及び初期1mm降水を各降水毎に採取した。

分析項目及び分析方法：表-1に示す。

3. 結果

3-1 気象状況及び採取状況

1991年1月～12月の1年間に一降水全量及び初期1mm降水を各59試料採取した。なお、降水量1mm未満の降水は調査対象から除外した。

1991年の年間降水量(採取した降水の貯水量より算出)は2196mmとなり、この値は、採取地点から約4km離れた横浜地方気象台における年間降水量¹⁾(2317mm)の95%で、両者は概ね一致していた。

1991年の月別降水は、平年に比べ5月がかなり少なく、9月～11月は相次ぐ台風の接近や秋雨前線の停滞等により大雨になることが多かった¹⁾。このため、年間降水量は平年²⁾(1569mm)の148%と多かった。

3-2 pH

図-1, 2に一降水全量及び初期1mm降水のpHの最高, 最低, 平均値を示す。

1991年の一降水全量の最高pHは5.64(2月22日, 降

表-1 分析項目及び分析方法

分析項目	分析方法
pH	ガラス電極法
導電率(EC)	電気伝導度法
NH ₄ ⁺	インドフェノール法 イオンクロマトグラフ法
K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	原子吸光光度法 イオンクロマトグラフ法
SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻	イオンクロマトグラフ法

水量2.6mm), 最低pHは3.79(4月9日, 降水量1.5mm及び7月18日, 降水量1.1mm), 降水量で重み付けした平均pHは4.71であった。1984～1990年の7ヶ年の平均pHは4.63(表-2)であり、1991年はこれよりやや高い値であるものの、前年までの結果と大きな変化はなく、ほぼ横ばい状況であった。

また、酸性雨とされるpH5.65以下の降水は59試料で、採取した降水のすべてが酸性雨であった。このうち、pH4.0未満の低pH降水は、4月と7月に合計3回観測された。

1991年の初期1mm降水の最高pHは5.83(9月8日), 最低pHは3.62(4月13日), 加重平均pHは4.19であり、前年までの7ヶ年の平均4.30(表-2)に比べやや低い値であった。

また、酸性雨とされるpH5.65以下の降水は56試料(94.9%)あり、このうちpH4.0未満の低pH降水は14回観測され、2月, 10月, 11月を除くすべての月に出現した。一方、pH5.65を超えるものは3試料(5.1%)であり、2月と9月に観測された。

Survey of Acid Rain in Yokohama City. —Rain acidity data from January to December 1991—

* Terumi Yamoto, Yoshinori Katou, 横浜市環境科学研究所大気部門

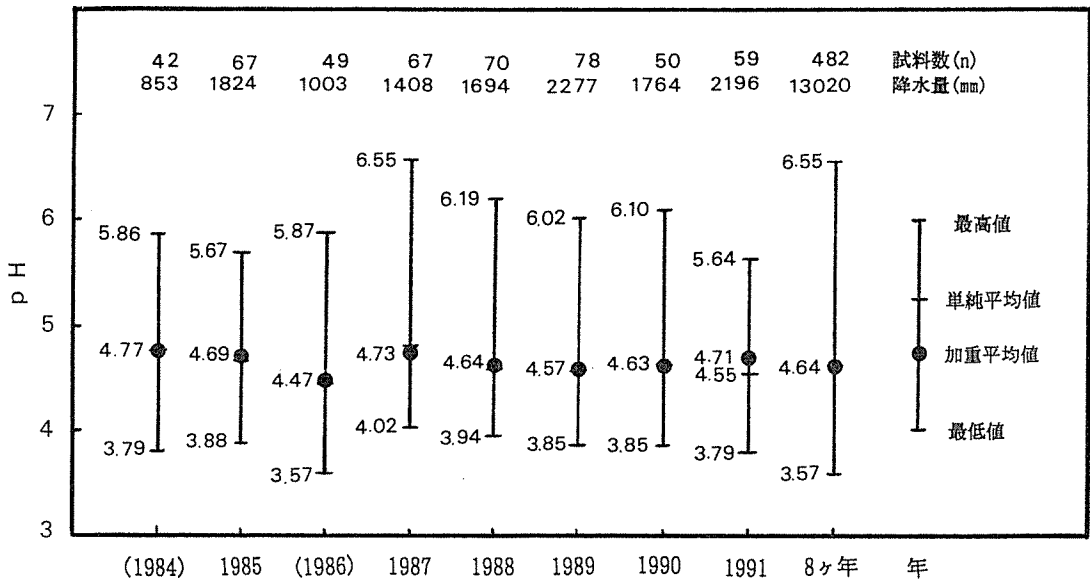


図-1 pHの経年変化 (一降水全量)

(単純平均値は各降水のpH値の算術平均値, 加重平均値は各降水のpHを水素イオン濃度に換算し, 降水量で重み付けした平均値をpHに最変換した値である。1984年1月~4月及び1986年3月~5月は欠測である。)

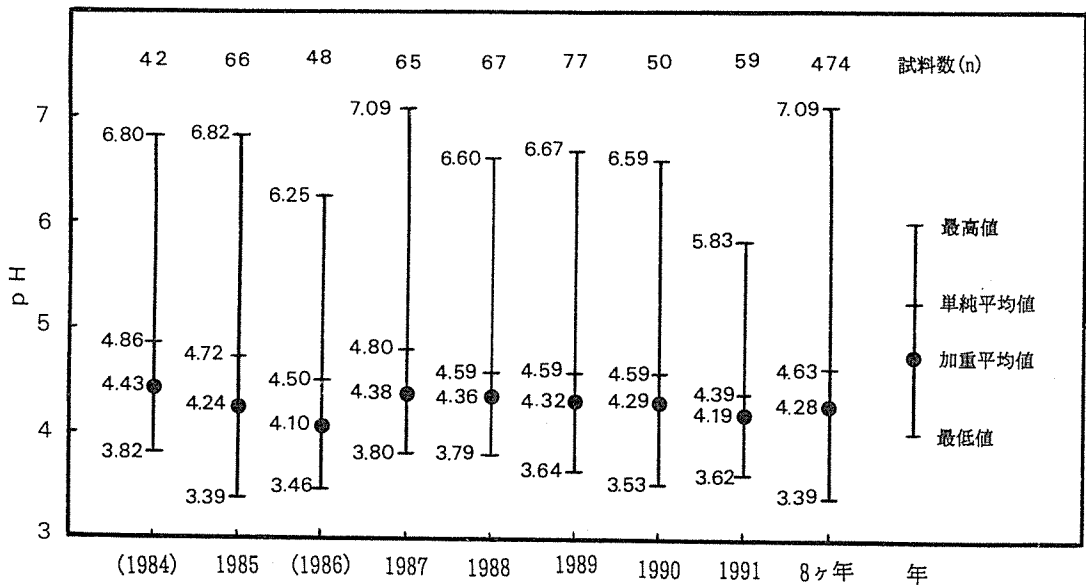


図-2 pHの経年変化 (初期1mm降水)

(単純平均値は各降水のpH値の算術平均値, 加重平均値は各降水のpHを水素イオン濃度に換算し, 降水量で重み付けした平均値をpHに最変換した値である。1984年1月~4月及び1986年3月~5月は欠測である。)

