

環境研資料

No. 120

ISSN 0918-5720

横浜市環境科学研究所報

第 20 号

ANNUAL REPORT OF
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL
RESEARCH INSTITUTE

No.20

1996年3月

横浜市環境科学研究所

YOKOHAMA ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE

は し が き

今年、横浜市環境科学研究所が横浜市公害研究所として設置されてから20年になります。その間、環境行政の主要な課題は、「公害問題の処理」から「公害の未然防止」や「自然破壊の防止」、さらにはより質の高い「快適環境の創造」へと大きく変化してきました。これまで、本研究所では、多様な行政ニーズに対応しながら、環境・公害行政を科学的な知見の提供などをおして支えてきました。従来、典型7公害に代表される産業公害については、積極的な環境対策により、一定の改善がなされているものの依然重要な課題であり、加えて、自動車公害、近隣騒音などの都市・生活型公害は抜本的な解決がみられないまま残されているほか、化学物質等による環境汚染についても継続して発生することが予想されるなど、引き続き積極的な取組が求められています。当研究所としても地方自治体の環境分野における総合的な調査研究機関としての役割を十分認識し、今後も多様化する行政課題に対応した調査・研究を進めていく予定です。

今回発行する所報第20号は、平成6年度の調査研究を中心にまとめたものです。

今後もより一層充実したものにしたいと考えておりますので、皆様方の高評とご叱正を賜りたいと存じます。

平成8年3月

横浜市環境保全局

環境科学研究所長

鈴木重之

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	3

II 調査研究編

大 気 部 門

・放射線源式 E C D / G C による環境大気中の N ₂ O, フロン同時分析	5
・横浜地域における地表温度と気温の分布特性(その1)	9
・拡散型フロン・有機塩素サンプラーに対する温湿度の関係	13

水 質 部 門

・都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第4報) - 降雨の影響 -	19
・横浜市内河川水中の糞便性大腸菌群について(1) 横浜市南部地域	25
・都市河川における汚濁物質の周日変動(第2報) - 大岡川 -	31
・井戸水に溶解したテトラクロロエチレンのフェルト状活性炭による吸着実験	37
・キショウブの水耕栽培水路による窒素及びリンの除去速度と原水濃度(第1報)	43

地盤沈下部門

・横浜の地下水環境に関する研究(5) - 境川流域の地下帯水層及び地下水環境について -	49
--	----

ノ ー ト

大気・騒音部門

・横浜市における酸性雨調査 - 1994年調査結果 -	53
・トンネル抗口周辺における道路騒音の調査	57

水 質 部 門

・ダイアジノンの密封条件下における分解性について(II) 土壌中におけるダイアジノンの分解性	61
・界面活性剤からみた横浜市内中小河川の汚濁の経年変化	63

III 資料編

1. 人員及び組織	69
2. 主要機器一覧表	69
3. 予算額	71
4. 学会等研究発表	72
5. 雑誌等投稿	74
6. 環境科学研究所発行資料(調査研究等報告書)	76
7. 環境科学研究所発行資料目録	77

環境科学研究所では環境・公害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. 環境・公害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、公害対策部による工場・事業場への立入検査や苦情処理に伴う検体について、試験検査を実施しています。

また、大気汚染物質の測定結果への高い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するとともに、大気汚染の実態・原因解明などの各種調査研究を実施しています。

1. 試験検査業務

平成6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す。

検体項目	検体	平成6年度 項目数
(1) 重油中の硫黄分	186	186
(2) 重金属類	15	15
(3) 有害物質	15	45
(4) 悪臭	110	227
(5) 炭化水素類	22	144
(6) アスベスト等その他	155	336
合計	503	953

(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採取検体の分析依頼に対し、燃料中の硫黄分分析を実施しました。

重油中の硫黄分の分析は、JIS-K-2541に基づく蛍光X線法で行いました。

(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、水銀の測定を行いました。

(3) 有害物質

神奈川県公害防止条例に規定される有害物質や未規制有害物質について分析を実施しているほか、工場から排出されるアルデヒド類や多環芳香族炭化水素類等の調査を行いました。

(4) 悪臭

三点比較臭袋法及びガスロマトグラフ等を用い、廃棄物処理場、製造工場、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ました。

(5) 炭化水素類

横浜市炭化水素系物質対策指導要綱に基づく、各種化学工場、塗装工場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

類の測定を行いました。

(6) アスベスト等その他

環境中のアスベスト濃度測定や水道原水等に含まれるアスベストの同定等を行いました。

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、硫酸イオンの分析、苦情による試料をその他としてまとめました。

2. 自動測定機の性能検査業務

平成6年度は窒素酸化物自動測定機やオゾン自動測定機など33台の検査を実施しました。

自動測定機	平成6年度 検査台数
窒素酸化物計	5台
一酸化炭素計	1台
オゾン計	17台
炭化水素計	2台
オキシダント計	4台
オゾン発生器	2台
硫黄酸化物計	2台
合計	33台

3. 大気に関する環境・公害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
- ④ヒートアイランド現象に関する研究

を実施しました。

(2) 大気中の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、ならびに除草剤等の散布による大気中の残存農薬などの、環境濃度の実態把握や分析法の検討を行いました。

(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ます。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ました。

(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ります。

そのため、現在、自動測定機や簡易測定法により環境濃度等の把握に努めておりますが、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ります。このような測定法上の問題点の解決を図りつつ新たな測定法の開発を目指して研究を実施しました。

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ました。

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いました。

2. トンネル騒音振動に関する研究

道路トンネルを対象として、坑口からの放射音（騒音）の影響調査や、トンネル坑口周辺における騒音の減衰効果等を調査しました。

3. 都市空間における音環境に関する研究

本市域の地域特性を考慮し、地域ごとに持っている音環境の特色や住民の受け方について、商業地域として特色を持つ地区でアンケートなどにより調査し、研究を行いました。

4. 自然環境音に関する研究

都市部の緑地で聞こえる自然音について、自然音が人間に与える心理的效果を把握するため、心理実験手法の検討を行いました。

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、市内公共用水域における環境調査に伴う検体、及び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6年度に実施した検体項目の検体数及び項目数は表-3のとおりです。

表-3	検体項目	検体数	平成6年度 項目数
(1)	工場立入り調査	1,715	3,712
(2)	環境調査	641	1,421
(3)	除害施設の管理	108	504
(4)	苦情など	18	21
	合計	2,482	5,658

(1) 工場立入調査

平成6年度には、市内の延べ650事業場を対象に定期立入調査が行われ、これらの工場・事業場の排水などについて、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30項目について検体の分析を行いました。

(2) 環境調査

平成6年度の環境調査としては、公共用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、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、処理水等を毎月採取し、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) 東京湾の富栄養化に関する研究

東京湾の富栄養化機構解明のため、人工衛星データによる水質解析手法の検討等を行いました。

(2) 水域環境モニタリング手法に関する研究

河川の突発的な水質変化を監視する手法確立のため、生物学的なモニタリング方法の検討等を行いました。

(3) 排水の処理技術の研究

鉱油系廃油と擦染残糊を主原料としたエマルジョン塗料の開発等を行いました。

(4) 水域生態系の保全・創造の研究

水辺環境の主体である生態系を保全創造するため、市内の池の分布状況、北部地域にあるため池、公園池における水生生物の生息状況を調査しました。

(5) 河川等の水質浄化に関する研究

水生植物を用いた河川・池沼等の水質浄化法について中高濃度窒素含有排水の浄化実験を行いました。

また、清澄河川における汚濁物質の動態を検討するために大岡川上流において水質、沈降物、堆積物付着藻類等を調査しました。

(6) 水域の未規制化学物質に関する調査研究

農薬、陰イオン界面活性剤などの未規制化学物質による汚染実態調査を行いました。

(7) 底質汚染の変遷に関する調査研究

横浜沿岸域底質の堆積年代や有機スズ化合物、DDT類等の有害物質による環境汚染及び生息生物の年代による変遷等について調査した結果を「横浜港・生物と環境の変遷」という報告書としてまとめました。

(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及び有機塩素化合物による地下水汚染のモニタリング調査等を行いました。

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いました。

1. 地盤環境に関する調査研究

平成6年度は、層別沈下特性調査や地質・土質調査等の地盤環境調査及び、地下水位分布調査等の地下水環境調査を行いました。

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行っています。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）づくりが必要です。

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）と術手法（エコアップ・テクノロジー）の研究開発が求められています。

1. エコロジカル・ライフスタイルの研究

自然共生型エコライフ・エコシティ実現のための政策について、学識経験者による研究会（「エコライフ・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ました。

2. エコアップ技術指導

緑政局、市内小中学校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）の技術指導を行いました。（こども自然公園他）

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、および他の池について実施しました。

「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を実施しました。

4. その他

平成6年8月27日、28日開催の「第5回・全国トンボ市民サミット 横浜大会」（主催 第5回全国トンボ・市民サミット実行委員会・横浜にとんぼを育てる会 横浜市後援）に協力しました。

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きました。

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－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6年度は12月10日（土）に横浜市開港記念会館で開催し、参加者は316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、52編の作品が寄せられました。その内訳は小学生8編、中学生33編、一般11編でした。

これらの作品を「第18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」（環境研資料No108）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

渡部 允 氏（元（株）かなしん出版）の司会進行により、応募作品の内21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 『横浜市北部の自生ヤマユリの植生調査について（都筑区版）』
平石 真司
- 2 『久良岐公園&汐見台団地の植物リスト』
山岸 良子
- 3 『NO2 大気測定をしました』
コープかながわ青葉区組合員委員会環境係 内藤 英代
- 4 『今の地球環境問題』
日吉南小学校5年 八木 宏樹
志村 広樹
- 5 『帷子川』
横浜国大附属横浜中学校3年 五十嵐 里恵
- 6 『生物の楽園“小網代”』
横浜国大附属横浜中学校3年 青砥 一成
- 7 『いつまでも緑大切に』
新田小学校6年 鈴木 翔鶴
- 8 『リサイクルはケチケチ作戦で!?!』
豊田中学校1年 齊藤 弘子
- 9 『金沢区富岡東のクワガタムシ』
並木第二保育園 芦沢 航
富岡小学校4年 芦沢 淳
富岡東中学校1年 芦沢 健
芹が谷中学校教諭 芦沢 典子
金沢中学校教諭 芦沢 一郎
- 10 『せみが生まれたよ』
釜利谷西小学校2年 福本 洋貴
- 11 『セミの研究 4年目』
羽沢小学校5年 小池 有希

12『金沢中学校におけるセミのぬけがら調査（第2報）』

金沢中学校 生物部

13『2つのトンボ池』

尾上 寛篤

永谷小学校1年 金山 真太郎

永谷小学校3年 尾上 温美

永谷小学校4年 金山 千晴

14『水、みどり、まち』

横浜ホンチ保存会 会長 佐藤 芳夫

15『帷子小ウォッチングクラブ活動報告』

帷子小学校ウォッチングクラブ

16『大道ふるさとの生き物に親しむ会活動報告』

大道ふるさとの生き物に親しむ会

17『ラブリバー・トリップ大岡川 調査報告』

(社)ガールスカウト日本連盟神奈川県支部 横浜南地区

18『地球のためにできること』

豊田中学校1年 渡辺 麻衣子

19『水とのつき合い方』

豊田中学校2年 末広 潤一

20『人間と生き物の共存について』

豊田中学校3年 窪田 健吾

(2) 講演

鏑山 英次氏(東京新聞色彩監督)により「レンズをかたる身近な環境」という題で、カルガモなどの水辺の生き物の生態について講演が行われました。

放射線源式 ECD/GC による環境大気中の N₂O・フロン同時分析

平野 耕一郎*

要 旨

N₂O 及びフロンの測定は一般に放射線源式の ECD/GC 法で行われている。今回、放射線源式の ECD/GC を用い、分析試料量 25 ml により、大気中の N₂O 及びフロンを精度よく同時に連続分析する方法について検討した。その結果、大気中の N₂O 及びフロンを同時に測定する場合、従来、2 台の ECD/GC が必要であったが、今回、1 台の放射線源式 ECD/GC で N₂O、フロンを同時に連続測定することが可能となった。

1. はじめに

温室効果をもたらす物質には、二酸化炭素 (CO₂)、亜酸化窒素 (N₂O) 及びフロン (CFC-11, CFC-12, CFC-113) などがあり、N₂O やフロンは成層圏のオゾンを減少させる物質でもある。温室効果ガスのモニタリングを行うには、高精度の分析機器が不可欠であり、分析装置は、技術の進歩に応じて、できる限り性能がよく安価で取扱い易いものが望ましい。当面、地上モニタリングステーションにおける亜酸化窒素 (N₂O) とフロンの測定には、電子捕獲型検出器・ガスクロマトグラフィ (ECD/GC) 法で行われているが、装置内の温度や使用するカラム等の測定条件が違うために同一の機器を使い高精度に同時測定することは難しい。一般的には、2 台の ECD/GC を使用し、亜酸化窒素 (N₂O) とフロンを同時に連続測定することが多い。

そこで、本研究では、1 台の ECD/GC を用い、25 ml の分析試料量で、大気中の亜酸化窒素 (N₂O) およびフロンを精度よく同時に連続測定する条件を探ることにより、安価で効率的な測定方法について検討した。また、発生源周辺地域の環境汚染を調査する目的から、分布調査等の多数地点の試料採取に適するグラブサンプリングによる試料の分析方法についても検討した。

2. 測定方法

2.1 測定装置

亜酸化窒素フロン自動分析装置のシステム構成は放射線源式ガスクロマトグラフィ (HEWLETT-PACKARD 5890 SERIES II)、自動ガスサンプラ (柳本製作所製 GSL-247A) 及びデータ処理装置 (HEWLETT-PACKARD 3396 SERIES II) からなり、それを図 1 に示した。また、図 2 に流路構成図を示した。

2.2 自動連続分析法

2.2.1 試料導入

分析装置の試料導入口に除湿管 (除湿剤: 過塩素酸マグネシウム Mg(ClO₄)₂ 充填) 及び炭酸ガス除去管 (CO₂ 除去剤: ソーダアスベスト) を取付け試料導入した。

2.2.2 分析手順

ガスサンプラの計量管内を真空排気後、試料ガスを計量管内にペローズポンプを用いて加圧導入 (約 1.2 Kg/cm²) し、大気圧平衡にした。バルブを切換え、5℃ 以下に冷却されたトラップ (吸着剤: ポラパック Q + MX-13X) に試料空気中の N₂O 及びフロンを窒素キャリアーガスを用いて濃縮後、トラップを加熱 (170℃) し、脱着させた試料ガスを ECD-GC に導入して、N₂O 及びフロンを同時分

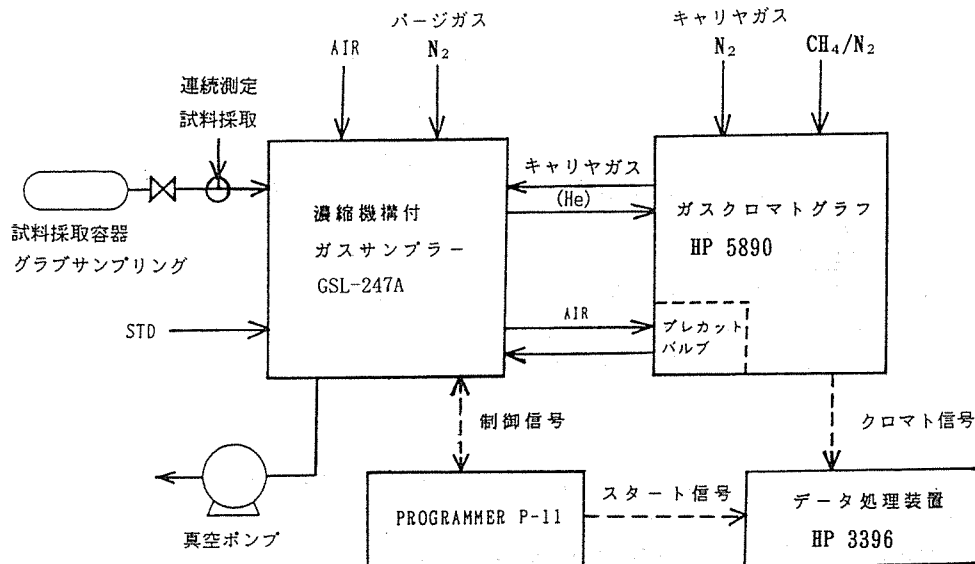


図-1 N₂O、フロン分析装置の構成図

Determination Methods of N₂O and Fluorine in Ambient Air using ECD/GC of Radiation Type

*K. Hirano 横浜市環境科学研究所

析した。1回の分析に25mlの試料ガスを供し、測定周期は45分間とした。自動ガスサンプラー及びECD/GCの測定条件を表1、表2に示した。

2.3 グラブサンプリング法

2.3.1 試料採取容器(図3)

容器本体は長さ288mm、直径126mm、内容積約3L、材質SUS316Lで、内面を電界研磨処理し、空気圧駆動によるバルブと除湿管(除湿剤:過塩素酸マグネシウム $Mg(ClO_4)_2$ 充填)を容器の片側に装着したものである。

2.3.2 試料採取

測定前に試料容器内を1torr以下に真空排気後、試料採取口をパラフィルムで密栓した。測定時、バルブを開く直前にパラフィルムを取除き、試料採取後、再度パラフィルムで試料採取口を密栓した。測定の際、試料採取口に除湿管(除湿剤:過塩素酸マグネシウム $Mg(ClO_4)_2$ 充填)を取付けた。

空気圧駆動バルブの開閉には、卓上用プロパンガスボンベに窒素ガスを圧力約 5 Kg/cm^2 に充填したものをを用いた。

2.3.3 分析手順

試料容器を自動ガスサンプラーの試料導入口に接続し、ガスサンプラーの系内と接続部の管内を真空排気した。次に試料容器のバルブを開き、ガスサンプラーの計量管内にペローズポンプによって試料空気を加圧導入(約 1.2 Kg/cm^2)後、計量管内を大気圧平衡にした。

分析装置へ試料導入した後の分析操作及び測定条件は、自動連続分析法と同じである。

3. 結果及び考察

3.1 測定条件の調査

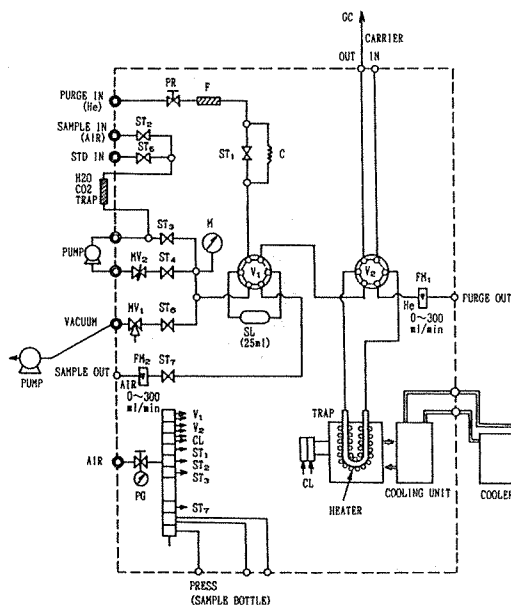
放射線源タイプのECD/GCを用いた亜酸化窒素(N_2O)・フロン同時分析装置において、キャリアーガスに N_2 ガス、メイクアップガスに CH_4/N_2 ガス(0.755% CH_4)を使用した結果、 N_2O およびフロン分析において通常使用されるキャリアーガス CH_4/Air (5% CH_4)の場合と同様な感度で測定ができた。ECD/GCおよびガスサンプラーの測定条件を表1、表2に示した。

表-1 放射線源式ECD/GCの分析条件

ガスクロマトグラフィ	HP 5890 (^{63}Ni 555 MBq)
カラム:カラムI	($3\text{ mm}\phi \times 8\text{ m SUS, Silicone DC 550 } 60\sim 80\text{ mesh}$)
カラムII	($3\text{ mm}\phi \times 20\text{ cm SUS, Porapak QS } 80\text{ mesh}$)
カラム温度:	$60\text{ }^\circ\text{C}$
検出器温度:	$300\text{ }^\circ\text{C}$
キャリアーガスI:	$99.9999\%N_2$ (1.8 Kg/cm^2)
キャリアーガスII:	$99.9999\%N_2$ (1.8 Kg/cm^2)
メイクアップガス:	($7550\text{ ppm } CH_4/N_2$ 0.2 Kg/cm^2)

表-2 自動ガスサンプラーの分析条件

自動ガスサンプラー	柳本製作所製 GSL-247A
計量管容量:	25 ml
トラップ冷却温度:	$2\text{ }^\circ\text{C}$
トラップ脱着温度:	$130\text{ }^\circ\text{C}$
パージガス:	$99.9999\%N_2$ ($0.4\text{ Kg/cm}^2, 100\text{ ml/min}$)



- V₁ : サンプリングバルブ
- V₂ : 濃縮管切換バルブ
- PR : 定圧弁
- PG : 圧力計
- ST 1~7 : ストップバルブ
- N : ニードルバルブ
- SL : 計量管 (25 ml)
- F : フィルタ (MS-5A, シリカゲル充填 1m2メッシュ径)
- C : キャピラリー
- FM 1 : 流量計 (He 30~300 ml/min)
- FM 2 : 流量計 (Air 30~300 ml/min)
- M : 連成計 (-760mmHg~3kg/cm²)
- MV 1 : 3方電磁弁
- MV 2 : 4方電磁弁
- CL : シリンダー

図-2 N_2O 、フロン自動ガスサンプラーの流路構成図

本システムによって試料空気(精製空気、実大気)を分析したガスクロマトグラムの例を図4および図5に示した。試料濃縮時にトラップされた微量の空気等による最初のピークが試料導入後3分過ぎに、続いて N_2O 、CFC-12、CFC-11、CFC-113の順にピークが確認され、分離性及び分析感度共に良好であった。

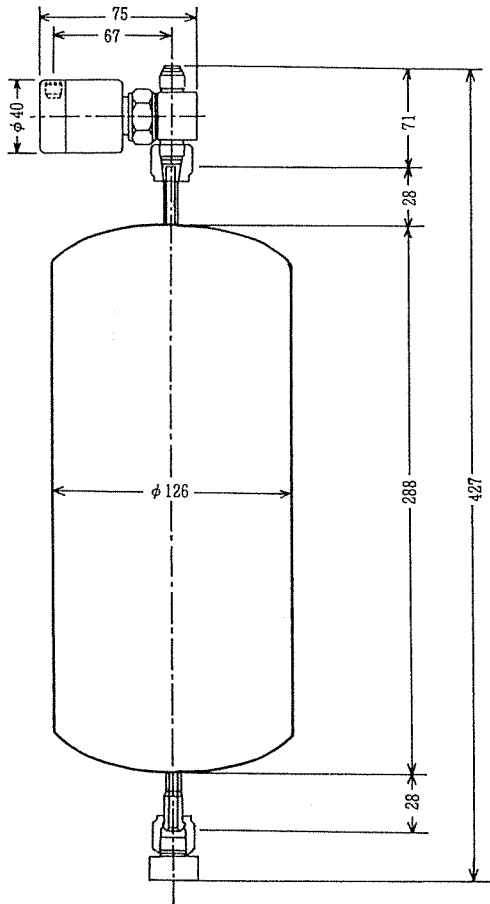


図-3 試料採取容器

3.2 測定精度の検証

放射線源タイプの ECD/GC を用いた N_2O ・フロン同時分析装置を用いて、標準ガス中の N_2O およびフロン濃度 (N_2O : 299 ppb, CFC12: 631 ppt, CFC11: 311 ppt, CFC113: 125 ppt) を 15 回連続分析した結果 (繰返し分析結果) を表 3 に示した。

繰返し分析の結果、変動係数が N_2O で 0.28 %, CFC12 で 2.11 %, CFC11 で 1.23 %, CFC113 で 2.19 % であり、測定濃度に対するばらつき目標値 ± 1 ppb について、 N_2O ではほぼ達成されたが、CFC12 および CFC113 は $\pm 4 \sim 5$ ppb 程度で、特に、CFC12 は ± 10 ppb 以上であったことから、今後、さらに改良検討する必要がある。

3.3 測定方法の検討

今回のシステムも、試料採取容器から試料導入する際、ペローズポンプにより計量管内に試料を加圧導入することで、大気圧で平衡とした結果、試料導入時の計量管内圧に対する補正が不要となった。

また、放射線源及び非放射線源式ガスクロマトグラフィを用いた場合、一般的に放電ガス及びキャリアーガスには、純度 99.9999 % の He ガス、ディスチャージガスには、純度 99.9999 % CO_2 ガスを用いたが、今回、キャリアーガスに N_2 ガス、メイクアップガスに CH_4/N_2 (0.755 % CH_4) ガスを使用した結果、 N_2O ・フロン同時分析において通常使用されるキャリアーガス CH_4/Air (5 % CH_4) の場合と同様な高感度で、精度よく測定ができるようになった。

本試験結果から、1 台の放射線源タイプ ECD/GC を用いた自動連続分析装置は前報までの非放射線源タイプ ECD/GC を用い亜酸化窒素 (N_2O)・フロン同時分析した結果と同様に測定感度が安定したことから、一般環境中の N_2O やフロンの汚染濃度の測定精度が高まり、環境汚染濃度を連続監視することが可能となった。また、

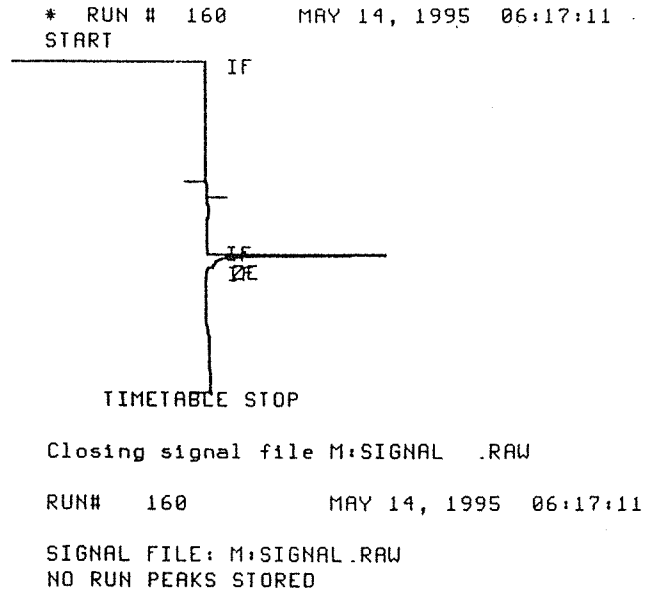


図-4 精製空気分析のクロマトグラム例

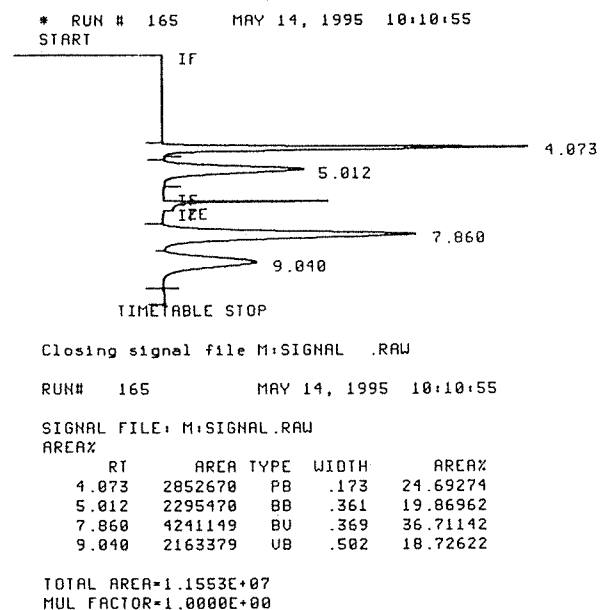


図-5 実大気分析のクロマトグラム例

今回検討した分析システムを用いれば、試料採取容器によるグラフサンプリング法に際して、測定感度や再現性の良いデータが得られることから、発生源周辺の汚染分布濃度調査などで使用可能であることが示唆された。

4. まとめ

- (1) 放射線源タイプの ECD/GC を用いた N_2O ・フロン同時分析装置において、キャリアーガスに N_2 ガス、メイクアップガスに CH_4/N_2 (0.755 % CH_4) ガスを使用した結果、 N_2O およびフロンの分析において通常使用されるキャリアーガス CH_4/Air (5 % CH_4) の場合と同様な高感度で、高精度な測定ができるようになった。
- (2) 本研究の結果、大気中の亜酸化窒素 (N_2O) およびフロン濃度に対する測定値のばらつきが ± 1 ppb 以下である目標は達成できなかったが、数 ppb 程度で精度よく同時に連続測定する条件を探ることが示唆された。
- (3) N_2O ・フロン同時分析装置について、安価で効率的な測定方法について検討した結果、1 台の ECD/GC を用い、分析試料量が 25 ml で、大気中の亜酸化窒素 (N_2O) およびフロンを同時に測定できることがわかった。

文 献

- 1) 玉置元則, 平木隆年, 溝口次夫: N_2O による地球の温度上昇と成層圏オゾン層の破壊 — その化学的特性と温度上昇の将来予測 —, 公害と対策, Vol. 25 No. 8 775-787 (1989)
- 2) 皆川直人, 小林啓, 加藤誠一, 三好洋之: 都市大気中の N_2O 濃度について, 第 30 回大気汚染学会講演要旨集, 449 (1989)
- 3) 藤井敏昭: ガスクロマトグラフィーによる排ガス中亜酸化窒素の分析, 大気汚染学会誌, 15(2) 53-55 (1980)
- 4) 岩崎好陽, 辰市祐久, 福岡三郎, 飯田靖雄, 舟島正直, 横田久司, 竹永裕司: 自動車から排出される N_2O 測定結果, 第 31 回大気汚染学会講演要旨集, 183 (1990)
- 5) 平野耕一郎: 非放射線源式 ECD-GC による環境大気中の N_2O 分析, 第 32 回大気汚染学会講演要旨集, 455 (1992)

表-3 N_2O , フロンの繰返し分析結果

No.	N_2O (ppb)	CFC12 (ppt)	CFC11 (ppt)	CFC113 (ppt)
1	298	644	315	130
2	298	628	309	126
3	298	631	315	127
4	298	628	307	123
5	298	611	317	130
6	298	603	318	124
7	300	648	313	123
8	299	638	308	123
9	300	638	314	124
10	299	636	308	123
11	300	642	313	124
12	300	650	307	122
13	299	624	313	123
14	299	616	307	122
15	300	624	306	129
AVE	299	631	311	125
STD	0.84	13.31	3.83	2.74
CV	0.28	2.11	1.23	2.19

- 6) 八木一行, 鶴田治雄, 陽捷行: $CH_4 \cdot NO_2$ フラックス測定マニュアル, 資源・生態管理科学研究収録, 第 7 号 143-158 (1991)
- 7) 辻井弘次: ガスクロマトグラフの最新検出器/クリーン ECD・非放射線源式 ECD および HID について, The Yanaco news, Vol. 9 No. 1 1-6 (1980)
- 8) Ray F. Weiss: Determinations of Carbene Dioxide and Methane by Dual Catalyst Flame Ionization Chromatography and Nitrous Oxide by Electron Capture Chromatography, Journal of Chromatographic Science, Vol. 19 611-616 (1981)
- 9) 平野耕一郎: 非放射線源式 ECD-GC による環境大気中の N_2O 分析, 横浜市環境科学研究所報 第 16 号 119-122 (1992)
- 10) 平野耕一郎: 非放射線源式 ECD-GC による環境大気中の N_2O ・フロン同時分析, 横浜市環境科学研究所報 第 19 号 37-40 (1995)

横浜市域における地表温度と気温の分布特性 (その 1)

— 夏期と春期 —

佐俣 満夫*

要 旨

都市でのヒートアイランド現象の解析では、地表と下層大気間の熱収支が問題となるため、地表温度と気温の面的分布を把握し、比較検討することは重要である。人工衛星データを用いて温度分布を推定する場合、人工衛星データと地上観測温度の相関が問題となる。気温と人工衛星データの間には明確な相関は認められなかったが、放射温度計を用いて推定した地表温度と人工衛星データの間でよい相関が得られ、これを基にして夏期と春期の横浜市域での地表温度分布と気温分布を求め比較検討した。その結果夏期では地表温度も気温ともに森林域では温度が低くなる傾向が認められた。

1. はじめに

横浜気象台での過去 50 年間の気温の年平均値の経時変化をみると年々上昇傾向にあり、横浜市内でもヒートアイランドの懸念がある。都市部でのヒートアイランド現象を解析するに当り、人工衛星データを用いることは、広域な情報が得られるため有用である。当研究所ではランドサットデータを用いてヒートアイランドの解析モデルを検討してきたが^{3, 4)}、現在は地表温度の上昇予測のみである。ヒートアイランドでは地表と下層大気との熱収支が重要な意味をもつため、ここでは横浜市域での地表温度分布と気温分布の解析を行った。人工衛星データを用いて地上温度を推定する場合、人工衛星データの熱赤外バンドと地上で観測した温度との相関が問題となる。通常関東規模での温度解析では、アメダスの気温観測値と熱赤外バンドで相関をとる場合が多いが^{1, 2)}、ばらつきが大きくなるだけでなく高精度は得られない。さらに横浜市域のようなより狭い範囲では、観測点が少なくなることもあって、さらにばらつきが大きくなることが予想される。そこで、横浜市内に設置された気温計による地上の気温観測値からその地点の地表温度を推定して、これと人工衛星の熱赤外データとを比較すると高い相関が認められたので、これらの解析結果とランドサットデータを基にして 1994 年の夏と春での横浜市域の地表温度と気温の面分布を求め比較検討した。ここで、1994 年 8 月 28 日 a.m. 9:30 でのランドサット観測日を以下夏期観測日、同年 3 月 21 日 a.m. 9:30 でのランドサット観測日を春期観測日と呼ぶ。なお使用したランドサットデータの一部は EOSAT/宇宙開発事業団の提供を受けたことを記す。

2. ランドサットデータ (バンド 6) の地表温度への変換

一般に臨海部をもったエリアでの人工衛星データとの比較に用いられる温度情報は気温と海温のデータである。そこで解析に用いた温度情報は当研究所、横浜気象台、常時監視測定局 (長浜、都田中) の気温データと海温の常時監視測定局 3 局の海温データの計 7 データである。夏期観測日でのバンド 6 と気温との比較を図-1 中に△: 気温, □: 海温として示すが、気温の変化幅が小さくこのままでは相関がとれない。また、春期観測日の場合でも図-2 に示すように

同様の結果となった。これは、ランドサットのバンド 6 は波長 10.4 ~ 12.5 μm の赤外域の電磁波の地上反射輝度を観測しているため、原理的に地上の気温とは直接関係がないためと考えられる。そこで、同じ原理に基づいて測定される放射温度計による地表温度との間にはよい相関が得られることが期待できる。当研究所では従来より放射温度計により種々の地表温度を観測していることから⁵⁾、ここで得られた地表温度と気温の関係をj用いて、人工衛星観測時の地上観測点の気温からその時の地表温度を推定することを試みた。

人工衛星観測日での放射温度は現状では放射温度の常時観測体制がとられていないため、いずれも得られていない。しかし、人工衛星観測日より ± 15 日以内の人工衛星観測日とほぼ同じ晴天日に得られた地表温度と気温の相関であれば過去のデータより人工衛星観測日とほぼ同様の値が期待できる。そこで夏期及び春期の両観測日において最も近い晴天日での当研究所の周辺での放射温度計による表面温度と気温の関係を調べた。図-3~6 に人工衛星観測日に最も近い日に測定された宅地と林での表面温度と気温の関係を示す。いずれも表面温度と気温の間には高い直線相関が認められ、地表温度を RT ($^{\circ}\text{C}$)、気温を KT ($^{\circ}\text{C}$) とすると草地の場合を含めて次のような回帰式にまとめられた。

$$RT = \alpha \cdot KT + \beta \quad (1)$$

人工衛星観測日に最も近い 1994 年 8 月 17 日と 3 月 26 日での宅地、草地及び林での (1) 式における α と β 及び相関係数 r をそれぞれ表-1 に示す。人工衛星観測日での気温観測点のうち、横浜気象台と長浜は人工衛星画像では森林域として判別されるので、この場合夏期では表-1 中の (C) での α 、 β の値を、また春期では同 (F) での α 、 β の値をそれぞれ用いて (1) 式よりその時点の気温から地表温度を計算した。また当研究所及び都田中学校は人工衛星画像では宅地として判別されるので、同様に表-1 中の (A) 及び (D) を用いて (1) 式よりそれぞれ地表温度を計算した。このようにして求めた地表温度とバンド 6 の関係を図-1、2 に示すが、夏期観測日 (図-1) では推定した地表温度 (○) と海温 (□) によるバンド 6 と温度の相関は相関係数 0.95 以上となり、この直線回帰式よりバンド 6 を地表温度に変換できることがわかった。バンド 6 の反射輝度 (CCT) を BI と

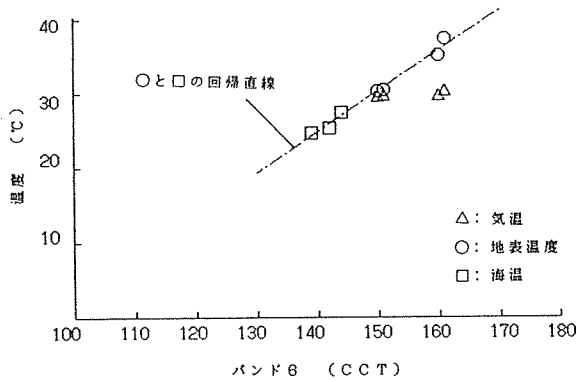


図-1 地上観測点でのバンド6と気温、海温及び推定地表温度との比較 (1994年8月28日 午前9:30)

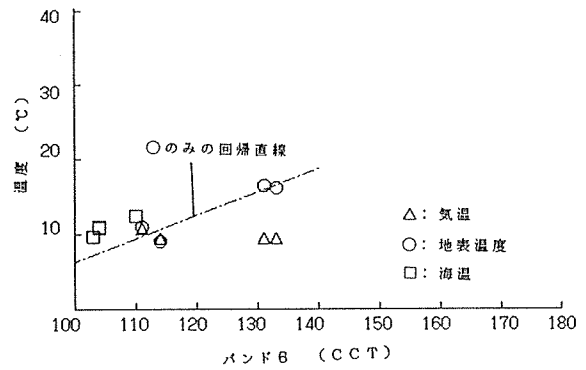


図-2 地上観測点でのバンド6と気温、海温及び推定地表温度との比較 (1994年3月21日 午前9:30)

表1 (1)式における α 、 β 及び相関係数 r

		α	β	r
1994年8月17日	宅地 (A)	3.22	-59.6	0.92
	草地 (B)	1.57	-18.0	0.98
	林 (C)	1.07	-2.10	0.98
1994年3月26日	宅地 (D)	3.33	-14.5	0.85
	草地 (E)	2.31	-8.75	0.95
	林 (F)	1.29	-3.00	0.96

すると夏期観測日での地表温度 RT (°C) は次式のようになる。

$$RT = 0.550 \cdot BI - 52.2 \quad (2)$$

春期観測日の場合 (図-2) は推定された地表温度と海温とは異なった傾向を示すが、これは海温の測定位置が海中約2m程度の位置に設置されており、春期では海中と海面とに温度差が生じるためと考えられる。そこでこの場合は、地表温度のみで回帰するとこの場合も相関係数0.95以上の高い相関が得られ次式を得た。

$$RT = 0.313 \cdot BI - 25.0 \quad (3)$$

3. 地表温度分布と気温分布

3.1 地表温度分布の解析

夏期及び春期の人工衛星観測日に得られた横浜市のランドサット

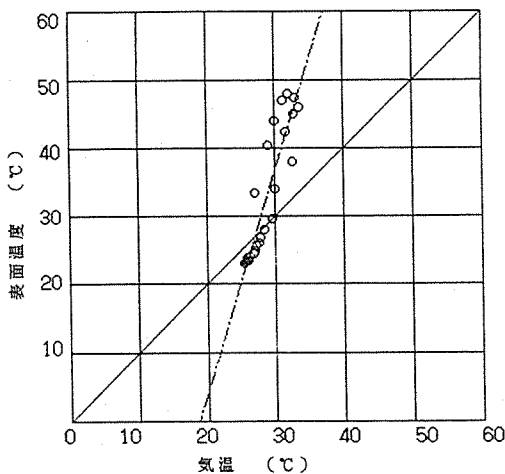


図-3 夏期の宅地での気温と表面温度の比較 (1994年8月17日)

トデータのバンド6(BI)をそれぞれ(2),(3)式に適用しバンド6から得られる地表温度を画面スライスすることにより、横浜市区での人工衛星観測日の地表温度分布が得られ図-7, 9に示す。

3.2 気温分布の解析

(2),(3)式の傾きをA, 切片をBとすると、これと(1)式よりRTを消去して気温(KT)とバンド6(BI)による次式を得る。

$$KT = \frac{A \cdot BI + \beta - B}{\alpha} \quad (4)$$

ここで、夏期観測日では $A=0.550$, $B=-52.2$, 春期観測日では $A=0.313$, $B=-25.0$ である。(4)式より気温分布を得るためには、表-1での分類による α , β を決定する必要がある。ここでは表-1中の宅地, 草地, 林の分類をランドサットデータから得られる植生指標(NVI)を用いて決定した^{3, 4)}。NVIは夏期観測日では宅地, 草地, 林についてそれぞれ $-0.2 \sim 0$, $0 \sim 0.2$, $0.2 \sim 0.5$ の範囲となり、春期観測日では宅地, 草地, 林で $-0.2 \sim 0$, $0 \sim 0.15$, $0.15 \sim 0.5$ の範囲を得た。そこで、ランドサットによって得られる各画素についてNVI分類を行い得られた分類により表-1から α , β の値を決定し、バンド6(BI)と(4)式より各画素の気温の推定を行うことにより気温分布を得た。図-8, 10に得られた気温分布を示す。

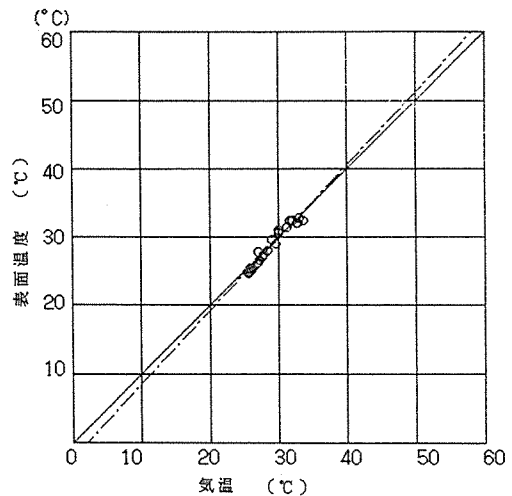


図-4 夏期の林での気温と表面温度の比較 (1994年8月17日)

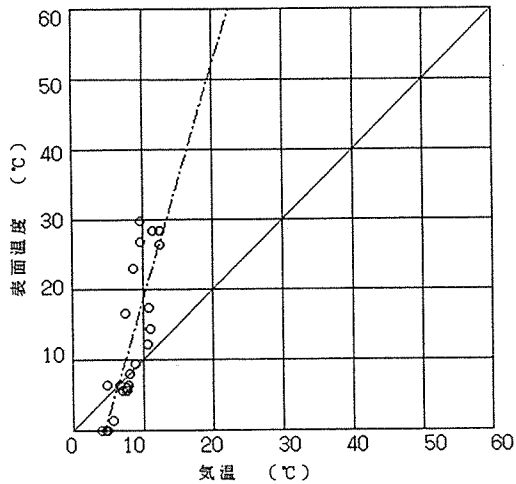


図-5 春期の宅地での気温と表面温度の比較
(1994年3月26日)

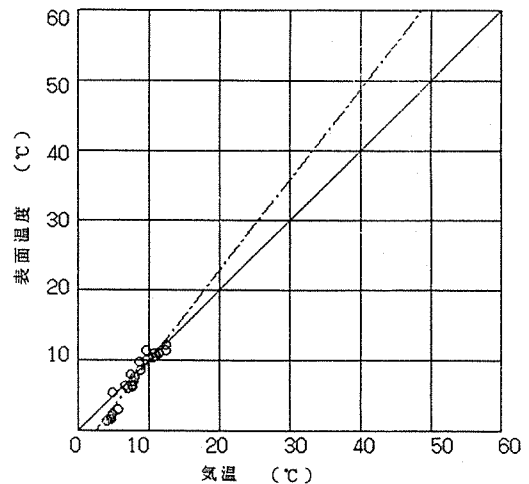


図-6 春期の林での気温と表面温度の比較
(1994年3月26日)

