

環境研資料

No. 100

ISSN 0915-0455

横浜市環境科学研究所報

ANNUAL REPORT OF
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL
RESEARCH INSTITUTE
No. 16

第 16 号

1992年3月

横浜市環境科学研究所
YOKOHAMA ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE

は し が き

横浜市公害研究所は、発足して15年目に当たります平成3年6月、環境問題全体を視野にいたした研究体制に向けて横浜市環境科学研究所として新たな出発をしました。

研究所は、横浜市の環境・公害行政の推進にあたって、これを科学的に裏付けする役割を担っており、環境に優しいライフスタイルを見通しつつ、長期的視野に立って、社会の変化をとらえ、環境保全に少しでも役立つよう環境事象の科学的解明、基礎的調査研究を引続きおこなってまいります。

所内には、大気、騒音・振動、水質、地盤沈下、社会科学および庶務の6部門があり、試験検査を初め自動測定器の校正・検定や各種の調査・研究などの業務をおこなっています。

この第16号の所報は平成2年度における研究所の成果をとりまとめたものです。

「業務報告編」は、行政指導や規制のために工場などに立入って採取した検体の分析内容及び市民とともに環境公害問題を考えるために開催した第14回公害セミナーの内容を掲載しました。

「調査・研究編」は、(報文)13編(ノート)8編を掲載しました。

「資料編」は、学会で発表した論文や雑誌などに掲載したもの、及び、これまでに研究所で発表した資料目録や主要機器の一覧表などを掲載しました。

研究所につきましては、今後とも格段のご指導ご鞭撻を賜りますようお願いいたしますとともに、所報についての忌憚のないご意見を賜れば幸いに存じます。

平成4年3月

横浜市環境科学研究所長

中 村 高 也

目 次

I 業務報告編

大 気 部 門	1
水 質 部 門	1
環 境 セ ミ ナ ー	2

II 調査研究編

大 気 部 門

○横浜市内における浮遊粒子状物質中に占める土壌系粒子の自然起源 (バックグラウンド) および人為的起源の推定	3
○ダスト測定における非等速吸引誤差についての数値シミュレーション (I)	17

水 質 部 門

○水質の回復が河川藻類群集に及ぼす影響	23
○魚類へい死原因究明のための研究 II — コイの溶存酸素低下と水温上昇時における血液性状の変化 —	37
○魚の死亡事故の原因究明についての検討	51
○掘割川河口における水質変動特性 — 感潮河川での潮位振動の影響 —	63
○横浜港底質におけるセシウム-137 の深度分布	71
○クリーニング事業所のテトラクロロエチレンの処理の実態調査	79
○埋立処分地から流出するMn含有排水の処理方法の検討	83
○横浜市内における低沸点有機塩素化合物の地下水調査	87
○穿孔採水による低沸点有機塩素化合物の汚染源調査方法	99
○揮発生有機塩素化合物による地下水汚染 (第3報) — 分解反応モデルを用いた地下水汚染の解析方法 —	105
○揮発生有機塩素化合物による地下水汚染 (第4報) — 分解反応モデルからみた地下水における汚染物質の挙動 —	111

ノ ー ト

大 気 部 門

○非放射線源 ECD-GC による環境大気中の N_2O	119
○横浜市内における酸性雨調査 — 1990年の調査結果 —	123
○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・有機塩素物質調査	127

騒音・振動部門

○鉄道トンネルにおける振動調査	131
-----------------	-----

水質部門

○横浜市内河川の糸状細菌の分離と同定について	139
○横浜市内河川の各種細菌数について	141
○帷子川で見られたボラ (<i>Mugil Cephalus</i>) の病魚	143

社会科学部門

○エコロジカルライフスタイルについて	145
--------------------	-----

Ⅲ 資料編

1. 人員及び組織	151
2. 主要機器一覧表	151
3. 予算額	153
4. 学会等研究発表	154
5. 雑誌等投稿	156
6. 環境科学研究所発行資料(報告書)	158
7. 環境科学研究所発行資料目録	159

I 大気部門

大気部門では、規制各課が行う工場・事業場に対する立入検査業務に伴って生じる検体および市民からの苦情に係る検体について迅速、正確に対処するために分析を実施している。平成2年度に実施した各項目ごとの検体数及び延べ項目数は次のとおりである。

表-1 平成2年度

検体項目	検体数	項目数
重油中の硫黄分	261	261
重金属類等	15	15
指定物質	49	49
悪臭	145	448
炭化水素類	40	271
アスベスト、その他	57	92
合計	567	1,136

1. 重油中の硫黄分

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

2. 重金属類等

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

3. 指定物質

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

4. 悪臭

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

5. 炭化水素類

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

6. その他

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

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

II 水質部門

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

平成2年度に実施した検体項目の検体数及び項目数は表-2のとおりです。

表-2 平成2年度

検体項目	検体数	項目数
定期立入り調査	1,973	4,605
環境調査	407	969
除外施設の管理	108	504
苦情など	12	26
合計	2,500	6,104

1. 工場立入り調査

平成2年度には、市内の延べ1,075事業場を対象に定期立入り調査が行われ、これらの工場・事業場からの工場排水などについて、懸濁物質（SS）、生物化学的酸素消費量（BOD）、化学的酸素消費量（COD）、シアン、カドミウムや水銀などの有害重金属イオン、フェノールなど24項目について検体の分析を行いました。

また、有機塩素化合物による環境汚染が懸念されますので、工場・事業場からの工場排水などに含まれるテトラクロロエチレン、トリクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタンについても検体の分析を行いました。

2. 環境調査

平成2年度の環境調査としては、公共水域水質測定調査、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、毎月処理水等を採用し、化学的酸素消費量（COD）、重金属イオンなど16項目について分析を行いました。

4. 苦情など

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

Ⅲ 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2年度より公害セミナーから名称変更）を開催しています。

昭和52年度から60年度までは、一般市民を対象とした講演や研究発表を行っていましたが、昭和61年度から小・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ました。平成元年度から再び一般市民の作品も募集し、応募作品の発表を中心に開催しています。

平成2年度は12月9日(日)に技能文化会館で開催しました。参加者は170名でした。

2. 作品募集

開催に先立ち、上記テーマで作品を募集しました。募集内容は観察・調査研究等のレポートやその活動状況をまとめたもの、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、38編の作品が寄せられました。内訳は小学生6編、中学生29編、高校生2編、一般市民1編です。また、内容は調査研究、活動記録、感想文等でした。これらの作品を「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—」（公害研究資料No.95）にまとめ、セミナー参加者に資料として配布しました。

3. セミナーの開催

(1) 作品発表

渡辺充氏（隼かなしん出版）の司会進行により、講演等を交えながら17編の応募作品が発表されました。

発表作品、発表者は次のとおりです。

調査研究の部

①「地球はみんなの宝物」

～私たちの地球を救う作戦～

市立日枝小学校5年3組

②「帷子川ウォッチング」

市立帷子小学校 帷子川ウォッチングクラブ

③「川よ、よみがえれ パート2」

私立捜真小学校6年 大杉あゆみ

④「早淵川の水生動物調査」

市立荏田東第一小学校6年 永田晶子、坂井美加

⑤「造成斜面の植物のうつりかわり」

～茅ヶ崎中・自然の研究第10報から～

市立茅ヶ崎中学校 科学部

⑥「鶴見川 なぜよごれてしまったのか」

私立慶応義塾普通部 堀田涼友

⑦「川と高校内のミカヅキゼニゴケ」

県立川和高等学校2年 有川智己

⑧「分子拡散法による学校周辺の窒素酸化物調査」

私立東海大附属相模高等学校1年 岸 豊

⑨「ワークショップ 白幡の森づくり」

白幡緑の会

意見の部

⑩「一けん一けんから出るフロン」

市立野七里小学校4年 田中聖子

⑪「世界の自然と大人たちへ」

市立寛政中学校3年 広野友美

⑫「大都会と田舎」

市立東永谷中学校1年 石村将太

⑬「自然の世界」

市立東永谷中学校2年 野崎和男

⑭「緑と私たち—自然と隣合わせの生活—」

市立豊田中学校1年 杉村亜希子

⑮「自然破壊について」

市立豊田中学校2年 関野さやか

⑯「水への贈り物」

市立豊田中学校3年 沖 美穂

⑰「地球の警告」

市立豊田中学校3年 平松良太

(2) 講演

山本耕平氏（ダイナックス都市環境研究所）により「ゴミから考える地球にやさしい生活」という題で講演が行われました。

横浜市内における浮遊粒子状物質中に占める 土壌系粒子の自然起源（バックグラウンド） および人為起源の推定

新井久雄*, 白砂裕一郎*

要 旨

浮遊粒子状物質中に占める土壌系粒子の寄与を自然的（バックグラウンド）なものと、人為的なものとに区別することを目的として、神奈川県内山間部の清浄地域と横浜市内における土壌系粒子の主要構成成分濃度および国設大気測定局データを解析した結果（1987年度と1988年度）、次のことが明らかになった。①市内では、大気の安定する秋期から冬期に、人為起源土壌系粒子の影響が顕著であった。②大規模な黄砂現象が観測されていない冬期から春期には、関東の都市域では黄砂由来以外の土壌系粒子の影響が大きい。③2か年の土壌系粒子バックグラウンド濃度（自然起源の最大値）の平均値は $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と推計され、月間値では冬期から春期に高く、夏期に低いという季節変動がみられた。この2か年の平均推計値は、市内における浮遊粒子状物質濃度に対して、7.9%を占めた。④一方、市内における2か年の人為起源土壌系粒子濃度の平均値は $2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ で、浮遊粒子状物質中に占めるその寄与率は5.9%となった。⑤これらの結果を〔人為起源土壌系粒子/総土壌系粒子〕の濃度比で示すと平均値で0.43となった。

1. はじめに

都市域における浮遊粒子状物質（ $10 \mu\text{m}$ 以下の粒子）の汚染状況は、ここ数年、改善の兆しはみられず、横ばい状態になっており、その対策が緊急に迫られている。発生源対策を講じるうえで主要発生源を同定し、その寄与率を把握することは不可欠で重要な課題である。横浜市における浮遊粒子状物質中の主要発生源は自動車排出粒子、二次生成粒子および土壌系粒子で占められ、これらの発生源寄与率の合計はおよそ70%と推計された^{1)・2)}。これらの主要発生源のうち土壌系粒子は、発生過程の違いにより、黄砂や火山灰に代表される自然発生的なもの、すなわちバックグラウンドと、自動車走行に伴う道路ダスト（舗装道路摩耗物や堆積土壌）や宅地開発による土壌の巻き上げなどの人為的な発生源に区別することができる。しかしながら、土壌系粒子を自然的なものと、人為的なものとに識別することが極めて難しく、さらに土壌系粒子は類似した成分組成をもつフライアッシュ、コンク

リート構造物などが存在するため、浮遊粒子状物質中の土壌系粒子について、自然起源および人為起源を把握した事例は見あたらない。そこで、著者らは、自動車走行などの影響が少ない清浄地域と考えられる神奈川県内の山間部と横浜市内における土壌系粒子の主要構成成分濃度および国設大気測定局データを用いて、横浜市内における浮遊粒子状物質中の土壌系粒子を自然起源（バックグラウンド）と人為起源に分けて推定することを試みた。

2. 調査方法

2-1 調査地点

横浜市内：図-1に示す横浜市環境科学研究所
清浄地域：図-1に示す神奈川県西部の山間部（西丹沢）に位置する松田町寄（やどろぎ）の県移動測定局（標高約400mで周囲が700~1,000m程度の山に囲まれ、横浜市内最西端から西に約35kmの地点）

2-2 調査期間および調査内容

1987年4月から1989年3月まで、一ヶ月を単位とし

Estimation of soil particles from natural and anthropogenic sources to suspended particulate matter in Yokohama

*Hisao Arai, Yuichiro Shirasuna 横浜市環境科学研究大気部門

て毎月ごとサイクロン式ローボリウムエアサンプラにより浮遊粒子状物質を石英ろ紙（パルフレックス2500 QAST）とメンブランろ紙（東洋ろ紙TM-100）に捕集し、土壌系粒子の主要構成成分（Si, Al, Fe, Ca, Mn）に加えて炭素成分（元素状炭素, 有機炭素）および水溶性成分（ Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} ）を表-1に示す方法により分析した。また、土壌系粒子の影響をみるため、神奈川県内12カ所の土壌系粒子（道路ダスト：3検体, 自然土壌：5検体, 造成地土壌：4検体）および国内で入手したコールフライアッシュ（3検体）中の成分分析を行った。なお、県内土壌系粒子の採取および分析は神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会との共同調査である³⁾。

2-3 解析資料

国設大気測定局における浮遊粒子状物質の金属成分分析結果：1987年度および1988年度^{4), 5)}

3. 結果および考察

3-1 土壌系粒子に関する主要構成成分（Si, Al, Fe, Ca, Mn）の測定結果

市内および松田における浮遊粒子状物質および含有成分濃度の季節変動を図-2~8に、また年平均値、最低値及び最高値を表-2に示した。

土壌系粒子に関する主要構成成分（Si, Al, Fe, Ca, Mn）のうちMnを除いてSi, Al, FeおよびCaは、図-3~6のように、市内および松田とも類似した濃度変動を示した。これらの成分の季節変動をみると、浮遊粒子状物質（図-2）や元素状炭素（図-8）のそれと異なり、乾燥期でかつ低気圧の影響により土壌系粒子の舞い上がりが著しい冬期から春期にかけて両地点とも濃度が急激に上昇した。また、大気の安定する秋期から冬期にかけて、市内ではこれらの成分濃度が松田と比べ相対的に高くなった。次に、これらの成分を市内と松田の地点間濃度比（市内/松田）でみると、表-2および図-3~6のように、Si, Al, Fe, Caはそれぞれ平均値で1.7, 1.8, 2.6, 2.3となり、最も地点間濃度比が大きかった期間は、自動車排出粒子などの人為的影響が最も顕著に現れる秋期から冬期に著しかった。一方、乾燥期でかつ低気圧の影響により土壌系粒子の舞い上がりが顕著な冬期から春期には、地点間濃度比は小さくなった。とりわけ、黄砂の飛来が東北地方でも観測された1988年4月⁶⁾には、市内と松田における土壌系成分濃度は同程度であった。

以上の結果から、市内において土壌系成分の濃度が

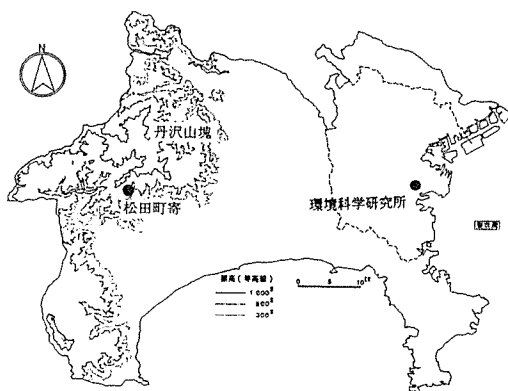


図-1 調査地点

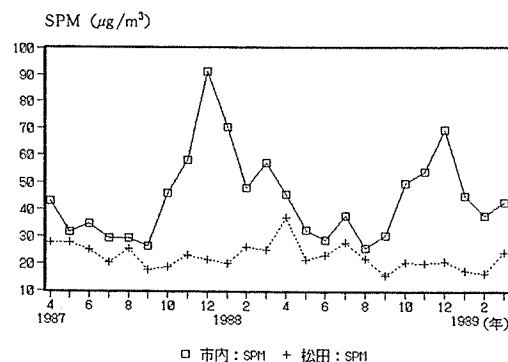


図-2 浮遊粒子物質濃度の季節変動

表-1 各成分の分析方法

有機炭素, 元素状炭素	サーマル法 (He 雰囲気化600°C)
Si, Al	灰化-アルカリ溶融後, 原子吸光度法
Fe, Ca, Zn, Mn, V	HF/HNO ₃ /H ₂ O ₂ 分解後, 原子吸光度法 (フレイム, フレイムレス)
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺	純水-超音波抽出後, 原子吸光度法
NH ₄ ⁺	純水-超音波抽出後, インドフェノール法
NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻	純水-超音波抽出後, イオンクロマトグラフィー

上昇する主な理由として、冬期から春期にかけては風による土壌系粒子の巻き上げによる自然的な要因が大きいこと、また大気の安定する秋期から冬期にかけては都市域の主要発生源である道路ダストが自動車走行

に伴って巻き上げられ混合層内に閉じ込められるため濃度が上昇するという人為的な要因が大きいことを示唆している。

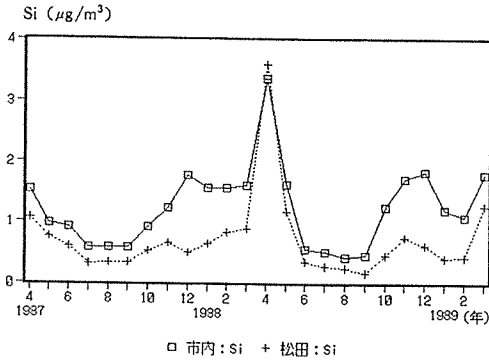


図-3 Si 濃度の季節変動

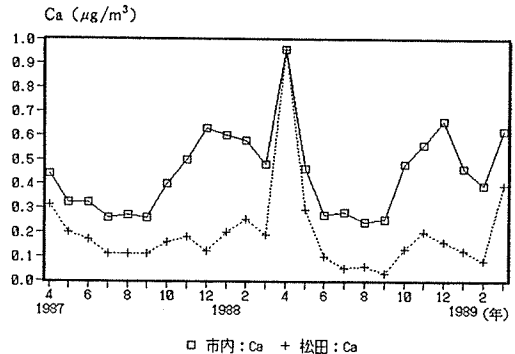


図-6 Ca 濃度の季節変動

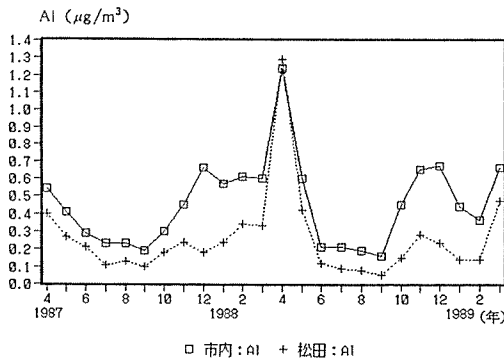


図-4 Al 濃度の季節変動

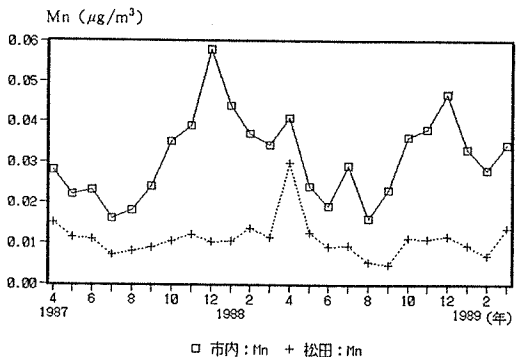


図-7 Mn 濃度の季節変動

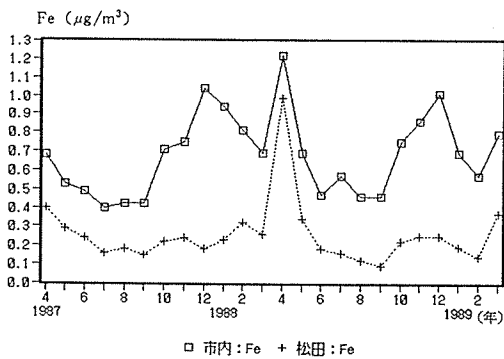


図-5 Fe 濃度の季節変動

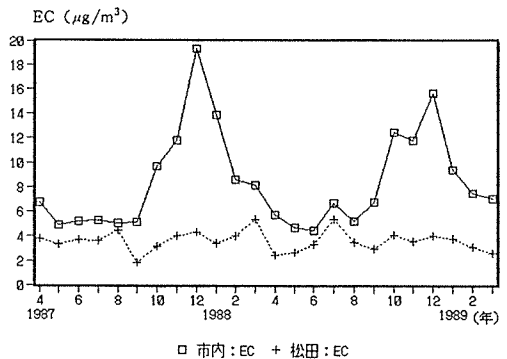


図-8 元素状炭素濃度の季節変動

表-2 浮遊粒子状物質濃度，含有成分濃度，地点間の濃度比および Al と各成分の濃度比

(1987年度～1988年度)

		濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			地点間の濃度比			Al との濃度比		
		平均値	最低値	最高値	平均値	最低値	最高値	平均値	最低値	最高値
SPM	市内	44.3	25.7	91.2	2.0	1.2	4.3	96	37	188
	松田	22.6	15.8	36.9	1.0	1.0	1.0	87	29	316
Si	市内	1.23	0.42	3.37	1.7	0.9	3.6	2.67	2.21	3.17
	松田	0.71	0.16	3.58	1.0	1.0	1.0	2.73	2.41	3.20
Al	市内	0.46	0.16	1.24	1.8	1.0	3.7	1.00	1.00	1.00
	松田	0.26	0.05	1.29	1.0	1.0	1.0	1.00	1.00	1.00
Fe	市内	0.68	0.40	1.22	2.6	1.2	5.8	1.48	0.98	2.88
	松田	0.26	0.09	0.99	1.0	1.0	1.0	1.00	0.77	1.80
Ca	市内	0.45	0.24	0.96	2.3	1.0	8.3	0.98	0.77	1.56
	松田	0.20	0.03	0.96	1.0	1.0	1.0	0.77	0.56	1.10
Zn	市内	0.176	0.087	0.341	3.1	1.8	6.1	0.38	0.13	0.87
	松田	0.056	0.034	0.079	1.0	1.0	1.0	0.22	0.04	0.74
Mn	市内	0.031	0.0160	0.0580	2.8	1.4	5.7	0.067	0.033	0.14
	松田	0.011	0.0047	0.0297	1.0	1.0	1.0	0.042	0.023	0.10
V	市内	0.0085	0.0059	0.0120	2.2	1.4	3.7	0.018	0.008	0.046
	松田	0.0038	0.0016	0.0062	1.0	1.0	1.0	0.015	0.005	0.044
EC	市内	8.35	4.43	19.31	2.3	1.1	4.5	18	4.6	42
	松田	3.58	1.83	5.31	1.0	1.0	1.0	14	1.9	59
OC	市内	4.40	2.29	9.86	1.9	1.0	3.3	9.6	2.5	20
	松田	2.31	1.65	3.05	1.0	1.0	1.0	8.9	1.5	35
Cl ⁻	市内	1.72	0.01	7.83	34.4	3.0	234.0	3.7	0.05	12
	松田	0.05	0.00	0.29	1.0	1.0	1.0	0.2	0.00	0.85
NO ₃ ⁻	市内	3.16	0.16	7.75	4.1	1.5	15.0	6.9	0.84	13
	松田	0.78	0.05	2.5	1.0	1.0	1.0	3.0	0.63	9.8
SO ₄ ²⁻	市内	5.52	3.79	7.56	1.3	0.9	2.0	12	4.9	36
	松田	4.20	2.15	7.37	1.0	1.0	1.0	16	3.7	70
NH ₄ ⁺	市内	2.70	0.70	6.87	2.0	0.7	6.5	5.9	1.3	13
	松田	1.36	0.67	2.32	1.0	1.0	1.0	5.2	0.63	26
Ca ²⁺	市内	0.37	0.14	0.77	2.3	1.0	5.4	0.80	0.54	1.6
	松田	0.16	0.05	0.81	1.0	1.0	1.0	0.61	0.38	1.0
K ⁺	市内	0.32	0.19	0.58	2.0	1.3	3.2	0.70	0.22	1.44
	松田	0.16	0.11	0.23	1.0	1.0	1.0	0.62	0.15	2.60
Na ⁺	市内	0.79	0.56	1.13	2.0	1.4	3.4	1.72	0.79	5.42
	松田	0.39	0.20	0.67	1.0	1.0	1.0	1.50	0.48	4.80

但し，SPM は浮遊粒子状物質，EC は元素状炭素，OC は有機炭素

3-2 Al と他の土壌系粒子成分 (Si, Fe, Ca, Mn) との関係

土壌系粒子の主要構成成分であるSi, Al, Fe, Ca, Mnの発生源をそれぞれ明確にするため、Alを土壌系粒子の基準成分として、Si, Fe, Ca, Mnとの関係を検討した。市内と松田における浮遊粒子状物質中のAlに対するSi, Fe, Ca, Mnの濃度比、相関係数および散布図を表-2, 3と図-9~14に示した。

3-2-1 Al とSiの関係

AlとSiは土壌系粒子の最も代表的な指標成分で、その挙動によって、土壌系粒子の影響および関与の検討がなされている^{7), 8)}。土壌系粒子の主要構成成分のうちAlとSiの関係が最も強く、その相関係数は市内、松田とも0.99以上(表-3)であった。また、AlとSiの関係を散布図(図-9)で見ると、両地点のデータが同一直線上にプロットされており、両地点でのAlとSiの関係に差は認められなかった。次に、Si/Alの濃度比(表-2)で見ると、その値は市内で2.21~3.17(平均値:2.67)、松田で2.41~3.20(平均値:2.73)の範囲にあり、季節変動が小さかった。とりわけ、SiおよびAl濃度が高い秋期から春期と両成分の濃度が低い夏期とで差が認められなかった。これらの結果は、角脇⁹⁾が名古屋市において1975年から1976年に実施した調査結果と一致した。

そこで、このSi/Al比を検討する目的で県内の代表土壌系粒子およびコールフライアッシュ中のSi/Al比を成分含有率から求め表-4に示した。道路ダスト、自然土壌(松田で採取した土壌も含む)、造成地土

壤およびコールフライアッシュ中のSi/Al比はそれぞれ3.44, 1.80, 3.15, 1.96であり、これらの値は市内および松田での浮遊粒子状物質中のSi/Al比と大きく異なっていた。このことは、両地点での浮遊粒子状物質中のSi/Al比を前述した代表土壌系粒子およびコールフライアッシュのSi/Al比を用いて単純に説明することができないことを意味している。すなわち、浮遊粒子状物質濃度への土壌系粒子の関与には、

表-3 Al と各成分との相関係数

	市内 (n=24)	松田 (n=24)	全地点 (n=48)
SPM	0.542	0.733	0.604
Si	0.995	0.999	0.997
Fe	0.901	0.990	0.861
Ca	0.964	0.993	0.958
Zn	0.424	0.084	0.470
Mn	0.666	0.961	0.704
V	0.258	0.469	0.490
EC	0.342	-0.293	0.382
NO ₃ ⁻	0.547	0.400	0.561
SO ₄ ²⁻	-0.156	0.011	0.115
NH ₄ ⁺	0.368	-0.285	0.346
Ca ²⁺	0.912	0.982	0.937
K ⁺	0.289	0.200	0.425
Na ⁺	-0.201	0.628	0.386

但し、SPMは浮遊粒子状物質、ECは元素状炭素

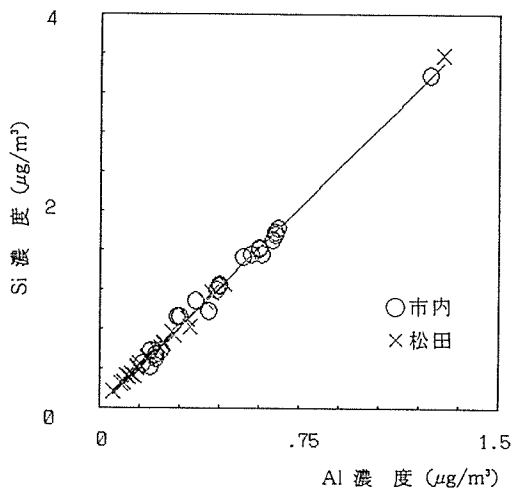


図-9 Al とSiの関係

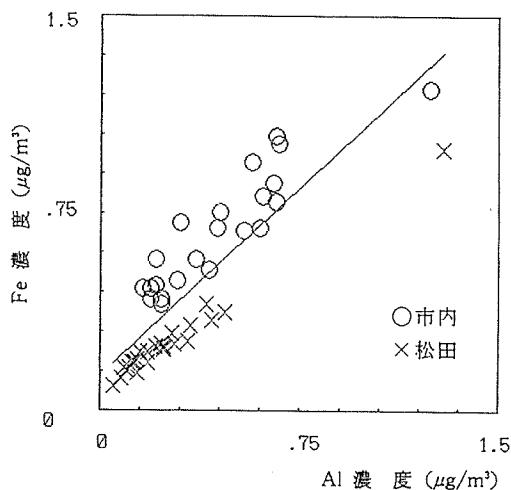


図-10 Al とFeの関係

道路ダストや自然土壌等に代表される局地的な影響と黄砂や火山等による地球規模の影響など、さまざまな影響を受けていることを示しており、加えて土壌系粒子の粒径別成分組成も考慮しなければならない。

土壌系粒子は粒径によって成分組成が異なっており、厳密に土壌系粒子の影響を評価するには、大気中へ飛散する粒子の成分組成を把握しなければならない。土壌系粒子の粒径別成分組成が異なることによって、大気中の粒子状物質中のSi/Al比に影響を与える事例として黄砂の飛来が上げられる。

そこで、黄砂の飛来時におけるSi/Al比を検討した。対象期間中に黄砂の飛来が観測された1988年4月における市内と松田のSi/Al比はそれぞれ2.72, 2.78で、また、これまで日本に飛来した黄砂のSi/Al比^{9)・10)}は2.3~2.9、北京の北50kmで観測された粒子状物質中のSi/Al比¹¹⁾は2.9と報告され、これらのSi/Al比はほぼ一致している。しかしながら、黄砂の発生源である中国黄土・砂漠地帯における土壌系粒子中のSi/Al比^{9)・10)・12)}は3.0~5.5であり、この値は北京および日本に飛来する黄砂のSi/Al比に比

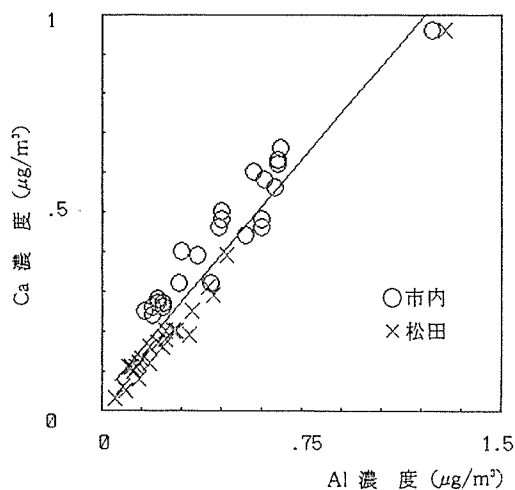


図-11 AlとCaの関係

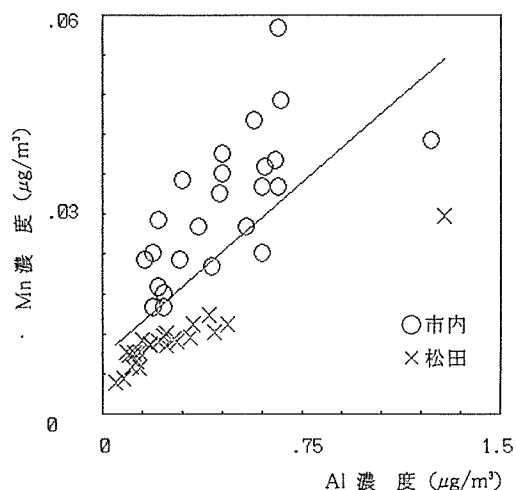


図-12 AlとMnの関係

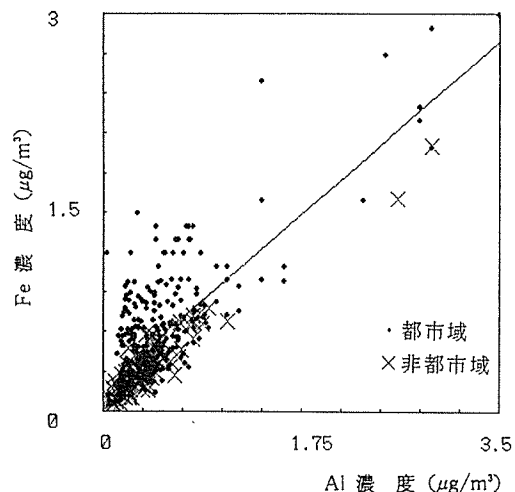


図-13 国内の都市域と非都市域におけるAlとFeの関係

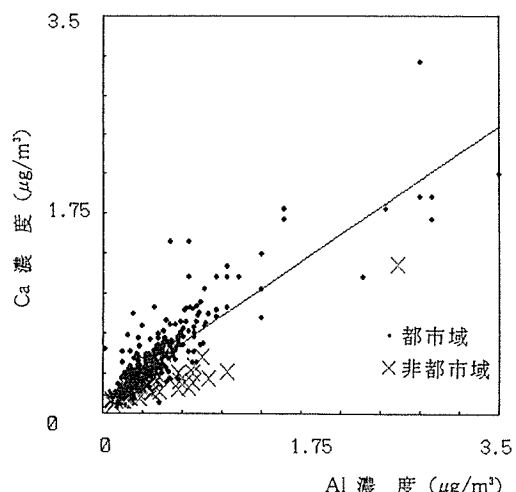


図-14 国内の都市域と非都市域におけるAlとCaの関係

較して高くなっている。これは、中国黄土・砂漠地帯で大気中に舞上がった粒子のうち、Siに富んだ粗大粒径の石英や長石などの造岩鉱物が飛来途中で発生源近傍に落下するのに比べて、Alに富んだ微小粒径のイライトやカオリナイトなどの粘土鉱物が発生源からより遠方に移流する¹³⁾ため、すなわち黄砂の粒径による成分組成の相違を反映しているものと考えられる。

3-2-2 AlとFeの関係

浮遊粒子状物質中の AlとFeの相関係数(表-3)は、市内で0.90、松田で0.91といずれも高った。しかし、AlとFeの関係を散布図でみると(図-10)、市内と松田のデータは同一直線上にプロットされず差が認められ、AlとFeの関係とは異なっていた。Fe/Alの濃度比(表-2)は、市内で0.98~2.88(平均値:1.48)、松田で0.77~1.80(平均値:1.00)の範囲にあり、市内の方が松田より各月とも高くなった。この傾向は、図-13に示す国設大気測定局における都市域および非都市域の傾向とも一致している。これは、都市域では非都市域よりFe含有量の多い道路ダスト(Fe:8.6%, Fe/Al:1.39)の影響が大きいこと、さらに、Feの発生源が他に多く存在することなどにより局地的影響をより受け易い状況にあると解釈できる。したがって、市内における土壌系粒子の指標成分としてFeを選択すると、土壌系粒子の発生源寄与率を過大評価する可能性がある。

3-2-3 AlとCaの関係

浮遊粒子状物質中の AlとCaの相関係数(表-3)は、市内で0.96、松田で0.99といずれも高った。しかし、AlとCaの関係を散布図(図-11)でみると、Fe/Al比と同様、市内と松田のデータは同一直線上にプロットされず差が認められ、発生源の影響の相違が窺われた。Ca/Alの濃度比(表-2)は、市内で0.77~1.56(平均値:0.98)、松田で0.56~1.10(平均

値:0.77)の範囲にあり、市内の方が松田より各月とも高くなった。この傾向は、図-14に示す国設大気測定局における都市域および非都市域の傾向とも一致している。これは、都市域では第一に自然土壌に比べてCa含有量の多い道路ダスト(Ca:5.1%, Ca/Al:0.82)の影響が大きく、さらにCa含有量の多い校庭などの造成地土壌(Ca:7.2, Ca/Al:0.99)、コンクリート構造物および都市ゴミ焼却炉などのCa発生源が存在することなどによると考えられる。渡辺ら¹⁴⁾は、都市域のCa発生源を降水中のCaイオン濃度から推測している。それによると、大気の安定する秋期から冬期にかけて都市域における降水中のCaイオン濃度は、地上付近では高層(約100m)の2倍以上に、また関東地域における降水中のCaイオン濃度が都市域のほうが非都市域より高い結果から、その要因として第一に道路ダストをあげている。

したがって、このような関係からも都市域におけるCaの発生源は、黄砂、自然土壌、海塩粒子等の自然発生源のみならず、人為的な関与が大きいことが理解できる。

3-2-4 AlとMnの関係

粒子状物質中のMnは鉄鋼工業から排出される粒子の指標成分として用いられている¹⁵⁾が、土壌系粒子をはじめとして各種発生源から排出されている。浮遊粒子状物質中のAlとMnの相関係数(表-3)は、松田では0.96と強い関係が認められ、土壌系粒子の関与を示しているが、市内では0.67と関係は良好でなかった。AlとMnの関係を散布図(図-12)でみると、市内と松田では大きく異なり、発生源の影響の相違が窺われた。Mn/Alの濃度比(表-2)は、市内で0.033~0.14(平均値:0.067)、松田で0.023~0.10(平均値:0.042)の範囲にあり、市内の方が松田より各月とも高く、さらに、両地点でのその比はFeや

表-4 神奈川県内の土壌系粒子およびコールフライアッシュ中の主要成分含有率およびAlと各成分の比

	Si(%)	Al(%)	Fe(%)	Ca(%)	Mn(%)	Si/Al	Al/Al	Fe/Al	Ca/Al	Mn/Al
道路ダスト(n=3)	21.3	6.2	8.6	5.1	.16	3.44	1.00	1.39	.82	.026
自然土壌(n=5)	16.9	9.4	8.1	1.2	.18	1.80	1.00	.86	.13	.019
造成地土壌(n=4)	23.0	7.3	5.8	7.2	.15	3.15	1.00	.79	.99	.021
3区分平平均値	20.4	7.6	7.5	4.5	.16	2.68	1.00	.99	.59	.021
コールフライアッシュ(n=3)	24.7	12.6	4.1	4.6	.04	1.96	1.00	.33	.37	.003

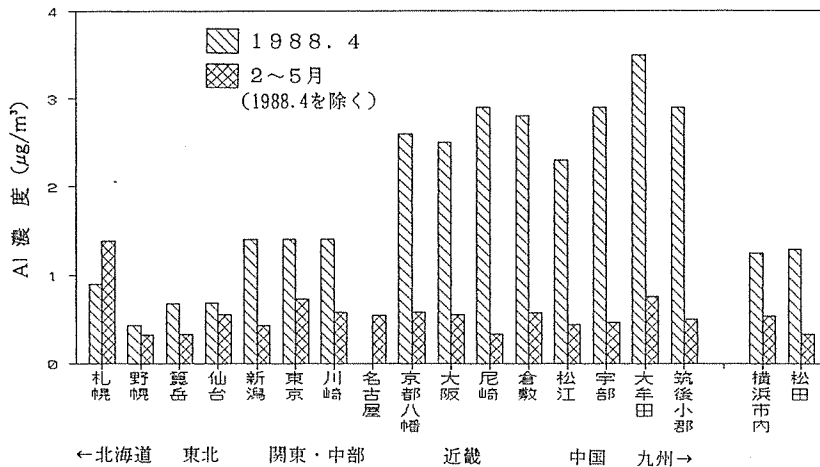


図-15 黄砂飛来時期におけるAl濃度

Caと異なり市内の土壌系粒子中のその比(表-4)より大きくなった。また、市内におけるMnの濃度変動(図-7)が、Alのそれよりも燃焼系由来の元素状炭素(図-8)と同様な挙動を示していることから、市内では明らかに土壌系粒子以外の人為的なMnの影響が強く現れていた。

3-3 自然起源による土壌系粒子の影響

横浜市内のみならず日本各地における自然起源由来する土壌系粒子の影響は乾燥期の冬期から春期に最も影響が現れる。この時期における自然起源の代表的な土壌系粒子は中国黄土・砂漠地帯を起源とする黄砂である。黄砂は乾燥期の冬期から春期(2月~5月)に低気圧と寒冷前線の発生に伴って上空に巻き上げられ偏西風に乗って日本各地に飛来する。日本で観測された黄砂は1~30μm以下の粒径範囲で4μmに濃度ピークを持つ粒子である¹³⁾ことから、春先の浮遊粒子状物質濃度に少なからず影響を与えている。また、この期間は日本でも乾燥期に当たるため、発達した低気圧の通過によって土壌系粒子が巻き上げられる。そこで、春先での自然的な要因による影響をみるため、日本各地(16地点)、市内および松田におけるAl濃度を、大規模な黄砂の飛来が認められた1988年4月を特異月として抽出し、また大規模な黄砂の飛来が観測されていない1987年度から1988年度の2月~5月における期間平均値(1988年4月を除く)を求め、それぞれ図-15に示した。

黄砂の飛来は年によって変動があり、その規模も異なっている。図-15に示した1988年4月には大規模な黄砂現象がたびたび観測され、東北地方でもその飛来が確認された⁹⁾。国内における1988年4月のAl濃度平

面分布は、黄砂の発生地に近い九州から近畿、関東、東北の順に濃度が高く、市内では九州の1/2程度の黄砂の影響が認められた。また、市内におけるAl濃度レベルは、清浄地域の松田と同程度で、さらに東京、川崎のみならず新潟とも同程度であった。1988年4月の市内および松田のAl濃度(図-4)は、特異的に高く、2か年平均値のそれぞれ2.7倍、5.0倍となった。したがって、この時期は、浮遊粒子状物質濃度に関する土壌系粒子の影響が少なくとも関東地域周辺の広い範囲にわたって同程度で、かつその土壌系粒子起源は黄砂に由来するところが大きいことを示している。

しかしながら、大規模な黄砂現象が観測されていない冬期から春期(1987年度と1988年度)のAl濃度レベル(図-15)は、黄砂の発生地に近い西日本で特異的に高い傾向は認められず、むしろ西日本の地点よりも近畿から関東の大都市の地点の方が、高い濃度が測定されていた。また、この時期の市内のAl濃度は松田の1.5倍程度となっていた。これらのことから、関東地域では大規模な黄砂現象が観測されていない冬期から春期には、黄砂由来以外の土壌系粒子の影響が大きいと推測される。すなわち、日本を発達した低気圧の通過によって日本各地の土壌系粒子が風によって巻き上げられる現象に加えて、発生の過程が自動車走行や宅地造成などの人為的なものに、風が加わるといった複雑な機構が考えられる。

このように、国内のような環境のもとでは、大気中への土壌系粒子の自然的な関与過程を把握するには難しいと考えられるが、村山¹⁰⁾は土壌系粒子の自然的な発生機構および条件を次のように集約している。①砂漠のような恒常的な極乾燥地では、その時の強風な

どの条件だけに依存する。しかし、国内では、その時の強風などの気象条件だけでなく、土壌表面状態、すなわち発生以前の降雨や土壌水分、土壌の粒径分布、地表の植生、植生残渣の存在が関連する。②黄砂（半乾燥地）の局所的な風による巻き上げ条件は、地上10mでの平均風速が少なくとも5m/s以上であることが必要条件となっている。

したがって、国内における自然環境を考慮すると、上記の条件を満たす季節は、低気圧の通過で強風が吹き、かつ乾燥時期に当たる冬期から春期を除いて自然的な要因による土壌系粒子の巻き上げはほとんどないと言えよう。

3-4 土壌系粒子のバックグラウンド値（自然起源の最大値）の推計

浮遊粒子状物質中に存在する土壌系粒子は10μm以下の粒径であるため、大気中に滞留する寿命が長い。このことは、清浄地域や海洋上であっても土壌系粒子のバックグラウンド値を持つことを意味しており、またその値はすべて自然起源であると断定することはできない。しかしながら、土壌系粒子に占める自然発生源の割合を把握する手段としては、清浄地域における土壌系粒子濃度を当てる他に手だてがなく、その値は土壌系粒子のバックグラウンド値あるいは自然的発生源の最大値として評価できる。そこで、市内における土壌系粒子のバックグラウンド値を推計するため、神奈川県内の清浄地域に位置する松田での土壌系粒子濃度をAlとSiを用いて検討した。