表-2 降水成分の年平均濃度

単位：降水量 mm, EC $\mu\text{S}/\text{cm}$, 濃度 $\mu\text{g}/\text{ml}$

	降水量	試料数	pH	EC	NH_4^+	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	
一 降 水 全 量	(1984年)	853	42	4.77	17.5	0.51	0.05	0.42	0.14	0.07	2.12	0.78	1.11
	1985年	1824	67	4.69	17.4	0.38	0.04	0.57	0.18	0.09	1.53	0.76	1.32
	(1986年)	1003	49	4.47	24.5	0.75	0.12	0.47	0.18	0.06	2.21	1.70	1.50
	1987年	1408	67	4.73	19.2	0.51	0.12	0.42	0.14	0.06	1.81	1.07	1.16
	1988年	1694	70	4.64	21.0	0.51	0.04	0.40	0.14	0.06	2.29	1.12	1.24
	1989年	2277	78	4.57	25.3	0.56	0.05	0.53	0.22	0.10	2.01	1.23	1.34
	1990年	1764	50	4.63	25.7	0.38	0.06	1.24	0.33	0.18	1.80	0.99	2.23
	1991年	2196	59	4.71	16.7	0.49	0.03	0.40	0.20	0.08	1.40	0.73	1.00
	7ヶ年	10823	423	4.63	21.9	0.50	0.06	0.60	0.20	0.09	1.94	1.08	1.44
	8ヶ年	13020	482	4.64	21.0	0.50	0.06	0.57	0.20	0.09	1.85	1.02	1.36
初 期 1 mm 降 水	(1984年)	—	42	4.43	53.6	1.63	0.14	1.41	1.11	0.28	6.73	3.52	4.38
	1985年	—	66	4.24	66.8	1.62	0.20	2.56	1.86	0.49	6.26	4.28	5.87
	(1986年)	—	48	4.10	71.9	2.09	0.20	1.68	1.20	0.27	7.03	6.41	5.49
	1987年	—	65	4.38	56.9	1.15	0.23	1.90	1.31	0.36	5.57	4.04	4.82
	1988年	—	67	4.36	57.0	1.37	0.16	2.15	1.08	0.34	6.10	4.15	5.20
	1989年	—	77	4.32	63.0	1.31	0.20	2.13	1.29	0.39	5.44	4.11	5.44
	1990年	—	50	4.29	73.4	1.26	0.28	4.22	1.97	0.71	6.39	4.42	6.20
	1991年	—	59	4.19	70.7	1.73	0.20	2.48	1.47	0.48	6.75	4.62	5.20
	7ヶ年	—	415	4.30	63.0	1.47	0.20	2.30	1.40	0.41	6.13	4.38	5.36
	8ヶ年	—	474	4.28	64.0	1.50	0.20	2.32	1.41	0.42	6.21	4.41	5.34

注1) 一降水全量の平均値は降水量で重み付けした加重平均値である。

注2) pHの平均は水素イオン濃度に換算したものを平均して求めた。

注3) 1984年1月～4月及び1986年3月～5月は欠測である。

注4) 7ヶ年の欄には1984年～1990年の平均値, 8ヶ年の欄には1984年～1991年の平均値を示した。

3-3 イオン成分濃度

表-2 に一降水全量及び初期1mm降水の各イオン成分の年平均濃度を示す。

1991年の SO_4^{2-} , NO_3^- の年平均値 ($\mu\text{g}/\text{ml}$) は、一降水全量がそれぞれ1.40, 0.73, 初期1mm降水が6.75, 4.62であり, 7ヶ年の平均(一降水全量: 1.94, 1.08, 初期1mm降水: 6.13, 4.38) と比べ, 一降水全量はやや低く, 初期1mm降水はやや高い値であった。

また, 他の成分についても, 一降水全量は例年に比べ濃度の低い成分が多く, NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} を除き, 7ヶ年の平均に比べやや低い値を示した。一方, 初期1mm降水は例年に比べ濃度の高い成分が多く, K^+ , Cl^- を除く成分が, 7ヶ年の平均に比べやや高い値であった。

4. まとめ

1991年の酸性雨調査の結果は次のとおりであった。

(1) 一降水全量 (59試料) の平均pHは4.71, 初期1mm降水 (59試料) の平均pHは4.19であった。

(2) 年平均pHは, 前年までの7ヶ年の平均値と比較し, 一降水全量はやや高く, 初期1mm降水はやや低いものの, 大きな変化はなく, ほぼ横ばい状況であった。

(3) SO_4^{2-} , NO_3^- の平均濃度 ($\mu\text{g}/\text{ml}$) は一降水全量がそれぞれ1.40, 0.73, 初期1mm降水が6.75, 4.62であり, 例年に比べ, 一降水全量はやや低く, 初期1mm降水はやや高い値であった。

文 献

1) 横浜地方気象台：神奈川県気象年報, 平成3年(1991)。

2) 横浜地方気象台：神奈川県気象月報, 平成3年1月～12月(1991)。

ミズワタ (*Sphaerotilus natans*) の生長について

(1) 液体培地中の生長と水質変化について

酒井 学*

1. はじめに

有機性汚濁の進行した都市河川ではミズワタが大発生して河床を覆っている場合が少なくない。このミズワタは降水などによる水量の増加や、こすりとられるなどの物理的作用により、簡単に剝離して懸濁性物質として河川水中を流下していく。そして剝離した場所では再びミズワタの増殖が始まり、3～5日で元のよなミズワタを主とする生物膜が生成される。

このミズワタの挙動と有機性汚濁との関係を理解することは、河川環境を理解する上で重要であり、また河川の自浄作用との関係も興味深いものがある。そこで今回はまず、基礎実験としてミズワタ中の優先種と思われる *Sphaerotilus natans* の液体培地及び河川水を用いた培養実験を行ったのでここに報告する。

2. 実験

実験には東京大学応用微生物研究所より分譲された菌株 *Sphaerotilus natans* (IAM12068) を用いた。

培養試験は寒天培地¹⁾にて継代培養した菌株を白金耳を用いてかきとり、0.10 μm のメンブランフィルターで加圧ろ過滅菌した液体培地²⁾ (1本約550ml) (表-1) へ接種し、20℃、暗所振とうし、生成したミズワタ量を懸濁性物質³⁾ (SS) として算出することにより行った。

河川水の培養試験も河川水を0.10 μm のメンブランフィルターでろ過滅菌し、液体培地の場合と同様に行った。

また水質の一般項目の測定はJIS K 0102³⁾に準拠した。

表-1 液体培地組成

酵母エキス	0.10 g/l
NH ₄ Cl	0.0017 g/l
K ₂ HPO ₄	0.022 g/l
Na ₂ HPO ₄	0.034 g/l
MgSO ₄ · 7H ₂ O	0.023 g/l
CaCl ₂ · 2H ₂ O	0.028 g/l
KH ₂ PO ₄	0.0085 g/l
FeCl ₃ · 6H ₂ O	0.00025 g/l

pH 7.0

注) 乳酸ナトリウムを酵母エキスへ変更した。

3. 結果及び考察

S. natans の増殖曲線を図-1に、この時の水質変化を表-2に示した。20℃の条件下でミズワタの量(今回はSSをミズワタの量とみなす)は2日後にはほぼ平衡(SS 5mg/l)に達した。液体培地の水質は、はじめBODが63mg/l、CODが34mg/lであったのに対し、5日培養後のミズワタをろ過した後の培養液のBODは36mg/l、CODは26mg/lであった。一方ミズワタを接種せずに振とうした培地のBODは65mg/lであったので、ミズワタの接種、培養により溶存BOD、CODの減少が認められた。また5日培養後の河川BODが36mg/lと依然として高い数値であることから、ミズワタのみの系では、生物分解しにくい有機物が培地の中に含まれていると考えられる。

次に横浜市内で有機性汚濁が進行し、河床をミズワタが覆っている宮川及び鳥山川の河川水を用いて培養実験を行った結果、5日培養後のミズワタ量は宮川で

Growth of *Sphaerotilus natans* (I) Growth of *S. natans* incubated in the liquid medium with shaking and water quality analysis