3. 3 地表温度分布と気温分布の特徴

図-7~10に示すように年間を通じて晴天日では気温より地表温度の方が高い傾向を示す。また両分布での対象エリア内での温度の最高値と最低値との差(変化幅)も常に気温より地表温度の方が大きい傾向をもつ。さらにその地表温度の変化幅は夏期になるほど大きくなる。これらは地表面の方が大気より日射の影響が顕著に現れることによる。

夏期観測日での地表温度と気温は森林域と臨海域で共に低く、内陸域で高い傾向がみられる。そして気温分布では森林域で占める低温地域の面積は地表温度分布の森林域で占める低温地域の面積より小さくなっているが、逆に気温分布では臨海域で占める低温地域の出現傾向は地表温度分布のそれより顕著に現れており、気温分布での高温域は広く内陸域に分布している。この解析結果では大気の流れは考慮されていないが、夏の晴天日では内陸ほど気温が高くなることが推測される。

春期観測日での地表温度分布でも森林域で低温となり、臨海市街域や内陸域で高温となる傾向がみられた。しかし、気温分布では広い内陸域で高い傾向がみられるが、森林域での低温傾向は消失してほとんどみられない。これは、3月の状態では未だ全域が低温のままであり日射も弱いため、大気の昇温に時間がかかり、人工衛星観測時の a.m. 9:30 では、気温の変化が小さいためと考えられる。

4. おわりに

ヒートアイランド解析のために人工衛星データを用いて横浜市域での夏期と春期の地表温度分布と気温分布を推定した結果以下のような知見が得られた。

- (1) ランドサットのバンド6と地上で観測した気温の間には明確な相関が認められなかったが、放射温度計により得られた地表温度とバンド6の間で高い相関が得られた。
- (2) 観測点での気温と地表温度の関係を数式化し、ランドサットデー

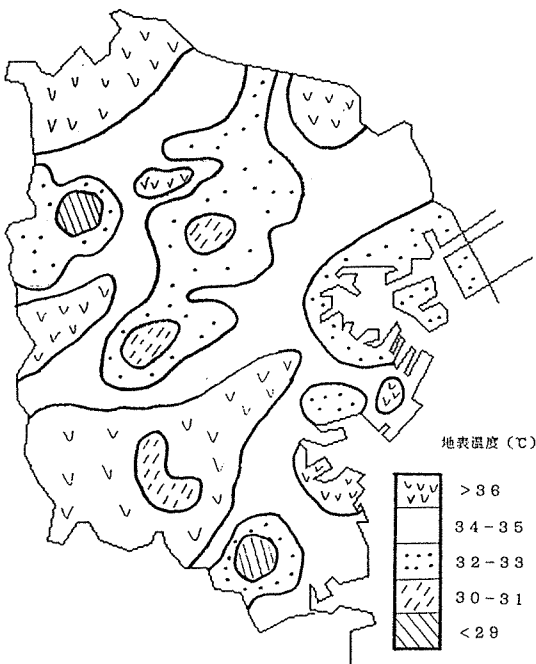


図-7 夏期の横浜市域での地表温度分布
(1994年8月28日 午前9:30)

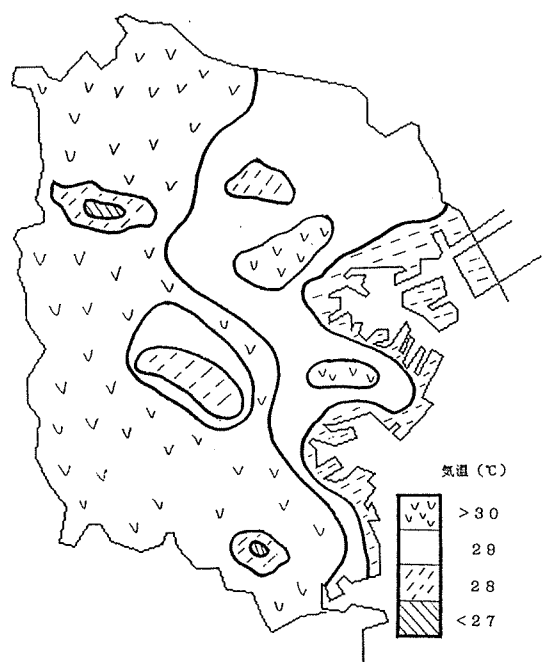


図-8 夏期の横浜市域での気温分布
(1994年8月28日 午前9:30)

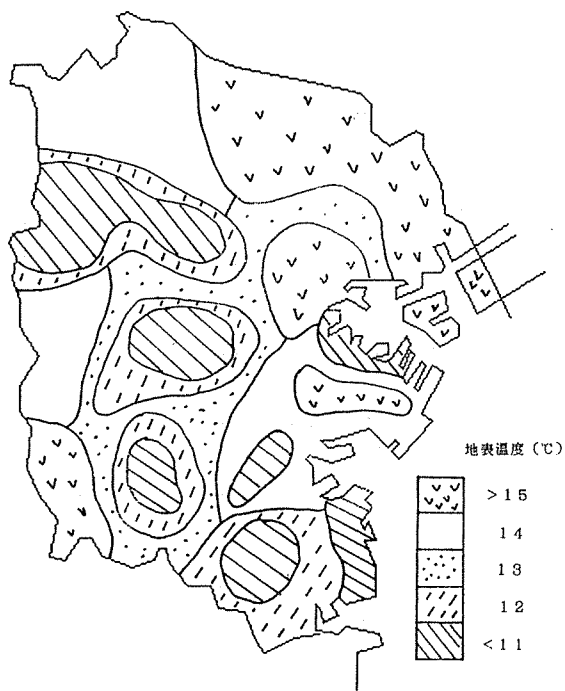


図-9 春期の横浜地域での地表温度分布
(1994年3月21日 午前9:30)

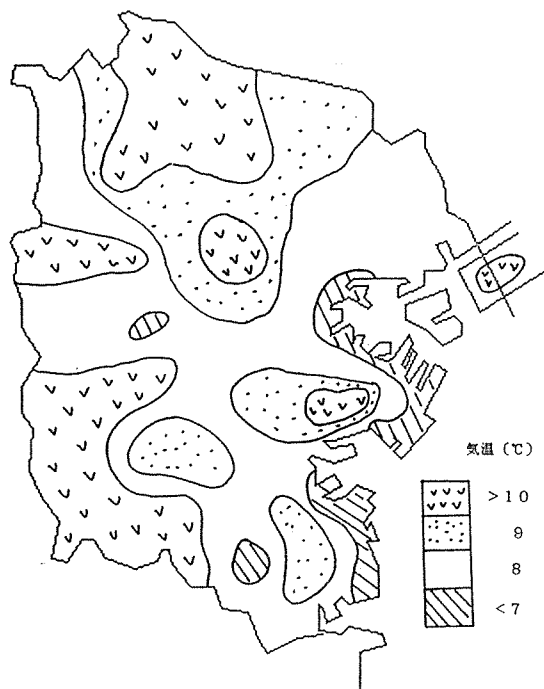


図-10 春期の横浜地域での気温分布
(1994年3月21日 午前9:30)

タを用いて横浜地域での地表温度分布と気温分布を得るモデルを開発した。

(3) 地表温度分布と気温分布から夏期ではともに森林域は他に比べて低温となることが推測されたが、春期の気温分布では森林域での顕著な低温傾向は認められなかった。

文 献

1) 近藤昭彦, 菅野洋光, 三上岳彦: ランドサット TM 夜間熱映像と DTM の重ね合わせによる斜面温暖帯の解析, 日本リモートセンシング学会誌, 12, 2, 33-42 (1992)

2) 谷宏, 堀口郁夫, 元木敏博: 農業気象における人工衛星データの利用に関する研究, 農業気象, 40, 2, 111-117 (1984)

3) 佐俣満夫: 都市での植生指標を用いたヒートアイランド現象解析のための NVI モデル, 横浜市環境科学研究所報, 18, 21-26 (1994)

4) 佐俣満夫: 都市での植生指標を用いたヒートアイランド現象解析のための NVI モデル (その2), 横浜市環境科学研究所報, 19, 27-30 (1995)

5) 佐俣満夫: 都市における地表温度の特性 (その1), 横浜市環境科学研究所報, 19, 31-35 (1995)

拡散型フロン・有機塩素サンプラーに対する温湿度の関係

前田裕行*, 平野耕一郎*, 松田啓吾**

要 旨

当研究所で開発した拡散型フロン・有機塩素サンプラーは、環境大気中の 1 ヶ月平均濃度を測定する有効な方法であり、これを用いて市内および県内での広域濃度分布調査や環境濃度の推移を把握してきた。この場合の濃度算出値は、気温 20℃、相対湿度 60% としての一定温度湿度での係数を使用してきた。しかし、捕集エレメントに活性炭を使用するため、その吸着原理上サンプラーの設置環境の温度および湿度によって捕集係数が変化する。そこで、暴露チャンバーを用いて加湿および温度変化実験を行い、各条件下の吸着特性曲線を求めた。

この結果、一定温度条件下において、吸着量は湿度の上昇に伴って減少する傾向が明確であった。これらの関係は、分圧と共に吸着量が増加するフロイドリッヒ (Freundlich) 型の指数関数型とちょうど逆になる相関関係が認められ、これを多項帰帰 (2 次) 式で記述することができた。また、一定湿度下における温度の変化に伴う吸着量の変化は、湿度との関係ほど明確ではなかったが、温度の上昇にとともに吸着量が減少し、捕集係数は湿度の場合と同様に減少した。今回の実験結果から、汚染物質ごとの、温度湿度に対応する捕集係数の表を作成し、これにより本サンプラーの濃度算出についての精度を向上させた。

1. はじめに

クロロフルオロカーボン類 (いわゆるフロン類) 等は、地球環境を汚染し、また、トリクロロエチレン等の有機塩素系物質は、直接人に対して有害性の問題がある物質である。1) これらの大気中濃度を測定し、濃度の分布及び経時的挙動を明らかにすることは、汚染実態や削減効果をモニターするため重要なこととなっている。

このため、筆者らは、比較的簡便な都市環境大気中のこれら物質濃度の測定手法として、分子拡散の原理を応用したサンプラー (拡散型サンプラー 2) を開発し、これを用いて市内および県内の環境中 1 ヶ月平均濃度をモニターしてきた。3, 4, 5, 6)

しかしながら、この方法は捕集エレメントに活性炭を使用するため、その吸着原理上サンプラーの設置環境の温度および湿度によって捕集係数が変化することが考えられる。このため、標準ガスを用いた暴露チャンバー内にサンプラーをセットし、加湿および温度変化に伴うサンプラー捕集エレメントの吸着量を求め、得られた吸着曲線から、より精度を向上させた捕集係数を算出したので報告する。

2. 拡散型有機塩素サンプラーの形状と捕集原理

サンプラー本体は、図-1 に示すように上部にステンレス金網をかぶせた円筒形のガラス製捕集管で、その外側をデュラコン樹脂で保護している。捕集管の底部に活性炭捕集エレメント (活性炭フェルトおよびヤシガラ活性炭) を装填し、これに有機化合物が吸着捕集される。

環境大気中の有機塩素系物質は、次に述べる捕集原理により捕集エレメントに吸着捕集される。

環境大気中のガス状捕集物質は、上部のステンレス金網 (ドラフトシールド) を通過した後、さらに拡散部 (拡散長 $Z=45.0$ mm) を通り、下部の活性炭捕集エレメントに向かって移動し、吸着される。捕集エレメントとして、26 mm φ に打ち抜いた活性炭フェルト (東洋紡 KF-フェルト F-1600) で有機塩素物質を、ヤシガラ活性炭 (北越炭素 Y-4880 LW) 1g でフロン類を吸着捕集する。

本体の上端部と底部の捕集エレメントの間の拡散部で濃度勾配が常に生じ、サンプラー内で定常的な拡散移動現象が生ずる。すなわ

ち、捕集物質は、サンプラー内部で物質移動する。乱流影響や拡散抵抗等が無い理想的な状態を仮定すると、捕集原理は、次に示す Fick の第一拡散法則 7, 8) の分子拡散理論によって説明される。

すなわち、単位時間 t 当たりの物質 (移動量 Q) の移動する速度 (Q/t) は、拡散面積 S および物質の濃度勾配 (C/Z) (濃度 C , 拡散長 Z) に比例する。

$$(Q/t) = DG \cdot S \cdot (C/Z) \text{ ----- (1)}$$

なお、比例定数 DG は、拡散係数である。

次に、(1) 式より、物質移動量 Q (ng)、捕集物質のガス濃度 C (ppb) および暴露時間 t (min) との積 (時間加重濃度 $C \cdot t$) との関係は次式で示される。

$$Q = \{(R \cdot f \cdot M \cdot 273) / (22.4 \cdot 10^3 \cdot (273 + T))\} \cdot C \cdot t \text{ ----- (2)}$$

ここに、 R : サンプリングレート

$R = DG \cdot S / Z$ (DG : 捕集物質の空気中における拡散係数 $\text{cm}^2 \cdot \text{sec}^{-1}$), S : 拡散面積 (サンプラーの断面積 cm^2), Z : 拡散長 cm , T : 温度 ($^{\circ}\text{C}$), M : 分子量, f : 抽出率)

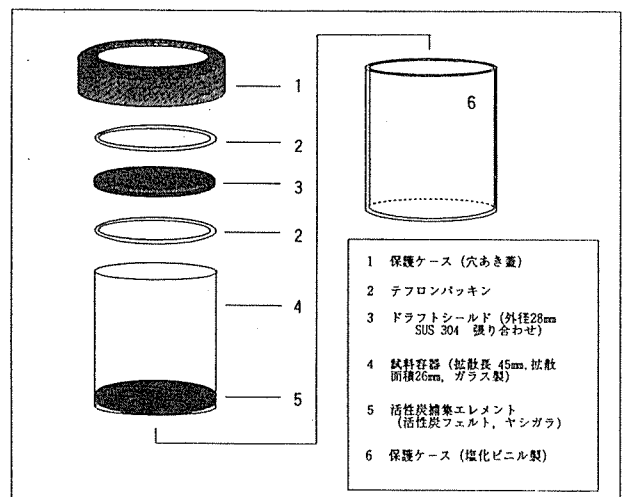


図-1 拡散暴露型フロン・有機塩素サンプラーの構造

The Relation Between Adsorption Amount on Diffusion Sampler of Halogenated Hydrocarbons and Atmospheric Temperature and Relative Humidity

*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 監視センター

{ }内の項はサンプラーの形状および物質の種類による物性で決まる定数で、捕集係数Kとして、実験によって決定することができる。

$$C(\text{ppb}) = Q(\text{ng}) / (K * t(\text{min})) \text{-----}(3)$$

ここに、 C：平均濃度(ppb)

t：暴露時間(min)

Q：サンプラーの捕集エレメントへの吸着量(ng)

(→ n-ヘキサ抽出 → ECD-GC分析)

K：捕集係数(ng*ppb-1*min-1)

時間加重濃度(ppb・min)とサンプラーの捕集量(ng)

の関係から求めた各物質についての傾き

なお、捕集エレメントの吸着能力が一定である理想状態では、以上の関係式が成立するが、実際には活性炭吸着の原理上、捕集係数Kは、サンプラーの設置環境の温度および湿度の影響を受け、数値が変化すると考えられる。この場合、設置環境の平均温度および湿度に対応した捕集係数を用いることにより、環境濃度(平均値)は、正確に算出できる。

そこで、暴露チャンバーによる温度湿度変化実験を行い、捕集係数の変化特性を求め、各温度・湿度条件下での捕集係数Kを求めておく必要がある。

3. 暴露チャンバーによる温度湿度変化実験

(1) 暴露チャンバー

暴露チャンバーは、図-2に示すように、強化ガラス製風洞部(B)、ブローア部(D)、温度制御部(E)、標準ガス導入部(G)、および加湿ボトル2連から成る加湿器(F)などから構成されており、風洞機能も併せ持つものである。

ボックスフレーム全体の外寸は、横幅1500mm、奥行き1200mm、高さ1800mmで、正面扉および暴露試料取り出し扉を有する鋼板製ボックス形状である。風洞は、内径130mmの強化ガラス製の円筒型の暴露空間となっており、この中に導入される希釈標準ガスは、整流格子により乱流状態から層流状態となって流れる。

暴露実験するサンプラーは、この強化ガラス製暴露風洞部に暴露試料取り出し口より差し入れる。この風洞部に、加湿ボトル(2連)を通過した調湿空気と希釈調整した標準ガスを混合供給し、各温度・湿度条件下における拡散型サンプラーの、吸着捕集量実験を行った。

(2) 標準ガスの濃度仕様

暴露実験に使用する標準ガスは、その組成比率が実際の環境濃度の組成と同様な比率を持つものを準備することとした。

また、各成分濃度は、本研究所での希釈装置の調整可能な希釈倍率(10~100,000倍)の範囲から中央値の1,000を暴露実験の基準希釈倍数として考え、表-1に示すように、実際のサンプラーが1ヶ月に捕集する物質量を1日間の暴露実験で、得られるような希釈標準ガスに調整可能な元ガス濃度を設定し、製造メーカーへ発注した。

(元標準ガスの流れるラインで用いるマスフローコントローラーの流量制御範囲は、0℃, 1atmで0.1~20ml/minであり、希釈ラインにおいて純空気の流れるラインの流量制御範囲は、0.1~10ml/minである。)

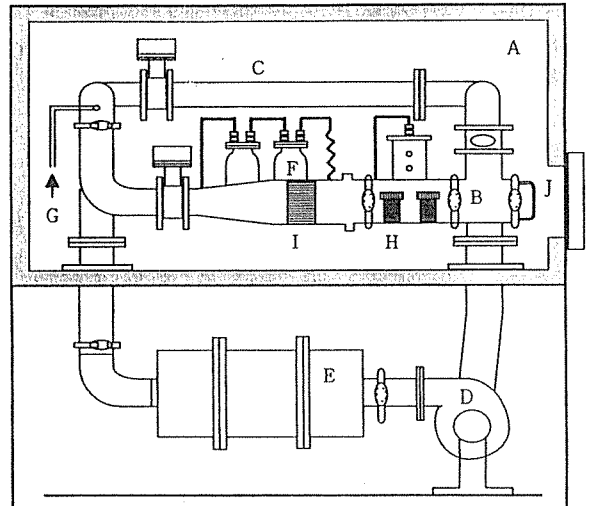
その結果、用意した標準ガスは、表-2に示す仕様のものである。

4. 実験結果および考察

(1)一定温湿度条件下での捕集量(ng)と時間加重濃度(ppb * min)との関係

7. 一定湿度温度条件下における暴露標準ガスの調整

希釈装置のマスフローコントローラーの設定値および濃度算出は、表計算ソフト(LOTUS 123)で計算し、各成分の調整濃度について、フロン-11, フロン-113, トリクロロエチレン,



- A：恒温槽
- B：ガラス風洞(130mmφ)
- C：バイパス部
- D：ブローア(Max.6m/sec)
- E：温度制御部(5~40℃)
- F：加湿ボトル(2L, 2連)
- G：希釈標準ガス導入部
- H：拡散型サンプラー
- I：整流格子
- J：暴露試料出し入れ口

図-2 風洞暴露チャンバー

表-1 使用する混合標準ガスの濃度規格の算出

物質名	1ヶ月平均濃度値 鶴見(ppb)	30日間の時間加重濃度 (ppb*DAY)	1日間の暴露試験で 1000倍希釈して使用する 場合の元ガス濃度 (ppm)
フロン11	0.47	14.1	14.1
フロン113	0.28	8.4	8.4
1,1,1-トリクロロエタン	0.83	24.9	24.9
四塩化炭素	0.14	4.2	4.2
トリクロロエチレン	0.38	11.4	11.4
テトラクロロエチレン	0.29	8.7	8.7

(環境測定地点 鶴見：平成5年度平均濃度)

表-2 フロン・有機塩素系物質混合標準ガス

仕様：7種混合標準ガス,N2バランス
容器：高圧アルミニウム製イカストボンベ
製造メーカー：太陽酸素(株)厚木工場

物質名	標準ガス濃度 (ppm)
フロン-11	10.14
フロン-113	9.877
1,1,1-トリクロロエタン	25.20
四塩化炭素	4.301
トリクロロエチレン	9.975
テトラクロロエチレン	9.950

テトラクロロエチレンは40 ppbレベルに、また、1, 1, 1-トリクロロエタンは100 ppbレベル、四塩化炭素は17 ppbレベルとするため混合標準ガスの希釈倍率は、251とした。

混合標準ガスをボンベボックス内の調圧器に接続し、標準ガスの流量制御マスフローコントローラーの設定値を8.00 ml/min、希釈用純空気について2.00 ml/minとして経路内のガス流路を数回置換し、希釈標準ガスを調整した。

4. 捕集量 (ng) と時間加重濃度 (ppb * min) との関係

ボンベボックス内の温度制御部を25℃に設定し、風洞暴露部に流れる希釈標準ガスの温度が25℃になり、また、湿度(相対湿度)が70%で安定したことを確認した後、暴露部にサンプラーをセットした。

暴露時間は、約4~60時間の範囲で段階的に時間を変化させ、それぞれのサンプラーに捕集される物質量をガスクロマトグラフ分析により求めた。

その結果を、横軸に時間加重濃度(ppb * min)、縦軸にサンプラーに装填した活性炭に捕集された物質量(捕集量)をとり、各物質別に図-3-1~6に示した。

各物質について、捕集量と時間加重濃度との間の関係に、明確な直線関係が見られ、Fickの第一拡散法則(7)が明確に成立していると言えた。

この回帰式の勾配は、前述の(3)式を変形した次式中の捕集係数Kに相当する。

$$Q(\text{ng}) = K * C(\text{ppb}) * t(\text{sec}) \text{----- (4)}$$

5. 暴露実験により、確認された測定可能な濃度範囲

本サンプラーを用いて、環境大気中の各物質濃度を測定する場合、濃度とサンプラー捕集量との直線性が成立する濃度範囲について調べた。

今回の暴露実験において、一定濃度の標準ガスをサンプラーへ暴露した時間の最長は、59.25時間であった。この条件を、相当する1ヶ月平均濃度に換算し、表-3に示した。

各物質の1ヶ月相当の平均濃度は、四塩化炭素の1.41ppbから1, 1, 1-トリクロロエタンの8.26ppbの範囲となった。これらの濃度範囲まで測定可能であることが確認できた。表-1に示した環境測定地点の横浜市鶴見の1ヶ月平均濃度値と物質別に比較すると、各物質の最高濃度測定範囲は、ほぼ10倍である。

したがって、本サンプラーは、一般環境濃度の約10倍の濃度まで、その環境濃度に対応する捕集量を直線的に得ることが確認された。

なお、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンは、平成5年に国の「有機塩素化合物対策検討会」より事業所の敷地境界における大気環境指針の暫定値が、それぞれ年間平均値47 ppbおよび34 ppbと提案されている。9) その数値は、一般環境濃度のレベルと比較し、かなり高い濃度値であるので、これらの濃度域についても計測可能かどうかを引き続き実験する必要があると思われる。

(2) 湿度の変化に対する捕集量および捕集係数の関係

温度20℃の一定温度条件下で相対湿度を25~70%まで変化させ、それぞれ暴露したサンプラーから活性炭捕集エレメントの吸着捕集量を求め、9時間暴露換算の捕集量(ng)として、その時間加重濃度と共にまとめて表-4に、この関係をプロットしたものを図-4に示した。

これによると、四塩化炭素を除く他の物質は、湿度(相対湿度)

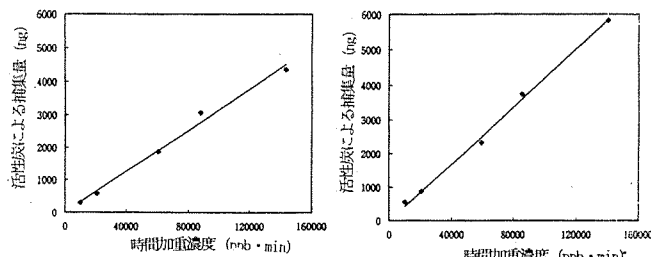


図-3-1 時間加重濃度と捕集量の関係(1)【物質：フロン11】

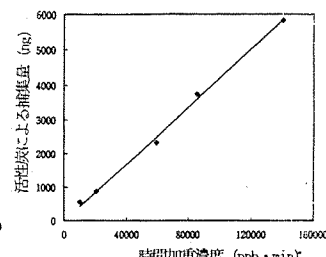


図-3-2 時間加重濃度と捕集量の関係(2)【物質：フロン113】

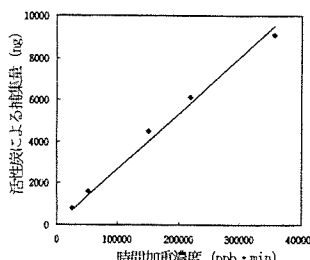


図-3-3 時間加重濃度と捕集量の関係(3)【物質：1,1,1-トリクロロエタン】

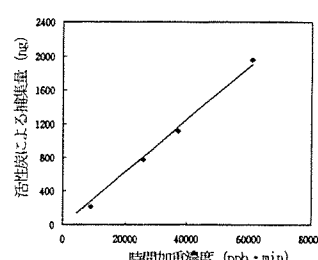


図-3-4 時間加重濃度と捕集量の関係(4)【物質：四塩化炭素】

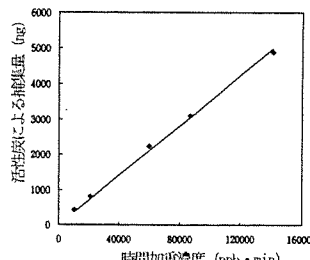


図-3-5 時間加重濃度と捕集量の関係(5)【物質：トリクロロエチレン】

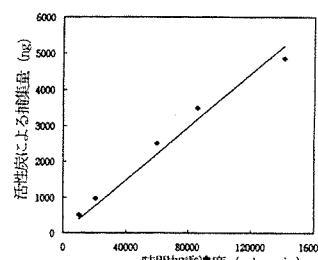


図-3-6 時間加重濃度と捕集量の関係(6)【物質：テトラクロロエチレン】

表-3 暴露濃度と捕集量に関する実験により確認された測定可能な濃度

最長暴露時間：59.25時間(3555分)

	暴露濃度 (ppb)	時間加重濃度 (ppb * min)	相当する1ヶ月間平均濃度 (ppb)
フロン11	40.4	143622	3.32
フロン113	39.4	140067	3.24
1,1,1-トリクロロエタン	100.4	356922	8.26
四塩化炭素	17.1	60791	1.41
トリクロロエチレン	39.7	141134	3.27
テトラクロロエチレン	39.6	140778	3.26

表-4 相対湿度を変化させた時の捕集エレメントの吸着捕集量(温度20℃一定条件下)

捕集量単位: ng

	フロン11	フロン113	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	
暴露濃度(ppb)	40.4	39.4	100.4	17.1	39.7	39.6	
時間加重濃度(ppb * min) (9時間暴露換算)	21816	21276	54216	9234	21438	21384	
相対湿度(%)	70	472	497	941	209	653	423
	50	493	780	1326	262	729	687
	25	693	1007	1503	308	990	728

の増加に伴い、捕集量が明確に減少する傾向が見られた。特に、湿度 50%付近近での変化傾向が著しかった。この傾向は、活性炭に対する水蒸気吸着量曲線について吸着等温線について種々のタイプを詳しく検討した報告(10, 11)による活性炭の水蒸気吸着量のヒステリシス(履歴現象)曲線の傾向と逆相関な傾向を示した。すなわち、活性炭における水蒸気吸着量は、相対湿度約 50%から高湿度にかけて吸着量が著しく増加する傾向であることに對し、今回の実験より求めた活性炭捕集エレメントにおける吸着量(捕集係数)は、湿度の増加に伴って減少していた。この原因として、目的捕集物質の存在量(暴露実験において、各物質濃度は、約 40~100ppb 程度である。)に對し、大量に存在する水蒸気の濃度は、10,000~20,000ppm レベルであり、実におよそ 10 万倍以上の存在量の差がある。この水蒸気は、活性炭に物理吸着現象をもたらす細孔の全容積の大部分に入り込み、吸着することにより、共存するフロン・有機塩素系物質の本来の吸着量を妨げることによって考えられた。

その結果、水蒸気量(相対湿度)の増加に応じて、目的捕集物質の吸着量は減少したと考えられた。

次に、時間加重濃度(ppb*min)と捕集量(ng)から捕集係数(K)を算出し、その係数と湿度との関係を図-5に示した。捕集係数は、前述したように、湿度の増加に伴って減少する傾向となった。これによると、特にフロン113の捕集係数は、直線的な減少傾向を示していた。また、フロン11も相対湿度50%以上の領域で減少割合が急激であった。他の有機塩素系物質は、前述のフロン類ほどではないが、相対湿度の増加により、その捕集係数は、減少していた。

これらの関係は、吸着現象における典型的なフロイドリッヒ型吸着等温線(12)に對し、ちょうど逆相関型の傾向(湿度の増加と共に吸着量が減少する。)を示した。この関係を、図中に示す多項(2次)回帰式で記述した。この場合、実験結果そのままの関係式となり、それぞれの関係を、より正確に記述できた。

したがって、湿度補正を考慮した捕集係数は、この関係式をもとに算出するのが最も現状に合致した方法であると考えられた。

(3) 温度と捕集係数との関係

相対湿度 50%の条件下で温度を 4.5~35℃まで変化させた場合の捕集係数との関係を図-6に示した。フロン11を除く他の物質の捕集係数の変化は、湿度との関係よりも少ないが、温度の上昇に伴い捕集係数が小さくなる傾向がみられた。

(4) サンプラーの設置環境の温度・湿度と捕集係数の関係

捕集係数と温度・湿度の回帰式から、各温度 10, 20, 30℃に對する湿度段階別に各物質の捕集係数を表-5に示した。この係数を気象条件の異なる季節別に使用することにより、環境濃度を簡便に計測できる。

この表によると、濃度算出の基準的な条件として、温度 20℃、湿度 60%において、捕集係数は、それぞれフロン11 0.0200、フロン113 0.0290、1,1,1-トリクロロエタン 0.0215、四塩化炭素 0.0255、トリクロロエチレン 0.0320、テトラクロロエチレン 0.0260 となった。

(5) 捕集係数の推算値と今回の実験結果について

7. 拡散係数の推算からの捕集係数の推算

実際に使用する捕集係数は、実験によってあらかじめ求めておく必要があるが、前述のように、サンプラーの形状及び物質の物性に

よる決定因子をもつため、捕集係数K(前述(2)式中の $\{(R \cdot f \cdot M \cdot 273)/(22.4 \cdot 10^3 \cdot (273+T))\}$)は、実験によらず、ある程度推算することができると考えられる。この推算値と一連の実験結果から求められた実測の捕集係数を比較することにより、実測された捕集係数が普遍性を持つことの確認を行うことができる。

捕集係数を推算して求める場合、サンプリングレートRに關係する拡散係数DGを求め、これを基に前述の項(K)の数値を推算できることになる。

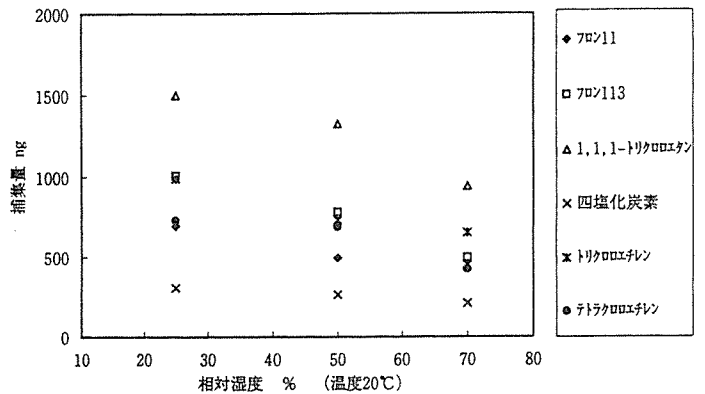


図-4 湿度(相対湿度)と捕集量の関係
(捕集量:標準ガスの9時間暴露換算量)

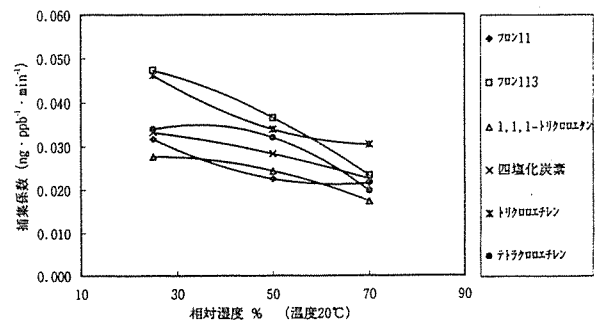
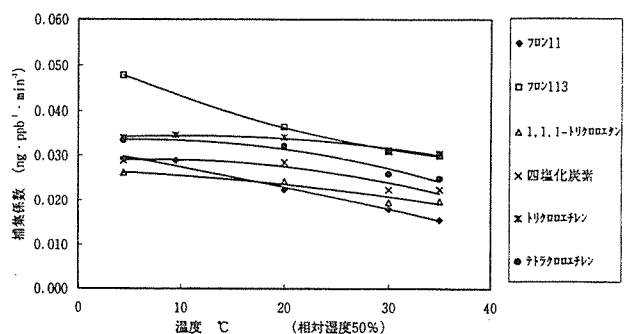


図-5 湿度(相対湿度)と捕集係数の関係



物質名	多項回帰式(2次)	相関係数 r
フロン11	$Y = -2.27 \cdot 10^{-4} X^2 - 3.83 \cdot 10^{-4} X + 3.16 \cdot 10^{-2}$	0.99
フロン113	$Y = 1.02 \cdot 10^{-4} X^2 - 9.91 \cdot 10^{-4} X + 5.21 \cdot 10^{-2}$	1.00
1,1,1-トリクロロエタン	$Y = -4.09 \cdot 10^{-4} X^2 - 7.55 \cdot 10^{-4} X + 2.69 \cdot 10^{-2}$	0.96
四塩化炭素	$Y = -1.02 \cdot 10^{-4} X^2 + 1.56 \cdot 10^{-4} X + 2.86 \cdot 10^{-2}$	0.94
トリクロロエチレン	$Y = -7.47 \cdot 10^{-4} X^2 + 1.60 \cdot 10^{-4} X + 3.37 \cdot 10^{-2}$	0.97
テトラクロロエチレン	$Y = -1.11 \cdot 10^{-4} X^2 + 1.34 \cdot 10^{-4} X + 3.32 \cdot 10^{-2}$	0.98

図-6 温度と捕集係数の関係

気相における拡散係数については、いくつかの実験値があり、各種の物性表 13, 14) などから調べることもできるが、フロン類など近年になり合成された物質については、記載されていない。

拡散係数の推算のための半理論式は、種々のものが提案されている。これらの推算から、ある程度拡散係数を算出することができる。15) これらの代表的なものとして、次に示す Gilliland の式や藤田の式がある。

[Gilliland の式]

$$D_{12} = \{0.0043 T^{1.5} / P \cdot (V_1^{0.3333} + V_2^{0.3333})\} \cdot (1/M_1 + 1/M_2)^{0.5} \quad (\text{cm}^2/\text{sec})$$

ここに、 D_{12} : 拡散媒体 2 (空気) の中を拡散成分 1 が拡散する場合の拡散係数

P : 全圧 (atm)

V : 分子容 (ml/mol)

[藤田の式]

$$D_{12} = \{0.00070 T^{1.8333} / [(T_c^1/p_c^1)^{0.3333} + (T_c^2/p_c^2)^{0.3333}]\} \cdot (1/M_1 + 1/M_2)^{0.5} \quad (\text{cm}^2/\text{sec})$$

ここに、 D_{12} : 拡散媒体 2 (空気) の中を拡散成分 1 が拡散する場合の拡散係数

T_c : 臨海温度 (K)

p_c : 臨海圧 (atm)

$M_1, 2$: 拡散成分 1 および拡散媒体 2 の分子量

今回の実験から求めた捕集係数と前述の考察で求めた理論値から算出した捕集係数と比較し、暴露実験の実測値を 100 とし、各物質別に表 6 に示した。

これによると、1,1,1-トリクロロエタンを除いた他の物質の捕集係数は、それぞれの算出方法が異なっているにもかかわらず、暴露実験の実測値に対してほぼ相対的に 30% 以内の範囲に入っていることが分かる。また、Gilliland の式で算出した方が、藤田の式による捕集係数よりも、各物質について、約 10 数から 20 数%程度低くなっている。この理由として、拡散係数の推算値は、Gilliland の式を用いた方が小さく算出されるためであると考えられた。

概して、両推算法からの捕集係数の算出値は、比較的一致していると言えよう。

なお、従来から環境濃度算出に使用してきた捕集係数は、フロン 113, 四塩化炭素, トリクロロエチレン, テトラクロロエチレンにおいて、比較的同一な数値であり、今回の実験から算出された数値に近いものであった。

しかしながら、1,1,1-トリクロロエタンにおいては、差が大きく、実測値 100 に対し、171 となった。このことは、従来算出された 1,1,1-トリクロロエタン濃度値は、実際より約 70% 低めに計算されていたことを示す。

また、フロン 11 は、実測値 100 に対し、79 であり、約 20% 高めに評価されていた可能性が示唆された。

以前から計測、蓄積された濃度推移データは、今回得られた捕集係数によって補正し再計算する必要があると考えられる。

この計測データの修正については、次報でまとめて報告する予定である。

表 5 サンプラーの設置環境の温度・湿度と捕集係数の関係

温度 (°C)	湿度 RH (%)	フロン11	フロン113	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
10	40	0.0261	0.0368	0.0250	0.0295	0.0354	0.0302
	50	0.0248	0.0346	0.0240	0.0283	0.0335	0.0291
	60	0.0242	0.0320	0.0226	0.0270	0.0323	0.0269
20	40	0.0239	0.0338	0.0239	0.0280	0.0351	0.0294
	50	0.0226	0.0316	0.0230	0.0269	0.0332	0.0282
	60	0.0220	0.0290	0.0215	0.0255	0.0320	0.0260
30	40	0.0214	0.0246	0.0217	0.0227	0.0278	0.0233
	50	0.0201	0.0234	0.0205	0.0214	0.0265	0.0221
	60	0.0195	0.0229	0.0199	0.0208	0.0260	0.0215
70	40	0.0197	0.0230	0.0200	0.0209	0.0261	0.0217
	60	0.0197	0.0230	0.0200	0.0209	0.0261	0.0217

表 6 理論算出および実測の捕集係数の比較

(暴露実験の実測=100とした場合の各係数の相対値)

	Gilliland式から	藤田式から	暴露実験の実測	従来から使用
フロン11	94	111	100	79
フロン113	114	128	100	98
1,1,1-トリクロロエタン	124	159	100	171
四塩化炭素	112	129	100	93
トリクロロエチレン	80	98	100	97
テトラクロロエチレン	119	119	100	103

5. まとめ

当研究所で開発した拡散型フロン・有機塩素サンプラーは、環境大気中の 1 ヶ月平均濃度を測定する有効な方法であり、これを用いて市内および県内での広域濃度分布調査や環境濃度の推移を把握してきた。この場合の濃度算出値は、気温 20°C, 相対湿度 60% としたの一定温度湿度での捕集係数を用いてきた。しかし、捕集エレメントに活性炭を使用するのでその吸着原理上、サンプラーの設置環境の温度および湿度によって捕集係数が変化する。そこで、今回、暴露チャンバーを用いて加湿および温度変化実験を行い、吸着特性曲線を求めた。この結果、一定温度条件下において、吸着量は、湿度の増加に伴って減少する傾向が明確であった。すなわち、捕集係数は、減少した。この湿度と捕集係数との関係は、恒温吸着に関して、吸着量と圧力との関係を示した Freundlich (Freundlich) の指数関数型の実験式に対し逆相関を示す関係が認められた。しかし、物質によって濃度軸に対し凹型の曲線で示されないものもあったため、これらの関係を多項回帰 (2 次) 式で記述した。

また、一定湿度下における温度の変化に伴う捕集係数の変化は、湿度との関係ほど大きくはないが、温度の上昇にとともに吸着量が減少し、したがって捕集係数も減少した。この関係も多項回帰を行い、これらの結果から、各物質の、温度湿度に対応する捕集係数の表を作成し、従来使用していた捕集係数の精度を向上させた。

文 献

- 1) 環境庁編：平成6年版環境白書, 256-260(1994).
- 2) 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)：前田裕行, 平野耕一郎, 松田啓吾, 横浜市公害研究所報, 15, 13-19(1991).
- 3) 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：前田裕行, 平野耕一郎, 松田啓吾, 横浜市公害研究所報, 16, 127-130(1992).
- 4) 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(第2報)：前田裕行, 平野耕一郎, 松田啓吾, 横浜市公害研究所報, 17, (1993).
- 5) 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(III)：前田裕行, 平野耕一郎, 松田啓吾, 横浜市公害研究所報, 19, 115-121(1992).
- 6) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会(神奈川県・横浜市・川崎市・横須賀市)：有機塩素系物質及びフロンの環境濃度調査, 神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書(平成元年度), 4-31(1989).
- 7) Walter L. Badger and Julius T. Banchemo: Introduction to Chemical Engineering. 374-376(1955). McGraw-Hill, Kogakusha.
- 8) 光武量：例題演習化学工学. 177-181(1972). 産業図書
- 9) トリクロロエチレン及びテトラクロロエチレンによる大気汚染の防止について：環境庁大気保全局長, 環大企第193号, 環大規第56号, (1993).
- 10) Ryoichi Tsunoda: Adsorption of Water Vapor on Active Carbons, Journal of Colloid and Interface Science, 137, 2, July, (1990).
- 11) Ryoichi Tsunoda, Jun-ichi Ando: Adsorption of Water Vapor on Active Carbons: Estimation of the Average Pore Width from the Magnitude of the Hysteresis Loop, Journal of Colloid and Interface Science, 146, 1, October 1, (1991).
- 12) C. L. Mantell, 柳井弘, 加納久夫: 吸着および吸着剤. 1-39, (1972).
- 13) 化学工学協会編：改訂四版化学工学便覧, 丸善(1978).
- 14) Robert H. Perry, Don Green: Perry's Chemical Engineers' Handbook sixth edition, McGraw-Hill International Editions (1988).
- 15) 佐藤一雄：物性定数推算法. 125-138(1977). 丸善

都市河川における河床汚濁物質の動態調査 (第4報)

— 降雨の影響 —

小市佳延*, 福嶋 悟*, 初貝留美*

要 旨

横浜市内の中小河川である鳥山川において、トラップおよびレンガを設置し、降雨が河床汚濁物質に及ぼす影響を調査した。その結果、梅雨の調査では、当初少降水期には沈降物や堆積物の強熱減量 (IL), クロロフィル a (Chl. a) 等が高く、密度が低かったが、大雨後は少降水期でも IL, Chl. a 等が低い状態が続いた。底質は大雨後、攪乱によって好气的状態が高まった。秋の調査では、降雨のあった期間には沈降物の蓄積速度は大きく、IL 等は低くなるが、堆積物や付着物では大雨が降った期間に少降水期以上に IL や Chl. a 等が高くなるのが認められた。有機物分解の進行度を示す C/N 値は、沈降物では多降水期に高く、13 前後となるのに対し、堆積物や付着物では降水量にあまり関係なく、それぞれ 7.0~7.8, 5.7~7.1 となり、晴天期と同様の低い値を示した。有機汚濁物質に対する付着藻類の寄与率は、沈降物では晴天期にくらべて低いのにに対し、堆積物、付着物および底質では晴天期と同様の範囲にあった。沈降物の蓄積速度と降水量との相関は高く、特に最大時間降水量とは相関係数が 0.959 となった。