はじめに、松田が市内のバックグラウンド値を推計するための妥当な測定地点であるかどうか判定するため、国設大気測定局（環境局）^{(4)・(5)・(17)}のうち大気汚染度の低い箕岳（宮城県）および野幌（北海道）におけるAl濃度と松田のそれとを比較した。図-16に示す

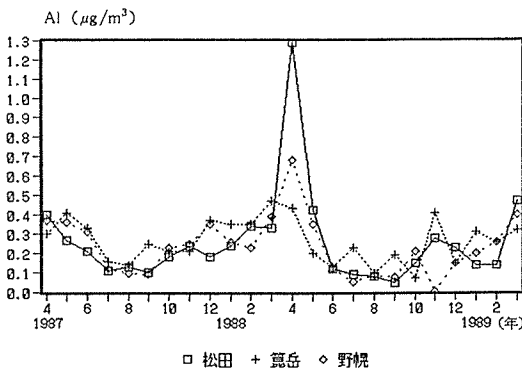


図-16 清浄地域におけるAl濃度

ように、大規模な黄砂現象が観測された1988年4月を除いて、3地点のAl濃度変動はほぼ同一で、また2か年の平均値では、松田が0.26μg/m³、箕岳が0.24μg/m³、野幌が0.26μg/m³となり、3地点間に差が認められない。さらに、松田で得られたAl濃度値は、小笠原諸島の父島で測定されたAl濃度レベル（黄砂の非飛来時の期間平均値範囲：0.09~0.21μg/m³、黄砂の飛来時の期間平均値範囲：0.37~0.39μg/m³）⁽¹⁸⁾と大きな差は認められなかった。

以上の検討結果から、松田を市内の土壌系粒子のバックグラウンド地点として評価できると判定し、土壌系粒子の指標成分としてAlおよびSiを用いてバ

表-5 清浄地域（神奈川県松田）における土壌系粒子のバックグラウンド濃度

	SPM	バックグラウンド	
	(μg/m³)	(μg/m³)	(%)
1987.4	27.7	5.3	19.1
1987.5	27.5	3.7	13.5
1987.6	25.1	2.9	11.6
1987.7	20.2	1.5	7.4
1987.8	25.4	1.7	6.7
1987.9	17.7	1.5	8.5
1987.10	18.7	2.5	13.4
1987.11	22.9	3.2	14.0
1987.12	21.2	2.4	11.3
1988.1	20.0	3.2	16.0
1988.2	26.0	4.3	16.5
1988.3	24.8	4.4	17.7
1988.4	36.9	17.3	46.9
1988.5	21.4	5.6	26.2
1988.6	23.1	1.7	7.4
1988.7	27.6	1.3	4.7
1988.8	21.7	1.2	5.5
1988.9	15.8	0.8	5.1
1988.10	20.3	2.1	10.3
1988.11	19.9	3.7	18.6
1988.12	20.5	3.0	14.6
1989.1	17.2	1.9	11.0
1989.2	16.4	1.9	11.6
1989.3	23.9	6.2	25.9
平均値	22.6	3.5	15.5
最低値	15.8	0.8	4.7
最高値	36.9	17.3	46.9

クグラウンド濃度の推計を試みた。

バックグラウンド濃度の推計にあたって、土壌系粒子中の Al および Si の含有率については、Si/Al 比が浮遊粒子状物質中のその比に近い県内土壌の3区分平均値（表-4、Al：7.6%、Si：20.4%）を用いた。また、計算方法はCMB法を最も単純化した単一モデル

（指標元素法）を適用した¹⁾。すなわち、浮遊粒子状物質中の Al と Si はすべて土壌系粒子によるものとした。表-5、6に、土壌系粒子バックグラウンド濃度（Al と Si の推計による平均値）と松田および市内における浮遊粒子状物質中に占めるその割合を示した。なお、単一モデル（指標元素法）とCMB法5種発生源モ

表-6 横浜市内における土壌系粒子のバックグラウンド濃度と人為起源土壌系粒子濃度

	SPM	総土壌系粒子		バックグラウンド		人為起源土壌		人/総
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(%)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(%)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(%)	濃度比
1987.4	42.9	7.3	17.0	5.3	12.4	2.0	4.7	0.27
1987.5	31.7	5.1	16.1	3.7	11.7	1.4	4.4	0.27
1987.6	34.5	4.2	12.2	2.9	8.4	1.3	3.8	0.31
1987.7	29.2	2.9	9.9	1.5	5.1	1.4	4.8	0.48
1987.8	29.4	2.9	9.9	1.7	5.8	1.2	4.1	0.41
1987.9	26.3	2.7	10.3	1.5	5.7	1.2	4.6	0.44
1987.10	45.9	4.2	9.2	2.5	5.4	1.7	3.7	0.40
1987.11	58.2	6.0	10.3	3.2	5.5	2.8	4.8	0.47
1987.12	91.2	8.7	9.5	2.4	2.6	6.3	6.9	0.72
1988.1	70.6	7.6	10.8	3.2	4.5	4.4	6.2	0.58
1988.2	47.8	7.8	16.3	4.3	9.0	3.5	7.3	0.45
1988.3	57.2	7.9	13.8	4.4	7.7	3.5	6.1	0.44
1988.4	45.6	17.3	37.9	17.3	37.9	0.0	0.0	0.00
1988.5	32.2	7.9	24.5	5.6	17.4	2.3	7.1	0.29
1988.6	28.7	2.7	9.4	1.7	5.9	1.0	3.5	0.37
1988.7	37.7	2.7	7.2	1.3	3.4	1.4	3.7	0.52
1988.8	25.7	2.3	8.9	1.2	4.7	1.1	4.3	0.48
1988.9	30.1	2.2	7.3	0.8	2.7	1.4	4.7	0.64
1988.10	49.5	6.0	12.1	2.1	4.2	3.9	7.9	0.65
1988.11	54.0	8.5	15.7	3.7	6.9	4.8	8.9	0.56
1988.12	69.6	8.9	12.8	3.0	4.3	5.9	8.5	0.66
1989.1	44.9	5.8	12.9	1.9	4.2	3.9	8.7	0.67
1989.2	37.7	5.0	13.3	1.9	5.0	3.1	8.2	0.62
1989.3	42.7	8.7	20.4	6.2	14.5	2.5	5.9	0.29
平均値	44.3	6.1	13.8	3.5	7.9	2.6	5.9	0.43
最低値	25.7	2.2	7.2	0.8	2.6	0.0	0.0	0.00
最高値	91.2	17.3	37.9	17.3	37.9	6.3	8.9	0.72
大気安定時期 (11月と12月の期間平均値)	68.3	8.0	11.7	3.1	4.5	5.0	7.3	0.63
黄砂飛来時期 (2月～5月の期間平均値)	42.2	8.4	19.9	6.1	14.5	2.3	5.5	0.28

但し、大規模な黄砂の飛来が観測された1988年4月の市内における Al、Si 濃度は、松田の濃度よりやや低かったため、市内の総土壌系粒子推計値はバックグラウンド値を用いた。

デルの計算結果²⁾は、土壌系粒子については、よく一致した。

2か年の土壌系粒子バックグラウンド濃度（推計値）の平均値と範囲は、それぞれ3.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、0.8~17.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、また季節変動は冬期から春期に高く、夏期に低い結果となった。この推計値の浮遊粒子状物質中に占める割合は、2か年平均値で、松田が15.5%（範囲：4.7~46.9%）、市内が7.9%（範囲：2.6~37.9%）になった。

次に、松田で求めた推計値を土壌系粒子のバックグラウンド濃度として妥当か否か評価するため、太平洋上の島々で推計された土壌系粒子濃度¹⁸⁾と比較した。今回の土壌系粒子バックグラウンド濃度平均値（3.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）は、1981年~1984年に調査された太平洋上の北半球中緯度（オアフ島、ミッドウェー島、シェムヤ島）での土壌系粒子濃度（年平均値：0.6~0.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度）より高いが、1981年~1983年に調査された父島の平均土壌系粒子濃度4.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ とほぼ同程度であった。したがって、この推計値を土壌系粒子バックグラウンド濃度、すなわち自然起源による土壌系粒子濃度の最大値として十分に評価できると考える。

3-5 横浜市内における人為起源による土壌系粒子の推計

前項で推計した土壌系粒子バックグラウンド濃度を用いて市内における人為起源の土壌系粒子を求めることとした。すなわち、人為起源土壌系粒子濃度は総土壌系粒子濃度から土壌系粒子バックグラウンド濃度を差し引いた数値とした。なお、総土壌系粒子濃度は前項と同様な単一モデルによりAlおよびSiで求めた。表-6に市内における総土壌系粒子濃度（AlとSiの平均値）と人為起源による土壌系粒子濃度および浮遊粒子

状物質中の寄与率を、また参考として表-7に他の発生源粒子濃度および発生源寄与率²⁾の概要を示した。

市内における2か年の総土壌系粒子濃度の平均値と範囲は、それぞれ6.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、2.2~17.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、浮遊粒子状物質に占めるその寄与率の平均値と範囲は、それぞれ13.8%、7.2~37.9%であった。一方、2か年の人為起源土壌系粒子濃度の平均値と範囲は、それぞれ2.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、0~6.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、浮遊粒子状物質に占めるその寄与率の平均値と範囲は、それぞれ5.9%、0~8.9%となった。また、人為起源土壌系粒子が総土壌系粒子に占める割合（人為起源土壌系粒子/総土壌系粒子）の平均値と範囲は、それぞれ0.43、0~0.72となった。

人為起源の影響が最も強く現れた季節は、炭素成分などの燃焼起源粒子と同様に、大気の安定する秋期から冬期であった。この時期のうち大気の最も安定する11月と12月の人為起源期間平均値は、5.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、その寄与率は7.3%となり、同じく〔人為起源土壌系粒子/総土壌系粒子〕比は0.63となった。このことは、自動車の走行に伴って巻き上げられる道路ダストの関与が大きいことを示唆していると考えられる。また、黄砂などの自然発生源の影響が大きくなる2月~5月は、1988年4月を除いて、すべての月で市内と松田で差が認められ、市内での人為的な土壌系粒子発生源（道路ダストおよび造成地、校庭、公園などの裸地）の影響が現れた。しかし、この時期の人為起源期間平均値（2月~5月）は2.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、その寄与率は5.5%となり、同じく〔人為起源土壌系粒子/総土壌系粒子〕比は0.28となり、人為起源の相対的な影響は小さくなった。

表-7 横浜市内における各種発生源粒子の予測濃度および寄与率²⁾の概要（1987~1988年度）

	SPM	B. G	人為土	海塩	焼却	自動車	重油	二次
平均値 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	44.3	3.5	2.6	1.8	2.2	12.2	1.7	12.5
(%)	(100)	(7.9)	(5.9)	(4.9)	(4.9)	(26.1)	(4.3)	(29.0)
最小値 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	25.7	0.8	0.0	0.8	1.1	4.5	0.8	7.1
(%)	(100)	(2.6)	(0.0)	(0.9)	(3.5)	(15.7)	(1.9)	(22.6)
最大値 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	91.2	17.3	6.3	3.1	4.2	30.8	2.3	22.4
(%)	(100)	(37.9)	(8.9)	(10.6)	(6.5)	(40.0)	(8.2)	(37.6)

但し、SPMは浮遊粒子状物質、B.Gは土壌系粒子のバックグラウンド、人為土は人為起源土壌系粒子、海塩は海塩粒子、焼却は都市ゴミ焼却炉粒子、自動車は自動車排出粒子、重油は重油燃焼粒子、二次は二次生成粒子

4. まとめ

浮遊粒子状物質中に占める土壌系粒子の寄与を自然的(バックグラウンド)なもの、人為的なものとに区別することを目的として、神奈川県内山間部の清浄地域に位置する松田町寄(やどろぎ)と横浜市内における土壌系粒子の主要構成成分濃度および国設大気測定局データを解析した結果(1987年度と1988年度)、次のことが明らかになった。

- 1) 土壌系粒子に関係する主要構成成分(Si, Al, Fe, Ca, Mn)のうちMnを除いてSi, Al, FeおよびCaは、類似した濃度変動を示した。これらの成分の季節変動は、浮遊粒子状物質や元素状炭素の変動と異なり、市内および松田とも乾燥期でかつ低気圧の影響により土壌系粒子の舞い上がりが顕著な冬期から春期に濃度上昇が認められた。また、大気の安定する秋期から冬期にかけて、市内では松田よりもこれらの成分濃度が相対的に高く、この時期は市内と松田とで最も地点間濃度差が大きくなった。
- 2) 土壌系粒子の主要構成成分のうちAlとSiの関係が最も強く、その関係は直線性を示し、相関係数は市内、松田とも0.99以上であった。また、Si/Alの濃度比は、市内で2.21~3.17(平均値:2.67)、松田で2.41~3.20(平均値:2.73)の範囲で、両地点での差は認められなかった。しかしながら、その濃度比は、県内で採取した土壌系粒子中(道路ダスト、自然土壌、造成地土壌)のSi/Al比と大きく異なった。
- 3) 大規模な黄砂現象がたびたび観測された1988年4月のAl濃度の全国的な平面分布から、市内における黄砂の影響が確認され、その影響は北九州の1/2程度であった。また、市内におけるAl濃度レベルは、清浄地域に位置する松田と同程度で、さらに東京、川崎のみならず新潟とも同程度であった。しかしながら、大規模な黄砂現象が観測されていない冬期から春期のAl濃度レベルは、黄砂の発生地に近い西日本で特異的に高いとは認められず、関東の都市域では黄砂由来以外の土壌系粒子の影響が大きいと推測された。
- 4) 清浄地域に位置する松田でのAlおよびSi濃度を基に土壌系粒子のバックグラウンド値(自然起源の最大値)を推計した。その結果、2か年の土壌系粒子バックグラウンド濃度の平均値と範囲は、それぞれ $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $0.8\sim 17.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となり、またその季節変動は冬期から春期に高く、夏期に低い結果となった。この推計値は、市内における浮遊粒子状物質濃度に対して、2か年平均値と範囲で、それぞれ7.9%、2.6~37.9%

となった。

- 5) 市内における2か年の人為起源土壌系粒子濃度の平均値と範囲は、それぞれ $2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $0\sim 6.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、同じく浮遊粒子状物質に占めるその寄与率の平均値と範囲は、それぞれ5.9%、 $0\sim 8.9\%$ となった。また、[人為起源土壌系粒子/総土壌系粒子]の濃度比の平均値と範囲は、それぞれ0.43、 $0\sim 0.72$ となった。

文 献

- 1) 新井久雄, 佐俣満夫, 白砂裕一郎: 浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書, 横浜市公害研究所資料No.89, 25(1989).
- 2) 新井久雄, 白砂裕一郎: 横浜市内における浮遊粒子状物質中の各種発生源寄与の推計, 横浜市公害研究所報, 15, 183(1991).
- 3) 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会: 浮遊粉じんの成分調査, 神奈川県臨海地区大気汚染調査報告書, 95(1983).
- 4) 環境庁大気保全局大気規制課: 昭和62年度一般環境大気測定局測定結果報告(1988).
- 5) 環境庁大気保全局大気規制課: 昭和63年度一般環境大気測定局測定結果報告(1989).
- 6) 気象庁監修: 天気図日記 1988年4月, 気象, No.374, 24(1988).
- 7) K. A. Rahn: Silicon and aluminum in atmospheric aerosols, *Atmos. Environ.*, 10, 597(1976).
- 8) 角脇 怜: 大気浮遊粉じん中のケイ素およびアルミニウムの粒度分布と濃度比, 日本化学会誌, 1911(1977).
- 9) 長谷川 正: 新潟県高田市に降ったレスについて, 地質学雑誌, 73, 463(1967).
- 10) 井上克弘, 吉田 稔: 岩手県盛岡市に降った“赤雪”中のレスについて, 日本土壌肥科学雑誌, 49, 226(1978).
- 11) J. W. Winchester, L. Weixiu, R. Lixin, W. Mingxing: Fine and coarse aerosol composition from a rural area in North China, *Atmos. Environ.*, 15, 933(1981).
- 12) 金森 悟, 金森暢子, 西川雅高, 溝口次夫: 黄砂の化学像, 大気水圏の科学 黄砂, 名古屋大学水圏科学研究所編, 124(1991).
- 13) 石坂 隆, 小野 晃, 角脇 怜: 日本上空に飛来した砂塵の性状とその発生地, 天気, 28, 651(1981).
- 14) 渡辺善徳, 草野 一: 酸性降水に関する調査研究(第6報) 高層ビルを利用した酸性降水物の鉛直分布

- (1), 横浜市公害研究所報, 13, 19(1989).
- 15) 溝畑 朗, 真室哲雄: 堺市における大気浮遊粒子状物質中の諸元素の発生源の同定 (I), 大気汚染学会誌, 15, 198(1980).
- 16) 村山信彦: 黄砂発生の仕組み, 大気水圏の科学黄砂, 名古屋大学水圏科学研究所編, 20(1991).
- 17) 大気汚染研究協会: 国設大気測定網のあり方に関する大気研究, 環境庁委託業務結果報告書(1990).
- 18) 角皆静男: 地上と洋上での観測, 大気水圏の科学黄砂, 名古屋大学水圏科学研究所編, 85(1991).

ダスト測定における非等速吸引誤差についての 数値シミュレーション (I)

佐 俣 満 夫*

要 旨

ダスト測定では非等速吸引を行うと得られたダスト濃度に誤差が生じる。この非等速吸引誤差について数値シミュレーションを行った。流体解析はポテンシャル流を用い、有限要素法で行い、粒子の運動解析はルンゲ・クッタ・ギル法で行った。種々の形状及び厚さのノズルを用いてシミュレートした結果、 V_0 をダクト内流速、 V_s を吸引流速とすると、 $V_0 < V_s$ では非等速吸引誤差はノズルの形状や厚さによってほとんど影響はみられなかった。しかし、 $V_0 > V_s$ ではノズルの先端角度が大きくなり、かつ厚くなるほど非等速吸引誤差は大きくなる傾向がみられた。また $10\mu\text{m}$ 以下の微小粒子では本解析によって十分評価できることがわかった。

1. はじめに

煙道中のダスト濃度を測定する場合、現在等速吸引法と呼ばれる煙道中の流速と同じ流速で吸引採取する方法がとられている。これは異なった流速で吸引すると得られたダスト濃度に誤差（これを非等速吸引誤差とよぶ）が生じるためである。もしこの非等速吸引法で測定できればダスト測定はきわめて容易となる。そのため当研究所では非等速吸引誤差を理論的に評価するための研究を行ってきた¹⁾。従来の研究による実験より得られた評価式とは別に、数値解析によってコンピュータ上でシミュレートできれば、さらに微細な現象を把握することができ、きわめて有用となる。そこで非等速吸引誤差に関する数値シミュレーションを試みたので報告する。

2. 実験によって得られた評価式

既報¹⁾では主に標準粒子を用い、かつ $10\mu\text{m}$ 以下の微小粒子によって実験してきたが、粒子に実際のダストであるボイラダスト、ガラス熔融炉ダスト、アルミナキルンダスト等を用いて粗大粒子を含めて実験した。その結果以下のような評価式が得られた²⁾。

$$C = \frac{C_s}{C_0}$$

$$V = \frac{V_0}{V_s}$$

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

$$\alpha = \frac{(5V + 3) A_0^2 Sk^2}{1 + (5V + 3) A_0^2 Sk^2}$$

ここで、 A_0 あるいは α の値は次のようになる。

$$\sqrt{5V + 3} = V' \text{ とおくと,}$$

$$Sk \leq \frac{0.5}{V'} \text{ のとき } A_0 = 2$$

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

$$Sk \geq \frac{8}{V'} \text{ のとき } A_0 = 0.125$$

ここで、

V_0 : ダクト内流速	[m / s]
V_s : 吸引流速	[m / s]
C_0 : 等速吸引によるダスト濃度	[mg / m ³]
C_s : 非等速吸引によるダスト濃度	[mg / m ³]
D_p : 粒子径	[μm]
D_n : ノズルの内径	[mm]
Sk : 粒子の直径基準のストークス数	[-]

A numerical simulation for errors of anisokinetic sampling on particle measurement.