* Manabu Sakai, 横浜市環境科学研究所水質部門

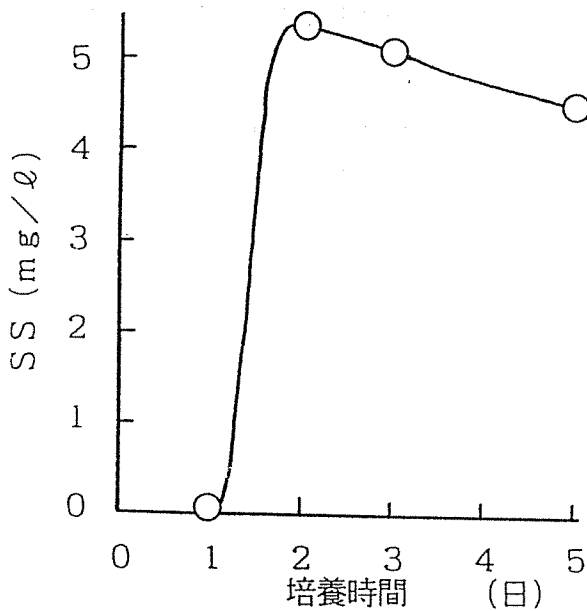


図-1 液体培地中のSS生成量

表-2 培地の水質変化

	BOD	COD
調製後の液体培地	63	34
5日培養後の液体培地	36	26
未接種で振とうしたもの	65	29

単位 mg/l

0.2mg/l, 鳥山川で-0.1mg/lと重量的には測定誤差の範囲内であり, 肉眼で観察しても, 直径2mm程度

の綿のかたまりのようなコロニーが1~2ヶ観察されるのみで, 培地に比べて増殖量は極めて少なかった。

この時のミズワタを接種する前の河川水の水質は, 宮川の水がBOD36mg/l, COD26mg/l, 鳥山川の水がBOD17mg/l, COD19mg/lであったが, ろ過滅菌後は宮川がBOD7mg/l, COD13mg/l, 鳥山川がBOD6mg/l, COD11mg/lと液体培地に比べて溶けている有機物が少ないためにミズワタの増殖量が少なかったと考えられる。

また5日培養後のミズワタをろ過した後の水質は, 宮川のBODが6mg/l, CODが11mg/l, 鳥山川のBODが6mg/l, CODが11mg/lと宮川の場合にわずかながら水質浄化が認められたが, 液体培地に比べてミズワタの増殖量が少ないために浄化効果も少なかった。

今回の実験結果では, 河川水を用いた場合, *S. natans*の増殖量は少なく, 実際の河川のように生物膜を形成する程の量は得られなかった。これは, 今回の実験のような閉鎖した系ではなくて, 実際の河川では流動的で次々に栄養分が供給されるために, 培地に比べて有機成分の濃度が低くても河床を覆う程度にミズワタが形成されるものと考えられる。

参考文献

- 1) 酒井 学: 横浜市内河川の糸状細菌の分離と同定について, 横浜市環境科学研究所報, 16, 139-140 (1992).
- 2) Armbruster, E.: Improved Technique for Isolation and Identification of *Sphaerotilus*, Appl. Microbiol., 17, 320-321 (1969).
- 3) 日本規格協会: JIS K 0102-1986.

埋立て処分地から出るマンガン含有排水の 処理方法の検討 (II)

飯塚貞男*, 野木一男*

要 旨

産業廃棄物の埋立て処分地からの排水中に含有するマンガンの処理にマンガン砂を使用したところ排水中の鉄の影響で処理能力が落ちることがわかった。

1. はじめに

横浜市内には、産業廃棄物の埋め立てが終了した処分地が幾つかある。しかしそこから出る排水は埋め立て終了後であっても規制の対象となる。しかも排水中の成分は埋立地により異なり、時には処理が困難な物質を含有する場合がある。その一つにマンガンが挙げられる。筆者らは前報でマンガン砂を使って埋め立て処分地から出る排水中のマンガンの室内処理実験を行ない除去効果が認められると報告した¹⁾。そこで今回は室内処理実験結果を実排水処理に応用すべく埋立地の排水処理施設を使用して処理実験を行なったので報告する。

2. 実験方法

実験は、横浜市内にある埋立が終了したA処分地の排水処理施設を使用した。既設の排水処理施設の概要を図-1に示し、今回の処理実験した施設の概要を図-2に示した。

実験は次の手順で行なった。

- ①図-2に示したように砂濾過塔の砂をマンガン砂に入れ替えた。
- ②マンガン砂濾過塔の前に次亜塩素酸ナトリウム用の定量ポンプを取り付けた。
- ③次亜塩素酸ナトリウムが排水に添加されていることを確認した後、排水処理施設を稼動させた。
- ④排水の原水、マンガン砂処理水および活性炭処理水を採取しマンガンを測定し処理効果を判定した。

3. 分析方法

マンガン、鉄 : JIS K0102 原子吸光法
残留塩素 : パックテスト

4. 結果および考察

4-1 実験結果

実排水通水20分後の処理の結果を表-1に示した。マンガンの濃度は、原水3.22mg/l、マンガン砂処理

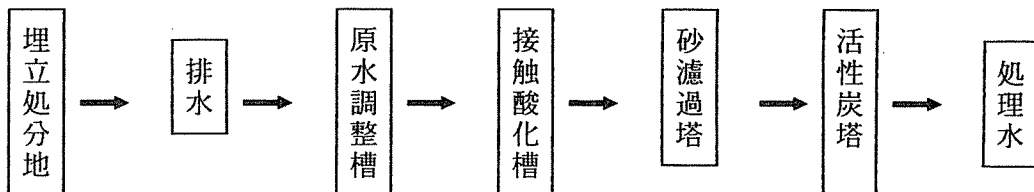


図-1 既設の排水処理工程

Study on the treatment of the manganese in the waste water.

* Sadao Iizuka, Kazuo Nozi 横浜市環境科学研究所水質部門

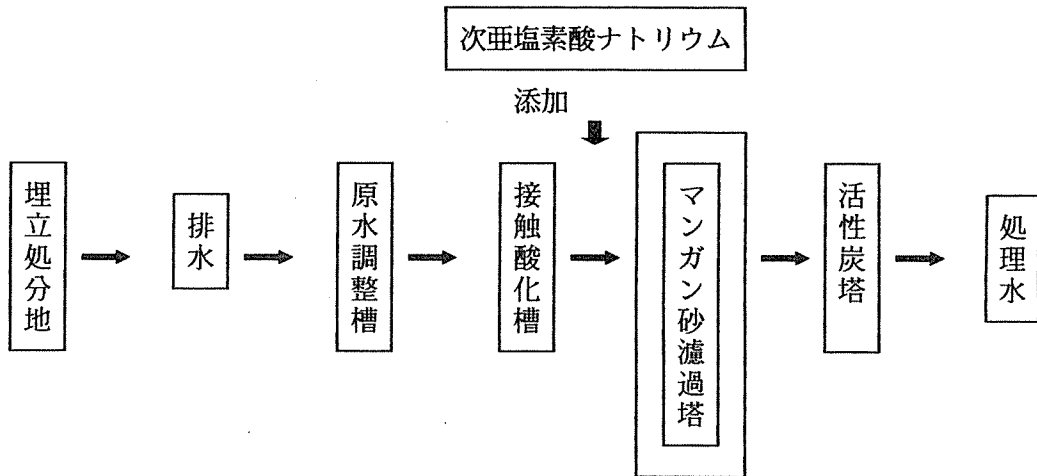


図-2 処理実験した排水処理工程

水が 0.62mg/l 、活性炭処理水は 0.73mg/l となり良好な結果が得られた。また塩素もマンガンスド処理水で検出されており次亜塩素酸ナトリウムの添加も良好であることを示した。

表-1 処理結果 (通水20分後)

処 理 水	マンガンの濃度	塩 素 の 濃 度
原 水	3.22	5.0以上
マンガンスド処理水	0.62	0.1以上
活性炭処理水	0.73	0.1以上

(mg/l)

4-2 マンガン砂の処理能力の悪化

マンガンの濃度は、原水と各処理水の間に変化がなく、処理されていないことが分かった。原因を検討したところ定量ポンプが詰まっており、そのため次亜塩素酸ナトリウムの添加量が不足していることが分かった。このことは、表-2よりマンガンスド処理水では塩素は検出されなかったことでも明らかである。塩素の添加が処理効果に与える影響が大きいことが推定された。処理効果のなくなったマンガンスドを再生する必要があると判断した。

4-3 マンガン砂の再生

効果的なマンガンスドの再生方法として過マンガン酸カリウムの溶液に一昼夜浸しておく方法があり、^{2),3)}次の手順でマンガンスドの再生を行なった。

- ①マンガンスドを濾過塔より引き抜き容器に移し替える。
- ②0.5%の過マンガン酸カリウム溶液をマンガンスドの入った容器に満し数日間放置する。
- ③過マンガン酸カリウム溶液の紫色が変色していないのを確認した後マンガンスドを取り出し別の容器に移し洗浄し濾過塔に詰め直す。