1. はじめに

平常時の都市河川では、微生物等による水質浄化よりも水中の懸濁物質が沈降し、河床に移行することによって水質が浄化される傾向が強い。河床に蓄積した汚濁物質の一部は水生微生物や動・植物によって分解・吸収されるものの、そのほとんどは降雨時の増水によって下流へと掃流される。また、降雨時は路上堆積物や土壌が河川に流入し、新たな河川汚濁物質として加わる。

このように、降雨時の河床汚濁物質の変化は大きく、この現象を把握することは河川の有機汚濁機構解明にも役立つと思われる。

今回、第2報¹⁾において四季の動態を調べた鳥山川を調査地点に選び、河床における汚濁物質の降雨時および晴天時の挙動を検討した。本報では河床の汚濁物質を沈降物、堆積物、付着物および底質の各状態に分け、それらの性状や相互関係について検討したところ、降雨の影響に関する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

調査は鳥山川の又口橋付近で行った。鳥山川又口橋の位置を図-1に示す。鳥山川の概況については既報²⁾を参照されたい。

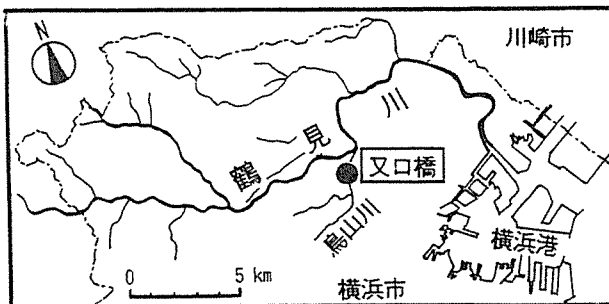


図-1 調査地点図

晴天時の流速は約 12~23cm/sec, 水深約 15~20cm, 河床は砂泥質である。

2-2 調査期日

調査は降雨時期にあたる梅雨および秋雨期に行い、それぞれ3~5日程度捕集用トラップおよびレンガを設置し、これを5~11回繰り返した。詳細な期日を以下に示す。

【第1回調査】 11 期間

① 1993年 6月 8日~11日, ② 11日~15日, ③ 15日~18日, ④ 18日~22日, ⑤ 22日~25日, ⑥ 25日~28日, ⑦ 28日~ 7月 2日, ⑧ 2日~ 6日, ⑨ 6日~ 9日, ⑩ 9日~13日, ⑪ 13日~16日

【第2回調査】 5 期間

① 1993年 10月 29日~11月 1日, ② 1日~ 4日, ③ 4日~ 9日, ④ 9日~12日, ⑤ 12日~16日

なお、底質は第1回については第1, 8期, 第2回については第1, 5期に採取した。

2-3 試料採取方法, 測定項目および分析方法

試料の採取方法は以下の通りである。

〔沈降物〕: 捕集用トラップとして、プラスチック円筒容器 (内径 68mm×高さ 350mm) 4個を用い、その上部開口部が河床面より約 5cm 上になるように河道中央部に埋め込んだ。一定期間経過後、トラップ内に蓄積した物質を沈降物とし、2mm 目のふるいにかけて試料とした。

〔堆積物・付着物〕: 河床に固定した木枠内にレンガ (縦 20cm×横 10cm×高 6cm) を流れに沿って縦に 4個設置した。一定期間経過後、レンガ上面に蓄積した物質を堆積物、流れに平行なレンガの横面に蓄積した物質を付着物としてそれぞれブラシで剥ぎ取り、試料とした。

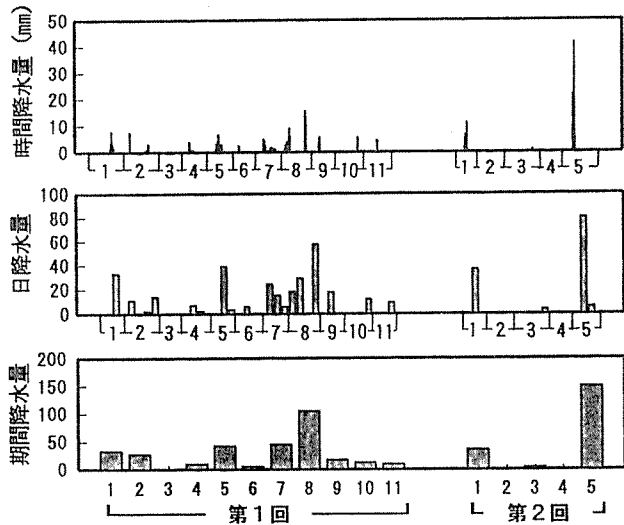


図-2 調査期間中の降水量

[底質] : 3ヶ所ほどの表層約3 cmを採取し、混合した。
測定項目および分析方法については既報³⁾に準じた。

3. 結果と考察

3-1 第1回調査

調査期間中の横浜市環境科学研究所屋上での降水量を図-2に示す。なお、調査開始前の2週間のうち1 mm以上の降雨があったのは開始4日前の8.5 mmのみであった。第1回の11期間のうち、降雨がなかったのは第3期のみで、その他の期間は5.5~104.5 mmであった。最大降水量は第8期で、104.5 mm、最大時間降水量も15.5 mmを記録した。降水時間の最も長かったのは第7期で、計37時間(0.5~5.0 mm/hr)だった。

沈降物、堆積物、付着物および底質について測定した結果の一部を図-3に示す。

トラップに捕捉された2 mm以上の大きさの物質としては笹葉・木の葉・種子、サカマキガイ・ユスリカ、小石およびタバコフィルター等があった。これらのILは径2 mm以下の沈降物の0.5~11.8%を上回り、30.6~63.1%と有機物に富んでいた。また、トラップされた全量の0.5~11.8%を占め、ILの負荷量割合としては全体の0.8~22.9%を占めた。

沈降物の蓄積速度は期間降水量が0~12 mmだった第3, 4, 6, 10, 11期には0.1~2.3 kg/m²·dayと低いのにに対し、降水量が30 mm前後あった調査初期の第1, 2期には蓄積速度が12~19 kg/m²·dayと高いのが認められる。大雨のあった第8期には蓄積速度は最高の43 kg/m²·dayとなった。密度は第8期までは蓄積速度と同様の傾向を示したが、第9期以降も比較的高い密度が続いた。これは第8期の大雨によって密度の低い有機汚濁物質を含む河床蓄積物が大量に掃流され、残された密度の高い無機物質が大部分を占めたために、降水量の少なかった第9期以降も密度の高い河床蓄積物が捕捉されたものと考えられる。沈降物のILは、第8期までは降水量の少ない期間に28~31%と高く、降水量の多い期間に11~21%と低いのが認められる。Chl. aも同様に、多降水期は0.007~0.5 mg/g、少降水期は0.3~0.7 mg/gとなっている。IL, Chl. aは密度と逆の傾向を示している。

堆積物の蓄積速度は第9期が211 g/m²·dayと突出しており、その他の期間は6~37 g/m²·dayと低いことが認められる。第9期は大雨

のあった第8期の後であり、水深や流速もその影響が比較的あり、河床蓄積物が移動しやすくなっていたと思われる。ILは降水量の少ない第3, 4, 6期に22~26%と高く、降水量の多いその他の期間は3~24%と低い。このうち第1期は梅雨入り直後ということもあり、それまでの晴天時に蓄積したILの高い汚濁物質が堆積したと考えられる。Chl. aも同様に、それぞれ1.9~3.3 mg/g, 0.13~1.2 mg/gにあるのが認められる。これらの濃度は大雨のあった第8期以降は低い状態が続いている。

付着物の蓄積速度は第9期が23.5 g/m²·dayと突出して高く、この傾向は堆積物と同様である。IL, Chl. aは第3, 6期に高く、第

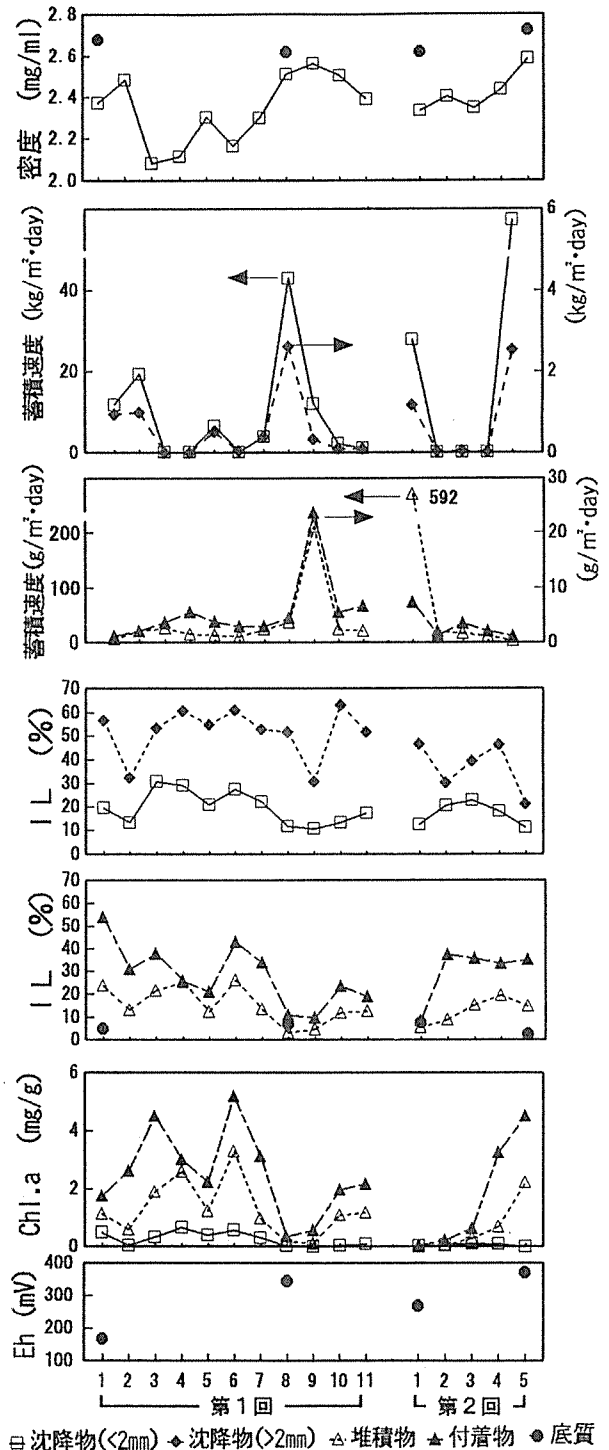


図-3 測定結果

8, 9期に低い傾向が認められる。第3, 6期は降水量が少なく、付着藻類がレンガ表面で生長したものと思われる。また第8期は大雨が降った時期にあたり、その付着生物に土壌成分が絡まって捕捉されたものと思われる。第9期は大雨の影響で流速がいまだに速い状況となっていたために、土壌成分が多量に付着したものと思われる。

底質では沈降物、堆積物、付着物にくらべて密度が最も高く、IL, Chl. a 等は最も低い傾向にある。第1期と第8期のILはそれぞれ4.8%, 6.9%と第8期の方が高いにもかかわらず、酸化還元電位(Eh)は第1期が169 mV, 第8期が344 mVと第8期の方が好気の状態にあることを示している。これはこの間の降雨による増水によって河床底質が攪拌され、酸素が充分供給されたためと思われる。

3-2 第2回調査

第2回調査前は、開始8日前に1 mmの降雨があった他は11日間降雨がなかった。図-2に示すように、期間降水量は、5期のうち、第2~4期は降水量がないか、3.5 mmと少なかった。第1期は36.5 mm, 第5期は149 mmで、この第5期の値は第1回調査の第8期104.5 mmを上回る値となっており、また最大時間降水量が41.5 mmとなる8時間連続の降雨だった。

トラップに捕捉された2 mm以上の大きさの物質は前回同様、径2 mm以下のものよりILが高く、21.3~46.6%であった。これは全量の4.0~23.5%にあたり、ILの負荷割合としては13.6~34.7%となった。

沈降物の蓄積速度は、第1期が28 kg/m²·day, 第5期が57kg/m²·day以上と高く、これは降雨による増水のためと思われる。第2~4期は蓄積速度が0.17 kg/m²·day前後と低く、降水量が少ないことで河床蓄積物の巻き上げがなかったことによるものと考えられる。密度は第1期から第5期にかけて2.34~2.59g/mlと次第に高くなる傾向が認められる。降雨のないときも高く、第1回調査では2.1前後であったのとは異なっている。ILは第1, 5期は11~13%と低く、第2~4期は18~23%と高い。Chl. aも同様の傾向が認められ、降水量と反比例の関係にあるように思われる。

堆積物の蓄積速度は第1期が高く、その他は低い傾向にある。第1期の総降水量は36.5 mmあった時で、増水による河床攪乱が堆積を促したものとみられる。一方、第5期は149 mmもの大雨による増水で河床底質が流去され、堆積速度も最低となっており、増減水のパターンによって堆積速度に差異が生じると思われる。ILは第1期が5.3%と最も低く、これは底質よりも低い値である。その後漸増して第4期には19.4%となるものの、第5期には14.9%に下がる。これらのことから第1期は土壌成分の多い汚濁物質が堆積したと考えられる。

付着物の蓄積速度は第1期が最も高く、第5期が最も低い傾向がみられる。ILは第1期が8.6%と最も低いのに対し、第2~5期は33.6~37.5%と高く、このうち第5期は大雨があったにもかかわらず、変動は少ないのが認められる。Chl. aは第5期には4.5 mg/gまで上昇しており、晴天時の夏季に匹敵する値である。

底質の第1期の試料は同時期の堆積物よりもILが高いものの、沈降物や付着物よりは低い値となった。第5期は沈降物、堆積物、付着物よりもILは低く、密度は高かった。第5期は第1期にくらべてEhが上昇する一方で、ILは低下しており、第5期の大雨によって有機汚濁物質が流去されたものと思われる。

3-3 C/N値

有機物分解の進行度の指標となるC/N値⁴⁾を図-4に示す。ただし C=0rg-C, N=0rg-Nとして計算した。

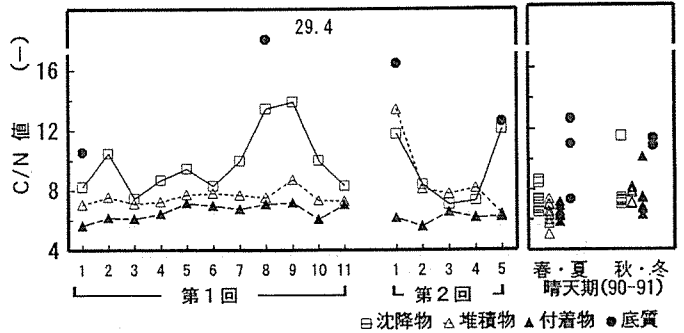


図-4 各汚濁状態におけるC/N値

第1回調査では、沈降物が少降水期の第3, 4, 6, 11期にC/N値が8前後と堆積物や付着物のように低く、一方、降水量が最大だった第8期は13.4と大きいのが認められる。第8期は、長いこと蓄積して分解の進んだ河床汚濁物質が増水により上流から流されてきて、再沈降したと考えられる。

堆積物のC/N値はほとんどが7.0~7.8であり、これは1990年に調査した春・夏季の晴天期の値6.8~7.4よりも若干高い値である。第9期は8.7と第1回調査の中では最も高い。この時は第8期の大雨による増水が続いており、土壌由来の割合の多い堆積物だったと思われる。

付着物のC/N値は5.7~7.1と4つの汚濁状態の中では最も低く、付着物中の有機物は生育中の微生物・藻類等と考えられる。また、これは以前の晴天期の値5.8~7.2とほぼ同一の範囲にある。

底質のC/N値は第1期に10.5であったのが、第8期には29.5と高くなって高い値となった。第8期にはかなり分解の進んだ底質が増水による河床の攪乱によって表面に蓄積したと考えられる。

第2回調査では降雨のあった第1, 5期に沈降物のC/N値は12前後と高く、堆積物も第1期にはC/N値は13.4と高くなった。これらはいずれも蓄積速度が大きく、ILの低い期間であり、分解の進んだ土壌成分が沈降あるいは堆積したものと考えられる。

2~4期は降雨がなく、沈降物や堆積物のC/N値は8前後と小さく、微生物体ないしは分解の進んでいない有機物が蓄積したと考えられる。第5期の堆積物のC/N値は6.4と付着物に近くなり、大雨後にレンガ表面に微生物や付着藻類が生育したと思われる。付着物のC/N値は5.6~6.6と小さく、変動も小さい。底質の第1期のC/N値は16.4であり、有機分解の進んだ状態の底質が蓄積したと考えられる。

3-4 付着藻類の汚濁状態への寄与

2次汚濁の原因となる付着藻類が各汚濁状態においてどの程度の割合を占めているのかをみるために、既報同様、藻類のILに対するChl. aの割合を1.5%と仮定³⁾して計算した。その結果を図-5に示す。

第1回調査では堆積物および付着物が18.5~84.4%と沈降物の0.43~16.8%や底質の0.37~0.86%にくらべて高いことが認められる。

沈降物では第2期に2.9%と低くなった後、第4~6期には14%前後まで上昇しているが、大雨のあった第8期以降は2%以下にまで低下し、その後徐々に寄与率は上がってきているのが認められる。大雨以降、河床からの藻類の剥離が少なくなったと考えられる。

堆積物では第1, 2, 8, 9期が30%前後と低い。特に第9期は18.5%と最も低い。もっともこれは藻類以外の有機物が増えたため、剥離した藻類の指標であるChl. aの蓄積速度(ΔChl. a)約25 mg/m²·dayは第9から11期まで変わらない。その他の期間では

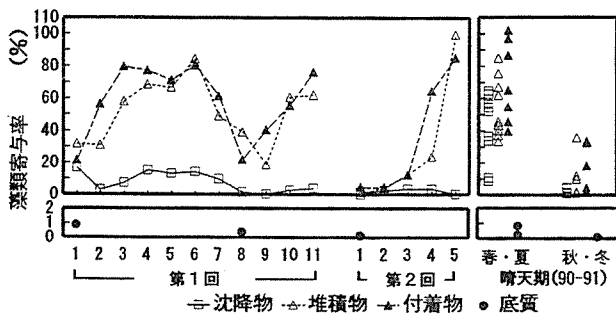


図-5 各汚濁状態における藻類寄与率

寄与率は49.1~84.4%であり、晴天期の春・夏季の値と同様の範囲にあるのが認められる。

付着物では第1, 8期が約20%と低い。このうち第8期はILやChl.aが低いことから、大雨による増水によって付着藻類が剥ぎ取られ、代わりに土壌成分を取り込んだ付着性微生物が優占種となったと思われる。少降雨期の第3, 4, 6, 11期は約80%と高いのが認められる。

第2回調査では沈降物は4%以下であり、降雨のあった第1, 5期は1.3, 0.3%と特に低くなった。堆積物・付着物は第1期こそ低いものの、それ以後は増加し、第5期には藻類寄与率は100%近くまで達している。第1期は先行晴天日数が7日以上あった後に降水量36.5mmの降雨があり、堆積物等の蓄積量も多いことから、剥離した藻類以外の有機物が多量に流れてきて堆積あるいは付着したと思われる。第5期には143.5mmの大雨の影響で蓄積量が少なく、調査地点で生育した付着藻類のみが占めたと考えられる。底質は0.1%ときわめて低い値となった。

過去の晴天期の値と比較すると、第1回調査と春・夏では、堆積物、付着物および底質は晴天期よりやや低い程度である。一方、沈降物は晴天期が8.3~64.4%であるのに対し、20%以下と低いのが認められる。堆積物・付着物については少降雨期に藻類寄与率が晴天期と変わらないほどに高くなるが、沈降物は少降雨期でも低い。沈降物のILが晴天期の約70%なのに対し、Chl.aが晴天期の約20%と低いため、降雨時期のILの由来としては河床表面以外からのものが大きいことを示すものと思われる。第2回調査では寄与率の低い晴天期の秋・冬にくらべて堆積物や付着物が90%前後まで高くなるのが認められる。

3-5 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、IL、蓄積速度等の項目について、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-6に示す。

ILの比は第1回調査では沈降物、付着物がそれぞれ0.8~3.8, 1.0~3.5とほとんど変わらないのに対し、第2回では沈降物がやや小さい比となっているのが認められる。底質は各回ともIL比が1以上となることがあり、これまでの晴天期の調査ではみられなかった特徴である。底質よりも堆積物の方がILの値が低かったためであり、増水による河床攪乱が起こった後、落ち着くまでに密度が高く、ILの低い土壌成分が選択的にレンガ上に堆積したと考えられる。

Chl.aの比については沈降物が第1回調査では0.05~0.43とまとまっているのに対し、第2回調査では0.002~22と幅広く分布している。また、付着物も第2回の方がやや広がっているのが認められる。

蓄積速度の比は沈降物が5~15000以上ときわめて幅広いのに対して、付着物では比が0.01~0.3と範囲が狭い。この傾向はILの蓄積速度(ΔIL)や $\Delta Chl.a$ にもみられる。前回の調査のうち晴天期の比をみると、沈降物は蓄積速度、 ΔIL とも100倍程度までであり、降雨期の比がいかに大きいかがわかる。付着物は晴天期とそれほど変わらない。

3-6 降水量との関係

3-1, 2でみてきたように、増水の目安となる期間中の降雨の有無や降水量の多寡により測定項目の値に変化がみられた。一方、

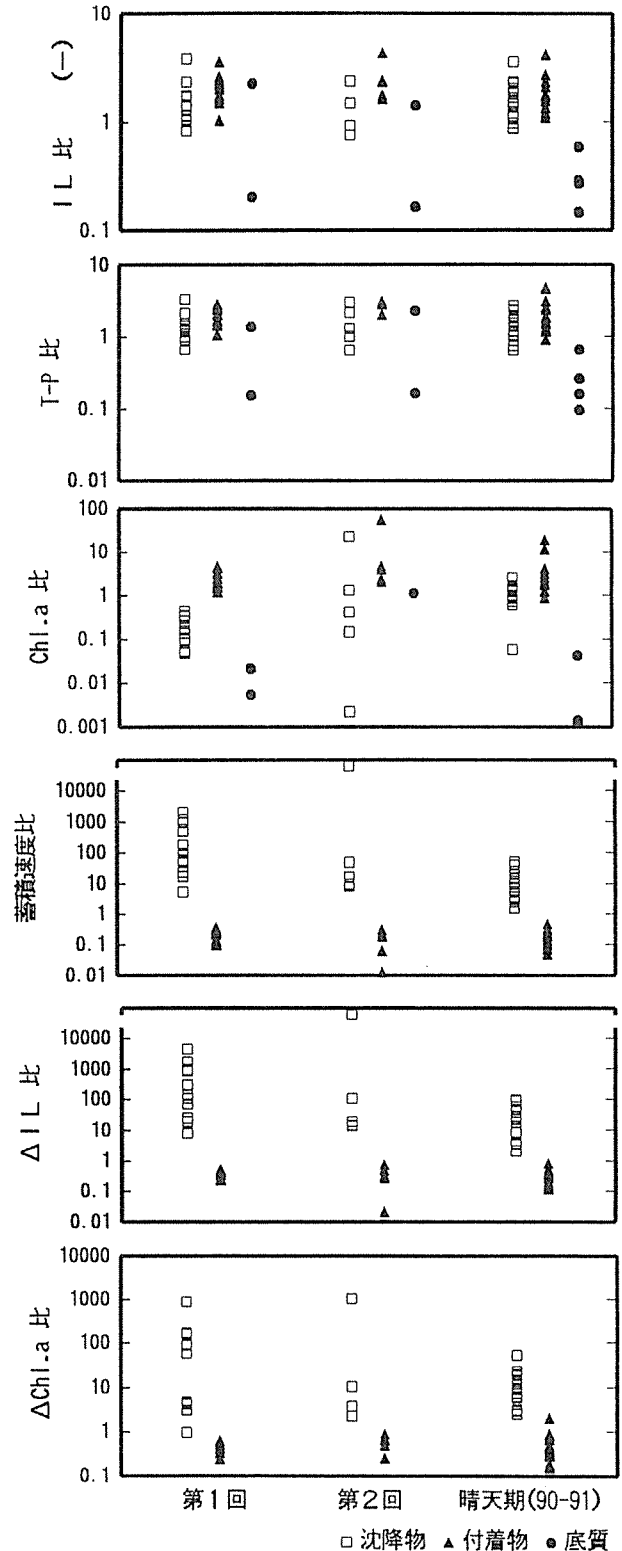


図-6 堆積物と各汚濁状態との比

水質についての降雨時調査の報告によると、流域面積あたりの流出負荷量と流量との間には対数または実数で比例関係にあり⁵⁻⁸⁾、さらに流域面積あたりの流量と総降水量との間にも比例関係^{5, 7)}のことが知られている。これらを式であらわすと次のようになる。

$$\Sigma L/A = a (\Sigma Q/A)^n$$

(または $\Sigma L/A = b + c (\Sigma Q/A)$)

$$\Sigma Q/A = d + f \Sigma R$$

ここで L : 流出負荷量
 A : 流域面積
 Q : 流量
 R : 総降水量
 a ~ d, f, n : 係数

これらの式を使えば、降水量データから流出負荷量を推定することが可能となる。

$$\Sigma L/A = a (d + f \Sigma R)^n$$

または $\Sigma L/A = b + c (d + f \Sigma R)$
 $= g + h \Sigma R$

g, h : 係数

このように水質では総降水量と流出負荷量との間に相関関係があることから、流出負荷物質の蓄積したものである河床汚濁物質にもこれらの関係がみられるものと思われるので、沈降物等について各種項目と降水量の相関関係を求めてみた。期間中の総降水量 10 mm 以上のデータについて検討した結果の一部を図-7に示す。

沈降物では蓄積速度と降水量の相関係数は期間総降水量や最大日降水量では 0.7 前後であるのに対し、最大時間降水量では 0.959 と高いのが認められる。ΔIL でも同様の傾向がみられる。また、これらに対数変換した値では相関係数は低くなった。ΔChl.a については、各降水量との相関は低く、1山型になっており、降水量が増加しても ΔChl.a は増えていない。Chl.a の由来である付着藻類は主に河床において生長し、また蓄積されても Chl.a の分解は速いので、他の有機物指標にくらべて量的に制限があるためと思われる。むしろ、付着藻類の生長に必要な先行晴天日数等との関係が強いものと思われる。

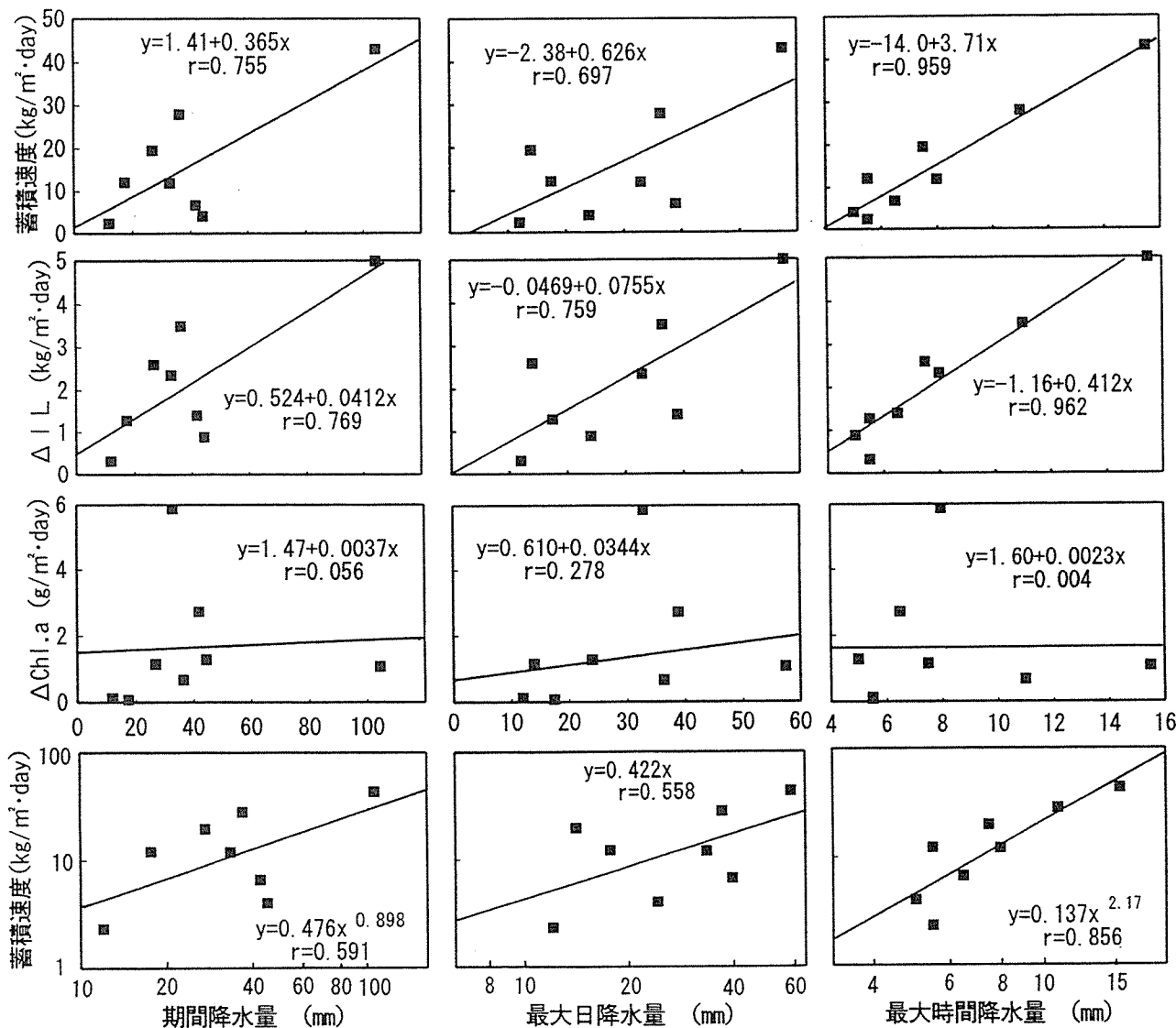


図-7 降水量と測定項目の関係 (沈降物)

堆積物、付着物および底質に関しては、各項目と降水量との相関関係は低かった。

このように、今回の調査では沈降物の蓄積速度は総降水量よりも最大時間降水量との相関が高いのが認められた。増水によって河床の堆積物が掃流されるにはある程度以上の流速が必要であり、最大時間降水量が河川の増水速度に最も近い因子であると思われる。それに対し、堆積物は一時的な増水が納まって平常時に落ち着くまでの間に蓄積すると考えられるので、降水量だけでは表せないものと思われる。

4. まとめ

降雨が河床汚濁物質におよぼす影響を検討するため、市内の中小河川である鳥山川において、河床の沈降物、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) 第1回の梅雨の調査では、当初少降水期には沈降物や堆積物のIL、Chl. a等が高く、密度が低かったが、大雨後は少降水期でもIL、Chl. a等が低い状態が続いた。底質は大雨後、攪乱によって好氧的状态が高まった。
- 2) 第2回の秋の調査では、降雨のあった期間には沈降物の蓄積速度は大きく、IL等は低くなるが、堆積物や付着物では大雨が降った期間に少降水期間以上にILやChl. a等が高くなることが認められた。
- 3) 有機物分解の進行度を示すC/N値は、沈降物では多降水期に高く、13前後となるのに対し、堆積物や付着物では降水量にあまり関係なく、それぞれ7.0~7.8、5.7~7.1となり、晴天期と同様の低い値を示した。
- 4) 有機汚濁物質に対する付着藻類の寄与率は、底質、沈降物が、0.1~0.9%、0.3~16.8%と低いのに対し、堆積物、付着物はそれぞれ0.1~99.5%、4.1~85.4%と高いことが認められた。このうち沈降物の値は過去の晴天期の値にくらべて低く、その他は晴天期と同様の範囲にあった。

5) 各汚濁状態間の類似度では沈降物の各種蓄積速度が晴天期にくらべて堆積物と大きく離れているのが認められた。

6) 沈降物の蓄積速度と降水量との相関は高く、特に最大時間降水量とは相関係数が0.959となった。

文 献

- 1) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美, 酒井 学: 都市河川における河床汚濁物質の動態調査(第2報) - 鳥山川 -, 横浜市環境科学研究所報, 18, 43-51(1994).
- 2) 初貝留美, 福嶋悟, 小市佳延: 都市河川における汚濁物質の周日常変動 - 鳥山川 -, 横浜市環境科学研究所報, 19, 83-88(1995).
- 3) 小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美, 酒井 学: 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 -, 横浜市環境科学研究所報, 17, 113-121(1993).
- 4) 対馬和浩, 工藤精一, 千代森光仁: 県南公共用水域における底質の特性, 青森県公害センター所報, 9, 82-86(1989).
- 5) 田口 哲: 河川の自浄作用に関する研究(第7報) - 降雨時における回帰モデルの整合性とその応用 -, 広島県環境センター研究報告, 5, 58-61(1983).
- 6) 藤村葉子, 藤本千鶴: 印旛沼・手賀沼流入河川の汚濁負荷量に関する調査研究(VII) - 両湖沼流入総負荷量の推定(1) -, 平成元年度千葉県水質保全研究所年報, 93-101(1990).
- 7) 磯野裕之, 坂本哲夫, 玉本隆史, 國弘 節, 山本 修, 小田健士, 中野 潔, 岡 新, 清岡弘治: 安川における降雨時流出負荷量の調査, 広島市衛生研究所年報, 9, 50-56(1990).
- 8) 天野亘康, 小林利行, 河口直樹, 松岡行利, 白井宣一郎, 藤田修造, 金丸豪: 河床堆積物に関する基礎的研究(第1報) - 降雨時における河川の水質について -, 三重県環境科学センター研究報告, 15, 47-55(1995).

横浜市内河川水中の糞便性大腸菌群について

(I) 横浜市南部地域

酒井 学*

要 旨

都市における河川は水路としての働き以外に、市民の憩いの場所として見直されるようになってきており、横浜市においても水質の改善のみではなく、流量、水辺及び周辺環境を含んだ「水環境」の保全創造をめざした、ゆめはま水環境プランが作成された。その中で、河川源流～中流域の河川区分において、糞便性大腸菌群数についての水質目標値が示されたが、市内河川において糞便性大腸菌群数の測定されていることが少ないのが現状である。そこで、横浜市南部地域において、市民が河川とふれあいやすい場所を選び、糞便性大腸菌群数及び水質の測定を行った。

上流に人家や農地のないような源流部では、糞便性大腸菌群数は 1.0×10^1 個/ml 以下（ゆめはま水環境プランの目標値及び水浴場の糞便性大腸菌群数の適合基準値）であり、歩道から離れ人のあまり入らないような川岸やがけの表土からもわずかながら糞便性大腸菌群が検出されたことを考慮すると、ここでの糞便性大腸菌群はほとんどが自然環境に常在するものに由来すると思われた。

一方、源流部以外の地点では、下水道整備が進み、BOD、CODの測定平均値は $10\text{mg}/\ell$ 以下と有機性汚濁に関しては改善が進んでいるものの、依然として糞便性大腸菌群数の測定平均値は 1.0×10^1 個/ml と水浴場の糞便性大腸菌群数の適合基準を超えており、一部残された下水道未整備の地域からの排水の流入や下水の混入などが原因かと考えられた。

1. はじめに

最近、都市における河川は単なる水路としての働きだけでなく、市民にうるおいとやすらぎを与える憩いの場所として見直されるようになってきた。横浜市においても「ゆめはま水環境プラン」が設定され¹⁾、横浜市内の河川水域を目標イメージをもとに6区分に分け、各々の目標水質を定めている。その中で、河川源流から中流域にかけては「豊かな緑に囲まれた自然のせせらぎ」「魚とりが楽しめるのどかな小川」（河川源流～上流域）、「水遊びが楽しめる澄んだ流れ」（上流～中流域）を目標イメージとして、BODとともに糞便性大腸菌群数についても基準（目標値）が掲げられた。

この「糞便性大腸菌群数」というのは「人間を含む動物の糞便に由来するもので、培養温度 44.5°C で、増殖可能な大腸菌群数」と定義されており、一部の自然常在細菌も含まれるものの、通常大半を *Escherichia coli* が占めるため、糞便汚染を評価する場合に利用されている²⁻⁴⁾。しかし、今までに市内河川において、大腸菌群数の測定は主要河川で定期的実施されているもの⁵⁾、糞便性大腸菌群数についての測定は少ないのが実状である。「大腸菌群数」は「培養温度 $35-37^\circ\text{C}$ 、グラム陰性桿菌で芽胞を形成せず、乳糖を分解して酸とガスを発生させる好気性あるいは通性嫌気性の細菌数」と定義されており、*E. coli* 以外に、*Klebsiella*, *Citrobacter*, *Enterobacter* など自然界に広く分布しているものもかなり含まれており、糞便性大腸菌群数とはかなり異なる場合が多い²⁻⁴⁾。そこで今回横浜市内を、北部、中部、南部の3地域に分け、糞便性大腸菌群数及び水質一般項目を調査することとした。今回は平成6年度に行った南部地域の結果及び考察について報告する。

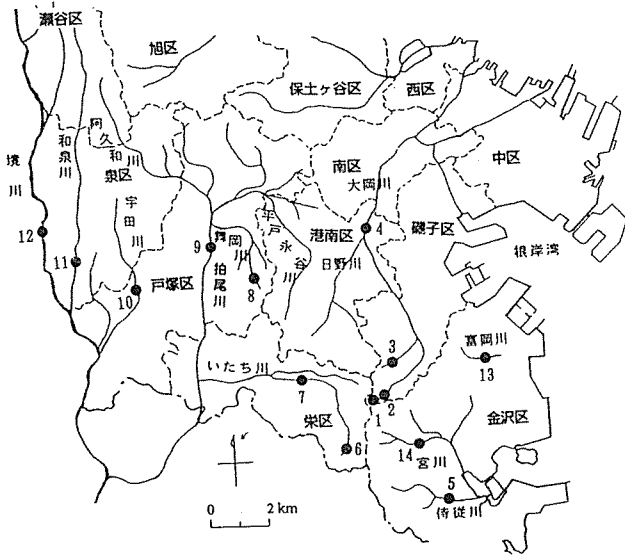
なお、糞便性大腸菌群数の測定法としては、デスオキシコール酸

塩培地を用いる高温平板法^{2,4)}と m-FC 培地を用いるメンブランフィルター法²⁻⁴⁾が考えられるため、はじめに両者を比較したところ、大きな差が認められなかったことから⁶⁾、今回は、デスオキシコール酸塩培地を用いた高温平板法で測定した。

2. 実 験

調査は平成6年4月から平成7年8月にかけて行い、更にせせらぎ緑道に隣接する人工的な水路の追加調査を平成7年9月に行った。図-1、表-1に調査地点を示し、一部の調査地点の現場状況を写真-1に示した。今回の調査地点は横浜市南部地域において市民が河川とふれあいやすい場所を中心に、現状を把握する目的で選定したので、ゆめはま水環境プランにおいて糞便性大腸菌群数の目標値が設定されていない場所や横浜市環境保全局の水域測定定点^{5,7)}と異なる場所も含まれている。調査回数は比較的大きな河川及び氷取沢源流の7地点については4回以上行い、それ以外の5地点については2ないし3回、また追加地点については1回行った。更に土壤中の糞便性大腸菌群数についての検討をいたち川をモデルとして平成7年8月に行った。

気温、水温は現地で測定し、それ以外の項目については、研究所へ検水を持ち帰り分析を行った。分析方法は糞便性大腸菌群数は下水試験方法（デスオキシコール酸塩培地による高温平板法、 44.5°C 、20時間培養²⁾）、BOD及びCODはJIS K 0102⁸⁾に従った。また土壤中の糞便性大腸菌群数については、滅菌した容器に土壌を採取し、研究所にて検体土壌5g (wet)を滅菌水100mlに懸濁させ、懸濁水1mlをシャーレにとり、河川水試料と同様に高温平板法にて測定をした。



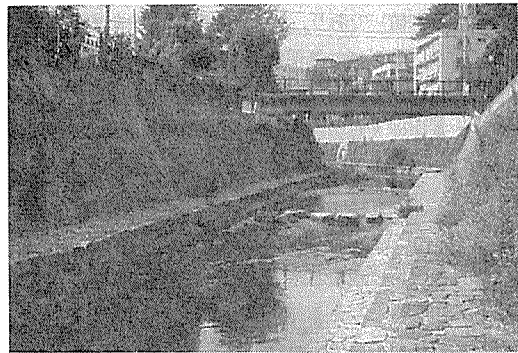
図一 調査地点

表一 調査地点

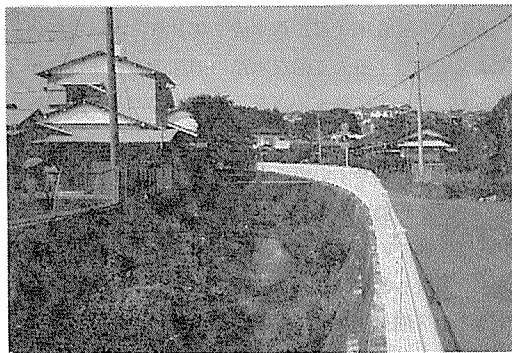
番号	調査地点
1	大岡川 (源流部氷取沢、清戸川合流点より上流部)
2	大岡川 (氷取沢町小川アメニティ、清戸川合流後)
3	大岡川 (峰町小川アメニティ)
4	大岡川 (上大岡、青木橋)
5	侍従川 (大道1丁目、山王橋)
6	いたち川 (源流部、上郷自然観察の森)
7	いたち川 (本郷小学校横、日東橋)
8	舞岡川 (舞岡町小川アメニティ、舞岡八幡宮付近)
9	柏尾川 (8月戸塚駅横吉倉橋、10月以降戸塚駅1000m 上流元町橋)
10	宇田川 (戸塚区汲沢町、まさかりが淵)
11	和泉川 (泉区、和泉親水公園)
12	境川 (長後街道横浜～藤沢市境、高鎌橋)
13	富岡川 (富岡川せせらぎ緑道、富岡小学校横)
14	宮川 (釜利谷小川アメニティ、坂本橋)



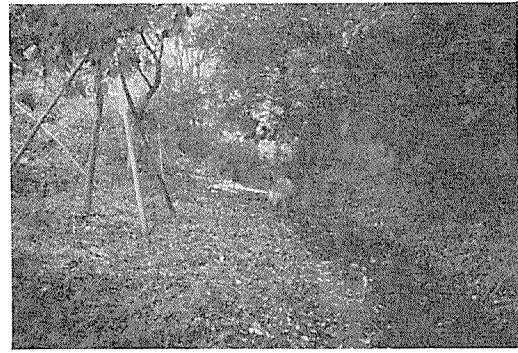
地点番号 1 大岡川 (源流部氷取沢)



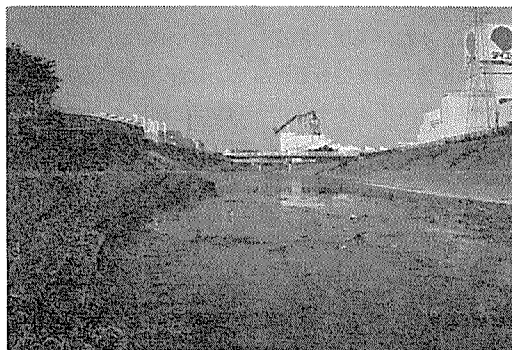
地点番号 4 大岡川 (上大岡青木橋)



地点番号 5 侍従川 (山王橋)



地点番号 6 いたち川 (上郷自然観察の森)



地点番号 9 柏尾川 (元町橋)



地点番号 12 境川 (高鎌橋)