*Mistuo Samata

横浜市環境科学研究所大気部門

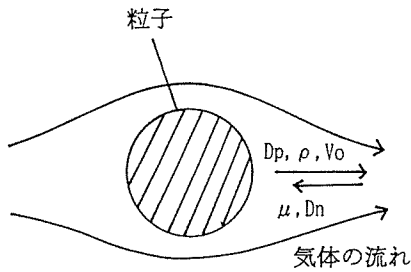


図-1 気体中の粒子に関するストークス数 Sk の概念図

である。

このように非等速吸引誤差は濃度比 C_s/C_o として表され、流速比 V_o/V_s と粒子のストークス数 Sk との関係として求められる。

ここで、ストークス数とは気体中で運動する粒子の慣性力の大きさを示す無次元数であり、概念的には次のように与えられる。

$$Sk = \frac{\text{慣性の推進力 } (Dp^2 \rho V_o)}{\text{抵抗力 } (18 \mu Dn)}$$

これは図-1に示すように粒子の大きさ (Dp)、粒子の密度 (ρ)、流れの流速 (V_o) がいずれも大きくなるほど粒子の慣性力も大きくなり、逆に気体の粘性 (μ) やノズル径 (Dn) が大きくなると慣性力は小さくなることを示している。したがって非等速吸引誤差は主に粒子の慣性力の影響によって生じるものと考えられるので、後述するように C_s/C_o と Sk との関係として表すことができる。

3. 数値解析方法の概要

流れはその特性によって理想流体、粘性流体、圧縮性流体などに分かれるが、ノズル周り以外ではほぼ粘性や圧力変化は無視できるのでポテンシャル流として扱える。そこで、ここでは流れをポテンシャル流として解析した。ポテンシャル流は理想流体の中で渦度 $\omega = 0$ として表され、粘性流に比べて解析は比較的容易となる。ここでは、ノズル周りの流れが軸対称であることから、要素モデルはノズルの中心軸より上半分のみで作製した。気体中の粒子の運動を解析する場合、その解析手順は流体の解析と粒子の運動の解析に分かれる。流体の解析はポテンシャル流での円筒軸対称座標系運動方程式を用い、有限要素法によって行った。有限要素法はその三角要素を自由な大きさを選ぶこと

	ノズル, No	θ	d/Dn
	N 1	20°	1.05
	N 2	45°	1.125
	N 3	90°	1.125
	N 4	135°	1.125
	N 5	90°	1.5
	N 6	90°	1.375

θ : ノズル先端角度 d : ノズル外径 Dn : ノズル内径

図-2 ノズルの形状及び厚さ

ができるため、流れの変化の大きな部分では細かく解析でき、かつ流れがスムーズに扱える³⁾。次に、粒子の運動解析は有限要素法によって得られた各要素での流速を粒子の運動方程式に適用し、これをルンゲ・クッタ・ギル法によって解き、流体中の粒子の軌跡を得た。

非等速吸引誤差はノズルの形状や厚さ等によって影響されるものと考えられ、これらの影響について解析した。解析で用いたノズルの軸方向の上半分の断面を図-2に示す。ノズルN1はきわめて薄いノズルであるが、有限要素法ではノズルの厚さをゼロとして解析できないので、これをノズル厚さがゼロの場合と仮定した。ノズルN2, N3は薄いノズルの外側にテーパをもったものと、その先端が平坦なものである。ノズルN4は内側にテーパをもったノズルである。ノズルN5, N6は実験で使用したノズルであり、実際のダスト測定ではこのサイズのノズルが使用されている。

4. 非等速吸引による気体と粒子の流れシミュレーション

非等速吸引誤差は $V_o < V_s$ と $V_o > V_s$ では大きくその結果が異なるので、 $V_o < V_s$ の場合を過速吸引、 $V_o > V_s$ の場合を減速吸引とよぶ。ここでは、代表例として最も異なるノズルの厚さと形状を持ったノズルN5とN2について、それぞれ同一の慣性力 ($=Sk$) をもった粒子の流れを過速吸引と減速吸引の場合に分けて示す。慣性力を決定する各条件を、 $Dp = 3.6 \mu m$, $Dn = 4 mm \phi$, $\rho = 2 g/cm^3$, $V_o = 5 m/s$ とすると

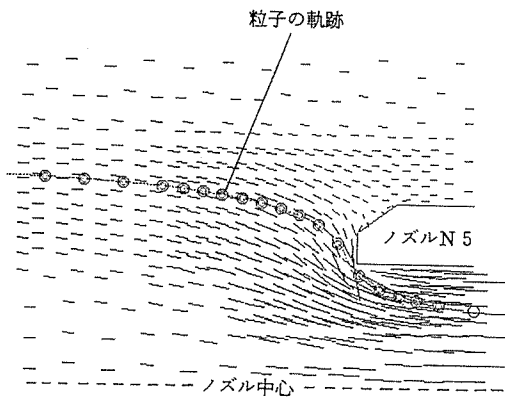


図-3 ノズルN 5での流れと粒子のシミュレーション ($V_0/V_s=0.25$)

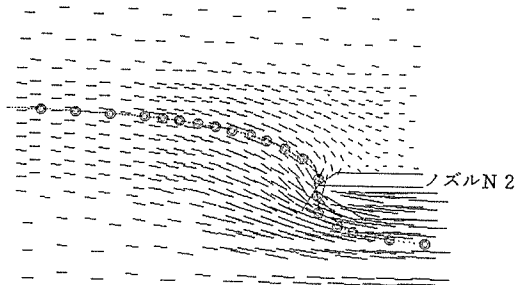


図-4 ノズルN 2での流れと粒子のシミュレーション ($V_0/V_s=0.25$)

$Sk=0.1$ となる事例を示す。過速吸引として $V_0/V_s=0.25$ の場合でノズルN 5での流れと粒子の軌跡を図-3に示す。これらの図は3. で述べたように流れが軸対称であるので、ノズルの中心より上半分のみを可視化して示した。流れはノズル内に巻き込まれるように流入し、ノズルの先端平坦部からその内側下方にかけて急激に流れの方向が変わり、流速もその部分では増大するのがわかる。粒子もノズル先端部での流れの変化の影響を受け、ノズル内へ流入した粒子はノズルの半径方向の内側に巻き込まれるように進む。次に薄いノズルN 2を用いた場合を図-4に示す。この場合はノズル先端の鋭利な形状により、ノズル先端の流れの変化はノズルN 5の場合より大きく、複雑かつその流速も大きくなり、そのため粒子はノズル内の半径方

向のさらに奥の方まで進むのがみられる。

減速吸引として $V_0/V_s=2.0$ の場合のノズルN 5での解析結果を図-5に示す。流れはノズルの先端から外側にわたって流速が大きくなり、ノズル周辺ではノズルの半径方向の内側に向かって小さな流れの変化域が分布している。この場合の粒子の軌跡はノズルの先端平坦部の最下端に衝突している。粒子はこの軌跡の曲線より上になるとノズル内に流入せず外側に逃れ、下になるとノズル内へ捕捉されるようになる。このような軌跡を限界粒子軌跡とよぶ。この場合の限界粒子軌跡のノズル上流での初期位置はノズル半径を r とすると $0.8r$ の位置である。次にノズルN 2で同じ $0.8r$ の初期位置より放出した粒子の軌跡を図-6に示す。この場合は粒子は明らかにノズル内に流入して

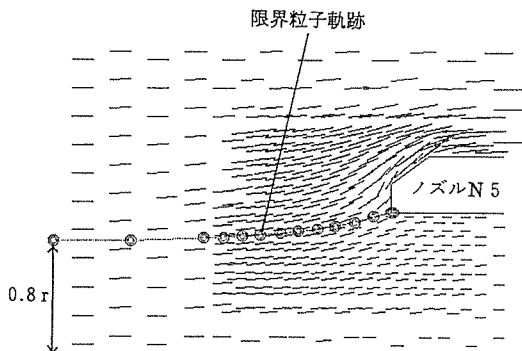


図-5 ノズルN 5での流れと限界粒子軌跡のシミュレーション ($V_0/V_s=2.0$)

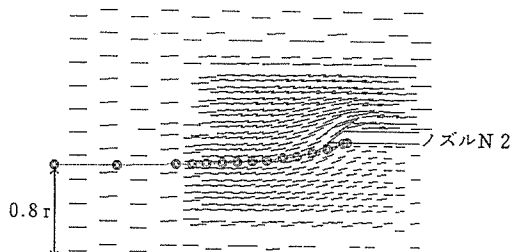


図-6 ノズルN 2での流れと粒子のシミュレーション ($V_0/V_s=2.0$)

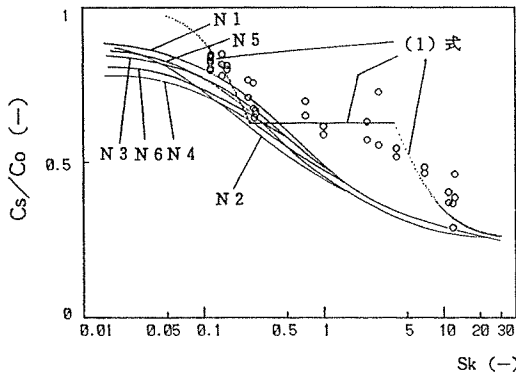


図-7 各ノズルでの Sk による Cs/Co の変化 (Vo/Vs=0.25)

おり、ノズルの内壁に付着するようになる。したがってノズルN2の限界粒子軌跡はノズルN5での限界粒子軌跡より上方へ移行することになる。このように、非等速吸引での粒子の流れは主にノズル周辺の流れの方向及び流速の大きさの影響を受けるため、ノズルの形状や厚さが異なるとその粒子軌跡も異なってくる。

5. 非等速吸引誤差の推定

流れを一樣な流れと仮定すると非等速吸引誤差 Cs/Co は限界粒子軌跡の初期値 r_0 と吸引される流れの限界線の初期値 T_0 によって求められ、次のようになる。

$$\frac{C_s}{C_o} = \left(\frac{r_0}{T_0} \right)^2 \dots\dots\dots (2)$$

r_0 は 4. で述べた数値解析で、また T_0 は理論的に計算からそれぞれ求まるから、(2)式より Cs/Co は得られる。さらに、Cs/Co は V_o/V_s が一定ならば 3. で述べたようにストークス数 Sk によって関係づけられる。そこで解析結果より過速吸引として $V_o/V_s = 0.25$ の場合の Cs/Co と Sk の関係を図-7 に示し、減速吸引として $V_o/V_s = 2.0$ の場合を図-8 に示す。図中のプロットは実験値であり、(1)式も同時に示した。 $V_o/V_s = 0.25$ ではノズルの形状や厚さが変わっても Cs/Co はあまり変化しない。これは図-3, 4 からわかるとおり、気体の流れによって影響を受けるのは主にノズルの内側であって、その上流ではあまり影響を受けないものと考えられ、図-7 中の Sk=0.1 における Cs/Co の値はノズル N2 とノズル N5 であまり

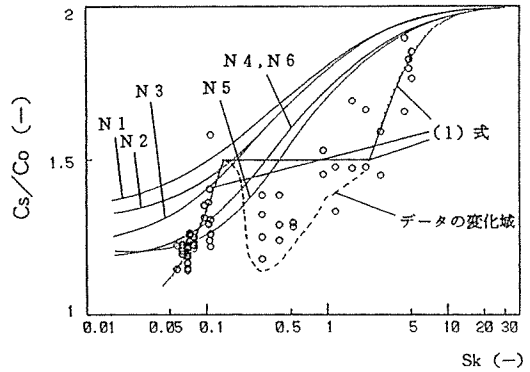


図-8 各ノズルでの Sk による Cs/Co の変化 (Vo/Vs=2.0)

変わらないことがわかる。 $V_o/V_s = 2.0$ ではノズル形状及び厚さによって Cs/Co の値に相違がみられ、ノズル N4, N5, N6 では実験値および(1)式にはほぼ一致するが、ノズル N1, N2, N3 では Cs/Co は高くなる傾向がみられた。これは前述した図-5, 6 での粒子軌跡からも推測できる。これらより、過速吸引ではノズル形状や厚さの影響はあまりみられないが、減速吸引ではノズルの厚さが薄く、かつ先端角度が鋭角になるほど Cs/Co の値は高くなる傾向をもつことがわかった。

過速吸引の場合及び減速吸引とも Sk が 0.5 以下では解析曲線は実験値及び(1)式と比較的一致するが、 $0.5 < Sk < 20$ の範囲では異なった傾向を示した。これは $Sk < 0.5$ ($10 \mu m$ 以下の微小粒子) では本解析で十分評価できるが、それ以上の粗大粒子ではノズル周辺の縮流や乱流境界層の影響を受けるため、ポテンシャル流では評価しきれないものと推測された²⁾。

6. おわりに

ダスト測定における非等速吸引誤差について、ポテンシャル流によって数値シミュレーションを行った結果、以下のような知見が得られた。

- (1) ストークス数 $Sk < 0.5$ ($10 \mu m$ 以下の微小粒子) では本解析によって非等速吸引誤差を十分評価できることがわかった。
- (2) 過速吸引 ($V_o < V_s$) では形状や厚さの異なるノズルを使用しても Cs/Co の値はあまり変化しないことがわかった。
- (3) 減速吸引 ($V_o > V_s$) ではノズルの厚さが薄く、

かつ内側先端角度が鋭角になるほどCs/Co の値は高くなる傾向がみられた。

文 献

- 1) 佐俣：ダスト測定における非等速吸引の影響(Ⅱ)，横浜市公害研究所報，12，19-27(1987).
- 2) 佐俣：粒子濃度測定における非等速吸引誤差の評価モデルと実ダストの適用，粉体工学会誌，27，7，463-469(1990).
- 3) 佐俣：パソコンを用いた大気サンプリングノズル周辺の流れの解析，環境と測定技術，18，1，34-43(1991).

水質の回復が河川藻類群集に及ぼす影響

福島 悟*, 小市佳延*

要 旨

鳥山川と和泉川では自浄作用によりBOD濃度は低下するが、窒素、リン成分の減少は少なく、窒素成分に占めるアンモニア態窒素の割合が大きかった。このような自浄作用に伴う水質の変化が藻類群集に及ぼす影響は小さく、どの地点でも窒素従属栄養性の藻類が群集を代表していた。一方、下水処理水を維持用水として流している野火止用水では供給水の窒素除去を始めてからは、硝化の進行によりアンモニア態窒素濃度は著しく減少した。窒素除去の開始前は鳥山川と和泉川にみられた従属栄養性の藻類が多く出現した。しかし、窒素除去を始めてからはそれらの種は減少し、それまでみられなかった藻類が多く生育するようになり、群集の多様性が増加する傾向も認められた。

1. はじめに

横浜市が1978年に行った都市河川についての意識調査では、当時の市内河川についてドブ川と連想する人が半数を超え、残された自然と回答した割合は5%以下であった¹⁾。しかし、都市生活の中で河川に対する認識は近年急速に変わってきている。1986年に東京の神田川流域の住民を対象として行われたアンケートによれば、回答の選択肢にはドブ川もあるが、東京に残された貴重な自然と回答した割合が最も多くなっている²⁾。

このような意識調査結果の変化は、都市を流れる河川は貴重な自然空間と認識されるようになったことを示している。また、行政においても水辺の整備、親水化を目的に加えた河川整備が急速に進められている³⁾。下水処理水を流している玉川上水においても、周辺住民には生活に役だっていると認識されている割合が高く、総合的な自然としてとらえられている⁴⁾。

しかし、多くの人々は景観あるいはレクリエーション機能に、自然空間としての河川の魅力を感じ、生物生息機能あるいは生態系維持機能に対する認識はまだ低いようである。神田川の調査でも、川の魅力として「水の流れ」や「川の景色」が挙げられ、そこに棲む生物に魅力を感じる人は少ない²⁾。

横浜市の和泉川流域では、子供たちが川にいてほしい動物として魚を挙げる例が圧倒的に多く、「ムシ」を挙げる例はきわめて少ない⁵⁾。その理由として、現況の汚れた水質では川体験がきまげられ、虫のような生物に対するイメージができていないことを指摘している。横浜市内の円海山地区の水辺利用状況調査でも、魚と水中の小動物を比べると前者に興味を持つ人が多い⁵⁾。

川底の付着物量と、水の中に入る抵抗感には関係がある。付着物量が 2 mg dw cm^{-2} を超えると抵抗感を感じるようになり、水質的には $\text{BOD } 3 \text{ mg l}^{-1}$ 、 $\text{T-N } 2 \text{ mg l}^{-1}$ 、 $\text{T-P } 0.2 \text{ mg l}^{-1}$ が抵抗感の生じる目安になると報告されている⁷⁾。良好な景観として感じる限界としての付着藻類量は $100 \sim 150 \text{ chl. a mg m}^{-2}$ 以下で、糸状藻類の被度が20%以下とされている⁸⁾。また、福井県の荒川流域におけるアンケート調査では、水そのものよりも川底の様子が水の評価に影響することが示唆されている⁹⁾。

流水環境の藻類現存量が増大することは、河川に直接栄養物質を加える実験により明らかにされている¹⁰⁻¹³⁾。そして、人工水路¹⁴⁻¹⁷⁾、流水中に設置した人工水路への窒素やリンの添加実験¹⁸⁻²¹⁾、寒天に窒素やリンを混ぜた基質を流水中に設置した実験でも認められている²¹⁻²⁹⁾。窒素やリン濃度の変化は藻類

現存量のみならず、群集構造の変化も引き起こす要因となる^{22-25, 27-30}。河川の汚濁は藻類生産に利用される窒素、リン等の栄養物質を多量に供給する。汚濁が河川の藻類群集に影響を及ぼしていることを、排水の流入する地域や、汚濁域の調査により検討している例は多い³¹⁻⁴⁰。

これらの研究では、水中の物質濃度が高くなることによる影響について検討している。しかし、希釈作用を除く河川規模での物質濃度の低下が群集構造に及ぼす影響についてはほとんど研究されていない。

本報では物質濃度の低下が藻類群集に及ぼす影響を明らかにするため、自浄作用による水質の変化、水路維持用水の処理方法の変更による水質変化が、藻類群集に及ぼす影響について検討した。

2. 調査地域

自浄作用による水質の変化が藻類群集に及ぼす影響について、横浜市内の鳥山川と和泉川を対象に検討した。鳥山川は総延長4.2kmの流域に住宅が多い典型的な都市河川で、横浜市北部を流れる鶴見川に流入する。和泉川の河川総延長は9.5kmで、上流部には住宅が多く、中流部には住宅地と農地が混在し畜舎も多くあり、横浜市の西部を流れる境川に流入する。鳥山川では下流部の約1.9kmの区間に4地点(T-1~T-4)、和泉川でも下流部の約3.4kmの区間に6地点(I-1~I-6)の調査地点を設定した。鳥山川の調査区間では河川に流入する水はないが、和泉川ではごくわずかな水量の支流の流入がある。鳥山川では1988年2月から同年12月の間、和泉川では1988年4月から1989年2月までの間にそれぞれ5回調査を行った。なお、両河川の自浄作用による水質変化についての検討は小市らにより報告されている⁴¹⁻⁴³。

また、水路維持用水の処理方法の変更による水質変化が藻類群集に及ぼす影響については、野火止用水を対象に検討した。野火止用水は東京都小平市から埼玉県志木市の新河岸川に通じる全長約25kmの水路である。本水路は1650年代に用水路として造られ、多摩川の水が玉川上水を通して流れていた。近年になって用水としての需要が減り、1973年には通水が止められた。その後、清流復活事業の一環として東京都多摩川上流下水処理場の処理水を、一時期水がほとんどなくなった水路に1984年8月から約20,000 m³ day⁻¹流すようになった。下水処理水の放流点付近から約23.3km下流の間の3地点で、1984年12月から1989年10月まで調査を行った。藻類調査はその間26回行い、水質の調査は調

査開始時から1986年12月までの間に13回行った。1987年6月から1988年2月までの間の水質は、渡辺らが玉川上水の処理水放流点で測定した結果である⁴⁹。野火止用水に供給されている処理水と玉川上水へのそれとは同じものである。渡辺らの測定値は野火止用水の放流点における水質とほぼ同じと判断されるため、藻類調査期間中の水質を比較するために利用した。当初の用水への供給水は、砂ろ過した2次処理水をリン除去したものであったが、硝化を進行させることによりアンモニアを減少させるため、1987年6月以降はリン除去に変えて窒素除去をするようになった。そのためその前後の水質には後記のように著しい変化がみられる。

3. 調査項目

鳥山川と和泉川では、予め飽和食塩水あるいは100 mlポリビンに水と小石を入れて比重を調整した浮子を通して各地点までの流下時間を計り、到達時間に合わせて各調査時に水質分析用の水を採取した。鳥山川と和泉川の調査区間における流下時間はそれぞれ約2時間20分と4時間30分である。

両河川の水質項目は生物学的酸素要求量(BOD)、無機態窒素成分としてアンモニア態窒素(NH₄-N)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)、硝酸態窒素(NO₃-N)、無機態リン成分としてリン酸態リン(PO₄-P)、そして全溶存態窒素(TDN)と全溶存態リン(TDP)である。窒素とリン成分の分析にはメンブランフィルター(ミリポアHAタイプ)でろ過した水を用いた。また、無機態窒素3成分を合わせて全無機態窒素(TIN)とした。

野火止用水では処理水の放流点で水質分析用の水を採取した。水質項目はBOD、NH₄-N、NO_x-N(NO₂-N+NO₃-N)、PO₄-P、全窒素(T-N)、全リン(T-P)で、無機態窒素リン成分の分析はグラスフィルター(ワットマンGF/C)でろ過した水を用いて行った。

藻類サンプルは川底の直径10~20cm位で表面が平滑な礫、あるいは予め数ヶ月前から設置しておいた人工基物より採集した。5×5 cmのコアドラフトを基物の表面に当て、枠内の付着物をナイロンブラシで擦り落としてホルマリンをサンプル容量の3~5%程度加えて固定した。

試料をメスシリンダーに入れ、二日間静置後に沈澱物量を測定しその20~100倍に試料量を調製し、0.05 mlを大型界線入りスライドガラス上に取り24×32mmカ

パーガラスを載せた一次プレパラートを作成した。群集構造と現存量の把握は一次プレパラートに出現した藻類を、総合倍率600倍で顕微鏡（オリンパスBH-2）で観察し、種類別に合計400~600の細胞を計数して行った。また、細胞区分の不明瞭な糸状体を形成する藍藻類は1糸状体を1細胞として取り扱った。多様性指数はシャノンの式で対数の底を2として、類似度指数は森下のC_πにより求めた。

4. 結果と考察

4-1 自浄作用と藻類群集

横浜市内の鳥山川と和泉川の各地点で測定した水質項目の平均値を表-1と表-2に示した。鳥山川における調査区間の最上流地点T-1のBODは29mg l⁻¹で、流下する間に濃度は減少し、最下流地点T-4とその上流側のT-3では18mg l⁻¹まで減少した。

また、和泉川でも最上流地点I-1から最下流地点I-6まで流下する間に、BODは27mg l⁻¹から13mg l⁻¹まで減少した。両調査区間におけるBODの低下は有機物の無機化、沈殿等の自浄作用によるものである。

鳥山川では溶存態の窒素成分の減少はほとんどなく、TINは各地点とも10mg l⁻¹程度、NH₄-Nは7.0~7.5mg l⁻¹、NO₃-NはNH₄-Nよりかなり少なく1.9~2.5mg l⁻¹であった。和泉川においても同じような傾向であるが、TINとNH₄-Nは流下によりわずかに減少し、TINは14.3から11.0mg l⁻¹、NH₄-Nは11.6~8.6mg l⁻¹になっている。また、NO₃-Nは各地点とも1.8~2.1mg l⁻¹の範囲であった。

溶存態のリン成分の流下による減少もわずかで、PO₄-Pは鳥山川で0.95から0.74mg l⁻¹に、和泉川でも1.09から0.79mg l⁻¹に減少しただけである。