なお残った過マンガン酸カリウム溶液は次回の再生のために保存しておく。

表-2 処理結果 (通水1週間後)

処 理 水	マンガンの濃度	塩 素 の 濃 度
原 水	3.01	0.1以下
マンガンスド処理水	3.04	0.1以下
活性炭処理水	3.00	0.1以下

(mg/l)

4-4 再生後の処理結果

濾過塔にマンガンスドを詰めた後、塩素濃度に十分注意し再び処理実験を行なった。

処理の結果を表-3に示した。マンガンの濃度は、原水で 3.34mg/l 、マンガンスド処理水で 0.51mg/l 、活性炭処理水で 0.28mg/l と良好な結果を得た。再生処理がうまく出来ていることが分かった。また塩素濃度は原水で $20\sim 40\text{mg/l}$ になるように定量ポンプの流量を設定した。この良好な状態が5日間続いたが、表-4に示すように次第に処理能力が落ち、7日後には

処理できなくなった。原因を調査したところ、排水中には鉄が多い時で5mg/lあり、鉄の影響が考えられた。^{4),5)}

表-3 マンガン砂再生直後の処理結果

処 理 水	マンガンの濃度	塩 素 の 濃 度
原 水	3.34	5.0以上
マンガン砂処理水	0.51	3.0
活 性 炭 処 理 水	0.28	0.2

(mg/l)

表-4 マンガン砂再生7日後の処理結果

処 理 水	マンガンの濃度	塩 素 の 濃 度
原 水	3.24	5.0以上
マンガン砂処理水	3.11	2.0
活 性 炭 処 理 水	3.22	0.1

(mg/l)

4-5 鉄の影響

マンガン砂再生後の4-4の処理実験では、塩素濃度には問題なかったため、処理能力に影響を与えているのは、鉄が考えられた。これは鉄の含有している排水に次亜塩素酸ナトリウムを添加すると両物質が反応して水酸化鉄となり、これがマンガン砂を覆ってしまい、マンガン砂としての機能が失われると推測された。これを確認するために原水とマンガン砂処理水中の全鉄の濃度を測定し、表-5に示した。表-5より原水で平均2.2mg/lあった鉄の濃度がマンガン砂を通過すると平均0.42mg/lとなっており、鉄が水酸化鉄となってマンガン砂に吸着しているということが推定された。

4-6 マンガン砂濾過塔の逆洗

水酸化鉄を除去するには逆洗をすればよいと一般に言われている²⁾。そこでマンガン砂濾過塔を水道水で逆洗し再び通水し、処理実験を行なった。その結果を表-6に示した。4-4の結果と同様に逆洗した後は良好な処理が行なわれていた。鉄がマンガン砂の働きを阻害していることが明らかとなった。しかしながら5

日後には、鉄の影響等で処理機能が低下した。

表-5 全鉄の濃度

処 理 水	鉄 の 濃 度
原 水	2.21
マンガン砂処理水	0.42

(mg/l)

表-6 マンガン砂逆洗直後の処理結果

処 理 水	マンガンの濃度
原 水	3.34
マンガン砂処理水	0.51
活 性 炭 処 理 水	0.28

(mg/l)

4-7 今後の検討課題

以上の結果が示すように処理は、当初計画した通りには進まなかった。マンガン砂による処理では、塩素のコントロールと鉄の影響が大きく問題となった。この鉄の対策として次の方法が考えられる。

- ①マンガン砂濾過塔を頻繁に逆洗する。
 - ②マンガン砂濾過塔を除鉄用に使用して、その後もう一塔マンガン砂濾過塔を設ける。
 - ③マンガン砂濾過塔の前に凝集沈殿処理装置を設ける。
- このうち②の方法が予算上問題なく簡単に出来ると考えられる。鉄の処理については、室内実験を併用して早急に対応を講ずる必要があるものと考えている。

4-8 まとめ

マンガン砂を用いてマンガン含有排水の処理実験を行ない次のことが分かった。

- ①塩素不足は、マンガン砂の働きを悪化させるため常に注入されるようコントロールが必要である。
- ②排水中の鉄の存在は、処理に悪影響を及ぼすため前処理等を行ない除去する必要がある。

文 献

- 1) 飯塚貞男, 野木一男: 埋め立て処分地から出るマ

ンガン含有排水の処理方法の検討, 横浜市環境科学研究所報, 16, 83~86 (1992)

2) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガ処理, 用水と廃水, 26 (7), 10~17 (1984)

3) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガ処理, 用水と

廃水, 27 (2), 12~21 (1985)

4) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガ処理, 用水と廃水, 27 (3), 11~20 (1985)

5) 高井 雄: 用水の除鉄・除マンガ処理, 用水と廃水, 27 (12), 3~13 (1985)

小学校プールおよび市営プールのヤゴを中心とした生物調査

梅田 孝*

1. はじめに

横浜市では、自然と共生したまちづくりの実現に向けて様々な試みを行っている。その一つにトンボの生息環境づくりがあり、市内数十か所にトンボ池の建設を行ったため、多くのトンボが横浜に戻って来ている。トンボ池で発生したトンボの中には、人工的な環境にも生息することのできる種類も多く、特にシオカラトンボ、ギンヤンマ、などのトンボの成虫は、新しい生活環境を求めて移動する性質が旺盛であることから、学校のプールなどにも産卵に訪れていることが確認されている。

そこで、横浜ととんぼを育てる会、緑政局、小学校、緑の協会の協力を得て市内の小学校および市営のプールに生息するヤゴの種類、生息密度、およびその他の水生生物の調査を行った。

2. 調査方法

2-1 調査時期

調査は、比較的ヤゴが成長している4月下旬から6月中旬のプール掃除の前に実施したが、一部の調査地については、プール掃除時に合わせて実施した。

2-2 調査地点

調査地点は図-1に示すとおりで、小学校プールが上郷南小学校、本郷台小学校、港南台第一小学校、元街小学校、長津田第二小学校、三保小学校の6地点、市営プールが元町公園プール、川辺公園プールのそれぞれ大小プールの4地点で、合計10地点である。

なお、調査地点の記号と名称の対応は表-1に示すとおりである。

2-3 採集方法

プール掃除前に実施したS-1～S-5（グループ1）の小学校では、Dフレームネット（網目NGG40）

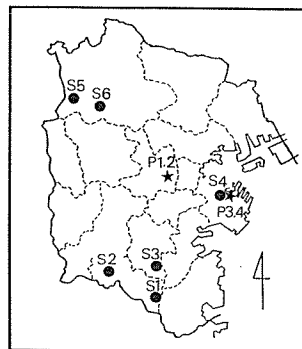


図-1 調査地点

（図中●は小学校、★は市営プールを示し、番号は表-1と対応している。）

表-1 調査地点名

地点番号	所在区	プール名
S-1	栄区	上郷南小学校プール
S-2	栄区	本郷台小学校プール
S-3	港南区	港南台第一小学校プール
S-4	中区	元街小学校プール
S-5	緑区	長津田第二小学校プール
S-6	緑区	三保小学校プール
P-1	保土ケ谷区	川辺公園50mプール
P-2	保土ケ谷区	川辺公園プール徒歩池
P-3	中区	元町公園50mプール
P-4	中区	元町公園児童プール

を用いてプールの4隅で10㎡角の底に溜った落ち葉やゴミと一緒にすくい上げる定性採集の方法で行った。その中で、種類の分る個体は、その場で選別し、若齢

幼虫等その場での同定の難しいものについては研究室に持ち帰り選別した。

プール掃除時に合わせて実施したS-6, およびP-1~P-4については, 水を抜き, 底に溜った落ち葉やゴミの中の種類の分る個体は, その場で選別し, S-1~S-5同様, 若齢幼虫等その場での同定の難しいものについては研究室に持ち帰り選別した。

なお, P-2, P-4 (グループ2) についてはプール内に10m角の採集区域を設定して採集した。S-6, P-1, P-3 (グループ3) はプール内のヤゴ及び水生生物すべてを採集した。