写真一 調査地点

3. 結果及び考察

各調査地点の測定結果を表-2に示し、BOD、COD、糞便性大腸菌群数についての平均値を表-3に示した。

以下調査地点別に結果及び考察を述べる。

表-2 横浜市南部方面河川測定結果

調査地点	調査日 (年月日)	気温 (°C)	水温 (°C)	pH	EC* (μ S/cm)	天気	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	糞便性大腸菌 群数(個/ml)
大岡川 (源流部、氷取沢)	6.7.14	24.8	20.4	7.9	240	晴れ	0.2	3.2	6.0X10 ⁰
	8.31	27.2	23.0	7.9	300	晴れ	0.1	4.7	2.2X10 ⁰
	11.2	15.4	12.3	8.1	340	晴れ	0.3	2.6	1.7X10 ⁰
	12.7	12.1	7.6	8.0	390	晴れ	0.4	2.1	4.0X10 ⁻¹
	7.5.9	17.4	14.5	7.9	340	晴れ	0.4	2.7	3.0X10 ⁰
大岡川 (清戸川合流後)	6.11.2	13.0	13.4	7.5	1000	晴れ	0.4	3.8	6.7X10 ⁻¹
	12.7	10.0	10.7	7.4	1010	晴れ	0.7	4.6	2.9X10 ⁻¹
大岡川 (峰)	6.11.9	15.4	14.4	7.8	300	晴れ	4.0	3.5	1.3X10 ²
	7.1.12	7.8	8.4	7.8	340	晴れ	3.9	4.2	6.0X10 ²
大岡川 (青木橋)	6.7.13	30.7	29.6	7.7	310	晴れ	5.6	7.0	3.5X10 ²
	7.20	29.5	28.2	8.1	510	晴れ	3.5	5.4	2.7X10 ²
	10.12	23.5	22.2	7.8	560	曇り	4.5	5.9	1.7X10 ²
	7.2.1	5.7	6.2	7.8	540	晴れ	7.0	7.1	7.9X10 ¹
	5.9	21.6	21.6	8.4	500	晴れ	4.7	6.2	1.8X10 ¹
侍従川 (山王橋)	6.11.16	11.6	13.3	8.0	920	晴れ	2.6	4.9	1.2X10 ¹
	7.1.12	7.4	9.3	8.0	880	晴れ	5.5	5.6	2.9X10 ¹
いたち川 (源流部、上郷)	6.11.9	11.3	12.5	8.0	940	晴れ	0.2	2.8	8.3X10 ⁻¹
	7.2.8	8.0	7.8	8.1	1000	晴れ	0.1	2.8	0.0X10 ⁻¹
	8.14	27.4	20.4	8.0	1020	曇り	0.5	3.5	3.3X10 ⁻¹
いたち川 (日東橋)	6.8.24	28.0	22.8	8.1	900	晴れ	0.6	3.4	1.9X10 ²
	10.12	23.5	19.6	7.9	910	曇り	0.7	3.6	1.5X10 ²
	7.2.8	8.0	7.2	8.0	930	晴れ	1.0	3.1	1.9X10 ¹
	5.9	21.6	18.0	7.9	1000	晴れ	0.8	3.2	1.8X10 ¹
舞岡川 (小川アメニティ)	6.11.16	11.4	13.8	7.7	310	晴れ	2.2	3.7	8.1X10 ¹
	7.2.1	5.4	8.5	7.6	290	晴れ	2.1	3.3	1.2X10 ²
柏尾川 (吉倉橋～元町橋)	6.8.11	30.7	27.6	7.6	340	晴れ	11	11	5.2X10 ²
	10.19	22.7	18.4	7.7	540	曇り	4.4	6.4	3.3X10 ²
	7.1.25	7.2	7.6	7.8	480	晴れ	9.3	8.0	6.0X10 ⁰
	4.6	18.1	13.3	7.7	420	晴れ	3.6	6.6	1.0X10 ¹
宇田川 (まさかりが淵)	6.6.16	23.6	23.6	7.8	410	曇り	12	10	1.1X10 ²
	8.11	30.3	27.6	7.6	340	晴れ	8.1	10	1.3X10 ²
	10.19	20.6	18.9	8.7	400	曇り	7.2	6.9	1.8X10 ²
	7.1.25	7.6	6.9	7.7	460	晴れ	18	13	6.4X10 ¹
	4.6	17.0	13.7	7.8	480	曇り	7.1	8.7	2.9X10 ¹
和泉川 (和泉親水公園)	6.7.6	36.6	27.6	7.8	390	晴れ	7.4	8.7	1.1X10 ²
	8.17	30.7	28.0	7.9	385	晴れ	13	9.5	3.0X10 ²
	10.26	17.3	16.0	7.6	395	曇り	8.3	8.8	2.2X10 ²
	7.1.18	8.0	8.1	7.7	400	晴れ	5.4	7.0	1.3X10 ¹
	4.6	15.2	15.5	7.7	400	曇り	7.5	9.2	6.3X10 ⁰
境川 (高鎌橋)	6.8.17	33.7	25.6	7.8	405	晴れ	4.7	9.2	4.5X10 ²
	10.26	18.0	16.8	7.7	445	曇り	5.3	9.0	2.2X10 ³
	7.1.18	5.5	9.4	7.7	510	晴れ	9.9	9.8	4.3X10 ¹
	4.6	15.3	17.0	7.5	500	曇り	7.7	10	3.0X10 ¹
富岡川 (富岡小橋)	7.9.13	24.0	22.8	8.4	380	晴れ	1.4	3.3	8.3X10 ¹
宮川 (坂本橋)	7.9.13	27.6	23.6	8.3	1260	晴れ	0.4	4.1	1.6X10 ¹

*EC(電気伝導度、25°C換算値)

表-3 BOD, COD, 糞便性大腸菌群数の平均値

調査地点	BOD (mg/l)	COD (mg/l)	糞便性大腸菌 群数(個/ml)
大岡川(源流部氷取沢)	0.3	3.1	2.3X10 ⁰
大岡川(清戸川合流後)	0.6	4.2	4.4X10 ⁻¹
大岡川(峰)	4.0	3.9	3.7X10 ²
大岡川(青木橋)	5.1	6.3	1.8X10 ²
侍従川(山王橋)	4.1	5.3	3.6X10 ¹
いたち川(源流部上郷)	0.3	3.0	3.9X10 ⁻¹
いたち川(日東橋)	0.7	3.5	8.0X10 ¹
舞岡川(小川アメニティ)	2.2	3.5	1.0X10 ²
柏尾川(吉倉橋～元町橋)	7.1	8.0	2.2X10 ²
宇田川(まさかりが淵)	10	9.7	1.0X10 ²
和泉川(和泉親水公園)	8.3	8.6	1.3X10 ²
境川(高鎌橋)	6.9	9.5	1.9X10 ²
富岡川(富岡小橋)	1.4	3.3	8.3X10 ¹
宮川(坂本橋)	0.4	4.1	1.6X10 ¹

3-1 大岡川(源流部, 氷取沢)

この地点は大岡川の源流部で、周辺は市民の森に指定されており、上流には人家や農地は存在しない場所である。

BODの平均値は0.3mg/l、CODの平均値は3.1mg/lであり、ゆめはま水環境プランの目標値(BOD 3 mg/l以下)を満足しており、有機性汚濁は認められなかった。

糞便性大腸菌群数は、 $6.0 \times 10^0 \sim 4.0 \times 10^{-1}$ 個/mlであり、その平均は 2.3×10^0 個/mlとなり、以前の結果⁹⁾とほぼ同じであり、水浴場の糞便性大腸菌群数の基準値(1.0×10^1 個/ml以下)及びゆめはま水環境プランにおける目標値(1.0×10^1 個/ml以下)を満足していた。

熱帯雨林地方の河川では、人為的汚濁のない河川からもしばしば*E. coli*が分離されることが報告されており¹⁰⁾、横浜市のような温帯に属する地域においても、人家や農地の無い源流の自然環境中にも糞便性大腸菌群がわずかながら生息、常在していると推察される。

3-2 大岡川(清戸川合流後の氷取沢町小川アメニティ)

この地点は大岡川に清戸川が合流した場所より100m下流にあたり、川岸に小川アメニティ事業の遊歩道が設けられているところである。大岡川と清戸川の合流している付近で地下水と思われる水が流入しており、電気伝導度が1000~1010 μ S/cmと源流部に比べると大きくなっていった。

糞便性大腸菌群数は平均 4.4×10^{-1} 個/mlと極めて少なく、BOD及びCODも平均値は0.6、4.2mg/lと源流部に比べればやや数値が大きくなっているものの、かなり小さな値であり、有機性汚濁はほとんど認められなかった。

3-3 大岡川(峰町小川アメニティ)

この地点は大岡川の峰方面の源流部で上流には、峰市民の森が広がる一方、人家も存在している。水質に関しては、BOD、CODともに5 mg/l以下であったが、糞便性大腸菌群数に関しては、2回の調査とも 1.0×10^2 個/mlを超え、平均 3.7×10^2 個/mlと、汚濁が認められた。これは、市民の森からの湧水以外に、人家からの排水が流入していることに起因するものと思われる。

3-4 大岡川(上大岡, 青木橋)

大岡川と日野川が合流して50m程下流で、川の中には多数のコイが泳ぎ、川岸には遊歩道が設けられている地点である。上流及び周辺には人家が多いものの、下水道の整備により、ほとんどの生活排水は下水道で処理されている(横浜市環境保全局水質地盤課推計による流域下水道普及率は大岡川97%、日野川96%)。しかし糞便性大腸菌群数の平均値は 1.8×10^2 個/mlとかなり多く、BOD、CODの平均値も各々5.1、6.3mg/lとなり、現状ではゆめはま水環境プランの目標値(糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 個/ml以下、BOD 5 mg/l以下)を超えており、一部の生活排水に由来すると思われる汚濁が認められた。また、平成2年の水質及び糞便性大腸菌群数調査⁹⁾、平成5年の水質調査¹¹⁾と比較すると、糞便性大腸菌群数、BOD、CODがほぼ同じであり、ここ数年はあまり水質の改善が進んでいないと考えられる。

3-5 侍従川(大道一丁目, 山王橋)

この地点は侍従川の淡水域の最下流で、ここより下流は汽水域である。上流はほとんど住宅地となっており、その一部には未だに下水道の処理区になっていない所が残っている。水質は、BODが秋2.6mg/l、冬5.5mg/lであり、CODが秋4.9mg/l、冬5.6mg/lといずれも冬の方が汚濁していた。また糞便性大腸菌群数に関して、冬の方が秋より多く 5.9×10^1 個/mlであった。

3-6 いたち川（源流部，上郷自然観察の森）

この地点も水取沢同様に上流に人家，農地のない地点であり，BOD，CODの平均値はそれぞれ0.3，3.0mg/lとほぼ水取沢源流と同じであり，有機性汚濁は少なかった。

しかし糞便性大腸菌群数の平均値は 3.9×10^{-1} 個/mlとわずかながら糞便性大腸菌群が検出された。川の流れば遊歩道から離れており，人があまり立ち入らないことを考えると，ここで検出された糞便性大腸菌群は，人為的汚濁に由来するとは考えにくい。そこで，いたち川周辺の土壌中の糞便性大腸菌群について検討を行った。

大腸菌群は太陽光（紫外線）に弱いことから，付近のげけ及び川岸の日陰になっている場所の表土を採取した。土壌5gを滅菌水100mlに懸濁させ，糞便性大腸菌群数を測定したところ，土壌懸濁水1mlあたり生ずるコロニーは1～5個と数は少ないものの，糞便性大腸菌群が検出された（表-4）。

日野らの北海道の土壌中の大腸菌群数調査によると，農地以外の土壌，底泥中には，大腸菌群は認められたが，糞便性大腸菌群は認められなかったと報告している¹²⁾。しかし，今回はげけ，川岸いずれの表土からも糞便性大腸菌群が自然環境中に常在しているものと思われる。そしていたち川源流の河川水から検出されている糞便性大腸菌群の大部分はこの自然環境中に常在している糞便性大腸菌群に由来するものと考えられる。

表-4 いたち川流域の土壌中の糞便性大腸菌群数

調査地点	(土壌5g/滅菌水100ml) 懸濁水1mlあたりの糞便性大腸菌群数 (個/ml)
源流部上郷自然観察の森のげけの表土	1.5X10 ⁰
源流部上郷自然観察の森の川岸表土	5.0X10 ⁰
源流部上郷自然観察の森の中洲表土	2.0X10 ⁰
日東橋の川岸表土	2.0X10 ⁰
日東橋の中洲表土	1.5X10 ⁰

3-7 いたち川（本郷小学校横，日東橋）

この地点は上流及び周辺に人家が認められるものの，ほとんど下水道で処理されている地点である。調査時に，コイの他，オイカワなどの魚もみられ，外観的にはきれいである。実際水質を測定すると，BODは平均0.7mg/lと，ゆめはま水環境プランの目標値（3mg/l以下）を満たしており，有機性汚濁は少なかった。しかし，糞便性大腸菌群数は，毎回 1.0×10^1 個/ml以上となり，平均値は 8.0×10^1 個/mlと，源流の自然観察の森と比べて増えており，水浴場の基準値及びゆめはま水環境プランの目標値（ 1.0×10^1 個/ml以下）を超えていた。そこで，土壌由来のものがどの程度なのか知る目的で，いたち川（源流，自然観察の森）の場合と同様に，日陰になっている川岸及び中洲の土壌中の糞便性大腸菌群数の測定を行ったところ，懸濁水1mlあたり生ずるコロニーは1～2個と，いたち川源流部の自然観察の森の土壌とほぼ同じレベルであり，土壌中の糞便性大腸菌群としては，あまり多くなかった（表-4）。このことから，いたち川の糞便性大腸菌群は，土壌などの自然由来よりも，浄化槽排水又は下水に由来するものと思われるが，不明な点も多く現在調査中である。

3-8 舞岡川（舞岡町小川アメニティ，舞岡八幡宮付近）

この地点は舞岡川の中流で，せせらぎ水路になっている場所である。上流には田や畑といった農地が広がっており，また一部山の斜面には住宅地が開けている。この地点は大岡川（峰）と似た傾向を示しており，BODは平均2.2mg/lで，有機性汚濁は少なかったが，糞便性大腸菌群数は 1.0×10^2 個/mlとかなり多く認められた。しかしこの糞便性大腸菌群が農地，住宅地のいずれに由来するものかについては，不明であった。

3-9 柏尾川（戸塚駅横，吉倉橋及び元町橋）

この川については，はじめ吉倉橋にて調査を行ったが，護岸工事が行われ，10月以降，工事の影響を避けるため戸塚駅より1000m上流の元町橋に調査地点を変更した。

阿久和川，平戸永谷川，舞岡川が合流してできた河川であり，上流には，森林，農地，住宅地が混在している。BODに関してみると，3.6～11mg/lとかなり測定値に幅が認められた。8月の調査でBODが高かった理由の一つには工事の影響かと思われるが，水が濁っていたことが考えられる。しかし1月の調査では，工事の場所よりも上流で水の濁りも少なかったにもかかわらずBODが9.3mg/lと他と比べて高かった。CODについても同様の傾向を示し，8月及び1月の調査で高い値を示した。

糞便性大腸菌群数についても，かなり測定値に幅が認められ，1月と4月は 1.0×10^1 個/ml以下であったが，8月と10月は 1.0×10^2 個/mlを超えていた。糞便性大腸菌群数の平均値は 2.2×10^2 個/mlとなつて 1.0×10^1 個/ml（ゆめはま水環境プランの目標値）を超えており，その原因としては，上流部の下水道未整備の地域からの生活排水の影響かと思われる。

3-10 宇田川（まさかりが淵）

宇田川は横浜市南西部を流れる河川で，上流には畑と住宅地が混在し，横浜市内の中では比較的下水道整備が遅れている地域を流れている（横浜市環境保全局水質地盤課推計による平成4年度流域下水道普及率は90%である）。調査は市民の森の中で，「まさかりが淵」という落差約2.5mの滝の下で行った。

水質は，BODの平均値が10mg/l，CODが9.7mg/lと今回調査を行った地点の中でいずれも最高値であり，調査時に洗剤の泡が多く認められたことから，生活排水によりかなり汚濁しているものと考えられる。また糞便性大腸菌群数についても毎回 1.0×10^1 個/mlを超えており，生活排水，浄化槽排水などによる汚濁に由来すると考えられる。

3-11 和泉川（和泉親水公園）

この地点は川で市民が遊べるように川岸に公園を造成したところで，平成2年8月に調査を行ったところ，BODが14mg/l，糞便性大腸菌群数が 8.3×10^2 個/mlと，かなりの汚濁を認めたところである¹⁰⁾。

今回の調査においては，BOD（平均8.3mg/l），糞便性大腸菌群数（平均 1.3×10^2 個/ml）となり，ゆめはま水環境プランの目標値（BOD5mg/l以下，糞便性大腸菌群数 1.0×10^1 個/ml以下）は超えているものの，前回の調査と比べて顕著な改善が認められていた。和泉川上流は，住宅地と農地が存在しており，また畜舎も数カ所存在している。これら，地域の下水道整備は急速に進んでおり，和泉川が流れている泉区においても下水道普及率は92%となっている。横浜市内鶴見川で下水道の整備により河川の浄化と自然環境の回復が報告されており¹³⁾，和泉川の場合も下水道の普及が水質の改善につながっていると考えられる。

3-12 境川（長後街道，高鎌橋）

境川は城山町から相模原市、町田市、大和市、横浜市を通り、藤沢市で粕尾川と合流して海に注ぐ河川で、本調査地点はその中流部に位置し、上流部には、農地、住宅地、森林などが混在している。また、ここは環境保全局の水質及び水生生物測定地点になっており、平成5年度のBODは12mg/ℓ^{5,7)}、水生生物による水質評価では、「ややよごれている」とされた¹⁴⁾場所である。

今回の調査で、糞便性大腸菌群数は平均 19×10^2 個/mlと、 1.0×10^2 個/mlを超えており、糞便性大腸菌群数についてみると、かなり汚濁していると判断された。これはまだ上流の多くの地域で下水道が整備されていないことに原因があるものと思われる。

BODについてみると、4.7~9.9mg/ℓで、冬にBODが大きくなる傾向が認められた。ただし、CODに関しては、夏と冬の差が少なく、9~10mg/ℓの範囲内であった。

3-13 (追加調査) 富岡川(せせらぎ緑道、富岡小学校横)

富岡川せせらぎ緑道は富岡住宅地の雨水幹線を利用したもので、富岡西7丁目に放流口があり、従来の河川の上に小川と散策路を設けたものである。水質は、BODが1.4mg/ℓ、CODが3.3mg/ℓであり、有機性汚濁は少ないと判断された。しかし糞便性大腸菌群数は、 8.3×10^1 個/mlと、水浴場の基準値を超えていた。このせせらぎは、旧河川の上に作られており、放流口から調査地点までの間に生活排水の流入していない小川である。E.coliは、河川水においても、数日間生存可能であることから^{15,16)}、ここで検出された糞便性大腸菌群は放流口からのものと推察され、放流水に生活排水又下水が混入しているものと思われる。

3-14 (追加調査) 宮川(釜利谷小川アメニティ、坂本橋)

釜利谷小川アメニティは、釜利谷西2丁目付近の地下水を水源とし、小川と散策路を整備したものである。今回の調査地点は坂本橋と、小川アメニティの下流の方で手子神社に近い所である。水質をみると、電気伝導度が1260 μS/cmとなり、今回の調査地点の中で最も大きな数値を示した。糞便性大腸菌群数は、 1.6×10^1 個/mlと、いたち川や大岡川の源流部などと比べると多いことから、生活排水の混入が疑われるものの、BODは0.4mg/ℓと小さく、有機性汚濁は少なかった。

4. まとめ

横浜市南部地域14地点(追加調査を含む)の糞便性大腸菌群数を調査したところ、大岡川源流部(氷取沢)及びいたち川源流部のような人家や農地のない場所の糞便性大腸菌群数は 1.0×10^1 個/ml以下であり、いたち川源流部の土壌中に糞便性大腸菌群がわずかながら生息していたことを考えると、これらの大部分は人為的汚濁よりも自然界に常在するものに由来すると推察された。

一方、源流部位外の場所では糞便性大腸菌群数は 1.0×10^1 個/mlを超えることが多く、更に 1.0×10^2 個/mlを超えるケースもしばしば見られ、流域の下水道整備が進んだものの、糞便性大腸菌群による汚染が認められた。

BOD、CODに関しては、横浜市環境保全局の調査によると、10年前は大部分の河川でBODが10mg/ℓ以上であったが⁷⁾、最近の調査では数値が小さくなってきており、今回の調査で、平均値についてみると、いずれの地点においてもBOD、CODともに10mg/ℓ以下であった。

最後に糞便性大腸菌群数、BOD、CODの平均値について、各項目間の相関を、一次回帰により、相関係数を調べてみたところ、表-5の結果となった。なお、糞便性大腸菌群数については、対数

処理を行ったものについても検討を加えた。

BODとCODの相関は相関係数0.94(危険率1%水準で有意)となり、かなり強い相関関係が認められた。これは測定方法が異なるものの両者いずれも有機性汚濁に密接に関係する項目であるためと考えられた。しかし、糞便性大腸菌群数について他の項目との相関を調べると、対数処理を行ったものとBODとの相関係数が0.63で危険率5%水準で有意となったもの以外は、相関係数0.52~0.36となり、相関関係はかなり弱いものとなった。このことから糞便性大腸菌群数は、有機性汚濁に多少関係はあるものの、人間由来の要因がかなり影響を及ぼしているのではないかと推察される。

表-5 BOD, COD, 糞便性大腸菌群数の相関係数

	BOD	COD	糞便性大腸菌群数	log(糞便性大腸菌群数)
BOD	——	0.94**	0.52	0.63*
COD	——	——	0.36	0.49

**危険率1%水準で有意, *危険率5%水準で有意

謝 辞

横浜市内の下水処理区域及び下水道普及率に関してご教示いただきました、横浜市下水道局業務課、環境保全局水質地盤課及び各区土木事務所、また、小川アメニティ及びせせらぎ緑道に関してご助言いただきました横浜市下水道局河川計画課に感謝いたします。

文 献

- 1) 横浜市環境保全局：ゆめはま水環境プランー概要版-，横浜市広報印刷物登録番号第060564号，1-30(1996)。
- 2) 日本下水道協会：下水試験方法1985年版，420-424(1985)。
- 3) 厚生省生活衛生局水道環境部監修：上水試験方法1993年版，489-505，日本水道協会(1993)。
- 4) 中村宗一郎：水環境の細菌学的評価法の理論と実際Ⅰ，Ⅱ，水処理技術，34，239-249，301-310(1993)。
- 5) 横浜市環境保全局：平成5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，横浜市広報印刷物登録第060558号，51-100(1995)。
- 6) 酒井学：未発表(投稿準備中)。
- 7) 横浜市環境保全局：横浜環境白書平成6年版，横浜市広報印刷物登録第060321号，60-65，144-158(1995)。
- 8) 日本規格協会：JIS K 0102，41-43，48-53(1993)。
- 9) 酒井学：横浜市内親水河川の各種細菌数について，横浜市環境科学研究所報，16，141-142(1992)。
- 10) Lopez-Torres, Arleen, J., Terry C. Hazen, and Garry A. Toranzos: Distribution and In situ Survival and Activity of *Klebsiella pneumoniae* and *Escherichia coli* in a Tropical Rain Forest Watershed, *Current Microbiol.*, 15, 213-218(1987)。
- 11) 酒井学：大岡川の水質と大腸菌群について，横浜市環境科学研究所報，19，135-137(1995)。
- 12) 日野修次，棗庄輔：河川水中のふん便性大腸菌群と総大腸菌群の挙動およびその汚濁指標性，全公研誌，15，30-36(1990)。
- 13) 岡本文夫，竹村伸一，小川雅道：下水道整備が河川生物相に与える影響，下水道協会誌，30(4)，25-34(1993)。

- 14) 横浜市環境保全局：横浜の川と海の生物（第7報・河川編），
11-28，横浜市広報印刷物登録番号第060560号(1995)。
- 15) McFeters, Gordon A., David G. Stuart : Survival of Coliform
Bacteria in Natural Waters, Field and Laboratory Studies with
Membrane-Filter Chambers, *App. Microbiol.*, **24**, 805-811(1972).
- 16) Awong, Judy, Gabriel Bitton, and G. Rasul Chaudhry : Microcosm
for Assessing Survival of Genetically Engineered Microorganisms
in Aquatic Environments, *Appl. Environ. Microbiol.*, **56**, 977
-983(1990).

都市河川における汚濁物質の周日変動 (第 2 報)

—大岡川—

初貝 留美*, 福嶋 悟*, 小市 佳延*

要 旨

都市河川における夏期の水質変動は、懸濁態物質が主に生活排水の流入による影響を受けているのに対し、溶存態物質は水中の生物活動による影響を受けていた。水温が下がり日照時間が減少し始める秋期になると、溶存態物質には生物活動による影響は少なくなり、懸濁態物質の変動率も低下した。冬期になると懸濁態物質、溶存態物質ともにミズワタによる影響がみられたが、生活排水が大量に流れ込む場所においてはその影響は少なかった。

1. はじめに

都市化の進んだ市街地を流れる河川は、人間の生活活動により生じる排水の流入により水質が悪化し、汚濁が進行することが過去の調査でわかっている。河川の水質汚濁について考える場合、その変動特性を把握しておくことが重要である。河川水質の変動には、気象変化に伴う数時間から数日間の変動と、周日変動や季節変動のように周期的な変動とがある¹⁾。

今回は生活系排水の流入が河川の水質に及ぼす影響を、排水が大量に流入する箇所とそうではない箇所の 2 地点を、晴天時の大岡川を対象に調査検討した。また、季節における周日変動がどのように変化するかを、夏期、冬期、春期について比較した。

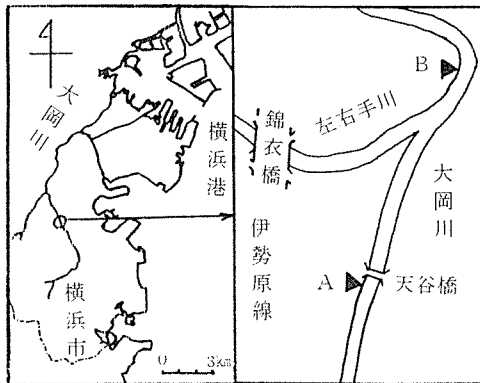


図-1 調査地点

表-1 測定項目及び分析方法

測定項目	分析方法
濁度	濁度計
電気伝導度(EC)	電気伝導度計
pH	pH 計
懸濁物質(SS)	石英繊維ろ紙法
強熱減量(D)	石英繊維ろ紙でろ過した後、600 ± 25°C で加熱した減量
全生物化学的酸素要求量(TBOD), 溶存態生物化学的酸素要求量(DBOD)	ウインクラー-アジ化ナトリウム変法による 20°C、5 日間の溶存酸素消費量
懸濁態BOD (TBOD)	(TBOD) - (DBOD)
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 紫外線吸光光度法
懸濁態全窒素(T-N)	(T-N) - (TDN)
亜硝酸態窒素(NO ₂ -N)	ナフチルエチレンジアミン吸光光度法
アンモニア態窒素(NH ₃ -N)	インドフェノール吸光光度法
硝酸態窒素(NO ₃ -N)	イオンクロマトグラフ法
イオン性全窒素(TIN)	(NO ₂ -N) + (NH ₃ -N) + (NO ₃ -N)
全リン(T-P), 溶存態全リン(TDP)	過硫酸カリウム分解 アスכולビン酸-モリブデン青吸光光度法
懸濁態全リン(T-P)	(T-P) - (TDP)
リン酸態リン(A ₅ -P)	アスכולビン酸-モリブデン青吸光光度法

2. 調査方法

2-1 調査地域の概況と調査地点

調査地点は図-1 に示す A, B の 2 地点で、主に住宅に囲まれている。両地点ともコンクリートで護岸されている。河底は A 地点は礫質、B 地点は岩盤となっている。B 地点の上流側では左右手川が合流する。

2-2 調査期日

A 地点では夏期として 1994 年 9 月 7 日 10 時から 8 日 8 時まで、秋期として同年 12 月 1 日 10 時から 2 日 8 時まで、冬期として 1995 年 2 月 22 日 12 時から 23 日 10 時まで。B 地点では夏期として 1994

年 9 月 8 日 10 時から 9 日 8 時まで、秋期として同年 12 月 2 日 10 時から 3 日 8 時まで、冬期として 1995 年 2 月 23 日 10 時から 24 日 8 時までを調査した。

2-3 調査項目及び分析方法

水質調査のための採水はすべて自動採水器を用いて行い、2 時間間隔で各 2 ℓ 試料を採水した。試料の回収は調査終了後の午前中に行い、回収後直ちに分析を行った。調査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。

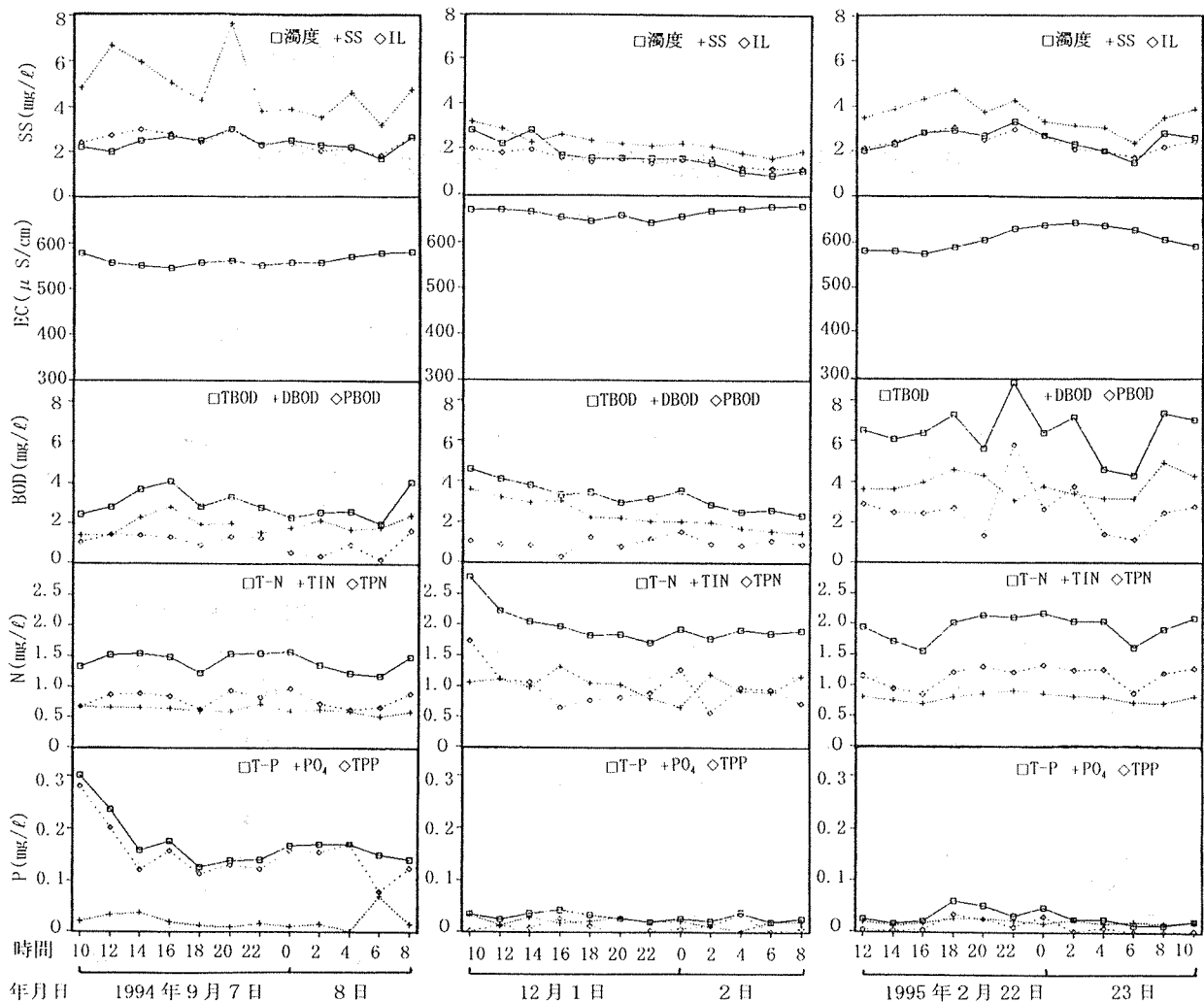


図-2 A地点の水質変動

3. 結果と考察

3-1 A地点における水質の周日変動

3-1-1 夏期

図-2, 3より, 懸濁態物質ではSS, IL共に20時に7.6mg/l, 2.9mg/l, PBODは8時に1.7mg/lで最大値となっている。SS, IL, PBODはいずれも6時に最小となり, それぞれ3.2mg/l, 1.9mg/l, 0.2mg/l, となっている。TPNは0時に最大値0.97mg/lとなり, T-N中の割合も62%と高く, 18時に最小値0.63mg/lとなる。IL, PBODのグラフは二山型のピークを示しており, いずれも人間の生活パターンに準じているといえる。特にPBODの変動率は42.4%と高く, 生活系排水の影響を大きく受けていることがわかる。TPNは0時に最大値0.97mg/l, このときT-N中の割合も62%と高くなっており, 18時に最小値0.63mg/lとなっている。TPPは10時に最大値0.28mg/l, 6時に最小値0.08mg/lとなっている。懸濁態物質の変動率が高いのは調査期間前の雨量が少なく水量が減少したため, 流入する排水の影響を大きく受けたものといえる²⁾。

溶存態ではNO₃-Nが22時に最大値0.63mg/l, 6時に最小値0.44mg/lとなっている。二山型のピークを示しており, 人間の生活パターンにそっているが, 変動率では10.6%と小さい。TINのなかでNH₄-Nは10時に0.11mg/lと最大となり, 20時に0.013mg/lと最小になって, 変動率は54.3%。NO₂-Nは0時に最大値0.038mg/l, 16時に最小値0.020mg/lとなり, 変動率18.1%となっている。これらは人間の生活パターンと異なっており, また日射量の多い時間帯³⁾に濃度が下がっていることから, 光合成や硝化菌の作用など生物活動の影

響といえる。

3-1-2 秋期

SS, IL, TPNは10時に3.2mg/l, 2.0mg/l, 1.7mg/lと最大になり, SS, ILは6時に1.6mg/l, 1.2mg/l, TPNは2時に0.57mg/lと最小になっている。人間の生活パターンと異なっており, 変動率ではSS18.2%, IL17.2%と生活系排水の影響は少ないことがわかる。PBODは0時に最大値1.5mg/l, 16時に最小値0.25mg/lと, 人間の生活パターンと異なっている。また, DBODとも異なった変動をしていることから, この地点に多く生育していたミズワタの剥離流出による影響と思われる⁴⁾。

反対に, 溶存態物質であるDBOD, PO₄-P, NO₂-N, NO₃-Nはいずれもグラフが二山型のピークを示し, 人間の生活パターンにそっているといえる。DBOD, PO₄-Pが10時に3.6mg/l, 0.034mg/l, NO₂-Nは18時に0.13mg/l, NO₃-Nは16時に1.1mg/lと最大になっており, DBOD, NO₂-Nが8時に1.4mg/l, 0.066mg/l, PO₄-Pが4時に0.003mg/l, NO₃-Nが0時に0.44mg/lと最小になっている。変動率ではPO₄-N41.7%, DBOD29.0%, NO₂-N21.1%, NO₃-N21.2%。TINの濃度が秋期に最も高くなっていることから, 水温の低下や日照時間の減少などにより, 光合成や硝化菌などの生物活動が弱まったため, 生活系排水の影響を受けやすくなったといえる。NH₄-Nは10時に最大値0.24mg/l, 18時に最低値0.10mg/lとなっている。

3-1-3 冬期

SS, ILは18時に4.7mg/l, 3.0mg/lと最大になり, 6時に2.4mg/l, 1.8mg/lと最小になった。ほぼ二山型のグラフとなり, 人間の生活

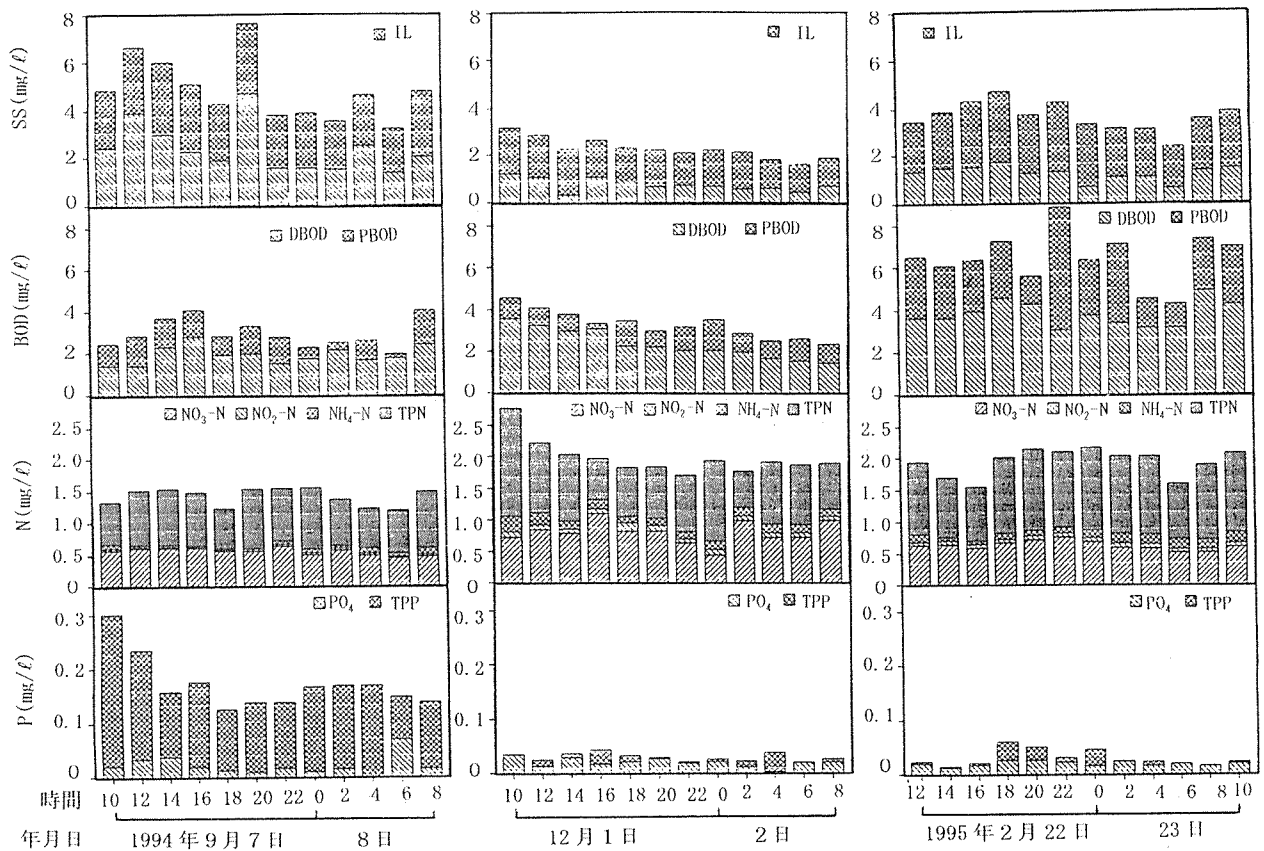


図-3 形態別構成比の変化 (A地点)

パターンに準じているが、変動率はSS16.8%、IL15.7%と小さい。PBODは22時に最大値5.8mg/l、6時に最小値1.1mg/l。TPNが0時に最大値1.3mg/l、6時に最小値0.88mg/l。変動率はPBOD39.2%、TPN13.3%と差があるが、変動の仕方は似ており、かつ人間の生活パターンと異なっていることがわかる。この時期、河床に大量のミズワタがみられたことから、秋期と同様にミズワタの剥離流出によるものといえる。

DBODは8時に最大値4.9mg/l、22時に最小値3.1mg/lと、PBODと違って、人間の生活パターンにそっている。NO₃-Nは22時に最高値0.75mg/l、6時と8時に最小値0.51mg/lとDBODと同様になっている。NH₄-Nは22時に最大値0.45mg/l、16時に最小値0.14mg/l。NO₂-Nが2時に最大値0.67mg/l、16時に最小値0.054mg/lとなっている。

3-2 B地点における水質の周日変動

3-2-1 夏期

図-4、5より、懸濁態物質SS、ILが12時に最大値12.1mg/l、4.7mg/l。最小値はSSが10時に3.4mg/l、ILが4時に1.8mg/l。PBODが22時に最大値2.8mg/l、6時に最小値0.20mg/l。TPPが18時に最大値0.081mg/l、4時に最小値0.025mg/lとなっている。いずれも二山型のピークを示し、人間の生活パターンにそっており、変動率もSS48.2%、IL33.2%、PBOD52.1%、TPP30.5%と高く、生活系排水の影響を大きく受けていることがわかる。TPNは2時に最大値1.0mg/l、10時に最小値0.61mg/l。

溶存態はDBODが22時に最大値2.1mg/l、10時に最小値0.77mg/l。NO₃-Nが12時に最大値1.1mg/l、2時に最小値0.65mg/lとなっている。DBODの変動率は27.1%と、大きく生活系排水の影響を大きく受けて

いるといえる。NH₄-Nは0時に最大値0.20mg/l、14時に最小値0.002mg/l。NO₂-Nは0時に最大値0.092mg/l、8時に最小値0.037mg/lとなっている。変動率はNH₄-N61.2%、NO₂-N29.2%と大きい。PO₄-Pは14時最大値0.047mg/l、18時に最小値0.018mg/l。

A地点に比べると、B地点の方がほとんどの項目の濃度及び変動率が高くなっている。これはB地点よりやや上流に、住宅地を流れてくる左右手川との合流地点があり、大量の汚濁物質が流入してくるためといえる。

3-2-2 秋期

SSは12時に3.8mg/l、ILは10時に1.8mg/lと最大になり、4時にSSは1.6mg/l、ILは0.87mg/lと最小になっている。PBODとTPNは似たような変動パターンになっていて、14時に最大値1.6mg/l、1.5mg/l、18時に最小値0.28mg/l、0.83mg/lとなっている。SS、ILと違い、これらは人間の生活パターンに準じていないことがわかる。この時期、河床に多くのミズワタが見られたことから、それらの剥離流出によるものといえる。

DBODは20時に最大値4.6mg/l、2時に最小値1.4mg/l。NH₄-N、NO₂-N、PO₄-Pは14時に0.19mg/l、0.13mg/l、0.037mg/lと最大になり、NH₄-N、NO₂-Nは2時に最小値0.043mg/l、0.070mg/l、PO₄-Pは4時に0.008mg/l。NO₃-Nは18時に最大値0.94mg/l、10時に最小値0.55mg/lとなった。これらはいずれも二山型のピークを示し、人間の生活パターンにそった変動をしていることがわかる。DBOD、NH₄-N、PO₄-Pの変動率は34.8%、30.7%、39.6%と高く、生活系排水の影響を大きく受けていることがわかる。