表-1 流下にともなう鳥山川の水質変化

項目	調査地点			
	T-1	T-2	T-3	T-4
BOD (mg l ⁻¹)	29±9.6	21±8.7	18±7.4	18±6.7
TDN (mg l ⁻¹)	11.4±2.0	10.7±2.2	10.4±2.1	10.8±1.9
TIN (mg l ⁻¹)	9.8±2.3	10.1±2.1	10.1±2.1	9.8±2.0
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	7.5±2.4	7.1±2.4	7.2±2.4	7.0±2.4
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	1.9±1.2	2.5±1.3	2.3±1.3	2.3±1.3
TDP (mg l ⁻¹)	1.04±0.34	0.92±0.24	0.85±0.25	0.83±0.23
PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	0.95±0.33	0.80±0.25	0.76±0.23	0.74±0.22

数値：平均±標準偏差

表-2 流下にともなう和泉川の水質変化

項目	調査地点					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6
BOD (mg l ⁻¹)	27±9.5	19±4.9	19±8.2	15±4.2	14±6.9	13±6.2
TDN (mg l ⁻¹)	15.5±2.8	14.1±2.1	13.5±2.9	12.4±3.1	11.9±3.0	11.1±2.3
TIN (mg l ⁻¹)	14.3±2.6	13.7±2.5	12.7±3.1	11.9±3.3	11.6±3.2	11.0±2.3
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	11.6±2.6	11.1±2.7	10.4±3.3	9.7±3.7	9.4±3.7	8.6±2.7
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	2.1±0.6	2.1±0.7	1.9±1.0	1.8±0.9	1.8±0.9	1.9±0.7
TDP (mg l ⁻¹)	1.23 ±0.39	1.15 ±0.38	1.17 ±0.58	1.07 ±0.55	1.00 ±0.51	0.86 ±0.32
PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	1.09±0.33	1.02±0.34	1.02±0.43	0.93±0.40	0.88±0.38	0.79±0.32

数値：平均±標準偏差

表-3 鳥山川の藻類群集構造

項 目	調 査 地 点			
	T-1	T-2	T-3	T-4
藻類現存量	941±581	405±408	686±669	572±529
種 類 数	10.4±2.2	8.0±3.9	8.8±4.3	11.2±0.7
多 様 性 指 数	2.2±0.5	2.1±0.5	2.2±0.6	2.4±0.4

数値：平均±標準偏差，藻類現存量：Cells mm⁻²，多様性指数：Bit

表-4 和泉川の藻類群集構造

	調 査 地 点					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6
藻類現存量	322±234	616±251	980±642	1300±153	1050±430	1000±226
種 類 数	9.0±1.4	9.4±0.8	9.4±2.4	10.4±1.2	10.4±1.2	12.0±2.4
多 様 性 指 数	2.3±0.2	2.4±0.2	2.2±0.4	1.9±0.5	2.3±0.4	2.4±0.4

数値：平均±標準偏差，藻類現存量：Cells mm⁻²，多様性指数：Bit

表-5 鳥山川と和泉川の藻類群集構成種

種 名	鳥 山 川					和 泉 川						
	T-1	T-2	T-3	T-4	計	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6	計
藍 藻 類												
<i>Chroococcus</i> spp.	3			1	4	3		1		2	2	8
<i>Oscillatoria</i> spp.	1	1		1	3	1	1	1		1		4
<i>Phormidium</i> spp.	1				2		1		1		1	3
珪 藻 類												
<i>Achnanthes minutissima</i>	5	4	3	3	15	4	5	4	4	5	5	27
<i>Cyclotella meneghiniana</i>				1	1							
<i>Gomphonema parvulum</i>	5	4	4	4	17	4	5	5	5	5	5	29
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	2	2	2	4	10	2	2	3	1	3	5	16
<i>Navicula frugalis</i>	4	3	4	3	14	4	4	3	2	4	4	17
<i>Navicula goeppertiana</i>			2	4	6		1	3	3	4	3	14
<i>Navicula gregaria</i>							1			1		2
<i>Navicula pupula</i>	2	1	3	2	8		1		1			2
<i>Navicula saprophila</i>	2	1	1	1	5	2	1	3	3		1	10
<i>Navicula seminulum</i>	5	4	2	4	15	4	5	4	5	5	5	28
<i>Navicula veneta</i>	1	2	3	4	10	2	1	2	2	2	3	12
<i>Nitzschia amphibia</i>			1		1			1	2		2	5
<i>Nitzschia inconspicua</i>										1		1
<i>Nitzschia palea</i>	4	4	5	5	18	5	5	5	5	5	5	30
<i>Pinnularia braunii</i>	1	1	2	3	7		1	1	3	3		8
<i>Pinnularia gibba</i>		1		1	2				1			1
<i>Synedra ulna</i>				1	1						1	1
緑 虫 類												
<i>Euglena</i> spp.	1		1		2			1			1	2
緑 藻 類												
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	2	2	2	4	10	1	1	1	1	1	2	6
<i>Chlamydomonas</i> spp.	5	4	5	5	19	5	5	5	5	5	5	30
<i>Chlorococcum</i> sp.	4	2	1	1	8	5	4	2	4	3	4	22
<i>Cladophora</i> sp.												
<i>Scenedesmus</i> spp.	2	1	1	2	6				2		1	3
<i>Stigeoclonium</i> sp.	3	2	2	2	9	3	5	2	2	5	5	22

鳥山川 n=20, 和泉川 n=30, 数値は出現地点数

両河川に生育する藻類群集の現存量、種類数そして多様性指数の平均値を表-3と表-4に示した。藻類現存量は鳥山川で $405 \times 10^2 \sim 941 \times 10^2 \text{ cells mm}^{-2}$ 、和泉川では $322 \times 10^2 \sim 1300 \times 10^2 \text{ cells mm}^{-2}$ であった。Potterらの報告では、北半球の河川で数人の研究者により測定された藻類現存量は、一般的には 80×10^2 、多い場合には $300 \times 10^2 \text{ cells mm}^{-2}$ であるとしている⁵⁰⁾。横浜市内の小河川で水質が良好な場所と有機汚濁の進んだ場所の現存量には明瞭な差があり、それぞれ $50 \times 10^2 \text{ cells mm}^{-2}$ 以下と $500 \times 10^2 \text{ cells mm}^{-2}$ 以上のことが多い⁴⁰⁾。また、横浜市内全域の調査で現存量の平均は $200 \times 10^2 \text{ cells mm}^{-2}$ 、汚濁した地点が多い中下流部では $367 \times 10^2 \text{ cells mm}^{-2}$ であった⁴⁰⁾。これらの値と本調査で得られた値とを比較すると、鳥山川と和泉川の藻類現存量は多く、他の汚濁河川と同等あるいはそれ以上となっている。栄養源となる窒素、リン濃度が高いことが、このように高い密度の藻類の生育を可能にしていると考えられる。

鳥山川の藻類群集は8~11種で構成され、多様性指数は2.1~2.4で、地点間に一定の傾向は認められない。和泉川でも9~12種で群集は構成され、多様性指数はI-4を除くと2.2~2.4で鳥山川と似ているが、種類数は下流の地点でわずかに増加する傾向がみられた。両河川の藻類群集を構成する種類数と多様性指数は横浜市内河川の中下流部と同じ程度で⁴⁰⁾、日光がよく当たり日照条件が類似した水質が良好な源上流部に比べると少ない⁴⁰⁾。

両河川の藻類群集構成種および代表種を表-5~表-7に示した。群集構成種は両河川でほとんど共通し、珪藻類の *Achnanthes minutissima*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema pseudoaugur*, *Navicula frugalis*, *Navicula seminulum*, *Nitzschia palea*, 緑藻類の *Chlamydomonas* spp. が両河川で延べ調査地点数の50%以上の地点で出現した。また、鳥山川では珪藻類の *Navicula veneta* と緑藻類の *Ankistrodesmus* sp. が、和泉川では緑藻類の *Chlorococcum* sp. と *Stigeoclonium* sp. とが50%以上の地点で出現した。多くの種は複数の調査地点から出現したが、特定の地点だけで出現した種もある。例えば、珪藻類の *Cyclotella meneghiniana* は鳥山川のT-1, *Nitzschia inconspicua* は和泉川のI-5, *Synedra ulna* は両河川の最下流地点のT-4とI-6で出現した。

鳥山川の群集では *N. palea* の出現頻度が高く、20地点(延べ調査地点数)の内でも8地点で出現頻度が最も

高かったが、*Stigeoclonium* sp. と *N. frugalis* の出現頻度が最も高い地点もいくつかあった。和泉川でも似たような傾向がみられ、10地点で *N. palea* の出現頻度が最も高く、*Stigeoclonium* sp. と *N. seminulum* の出現頻度が最も高い地点もいくつかあった。しかし、これらの種の出現頻度が特定の地点において高くなることはなかった。

各調査時における地点間の類似度指数を表-8と表-9に示した。両河川とも群集を代表する種は限定されているが、地点間の類似度指数は小さい例も目立ち、類似した構造の群集が形成される地点と、異なる構造の地点とが認められる。

鳥山川では1988年2月と4月の類似度指数は地点間で小さい例が多い。それに対して6月と9月には指数が大きい例が多い。6月は *N. palea* と *N. frugalis*, 9月には *N. palea* と *G. parvulum* の出現頻度が高い地点の群集構造が類似している。12月に上流側では *Stigeoclonium* sp., 下流側では *N. palea* の出現頻度が高く、上流側と下流側の2地点間の構造が類似している。和泉川では1988年4月と6月に *N. palea* と *Stigeoclonium* sp. の両種あるいはそのいずれかの出現頻度が高い地点で類似した群集となり、9月にはその両種と *N. seminulum*, 11月には *N. seminulum* と他の種、翌年の2月には *A. minutissima* の出現頻度が高い地点で類似した群集となっている。

鳥山川と和泉川で出現することが多かった *A. minutissima*, *G. parvulum*, *G. pseudoaugur*, *N. frugalis*, *N. seminulum*, *N. veneta*, *N. palea*, *Chlamydomonas* spp., *Stigeoclonium* sp. は横浜市内を流れる河川の水質が汚濁した中下流域の多くの地点でも出現し、*N. palea* と *G. parvulum* は優占種となることも多かった⁴⁵⁾。東京周辺の汚濁河川では *N. palea* と *N. seminulum* 等が優占し³⁸⁾、名古屋市内の汚濁河川でも *A. minutissima*, *G. parvulum*, *N. frugalis*, *N. seminulum*, *N. palea* 等と両河川の最下流地点でのみ出現した *S. ulna* が優占することが報告されている³⁷⁾。

下水処理場排水や都市排水などが流れ込みその影響を強く受ける場所では *G. parvulum*, *N. seminulum*, *N. palea*, *Stigeoclonium* (文献33では *Stigeoclonium tenue*) そして鳥山川の1地点でみられた *C. meneghiniana* が多く出現することが観察されている^{32, 33, 35, 39, 41)}。下水処理水を流している人工水路でも上記の種と *A. minutissima*, *G. pseudoaugur*, *N. veneta* (文献52では *Navicula cryptocephala* v.

veneta としている), *S. ulna* 等が優占種となっている^{42, 45, 51, 52})。下水処理施設内で *A. minutissima*, *C. meneghiniana*, *G. parvulum*, *N. frugalis* (文献53では *Navicula perparva*, 文献55では *Navicula subminuscula* としている), *N. seminulum*, *N. palea*, *Stigeoclonium* (文献55と56では *Stigeoclonium tenue*) そして和泉川の1地点でみられた *N. inconspicua* (文献54では *Nitzschia frustulum* v. *perpusilla* としている) が出現している⁵³⁻⁵⁶)。

また, 出現水域のBODを検討し20mg ℓ^{-1} を境としてそれ以上でも生息可能な種として *A. minutissima*, *G. parvulum*, *N. palea*, それ以下でしか生息できない種として *S. ulna*, *N. frugalis* が挙げられ³⁷⁾, 相対出現頻度とBODとの関係ではBODが22mg ℓ^{-1} 以上の水域でも *G. parvulum*, *N. seminulum*, *N. palea* が活発に生育し, *C. meneghiniana*, *G. pseudoaugur*, *N. frugalis* (文献では *N. subminuscula* としている), *S. ulna* は7~22mg ℓ^{-1} の水域まで, *Achnanthes minutissima* は4~7mg ℓ^{-1} の水域までは活発な生育が認められている⁵⁷⁾。著者の横浜市内河川を対象とした検討では, 鳥山川と和泉川の50%以上の地点で出現した11種が多く観察された地点のBOD平均値は

いずれも12mg ℓ^{-1} 以上であった⁵⁸⁾。そして, BOD平均値の大きい順に *Chlamydomonas* sp., *Chlorococcum* sp., *N. seminulum*, *A. minutissima*, *Ankistrodesmus* sp., *G. pseudoaugur*, *N. palea*, *N. veneta*, *G. parvulum*, *Stigeoclonium* spp., *N. frugalis* となり(種小名が不明の種は文献では spp. としている), *C. meneghiniana* の場合も12mg ℓ^{-1} 以上であるのに対して, *S. ulna* と *N. inconspicua* が代表種となった地点の平均値は4と8mg ℓ^{-1} であった⁵⁸⁾。これらの観察結果は両河川に出現した種の多くが汚濁した環境に適応していることを示している。

有機汚濁の指標性に関しては, Palmer が165人の研究者の報告から藻類の汚濁耐性に関する情報をまとめ, そのなかで上位20番目までの耐性種に *C. meneghiniana*, *G. parvulum*, *N. palea*, *S. ulna*, *Ankistrodesmus* (文献中では *Ankistrodesmus falcatus*), *Stigeoclonium* (文献中では *Stigeoclonium tenue*) がリストされている⁵⁹⁾。Lange-Bertalot も珪藻類を汚濁指標性で3グループに分け, 最も汚濁耐性のある種として *G. parvulum*, *N. frugalis*, *N. seminulum*, *N. veneta*, *N. palea*, *S. ulna* 等を挙げ, *G. pseudoaugur* はこれらに次いで耐性のある種

表-6 鳥山川の藻類群集の代表種

種 類	1988年2月				1988年4月				1988年6月			
	T-1	T-2	T-3	T-4	T-1	T-2	T-3	T-4	T-1	T-2	T-3	T-4
<i>Achnanthes minutissima</i>		2	3		2	1		2				
<i>Gomphonema parvulum</i>		3	3	2								
<i>Navicula frugalis</i>	3			1	3		3	1	2	3	1	2
<i>Navicula seminulum</i>												
<i>Nitzschia palea</i>					1	2	2		1	1	3	3
<i>Chlamydomonas</i> spp.		1	2			3	3		3			
<i>Stigeoclonium</i> sp.				3			1	3			2	1
Others	1(A) 2(F)		1(D)							2(C)		

種 類	1988年9月				1988年12月			
	T-1	T-2	T-3	T-4	T-1	T-2	T-3	T-4
<i>Achnanthes minutissima</i>		2	3			3		
<i>Gomphonema parvulum</i>	2		3	3	3	2	2	2
<i>Navicula frugalis</i>								
<i>Navicula seminulum</i>		1						
<i>Nitzschia palea</i>	1	3	1	1			1	1
<i>Chlamydomonas</i> spp.	3		3				3	3
<i>Stigeoclonium</i> sp.					1	1		
Others			2(E)	2(B)	2(A)			

数値は出現順位, 出現頻度5%以上の種を表示した

A: *Chroococcus* sp., B: *Gomphonema pseudoaugur*, C: *Navicula pupula*,
D: *Euglena* spp., E: *Ankistrodesmus* sp., F: *Chlorococcum* sp.

ループに位置づけられ、*A. minutissima*は汚濁に感受性のある種とされている⁶⁰⁾。

窒素利用との関係では、鳥山川と和泉川で出現した種のうち *C. meneghiniana*, *G. parvulum*, *N. frugalis* (文献中では *N. perparva* としている), *N. seminulum*, *N. palea* は従属栄養性種とされ⁶¹⁾, *S. ulna* は独立栄養性種とされている⁶²⁾。

A. minutissima については研究者によりその環境

適応性の評価は分かれる。しかしここで重要な点は、本種がBODの高い汚濁の進行した環境でも多く出現していることである。本種が従属栄養性の *Nitzschia* と共に多く出現するのは、本種が溶存酸素濃度の高い環境の指標とされていることから、高溶存酸素濃度が本来は清水域に生息する本種の従属栄養性種との共存を可能にしているといわれている⁶³⁾。しかし、*A. minutissima* は群集形成の初期に特徴的に出現する種

表-7 和泉川の藻類群集の代表種

種 類	1988年4月						1988年6月					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6
<i>Achnanthes minutissima</i>			3			2		3				
<i>Gomphonema parvulum</i>		2							3			2
<i>Navicula seminulum</i>					3						2	
<i>Nitzschia palea</i>	1	1	1	2		1	2	1	2	1	3	3
<i>Chlamydomonas</i> spp.	3	2	2					2		3		
<i>Chlorococcum</i> sp.	2					3	3					
<i>Stigeoclonium</i> sp.				1	1		1		1	2	1	1
Others				3(B)	2(A)							

種 類	1988年9月						1988年11月					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6
<i>Achnanthes minutissima</i>						3		3		3		1
<i>Gomphonema parvulum</i>				2		2	2		1		3	
<i>Navicula seminulum</i>	1		2	3	3	1		2		1	1	3
<i>Nitzschia palea</i>	2	1	3	1	1			1	2	2		
<i>Chlamydomonas</i> spp.		2							3			
<i>Chlorococcum</i> sp.							1					
<i>Stigeoclonium</i> sp.	3	3	1		2		3	2			2	2
Others												

種 類	1989年2月					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6
<i>Achnanthes minutissima</i>	1	2		1		1
<i>Gomphonema parvulum</i>	3		3		3	3
<i>Navicula seminulum</i>	2	1			1	
<i>Nitzschia palea</i>				2		2
<i>Chlamydomonas</i> spp.			2	3	2	
<i>Chlorococcum</i> sp.		3				
<i>Stigeoclonium</i> sp.						
Others			1(A)			

数値は出現順位，出現頻度5%以上の種を表示した

A: *Chroococcus* spp., B: *Navicula saprophila*

表-8 鳥山川の各調査時における藻類群集の類似度指数

1988年2月				1988年4月			
	T-1	T-2	T-3		T-1	T-2	T-3
T-2	0.058			T-2	0.673		
T-3	0.056	0.462		T-3	0.246	0.119	
T-4	0.239	0.162	0.057	T-4	0.204	0.254	0.287

1988年6月				1988年9月			
	T-1	T-2	T-3		T-1	T-2	T-3
T-2	0.771			T-2	0.482		
T-3	0.630	0.542		T-3	0.953	0.447	
T-4	0.525	0.357	0.872	T-4	0.849	0.342	0.852

1988年12月			
	T-1	T-2	T-3
T-2	0.904		
T-3	0.044	0.187	
T-4	0.024	0.112	0.902

表-9 和泉川の各調査時における藻類群集の類似度指数

1988年4月						1988年6月					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5		I-1	I-2	I-3	I-4	I-5
I-2	0.966					I-2	0.543				
I-3	0.851	0.907				I-3	0.857	0.464			
I-4	0.237	0.269	0.213			I-4	0.348	0.811	0.437		
I-5	0.114	0.180	0.167	0.601		I-5	0.844	0.607	0.669	0.427	
I-6	0.552	0.650	0.766	0.257	0.540	I-6	0.807	0.276	0.961	0.245	0.618

1988年9月						1988年11月					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5		I-1	I-2	I-3	I-4	I-5
I-2	0.686					I-2	0.562				
I-3	0.895	0.770				I-3	0.350	0.512			
I-4	0.520	0.664	0.466			I-4	0.364	0.826	0.403		
I-5	0.706	0.172	0.612	0.147		I-5	0.249	0.453	0.121	0.764	
I-6	0.809	0.269	0.703	0.270	0.900	I-6	0.528	0.898	0.428	0.739	0.534

1988年2月					
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5
I-2	0.739				
I-3	0.196	0.111			
I-4	0.873	0.738	0.231		
I-5	0.171	0.372	0.120	0.404	
I-6	0.929	0.755	0.156	0.930	0.450

であるとする研究者も多く³³⁾、群集の遷移過程も本種の清水域における高出現頻度と関係していると考えられる。また、汚濁河川では遷移により群集が発達した時期には *Stigeoclonium* sp. が優占種になることが多い⁴⁴⁾。

鳥山川と和泉川では自浄作用により有機汚濁成分は下流の地点で減少した。一方、両河川の窒素とリン濃度は高く、窒素成分に $\text{NH}_4\text{-N}$ の占める割合が大きい。鳥山川では溶存態の窒素成分の減少はほとんどなく、和泉川では TIN と $\text{NH}_4\text{-N}$ の流下による減少がわずかにみられた程度である。溶存態のリン成分の流下による減少もわずかであった。このような水質変化は、ほとんど藻類群集に影響をおよぼすことはなく、汚濁域で多く出現する従属栄養性種が群集を代表している。しかし、下流の地点でわずかに種類数が増加し、*S. ulna* のような独立栄養性の種が出現したことは群集構造に回復のきざしがあることを示唆している。

4-2 維持用水の水質変化に伴う群集変化

野火止用水に処理水を供給している多摩川上流下水処理場では、当初は処理水のリン除去を行っていたがその後は窒素除去をするようになった。表-10に水質測定結果をリン除去期間中と、その後に窒素除去が始められてからとに分けて示した。

調査開始時の1984年12月から1986年12月までのリン除去を行っていた間に測定された水質の平均値は BOD が $13\text{mg } \ell^{-1}$ で、窒素成分のうち $\text{NH}_4\text{-N}$ は $5.1\text{mg } \ell^{-1}$ 、 $\text{NO}_x\text{-N}$ は $7.4\text{mg } \ell^{-1}$ 、TIN は $12.5\text{mg } \ell^{-1}$

で、窒素成分はほとんど無機態成分であった。また、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は $1.4\text{mg } \ell^{-1}$ で、リン成分の70%以上を $\text{PO}_4\text{-P}$ が占めた。窒素除去を始めてからは TIN が $8.0\text{mg } \ell^{-1}$ となり $\text{NH}_4\text{-N}$ は $0.4\text{mg } \ell^{-1}$ に減少し、それに伴い BOD も $4\text{mg } \ell^{-1}$ に低下した。それに対して処理方式の切り替え後に $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度はやや高くなった。