3. 調査結果

3-1 水生生物の種類数

調査の結果, 表-2に示すように, 各プールで採集されたヤゴは, イトトンボ科のアジアイトトンボ, ヤンマ科のギンヤンマ, トンボ科のシオカラトンボ, オオシオカラトンボ, アキアカネ, ノシメトンボ, コシアキトンボの計3科7種(亜種)であった。その他, カゲロウ, ゲンゴロウなど水生生物全体では, 11科17種(亜種)の水生生物が確認された。

各プールごとに見ると, 小学校プール(S)ではS-1, S-2でシオカラトンボ, オオシオカラトンボ, アキアカネ, ノシメトンボの4種が確認でき, さらに, S-6では, これらに, コシアキトンボを加えた5種が確認できた。また, S-3, S-4, S-5からはヤゴは採集されなかった。

市営プール(P)においては, P-1~P-4の全

表-2 各プールで採集された水生生物の種類

動物門 類名 目名 科名 種名	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	P-1	P-2	P-3	P-4
節足動物門										
甲殻類										
等脚目										
ミズムシ科										
1 ミズムシ		○	○	○	○		○			
昆虫類										
カゲロウ目										
コカゲロウ科										
2 フタバカゲロウ属の一種	○	○			○	○	○	○	○	○
トンボ目										
イトトンボ科										
3 アジアイトトンボ(幼虫)								○	○	○
ヤンマ科										
4 ギンヤンマ(幼虫)							○	○	○	
トンボ科										
5 シオカラトンボ(幼虫)	○	○				○	○	○	○	○
6 オオシオカラトンボ(幼虫)	○	○				○	○	○	○	○
7 アキアカネ(幼虫)	○	○				○	○	○	○	○
8 ノシメトンボ(幼虫)	○	○				○	○	○	○	○
9 コシアキトンボ(幼虫)						○				
半翅目										
アメンボ科										
10 アメンボ	○		○	○	○	○	○	○	○	○
マツモムシ科										
11 マツモムシ	○	○				○	○	○	○	○
タイコウチ科										
12 ミズカマキリ	○							○		
鞘翅目										
ゲンゴロウ科										
13 シマゲンゴロウ						○				
14 マメゲンゴロウ						○				
15 マメゲンゴロウ(幼虫)	○		○			○		○	○	
双翅目										
ユスリカ科										
16 セスジユスリカ(幼虫)	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
脊椎動物門										
両生類										
カエル目										
ヒキガエル科										
17 ヒキガエル(オタマジャクシ)						○		○		○
種類数	10	8	5	3	4	13	10	11	14	10

ての地点からシオカラトンボ、オオシオカラトンボ、アキアカネ、ノシメトンボの4種が確認され、さらに、P-1ではギンヤンマが、P-4ではアジアイトトンボがそれぞれ採集され、5種が確認された。P-2、P-3では、アジアイトトンボ、ギンヤンマが共に採集され6種のヤゴが確認された。

3-2 採集個体数

プールの10m²内に生息するヤゴの頭数を、表-3に示す。S-1~S-5については4隅のうち、もっとも頭数の多い区域の数を示す。S-6、P-1、P-3はプール内の総頭数を10m²当りに換算した頭数を示す。ヤゴの頭数が最も多かったのはP-4で、次いで

表-3 各プールで採集されたヤゴの個体数 (頭/10m²)

グループ 種名	グループ 1					グループ 2		グループ 3		
	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	P-2	P-4	S-6	P-1	P-3
アジアイトトンボ (幼虫)	-	-	-	-	-	25	5	-	-	0.3
ギンヤンマ (幼虫)	-	-	-	-	-	4	-	-	0.2	0.1
シオカラトンボ類※ (幼虫)	6	4	-	-	-	123	256	17.1	15.4	78.5
アカネ類※ (幼虫)	7	18	-	-	-	88	153	48.6	23.6	108.3
コシアキトンボ (幼虫)	-	-	-	-	-	-	-	1.0	-	-

※シオカラトンボ類にはシオカラトンボ、オオシオカラトンボ、アカネ類にはアキアカネ、ノシメトンボがそれぞれ含まれる。

表-4 環境概要調査地点

調査地点	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6
調査日	1992年6/3	1992年6/3	1992年4/23	1992年6/5	1992年6/3	1992年6/4
形態	25mコンクリート 地上プール	25m鉄板化 屋上プール	25mコンクリート 地上プール	25mコンクリート 地上プール	25mコンクリート 地上プール	25mコンクリート 地上プール
水位*	90cm	80cm~85cm	100cm~105cm	100cm	105cm~110cm	-
体積物	砂泥物わずかに 落葉少し	砂泥物わずかに 落葉少し	砂泥物少ない 落葉・落枝が極多	砂泥物わずかに 落葉・落枝なし	砂泥物がわずかに 落葉・落枝なし	砂泥物多い 落葉・落枝が極多
透視度(cm)	50<	50< (緑色)	50<	50<	50< (緑色)	?
周囲の環境	プールの手前におわずかに水草の茂る小さな貯水池がある。		プールの一方に樹木が数本植えてある。	プールの裏手に山がある。		プールの三方に樹木が植えてあり鬱蒼としている。
備考		昨年度の調査より、ヤゴの確認個体数は多くなった。若齢幼虫が目立つ。	調査前に掃除を行い水生生物の種類数は極端に少ない。	冬季に大形魚(コイ)を飼育しているため水生生物の種類数は極端に少ない。	体積物が少なく、ヤゴの生息には不向きと思われる。	市内でも珍しいシマゲンゴロウが確認された。

調査地点	P-1	P-2	P-3	P-4
調査日	1992年6/10	1992年6/10	1992年6/13	1992年6/13
形態	50m鉄板化 地上プール	楕円形 地上プール	50m鉄板化 地上プール	小型長方形プール 地上プール
水位*	-	-	-	-
体積物	砂泥物多い 落葉多い	砂泥物多い 落葉極多	砂泥物多い 落葉・落枝多い	砂泥物極多 落葉・落枝が極多
透視度(cm)	50<	50<	50<	21 (濃緑色)
周囲の環境	近くに帷子川が流れている。		山に囲まれている。	50mプールの下に位置し大きな樹木が周囲を囲んでいる。
備考	樹木の多い公園の中のプール。	近くの樹木からの落葉が極端に多い。		エサとなるオタマジャクシ等が多いせいかヤゴの体長も大きい。

* 水位は調査時のものとする。

P-2, P-3, S-6, P-1, S-2, S-1の順である。S-3~S-5ではヤゴが確認されなかった。

採集個体数の中ではシオカラトンボ類かアカネ類が多くを占めていた。アジイトトンボ, ギンヤンマ, コシアキトンボは, 前記のヤゴの数と比較すると, わずかにしか確認されなかった。

4. 考 察

プールS-1~S-6, P-1~P-4の環境概要を表-4にまとめた。この内S-6, P-2, P-4の3つのプールでは落葉落枝や砂泥などが, かなりの厚さで水底に堆積している。それら堆積物を餌とするセスジユスリカ(アカムシ)やヒキガエルのオタマジャクシが多く生息していた。これらがヤゴなどの肉食の水生生物の餌となり, 大量生息の原因となっていると思われる。

今回確認されたシオカラトンボ類, アカネ類, コシアキトンボのヤゴは, 成虫期に飛翔しながら尾端を水に打ちつけることにより, 水中に産卵をする種類である。また, ヤゴ期に水底に潜り込む生活形態をとるため, 水底に砂泥や落葉, 腐植などの堆積物が必要である¹⁾。このような堆積物が多かったS-6, P-2,

P-4では, アカムシ等が生息していたため, ある程度ヤゴ同士の共喰いを食い止めていたものと考えられる。また, 今回, わずかにしか確認されなかった, アジイトトンボなどのイトトンボ科や, ギンヤンマなどのヤンマ科の成虫は, 主に水生植物の組織内に産卵するといわれている。また, これらのヤゴは水草などにつかまる生活形態をとるため, 水生植物の生育が極めて重要である²⁾。このため, 水生植物等の植栽のないプールでの生息には適していなかったものと思われる。