3-2-3 冬期

SS、IL、TPNは共に10時に13.6mg/l、4.9mg/l、1.3mg/lと最大

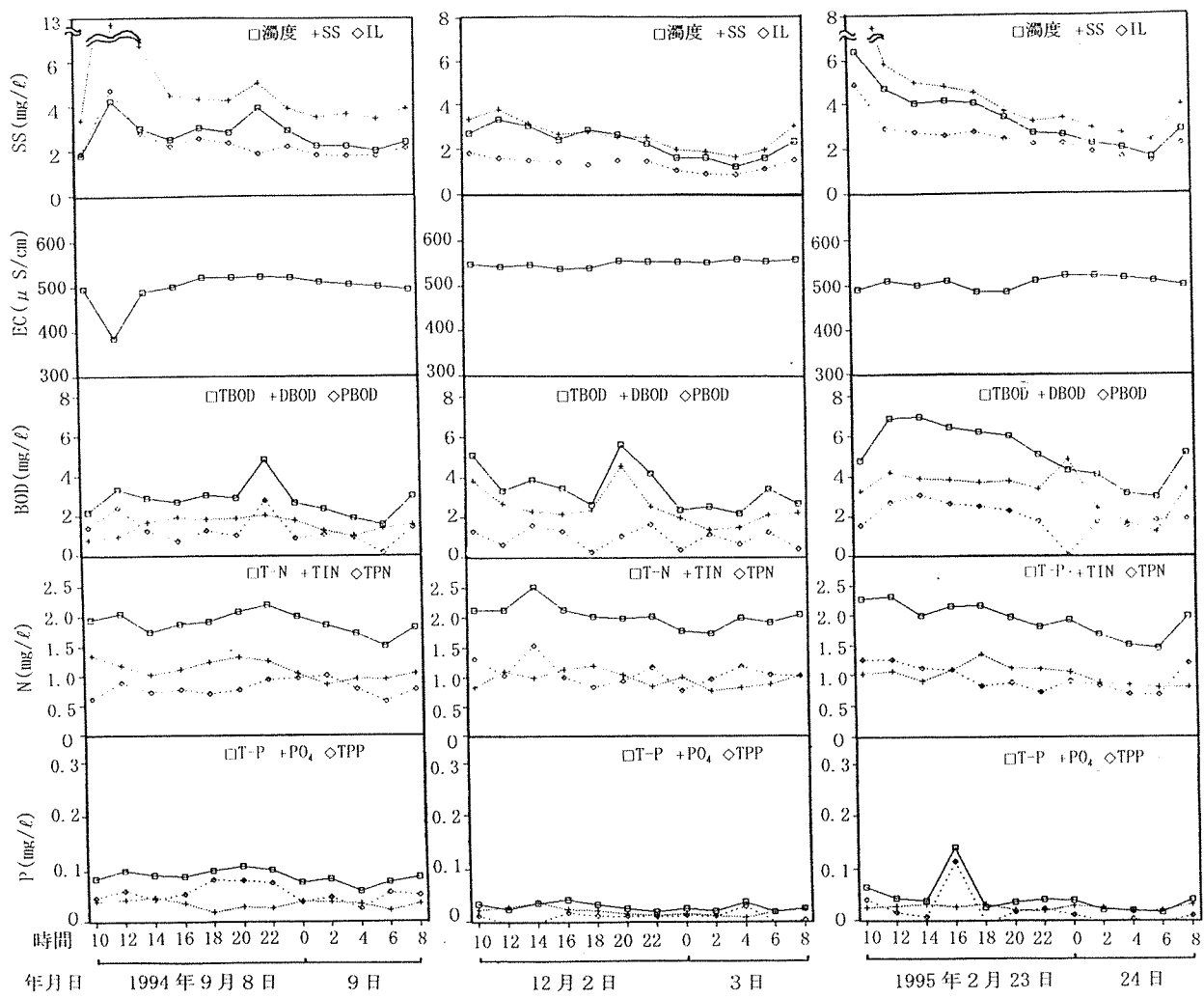


図-4 B地点の水質変動

表-2 大岡川水質測定結果平均 (mg/l)

		SS	IL	TBOD	DBOD	PBOD	NH ₄ -N	NO ₂ -N
A地点	夏期	4.87	2.47	2.95	1.92	1.03	0.05	0.029
	秋期	2.28	1.53	3.26	2.32	0.94	0.14	0.082
	冬期	3.63	2.41	6.45	3.81	2.64	0.33	0.061
B地点	夏期	4.86	2.33	2.80	1.52	1.28	0.10	0.060
	秋期	2.58	1.34	3.47	2.48	0.99	0.13	0.093
	冬期	4.63	2.48	5.16	3.28	1.93	0.27	0.068

表-3 各項目の変動率 (%)

		SS	IL	TBOD	DBOD	PBOD	NH ₄ -N	NO ₂ -N
A地点	夏期	25.9	14.5	22.3	21.4	42.4	54.3	18.1
	秋期	18.2	17.2	19.7	29.0	30.2	27.7	21.1
	冬期	16.8	15.7	18.5	15.0	44.9	31.9	6.7
平均	20.3	15.8	20.2	21.8	39.2	36.0	15.3	
B地点	夏期	48.2	33.2	28.2	27.1	52.1	61.2	29.2
	秋期	24.4	21.2	30.2	34.8	45.8	30.7	17.6
	冬期	62.3	34.4	25.4	30.6	39.6	20.0	16.6
平均	45.0	29.6	27.9	30.8	45.8	37.3	21.1	

・検出量が微量であったため削除

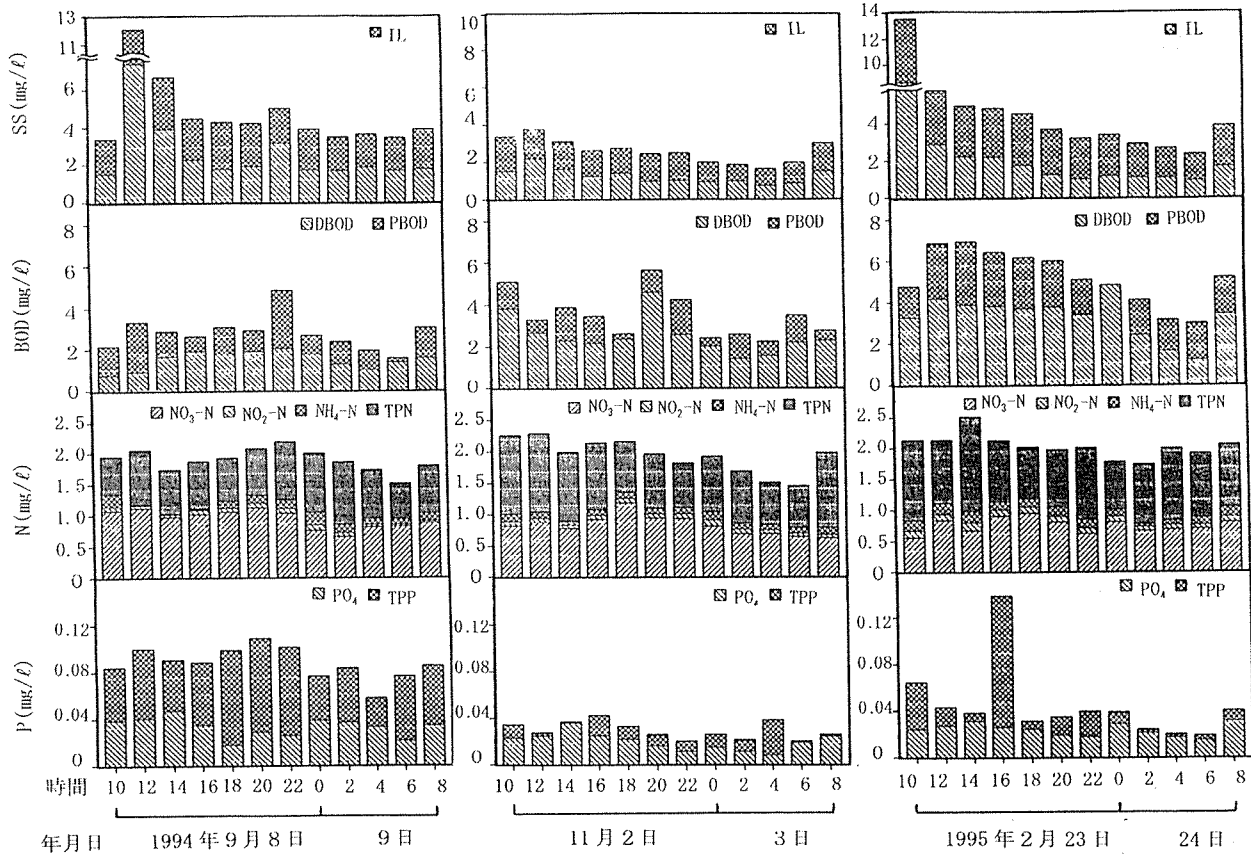


図-5 形態別構成比の変化 (B地点)

になり、6時に2.3mg/l, 1.4mg/l, 0.67mg/lと最小になっている。これらは二山型のピークを示し、人間の生活パターンに準じて変動しており、変動率はSS62.3%, IL34.4%と、生活系排水の影響を大きく受けていることがわかる。PBODは14時に最大値1.2mg/l, 8時に最小値0.062mg/l。PBOD, TPNの濃度がこの時期に最も高くなっているのは、河床に繁茂したミズワタの剥離流出によるものであるが、変動にはあまり関係していなかった。

NH₄-Nは0時に最大値0.37mg/l, 14時に最小値0.15mg/lとなっている。これらは日射量にそって変動していることから、生物活動の影響を受けていることがわかる。DBOD, NO₂-Nは0時に最大値4.8mg/l, 0.096mg/l, 6時に最小値1.2mg/l, 0.055mg/l。PO₄-Pは変動が小さく、ピークもみられなかった。

懸濁態物質、溶存態物質は共に変動率は他の時期に比べると最も高くなっており、冬期に生活系排水の影響を大きく受けることがわかる。

表-2 大岡川水質測定結果平均 (mg/l)

NO ₃ -N	TIN	TPN	T-N	PO ₄	TPP	T-P
0.55	0.62	0.80	1.42	0.022	0.150	0.172
0.80	1.02	0.96	1.98	0.019	0.010	0.029
0.62	1.00	1.14	1.94	0.019	0.010	0.029
0.94	1.10	0.79	1.89	0.033	0.054	0.087
0.74	0.97	1.06	2.03	0.020	0.009	0.029
0.82	1.16	0.95	1.93	0.025	0.019	0.043

表-3 各項目の変動率 (%)

NO ₃ -N	TIN	TPN	T-N	PO ₄	TPP	T-P
10.6	7.7	15.0	9.6	80.1	33.0	27.6
21.2	16.7	31.2	13.8	41.7	-	25.7
11.2	7.8	13.3	10.4	21.7	-	51.5
14.3	10.7	19.8	11.3	47.8	-	34.9
15.8	13.5	16.6	9.3	24.3	30.5	15.2
15.5	13.7	18.7	9.4	39.6	-	25.7
18.5	16.2	22.8	13.8	20.8	-	73.1
16.6	14.5	19.4	10.8	28.2	-	38.0

4. まとめ

(1) A地点

夏期は懸濁態物質の変動率が全体的に高かった。これは人間の生活パターンにそっていることから、生活系排水の影響を大きく受けていることがわかった。水量が少なく、流入排水の影響が強かったためといえる。溶存態物質は日射量に反比例する変動を示すものが多かった。水温も高く日射量も多いことから、光合成や硝化菌などによる、生物活動の影響を大きく受けていると思われる。

秋期は夏期に比べると、懸濁態物質は人間の生活パターンと異なった変動を示しており、生活系排水の影響は少なくなっている。それと反対に、 $\text{NH}_4\text{-N}$ を除く溶存態物質の変動率は夏期よりも高くなっている。しかし、これらは日射量の変動とは異なり、人間の生活パターンに準じている。水温の低下や日照時間の減少などにより、光合成や硝化菌などの生物活動が弱まり、生活系排水の影響を受けやすくなったといえる。

冬期になると懸濁態物質の変動が、さらに人間の生活パターンからはずれるようになった。また準じていても変動率は小さく、生活系排水の影響は少なくなっている。PBOD、TPNが冬期に最も高くなっていることと、この時期に多くのミズワタが河床に見られたことから、ミズワタの剥離流出が懸濁態物質の変動に大きく影響しているといえる。溶存態物質の変動についても同じような傾向がみられた。

(2) B地点

夏期においてはA地点と同様の傾向を示し。懸濁態の変動率はいずれも高く、人間の生活パターンにそっていて、生活系排水の影響を大きく受けていることがわかった。溶存態は日射量に反比例するような変動をし、光合成や硝化菌の作用による生物活動の影響を大きく受けている。B地点よりやや上流に、住宅地を流れてくる左右

手川との合流地点があり、大量の汚濁物質が流入してくるため、A地点に比べると、ほとんどの項目の濃度及び変動率が高くなっている。

秋期には懸濁態物質の変動率はいずれも小さく、人間の生活パターンとも異なっていた。これは河床に繁茂していたミズワタの影響といえる。溶存態についてもTINの各成分の変動率も夏期より低く、水温や日射量の低下による光合成や硝化菌の作用などの生物活動の減少によるものといえる。

冬期は懸濁態物質はTPNを除いて人間の生活パターンにそっており、冬期に最も変動率が高いことから、生活系排水の影響をこの時期に最も大きく受けていることがわかる。冬期に大量のミズワタが繁茂したため、PBOD、TPNなどの有機懸濁態物質の濃度が高くなっているが、生活系排水に比べればそれほど影響はなかった。これも左右手川が汚濁物質を多く含んだ生活系排水を運んで来たためと言え。夏期と同様に、ほとんどの項目の濃度及び変動率が高くなっていることからいえる。

参考文献

- 1) 日本地球科学会編：水汚濁の機構と解析—環境科学特論—，産業図書(1978)。
- 2) 日本気象協会横浜支部：神奈川県気象月報平成6年8月～7年2月。
- 3) 横浜市環境科学研究所内部資料(1994)。
- 4) 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)。

井戸水に溶解したテトラクロロエチレンの フェルト状活性炭による吸着実験

大場 栄次*, 中出 藤彦**, 林 敏昭**,
成田 政義***, 尾関 聡***

要 旨

フェルト状活性炭繊維（以下ACフェルトで表す）500 g程度を充填できる浄化装置を製作して、実験を始める直前の濃度でテトラクロロエチレン（以下PCEで表す）が0.21mg/l溶解している実際の汚染井戸に設置した。

初回は434 gのACフェルトを使用して49日間、2回目は554 gを使用して28日間、11.4 m³/日の平均通水量で連続循環吸着処理を行ったところ、処理開始から延べ日数77日後にはPCE濃度が0.065mg/lになり処理前の濃度から69%減少した。また、汚染井戸近くの湧出池でも、処理開始時にPCEが0.20mg/l溶解していた池水が77日後に0.11mg/lの濃度が示され45%の減少値になった。

1. はじめに

当研究所では、今回実験を行った当該地域については、平成元年度から詳細な井戸水のモニタリング調査や穿孔調査を行っているが、その結果をみるとPCEの検出率が高く、またその濃度も比較的高い状況が続いている。^{5)・6)・7)}一方、PCE等で汚染された井戸水などの浄化方法には曝気法や微生物分解法などがあるが、汚染物質等が大気中に揮散したり単位時間当たりの処理水量が少ないなどの問題があり、多くの検討課題がある。

このような中で、特に、汚染対策として設備費や維持管理費が少なくすむ処理方法について以前から簡易浄化器などで実用化に向けた検討を重ねてきた。^{1)・3)・4)}

PCE等による汚染水の、いくつかの処理方法と今までの検討結果から、迅速性や経済性、安全性を考えた場合、被処理水と媒体との直接接触による物理的な処理方法が現在のところ最も实际的であると思われる。また、吸着剤の中で、ACフェルトは粒状活性炭などに比較して同重量単位では高価であるが、吸着量と吸着速度が優れており、小規模な装置で浄化対策が有効に行えるため経済的でも維持管理が容易である。^{1)・2)・3)・4)}

今回は、ACフェルトを使用した小型の浄化装置を設計製作し、実際のPCE等の汚染井戸に設置して井戸水からの汚染物質（PCE等）の吸着除去実験を行った。

なお、実験に用いたACフェルトは、T社製KF1500とした。
(1)・(2)・(3)・(4)

2. 実験方法

2-1 吸着浄化方法

(1) 浄化装置の製作

浄化装置を図-1に示す。

設計は当研究所で行い、製作は塩化ビニール板を使用して株式会社離合社で行った。

吸着処理過程は、装置内で処理水と空気との接触を最少にするため、最初の未処理水を揚水ポンプでA層の下部から圧力通水してACフェルト層を接触通過させ、①の仕切り板をオーバーフローした処理水が②の仕切り板を隔ててB、C双方の層へ順次重力通水できるようにした。次に、③の仕切り板を①の仕切り板より低くして、A層とB、C層とに落差を設けD層にオーバーフローするようにした。

各充填層の下部には、丸穴格子の塩化ビニール板でACフェルトを固定するための仕切り板を取り付けた。さらに、通水時の水流圧で各層からACフェルトのはみ出しを防ぐための、上部固定用の取り外せる丸穴格子板もそれぞれ用意した。

製作終了後仮通水試験を行ったところ、①と③の仕切り板からオーバーフローした水から気泡の発生は見られなかった。

処理水の排出口は、循環と一部放流を勘案してD層の下部に2個設けた。装置上部の蓋も隙間の無いように製作し、木の葉等の混入防止と内部の気密を保てるようにした。

揚水ポンプの仕様はAC-100 V-50Hz, 0.5 A-40 W, 1 m揚程で毎分40ℓである。

(2) 装置の設置場所

今回実験した井戸は、緑区池辺町O宅所有の井戸で、涵養帯が県道沿いに尾根状に形成され段丘壁が道路側に連続したところの裾に位置する。この井戸から県道方向2 mの位置に湧出池があり、井戸と池の水面の標高差が20cm程度で池の方が低くなっている。この地域周辺には、この他にも4箇所の自噴井があり地下水量の多い所である。

実験井戸の井戸水は当研究所で毎月モニタリング調査を実施しており、平成5年1月から7年7月までの間に、PCEが0.19~0.36mg/lの範囲で検出され、池の水はPCEが0.20mg/l程度で検出されている。

An experiment on adsorption of tetrachloroethylene in well water by activated carbonfiberfelt.

* Eiji Ohba,

横浜市環境科学研究所水質部門

** Hujihiko Nakade, Toshiaki Hayashi

東洋紡績株式会社

*** Narita Masayoshi, Satoshi Ozeki

株式会社離合社

井戸の状態は、外形87cm×長さ150cmのコンクリート管2本と同径で長さ80cmのコンクリート管1本がそれぞれ連結設置され、突端が地面から80cmで突端からの水位が1.8～2m、水深が2m前後である。

(3) 装置の設置状態

浄化装置の設置状態を図-2に示す。

井戸のコンクリート管突端の蓋を塩化ビニール板で作製して、同材料の棧で補強を施し、その上に揚水ポンプと浄化装置をビス止めた。揚水ポンプと周辺の電気配線には天候の変化に対処できるようにステンレス板枠で四方を囲い、覆い用の天板は放熱性を考慮しながら横方向からの風雨でも内部に悪影響が出にくい底構造にした。さらに、万が一、配線の加熱による裸線接触時に対処するため2Aのヒューズをポンプ室の内部に付けた。

電源は仮設電源工事を行って電力を供給した。電源供給部（仮設電柱）にもヒューズボックスを設置して2個のブレーカーを付け、事故発生時における三重の安全対策を施した。

給水構造は、揚水ポンプからストレーナーまで塩化ビニール管をつないで3mの長さにして、大幅な水位変化があっても吸水口が水面下の位置になるようにした。

循環処理方式で行う場合での排水構造は、装置のAドレンを塞ぎ、また曝気状態を最少に抑えるためBドレンに2.5mのビニールホースを接続し、先端部が水面下になるようにして排水口からの処理水が直接水中に流入するようにした。

(4) ACフェルトの充填方法と排水方法

10cm幅に裁断した乾燥ACフェルトを、浄化装置のA層にはポンプの圧力による通水のため密に多量を充填した。他の層には水の重力圧での通水になるため少量を充填して抵抗が小さくなるようにした。

初回の各層への充填量はA層で228g、B層は58g、C層は110g、D層には38gを充填し、総量では434gを充填したことになる。

次に詰め替えた時点での新ACフェルトの充填状態は、A層で388g、B層は36g、C層は100g、D層には30gの総量554gを充填した。

処理水の排水方法は、全放流や放流と循環の併用で行った場合以後の解析要素がより複雑になってくるため、全処理水を井戸に戻す循環方式で行うこととして、浄化装置のBドレンのみを使用した。

(5) 試験水の採水と吸着処理水量

分析に供する試験水は井戸水、処理水、池水とした。

井戸水は、O宅で既設の揚水ポンプと連結した蛇口から2～3分井戸水を放出した後、気泡が発生しないように100ml容量の細口褐色瓶に入れ密栓し、保冷剤を入れた発泡スチロール製のクーラーボックスに収納し当研究所の試験室に搬入して即日分析とした。

処理水は、Bドレンに連結してあるビニールホースを井戸から取り出し、排出口から直接採水瓶に採水した。その他の手法は井戸水の試験方法に準拠した。この時、排出口からの処理水を16lのポリバケツに入れてから水が溢れるまでの時間を計測して24時間の通水処理量に換算した。

池の水はプラスチック製のヒシヤクで池の中央に近い中層から水を静かに汲み上げて直接採水瓶に採取した。その他の手法は井戸水の試験方法に準拠した。

2-2 PCEの分析方法

(1) 検量線用標準溶液

PCEの1,000mg/lヘキサン溶解（アンプル封入の市販品）の水質試験用標準原液を適宜n-ヘキサン（水質試験用、以下同じ）で希釈して、ECD検出器付ガスクロマトグラフ（以下ECD-GCで表す）に注入できる濃度に混合調製した。このときのPCEは0.019mg/lの濃度である。

この溶液2μlをECD-GCに注入して、得られた成分ピークから絶対検量線法で試験水の濃度を求めた。

(2) ECD-GCの分析条件

ECD-GC分析の諸条件を以下に示す。

ECD-GC型式 : GC-14A

使用カラム : CPSIL8CB/50mキャピラリーカラム
キャリアーガス : ヘリウムN60超高純度

99.99996%以上

メークアップガス : 窒素N60超高純度99.99996%以上

ガス流量 : ヘリウム3ml/分、窒素45ml/分

試料注入方式 : スプリット方式（スプリット比=15:1）

試料注入口温度 : 150℃

試料注入量 : 2μl

カラム温度 : 100℃

検出器温度 : 170℃

昇温 : なし（一定温度条件）

3. 結果と考察

3-1 ACフェルトの吸着効果

各試験水の分析結果を表-1と図-3に、吸着処理前（7月12日）のPCE濃度を起点として吸着処理中の経日での減少率を表-2と図-4に、採水日毎の濃度変化を表-3と図-5に示す。

表-1 PCE吸着処理実験結果

	採水日	井戸水	池水	処理水	通水量
初回充填	7/12	0.21	0.020	ND	13.3
	13	0.048	0.19	ND	13.3
	17	0.068	0.21	0.0036	12.8
	19	0.066	0.17	0.0076	12.7
	25	0.12	0.17	0.058	12.5
	8/2	0.12	0.13	0.086	11.9
	9	0.10	0.15	0.12	11.7
再充填	30	0.097	0.11	0.11	10.9
	30-2	0.10	0.10	0.0009	11.6
	31	0.029	0.11	ND	11.5
	9/1	0.030	0.11	ND	11.3
	4	0.035	0.10	ND	11.0
	6	0.032	0.089	0.0020	11.0
	8	0.030	0.089	0.0017	10.8
	11	0.038	0.094	0.013	10.6
	14	0.045	0.096	0.024	10.6
	18	0.054	0.097	0.031	10.4
	20	0.054	0.10	0.035	10.3
	22	0.051	0.10	0.039	10.1
	25	0.064	0.11	0.049	10.2
27	0.065	0.11	0.053	9.9	

※PCE濃度単位=mg/l

ND=定量下限以下(定量下限=0.0005mg/l)

30-2=ACフェルト更新2時間後

通水量=t/Day

表-2 PCE減少率

	減少率 (%)			吸着日数	
	採水日	井戸水	池水	充填単位	延べ日数
初回充填	7/12	-	-	0	0
	13	77	5.0	1	1
	17	68	-5.0	5	5
	19	69	15	7	7
	25	43	15	13	13
	8/ 2	43	35	21	21
	9	52	25	28	28
	30	54	45	49	49
再充填	30-2	52	45	0	49
	31	86	45	1	50
	9/ 1	86	45	2	51
	4	83	50	5	54
	6	85	56	7	56
	8	86	56	9	58
	11	82	53	12	61
	14	79	52	15	64
	18	74	52	19	68
	20	74	50	21	70
	22	76	50	23	72
	25	70	45	26	75
	27	69	45	28	77

※30-2=ACフェルト更新2時間後

表-3 経日でのPCE濃度変化

		mg/l					
	ACフェルト	採水日	経日数	井戸水	池水		
初回充填	434g 充填	7/12	0	-	-		
		13	1	-0.16	-0.010		
		17	5	0.020	0.020		
		19	7	-0.0020	-0.040		
		25	13	0.054	0		
		8/ 2	21	0	0.040		
		9	28	-0.020	0.020		
		30	49	-0.0030	-0.040		
		再充填	554g 充填	30-2	0	0.0030	0
				31	1	-0.071	0
9/ 1	2			0.0010	0		
4	5			0.0050	-0.010		
6	7			-0.0030	-0.011		
8	9			-0.0020	0		
11	12			0.0080	0.0050		
14	15			0.0070	0.0020		
18	19			0.0090	0.0010		
20	21			0	0.0030		
22	23			-0.0030	0		
25	26			0.013	0.010		
27	28			0.0010	0		

※30-2=ACフェルト更新2時間後

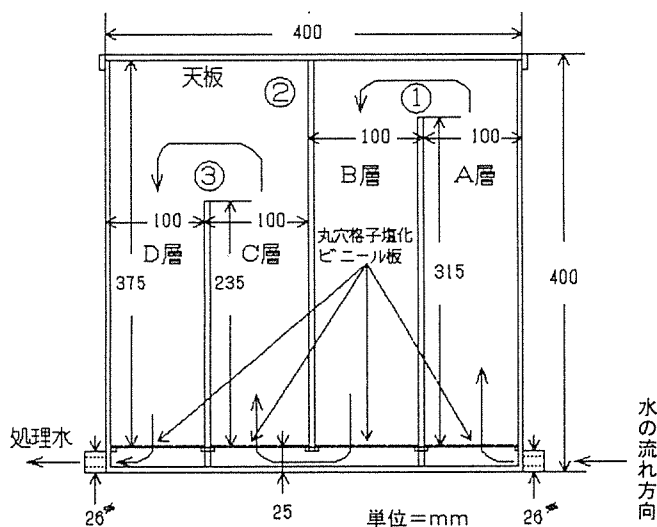


図-1 吸着浄化装

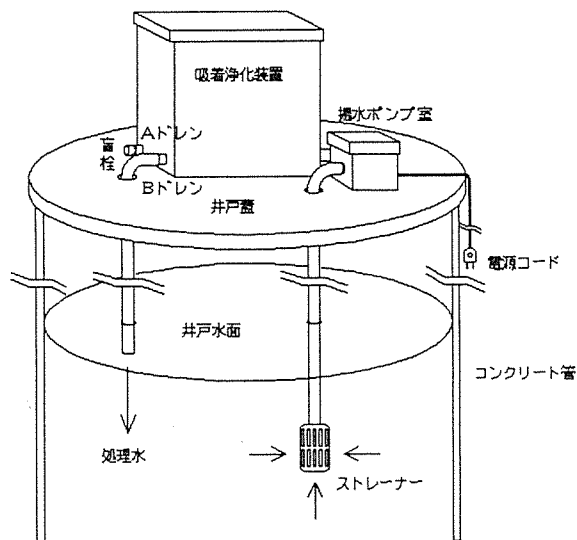


図-2 浄化装置の設置状況

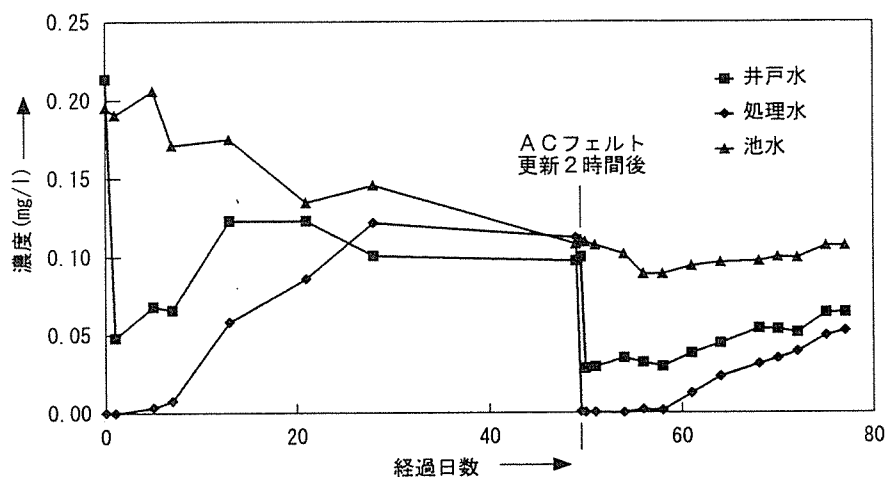


図-3 吸着処理経日における各実験水の濃度

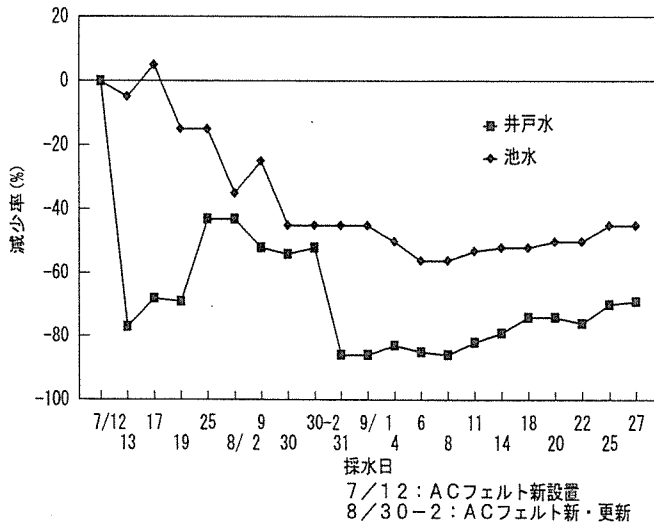


図-4 PCE減少率

(1) 初回充填時からのPCE濃度変化

初回のACフェルトを充填して吸着実験を開始した直後（以下初期充填時で表す）は、井戸水のPCE濃度が0.21mg/l、処理水が痕跡程度、池水が0.20mg/lであった。その24時間後の井戸水は77%減少して0.048mg/lのPCE濃度になった。処理水はまだ痕跡程度のままで、池水はあまり変化はみられなかった。

初期充填時から5日後と1週間後には井戸水の濃度が若干上昇した。処理水も0.0076mg/lの値を示したが、池水は5日後に変化がなく1週間後に15%減少の0.17mg/lと多少の変化が表れた。

13日後と3週間後では井戸水の濃度が0.12mg/lと初期充填時から1週間後までの0.066mg/lより2倍ほど上昇し、処理水も0.058、0.086mg/lと変化した。一方3週間後の池水は35%減少して0.13mg/lの濃度になった。

4週間後には井戸水が再度減少して0.10mg/lの濃度になった。処理水は3週間後の井戸水と同濃度の0.12mg/lまで上昇した。池水も0.15mg/lと上昇した。

その後の採水は採水間隔を大きく空けて、初期充填時から7週間後に採水した。この時の井戸水は4週間後の時とほぼ同じ0.097mg/lのPCE濃度で初期充填時の濃度から52%減少した。処理水は0.11mg/lになった。池水も0.11mg/lの濃度になり、池水は初期充填時から45%の減少値になった。

この時点で3試験水とも濃度値が近似したため、ACフェルト浄化装置でのPCE吸着は平衡状態に達したものと判断し、新たなACフェルトの充填時期と決定した。

(2) ACフェルト詰め替え後のPCE濃度変化

2回目の新ACフェルトは初回よりも120g多い量を浄化装置に充填した。特にA層へは初回よりさらに密に充填したため、処理水量が初期充填時の13.3m³/日に比べ2回目の充填時（以下再充填時で表す）では11.6m³/日と少なくなった。また、再充填時から後の採水分析は2日間隔を基準に行うことにした。

再充填後に通水した2時間後のPCE濃度は、井戸水で0.10mg/l、処理水では、通水試験した時の装置内に残った未処理水の影響が出て0.0009mg/lになった。池水は0.11mg/lであった。24時間後では、井戸水が0.029mg/l、処理水は未処理水の影響が解消されて痕跡程度、池水が0.11mg/lになった。48時間後はそれぞれの試験水に変

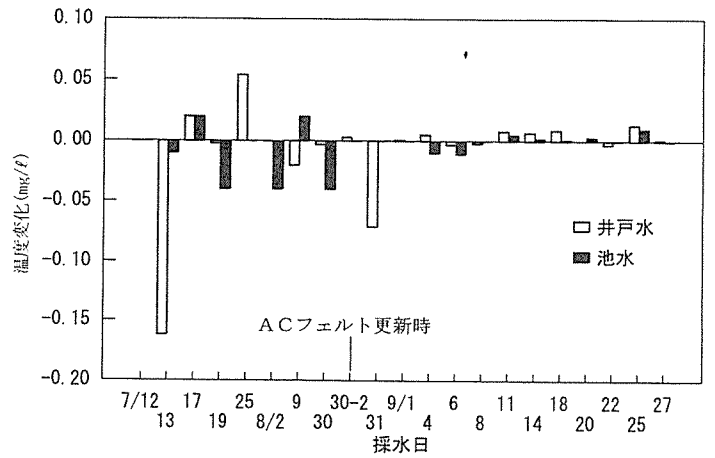


図-5 採水時でのPCE濃度変化

化は無かった。

5日後では、若干、井戸水の濃度が上昇し池水の濃度が減少したが、処理水には変化がなかった。

12日後では井戸水と池水はあまり変化していないが、処理水には濃度上昇の傾向が表れてきた。

再充填時の15日後から28後の経日変化は、それぞれの試験水のPCE濃度が日数経過に従って徐々に上昇した。最終観察日の9月27日では、井戸水が0.065mg/l、処理水が0.053mg/l、池水が0.11mg/lになった。7月12日の初期充填時のPCE濃度から観ると、77日間の連続吸着処理の経過では井戸水が69%の減少、池水が45%の減少になった。

表-1、-2、-3と図-3の結果からみると、新ACフェルトの充填時から1週間前後は井戸水の濃度が急激に減少したままで処理水の濃度上昇がなく、池水の濃度も減少しているため、この間は効率よくPCEが吸着されていることがわかる。

また、井戸水の濃度変化に追従するように池水の濃度が変化していることから、周辺の浅層地下水中でPCEの移動が盛んに行われていることが予想される。実験井戸から一部の井戸水が池へ流入し、さらに濃度変化に影響を与えたことも考えられる。

49日目に井戸水、処理水、池水のPCE濃度が近似した結果から、ここの浅層のPCE汚染地下水を500g程度のACフェルトを使用して循環吸着で浄化する場合、11m³/日の通水量で6~7週間が限度であることがわかった。

4. おわりに

今回の実験結果から、ACフェルトを用いた循環吸着処理方法を、PCE等で汚染された浅層地下水の浄化対策として利用できることが明らかになった。

地下水の浄化をするには、地下環境の複雑な要素が多く含まれていることから今後も長期的な観察が必要であり、今回は途中経過としての報告となった。この後の経過も追って報告する予定である。

なお、今後は、浄化装置の構造や媒体、処理水の放流方法による減少傾向の検討を行い、さらに効率のよい地下水浄化対策が行える手法を確立したいと考えている。

参考文献

- 1) 大場 栄次：水中に溶解したテトラクロロエチレンのフェルト状活性炭による吸着実験（Ⅱ），横浜市環境科学研究所報，19，127-131(1995).
- 2) 林 敏昭：東洋紡績（株）製・活性炭素繊維「Kフィルター」，有機質吸着剤第2編，258-272(1994).
- 3) 東洋紡績株式会社：KF装置技術資料，Kフィルター溶剤回収装置の特徴と実際例.
- 4) 大場 栄次，悪七 由美子：水中に溶解したテトラクロロエチレンのフェルト状活性炭による吸着実験，横浜市環境科学研究所報，18，87-90(1994).
- 5) 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，16，99-104(1992).
- 6) 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，16，87-97(1992).
- 7) 大場 栄次，若林 信夫，成田 政義：エンジン付オーガーの開発，横浜市環境科学研究所報，17，163-165(1993).

キショウブ (*Iris pseudo-corus L.*) による窒素・りんの 除去速度と原水濃度 (第 1 報)

遠田 和雄*, 森本 敏昭*

要 旨

キショウブを水耕法により植栽した人工水路で水耕培養液を供試液として栽培実験を行ったところ、窒素、りんは供試液中の窒素、りんの濃度によって変動し、全窒素 (T-N) の濃度範囲が 13~50mg/l の場合、T-N の除去速度はキショウブ一株について 22.69mg/株/日、植栽水路の単位面積 (約 94 株) について 2.14g/m²/日であった。また、T-N の濃度範囲が 2~8 mg/l では T-N 除去速度は 7.91mg/株/日、0.75g/m²/日、さらに T-N 濃度が低下し、0.25~0.84mg/l の場合はそれぞれ 0.68mg/株/日、0.07g/m²/日と除去速度は大幅に低下した。一方、全りん (T-P) も同様の傾向を示すことが確認された。

1 はじめに

当研究所では、1986 年から数年間にわたり小河川や池等自然環境中の水域の、主として窒素およびりんを除去するための水質浄化法の一つとして、抽水植物を水耕栽培法によって植栽した人工水路と接触ばっ気装置を組み合わせた方法について検討した。その結果、適正植物として水質浄化に必要な生長力、耐寒性、根の生長の仕方などで優れた性質を持つキショウブ (*Iris pseudo-corus L.*) を利用した当処理法が、市内の池や河川の水質の改善に有効であることは既に報告したとおりである¹⁾。

今回は、河川や池の水質汚濁の発生源対策を考慮し、窒素やりんの濃度がやや高い水に対する植物の浄化能力を検討した。なお、実験は夏期、秋期、冬期の季節別に分けて行う予定であるが、本報では夏期の実験結果について報告する。

2 実験方法

2-1 実験装置

実験に使用した装置を図-1 に示した。実験装置は水路 A と中継槽 B からなり、供試液は循環ポンプ P により中継槽と水路の間を循環させた。水路は、長さ 2.0 m × 巾 0.3 m × 深さ 0.4 m 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、これを 2 個直列に連結して 1 系列とした。水路は 2 系列用意し、1 系列をキショウブ植栽水路とし、他の 1 系列を無植栽の対照水路とした。水路の水深は約 35 cm、容量は水路部 420 l、中継槽 50 l で 1 系列の合計水量は 470 l であった。水路の構造は、池や河川のフィールド実験で使用したものと同じである²⁾。

なお、池や河川のフィールド実験では有機汚濁成分や浮遊物質を除去するために植栽水路の前段に接触ばっ気装置を設置したが、本実験では供試液に有機成分や浮遊物質が含まれないため、前処理は不要と考えこの装置は使用しなかった。

2-2 キショウブの植栽

キショウブは人工水路の水面下約 3 cm に張った 4 cm × 4 cm の角目のプラスチック製ネットに 1.5 mm φ 程度の化繊糸で植栽固定した。水位はキショウブの根茎が水に浸る程度であった。植えたキショウ

ブの株数は 1.125 m² の水面積を有する人工水路に 48 株であった。

なお、キショウブの苗は、河川水によるフィールド実験で使用した株を使った。

2-3 実験方法

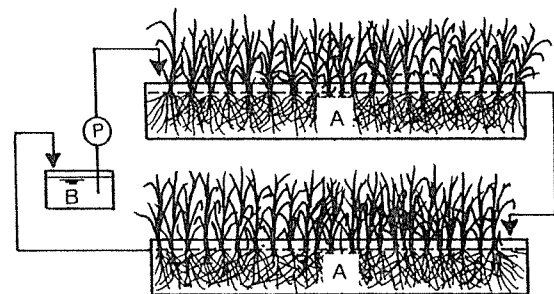
実験期間は、平成 7 年 8 月 22 日から 9 月 6 日までの 16 日間であった。供試液として Hoagland・Arnon 液 (Hoagland・Arnon No 2, 1938) または Arnon 液³⁾ の 5 倍希釈液 (T-N 50mg/l, T-P 8 mg/l) を使用し、供試液中の T-N および T-P の濃度変化を追跡するとともに、T-N、T-P のキショウブ一株当たりの除去速度およびキショウブ植栽水路単位面積当たりの除去速度を測定した。

実験中供試液の蒸発および蒸散が認められたので、水量等を測定した後、水道水を毎回補給した。T-N、T-P の濃度は実験開始時の水量 470 l に対する数値に換算して表示した。

2-4 水質測定

試験水に対して、以下に示す項目および方法により理化学分析を行った。

- ①水温 : JIS K 0102-7-2 ガラス製棒状温度計
- ②溶存酸素 (DO) : JIS K 0102-32-1 ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法
- ③透視度 : JIS K 0102-9 透視度計



A 植栽水路 B 中継槽 P 循環ポンプ

図-1 実験装置

Removal Velocity of Nitrogen and Phosphorus by Hydroponically Planted Yellow Iris. (*Iris pseudo-corus L.*) (No 1)

*Kazuo Enda, Toshiaki Morimoto 横浜市環境科学研究所水質部門

- ④水素イオン濃度 (pH) : JIS K 0102-12-1 ガラス電極法
 ⑤全窒素 (T-N) : JIS K 0102-45-2 紫外線吸光度法
 ⑥全りん (T-P) : JIS K 0102-46-3-1 ペルオキシ二硫酸カリウム分解法

3 結果および考察

3-1 植物の生長状況

4月上旬に草高約40cmのキショウブの苗を水路へ植栽したが、実験開始時(8月22日)の最大草高は約190cmとなり、葉の色は濃緑色で生長は良好であった。また、株数は苗を植え付けたときは48株であったが実験開始時には106株に増え、株の根元には50cm前後に生長した若葉も見られ、草体が増殖を続けていることが確認された。

根は、実験終了時の観察では約50~60cmに伸びて水路の底部に達し、水路の形状にしたがって箱形の根群を形成しつつあった。

3-2 実験期間中の天候と植栽水路におけるキショウブ草体からの蒸散量

表-1に実験期間中の天候、気温、水温およびキショウブ植栽水路における植物体からの水分の蒸散量を示した。なお、対照水路ではポンプによる液の循環等で生じる蒸発量が一日当たり1.25~4.50(平均2.71)ℓ/m²/日測定されたので、キショウブ植栽水路の総蒸発量からこの数値を差し引いた水量を蒸散量とした。

表-1から、植栽水路における平均蒸散量は、単位面積について、約25ℓ/日、1株について266ml/日であった。また、蒸散量が最も多かったのは、天候が快晴で実験期間中の最高気温(36℃)を記録した第7日目で、蒸散量は一株について378ml/日、植栽水路の単位面積につき35.57ℓ/日であった。

3-3 pHおよび電気伝導率の変化

表-2に植栽水路および対照水路におけるpHと電気伝導率を示した。対照水路のpHは7.2~7.5で、微小な変動にとどまった。一方、植栽水路のpHは7.2~8.2で変動幅はそれほど大きくないものの実験日数の経過とともに若干上昇する傾向を示した。

対照水路の電気伝導率は実験開始時の875μS/cmから840μS/cmの間で微少な低下を示したのに対し、植栽水路においては実験開始時に750μS/cmであったのが、実験終了時には530μS/cmへと下がり、16日間で約200μS/cmの低下が見られた。植栽水路における電気伝導率の低下は供試液中の栄養塩類が植物によって吸収され、液中の塩濃度が低下したためと考えられる。

3-4 DOの変化

表-3に植栽水路および対照水路のDO濃度を示した。対照水路のDOは6.5~7.4mg/ℓの範囲で変化し、DOの飽和率は89~101%であった。一方、植栽水路のDO濃度は4.1~5.7mg/ℓの範囲で変化し、DOの飽和率は54~71%であった。キショウブ植栽水路により夏期に行った河川水の水質浄化実験⁴⁾で、滞留時間を5時間以上とした場合の処理水のDOの平均濃度が1mg/ℓ以下と低かったのに比べ、今回のDOがそれほど大きく低下しなかった理由としては、

- (1)本実験では、水路と中継槽の間をポンプによりかなり高い循環率で循環をおこなったため、空気が取り込まれた。
 - (2)供試液中に浮遊物質や有機物質が含まれないため、水路の中に汚泥の堆積がほとんどなく、そのため微生物の発生も少なかったことが推定され、DOの消費量が少なかった。
- ことなどが考えられる。

表-1 実験期間中の気候とキショウブ植栽水路における蒸散量

実験経過 日 数	天候	気温 (°C)	水温 (°C)	植栽水路の蒸散量 (ℓ/m ² ・日)	対照・蒸発量 (ml/株・日)	対照・蒸発量 (ℓ/m ² ・日)
1	晴→曇	33.5	28.5			
2	曇	30.0	28.0			
3	晴	33.6	29.8	24.01	255	1.25
4	快晴	34.3	30.2	29.57	314	3.00
5	晴	35.3	30.8	27.12	288	2.75
6	晴→曇	33.0	30.2	29.57	314	2.00
7	快晴	36.0	29.2	35.57	378	4.50
8	晴→曇	31.3	28.5	29.12	309	2.75
9	曇→晴	32.0	27.2	17.12	182	2.50
10	曇	28.7	27.9	19.79	210	2.00
11	快晴	34.0	28.0	17.56	186	2.75
12	晴	32.1	27.3	27.12	288	2.75
13	曇(強風)	28.3	26.2	21.79	231	3.75
14	曇(薄日)	30.6	27.0	16.90	179	2.00
15	曇→晴	30.3	26.3	23.56	250	2.25
16	曇	27.6	26.8	32.46	345	3.75
平均		31.9	28.2	25.09	266	2.71