表-11に藻類群集の代表種を示したが、調査開始時から供給水のリン除去をしていた期間中には *A. minutissima*, *G. parvulum*, *G. pseudoaugur*, *N. seminulum*, *N. veneta*, *N. palea*, *Stigeoclonium* sp. が50%以上の地点で出現していた。また、藍藻類の *Chroococcus* sp. 珪藻類の *Fragilaria capucina* v. *gracilis*, そして紅藻類の *Audoinella chalybea* がそれらの種類と共に多くの地点で群集を代表していた。

窒素除去が開始された後の1987年10月以降には、リン除去をしていた期間中には出現していなかった珪藻類の *Achnanthes krasskei*, *Navicula* aff. *minuscule* が新たにほとんどの地点で出現するようになり、代表種となることも多かった。*A. chalybea*, *F. capucina* v. *gracilis*, そして珪藻類の *Nitzschia amphibia* は以前に比べて多く出現するようになった。その頃から特に多く出現していた *N. seminulum* は減少し、*A. minutissima*, *G. parvulum*, *N. veneta*, *N. palea*, *Stigeoclonium* sp. にも減少傾向がみられている。

下水処理水の放流点付近における群集構造を表-12に

表-10 野火止用水の放流点付近における水質測定結果

項 目	1984年12月 ~1986年12月	1987年 6月 ~1988年 2月
BOD ($\text{mg } \ell^{-1}$)	13±8	4±3
T-N ($\text{mg } \ell^{-1}$)	12.3±4.3	8.9±2.0
TIN ($\text{mg } \ell^{-1}$)	12.5±3.2	8.0±2.0
$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg } \ell^{-1}$)	5.1±3.7	0.4±0.6
$\text{NO}_2\text{-N}$ ($\text{mg } \ell^{-1}$)		0.8±0.6
$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg } \ell^{-1}$)		6.9±0.7
$\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{mg } \ell^{-1}$)	7.4±1.6	
T-P ($\text{mg } \ell^{-1}$)	1.9±0.8	1.8±0.4
$\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg } \ell^{-1}$)	1.4±0.7	1.7±0.3

数値：平均値±標準偏差

1984年12月~1986年12月：n=13

1987年 6月~1988年 2月：n= 5

1987年 6月~1988年 2月の値は文献49) より算出した

表-11 野火止用水の藻類代表種

種 類		A	B
藍藻類	<i>Chroococcus</i> sp.	14(8)	11(5)
紅藻類	<i>Audouinella chalybea</i>	15(11)	30(24)
珪藻類	<i>Achnanthes krasskei</i>	0	26(16)
	<i>Achnanthes minutissima</i>	23(10)	19(6)
	<i>Fragilaria capucina</i> v. <i>producta</i>	16(10)	23(17)
	<i>Gomphonema parvulum</i>	31(19)	23(9)
	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	20(9)	22(14)
	<i>Navicula goeppertiana</i>	17(6)	22(9)
	<i>Navicula</i> aff. <i>minuscula</i>	0	29(11)
	<i>Navicula seminulum</i>	39(34)	24(7)
	<i>Navicula veneta</i>	34(12)	22(6)
	<i>Nitzschia amphibia</i>	8(2)	27(11)
緑藻類	<i>Nitzschia palea</i>	20(8)	12(2)
	<i>Stigeoclonium</i>	35(19)	19(8)

A : 1984年~1986年 (n=39), B : 1987年~1989年 (n=38)

数値は出現地点数, 集計には St. 1~St. 3 の結果を用いた

() : 1000細胞・mm⁻²以上の地点数

表-12 野火止用水の放流点
付近の藻類群集構造

項 目		調 査 時 期	
		1	2
種 類 数	平 均	7.8	12.7
	最 大	11	20
	最 小	5	3
	S D	2.2	5.5
多 様 性 指 数	平 均	0.8	2.1
	最 大	2.4	3.1
	最 小	0.2	1.0
	S D	0.6	0.7

調査時期 1 : 1984年12月~1986年12月

(n=13)

2 : 1987年10月~1989年10月

(n=13)

多様性指数はシャノンの式 (単位: Bit)

SD : 標準偏差

示したが、リン除去を行っていた間に群集は約8種で構成され、多様性指数は0.8であった。窒素除去が開始された後の種類数は約13種と増加し、多様性指数も2.1と大きくなり、藻類群集の多様性が大きくなる傾向が認められた。

野火止用水で調査開始時からリン除去期間中に藻類群集を代表した種は、一部を除くと鳥山川と和泉川と

同じで、窒素従属栄養性の種類が多い。しかし、放流水の窒素除去が始まった後は代表種に変化が生じ、窒素従属栄養性の種類のほとんどが減少している。このような現象が生じた要因として、従属栄養藻類の栄養要求に対して、窒素成分の組成がよい条件でなくなったことが挙げられよう。窒素従属栄養性の *N. palea* と *G. parvulum* の増殖は NH₄-N, NO₃-N の増加と関係している³⁰⁾。また、*N. palea* を窒素がその増殖の制限となる NH₄-N が多い河川水で培養し、最大増殖量と窒素濃度との関係を検討した結果では、増殖量は NO₃-N 濃度の影響は受けませんが、TIN 濃度との間には正の相関が認められている⁶⁵⁾。これは窒素従属栄養性の *N. palea* にとって窒素源として NH₄-N が NO₃-N よりも適していることを示している。鳥山川、和泉川そしてリン除去をしていた期間に野火止用水で多く出現した従属栄養藻類も、このような栄養特性があると考えられる。そのため NH₄-N が減少し NO₃-N が増加した後に、多くの従属栄養種が減少したのであろう。

また、このような窒素組成は独立栄養藻類に適應し、独立栄養藻類は増加するようになり、従属栄養種との間に生じる種間競争も従属栄養種が減少する二次的な要因となる。

5. まとめ

鳥山川と和泉川の自浄作用による水質の変化と、野火止水用水への供給水の処理方法の変更に伴う水質変化が藻類群集に及ぼす影響について検討した。鳥山川と和泉川では自浄作用によりBOD濃度は低下するが、窒素、リン成分の減少は少なく、窒素成分に占めるアンモニア態窒素の割合が大きかった。このような自浄作用に伴う水質の変化が藻類群集に及ぼす影響は小さく、どの地点でも窒素従属栄養性の藻類が群集を代表していた。しかし、下流の地点でわずかに種類数が増加し窒素独立栄養性の種も出現したことは、群集構造に回復のきざしがあることを示唆している。

一方、下水処理水を維持用水として流している野火止水用水では、リン除去を行っていたが、供給水の窒素除去を始めてからは、硝化の進行によりアンモニア態窒素濃度は著しく減少した。窒素除去を始める前は鳥山川と和泉川にみられた従属栄養性の藻類が多く出現した。しかし、窒素除去を始めてからはそれらの種は減少し、それまでみられなかった藻類が多く生育するようになり、群集の多様性が増加する傾向も認められた。

本研究では、有機汚濁物質が自浄作用により減少しても、窒素やリンのような藻類の栄養物質が減少しない環境では、藻類群集の変化はごくわずかであるのに対して、栄養物質の減少、特に硝化の進行によるアンモニア態窒素の減少が群集構造に及ぼす影響は大きく、多様な群集の形成を可能にすることが明らかになった。

このような水質の回復とともに、上流あるいは支流からそれまで生育できなくなっていた種の供給があれば、藻類群集の回復はさらに促進される。そのためには、源流部の保全は欠くことができない。たとえその規模が小さくても多くの供給源の存在は、多様な環境の反映としての藻類群集の多様化につながるものであろう。そして、それは単に藻類群集のみならず底生動物や魚類群集の回復も促進させるであろう。

謝 辞

本研究の実施に多大な協力を得た新日本気象海洋株式会社(現)の川原浩博士、広島大学(現)の岡田光正教授、日本環境衛生センターの武藤敦彦氏、国立環境研究所の安野正之博士ならびに菅谷芳雄氏に深謝の意を表します。

参考文献

- 1) 横浜市内の河川環境を考える会・横浜市公害対策局：都市河川についての意識調査，横浜市公害対策局，公害資料，No.79，108pp.(1979).
- 2) 土屋十圀・和泉清：河川環境管理計画のための神田川水系における住民及び有識者アンケート調査結果，昭和63年 東京都土木技術研究所年報，323-328(1988).
- 3) 土屋十圀：都市における親水河川・公園の実態について，平成3年 東京都土木技術研究所年報，139-152(1991).
- 4) 瀧口博明・松尾友矩・花木啓祐：玉川上水の下水処理水による復活についてのアンケート調査，都市圏における水の再利用システム 昭和63年度研究成果報告書，文部省「人間環境系」研究報告集，G014-N32-02，67-72(1989).
- 5) 福嶋悟・畠中潤一郎・樋口文夫・金田彰二・小林紀夫：円海山地区の水辺利用状況，円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報，横浜市公害研究所，公害研資料，No.74，43-56(1987).
- 6) 吉村伸一：川とまちづくり，横浜市企画財政局都市科学研究室調査季報，No.97，42-49(1988).
- 7) 平山公明：水質と水路形態，都市圏における水の再利用システム 1987/89年度研究成果報告書，文部省「人間環境系」研究報告集，G044-N32-02，87-96(1990).
- 8) Welch, E. B., J. M. Jacoby, R. R. Horner & M. R. Seeley: Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams, *Hydrobiologia*, 157, 161-168 (1988).
- 9) 都宮高栄・内田利勝・富山猛：身近な水辺環境の調査について - アンケート調査の解析方法について -，全国公害研会誌，13，29-36(1988).
- 10) Elwood, J. W., J. D. Newbold, A. F. Trimble & R. W. Stark: The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: Effects of p enrichment on leaf decomposition and primary producers, *Ecology*, 62, 146-158(1981).
- 11) Peterson, B. J., J. E. Hobbie, A. E. Hershey, M. A. Lock, V. L. McKinley, M. A. J. Hullar, M. C. Miller, R. M. Ventullo & G. S. Volk: Transformation of a tundra river from heterotrophy to autotrophy by addition of phosphorus, *Science*, 229, 1383-1386 (1985).

- 12) Perrin, C. J., M. L. Bothwell & P. A. Slaney : Experimental enrichment of a costal stream in British Columbia : Effects of organic and inorganic additions on autotrophic periphyton production, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 1247-1256(1987).
- 13) Lock, M. A., T. E. Ford, M. A. J. Hullar, M. Kaufman, J. R. Vestal, G. S. Volk & R. M. Ventullo : Phosphorus limitation in an arctic river biofilm—A wholl ecosystem experiment, *Wat. Res.*, **24**, 1545-1549(1990).
- 14) Stockner, J. G. & K. R. S. Shortreed : Enhancement of autotrophic production by nutrient addition in a costal rainforest stream on Vancouver Island, *J. Fish. Board Can.*, **35**, 28-34(1978).
- 15) Horner, R. R., E. B. Welch & R. B. Veenstra : Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity, Periphyton of freshwater ecosystems, *Development in hydrobiology*, **17**, 121-134(1983).
- 16) Bothwell, M. L. : Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates : An intersite comparison using continuous-flow troughs (Thompson River system, British Columbia), *Limnol. Oceanogr.*, **30**, 527-542(1985).
- 17) Lohman, K., J. R. John & C. Baysinger-Daniel : Experimental evidence for nitrogen limitation in a northern Ozark stream, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **10**, 14-23(1991).
- 18) Dickman, M. : Changes in periphytic algae following bicarbonate additions to a small stream, *J. Fish. Board Can.*, **30**, 1882-1884(1973).
- 19) Peterson, B. J., J. E. Hobbie & T. L. Corliss : A continuous-flow periphyton bioassay : Tests of nutrient limitation in a tundra stream, *Limnol. Oceanogr.*, **28**, 583-591(1983).
- 20) Grimm, N. B. & S. G. Fisher : Nitrogen limitation in a sonoran desert stream, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **5**, 2-15(1986).
- 21) Pringle, C. M. : Effects of water and Substratum nutrient supplies on lotic periphyton growth : An integrated bioassay, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44**, 619-629(1987).
- 22) Pringle, C. M. & J. A. Bowers : An in situ substratum fertilization technique : Diatom colonization on nutrient-enriched, sand substrata, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**, 1247-1251(1984).
- 23) Lowe, R. L., S. W. Golladay & J. R. Webster : Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clearcut and forested watershes, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **5**, 221-229(1986).
- 24) Hill, W. R. & A. W. Knight : Nutrient and light limitation of algae in two northern California streams, *J. Phycol.*, **24**, 125-132(1988).
- 25) Keithan, E. D., R. L. Lowe & H. R. DeYoe : Benthic diatom distribution in a Pennsylvania stream : Role of pH and nutrients, *J. Phycol.*, **24**, 581-585(1988).
- 26) Bushong, S. J. & R. W. Bachmann : In situ nutrient enrichment experiments with periphyton in agricultural streams, *Hydrobiologia*, **178**, 1-10(1989).
- 27) McCormick, P. V. & R. J. Stevenson : Effects of snail grazing on benthic algal community structure in different nutrient environments, *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **8**, 162-172(1989).
- 28) McCormick, P. V. : Direct and indirect effects of consumers on benthic algae in isolated pools of an ephemeral stream, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**, 2057-2065(1990).
- 29) Pringle, C. M. : Nutrient spatial heterogeneity : Effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae, *Ecology*, **71**, 905-920(1990).
- 30) Patrick, R. : The effect of varying amounts and ratios of nitrogen and phosphate on algae blooms, *Proc. Ind. Waste Confe.*, **21**, 41-51(1966).
- 31) Archibald, R. E. M. : Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality, *Wat. Res.*, **6**, 1229-1238(1972).
- 32) Lowe, R. L. & J. M. McCullough : The effects of sewage-treatment-plant effluent on diatom communities in the North Branch of the Portage River, Wood County, Ohio, *Ohio J. Sci.*, **74**, 154-161(1974).
- 33) 安田郁子 : し尿処理水を受ける河川での水質と付着藻類について, 日本水処理生物学会誌, **12**, 48-53(1976).
- 34) Govindan, V. S. & B. B. Sundaresan : Seasonal succession of algal flora in polluted region of Adyar River, *Indian J. Environ. Hlth.*, **21**, 131-142(1979).

- 35) Kawecka, B. : Sessile algae in European mountain streams, 1. The ecological characteristics of communities, *Acta Hydrobiol.*, 22, 361-420 (1980).
- 36) Kobayasi, H. & S. Mayama : Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo, *Jap. J. Phycol.*, 30, 188-196 (1982).
- 37) 村上哲夫 : 名古屋市内の汚濁河川に優先的な珪藻類, 名古屋市公害研究所年報, 13, 121-131(1983).
- 38) 加藤和弘 : 小集水域生態系における人為の影響 三浦半島森戸川・下山川の場合 その2珪藻植生を決定する要因, 日本水処理生物学会誌, 20, 11-17 (1984).
- 39) Stevenson, R. J. : Epilithic and epipelic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution, *Hydrobiologia*, 114, 161-175(1984).
- 40) 福嶋 悟 : 有機汚濁と河川生物相の関係-付着藻類-, 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報, 横浜市公害研究所, 公害研資料, No74, 57-78(1987).
- 41) Sabater, S., F. Sabater & X. Tomas : Water quality and diatom communities in two Catalan rivers (N. E. Spain) : *Wat. Res.*, 21, 901-911(1987).
- 42) 川原 浩・福嶋 悟・岡田光正・武藤敦彦 (1988) : 小水路維持用水としての下水処理水の利用-野火止用水の付着藻類と底生小動物-, 水質汚濁研究, 11, 231-239.
- 43) Sabater, S. & F. Sabater : Diatom assemblages in the River Ter, *Arch. Hydrobiol.*, 111, 397-408 (1988).
- 44) 福嶋 悟 : 横浜市内河川の付着藻類群落, 横浜市公害対策局, 横浜の川と海の生物 (第5報), 公害資料, No140, 179-211(1989).
- 45) Fukushima, S. & H. Fukushima : Seasonal succession of attached algal flora in the channel with effluent from sewage treatment plant, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24, 2117-2121 (1991).
- 46) 福嶋 悟 : 横浜市内河川における藻類群集の分布, 横浜の川と海の生物 (第6報), 横浜市環境保全局, (印刷中).
- 47) 小市佳延・福嶋悟・福島博 : 都市河川における自浄作用 (第3報) -舞岡川・阿久和川・鳥山川-, 横浜市公害研究所報, 14, 85-95(1990).
- 48) 小市佳延・福嶋悟 : 都市河川における自浄作用 (第4報) -和泉川-, 横浜市公害研究所報, 14, 97-103(1990).
- 49) 渡辺正子・津久井公昭・紺野良子・西井戸敏夫 : 清流の復活に関する研究 (その7), 昭和62年度玉川上水水質調査結果, 東京都環境科学研究所報 1989, 142-148(1989).
- 50) Pottter, I. C., D. Cannon, & J. W. Moore : The ecology of algae in the Moruya River, Australia, *Hydrobiologia*, 47, 415-430(1975).
- 51) Ohtake, I., S. Aiba & R. Sudo : Growth and detachment of periphyton in an effluent from the secondary treatment plant of wastewater, *Jap. J. Limnol.*, 39, 163-169(1978).
- 52) Sládečková, A., P. Marvan & J. vymazal : The utilization of periphyton in waterworks pre-treatment for nutrient removal from enriched influence, Periphyton of freshwater ecosystems, *Development in Hydrobiology*, 17, 299-303(1983).
- 53) Schoman, F. R. : Diatoms from sewage works in the Republic of South Africa and South West Africa, *Revista Biol.*, 8, 57-95(1972).
- 54) 平本俊明・福島博 : 横浜中部下水処理場最終沈殿池の藻類植生, 日本水処理生物学会誌, 9, 15-24(1973).
- 55) Wolowski, K. : The algae occurring in an uncovered trickling filter of a sewage treatment plant in Cracow, *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 82-2, 207-239(1989).
- 56) Davis, L. S., J. P. Hoffmann & P. W. Cook : Seasonal succession of algal periphyton from a wastewater treatment facility, *J. Phycol.*, 26, 611-616(1990).
- 57) 小林弘・真山茂樹・浅井一視・中村真一 : 東京およびその近郊の各種汚濁河川から採取したケイソウの出現様式, 特に相対出現とBOD₅との関係について, 東京学芸大紀要, 4部門, 37, 21-46(1985).
- 58) 福嶋 悟 : 横浜市内河川にみられる藻類の地域の特徴とその指標性, 水域生物指標に関する研究報告, 横浜市公害研究所, 公害研資料, No88, 107-126(1989).
- 59) Palmer, C. M. : A composite rating of algae tolerating organic pollution, *J. Phycol.*, 5, 78-82 (1969).
- 60) Lange-Bertalot, H. : Pollutin tolerance of

diatoms as a criterion for water quality estimation, *Nova Hedwigia*, 64, 285—304(1979).

61) Cholnoky, B. J. : Die ökologie der diatomeen in binnengewässern, 699pp., J. Cramer, Lehre(1968).

62) Schoeman, F. R. : A systematical and ecological study of the diatom flora of Lesotho with special reference to the water quality, *National Institute for Water Research*, 355pp. Pretoria, South Africa(1973).