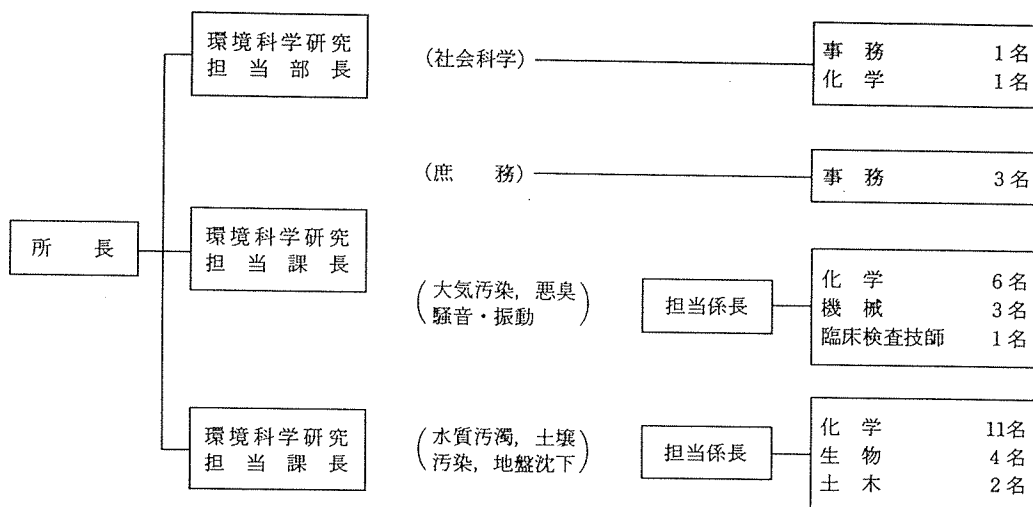
文 献

- 1) 公害研資料No.98 トンボ生息環境づくり調査報告書
- 2) 石田昇三・石田勝義・小島圭三・杉村光俊著, 日本産トンボ幼虫・成虫 検索図説 東海大学出版会

謝 辞

本調査を行うにあたり, 多大な協力を得たボランティア団体『横浜にとんぼを育てる会』, 緑政局関係各課の皆様, 調査場所を提供していただいた各小学校, 緑の協会に感謝いたします。

1. 人員及び組織



(平成4年6月8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	VG アナリティカル Auto Spec	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	理学電機システム 3270	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装置	島津 GC-14AECED 外	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
二次導函数微量ガス分析装置	LEAR SIEGLER MODEL 400	1式	恒温室
超軟 X 線発生装置	SOFTEX-CSM-2	1式	第二機器分析室
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	〃
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

品名	規格	数量	配置
データレコーダ	NAGRAIV-SJ 型	1台	騒音研究室
騒音振動解析装置	ONO CF-360	1式	〃
〃 データ処理装置	YHP 310 AJ	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 MODEL 10	1式	元素分析室
電子計算機	ACOS 3300 (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 S43-3 UL-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	日本化学工業 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 UN 61430 W	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 4500 i	1台	第二大気実験室
全有機炭素分析計	ベックマン MODEL 915-B	1台	第一機器分析室
高精度 NO _x 計	ダイレック社 DY 8400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 MODEL10-00OR	1台	生物研究室
電気炉	西村工業製	1台	第一水質実験室
三軸圧密試験記録装置	理研電子製	1台	地盤沈下実験室
1/3オクターブ実時間自動分析装置	リオン SA-25	1式	騒音研究室
凍結濃縮装置	大洋科学工業 FC-6	1式	第二水質実験室
水生植物による水処理実験装置	当研究所設計	1台	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
高精度自動体積計	エステック VM-100	1式	処理実験室
環境物理測定装置	RM-5220	1式	生物研究室

3. 平成3年度 予算額

(単位：千円)

科 目	金 額	付 記
共 済 費	638	社会保険料
賃 金	5,735	
報 償 金	590	
旅 費	2,242	普通旅費
需 用 費	82,777	消耗品費 31,441
		燃 料 費 133
		食 糧 費 414
		印刷製本費 4,739
		光 熱 水 費 33,704
		修 繕 料 12,346
役 務 費	4,291	通信運搬費 1,933
		手 数 料 2,178
		筆耕翻訳料 180
委 託 料	50,534	調査委託料 21,290
		清掃その他委託料 29,244
使用料及び 賃 借 料	55,795	
工事請負費	11,180	
備品購入費	20,000	
負担金補助 及び交付金	300	会費及び負担金
公 課 費	0	
計	234,082	

管 理 運 営 費	91,694
試 験 検 査 費	13,281
主 要 機 器 維 持 費	13,493
管 理 運 営 費	
調 査 研 究 事 業 費	36,000
機 器 等 整 備 費	18,000
事 業 費	
施 設 改 修 工 事 費	4,120
公 害 教 育 啓 発 等 そ の 他 事 業 費	7,100
大 型 機 器 更 新 整 備 事 業	19,865
自 動 測 定 機 標 準 ガ ス 調 整 室 更 新 事 業	14,000
ガ ス ク ロ マ ト グ ラ フ 質 量 計 更 新 事 業	10,029
生 物 に よ る 環 境 モ ニ タ リ ン グ 調 査	3,000
道 路 沿 道 対 策 推 進 事 業 費	3,500
計	234,082

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15回)	3. 6	人工衛星データによる東京湾水質観測の検討	○水尾寛己, 二宮勝幸, 畠中潤一郎, 小野寺典好(水質課), 小池康夫(同), 雫石雅美(株パスコ), 多賀保志(日本鯨類研究所)
		テトラクロロエチレンの分解反応モデルを用いた地下水汚染の解析方法	○二宮勝幸, 酒井学
		磯子産業道路の植樹帯による減音効果	鹿島教昭
		雨水の酸化過程に関する研究	太田正雄
エアロゾル科学・技術研究討論会	3. 8	非等速吸引誤差及びノズル内での粒子濃度分布についての数値解析	佐俣満夫
全国公害研協議会関東甲信静支部水質専門部会	3. 9	魚の死亡事故の原因究明に関して	○水尾寛己, 二宮勝幸, 樋口文夫
大気汚染学会(第32回)	3.10	ダスト濃度測定における非等速吸引誤差についての数値解析 —ポテンシャル流でのノズル形状の影響—	佐俣満夫
		横浜市におけるPAHsの経年変化と南関東のPAHs濃度	○太田正雄, 一都三県二市南関東SPM検討会
		グラブサンプリング法による環境大気中のCO ₂ , CH ₄ の同時分析	平野耕一郎
		非放射線源式ECD-GCによる環境大気中のN ₂ O分析	平野耕一郎
第2回廃棄物学会研究発表会	3.10	廃水処理汚泥の資源化に関する基礎研究 —下水汚泥焼却灰固化物の有効利用—	○野木一男, 下村光一郎

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
全国公害研協議会関東甲信静騒音振動専門部会	3.10	道路交通振動に関する研究	中村俊亮
1991年度日本地球化学会年会	3.10	底質からのリン溶出と水質に及ぼす影響	白柳康夫
日本珪藻学会第12回研究集会	3.10	水質変化が河川藻類群集に及ぼす影響	福嶋 悟
日本陸水学会第56回大会	3.11	都市河川の自浄作用が藻類群集に及ぼす影響	○福嶋 悟, 小市佳延
		除草剤総合毒性と人工基物上の藻類群集変動との関係	○福嶋 悟, 畠山成久 (国立環境研)
		河川の一次生産に及ぼす除草剤の影響モニタリング	○畠山成久, 白石寛明, 笠井文絵 (国立環境研), 福嶋 悟
日本薬学会第112年会	4. 3	横浜市内河川の農薬モニタリング	○酒井 学, 二宮勝幸
大気汚染研究協会関東支部大気汚染調査部会, 粒子状物質部会共催第10回	4. 3	β 線式浮遊粒子状物質自動測定器の測定精度について	白砂裕一郎
水環境学会 (第26回)	4. 3	テトラクロロエチレンの分解反応モデルを用いた地下水汚染解析方法 (第2報)	○二宮勝幸, 大場栄次, 酒井学