表-2 pHと電気伝導率の変化

実験経過 日数	pH		電気伝導率($\mu S/cm$)	
	植栽水路	対照水路	植栽水路	対照水路
1	7.2	7.2	745	875
2	7.8	7.5	750	880
3	7.4	7.5	750	860
4	7.5	7.0	710	865
5	7.7	7.2	670	865
6	7.8	7.3	640	830
7	7.9	7.3	620	850
8	7.7	7.3	590	860
9	7.6	7.2	555	850
10	7.7	7.3	545	840
11	7.8	7.3	530	830
12	8.2	7.4	540	860
13	8.2	7.4	535	860
14	7.9	7.3	520	840
15	8.0	7.4	530	855
16	7.9	7.5	530	840

表-3 DOの変化

(単位 DO:mg/l, 飽和率:%)

実験経過 日数	植栽水路		対照水路	
	DO	飽和率	DO	飽和率
1	4.9	64	7.1	93
2	5.5	71	6.9	89
3	5.1	68	6.6	91
4	4.9	65	6.5	91
5	4.7	63	6.8	97
6	4.8	64	6.8	97
7	4.9	64	6.8	95
8	4.1	54	7.0	97
9	4.8	61	7.3	98
10	5.1	66	6.9	93
11	5.4	70	6.9	94
12	5.6	71	7.4	101
13	5.6	70	7.3	96
14	5.5	70	6.9	93
15	5.7	71	7.1	96

3-5 T-Nの濃度変化と除去速度および除去率

表-4に植栽水路および対照水路のT-N濃度ならびに植栽水路における単位面積当たり、およびキショウブ一株当たりのT-Nの除去速度を示した。また、図-2に植栽水路および対照水路におけるT-Nの濃度変化を、図-3にT-Nの各濃度に対する除去速度および除去率の関係をグラフとして示した。

表-4および図-2によると、対照水路のT-N濃度は、実験開始時の49mg/lから実験終了時の44mg/lへと16日間で約5 mg/l低下した。この5 mg/lの濃度低下は主として、水路または中継槽内に発生した藻類によって吸収されたためと考えられる。一方、植栽水路におけるT-N濃度は、実験開始時の49mg/lから0.25mg/lへ低下し、対照水路の低下分を差し引いても16日間で43.65mg/l低下し、99.1%のT-Nがキショウブ植栽水路により吸収除去されたと考えられる。

また、表-4および図-3によると、T-Nの除去速度に関しては、供試液のT-N濃度が高い場合は除去速度も高いが、供試液の濃度が低下するに連れて除去速度も低下することが示されている。すなわち、供試液のT-N濃度が12.6~49mg/lの範囲にあるときのT-N平均除去速度はキショウブ一株当たり22.69mg/株/日、同じく植栽水路単位面積当たり2.14g/m²/日と高い数値を示した。しかし、供試液のT-N濃度が2~8 mg/lの範囲になるとT-N平均除去速度は、7.91mg/株/日または0.75g/m²/日と低下した。さらに、T-N濃度が0.25~0.84mg/lの範囲では、平均除去速度は0.68mg/株/日または0.07g/m²/日と一段と低下した。

一方、図-3の線グラフに示したT-N除去率によると、T-Nが高濃度の49~38mg/lでは除去率は約12%と低い、33.1~12.6 mg/lでは24.5%、8~0.47mg/lで41.7%と濃度が低下するとともに除去率が上昇し、濃度が2 mg/lの時に最大除去率58.8%を示した。また、濃度が0.3mg/l以下になると除去率は13%と再び低下した。

したがって、例えば、河川水を約24時間の滞留時間で一過性の処理を行い、除去率約40%以上の処理効果を上げるためには、対象水のT-N濃度はせいぜい15mg/lより低いことが望ましい。

表-4 植栽水路における供試液中のT-N濃度とキショウブ植栽水路による除去速度

経過 日数	植栽水路			対照水路 T-N濃度 (mg/l)
	T-N濃度 (mg/l)	T-N除去速度 (g/m ² ・日)(mg/株・日)		
1	48.90	2.46	26.13	49.08
2	43.02	2.12	22.48	48.42
3	37.95	2.03	21.58	48.06
4	33.08	2.68	28.39	46.69
5	26.68	1.93	20.44	47.17
6	22.07	2.22	23.56	46.96
7	16.75	1.74	18.51	46.62
8	12.58	1.92	20.41	46.63
9	7.97	1.17	12.41	45.82
10	5.17	0.72	7.65	48.52
11	3.45	0.59	6.24	45.20
12	2.04	0.50	5.34	45.22
13	0.84	0.15	1.64	45.18
14	0.47	0.08	0.80	45.28
15	0.29	0.02	0.17	44.88
16	0.25	0.01	0.12	44.22

しかし、水域内の滞留時間がきわめて長い池沼等の場合は、繰り返し循環処理を行うことが可能なため、一回の処理で高い除去率を得る必要はなく、T-Nが高濃度の対象水に対し除去率は低くても高い除去速度で徐々に浄化することができる。

また、本実験では供試液として有機性物質を含まない水耕栽培用

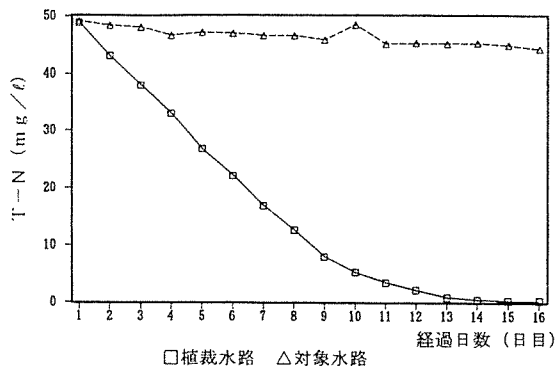


図-2 T-Nの濃度変化

培養液を使用した。実際の池水や河川水では有機汚濁物質等も含まれることが予想され、その場合には植栽水路内に発生する適量の汚泥による脱窒作用などの相乗効果と相まってさらに高い除去率が期待される。

3-6 T-Pの濃度変化と除去速度および除去率

表-5に植栽水路および対照水路のT-P濃度ならびに植栽水路における単位面積当たりのT-Pの除去速度およびキショウブ一株当たりのT-Pの除去速度を示した。また、図-4に植栽水路および対照水路におけるT-Pの濃度変化を、図-5にT-Pの各濃度

表-5 植栽水路における供試液中のT-P濃度とキショウブ植栽水路による除去速度

経過日数	植栽水路		対照水路 T-P濃度 (mg/l)	
	T-P濃度 (mg/l)	T-P除去速度 (g/m ² ・日) (mg/株・日)		
1	7.706	0.528	5.603	7.215
2	6.442	0.436	4.629	7.334
3	5.397	0.541	5.747	6.984
4	4.101	0.399	4.242	6.872
5	3.144	0.215	2.282	6.816
6	2.630	0.290	3.080	6.874
7	1.935	0.146	1.559	6.735
8	1.583	0.151	1.602	6.684
9	1.222	0.096	1.020	6.905
10	0.991	0.089	0.951	6.719
11	0.777	0.026	0.282	6.681
12	0.713	0.038	0.410	7.079
13	0.621	0.008	0.092	7.123
14	0.600	0.020	0.216	6.708
15	0.551	0.020	0.218	6.719
16	0.502	0.010	0.108	6.539

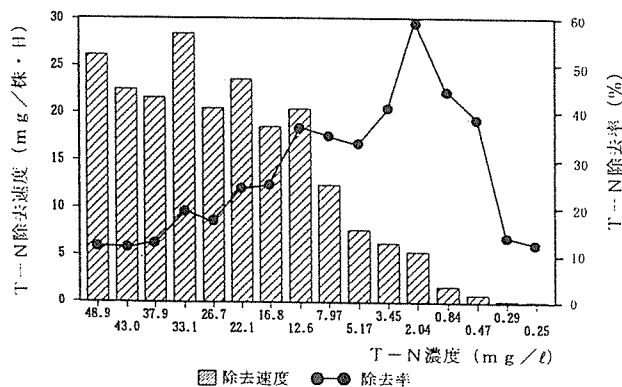


図-3 T-Nの濃度と除去速度及び除去率

に対する除去速度および除去率の関係をグラフとして示した。

表-5および図-4によると、対照水路のT-Pの濃度は実験開始時の7.215mg/lから実験終了時では6.539mg/lへと下がり、16日間で0.676mg/lの低下が見られた。一方、植栽水路のT-Pの濃度は実験開始時の7.706mg/lから実験終了時には0.502mg/lとなり、16日間で、対照水路の濃度低下分の0.676mg/lを差し引いても6.528mg/l低下した。すなわち、16日間で92.9%のT-Pがキショウブ植栽水路により吸収除去されたと考えられる。

また、表-5および図-5によると、キショウブ植栽水路によるT-Pの除去速度は、T-Nの場合と同様に供試液のT-P濃度が高い場合には高く、濃度が低下するにしたがい、除去速度も低下する傾向が見られた。すなわち、本実験で供試液中のT-P濃度が4~8 mg/lのときのT-P平均除去速度はキショウブ一株当たり

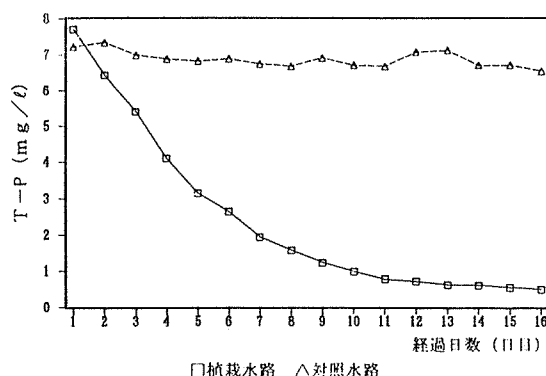


図-4 T-Pの濃度変化

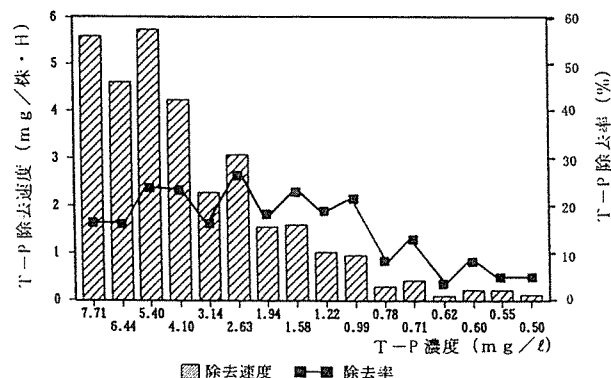


図-5 T-Pの濃度と除去速度及び除去率

5.055mg/株/日、また植栽水路の単位面積当たり0.476g/m²/日であったが、供試液のT-P濃度が1～3 mg/lに低下すると一株当たりの平均除去速度は1.749mg/株/日、単位面積当たりでは0.165g/m²/日まで低下した。さらにT-P濃度が低下し、0.8mg/l以下になると平均除去速度は一株当たり0.22mg/株/日、単位面積当たり0.02g/m²/日と大幅に低下した。

一方、図-5の線グラフに示したT-P除去率によると、T-P濃度が7.71～1 mg/lの範囲では、除去率は約20%前後で推移したが、1 mg/lより低い濃度になると、7.1%と除去速度と同様に減少し、T-Nの除去率が低濃度側で比較的高い除去率を示したのとは異なる傾向を示した。

4 まとめ

1995年8月22日より9月8日までの16日間、キシノウブを水耕法により植栽した人工水路に窒素約49mg/l、りん約8 mg/lを含む水耕培養液を循環通水し、その濃度変化ならびに窒素およびりんの除去速度について検討した。

その結果、窒素は実験開始時の濃度が1/2以下に低下するのに5日の滞留時間が必要であった。一方、りんは4日の滞留時間で1/2以下の濃度に低下した。

一方、窒素およびりんの除去速度は原水の濃度によって変動し、高い濃度に対しては除去速度が高く、濃度が低くなると除去速度も低下することが確認された。

本報告で行った実験では、キシノウブによる窒素、りんの吸収能の限界をある程度把握することができたと思われ、今後当手法の実用化に向け何らかの役に立てば良いと考えている。

なお、本報告では、単位面積当たりの除去速度の他にキシノウブ一株当たりの除去速度を示した。近年、植物を利用した水質浄化に関する報告文では単位植栽面積当たりの除去量を除去速度として示すのが通例となっている⁵⁾。

しかし、植物の種類や植栽方法によって単位面積当たりの植栽可能な株数が異なるため、植物を利用した水質浄化施設を計画するうえで一株当たりの除去速度がわかっていたら便利と考え併記した。

また、今後の課題として、キシノウブの生長量と窒素、りんの吸収量との関係を明らかにしたいと考えている。

引用文献

- 1) キシノウブによる水質浄化法—実験報告書—, 横浜市環境科学研究所資料No111, (1994).
- 2) 同上, 34, 46, 93(1994).
- 3) 山崎肯哉: 溶液栽培全編, 博友社, 118(1984).
- 4) キシノウブによる水質浄化法—実験報告書—, 横浜市環境科学研究所資料No111, 98(1994).
- 5) 尾崎保夫, 阿部薫: 植物を活用した資源循環型水質浄化技術の課題と展望—潤いのある農村 景観の創出をめざして—, 用水と廃水, Vol. 35. No 9 (1993).

横浜の地下水環境に関する研究（5）

一境川流域の地下帯水層及び地下水環境について

美濃輪和朗, 杉本 実

要 旨

横浜市西部内陸部における帯水層の堆積状況及び地下水の貯留状況、汚染状況に関する研究の一環として、今回戸塚区俣野町近辺においてボーリング調査を行った。また、この地点も含め、これまで観測を続けてきた箇所において引き続き地下水の水位及び水質調査を行った結果、次のことが分かった。

- 1) 境川流域の市内最南端部における相模層群の帯水層、相模野礫層・土屋礫層の堆積環境が概ね把握できた。
- 2) 地下水の汚染状況は、微量ではあるが、有機塩素系化合物が各井戸で検出され、一部では前回調査に比べて汚染が進み、飲料水としての基準を越えた。
- 3) 地下水の貯水量は、相変わらず豊富である。

1. はじめに

地盤沈下研究室では、環境対策としての、良質な地下水資源の保全のために、研究所開所以来一貫してその貯留環境と汚染状況に関する調査研究を行ってきており、現在も継続中である。

この調査の一部として、1991年から市西部を流れる境川流域一帯において相模野礫層に関する調査を行ってきたが、今回、新たに流域の市内最南端部においてボーリング調査を実施し、これまでの研究成果を補完し、かつ新たな知見を得られたのでここに報告する。

2. 調査対象地域の地質概要

当地域は、東側を東京湾、南側を相模湾、西側を相模川に囲まれた相模原台地に位置する。

その堆積状況に関する概要を述べると、基礎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。

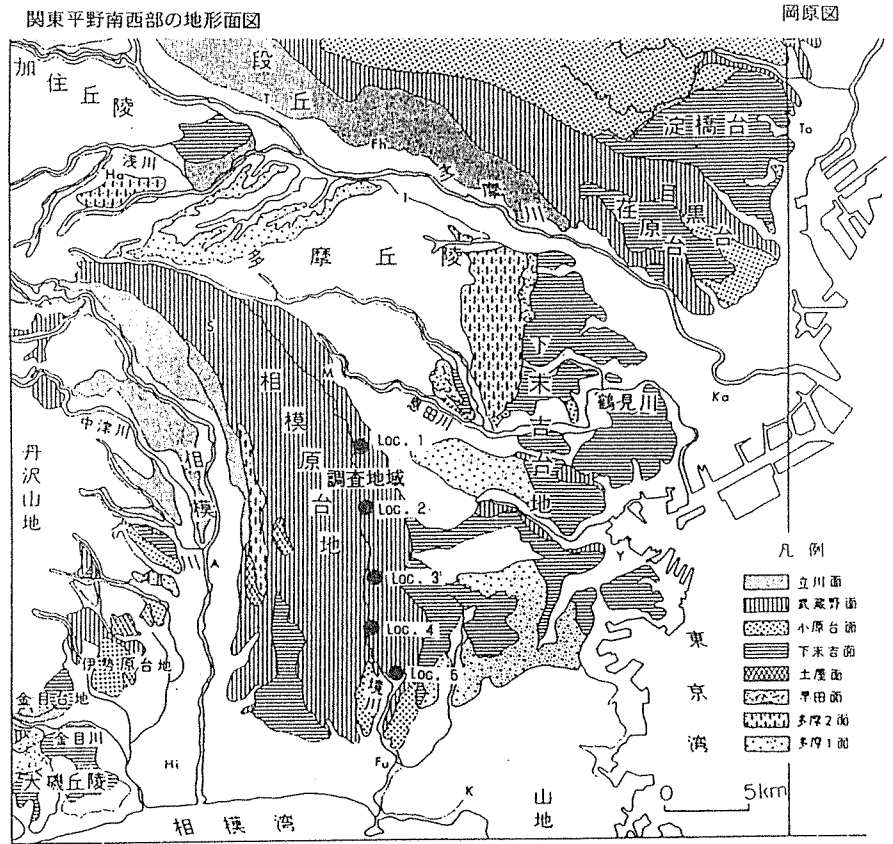
このうち、本報で扱った調査の対象は、中部更新統の相模層群である。

3. 調査の内容と方法

これまでに調査を行ってきたポイントは図一1に示す5ヶ所のうち Loc. 1～Loc. 4 の4ヶ所で、それぞれ、

- Loc. 1：瀬谷区目黒町
- Loc. 2：瀬谷区本郷3丁目
- Loc. 3：泉区上飯田町
- Loc. 4：泉区和泉町

である。Loc. 1～3では、機械ボーリングによる地質調査を行い、その結果と、周辺の既存のボーリングデータを基に地盤構造の解明を行った。また、それぞれの箇所についてその削孔を利用して地下水観測用の井戸を設置し、Loc. 4の揚水井戸の観測井と併せて、地下水位の観測を行ってきた。特に、Loc. 2及びLoc. 4におい



図一1 調査地域と周辺の地質概要

ては自動計測器を設置して地下水の変動を観測した。これらの結果については所報第19号に詳述した。

今回、これらに加えて、

Loc. 5 : 戸塚区伊野町

において Loc. 1 ~ Loc. 3 同様、機械ボーリングによる地質調査を行うと共に、観測井を設置し、水位観測を行ってきた。

地下水汚染調査については、これらの観測井に限定して、分析を行った。

4. 調査結果

4-1 地質環境について

Loc. 5 で行ったボーリング調査により得られた地質層序は概ね次の通りである。G.L. 1.00 m までは盛土、G.L. 1.00 m から 7.20 m まではシルト、G.L. 7.20 m から 21.10 m までは砂礫層、G.L. 21.10 m から 25.80 m までは細砂、G.L. 25.80 m から 34.85 m までは泥岩である。水準測定の結果、この地点の標高は 12.388 m であった。

これらのデータとを基に、調査地点を含んだ横浜西部帯水層の地質断面図は、前報に掲載したものを参考にすると図-2 のようになると考えられる。これによると G.L. 7.20 m から 21.10 m までの砂礫層は、土屋礫層に当たると考えられる。また、G.L. 25.80 m から 34.85 m までの泥岩層は、前報では未区分とされていた相模層群の一部であると考えられる。

4-2 地下水の汚染状況について

今回の調査では、地下水を取り入れるストレーナーまでの地質層序がはっきりしている5つの観測井について分析を行い、既存井戸については分析を行わなかった。

分析項目は、工場排水に関する環境基準の測定項目となっている四塩化炭素 (CCl_4)、1,1,1-トリクロロエタン ($C_2H_2Cl_3$; MC)、トリクロロエチレン (C_2HCl_3 ; PCE) テトラクロロエチレン (C_2Cl_4 ; TCE)、及び水道水の消毒に用いられるトリハロゲンメタン ($CHBrCl_2$, $CHBr_2Cl$, $CHBr_3$) の7項目である。また、これらの分析と合わせて各検体について pH、及び電気伝導度を測定した。ここでは、これまでの研究結果と比較するため、 CCl_4 、MC、PCE、TCE の検出結果についてのみ触れることとする。検出には Hewlett Packard 社の有機塩素系化合物検出用のガスクロマトグラフ HP-5890 SERIES II を用い、初期温度 45°C、最

終温度 130°C で測定を行った。

CCl_4 はいずれのポイントでも検出されなかった。

MC については、Loc. 1 で 2.24ppb、Loc. 2 で 2.21ppb、Loc. 4 で 2.15ppb、Loc. 5 で 2.16ppb となっており、Loc. 3 では検出されなかった。いずれの値も排水水の環境基準 3ppm (=3,000ppb)、水道水の水質基準 0.3ppm (=300ppb) を共に下回っている。

TCE については、Loc. 1 で 12.00ppb、Loc. 3 で 1.86ppb、検出され、それ以外のポイントでは検出されなかった。いずれの値も排水水の環境基準 0.1ppm (=100ppb) を下回っているが、Loc. 1 の値は水道水の水質基準 0.01ppm (=10ppb) をわずかながら上回っている。

PCE については Loc. 1 のみで 0.19ppb 検出された。

以上の検出結果を前回調査時のものと比べると、Loc. 1 において、TCE の濃度が 10 倍となり、さらにこれまで検出されなかった PCE が検出されるなど、このポイント付近の地下水は他のポイントに比べ有機塩素系化合物による汚染が進行していることが判る。

これらの汚染源については、工業排水などの地下浸透による直接的なものだけでなく、地中の汚染物質が雨水などにより浸透したもの、さらには大気中の汚染物質が同様に地中に浸透したものなども考えられ、特定するのが非常に困難である。しかし、今回の分析結果と、これまでの調査から予想されている、今回調査対象とした帯水層内の地下水流の方向を合わせて考えると、Loc. 1 以北の境川上流域に汚染源の一部があることは容易に想像がつく。

ところで、相模野礫層と土屋礫層とを2分している粘土層の難透水層としての効果の有無については、ここまで述べた分析結果を見る限りでは、明らかに Loc. 1 と他の地域では汚染状況が異なっており、Loc. 1 においても礫層が2分され、粘土層の難透水層として作用していると仮定してもよいように見える。

しかし、図-3 に挙げた各ポイントにおける分析結果を見ると、分析対象項目の中にない物質のピークが、すべてのポイントで現れている。有機ハロゲン系化合物であると推定できるものの、現在のところこの物質の組成を特定できていないため、今後も継続して採水・分析を行い、この物質の詳細を特定していく必要がある。この物質の組成の特定は、粘土層の効果を検証する一つの足がかりとなると考える。

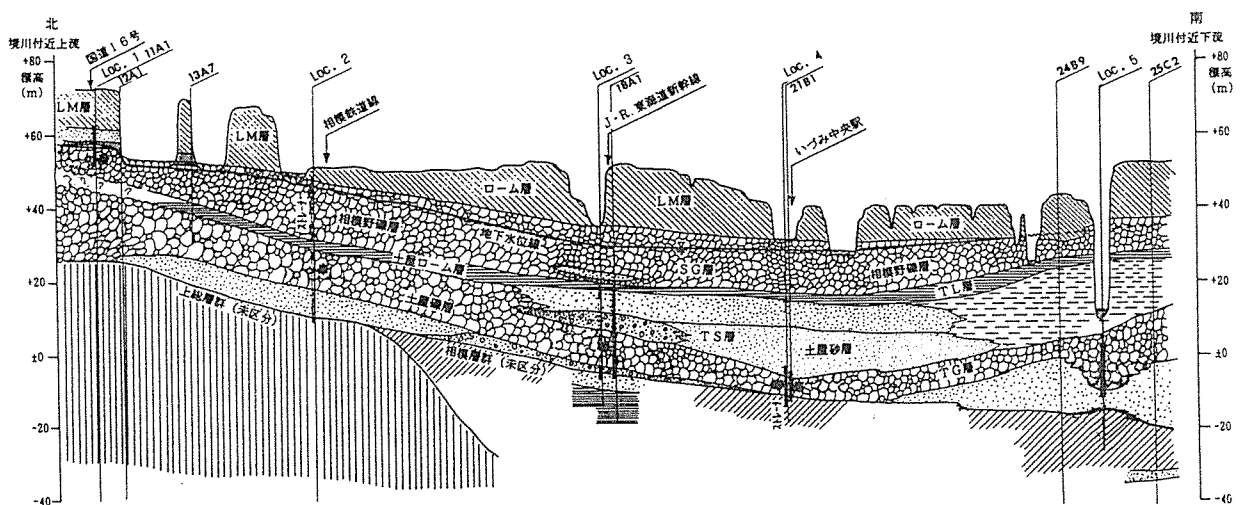
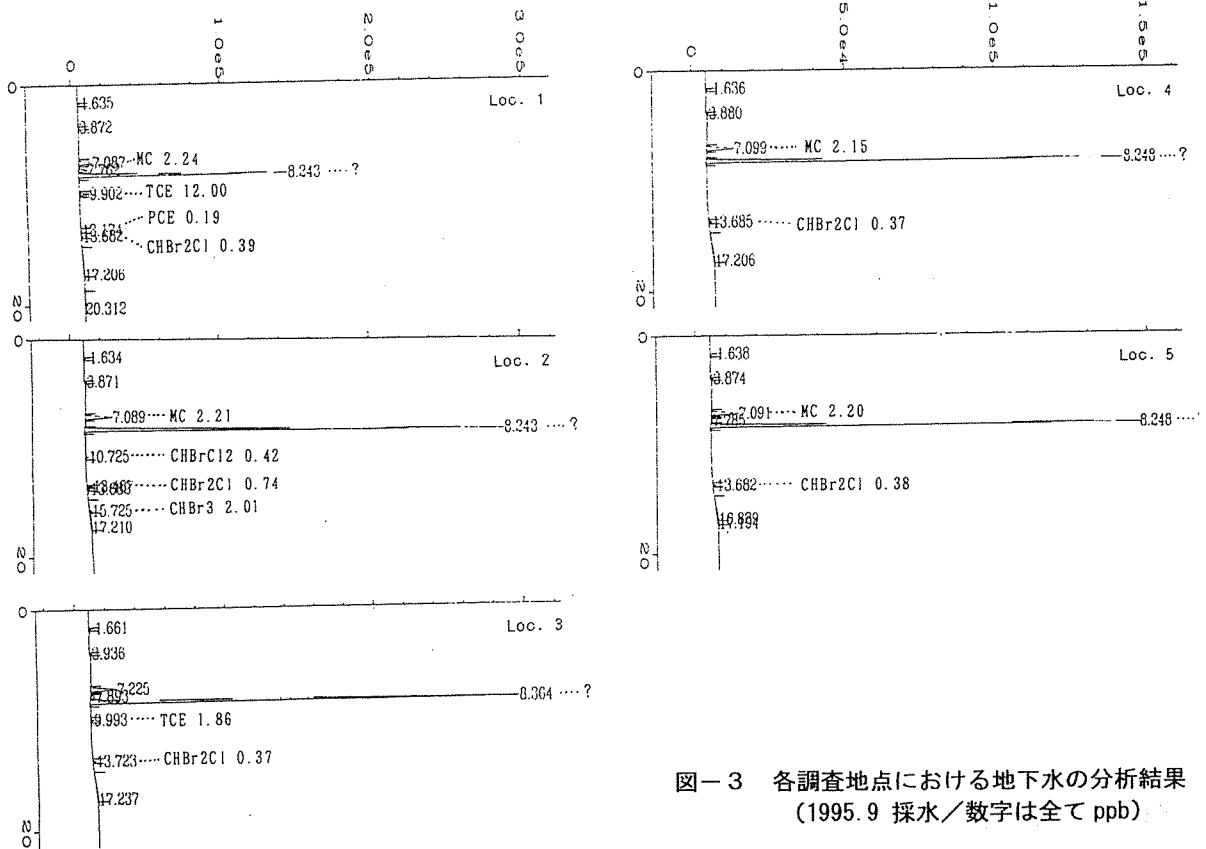


図-2 境川流域の地質断面図



図一三 各調査地点における地下水の分析結果
(1995.9 採水/数字は全て ppb)

4-3 地下水位の変動について

これまで継続してきている各観測井における水位変動をグラフにすると図-4 のようになる。

Loc. 1 及び Loc. 2 では、水位の変動がほとんど見られず安定している。これに対し、揚水が行われている Loc. 3 及び Loc. 4 では、揚水量が増加する夏期とそれ以外の時期とでは数mの差がある。しかし、夏期を過ぎると水位はほぼ回復しており、この帯水層における地下水が極めて豊富である、という前報での知見を裏付ける観測結果となっている。

参考までに Loc. 4 で行っている1時間おきの自動計測データによると(図-5 参照)、1日のうちでも揚水時と静水時とで水位は上下するが、静水時には水位がほぼ回復していることが解る。

新たにもうけた Loc. 5 についても水位は安定している。

5. まとめ

以上より今回の調査で次のような知見が得られた。

- 1) 境川流域の市域最南端部における相模野礫層の帯水層、相模野礫層・土屋礫層の堆積環境が概ね把握できた。
- 2) 地下水の汚染状況は、微量ではあるが、有機塩素系化合物が各井戸で検出され、一部では前回調査に比べて汚染が進み、飲料水としての基準を超えた。
- 3) 水量は、相変わらず豊富である。

6. 今後の課題

今回の調査で本市最大の地下帯水層である相模野礫層の分布と堆積状況、地下水の保有状況など、その概要が明らかとなったが、地下水汚染に関しては、今後その水位を見守ると同時に汚染機構の解明を引き続き行っていく必要がある。

また、相模野礫層より深層部にある帯水層についても調査を進め、今後も引き続き横浜市域全体の地下水環境について解明していく必

要がある。

ところで、先の阪神淡路大震災の際には、水道管の切断のため消防用水、生活用水が著しく不足し大きな問題となったが、このとき多くの事業用井戸が解放され、大いに役に立ったという。横浜においても、今回の震災を教訓に大都市型災害に備えた緊急用水源を確保することが急務であると思われる。しかし、現在使用されているそれらの井戸の多くは構造が不明瞭であったり、地質層序も明らかではなく、それが確実な供給源となり得るものなのかどうか、今後一層調査を推し進める必要があると考える。

謝 辞

本報告をまとめるにあたり、水質分析については、本研究所水質部門の飯塚貞男氏に全面的に協力いただいた。ここに厚く御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 横浜市公害研究所：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)、公害研資料No. 83, (1988)。
- 2) 杉本実・梅原順造：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, 第15号, (1991)。
- 3) 飯塚貞男・杉本実・梅原順造：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, 第15号, (1991)。
- 4) 杉本実・梅原順造・飯塚貞男：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 -, 横浜市環境科学研究所報, 第17号, (1993)。
- 5) 杉本実・梅原順造：横浜の地下水に関する調査研究(4) - 相模野帯水層の地下水汚染機構解明調査, 横浜市環境科学研究所報, 第19号, (1995)。

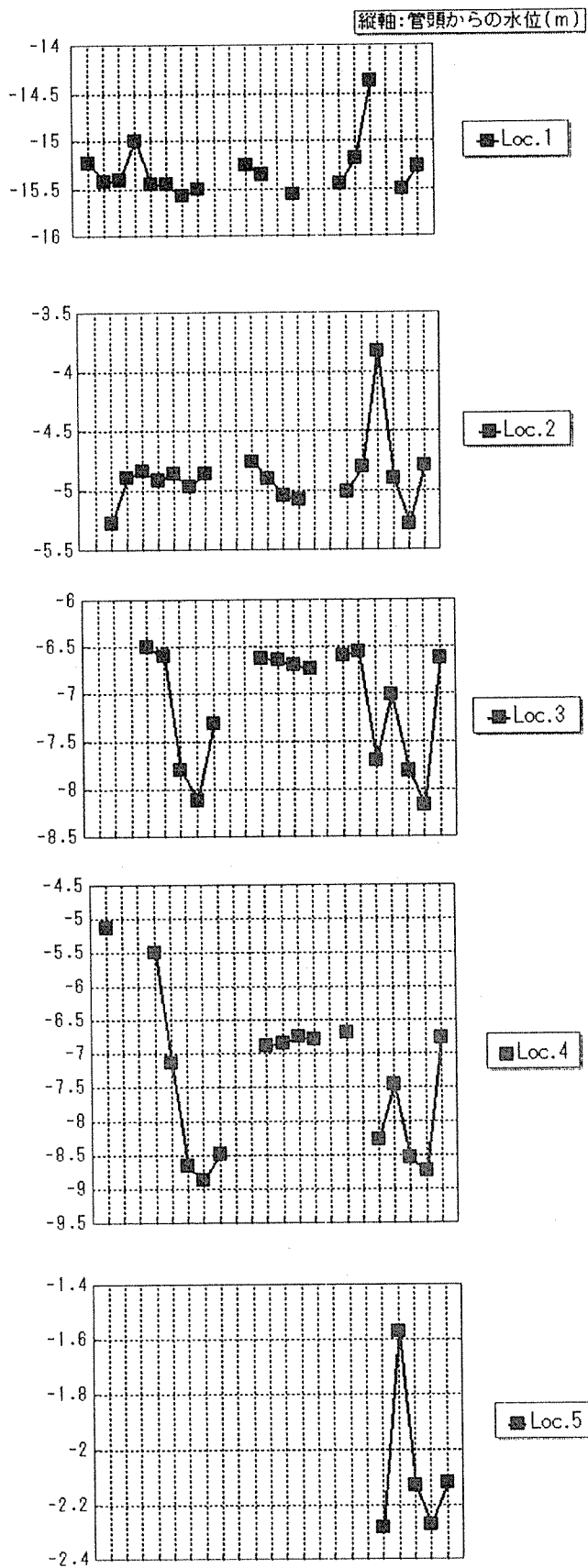


図-4 各地点における水位変動

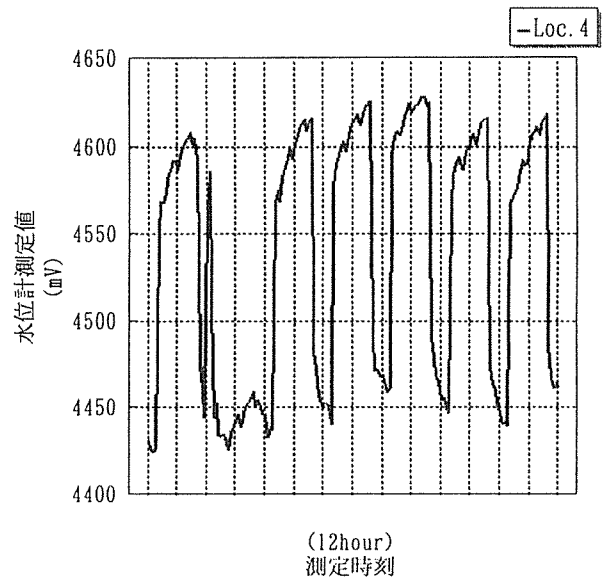


図-5 自動計測装置による
Loc. 4における水位計測結果

横浜市における酸性雨調査

— 1994 年の調査結果 —

矢本 てるみ*, 加藤 善徳*

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 ⁺ , K ⁺ , Na ⁺	イオンクロマトグラフ法
Ca ²⁺ , Mg ²⁺	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

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 1 mm 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、1994 年の調査結果について報告する。

2. 調査内容

採取期間：1994 年 1 月～1994 年 12 月

採取地点：横浜市環境科学研究所屋上（横浜市磯子区滝頭）

採取方法：自動雨水採取装置（小笠原計器製作所 US-400 型）により一降水全量及び初期 1 mm 降水を各降水毎に採取した。

分析項目及び分析方法：表—1 に示した。

3. 結果

3-1 気象状況及び採取状況

1994 年 1 月～12 月の 1 年間に一降水全量及び初期 1 mm 降水を各 62 試料ずつ採取した。なお、降水量 1mm 未満の降水は調査対象から除外した。

1994 年の年間降水量（採取した降水の貯水量より算出）は 1372mm となり、この値は、採取地点から約 4 km 離れた横浜地方気象台における年間降水量¹⁾ (1390mm) の 98% で、両者は概ね一致していた。

また、月間降水量でみると、8 月、9 月が平年に比べやや多かったが、その他の月は平年並みややや少なくなっており、年間降水量としては平年²⁾ (1569mm) に比べやや少なめとなった。

3-2 pH

図—1、2 に一降水全量及び初期 1 mm 降水の pH の最高、最低、平均値を示した。

(1) 一降水全量

1994 年の一降水全量の最高 pH は 5.71 (4 月 8 日, 降水量 3.5mm), 最低 pH は 3.68 (6 月 1 日, 降水量 5.3mm), 降水量で重み付けした平均 pH は 4.55 であり、この値は前年までの 10 ヶ年の平均値 4.65 (表—2) と比べやや低い値であった。

また、図—3 に pH の頻度分布を示したが、一降水全量の pH は 4.5 以上 5.0 未満の階級が 25 試料 (40.3%) と最も多く、次いで pH 4.0 以上 4.5 未満の 16 試料 (25.8%) だった。また、pH 4.0 未満の特に pH の低い降水は 9 試料 (14.5%) あり、2 月～4 月及び 6 月、7 月に観測された。なお、酸性雨とされる pH 5.65 以下の降水は 61 試料 (98.4%) で、採取した降水のほとんどが酸性雨であった。

次に、経年変化についてみると（図—1、欠測期間のある年は除く）、加重平均値は 4.55～4.75 の範囲内にあり、ほぼ横ばい状況であるが、最低値については 1987 年以降、やや低下する傾向となっている。

(2) 初期 1 mm 降水

1994 年の初期 1 mm 降水の最高 pH は 6.71 (11 月 22 日)¹⁾、最低 pH は 3.48 (7 月 12 日)、加重平均 pH は 4.26 であり、この値は前年までの 10 ヶ年の平均値 4.28 (表—2) とほぼ同じ値であった。

また、図—3 に pH の頻度分布を示したが、初期 1 mm 降水の pH は、一降水全量と同様、4.5 以上 5.0 未満の階級が 16 試料 (25.8%) と最も多かった。また、pH 4.0 未満の特に pH の低い降水は 13 試料 (21.0%) であり、2 月、4 月、6 月～8 月、10 月、12 月に観測された。

次に、経年変化についてみると（図—2）、加重平均値及び最低値が 1987 年～1992 年にかけてやや低下の傾向であったが、その後は明確な傾向は見られない。

3-3 イオン成分濃度

表—2 に一降水全量及び初期 1 mm 降水の各イオン成分の年平均濃度を示す。

(1) 一降水全量

1994 年の SO₄²⁻、NO₃⁻ の年平均値 (μg/ml) は、それぞれ 2.17、1.75 であり、前年までの 10 ヶ年の平均 (1.80、1.02) と比較し、いずれもやや高い値であったが、経年的に見て大きな変化は見られなかった。

また、NH₄⁺ 及び Ca²⁺ は 10 ヶ年の平均に比べやや高く、海塩が主と考えられる Na⁺、Mg²⁺、Cl⁻ はほぼ同程度であった。

(2) 初期 1 mm 降水

1994 年の SO₄²⁻、NO₃⁻ の年平均値 (μg/ml) は、それぞれ 7.40、7.95 であり、前年までの 10 ヶ年の平均 (6.47、4.84) と比較し、やや高

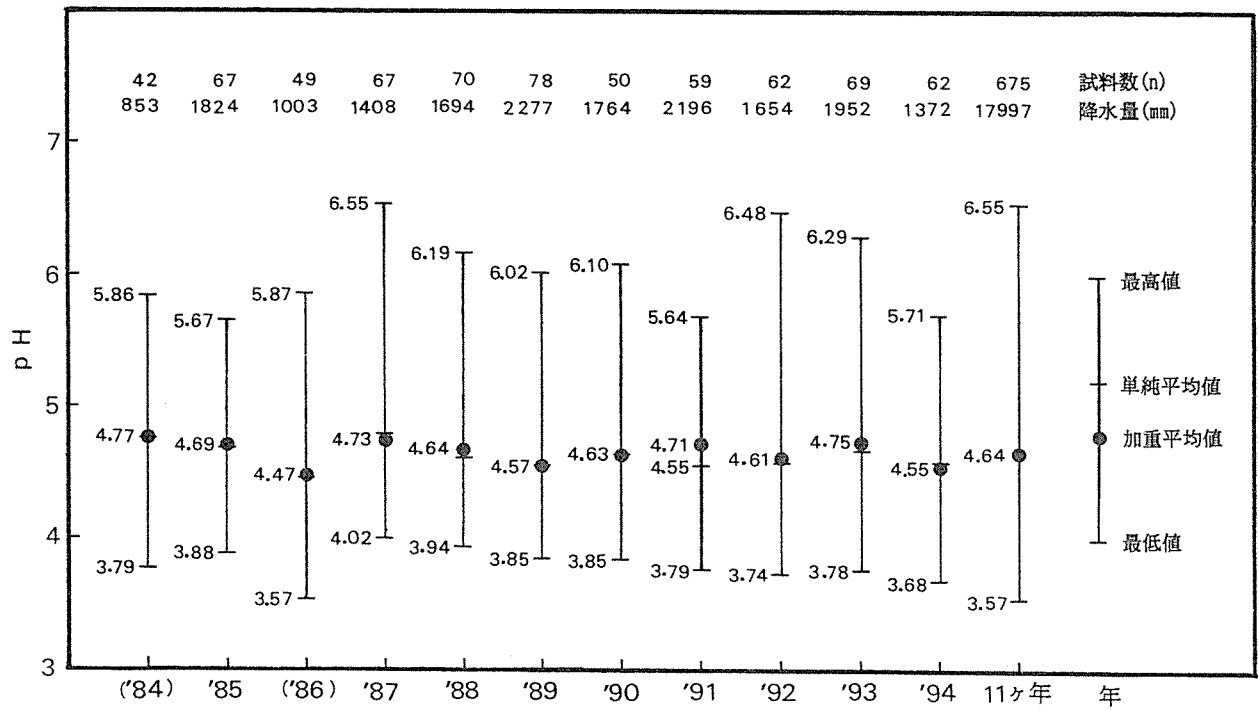


図-1 pHの経年変化（一降水全量）

（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，降水量で重み付けた平均値をpHに再変換した値である。1984年1月～4月及び1986年3月～5月は欠測である。）

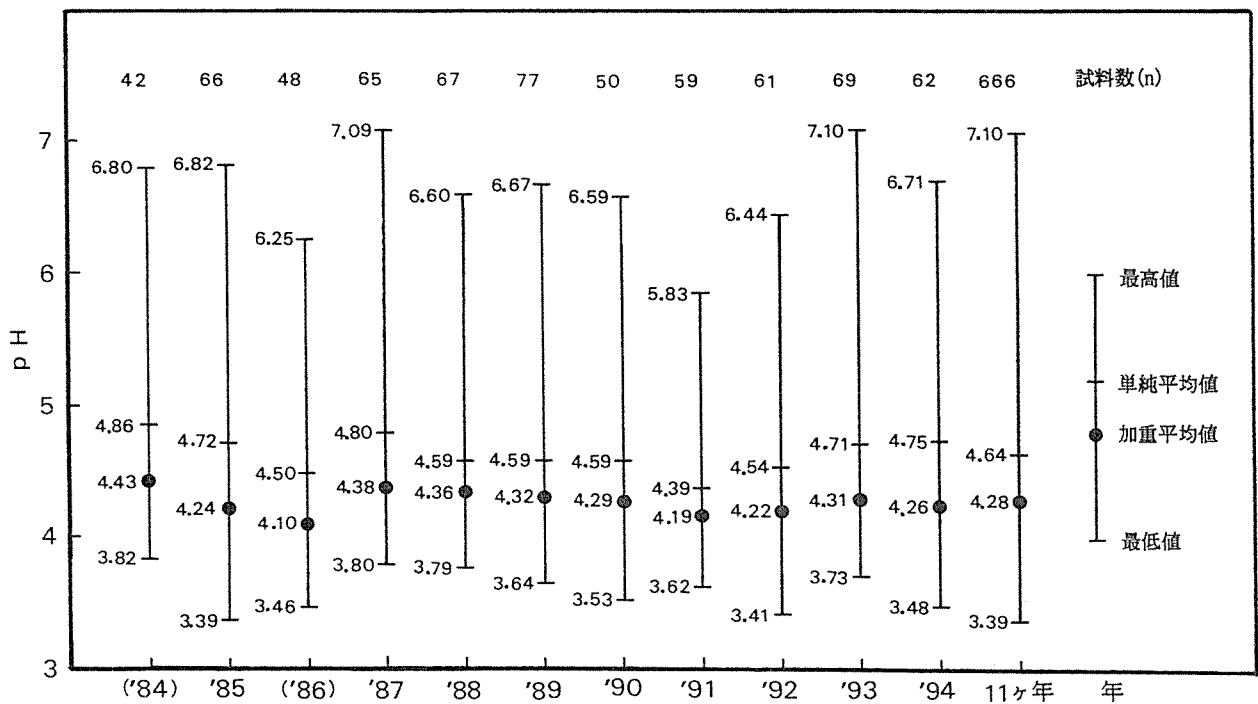


図-2 pHの経年変化（初期1mm降水）

（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たものを平均し，pHに再変換した値である。1984年1月～4月及び1986年3月～5月は欠測である。）