63) 福嶋 悟：河川藻類群集に及ぼす流入土砂の影

響，円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第3報，横浜市公害研究所，公害研資料，No94，65—74(1990)。

64) 相崎守弘：富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化，*陸水学雑誌*，41，225—234(1980)。

65) 福嶋 悟：Nitzschia palea (Kütz.) W. Smithの培養試験による鶴見川の藻類増殖潜在能力の調査，*横浜市公害研究所報*，9，119—128(1984)。

魚類へい死原因究明のための研究 II

—コイの溶存酸素低下と水温上昇時における血液性状の変化—

樋口 文夫*

要 旨

前報では、室内に設置した流水式の実験装置を用い溶存酸素の低下速度を変化させて魚体の生理状態を検討した。今回は、さらに水温変化を加えて死亡に至るまでの機序を明らかにするために行った。

実験条件は、溶存酸素の低下速度を高めるのと同時に水温の上昇速度を変化させた、実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵ、また水温だけを変化させた実験Ⅶの4区とした。

行動観察は、溶存酸素濃度が0.5mg/l前後に達する初期時間で、鼻上げ行動が出現する。死亡魚は、0.5mg/l以下の低酸素状態の持続のもとで、水温の上昇速度が約4℃/時間、10℃の温度差で出現する。水温変化だけの区は15℃の温度差で横転魚が出現した。

血液性状は、ヘマトクリット値とMCVが初期に高値を示し、その後低下した。ヘモグロビン量、MCHC、MCHは初期より低下していった。

血漿成分のグルコース量は、初期に高値、その後の低酸素、水温上昇時には低値を示した。他の総タンパク量、総コレステロールも、死亡魚が出現した区で同様な傾向を示した。また無機リン量、カルシウム量、マグネシウム量も同様であった。浸透圧、ナトリウム量はあまり変化がなかった。

以上のことから、コイは、短期間で外界の変化に呼応した反応を示し、溶存酸素濃度が0.5mg/l前後の値で鼻上げ行動、その後、10℃以上の水温増加で死亡する。魚体内では、呼吸機能の効率化、物質代謝の回転率の上昇等に対応するが、低酸素の持続時、水温の上昇は恒常性の攪乱を招き、死に至る。鼻上げから死亡魚の出現までの溶存酸素量の差はわずかである。

にするために検討した。

1. はじめに

前報¹⁾では、溶存酸素濃度の低下速度の違いによってコイは鋭敏に反応し、低下速度が急激な時ほど生理学的に強く影響を及ぼす。また溶存酸素濃度の単一要因だけでは、致死段階まで至らず水温等の他の要因との関係でみていく必要があることが明らかになった。

実際、野外での死亡事故の発生は、夏の高水温期に頻発することからみて溶存酸素濃度とともに水温の影響も大きいものと考えた。これらのことから溶存酸素低下と水温上昇とがコイにどのような影響を及ぼすのか、生理学的側面から死亡に至るまでの機序を明らか

2. 実験方法

2-1 実験魚

実験魚は、前回と同様の群馬県水産試験所産のマゴイ1才魚を用いた。実験に供試したコイの尾数は、97尾、体長、体重、肥満度はそれぞれ108.7±12.0(mm)、31.4±9.8(g)、24.5±2.0であった(表1)。

2-2 実験装置

前回と同じ流水式実験装置を用いた。水温の設定は、石英ヒーターを調整槽内あるいは実験槽に入れサーモスタットの方法により行った。なお実験中、調整

Studies to Identify the Cause of Accidental Fish-Kill II

—Changes of Hematological Constituents of Carp exposed to Dissolved Oxygen Reduction and Thermal Stress—

*Fumio Higuchi, 横浜市環境科学研究所水質部門

槽では、N₂ガスを散気させ、実験槽は、槽内の水温、酸素条件が均一になるように攪拌機を用いて行った。

2-3 実験方法

実験は4条件とし、それらを実験N, V, VI, VIIとした。各実験区の実施期日、供試魚の体長、体重、肥満度を表1に示した。

実験前の供試魚の状況は、前回と同様であった。また溶存酸素濃度の低下の方法、血液分析、水質分析の項目と方法もほぼ同様であった。水温の変化は、サーモスタット付き石英ヒーターで調節していった。

2-4 実験条件の設定

各実験区の溶存酸素濃度(DO)、水温の変化を図

表1 実験期日、供試魚の体長、体重、肥満度

実験	期 日	尾数	体長 (mm)		体重 (g)		肥満度	
			\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u
N	1987年3月12日～3月19日	28	103.4	12.2	29.3	11.3	25.3	1.7
V	1987年6月12日～6月17日	20	98.9	8.2	24.8	6.2	25.1	1.7
VI	1988年3月11日～3月17日	20	110.7	0.9	33.2	7.5	24.1	1.7
VII	1988年4月13日～4月19日	29	115.7	10.1	36.7	8.6	23.4	2.1

注) \bar{x} は平均値, uは不偏分散からの標準偏差を示し、以下の表も同じ。

表2 順化飼育期間中の水質の状況

実験	回数	DO量 (mg/l)		℃		pH		電気伝導度 ($\times 100 \mu\text{s}$)		NH ₄ -N (mg/l)	
		\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u
N	7	7.56	0.32	20.6	0.2	7.6	0.1	2.41	0.12	1.53	0.40
V	4	6.91	0.68	21.4	0.3	7.3	0.1	2.45	0.07		
VI	11	6.62	0.56	19.4	0.7	7.4	0.1	2.53	0.14	1.49	0.73
VII	10	6.76	0.71	19.6	0.5	7.3	0.1	2.03	0.09	1.50	0.49

表3 実験期間中の水質の状況

実験	回数	pH		電気伝導度 ($\times 100 \mu\text{s}$)		NH ₄ -N (mg/l)	
		\bar{x}	u	\bar{x}	u	\bar{x}	u
N	4	7.0	0.1	2.61	0.19	1.26	0.24
V	3	7.1	0.1	2.65	0.16		
VI	9	6.8	0.1	2.69	0.11	1.20	0.36
VII	5	7.3	0.2	2.27	0.18	1.40	0.08

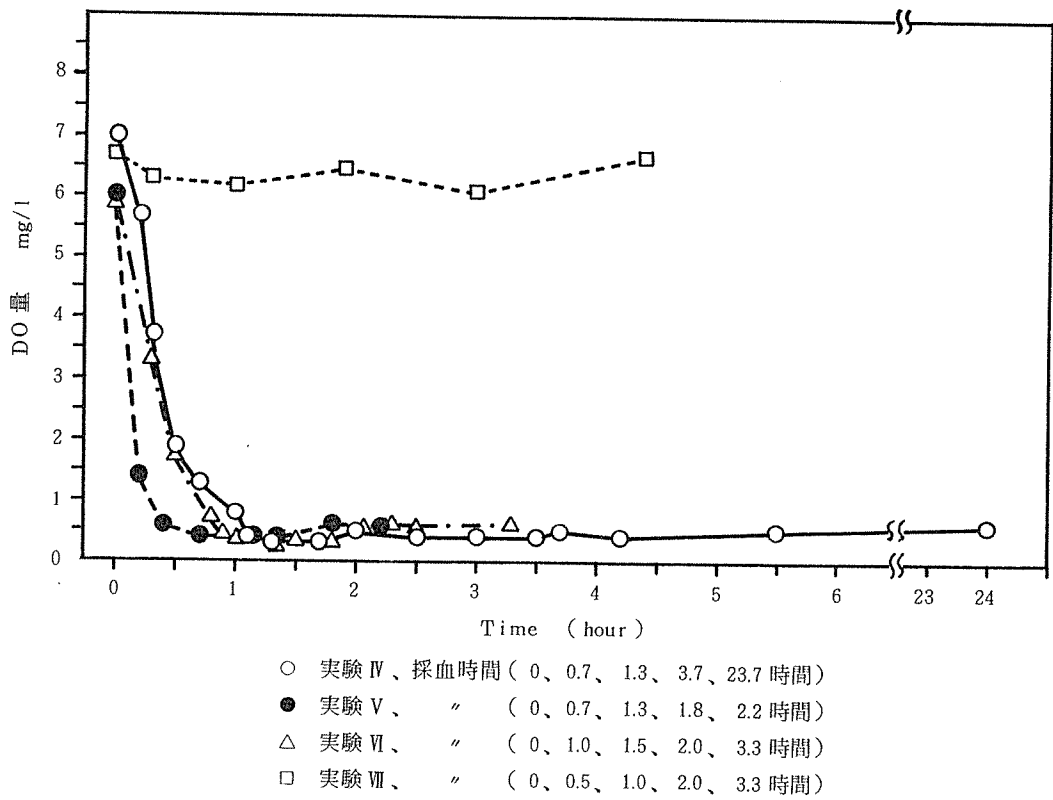


図1 実験期間中のDO濃度の変化

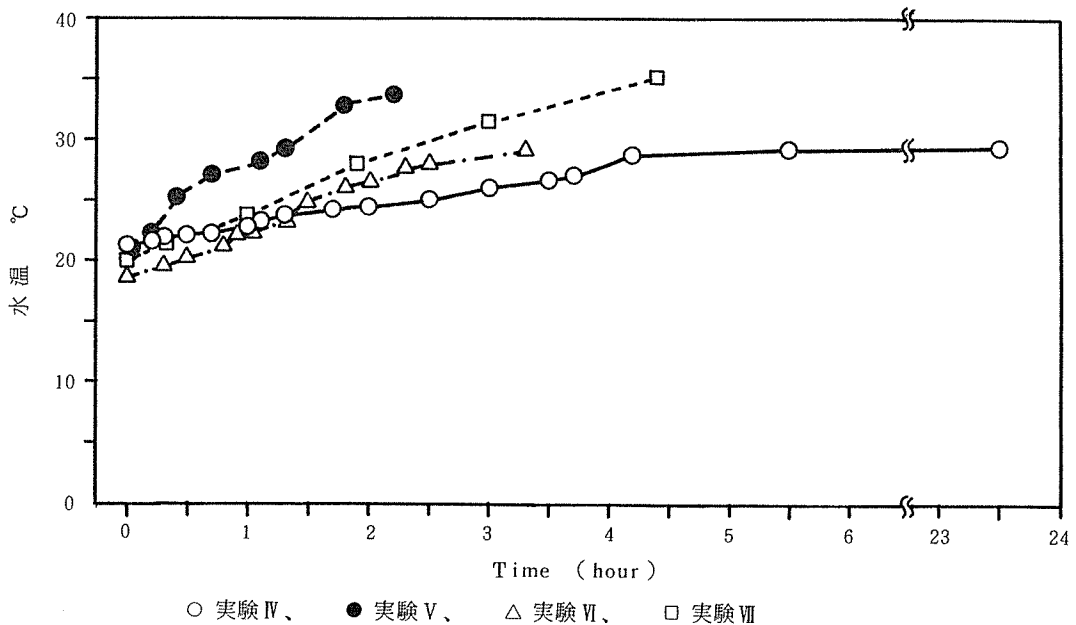


図2 実験期間中の水温の変化

1, 2に示した。以下に実験区ごとに説明する。

1) 実験Ⅳ

DOの変化は、実験開始前が7.00mg/lで、開始後0.5時間で1.90mg/l、1時間後には0.5mg/l以下になり、その後6時間以上0.40mg/l前後の低い値が持続した。

DO低下の近似式は、0~1.3時間まで、 $DO(\text{mg}/\ell) = 7.20 - 12.34t + 5.55t^2$ 、1.7~5.5時間までは $DO(\text{mg}/\ell) = 0.33 + 0.02t$ であった。

水温の変化は、開始前が21.3℃、0.5時間で22.0℃、1時間で23.0℃まで上昇し、最大値は、5.5時間後の29.2℃であった。

水温上昇の近似式は、 $WT(\text{℃}) = 21.5 + 1.5t$ であった。

2) 実験Ⅴ

DOの変化は、開始前が6.04mg/l、0.5時間で約0.5mg/l、1時間後には0.4mg/lになり、その後2.2時間まで0.5mg/l前後の低い値を示した。

DOの低下速度の近似式は、0~0.4時間までが $DO(\text{mg}/\ell) = 6.04 - 32.85t + 48.25t^2$ 、0.7~2.2時間までが $DO(\text{mg}/\ell) = 0.24 + 0.18t$ であった。

水温の変化は、開始前が21.0℃、2.2時間後には33.8℃の高い値であった。

水温上昇の近似式は、 $WT(\text{℃}) = 22.1 + 5.7t$ であった。

3) 実験Ⅵ

DOの変化は、開始前が5.90mg/lで、0.5時間で1.80mg/l、1時間後に0.5mg/l以下の0.30mg/l、それ以後3.3時間まで0.5mg/l前後の低い値であった。

DOの低下の近似式は、0~1時間までが $DO(\text{mg}/\ell) = 5.93 - 10.52t + 4.89t^2$ 、1.3~3.3時間までが $DO(\text{mg}/\ell) = 0.06 + 0.19t$ であった。

水温の変化は、開始前が18.7℃で、1時間後に22.6℃、3.3時間後で29.2℃になった。近似式は、 $WT(\text{℃}) = 18.9 + 3.6t$ であった。

4) 実験Ⅶ

DOの変化はほぼ一定で、6.1から6.7mg/lの範囲であった。

水温の変化は、開始前が20.0℃で、1時間後が24.0℃、4.4時間後で35.2℃となっていた。

近似式は、 $WT(\text{℃}) = 20.5 + 3.5t$ であった。

実験水槽の順化飼育期間と実験期間の水質の状況を表2, 3に示した。

順化飼育期間中のDO, 水温, pH, 電気伝導度,

$\text{NH}_4\text{-N}$ は、各区とも差はあまりなく、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は1.5mg/l前後を示し、前回の時とはほぼ同様であった。

実験期間中のpH, 電気伝導度, $\text{NH}_4\text{-N}$ は、実験Ⅴを除いて、いずれも前回に比べて差は少なかった。

2-5 解析方法

実験開始前を0時間とし、開始後の行動観察、水質の変化等を考慮しつつ血液成分を分析した。

その結果、実験Ⅳは0時間、0.7時間、1.3時間、3.7時間、23.7時間後に各5尾を採取し、実験に供した。

実験Ⅴは、0時間、0.7時間、1.3時間、1.8時間、2.2時間後に採取していった。

実験Ⅵは、0時間、1時間、1.5時間、2時間、3.3時間後であった。

実験Ⅶは、0時間、0.5時間、1時間、2時間、3.3時間、4.4時間後であった。

統計学的な解析方法は、各実験区ごとに0時間の血液成分の平均値を対照として実験開始後のそれぞれの値を2つの平均値の比較(少数例の場合)で比較検討した。

3. 結果

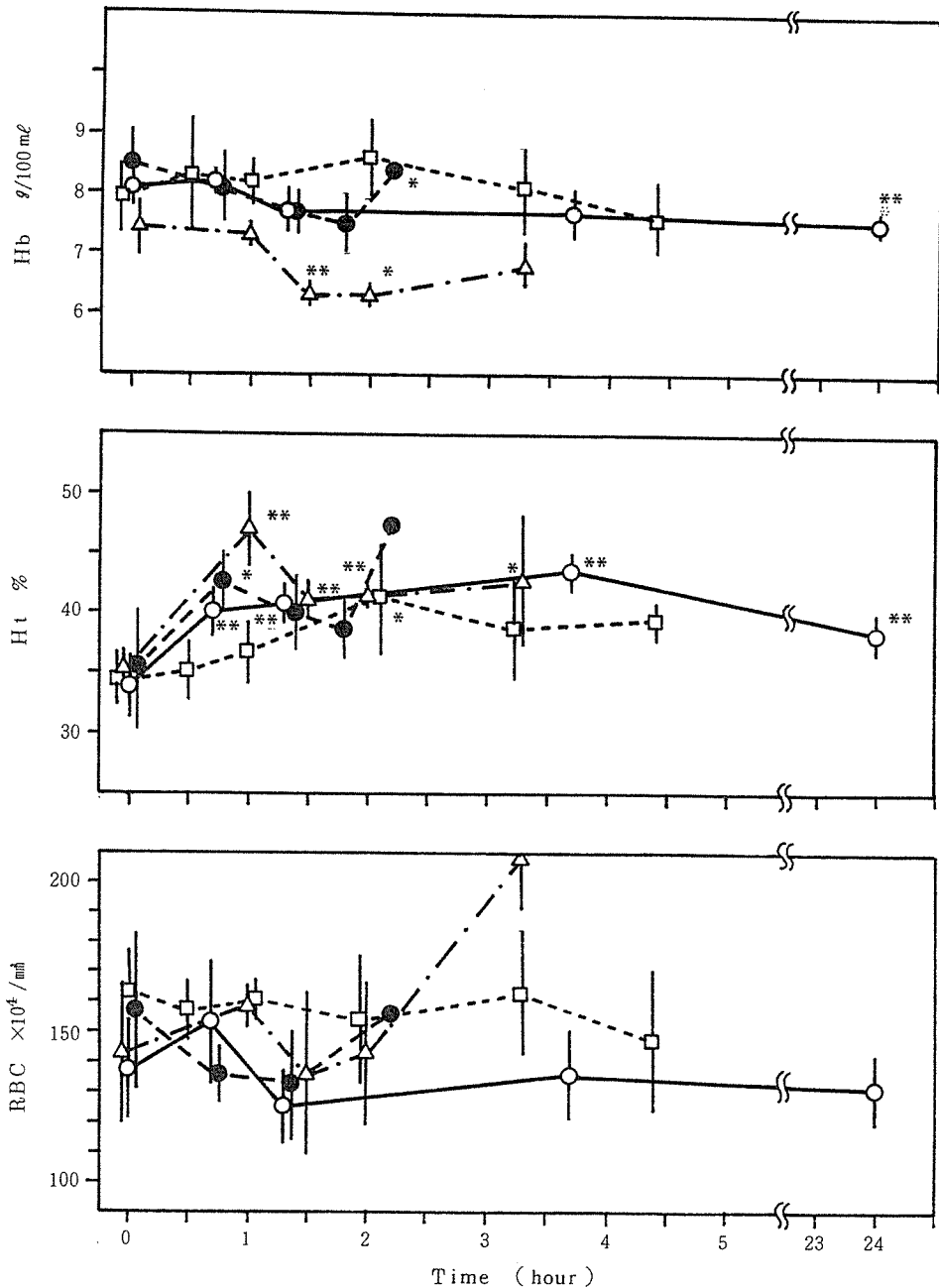
3-1 実験魚の行動観察

1) 実験Ⅳ

実験開始後0.3時間、DOが0.3mg/l、水温20.0℃の時、鰓蓋運動が多くなり、活発に遊泳する。0.6時間後、遊泳行動が鈍り、1.0時間後、鼻上げ行動が出現した。その時のDOは、0.8~0.5mg/lに低下、水温は22.0℃で、その後0.3時間には全魚が鼻上げ行動を示した。2.0時間後、DOが0.46mg/l、水温が24.5℃の時、鼻上げ行動を示す個体と底位に静止する個体が出現し、鰓蓋運動の低下等を示した。4.2時間後、横転魚が1尾出現したが、他は23.7時間後まで底位静止の状態が続き、死亡魚は出現しなかった。

2) 実験Ⅴ

開始後0.3時間で、DOが約0.6mg/l、水温が25℃の時、鰓蓋運動、遊泳行動が活発になった。0.6時間後、遊泳行動の鈍化、突発的な異常行動を示す個体が出現し、その後0.1時間の短期間に鼻上げ行動を示した。その時のDOは、0.4mg/l、水温が27.2℃であった。この行動は1.2時間まで続き、1.3時間には全魚鼻上げ、横転魚の出現、1.5時間後は死亡魚1尾が出現し、その後2.2時間まで横転魚、死亡魚が出現した。死亡魚が出現した時のDOは、約0.4mg/l、水温は30℃であった。



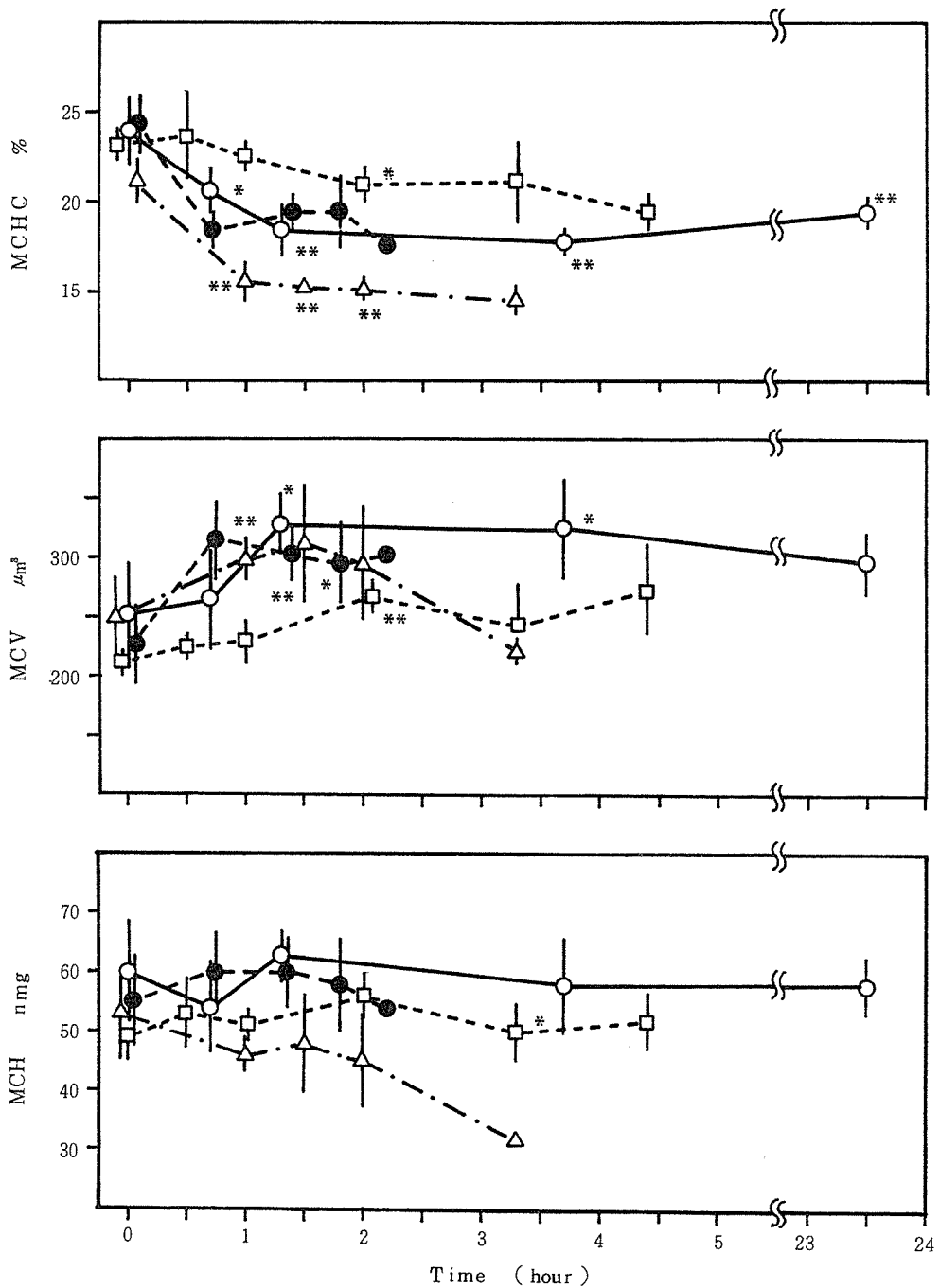
○：実験Ⅳ、 ●：実験Ⅴ、 △：実験Ⅵ、 □：実験Ⅶ
 *、**：各実験区の0時間値との比較で有意水準5%、1%でそれぞれ差ありを示す。図4-2-4~8も同様。

図3 溶存酸素低下・水温上昇時のヘモグロビン量 (Hb)、
 ヘマトクリット値 (Ht) 赤血球数 (RBC) の変化

3) 実験Ⅵ

実験開始0.5時間後、DOが1.8mg/l、水温が20.2℃の時、鰓蓋運動が多くなり、0.9時間後、鼻上げ行動の出現、DOは0.4mg/l、水温は22.3℃であった。1.5時間

後、全魚が鼻上げし、また突発的な異常行動を示す個体が出現した。さらに2時間後、異常行動、鼻上げとともに横転魚の出現、そして2.1時間から3.0時間の間に12尾が死亡した。この時のDOの最小値は、0.26mg