5. 雑誌等投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
労働衛生工学	1991. 6	平野耕一郎	拡散型曝露サンプラーについて

(要旨)

拡散型曝露サンプラーは、その装置特性を十分理解した上で測定に用いれば、吸引ポンプなどを用いた動的なサンプラーに比べても測定精度で遜色のないものの一つである。本報では、拡散型のサンプラーの内、NO、NO₂同時サンプラーの測定原理やその使用方法等を中心に本研究所で検討した結果、環境大気中の汚染濃度レベルも自動計測機の日平均濃度の値と極めてよく一致した測定値として得られ、大気汚染常時監視の補助測定や疫学調査等に有用であることがわかった。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
日本リモートセンシング学会誌	1991. 9	水尾寛己, 二宮勝幸, 雫石雅美 (株バスコ), 多賀保志(日鯨研), 安岡善文(国環研)	TMデータによる東京湾のクロロフィルa量の観測—中間赤外域における水質情報の抽出—

(要旨)

東京湾の富栄養化機構解明の研究の一環として、人工衛星データの水質解析への適応について検討した。ランドサットTMデータは、水の表層の水温及び濁りについては有効であることが知られているが、クロロフィルの把握は難しいといわれている。今回、1986年8月6日と1987年3月2日の東京湾の水質とTMデータについて相関分析をおこなった。その結果、従来から水質情報がないと思われていた中間赤外領域のバンド5、7が、クロロフィルa量と関連している傾向を明らかにした。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
日本音響学会誌	1991. 10	鹿島教昭, 田村明弘(横浜国立大学)	植樹帯による減音効果—実在する植樹帯の挿入損失—

(要旨)

公園等の植樹帯と更地に実験的に植栽した植樹帯の減音効果を挿入損失として詳細に調査したところ、植樹帯は基本的にローパスフィルタであり、約1～2kHz以下では減音効果を殆ど示さず、それ以上の高音域では植樹帯の散乱効果により挿入損失は周波数と共に大きくなる。散乱効果は植樹帯の葉量或いは幅の増大と共に強くなる。1kHz前後の中音域において見かけの増幅が認められる。これは植樹帯が無い場合に生じる地表面による過剰減衰が植樹帯の散乱効果で妨げられ、挿入損失として求める際に見かけの増幅現象となると考えられる。植樹帯の散乱効果を強める事は減音効果を増大すると同時に、強く過剰減衰を妨げるため、1kHz前後での見かけの増幅も大きくなる。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
JAPAN-CHINA SYMPOSIUM ON AIR POLLUTION, The 4th Japan -China Symposium of JCSTEA Series	1991. 11	Koichiro HIRANO, Hiroyuki MAEDA, and Keigo MATSUDA	MONITORING METHODS: INSTRUMENTS AND SAMPLING -PASSIVE SAMPLING DEVICES-

(要 旨)

種々の大気汚染物質を安価で簡単に測定できる方法として、ガスの分子拡散の原理を利用した拡散型のサンプラーが広く用いられている。今回、本研究所が大気汚染のモニタリング手法の一つとして開発した窒素酸化物 (NO, NO₂) と硫黄酸化物 (SO₂) 等が同時測定でき、長期 (1ヶ月) 曝露用の拡散型サンプラーに関して、その測定精度や使用方法等を検討した結果、環境大気中の汚染物質が ppb 濃度レベルで十分に測定できること、大気汚染常時監視測定の補助測定や大気汚染分布調査のような多数地点の測定をする上で有用であることが認められた。また、捕集エレメントを変えることにより、窒素酸化物や硫黄酸化物と同様に無機・有機物質を問わず種々の大気汚染物質が測定できることが推測された。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
島津科学計測ジャーナル	1992. 2	平野耕一郎	グラブサンプリング法による環境大気中のCO ₂ , CH ₄ の同時分析

(要 旨)

CO₂, CH₄の発生源周辺地域の環境汚染を調査する目的から、多数地点の試料採取に適すると思われる真空ピンを用いたグラブサンプリング法と分析試料量が少量 (200ml以下) で、大気中のCO₂, CH₄を高分解能の濃度 (CO₂: 0.1 vol ppm 以下, CH₄: 0.001 vol ppm 以下) で精度よく同時分析する方法につき、CO₂は非分散赤外分析装置、CH₄はガスクロマトグラフを用いた方法について検討した結果、ほぼ高分解能の測定濃度レベルで発生源からの汚染物質のフラクスやバックグラウンド地域の汚染濃度推移の調査に十分に使用できることがわかった。

6. 横浜市環境科学研究所発行資料（調査研究等報告書）

環境研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.102	横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書	1992. 3

（要 旨）

昭和61年度から実施してきた河口沿岸域における水質及び底質汚濁に関する調査結果を、「横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書」としてまとめました。本報告書は、「横浜港の自然環境と社会環境」「水質編」「底質編」から成っています。「横浜港の自然環境と社会環境」では、横浜港の地形的条件、集水域の土地利用形態などについてまとめました。「水質編」では、水質汚濁の現状、水質汚濁の推移などについてまとめました。「底質編」では、底質汚染の現状、底質の堆積要因、底質からの窒素・リンの溶出などについてまとめました。横浜港のような閉鎖性水域の水質浄化を計る上で、底質改善は必須とされており、これらの点を念頭において報告書をまとめました。

7. 環境科学研究所発行資料目録

		1992年11月末現在	
資料番号	件名	発行年月	体裁等
	明日の都市を照らす	1977. 3	A 4. 16頁 (パンフレット)
No. 1	窒素酸化物特殊発生源調査報告書 (環境庁大気保全局委託調査)	1977. 3	B 5. 49頁
2	横浜市公害研究所報創刊号	1977. 11	B 5. 56頁
3	公募論文・クルマ社会をどうするか —— 明日の都市環境を考える ——	1977. 11	B 5. 136頁
4	第1回公害セミナー会議録・クルマ社会をどうするか —— 明日の都市環境を考える ——	1978. 3	B 5. 96頁
5	昭和52年度環境庁委託業務結果報告書 非特定重大障害物質発生源等対策調査 (アスベスト発生施設)	1978. 3	B 5. 36頁
6	横浜市公害研究所報第2号	1978. 8	B 5. 236頁
7	中間報告横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1978. 8	B 5. 195頁
8	横浜市公害研究所報第3号	1978. 12	B 5. 156頁
9	第2回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B 5. 89頁
10	自動車公害に関する意識調査 —— 国道一号線三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施 単純集計結果 (第1報) ——	1979. 3	B 5. 112頁
11	大気中の炭化水素濃度調査及び各種発生源施設からの排出実態調査結果	1979. 3	B 5. 66頁
12	第3回公害セミナー論文集・川, よこはまに水辺をもとめて	1979. 8	B 5. 85頁
13	横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1979. 9	B 5. 201頁
14	横浜市公害研究所報第4号	1980. 3	B 5. 204頁
14	第3回公害セミナー会議録・川, よこはまに水辺をもとめて	1980. 5	B 5. 72頁
15	横浜市地域環境大気調査報告書 (昭和54年度環境庁委託調査)	1980. 3	B 5. 72頁
16	非特定重大障害物質発生源等対策調査 (ベンゼン取扱施設)	1980. 3	B 5. 31頁
17	沿道環境整備対策のための基礎調査報告書 —— 三ツ沢地区対象 ——	1980. 12	B 5. 84頁
18	魚類の健康評価に関する研究(1) (昭和53年度)	1981. 2	B 5. 20頁
19	魚類の健康評価に関する研究(2) (昭和54年度)	1981. 2	B 5. 51頁
20	横浜市公害研究所報第5号	1980. 12	B 5. 236頁
21	帯水層々序確定のための地質調査	1981. 3	B 5. 32頁 付図4枚
22	第4回公害セミナー資料提言要旨	1981. 3	B 5. 18頁
23	第4回公害セミナー資料・調査研究事業のあらまし	1981. 3	B 5. 41頁
24	——		