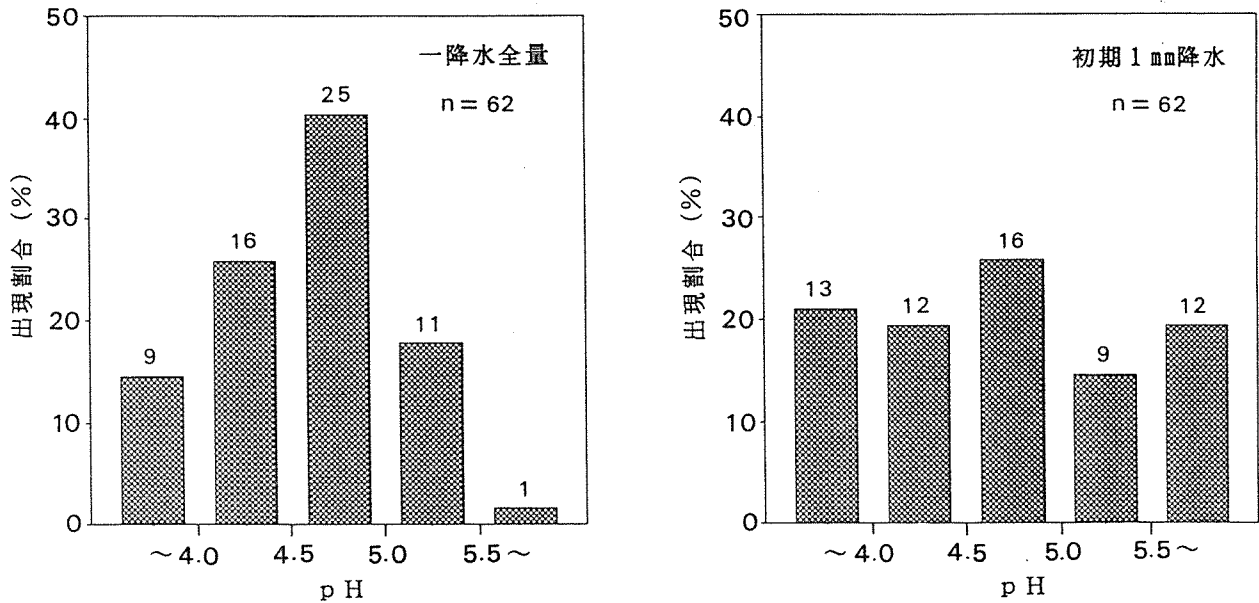


図-3 pHの頻度分布

表-2 降水成分の年平均濃度

	降水量 mm	試料数 n	pH	年平均濃度 μg/ml									
				EC μS/cm	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
	1992年	1654	62	4.61	20.6	0.59	0.04	0.65	0.24	0.09	1.73	0.97	1.58
	1993年	1952	69	4.75	17.4	0.57	0.04	0.40	0.27	0.07	1.56	1.05	1.26
	1994年	1372	62	4.55	24.7	0.63	0.03	0.58	0.35	0.10	2.17	1.75	1.41
10ヶ年	16625	613	4.65	20.6	0.52	0.05	0.56	0.21	0.09	1.80	1.02	1.37	
11ヶ年	17997	675	4.64	20.9	0.53	0.05	0.56	0.22	0.09	1.83	1.08	1.38	
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
	1992年	-	61	4.22	59.0	1.55	0.19	1.96	1.43	0.36	5.89	4.63	4.35
	1993年	-	69	4.31	77.8	2.56	0.31	2.95	2.51	0.55	8.76	8.00	7.16
	1994年	-	62	4.26	76.3	1.80	0.21	3.18	2.11	0.55	7.40	7.95	6.42
10ヶ年	-	604	4.28	65.0	1.63	0.21	2.36	1.54	0.43	6.47	4.84	5.45	
11ヶ年	-	666	4.28	66.1	1.64	0.21	2.44	1.59	0.44	6.55	5.13	5.54	

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)10ヶ年の欄には1984年~1993年の平均値、11ヶ年の欄には1984年~1994年の平均値を示した。

い値であった。

一方、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} 及び海塩が主と考えられる Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- についても10ヶ年の平均に比べやや高い値であった。

次に、経年変化をみると、 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 、 Ca^{2+} は明確な増減傾向がみられないが、 NO_3^- については1987年以降、やや上昇する傾向となっている。

4. まとめ

1994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(62試料)の平均pHは4.55、初期1mm降水(62試料)の平均pHは4.26であった。

(2) 年平均pHは、一降水全量、初期1mm降水とも、前年までの

平均値と比較し同程度ないしはやや低い値であった。

(3) SO_4^{2-} 、 NO_3^- の平均濃度($\mu\text{g/ml}$)は一降水全量が各々2.17、1.75、初期1mm降水が7.40、7.95であった。

(4) 初期1mm降水の年平均濃度は、いずれの成分とも、前年までの平均値に比べやや高い値であった。

(5) 初期1mm降水の NO_3^- 濃度は、1987年以降、やや上昇する傾向となっていた。

文 献

1) 横浜地方気象台：神奈川県気象年報，平成6年(1994)。

2) 横浜地方気象台：神奈川県気象月報，平成6年1月～12月(1994)。

トンネル坑口周辺における道路騒音の調査

中村 俊亮*

1. はじめに

横浜市内では増大する輸送需要に対応するため市内の交通網を整備拡充していく計画がある¹⁾。これらの計画で鉄道、道路を建設していく際、横浜は丘陵地が多いこと、郊外まで人口が密集していることから、人家の近くにトンネルができる可能性が高い。トンネルは騒音振動の面で考えるとトンネル内の騒音を遮へいする効果がある一方で、トンネル上部の地表面へはトンネル内の振動を伝え、トンネル坑口では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トンネルが騒音振動の面で環境に与える影響の調査をすすめており²⁾、平成5年度から調査している道路トンネルの坑口から放射される騒音の影響について調査結果を報告する。

2. 調査内容

2-1 調査トンネル

本調査では道路トンネルの形状により、図-1に示したように、2トンネル分離型と1トンネル型の2つに分けた。調査の対象としたトンネルの概要を表-1に示した。A, F, G, H, の各トンネルは1トンネル型であり、B, C, D, E, の各トンネルは2トンネル分離型であった。また、Aトンネル、Bトンネルは騒音対策としてトンネルの天井に吸音材が張り付けられており、吸音材の大きさはAトンネルが幅5.7mで坑口から46.6mまで、Bトンネルが幅5.2mで坑口から37.4mであった。尚、Aトンネルはトンネル出口から60mまでの坑口周辺は切り通しになっていた。

2-2 測定方法

トンネル坑口周辺の道路端に測定点を設け、道路騒音を測定した。測定点の位置は原則としてトンネル坑口の道路端、及び、坑口から10m, 20m, 40m, 80m離れた道路端の高さ1.2mに設けたが、

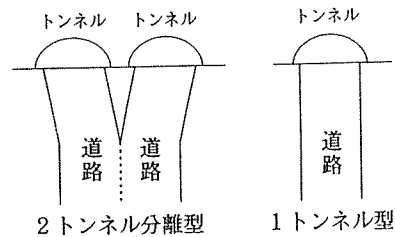


図-1 トンネルの形状

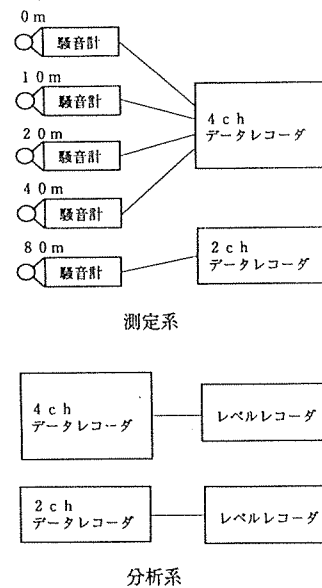


図-2 測定系と分析系

表-1 トンネルの概要

	トンネルの形状	騒音対策	高さ (m)	幅 (m)	断面積 (m ²)	全長 (m)
Aトンネル	1トンネル型	有 (坑口から46.6m迄)	6.6	11.0	54.9	220.3
Bトンネル	2トンネル分離型	有 (坑口から37.4m迄)	5.9	9.7	51.5	115.6
Cトンネル	2トンネル分離型	無	5.0	7.4	31.5	148.6
Dトンネル	2トンネル分離型	無	4.6	8.0	36.8	140.7
Eトンネル	2トンネル分離型	無	5.4	8.3	37.6	126.0
Fトンネル	1トンネル型	無	5.4	8.0	35.6	89.0
Gトンネル	1トンネル型	無	6.4	10.2	53.5	323.0
Hトンネル	1トンネル型	無	5.5	8.3	41.1	152.0

注) 2トンネル分離型のデータは測定点側トンネルのデータを用いた。

測定場所の条件により測定点の位置をずらした場合もあった。

測定方法は各測定点で同時に10分間、自動車騒音を騒音計で測定し、これをA特性でデータレコーダに収録した。同時に10分間の交通量、車種、車速についても測定した。

本調査における各トンネルの交通量のデータと測定点の位置を表-2に示した。

解析方法は自動車騒音をデータレコーダで再生し、レベルレコーダに記録して時間率騒音レベルの中央値L50を算出した。

本調査における測定系と分析系を図-2に示した。

3. 測定結果及び考察

3-1 坑口からの距離と騒音レベルの関係

各トンネルの騒音レベル(L50)をトンネル坑口からの距離別に表-3に示した。トンネル坑口で78~86dB、坑口から10mで75~81dB、坑口から20mで72~77dB、坑口から最も離れた地点である75~80mでは68~74dBとなり、トンネル坑口から離れるほど騒音レベルが低くなる傾向があった。

3-2 トンネルによる騒音レベルの上昇量

トンネルによる騒音レベルの上昇量は、各トンネルにより交通量等が異なり、トンネルがない場合の道路騒音のデータがないため、表-3のデータのままでトンネルによる上昇量は求められない。そこで交通量に対応したトンネルがなかった場合の騒音レベルの予測値が必要とされた。道路騒音の予測式としては日本音響学会の予測式³⁾(以下、音響学会式)がその予測精度の高さ⁴⁾から最も適していると考えられた。音響学会式は

$$L50 = Lw - 8 - 20 \log_{10} L + 10 \log_{10} (\pi L / d \tanh(2 \pi L / d))$$

+ α

L50 : 騒音レベルの予測値 (dB(A))

Lw : 一台の車から発生する騒音の平均パワーレベル (dB(A))

L : 車線から受音点までの距離 (m)

d : 平均車頭間隔, $d = 1000 V / Q$ (m)

Q : 交通量 (台/時)

V : 速度 (km/時)

α : 補正値 (平坦道路路肩の場合 -2.5)

で表される。この音響学会式に交通量、車速等のデータを入れてトンネルがなかった場合の騒音レベルを予測して、各トンネルの予測結果をトンネル周辺の実測値と比較して表-4に示した。合わせて実測値と予測値のレベル差を計算し、この値をトンネルによる騒音レベルの上昇量として表-4に示した。各トンネル坑口周辺の上昇量をみてみるとトンネル坑口では7~16dB、坑口から10mでは4~11dB、坑口から20mでは3~8dBの上昇がみられたが、坑口から75~80m離れると0~3dBの上昇量となりトンネルの影響がほとんどみられなくなった。

3-3 トンネル構造と騒音レベルについて

トンネルの構造の違いによって騒音レベルへの影響がどう変わるかを検討した。表-5にトンネルを構造別、騒音対策の有無別に分けてトンネルによる騒音レベルの上昇量をまとめたものを示した。騒音対策の無い1トンネル型と2トンネル分離型を比べると、トンネル坑口で1トンネル型が14~16dB、2トンネル分離型が11~15dB、坑口から10mで1トンネル型が9~11dB、2トンネル分離型が7~

表-2 交通量と測定点の位置

	上り下り	交通量 (台/時)	車速 (km/h)	大型車混入率 (%)	測定点の位置
Aトンネル	上り (一方通行)	936	40.5	17.3	上り車線入口側 坑口から0m, 10m, 20m, 30m, 60m
Bトンネル	上り	900	52.5	20.0	下り車線出口側
	下り	1026	50.3	9.4	坑口から0m, 10m, 20m, 40m, 75m
Cトンネル	上り	1212	52.2	13.4	下り車線出口側
	下り	1122	47.7	16.6	坑口から0m, 10m, 20m, 40m, 75m
Dトンネル	上り	1254	69.5	23.0	上り車線出口側
	下り	1002	60.1	22.2	坑口から0m, 10m, 20m, 40m, 80m
Eトンネル	上り	732	44.7	16.4	上り車線入口側
	下り	828	48.6	14.5	坑口から0m, 10m, 20m, 40m, 80m
Fトンネル	下り (一方通行)	1026	48.8	9.9	下り車線出口側 坑口から0m, 10m, 20m, 40m, 80m
Gトンネル	上下合計	978	49.5	20.9	下り車線入口側 坑口から0m, 10m, 20m, 40m, 80m
Hトンネル	上り	942	48.3	19.1	上り車線入口側
	下り				坑口から0m, 10m, 20m, 40m, 80m

表-3 トンネル騒音の実測値

坑口からの距離	騒音レベル(L50) dB							
	0 m	10 m	20 m	30 m	40 m	60 m	75 m	80 m
Aトンネル	81	77	75	75		71		
Bトンネル	78	75	74		74		72	
Cトンネル	83	79	77		77		74	
Dトンネル	86	81	77		75			74
Eトンネル	83	76	72		70			68
Fトンネル	83	79	76		74			71
Gトンネル	86	80	76		73			70
Hトンネル	83	78	75		74			72

表-4 トンネル騒音の予測値と上昇量

トンネル名	距離	実測値(dB)	トンネルがない 場合の予測値(dB)	トンネルによる 上昇量(dB)
Aトンネル	0m	81	68	13
	10m	77	68	9
	20m	75	68	7
	30m	75	68	7
	60m	71	68	3
Bトンネル	0m	78	71	7
	10m	75	71	4
	20m	74	71	3
	40m	74	71	3
	75m	72	71	1
Cトンネル	0m	83	72	11
	10m	79	72	7
	20m	77	72	5
	40m	77	72	5
	75m	74	72	2
Dトンネル	0m	86	74	12
	10m	81	74	7
	20m	77	74	3
	40m	75	74	1
	80m	74	74	0
Eトンネル	0m	83	68	15
	10m	76	68	8
	20m	72	68	4
	40m	70	68	2
	80m	68	68	0
Fトンネル	0m	83	68	15
	10m	79	68	11
	20m	76	68	8
	40m	74	68	6
	80m	71	68	3
Gトンネル	0m	86	70	16
	10m	80	70	10
	20m	76	70	6
	40m	73	70	3
	80m	70	70	0
Hトンネル	0m	83	69	14
	10m	78	69	9
	20m	75	69	6
	40m	74	69	5
	80m	72	69	3

表-5 トンネル構造別の上昇量

1 トンネル型 (騒音対策有り)					
坑口からの距離	0m	10m	20m	30m	60m
トンネルによる上昇量 (dB)	13	9	7	7	3

1 トンネル型 (騒音対策無し)					
坑口からの距離	0m	10m	20m	40m	80m
トンネルによる上昇量 (dB)	14~16	9~11	6~8	3~6	0~3

2 トンネル分離型 (騒音対策有り)					
坑口からの距離	0m	10m	20m	40m	75m
トンネルによる上昇量 (dB)	7	4	3	3	1

2 トンネル分離型 (騒音対策無し)					
坑口からの距離	0m	10m	20m	40m	75~80m
トンネルによる上昇量 (dB)	11~15	7~8	3~5	1~5	0~2

8 dB, 坑口から 20 m で 1 トンネル型が 6~8 dB, 2 トンネル分離型が 3~5 dB となり, 2 トンネル分離型の方が 1 トンネル型より騒音レベルの上昇量が若干, 少ない傾向がみられた。

3-4 騒音対策の有無による騒音レベルの違いについて

騒音対策による騒音レベルの上昇量の違いを検討してみた。表-5 で 1 トンネル型で騒音対策のある場合とない場合を比べてみると, 坑口では騒音対策がある方が 1~3 dB だけ上昇量が少なかった。他の地点で明確な違いがみられないのは, 騒音対策をしている A トンネルの出口が切り通しになっているため音が反射して騒音レベルが上昇して, 騒音対策の効果が相殺されているためと考えられた。

2 トンネル分離型で騒音対策のある場合とない場合を比べると, 騒音対策の効果によりトンネルによる騒音レベルの上昇量が少なくなっているのがわかった。騒音対策の効果はトンネル坑口で 4~8 dB, 坑口から 10 m で 3~4 dB, 坑口から 20 m で 0~2 dB となり, 坑口放射音の影響が大きい坑口に近い場所が騒音対策の効果が大きくでている。

4. まとめ

8ヶ所の道路トンネルの坑口周辺の道路沿いで道路騒音を測定し以下のことがわかった。

(1) トンネル坑口周辺の騒音はトンネル坑口で 78~86dB, 坑口から 10 m で 75~81dB, 坑口から 20 m で 72~77dB, 坑口から最も離れた地点である 75~80 m では 68~74dB となりトンネル坑口から離れ

るほど騒音レベルが低くなる傾向があった。

(2) トンネルからの放射音による騒音レベルの上昇量はトンネル坑口では 7~16dB, 坑口から 10 m では 4~11dB, 坑口から 20 m では 3~8 dB であったが, 坑口から 75~80 m 離れると 0~3 dB の上昇量となりトンネルの影響がほとんどみられなくなった。

(3) トンネルの天井に吸音板を張る騒音対策の効果は, 2 トンネル分離型では騒音対策がない場合に比べてトンネル坑口で 4~8 dB, 坑口から 10 m で 3~4 dB, 坑口から 20 m で 0~2 dB の騒音の低減が認められた。

(4) 道路トンネルの坑口周辺で最も騒音レベルが高くなるのは 1 トンネル型で騒音対策がない場合であり, 坑口からの放射音の影響が最も少ないのが 2 トンネル分離型で騒音対策がしてある場合であった。

文 献

- 1) 横浜市: ゆめはま 2010 プラン-基本計画-, 32-37(1994).
- 2) 中村俊亮: 道路トンネルにおける振動調査, 横浜市環境科学研究所報第 17 号, 69-78(1993).
- 3) 石井聖光: 道路交通騒音予測計算方法に関する研究(その 1), 日本音響学会誌, 31(8), 507-517(1975).
- 4) 鹿島教昭, 樋高雄治: 国道に近接した高層集合住宅における遮音測定, 横浜市公害研究所報第 5 号, 71-77(1980).

ダイアジノンの密封条件下における分解性について

(II) 土壌中におけるダイアジノンの分解性

酒井 学*

1. はじめに

ダイアジノンは、有機リン系の殺虫剤であり、現在一般に使用されている。その分解性について、前報¹⁾では中性の水溶液中で実験を行い、35日後の残存率は無菌系及び河川微生物添加系いずれも87%であると結論された。水溶液中でダイアジノンは高い残存率であったことから残留性が懸念される。

今までに土壌中の分解については、直接散布した農地をモデルとし、ダイアジノン濃度が1 µg/g (wet) を超える濃度範囲において実験が行われ、分解性が報告されている²⁻⁹⁾。しかし河川底質や河川水を利用している土地といった農地以外の場所では、ダイアジノンの公共用水域における環境基準(要監視項目、0.005mg/l以下)を考慮すると、1 µg/g以下の地点が大部分である。このような低濃度におけるダイアジノンの土壌中における分解性については、佐来らによる農薬混合標準液を土壌に添加して検討した例はあるものの¹⁰⁾、ダイアジノン単独の場合についてはほとんど検討されておらず、不明な点も多い。そこで今回土壌をアンプルに入れ、ダイアジノン水溶液を加えてから、ダイアジノンの大気への拡散による濃度変化を防ぐために密封し、20℃に保存した系を用いて、低濃度における土壌中の分解性実験を行った。

2. 実験

2-1 ダイアジノンの測定

ダイアジノンの測定にはGC (FPD検出器, HP 5890 II)を用いた。測定条件は前報¹⁾と同じである。

2-2 ダイアジノン水溶液の調製

ダイアジノンのn-ヘキサン溶液(2.2g/l) 4 mlをとり、軽く窒素ガスをあてて、n-ヘキサンをとばした後、蒸留水4 lを加えた。次にこの溶液を加圧ろ過滅菌(メンブランフィルター, ミリポア社, 孔径0.10 µm)し、ダイアジノン水溶液を調製した。

2-3 アンプルの調製

土壌(乾燥減量34%)を当研究所敷地内から採取し、10g(wet)を容量20mlのアンプルに入れた後、熱処理を行わない系、高圧蒸気滅菌(121℃, 30分)を行った系、乾熱滅菌(180℃, 60分)を行った系の3系列を調製した。そこに、2-2で調製したダイアジノン水溶液2 ml加えてから密封し、20℃, 暗所に保存した。

2-4 土壌中のダイアジノンの測定

一定時間が経過してからアンプルを開封し(各系n=2), アセトン2 mlにて2回, 蒸留水5 mlにて5回, アンプルを洗いながら内容物を100ml栓付きメスシリンダーに移した。蒸留水により70mlにメスアップした後、塩化ナトリウム5 gを添加し、n-ヘキサン15mlで2~3回抽出を行った。なお、この際分離の悪い試料の場合は、

遠心分離操作を行った。抽出したn-ヘキサンに窒素ガスパージを加え、定容(30ml)とした後、GCにて定量した。

3. 結果及び考察

はじめに濾過滅菌した水溶液のダイアジノン濃度を測定したところ、0.874mg/lであった。この水溶液2 mlをアンプル中の10g(wet)の土壌に加えたことから、ダイアジノンの土壌中の初期濃度は0.175 µg/gとなった。

次にダイアジノンの残存率を表-1に示した。調製直後のダイアジノン濃度は、添加量に対して熱処理を行わない系で88%, 高圧蒸気滅菌を行った系及び乾熱滅菌を行った系で97%であった。これは添加回収率を示すものであり、熱処理を行わない系でやや低いものの、土壌試料ということとを考慮すると、十分な回収率であった。

時間が経過するに従い、いずれの系においてもダイアジノンの減少が認められた。14日後の残存率についてみると、高圧蒸気滅菌を行った系58%, 乾熱滅菌の系で56%, 熱処理を行わない系で2%であった。滅菌した系の分解は化学的分解の可能性を示しており、ダイアジノンは化学的作用により14日後には添加量の40%程度が分解したものと推察される。また、熱処理を行わない系は化学的分解プラス微生物的分解であることから、14日後に添加量の40%程度が化学的に分解し、50%程度が微生物的に分解したものである。

表-1 土壌中におけるダイアジノンの残存率(%)

	0日後	3日後	7日後	14日後	21日後	35日後
土壌(非加熱)	88	35	11	2	2	2
土壌(高圧蒸気滅菌)	97	74	66	58	50	46
土壌(乾熱滅菌)	97	78	59	56	52	43

n=2

今回の土壌の結果に前報の水溶液の結果を合わせて図-1に示した。ダイアジノンは水溶液中の場合にはかなり安定で無菌系及び河川微生物添加系いずれも35日後に88%残存していた。水溶液中(河川水中)において20~21日後の残存率がほぼ0%に減少したとの報告もあり^{11, 12)}、この実験において河川微生物添加した水溶液中において比較的高い残存率であった理由としては、微生物の数及び種類によるものと考えられる。

一方、土壌中では、熱処理を行わない系において14日後にほとんどのダイアジノンの消失が認められた。高圧蒸気滅菌及び乾熱滅菌

を行った系では3日後に残存率が各々74, 78%となり, その後残存率の減少速度はゆるやかになったものの, 21日後には残存率が50, 52%とほぼ半分になった。

またグラフより土壌中のダイアジノンの半減期を求め, 今までに報告された文献値と合わせて, 表-2に示した。実験条件が各々異なるために正確な比較はできないが, 今回の実験で求められた熱処理を行わない系のダイアジノンの半減期が, 2日と最も短くなっている。これは, ダイアジノンの土壌中の初期濃度が低いこと及び土壌中の微生物活性が高かったことに起因するものと推定される。

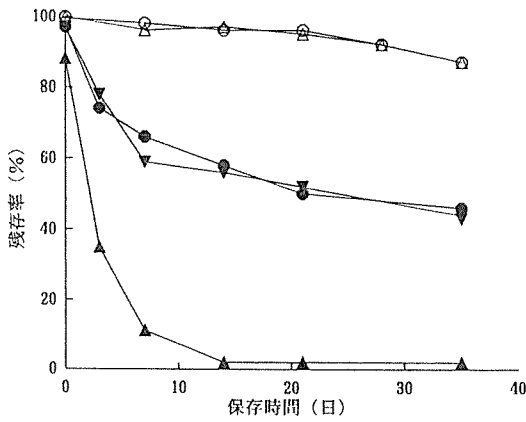


図-1 ダイアジノン残存率の経時変化
 ▲ 非加熱土壌, ● 高圧蒸気滅菌土壌
 ▼ 乾熱滅菌土壌, △ 河川水添加水溶液
 ○ 無菌水溶液

表-2 土壌中におけるダイアジノンの半減期

試料採取場所	処理方法	保存温度 (°C)	半減期 (日)
横浜	非加熱	20	2
	高圧蒸気滅菌	20	2.2
	乾熱滅菌	20	2.2
アメリカ	非加熱	25	1.4~2.8 ²⁾
	高圧蒸気滅菌	30	9~17 ⁴⁾
フィリピン	非加熱	30	3.4~4.4 ⁴⁾
	高圧蒸気滅菌	30	7 ⁶⁾

以上のことから, 実際の自然環境中の土壌に, 低濃度のダイアジノンが存在したとしても, 通常の土地では, かなりはやく消失するものと推察される。しかし, 滅菌した土壌では消失速度が遅かったことから, 土壌微生物がダメージを受けているような土地では, 若干その消失が遅くなるものと思われる。

文 献

- 1) 酒井 学: ダイアジノンの密封条件下における分解性について (I) ダイアジノン水溶液の分解性, 横浜市環境科学研究所報, 19, 133-134(1995).
- 2) Getzin, L. W. and I. Rosefield: Persistence of Diazinon and Zinophos in Soils, *J. Econ. Entomol.*, 59, 512-516(1966).
- 3) Getzin, L. W.: Persistence of Diazinon and Zinophos in Soil-Effects of Autoclaving, Temperature, Moisture and Acidity, *J. Econ. Entomol.*, 61, 1560-1565(1968).
- 4) Sethunathan, N. and I. C. MacRae: Persistence and Biodegradation of Diazinon in Submerged Soils, *J. Agr. Food Chem.*, 17, 221-225(1969).
- 5) Sethunathan, N. and T. Yoshida: Fate of Diazinon in Submerged Soil-Accumulation of Hydrolysis Product, *J. Agr. Food Chem.*, 17, 1192-1195(1969).
- 6) 高橋巖, 榊井昭夫: 水面施用におけるダイアジノンの動態, 日本応用動物昆虫学会誌, 18, 171-176(1974).
- 7) Schoen, S. R. and W. L. Winterlin: The Effects of Various Soil Factors and Amendments on the Degradation of Pesticide Mixtures, *J. Environ. Sci. Health*, B22, 347-377(1987).
- 8) 穴戸孝, 上路雅子, 田中善之: 農業生産環境における天然放射性核種の動態解明(2) 易分解性¹⁴C化合物の土壌における分解, 国立機関原子力試験研究成果報告書, 29, 120.6-120.7(1989).
- 9) Sattar, M. A.: Fate of Organophosphorus Pesticides in Soils, *Chemosphere*, 20, 387-396(1990).
- 10) 佐来栄治, 早川修二, 荒木恵一: 農薬の分解性について(第3報) 河川底質中での分解性について, 三重県環境科学センター研究報告, 14, 23-26(1994).
- 11) 杉崎三男, 倉田泰人: 河川環境におけるゴルフ場関連農薬の挙動, 埼玉県公害センター研究報告, 19, 64-75(1992).
- 12) 佐来栄治, 早川修二, 荒木恵一: 農薬の分解性について(第2報) 河川水, 滅菌河川水中での分解性の比較, 三重県環境科学センター研究報告, 13, 65-72(1993).

界面活性剤からみた横浜市内中小河川の汚濁の経年変化

飯塚 貞男*, 下村 光一郎*

要 旨

横浜市内で生活排水が流入する13の中小河川水の界面活性剤（陰イオン界面活性剤）の濃度を、昭和60年から平成5年まで調査しその経年変化を示した。公共下水道が整備されるとともに河川の泡立ちが目立たなくなり濃度も低くなってきており、13河川の調査地点での平成5年の調査では、12の調査地点が0.5mg/l以下となっていた。また調査した有機汚濁の指標であるBODの濃度も同様に減少してきており、平成5年の調査では、11の調査地点が10mg/l以下となっており環境基準値（D、E類型）を満足していた。

1. はじめに

横浜市内の河川の水質は、事業所に対する排水規制の指導と公共下水道の整備等により改善されてきている。しかし、支川となっている中小河川はいまだに生活排水による汚濁が問題となっている。生活排水の台所、ふろ、洗濯排水等は大きな有機汚濁原（BOD）であるとともに、界面活性剤も含有している。家庭で使用される界面活性剤の日本における生産量は、平成3年では75万トンであると言われており¹⁾、各家庭や事業所の使用量からすると、最も環境中へ流出している化学物質の一つと言える。そのため河川水中の界面活性剤の濃度を測定することは必要なことと考えられる。筆者らは、主に生活排水が流入する市内の中小河川の界面活性剤（陰イオン界面活性剤）を昭和60年から平成5年まで測定し、その結果とBODの経年変化²⁾を対比したので報告する。

2. 調査方法

- ①調査地点：13支川の調査地点を図-2に示す。
- ②調査期間：昭和60年4月～平成5年12月
- ③分析方法：陰イオン界面活性剤
ビス（エチレンジアミン）銅（II）法³⁾

3. 結果及び考察

河川水中の陰イオン界面活性剤（以下界面活性剤）の濃度が0.5～1.0mg/l以上になると発泡するといわれているが、各河川ともかつては発泡現象が見られ、BODの濃度も10mg/lを超えている調査地点が多く見られた。しかし、図-1、2に示すように横浜市には11の下水処理場ができ、公共下水道の普及率は、平成5年までに95%となっており、河川水中の界面活性剤やBOD濃度の減少は著しく、大幅な改善が図られた。市内主要河川水系ごとの調査結果は次のとおりである。

① 鶴見川水系

図-2に示すように調査した三つの支川のうち黒須田川、奈良川は、農地や住宅地を通り鶴見川に流入する。また江川は住宅地や中小の工場地域を通過して鶴見川に流入している。流域には4つの下水処理場がある。図-3に示すように界面活性剤の濃度は、黒須田川、

奈良川では、0.05～0.4mg/lで泡立ちは見られなかったが、江川での濃度は、60年の調査で1.2mg/l、63年では1.4mg/lとなった。また有機汚濁の指標であるBODの濃度は、昭和60年では、江川で27mg/l、黒須田川で15mg/l、奈良川で7.5mg/lとなり、環境基準値（D類型）の8mg/lを江川と黒須田川は超えた。しかし、公共下水道が整備されるに伴って界面活性剤、BODの濃度は、共に減少傾向を示し、平成5年では、BODの濃度は、いずれも5mg/l以下となり環境基準値（D類型）を下回った。ところで、図-3の江川の調査結果を見ると平成元年以後の界面活性剤、BODの濃度が急激に減少している。昭和63年の調査結果では、界面活性剤の濃度は、1.4mg/l、BODは、25mg/lであったが、平成5年の結果をみると界面活性剤は0.2mg/l以下となり、またBODも5mg/l以下となった。これは、公共下水道の普及とともに水量の減った江川に下水処理場の高度処理水を維持用水として放流しているためである。水量の減少は、他の河川にも共通した問題であり、今後の重要な課題と考えられる。

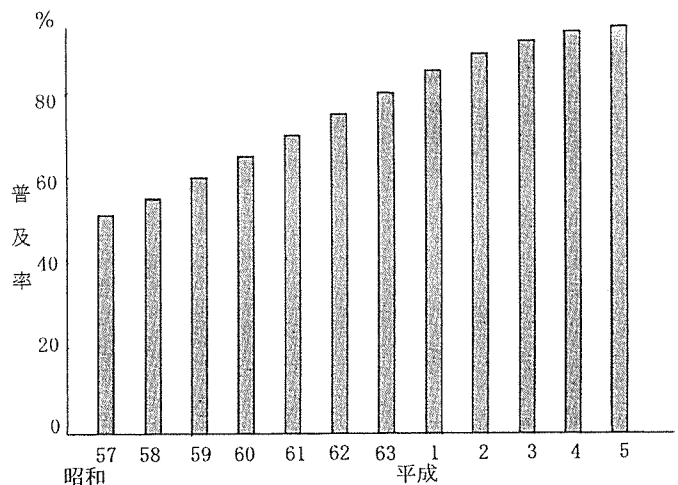


図-1 横浜市の公共下水道の普及率の経年変化

The concentration of the anionic detergent in the small river in Yokohama 1987～1995

*Sadao Iizuka, *Kouichirou Simomura 横浜市環境科学研究所水質部門

② 帷子川水系

この流域にはかつて、捺染染色など界面活性剤を使用する事業所が多く存在し、昭和60年以前の調査では界面活性剤の濃度が6.0mg/lを超えていたが⁴⁾、事業所の移転指導等により事業所からの排水の影響が少なくなり、平成5年の帷子川(鶴舞橋)の調査では、図-4に示すように0.3mg/lとなり泡立ちはみられなくなった。二俣川、中堀川は、いずれも住宅地域を抜けて帷子川に流入している。公共

下水道も整備されてきており、界面活性剤の濃度は減少する傾向にあるが、中堀川では泡立ちが依然見られ平成5年の調査では0.7mg/lであった。一方、BODは界面活性剤と同様に減少しているが、平成5年の調査では中堀川では、9.5mg/lまた二俣川では16mg/lとなり環境基準値(E類型)の10mg/lを超えていた。しかし、本流の帷子川では昭和60年の調査では25mg/lを超えていたが、平成5年には4.8mg/lとなり環境基準値(E類型)を下回った。

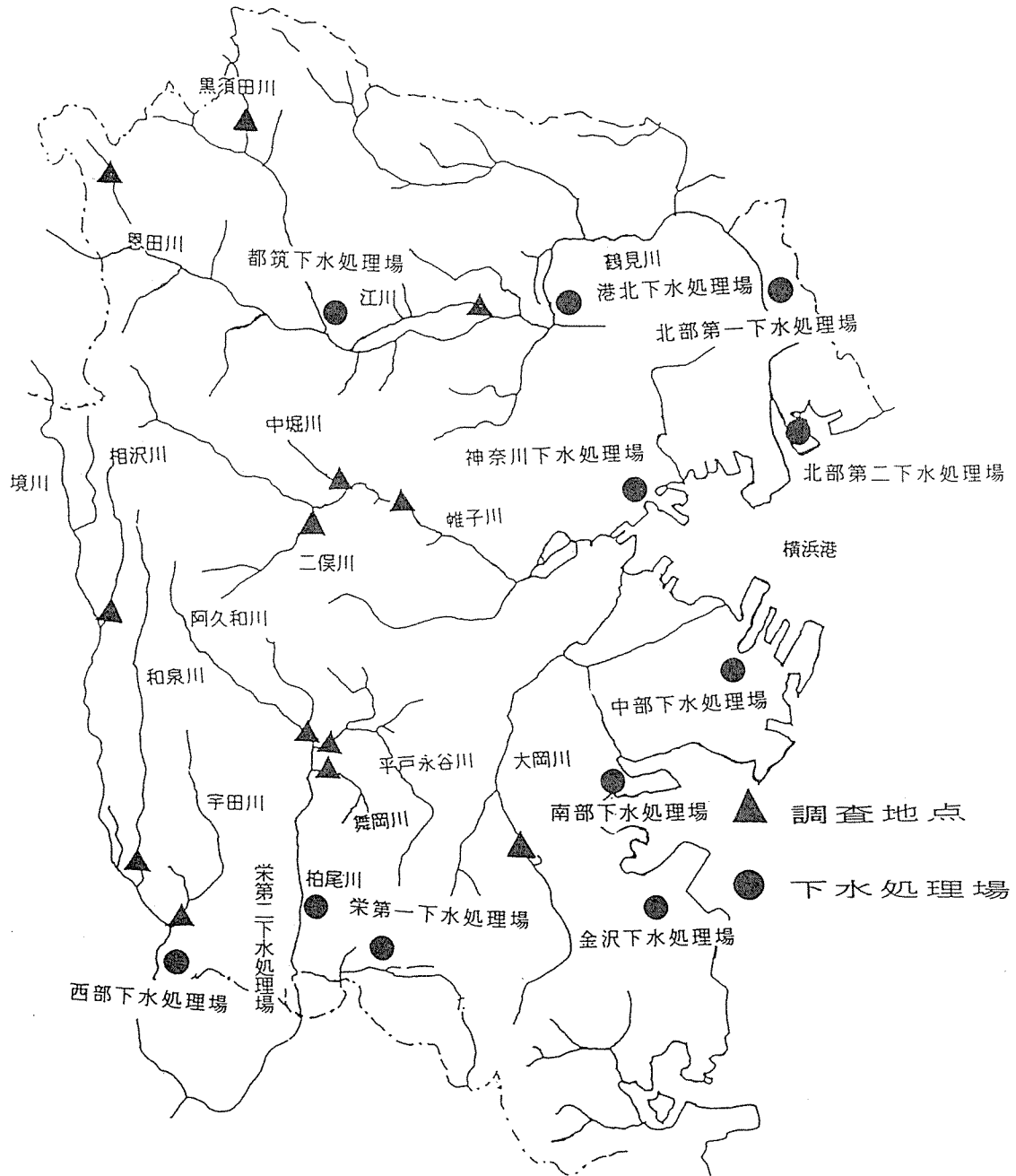


図-2 調査地点及び下水処理場

③ 柏尾川水系

柏尾川は、瀬谷区三ツ境付近から流れる阿久和川と港南区野庭付近から流れる平戸永谷川、舞岡川、それといたち川が合流し、藤沢市を通り相模湾に注いでいる。横浜市内の流域には、二つの下水処理場が整備されている。図-5に示すように界面活性剤の濃度は、舞岡川や平戸永谷川では昭和62年の調査ではそれぞれ1.2mg/l、0.6mg/lであったが、平成5年の調査では0.12mg/l、0.14mg/lとなっていた。また、阿久和川の結果はすべて0.1mg/l以下であった。

一方、BODは昭和62年の調査では、阿久和川で12mg/l、平戸永谷川で11mg/l、舞岡川で9.8mg/lとなり、いずれも環境基準値（D類型）の8mg/lを超えていた。その後、公共下水道の普及とともにBODは減少してきており、平成5年の調査では、阿久和川で4.7mg/l、平戸永谷川で5.6mg/lとなった。しかし、舞岡川の濃度は、11mg/lとなり、環境基準値（D類型）を上回っていた。

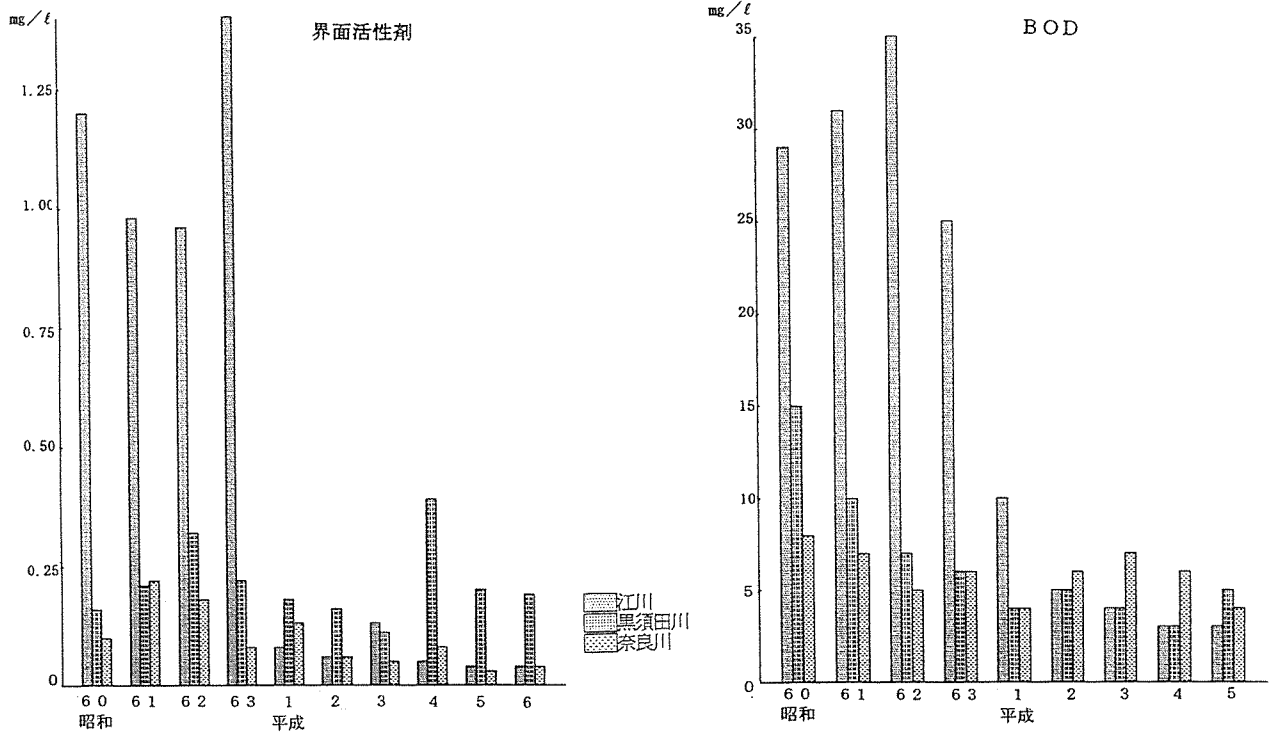


図-3 鶴見川支川の界面活性剤及びBODの経年変化

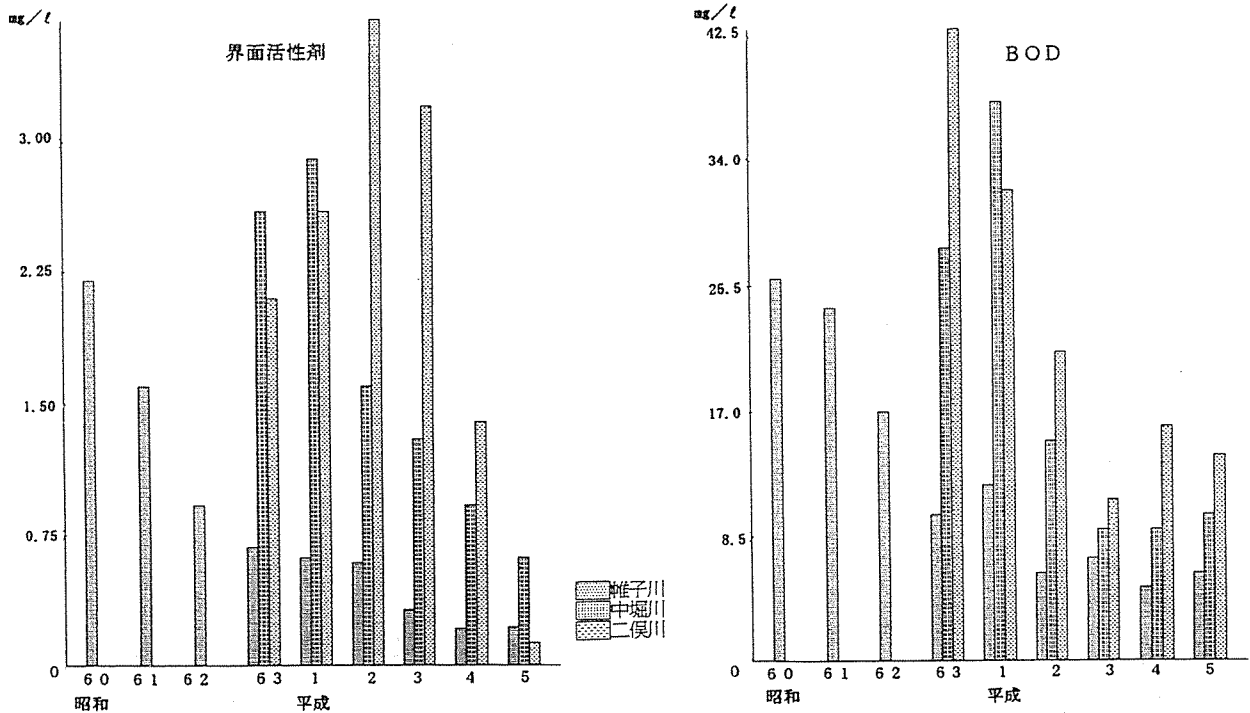


図-4 帷子川支川の界面活性剤及びBODの経年変化

④ 大岡川水系

大岡川は、円海山を源に日野川と合流して横浜港に注いでいる。横浜では、最も公共下水道の整備が進んでいる流域である。図-6に示すように界面活性剤の濃度は昭和60年の調査では0.2mg/lで、泡立ちは見られなかった。更に公共下水道の普及率が上がった平成2年以後の調査では0.04mg/l以下となった。またBODの濃度は、昭和60年度の調査では13mg/lと環境基準値(E類型)の10mg/lを超え、その後の調査でも環境基準値(E類型)を超えていたが、界面活性剤の濃度と同様に平成2年以後の調査では減少しており、平成5年の調査では、5.0mg/lとなった。