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 25	地域交通環境に関する意識調査 — 金沢4区, 1980年11月実施 —	1981. 3	B 5. 46頁
26	第4回公害セミナー会議録・80年代の環境政策の課題	1981. 3	B 5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B 5. 163頁
28	有機ハロゲン化合物の分解と消長 — 有機塩素化合物特に PCB の環境中における動態について —	1981. 3	B 5. 98頁
29	第5回公害セミナー公募論文集・よこはまに自然をもとめて	1981. 8	B 5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981. 12	B 5. 211頁
31	横浜市自動車問題研究会第二報告書 — 横浜の物流と自動車公害に対する調査研究 —	1981. 12	B 5. 227頁
32	排水処理技術維持管理マニュアル — 凝集処理編 —	1981. 3	B 5. 116頁
33	固定発生源から排出されるばいじん(粒度分布)調査報告書	1982. 3	B 5. 133頁
34	第5回公害セミナー会議録・よこはまに自然をもとめて	1982. 3	B 5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B 5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B 5. 30頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B 5. 44頁 付図2枚
38	横浜市自動車問題研究会第一報告書 — 地域交通環境とまちづくり —	1982. 3	B 5. 124頁
39	横浜市緑区及び戸塚区における道路交通騒音と交通量調査報告書	1982. 3	B 5. 440頁
40	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 3	B 5. 11頁
41	自動車騒音公害対策模型実験 — 車線内遮音壁 —	1982. 7	B 5. 87頁
42	第6回公害セミナー資料 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1982. 8	B 5. 31頁
43	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 11	B 5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1983. 11	B 5. 105頁
45	第6回公害セミナー会議録 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1983. 1	B 5. 99頁
46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	B 5. 187頁
47	南関東地域での光化学大気汚染に関する総合調査報告書	1983. 2	B 5. 177頁
48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B 5. 155頁 付図4枚
49	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的騒音効果に関する研究 — 中間報告 —	1983. 3	B 5. 106頁
50	横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤調査図 付図1-5	1983. 3	B 2.

資料番号	件名	発行年月	体裁等
51	調査研究事業のあらまし	1983. 3	B 5. 34頁
52	都市自然に関する社会科学的研究	1983. 11	B 5. 226頁
53	第7回公害セミナー公募論文集 身近な水辺とまちづくり ― 「よこはまの川と池」再発見 ―	1983. 11	B 5. 149頁
54	横浜市公害研究所報第8号	1983. 12	B 5. 157頁
55	排水処理施設維持管理マニュアル ― 生物処理編 ―	1983. 12	B 5. 132頁
56	魚類の健康評価に関する研究(4)	1984. 1	B 5. 67頁
57	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書	1984. 2	B 5. 183頁
58	第7回公害セミナー会議録 身近な水辺とまちづくり ― 「よこはまの川と池」再発見 ―	1984. 2	B 5. 135頁
59	横浜市南部沿岸地域軟弱地盤調査報告書	1984. 2	B 5. 付図6枚
60	横浜のホタル生息地(1983年度版)	1984. 3	B 5. 49頁
61	第8回公害セミナー公募論文集 いま 横浜の海は ― 水質, 生物, 水ぎわ… ―	1984. 11	B 5. 105頁
62	横浜市公害研究所報第9号	1984. 12	B 5. 193頁
63	横浜南部丘陵 舞岡川源流域の水文調査	1984. 12	B 5. 120頁
64	排水処理施設維持管理マニュアル ― イオン交換処理編 ―	1985. 1	B 5. 134頁
65	第8回公害セミナー会議録 いま 横浜の海は ― 水質, 生物, 水ぎわ… ―	1985. 1	B 5. 133頁
66	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 ― 総合報告 ―	1985. 3	B 5. 173頁
67	横浜市公害研究所報第10号	1985. 12	B 5. 190頁
68	平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告	1986. 3	B 5. 149頁
69	魚類指標による工場排水規制手法に関する研究	1986. 2	B 5. 192頁
70	第9回公害セミナー会議録 静かなまちづくりをめざして ― 道路緑化と騒音 ―	1986. 2	B 5. 179頁
71	ホテルの生息環境づくり ～ 技術マニュアル試案 ～	1986. 2	B 5. 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	B 5. 174頁
73	横浜市公害研究所報第11号	1987. 3	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 127頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
78	横浜市軟弱地盤層調査報告書 土質試験データ図案 付図1～4	1987. 3 1987. 3	B 5. 217頁 B 2.(付図1) A O
79	横浜市公害研究所資料室図書目録	1987. 3	B 5. 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	B 5. 89頁
81	横浜市公害研究所報第12号	1988. 3	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 133頁
87	横浜市公害研究所報第13号	1989. 3	B 5. 210頁
88	水域生物指標に関する研究報告	1989. 3	B 5. 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	B 5. 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	B 5. 39頁
91	魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書	1989. 3	B 5. 125頁
92	第13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… —	1989. 12	B 5. 137頁
93	横浜市公害研究所報第14号	1990. 3	B 5. 212頁
94	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第3報	1990. 3	B 5. 166頁
95	第14回環境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… —	1990. 11	B 5. 102頁
96	横浜市公害研究所報15号	1991. 3	B 5. 226頁
97	自然観察ワークシート ～ 横浜の都市自然を調べる ～	1991. 3	B 5. 115頁
98	トンボ生息環境づくり調査報告書	1991. 3	B 5. 210頁
99	第15回環境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… —	1991. 11	B 5. 174頁
100	横浜市環境科学研究所報第16号	1992. 3	B 5. 164頁
101	環境科学研究所業務案内リーフレット	1992. 2	B 5. 4頁
102	横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書	1992. 3	B 5. 133頁

所報原稿執筆要領

1992年4月改正

1. 投稿論文は、報文、ノートの2種とする。論文は、論文形式とする。ノートは、資料性のあるものや速報性のあるものなどで、執筆は論文形式にとられないものとする。

原稿は、和文とし、原則としてワープロを使用する。ワープロの印刷書式は、A4版縦、1行24文字、1頁20行とする。また、上下マージンは各30mm、左マージンは30mm、右マージンは50mmとする。なお、所定の原稿用紙を用いた執筆も可能である。

原稿は原則として刷り上がり10頁以内とする。

2. 原稿の1枚目には次の項目のみを順に記載する。

- (1) 右肩上に“横浜市環境科学研究所報第 号”と書く。
- (2) 表題は内容を具体的に表現するものとし、原則として副題をつけない。
- (3) 執筆者・共同執筆者名を、1名毎に1字あけて連記し、氏名の右肩に「・・・*」の記号を付ける。
- (4) 横線を書いて、その下に、英字タイトル、英字執筆者名、それぞれの所属機関名を記載する。

3. 本文の小見出しは通し番号を付ける。要旨は400字以内とし、要旨、参考文献には番号を付けない。

見出し例

要 旨

1. はじめに
 2. 方 法
 3. 結 果
 4. 考 察
 5. ま と め
- 文 献

4. 本文の小見出しに使用する番号は次の順位とする。

「1. 2. 3. ……」

「2-1 2-2 2-3 ……」

「3-1-1 3-1-2 3-1-3 ……」

5. 句読点は「,」及び「。」, 括弧は「()」を用い、それぞれ1字に数える。行を改めるときは1字あけて書きはじめる。

6. 数字は算用数字、単位はSI系を原則とし、文字は原則として立体(ローマン体)とする。

◇ 編 集 後 記 ◇

ここに、横浜市環境科学研究所報「第17号」をとりまとめ、刊行致しました。

所報編集委員会の投稿呼びかけには、多くの方々から原稿が寄せられ、編集委員会の整理作業も活気づきました。

前年度に比べてノートが3編少ないものの、報文では6編多くなっております。

調査・研究業務のかたわら、その成果を限られた期限内で報文にまとめることは大変な労力を要しますが、今年度は執筆者の方々の努力が大であったと認められます。

編集委員会では次年度も更に所報の充実と、より多くの方々の投稿をめざして努力して参りたいと考えます。

おわりに、本号にご執筆下さいました方々、ならびに編集にご協力頂きました皆様に厚くお礼申し上げます。

所報第17号編集委員会

藤 井 毅

鹿 島 教 昭

矢 本 てるみ

白 柳 康 夫

杉 本 実

梅 田 孝

鈴 木 珠 恵