⑤ 境川水系

津久井郡城山町を源流として大和市や藤沢市と接しながら流下し和泉川、相沢川、宇田川と合流し、相模湾へ注いでいる。この三つの支川は、田園地帯を流れているが、流域の宅地化も進んでいる。和泉川や宇田川では、護岸の改修が行われ河川の景観が大きく変わってきており、また流域の公共下水道の整備も同時に行われている。図-7に示すように界面活性剤の濃度は昭和60年の調査では、相沢川で0.9mg/l、和泉川で1.2mg/l、宇田川で1.4mg/lであり、各河川とも泡立ちがあった。その後、公共下水道の普及とともに界面活性剤の濃度は減少し、平成5年の調査では相沢川で0.25mg/l、和泉川

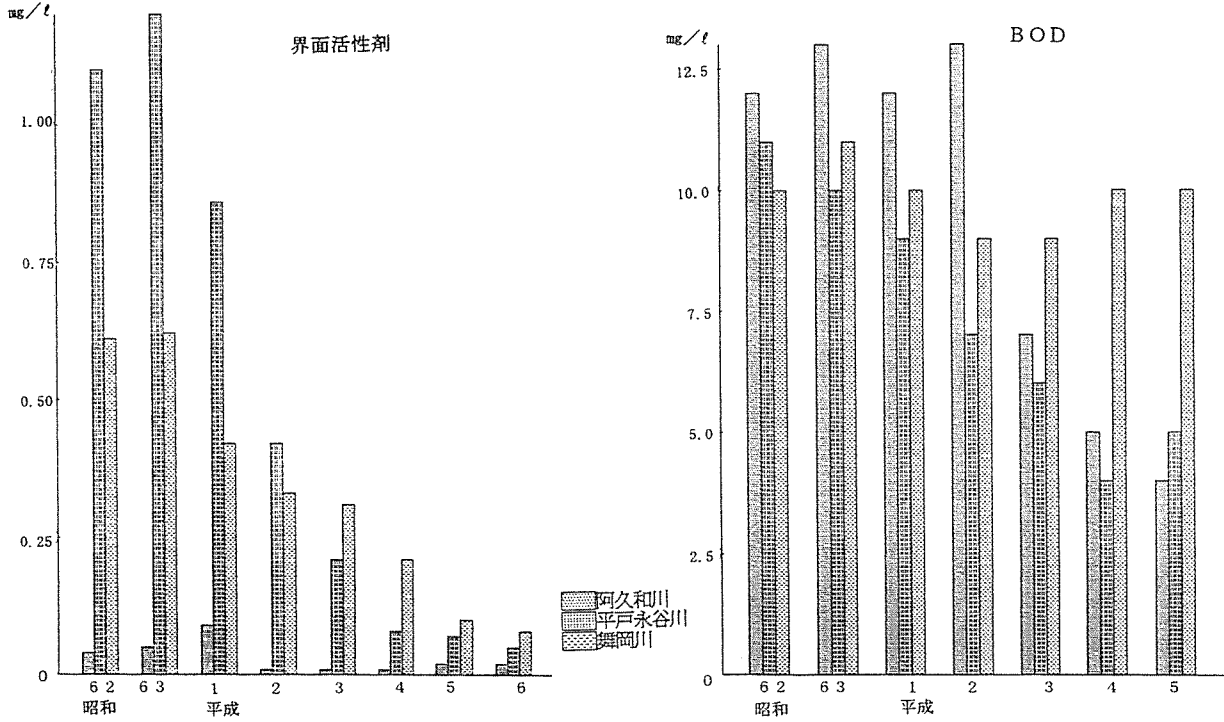


図-5 柏尾川支川の界面活性剤及びBODの経年変化

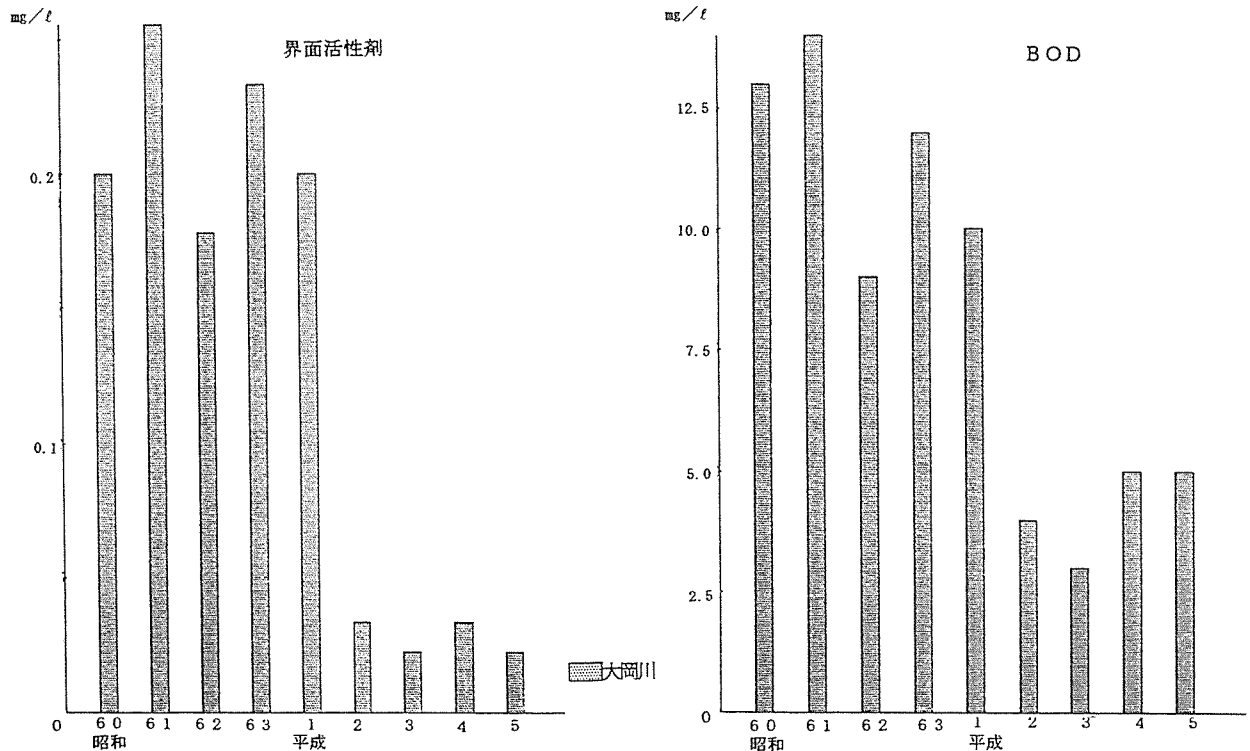


図-6 大岡川の界面活性剤及びBODの経年変化

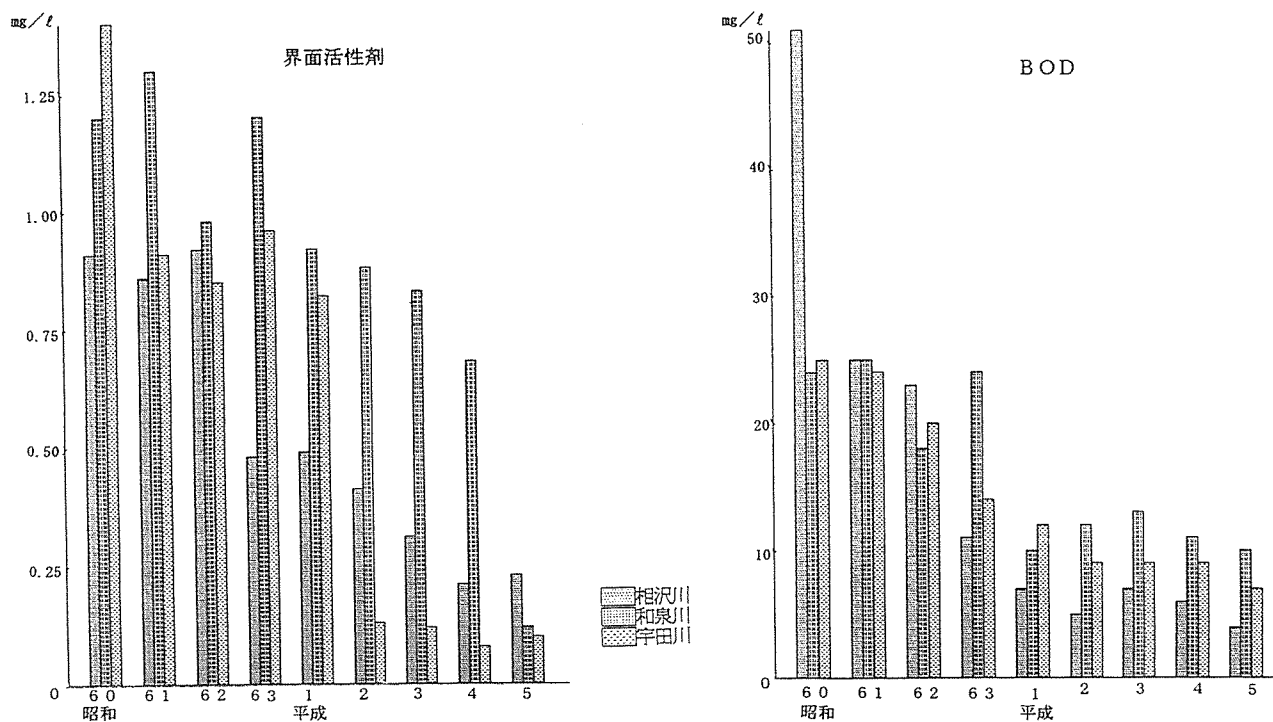


図-7 境川支川の界面活性剤及びBODの経年変化

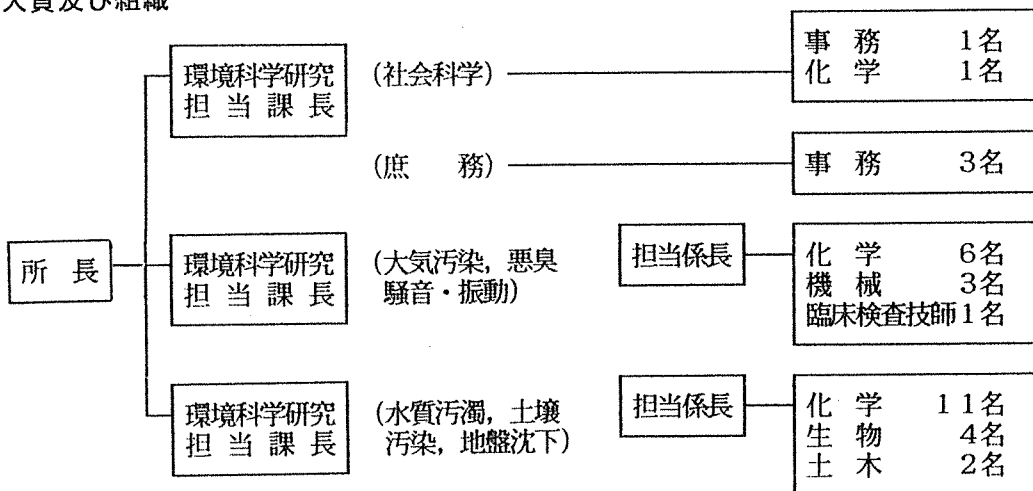
で0.15mg/l、宇田川で0.1mg/lとなり、泡立ちは見られなくなった。一方、BOD値は、昭和60年の調査では、相沢川で52mg/l、和泉川で24mg/l、宇田川で25mg/lとなり、環境基準値の8 mg/l (D類型)を大きく超えていた。そして三つの河川とも昭和63年まで環境基準値を超える値が続いた。しかし公共下水道の普及とともに濃度は減少し、平成5年の濃度は、相沢川で4.5mg/l、宇田川で7.5mg/lとなっていたが、和泉川の濃度は11mg/lとなり、環境基準値 (D類型)を超えていた。

以上のように、下水道整備が進むにしたがいBOD減少に示されるように有機性汚濁の改善が著しく、同時に界面活性剤の河川中濃度も低下し、ほとんど発泡現象も認められなくなっている。

4. 参考文献

- 1) 花王生活科学研究所：洗剤について—安全性と水質への影響— (1994).
- 2) 横浜市環境保全局：横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書, (1993).
- 3) P. T. CRISP : The determination of anionic detergents with the bis(ethylenediamine)copper(II) ion, Analytical acta 78, (1975).
- 4) 飯塚貞男：横浜市内河川水中の合成界面活性剤の濃度分布, 横浜市公害研究所報, No. 10, 141~145, (1985).

1. 人員及び組織



2. 主要機器一覧表

(平成7年12月1日現在)

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-4500	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	電子顕微鏡室
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
原子吸光度計	日立Z-8000外	2式	第一機器分析室
ガスクロマトグラフ装置	島津GC-14AEC 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	恒温室
分光光度計	ダブリュー自記 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	SOFTX-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	第二大気実験室
オゾンメータ	京都電子工業 OX-21	1台	第二大気実験室
風向風速計	海上電機WA-200外	2台	第二大気実験室
イオン濃度測定装置	オリオン801A型	1台	第二大気実験室
多チャンネルデジタル騒音計	リオンSV-70 型の改良型	1台	騒音研究室
データレコーダ	NAGRAIV-SJ型	1台	騒音研究室
騒音振動解析装置	ONO CF-360	1式	騒音研究室
騒音振動データ処理装置	YHP 310 AJ	1式	騒音研究室
慢性毒性試験装置(魚用)	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	ACOS3300 (賃借)	1式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL226	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	丸東 SE-27	1台	地盤沈下研究室
一軸圧縮試験装置	丸東 SG-2033	1式	地盤沈下研究室
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	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UN61430W	1台	騒音研究室
イオンクロマトグラフ	ダイオネックス社 4500i	1台	第二大気実験室

品名	規格	数量	配置
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NOx計	ダイレック社 DY8400型	1台	第二大気実験室
高精度オゾン計	紀本電子工業製	1台	第二大気実験室
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	ターデザイン社 MODEL10-000R	1台	生物研究室
電気	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カット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・タ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
データ収録分析装置	理研電子製	1式	地盤沈下実験室
粒度分布測定装置	島津SA-CP3L	1式	第三水質実験室
パン型製粒機		1台	屋外
超低温マイクロトーム	共栄オリンパス クライオーム	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
特殊材料が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
元素分析装置オートサンプラー	ヤナコMTA-5	1台	元素分析室
騒音振動動作図装置	日本ヒールパカド 7550B 外	1式	騒音研究室
分光光度計	日本分光V-550外	1式	天秤
農薬分析装置	HP5890・HP1090外	1式	第3機器分析室

3. 平成6年度 予 算 額

(単位：千円)

科 目	金 額	付 記
共 済 費	1,627	社会保険料 1,627
賃 金	9,922	
報 償 費	275	
旅 費	1,644	普通旅費 1,471
需 用 費	68,231	消耗品費 24,015
		燃料費 182
		食糧費 159
		印刷製本費 6,887
		光熱水費 28,150
		修繕料 8,838
役 務 費	1,855	通信運搬費 1,270
		手数料 585
		筆耕翻訳料 0
委 託 料	51,837	調査委託料 18,623
		清掃その他委託料 33,214
使用料及び 賃 借 料	74,633	
工事請負費	2,884	
備品購入費	18,432	
負担金補助 及び交付金	250	会費及び負担金 250
公 課 費	0	
計	231,590	

管 理 運 営 費	88,268
試 験 検 査 費	8,832
主 要 機 器 維 持 管 理 運 営 費	8,579
調 査 研 究 事 業 費	34,704
機 器 等 整 備 事 業 費	14,675
施 設 改 修 工 事 費	2,884
環 境 教 育 啓 発 等 そ の 他 事 業 費	6,584
大 型 機 器 更 新 整 備 事 業 費	31,439
ガスクロマトグラフ 質 量 計 更 新 事 業	23,961
農 薬 分 析 装 置 導 入	7,802
原 子 吸 光 分 析 装 置 導 入	3,862
計	231,590

4. 学会等研究発表

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
日本水産学会春季大会 平成6年度	1994.4	横浜市丘陵地におけるホトケドジョウの生息環境と生長, 食性	○樋口文夫, 福嶋 悟, 水尾寛己, 前川 渡 島中潤一郎
全国公害研協議会関東甲信静支部大気専門部会	1994.5	最近の初期降水にみられる pH の経年的な低下傾向 - 横浜市における酸性雨の長期変動 (1984~1992年) -	○加藤善徳, 矢本てるみ
日本リモートセンシング学会 学術講演会	1994.5	植生指標を用いたヒートアイランド解析のためのモデル化	○佐俣満夫
神奈川県公害研究機関協議会 公害研究合同発表会	1994.6	鶴見川湛水域における河床汚濁物質の動態調査	○小市佳延, 福嶋 悟, 初貝留美, 酒井 学
市民環境教室	1994.6	横浜の水生生物	○樋口文夫
		酸性雨に関する調査研究	○加藤善徳, ○矢本てるみ
第3回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会	1994.6	トリクロロエチレン汚染井戸における分解生成物質	○二宮勝幸, 大場栄次, 酒井学, 悪七由美子, 若林信夫
第29回土質工学研究発表会	1994.6	横浜軟弱地盤の地盤沈下について - 大岡川低地と帷子川低地の層別沈下特性 -	○杉本 実, 梅原順造
Water Quality International '94 IAWQ 17th Biennial Conference	1994.7	Kinetic model of the biotransformation of tetrachloroethylene in groundwater	○K. Ninomiya, M. Sakai, E. Oba and N. Kashiwagi (The Institute of Statistical mathematics)
全国公害研協議会関東甲信静支部騒音振動専門部会	1994.7	視覚障害者の音環境	○鹿島教昭
INTER-NOISE 94	1994.8	24 hour measurements of A-weighted L_{eq} outside and inside dwellings in Yokohama	○Noriaki KASHIMA, Akihiro TAMURA (Yokohama National Univ.)
	1994.8	Social survey of public opinion on sound environment in Yokohama	○Noriaki KASHIMA, Akihiro TAMURA (Yokohama National Univ.), Rieko SHIMA (Asahi Glass Amenitec), Junya SAWADA (Nichias Corp.)
	1994.8	Visually handicapped pedestrians and sound environment analysis of social survey to the normal and of interviews to the visually handicapped	○Atsushi OTA; Akihiro TAMURA (Yokohama National Univ.), Noriaki KASHIMA, Rieko SHIMA (Asahi Glass Amenitec)
	1994.8	Effects of planting on relief of annoyance - Field survey at urban roadside -	○Masayuki HAYASHI; Akihiro TAMURA; Naoya TOYAMA (Yokohama National Univ.), Hiroyuki Suzuki (Inst. of Behavioral Sciences) Noriaki KASHIMA

全国公害研協議会関東甲信静 支部水質専門部会	1994. 9	鉱油系廃油の資源化利用研究	○野木一男
日本陸水学会第 59 回大会	1994. 9	修景用水として下水処理水を流している江川の付着藻類群集	○福嶋 悟
		修景用水として下水処理水を流している江川の底生動物群集	○金田彰二, 福嶋 悟
1994 年度日本地球化学会 年会	1994. 10	底質柱状試料中の人工化学物質と生物遺骸	○白柳康夫・松島義章(神奈川県立生命の星・地球博物館)
大気汚染研究協会・関東支部 予測・計画・評価部会	1994. 10	道路沿道における自動車排出粒子の汚染実態とその影響	○新井久雄
日本騒音制御工学会技術発表会	1994. 10	小川から発生する環境音の調査結果について	○中村俊亮, 泉山中三(東海大学), 小谷野哲朗(東海大学)
	1994. 10	音環境に関する地域住民の意識 その2. 横浜市内の5住宅地における追加調査	○嶋理恵子(旭硝子アメニテック), 田村明弘 (横浜国立大学), 鹿島教昭
	1994. 10	視覚障害者と地域音環境のあり方についての基礎的考察 その2	○太田篤史・田村明弘(横浜国立大学), 鹿島教昭
東京都水質異常事故連絡協議会	1994. 11	魚の死亡事故原因究明法	○水尾寛己
日本地質学会環境地質研究委員会 第4回環境地質シンポジウム	1994. 11	横浜沖積層の堆積環境と地盤沈下(2) — 帷子川流域の調査結果 —	○杉本 実, 梅原順造
第35回大気汚染学会	1994. 11	粒子状物質の捕集法に関する比較検討	○新井久雄, 白砂裕一郎
	1994. 11	神奈川県臨海地区におけるフロン及び有機塩素系物質の環境濃度調査(11)	○前田裕行ほか 神奈川県臨海地区大気汚染 調査協議会(神奈川県, 横浜市, 川崎市, 横須 賀市)
	1994. 11	都市での地表温度の特性	○佐俣満夫
	1994. 11	ヒートアイランド解析のためのNVI モデル(その2)	○佐俣満夫
	1994. 11	ガス状大気汚染物質の測定におけるパッ シーブサンプラーの現状	○平野耕一郎
	1994. 11	非放射線源式ECD/GCによる環境大気中 のN ₂ O, フロン同時分析	○平野耕一郎
日本水環境学会年会第29回	1995. 3	魚類からみた水辺環境	○樋口文夫, 水尾寛己
	1995. 3	トリクロロエチレン汚染地下水中の分 解生成物質	○二宮勝幸, 大場栄次, 酒井学, 悪七由美子, 若林信夫
日本薬学会第115年会	1995. 3	ダイアジノンの密封系における分解 性について (2) 土壌における分解性	○酒井 学

5. 雑誌等投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
Verh. Internat. Verein. Limnol.	1994. 6	Fukushima S., Koichi Y. and Fukushima H.	Effects of self-purification on periphytic algal communities in lotic systems

(要旨) 横浜市内の中小河川では自浄作用により有機物濃度は減少するが、窒素やリンの組成とその濃度変化は小さい。そのような川の藻類群集は全域でほとんど変化はないが、有機物濃度の減少した下流で群集構成に加わる種が認められた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
水環境学会誌	1994. 6	二宮勝幸, 大場栄次, 酒井学, 若林信夫, 悪七由美子	分解反応モデルを用いたテトラクロロエチレンによる汚染地下水の評価

(要旨) テトラクロロエチレン (PCE) は嫌気的条件下で微生物によりトリクロロエチレン (TCE) を経てシス-1,2-ジクロロエチレン (cis-DCE) まで分解する。この分解反応は連続一次反応式でよく表現できること、そして、この理論から導かれる化学量論的關係と速度論を応用した地下水汚染解析方法を既に報告した。ここでは、地下水がPCEによって汚染された地区の調査を行い、その調査結果にこの分解反応モデルを用いた解析方法を適用し、その有効性について検討した。その結果、この解析方法は、汚染源の位置や汚染地下水の流下方向の推定などに有効であった。また、汚染物質の分解特性を調べたところ、この調査地区のほとんどの地点では、PCEからTCEへの分解とTCEからcis-DCEへの分解がほぼ一定の速度比で行われており、後者の方が前者より3.6倍程大きいことがわかった。さらに、汚染物質の将来における濃度推移の予測が可能と考えられた。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
騒音・振動技術の基礎と測定	1994. 6	鹿島教昭	第4章 騒音の測定方法

(要旨) (社)日本騒音制御工学会が毎年の春に騒音振動に携わる初心者向けに講習会を開催しているが、そこで用いるテキストの改訂に当り、「第4章 騒音の測定方法」を分担執筆した。第4章の内容は、騒音測定の目的、測定対象、騒音計、騒音計の構成、騒音計の操作、レベルレコーダ、騒音測定の実際、騒音評価量の求め方から成る。計量法が平成4年(1992年)に改正され翌5年に施行されたため、計量法上の騒音計の意味とJISに定める騒音計との差異に関して詳述した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
Water Science and Technology	1994. 7	K. Ninomiya, M. Sakai, E. Ohba and N. Kashiwagi	Kinetic model for the biotransformation of tetrachloroethylene in groundwater

(要旨) テトラクロロエチレン (PCE) は、土壌を用いた嫌気的生分解実験から、脱塩素化反応により、トリクロロエチレン (TCE) を経て cis-1,2-ジクロロエチレン (cis-DCE) まで分解し、この反応は連続一次反応式でよく近似できた。この反応の化学量論的關係や速度論に関する一般則を応用した地下水汚染解析方法をまとめ、この解析方法はPCEによって汚染された地下水におけるPCEやその分解生成物質の挙動や運命を把握するのに有効であることを明らかにした。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
Ecotoxicology Vol.3	1994	Hatakeyama, S., Fukushima S., Kasai F. and Shiraishi H.	Assessment of herbicide effects on algal production in the Kokai River (Japan) using a model stream and Selenastrum bioassay

(要旨) 人工河川での藻類増殖と、緑藻類の増殖試験から河川における藻類生産は5月初旬から6月初旬の間に除草剤の影響を受けていることが明らかになった。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
環境と測定技術	1994.11	佐俣満夫	人工衛星データを用いたヒートアイランドの解析

(要旨) 都市部でのヒートアイランド現象をランドサット衛星データを用いて解析した。ランドサットデータから得られる植生指標(NVI)と熱赤外バンドを用いることによって、植生の繁茂状況による地表温度の低下傾向がわかる。これによりNVIモデルを作成し、横浜市での植生が減少した場合での温度上昇傾向を推定するとともに、熱帯夜の出現傾向についても推測した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
全国公害研会誌 Vol.20, No.1	1995.3	福嶋 悟, 近藤卓哉, 小林紀雄	源流部底質の外気暴露に伴う水生動物の挙動

(要旨) 河川の底質を外気に暴露すると、主に葡ふく性の水生動物が自力で外部に這い出し、特に24時間程度までの間における割合が高かった。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
はむら 水の生きものガイド	1995.3	福嶋 悟	はむらの藻類ガイド

(要旨) 多摩川中流域の藻類についての解説。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
横浜の川と海の生物(第7報・河川編) 横浜市環境保全局・環境保全資料 (No.178)	1995.3	福嶋 悟, 樋口文夫, 水尾寛己, 前川 渡	(1)横浜市内河川の水環境,(2)横浜の淡水魚類相調査報告,(3)横浜市内河川における底生動物相,(4)横浜の淡水エビ・カニ類の分布状況,(5)横浜市内河川流域の水辺植生と沈水植物,(6)横浜市内を流れる河川における付着藻類の分布状況

(要旨) 横浜市内を流れる鶴見川, 帷子川, 大岡川, 境川・柏尾川, 宮川, 侍従川の計6水系の61地点で1993年度の夏期と冬期に水質と水生生物の分布状況の調査を行い、生物相の経年変化を明らかにすると共に、生物による水質評価を行った。

6. 横浜市環境科学研究所発行資料（調査研究等報告書）

環科研資料	報告書名	発行年月
NO. 115	横浜市民の音環境に関する意識調査	1995. 3

（要 旨） ランダム抽出の満 12 歳以上の横浜市民を対象に、サウンドスケープを考慮に入れた音環境に関する意識調査を行い、1240 名から有効回答を得た（有効回収率 77.5%，平成 3 年）。家庭で聞こえて好ましい音は小鳥の鳴き声や虫の音などの自然音である。住民を悩ます音は地域の日常の静けさ（騒がしさ）を破る突発音で主に道路交通に起因しているが、行政への苦情の多くは工場・事業場等に偏っており苦情件数は住民の悩みを反映していない。従って快適音環境の実現には、従前の苦情対応（対症療法）に加えて横浜市をマクロに捉えた公衆衛生的概念が必要である。呈示した 39 種の音を「聞こえる」または「聞こえない」の 2 値変量として因子分析し 8 種の主要な音因子を抽出したが、地域の静けさを評価するには「車の音」因子と「自然の音」因子が有効である。「車の音」は聞こえることで地域の喧騒感を高め、「自然の音」は聞こえることで静けさを感じさせその喧騒感を緩和する。但し、地域の静けさ評価には「車の音」のマイナス作用が極めて大きい。しかし、自然の音が持つこの効果は今後更に研究され、音環境の改善に快適な都市造りに大いに活用されるべきである。「車の音」と「自然の音」の聞こえ方から横浜市民を 9 分割すると、平均的な聞こえ方は用途地域の 2 種住専にほぼ該当する。両者の聞こえ方で地域の静けさに対する満足度を構成すると、満足度の高い順に、1 種、調整、2 種、住居・近商・準工のグループ、そして商業地域となる。

環科研資料	報告書名	発行年月
NO. 116	横浜港・生物と環境の変遷	1995. 3

（要 旨） 横浜港の水域環境の変遷を、底質柱状試料の生物学的調査から解明を行った。底質柱状試料は横浜港内の 2 地点、大岡川の河口部前面と北水堤の西側で採取し、堆積年代は鉛 210 法により測定を行った。生物学的調査は、貝類、有孔虫類、介形虫類、花粉、珪藻、渦鞭毛藻の 6 生物群に関し生物遺骸分析を行った。その結果、生物遺骸分析により水域環境の変化がかなりの部分まで解析できることが明らかとなった。

環科研資料	報告書名	発行年月
NO. 117	東京湾の富栄養化に関する調査報告書	1995. 3

（要 旨） 東京湾など閉鎖性海域においては、富栄養化が進行し、赤潮の発生や底層水の貧酸素化が大きな問題となっています。このような状況の中で、当研究所では、東京湾、特に横浜市沿岸域における赤潮発生機構の解明や汚染状況の把握のための調査研究を行ってきました。本報告書は 1989 年から現在までに実施した調査研究の成果をまとめたものです。

本報告書の構成は、第 1 章で東京湾の概要を説明し、第 2 章では横浜市沿岸域の公共用水域水質測定結果を用いて赤潮の発生時期や発生場所の特徴を調べ水質変動と関連する因子の抽出を行った。第 3 章では水質変動と気象変動との関連について実測データに基づく解析を行い、第 4 章では横浜市沿岸域で赤潮を構成するプランクトン種の変遷を調べ、それらと本邦の他沿岸域に出現するプランクトン種と比較した。そして、第 5 章では東京湾内全域の公共用水域水質測定結果に統計的手法を適用して東京湾における水質の空間濃度分布の季節別特徴を明らかにした。さらに、リモートセンシングデータを用いた東京湾における赤潮分布の推定を試みるため、第 6 章では衛星の運行時間と水質データとの関連について、また、第 7 章ではエアロゾルの衛星データに対する影響とその補正方法について検討し、第 8 章ではそれらの検討結果から赤潮分布の推定を行うとともにその問題点についても言及した。

環科研資料	報告書名	発行年月
NO. 118	第 2 回陸域生物による環境モニタリング調査	1995. 3

（要 旨） 平成 3 年度に続く 2 回目の調査で、指標生物として横浜でも比較的多くみられるスギを使った樹形調査、大気環境の指標である地衣類のウメノキゴケに、今回ウメノキゴケに比べて大気汚染に耐性があるといわれているコフキチリナリアを加えた分布調査、水辺環境の指標と考えられる苔類のジャゴケ、ケゼニゴケの分布調査からなり、検討を加えてまとめた。

7. 環境科学研究所発行資料目録

1994年12月現在

資料番号	件名	発行年月	体裁等
	明日の都市を照らす	1977. 3	A4. 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	B5. 49頁
2	横浜市公害研究所報創刊号	1977. 11	B5. 56頁
3	公募論文・クルマ社会をどうするか —明日の都市環境を考える—	1977. 11	B5. 136頁
4	第1回公害セミナー会議録・クルマ社会をどうするか —明日の都市環境を考える—	1978. 3	B5. 96頁
5	昭和52年度環境庁委託業務結果報告書 非特定重大障害物質発生源等対策調査(アスベスト発生施設)	1978. 3	B5. 36頁
6	横浜市公害研究所報第2号	1978. 8	B5. 236頁
7	中間報告横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1978. 8	B5. 195頁
8	横浜市公害研究所報第3号	1978. 12	B5. 156頁
9	第2回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B5. 89頁
10	自動車公害に関する意識調査 —国道一号線三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施 単純集計結果(第1報)—	1979. 3	B5. 112頁
11	大気中の炭化水素濃度調査及び各種発生源施設からの排出実態調査結果	1979. 3	B5. 66頁
12	第3回公害セミナー論文集・川, よこはまに水辺をもとめて	1979. 8	B5. 85頁
13	横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1979. 9	B5. 201頁
14	横浜市公害研究所報第4号	1980. 3	B5. 204頁
14	第3回公害セミナー会議録・川, よこはまに水辺をもとめて	1980. 5	B5. 72頁
15	横浜市地域環境大気調査報告書(昭和54年度環境庁委託調査)	1980. 3	B5. 72頁
16	非特定重大障害物質発生源等対策調査(ベンゼン取扱施設)	1980. 3	B5. 31頁
17	沿道環境整備対策のための基礎調査報告書—三ツ沢地区対象—	1980. 12	B5. 84頁
18	魚類の健康評価に関する研究(1)(昭和53年度)	1981. 2	B5. 20頁
19	魚類の健康評価に関する研究(2)(昭和54年度)	1981. 2	B5. 51頁
20	横浜市公害研究所報第5号	1980. 12	B5. 236頁
21	帯水層層序確定のための地質調査	1981. 3	B5. 32頁 付図4枚
22	第4回公害セミナー資料提言要旨	1981. 3	B5. 18頁
23	第4回公害セミナー資料・調査研究事業のあらまし	1981. 3	B5. 41頁
24	—————		
25	地域交通環境に関する意識調査 —金沢4区, 1980年11月実施—	1981. 3	B5. 46頁
26	第4回公害セミナー会議録・80年代の環境対策の課題	1981. 3	B5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B5. 163頁
28	有機ハロゲン化合物の分解と消長 —有機塩素化合物特にPCBの環境中における動態について—	1981. 3	B5. 98頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
29	第5回公害セミナー公募論文集・よこはまに自然をもとめて	1981. 8	B5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981. 12	B5. 211頁
31	横浜市自動車問題研究会第二報告書 －横浜の物流と自動車公害に対する調査研究－	1981. 12	B5. 227頁
32	排水処理技術維持管理マニュアル－凝集処理編－	1982. 3	B5. 116頁
33	固定発生源から排出されるばいじん（粒度分布）調査報告書	1982. 3	B5. 133頁
34	第5回公害セミナー会議録・よこはまに自然をもとめて	1982. 3	B5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B5. 30頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B5. 44頁
			付図2枚
38	横浜市自動車問題研究会第一報告書 －地域交通環境とまちづくり－	1982. 3	B5. 124頁
39	横浜市緑区及び戸塚区における道路交通騒音と交通量調査報告書	1982. 3	B5. 440頁
40	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 3	B5. 11頁
41	自動車騒音公害対策模型実験－車線内遮音壁－	1982. 7	B5. 87頁
42	第6回公害セミナー資料 大気汚染－青空はよみがえったか、この横浜に－	1982. 8	B5. 31頁
43	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市外に残る小雑木林)	1982. 11	B5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1982. 11	B5. 105頁
45	第6回公害セミナー会議録 大気汚染－青空はよみがえったか、この横浜に－	1983. 1	B5. 99頁
46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	B5. 187頁
47	南関東地域での光化学大気汚染に関する総合調査報告書	1983. 2	B5. 177頁
48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B5. 155頁
			付図4枚
49	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的騒音効果に関する研究 －中間報告－	1983. 3	B5. 106頁
50	横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤調査図 付図1-5	1983. 3	B2.
51	調査研究事業のあらまし	1983. 3	B5. 34頁
52	都市自然に関する社会科学研究	1983. 11	B5. 226頁
53	第7回公害セミナー公募論文集 身近な水辺とまちづくり－「よこはまの川と池」再発見－	1983. 11	B5. 149頁
54	横浜市公害研究所報第8号	1983. 12	B5. 157頁
55	排水処理技術維持管理マニュアル－生物処理編－	1983. 12	B5. 132頁
56	魚類の健康評価に関する研究(4)	1984. 1	B5. 67頁
57	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書	1984. 2	B5. 183頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
58	第7回公害セミナー会議録 身近な水辺とまちづくり－「よこはまの川と池」再発見－	1984. 2	B5. 135頁
59	横浜市南部沿岸地域軟弱地盤調査報告書	1984. 2	B5. 付図6 枚
60	横浜のホタル生息地（1983年度版）	1984. 3	B5. 49頁
61	第8回公害セミナー公募論文集 いま 横浜の海は－水質、生物、水ぎわ……－	1984. 11	B5. 105頁
62	横浜市公害研究所報第9号	1984. 12	B5. 193頁
63	横浜市南部丘陵 舞岡川源流域の水分調査	1984. 12	B5. 120頁
64	排水処理施設維持管理マニュアル－イオン交換処理編－	1985. 3	B5. 134頁
65	第8回公害セミナー会議録 いま 横浜の海は－水質、生物、水ぎわ……－	1985. 1	B5. 133頁
66	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 －総合報告－	1985. 3	B5. 173頁
67	横浜市公害研究所報第10号	1985. 12	B5. 190頁
68	平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告	1986. 3	B5. 149頁
69	魚類指標による工場排水規制手法に関する研究	1986. 2	B5. 192頁
70	第9回公害セミナー会議録 静かなまちづくりをめざして－道路緑化と騒音－	1986. 2	B5. 179頁
71	ホタルの生息環境づくり～技術マニュアル試案～	1986. 2	B5. 121頁
72	第10回公害セミナー公募作品集 調べてみよう、身近な環境－水、みどり、まち……－	1986. 11	B5. 174頁
73	横浜市公害研究所報第11号	1987. 3	B5. 216頁
74	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報	1987. 3	B5. 275頁
75	排水処理施設維持管理マニュアル－汚泥処理編－	1987. 3	B5. 132頁
76	10年のあゆみ・横浜市公害研究所設立10周年記念誌	1987. 3	B5. 203頁
77	第10回公害セミナー会議録 調べてみよう・身近な環境－水、みどり、まち……－	1987. 3	B5. 127頁
78	横浜市軟弱地盤層調査報告書 土地質試験データ図案 付図1～4	1987. 3 1987. 3 1987. 3	B5. 217頁 B2. (付図1) A O
79	横浜市公害研究所資料室図書目録	1987. 3	B5. 328頁
80	第11回公害セミナー公募作品集 調べてみよう、身近な環境－水、みどり、まち……－	1987. 11	B5. 89頁
81	横浜市公害研究所報第12号	1988. 3	B5. 161頁
82	第11回公害セミナー会議録 調べてみよう・身近な環境－水、みどり、まち……－	1988. 3	B5. 139頁
83	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (軟弱地盤構造と地盤沈下特性)	1988. 3	B5. 103頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
84	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (縦断面地質柱状図, 水準点変動図集)	1988. 3	B5. 162 頁
86	第 12 回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境—水, みどり, まち……—	1988. 11	B5. 133 頁
87	横浜市公害研究所報第 13 号	1989. 3	B5. 210 頁
88	水域生物指標に関する研究報告	1989. 3	B5. 348 頁
89	浮遊粉じんの発生源推定に関する調査報告書	1989. 3	B5. 195 頁
90	第 12 回公害セミナー会議録 調べてみよう・身近な環境—水, みどり, まち……—	1989. 3	B5. 39 頁
91	魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書	1989. 3	B5. 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	B5. 137 頁
93	横浜市公害研究所報第 14 号	1990. 3	B5. 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	B5. 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	B5. 102 頁
96	横浜市公害研究所報第 15 号	1991. 3	B5. 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	B5. 115 頁
98	トンボ生息環境づくり調査報告書	1991. 3	B5. 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	B5. 174 頁
100	横浜市環境科学研究所報第 16 号	1992. 3	B5. 164 頁
101	環境科学研究所業務案内リーフレット	1992. 2	B5. 4 頁
102	横浜港の水質・底質汚濁に関する調査報告書	1992. 3	B5. 133 頁
103	第 16 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……—	1992. 12	B5. 108 頁
104	横浜市環境科学研究所報第 17 号	1993. 3	B5. 232 頁
105	横浜市の陸域生物による環境モニタリング調査報告書	1993. 3	B5. 77 頁
106	鶴見川・帷子川水系生態調査報告書	1993. 3	B5. 268 頁
107	酸性雨に関する調査研究報告書	1993. 3	B5. 218 頁
108	第 17 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……—	1993. 12	A4. 105 頁
109	横浜市環境科学研究所報第 18 号	1994. 3	A4. 164 頁
110	エコロジカル・ライフスタイルの政策科学的研究	1994. 3	A4. 118 頁
111	キショウブによる水質浄化法—実験報告書—	1994. 3	A4. 121 頁
112	第 18 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……—	1994. 12	A4. 71 頁
113	エコロジカル・ライフスタイルの政策科学的研究, パート II	1994. 12	A4. 175 頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
114	横浜市環境科学研究所報第19号	1995. 3	A4. 153項
115	横浜市民の音環境に関する意識調査	1995. 3	A4. 136項
116	横浜港, 生物と環境の変遷 —底質柱状試料中の生物化石調査—	1995. 3	A4. 87項
117	東京湾の富栄養化に関する調査報告書	1995. 3	A4. 133項
118	第2回陸域生物による環境モニタリング調査	1995. 3	A4. 55項
119	第19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……—	1995. 12	A4. 117項

◇ 編集後記 ◇

研究所発足以来、毎年刊行してまいりました所報もここに「第20号」をとりまとめることができました。内容は前号に引き続き、「業務報告」、「調査研究編」および「資料編」を柱として構成されています。

限られた経費の中で、より多くの投稿を目指すため編集委員会で議論をし、知恵を出し合ったすえようやく本号をとりまとめるに至りました。しかし、その中で今回も、いくつかの反省点を残しました。それらは次期編集委員会に引き継ぎ今後に生かしていこうと思います。

所報第20号編集委員会

関川朋樹

平野耕一郎

加藤善徳

初貝留美

杉本実

梅田孝

松島裕子