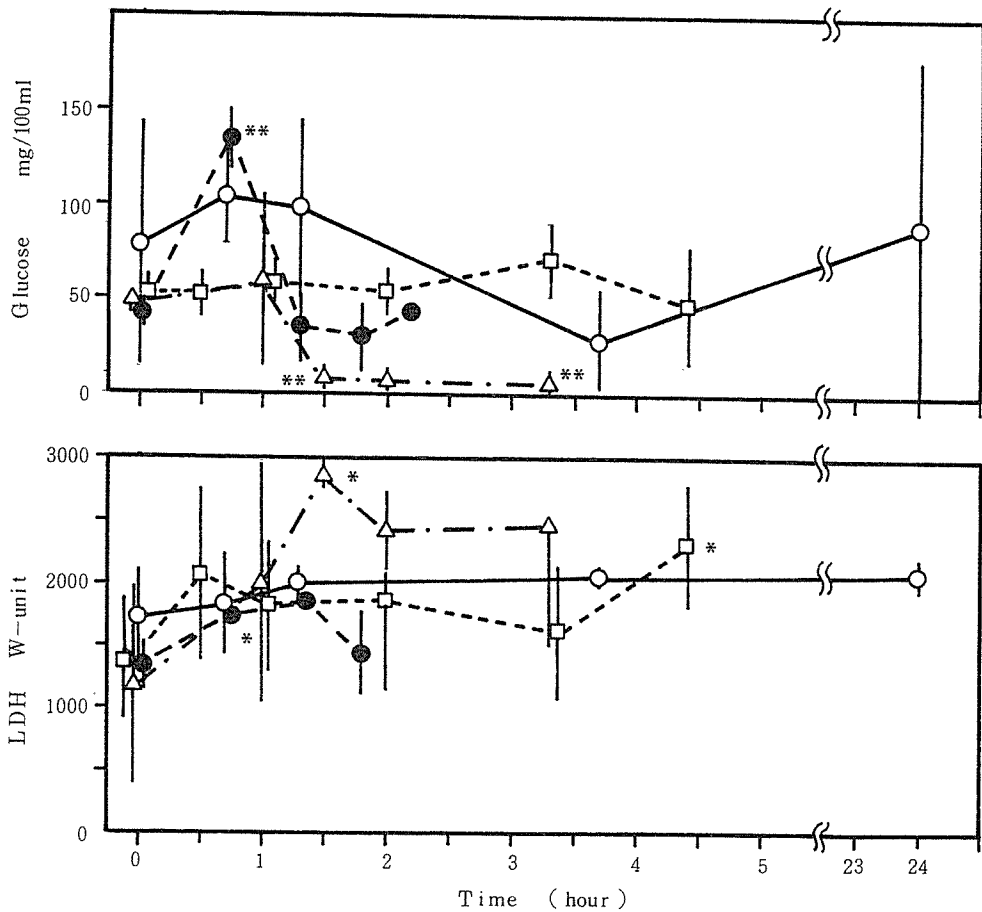
○：実験Ⅳ、●：実験Ⅴ、△：実験Ⅳ、□：実験Ⅶ
 図4 溶存酸素低下・水温上昇時の平均赤血球ヘモグロビン濃度 (MCHC) の平均赤血球容積 (MCV)、平均赤血球ヘモグロビン量 (MCH) の変化

／ l 、水温の変化は、約26℃～29℃に上昇していた。

4) 実験Ⅶ

開始後1.5時間、DOはほぼ6mg／ l 以上の値で、水温が20℃～26℃の上昇で鰓蓋運動が多くなり、その

後、4.4時間まで底位を活発に遊泳していた。4.4時間後、水温が35.2℃に達すると横転魚と異常行動が出現したが、鼻上げ、死亡する個体はなく、底位に静止する個体が多かった。



○：実験Ⅳ、●：実験Ⅴ、△：実験Ⅵ、□：実験Ⅶ
 図5 溶存酸素低下・水温上昇時の血漿グルコース量 (Glucose)
 乳酸脱水素酵素 (LDH) の変化

3-2 ヘモグロビン量 (Hb)

実験Ⅳは、開始後1.3時間の時、わずかに低下し、それが3.7時間、23.7時間まで続いた。実験Ⅴは、1.8時間後まで低下していた。実験Ⅵは、1.5時間、2.0時間に低下していた。実験Ⅶの水温のみの変化では、2.0時間後まで増加し、その後低下した。

統計学的には、実験Ⅳの23.7時間、実験Ⅵの1.5時間、2.0時間で有意差を示した。いずれも開始前に比べて低い値であった。また実験Ⅴの2.2時間後でも有意差を示したが、これは高い値であった (図3, 上)。

3-3 ヘマトクリット値 (Ht 値)

実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵとも増加し、特に実験Ⅴ、実験Ⅵは開始後1時間以内で急激に増加し、その後減少した。実験Ⅳは3.7時間まで徐々に増加していた。実験Ⅶは、開始後2.0時間まで増加していたが、他の

実験区に比べてその傾向は顕著ではなかった。

統計学的には、実験Ⅳ、実験Ⅵが全ての時間で有意差を示した。実験Ⅴは0.7時間、実験Ⅶは2.0時間で有意差を示し、いずれも開始前より高い値であった (図3, 中)。

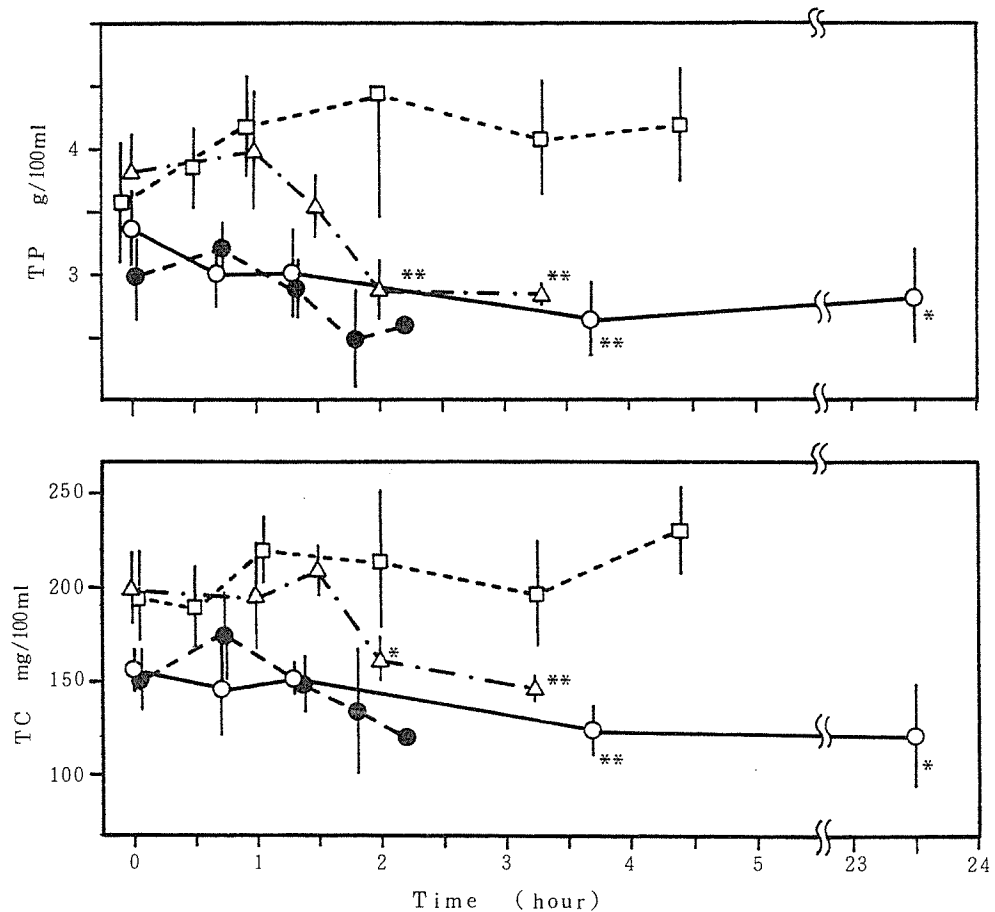
3-4 赤血球数 (RBC)

実験Ⅳ、実験Ⅵは、0.7時間後で増加していたが、その後1.3時間、1.5時間に低下し、また増加していった。実験Ⅴは、1.3時間まで低下し、その後増加した。実験Ⅶは、ほとんど変化がなかった。

統計学的には、全ての実験区で有意差を示さなかった (図3, 下)。

3-5 平均赤血球ヘモグロビン濃度 (MCHC)

実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵとも実験開始後に低下し、その後も低下傾向にあった。実験Ⅶは、わずかに低下したが、開始前とあまり変わらなかった。



○：実験Ⅳ、●：実験Ⅴ、△：実験Ⅵ、□：実験Ⅶ

図6 溶存酸素低下・水温上昇時の血漿タンパク量 (TP) 総コレステロール量 (TC) の変化

統計学的には、実験Ⅳが1.3時間以後で、実験Ⅴが1.0時間から2.0時間の間で、実験Ⅵが2.0時間でそれぞれ有意差を示した (図4, 上)。

3-6 平均赤血球容積 (MCV)

実験Ⅳ, 実験Ⅴ, 実験Ⅵは、開始1.5時間以内に増加し、その後実験Ⅴ, 実験Ⅵは低下した。実験Ⅳは、3.7時間まで増加傾向にあった。実験Ⅶは、開始後4.4時間まで同様な傾向にあった。

統計学的には、実験Ⅳが1.3時間、3.7時間で、実験Ⅴが0.7時間から1.8時間まで、実験Ⅵが1.0時間から2.0時間まで、実験Ⅶが2.0時間でそれぞれ有意差を示した (図4, 中)。

3-7 平均赤血球ヘモグロビン量 (MCH)

実験Ⅳは、開始後低下していったが、他の区はあまり変化がなかった。実験Ⅶは、変化していなかった。

統計学的には、実験Ⅵが2.0時間で有意差を示した

のみであった (図4, 下)。

3-8 グルコース量 (Glucose)

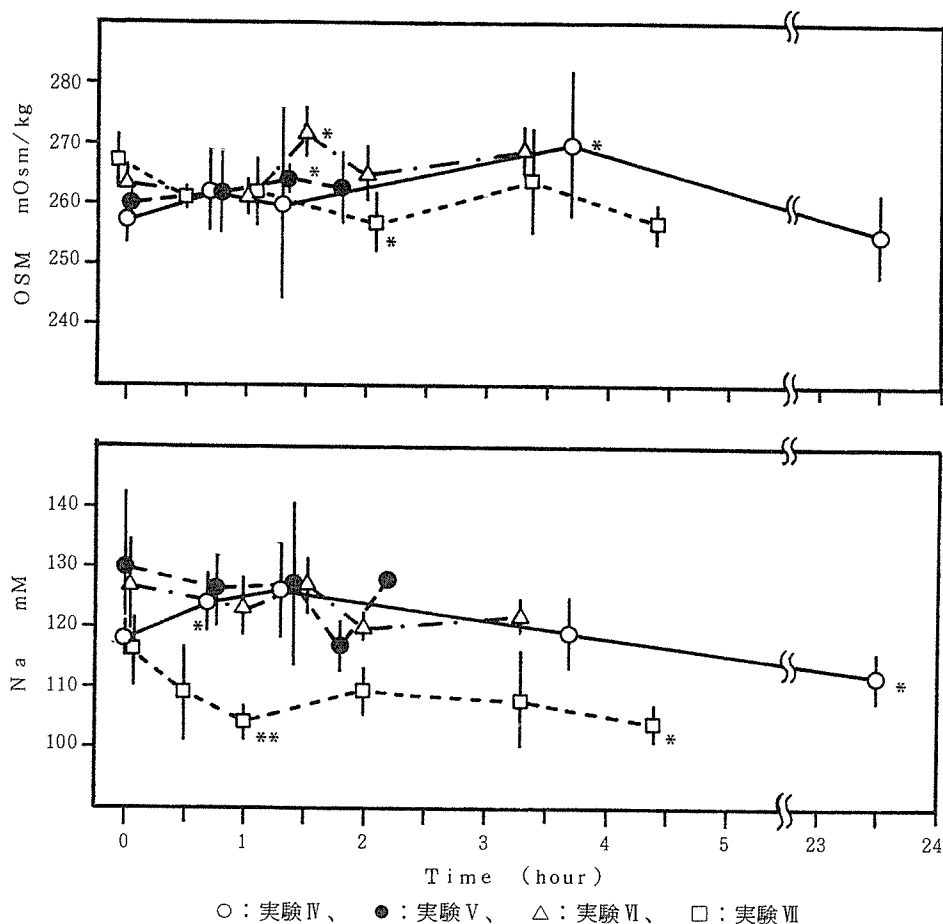
実験Ⅳは、0.7時間後に若干増加し、実験Ⅴ, 実験Ⅵは、0.7時間、1.0時間で増加した。特に実験Ⅴの増加は著しかった。その後、いずれの区も低下したが、実験Ⅴと実験Ⅵの低下が著しかった。実験Ⅳは、3.7時間まで低下し、その後23.7時間では開始前の値になっていた。実験Ⅶは、開始前の値と比べて変化がなかった。

統計学的には、実験Ⅴが0.7時間、実験Ⅵが1.5時間と3.3時間後にそれぞれ有意差を示した (図5, 上)。

3-9 乳酸脱水素酵素素 (LDH)

実験Ⅴ, 実験Ⅵは、1.8時間、1.5時間後に高い値を示し、実験Ⅳは、23.7時間までわずかな増加を示した。実験Ⅶも増加の傾向を示した。

統計学的には、実験Ⅴが0.7時間に、実験Ⅵは1.5時



○：実験Ⅳ、●：実験Ⅴ、△：実験Ⅵ、□：実験Ⅶ
 図7 溶存酸素低下・水温上昇時の血漿浸透圧 (OSM)、
 血漿ナトリウム量 (Na) の変化

間、実験Ⅶが4.4時間後にそれぞれ有意差を示した (図5, 下)。

3-10 総タンパク量 (TP)

実験Ⅴ, 実験Ⅵは同様な傾向を示し, 1.0時間後まで増加しその後低下した。実験Ⅳは, 3.7時間後まで徐々に低下していった。実験Ⅶは, 0.5時間で若干低下したが, 全体的に増加の傾向を示した。

統計学的には, 実験Ⅳが3.7時間, 23.7時間で, 実験Ⅵが2.0時間, 3.3時間で有意差を示した (図6, 上)。

3-11 総コレステロール (TC)

蛋白量の変化と同様で, 実験Ⅴ, 実験Ⅵは, 0.7時間, 1.5時間で高い値, 実験Ⅳは, 23.7時間後まで低下していった。実験Ⅶは, 全体的に増加していた。

統計学的には, 実験Ⅳが3.7時間, 23.7時間, 実験Ⅵが2.0時間, 3.3時間後で有意差を示した (図6, 下)。

3-12 浸透圧 (OSM)

実験前後の差はあまり明確ではないが, 実験Ⅳと実

験Ⅴは, 3.7時間, 1.3時間まで増加傾向にあった。また実験Ⅵも1.5時間等で高い値を示した。実験Ⅶは, 開始前と比べて低下した。

統計学的には, 実験Ⅳが3.7時間, 実験Ⅴが1.8時間, 実験Ⅵが1.5時間, 実験Ⅶが2.0時間で有意差を示した (図7, 上)。

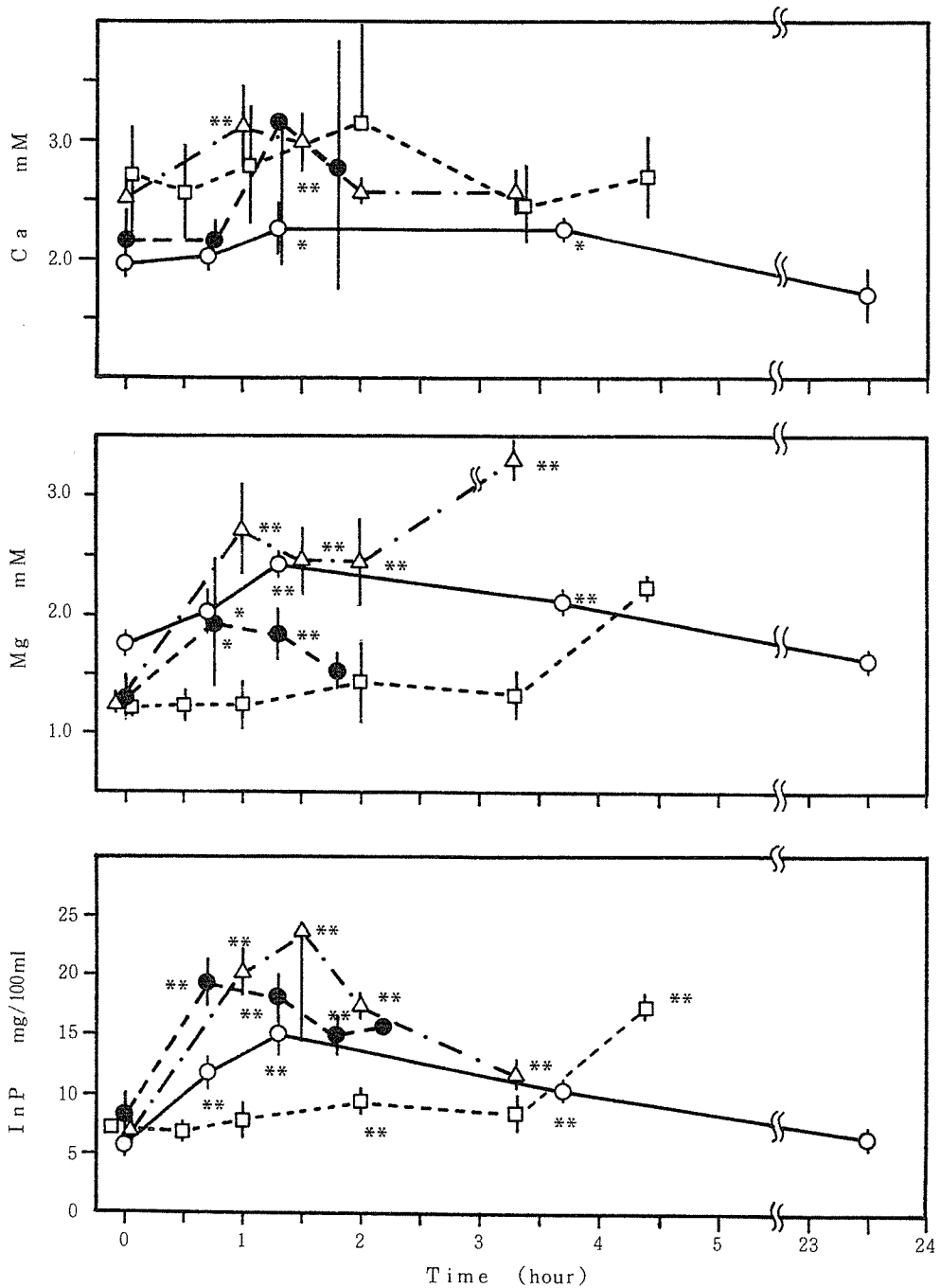
3-13 ナトリウム量 (Na)

実験Ⅳは, 開始後増加していったのに対して実験Ⅴ, 実験Ⅵは, 低下していた。しかし実験Ⅳは1.3時間後に低下していた。実験Ⅶは1.0時間まで低下していた。

統計学的には, 実験Ⅳが0.7時間, 23.7時間, 実験Ⅵが1.0時間, 4.4時間で有意差を示した (図7, 下)。

3-14 カルシウム量 (Ca)

実験Ⅳは, 開始後3.7時間までわずかに増加する傾向があった。実験Ⅴ, 実験Ⅵは, 1.3時間, 1.0時間後に高い値を示しその後減少した。実験Ⅶは, 2.0時間



○：実験Ⅳ、●：実験Ⅴ、△：実験Ⅵ、□：実験Ⅶ

図8 溶存酸素低下・水温上昇時の血漿カルシウム量(Ca)、
マグネシウム量(Mg)、無機リン量(Inp)の変化

後に高い値を示したが、その後減少した。

統計学的には、実験Ⅳが1.3時間、3.7時間、実験Ⅵが1.0時間、1.5時間後にそれぞれ有意差を示した(図8、上)。

3-15 マグネシウム量(Mg)

カルシウム量より顕著な変化を示し、実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵでは、1.3時間以内に高い値を示し、その後実験Ⅵを除く他の実験区は減少した。実験Ⅶは、2.0

時間後からまた増加した。実験Ⅶは、変化は少なかったが、3.3時間から4.4時間後に増加した。

統計学的には、実験Ⅳが0.7時間から3.7時間の間、実験Ⅴが0.7時間と1.3時間、実験Ⅵが全ての時間で有意差を示した(図8, 中)。

3-16 無機リン量 (InP)

マグネシウム量と同様な変化を示し、実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵとも開始初期の1.3時間、0.7時間、1.5時間で最も高い値を示した。その後、各区とも減少した。実験Ⅶは、2.0時間まで増加し、その後減少、そして4.4時間後に再び増加した。

統計学的には、実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵが実験Ⅳの23.7時間を除く全ての時間で有意差を示し、実験Ⅶは、2.0時間、4.4時間で有意差を示した(図8, 下)。

4. 考察

今回、夏場に頻発する魚の死亡事故原因究明のために溶存酸素と水温の条件を変え、これらの要因が魚体に与える影響について生理学的観点から検討した。ちなみに高、低水温に順化した魚の酸素欠乏時あるいは水温変化時の生理学的影響について検討した報告¹⁻³⁾は多いが、双方が急激に変化した時の影響を見た報告は少ない⁴⁾。

前報では、水温を約20℃に定め、溶存酸素濃度の低下の速度を変えて検討した。その結果、鼻上げ行動は、急激な溶存酸素の低下時に出現し、その時のDOは0.5mg/l前後の低い濃度であった。生理学的には、初期反応として赤血球の膨脹、一過性の赤血球数の増加等により酸素欠乏状態をのりきろうとしている。また血漿成分ではグルコース量が増加、その後減少し、活動状態と低酸素でのエネルギー産出の系と関連した変化が出現した。

このようにコイの場合、低酸素状態に耐忍性があり低下速度が急激で、低い値になっても死亡しない防御機構をもっている。前回、鼻上げ行動を示す個体は出現したが、横転魚、死亡魚が出なかったことは、DOの低下速度、濃度の他にそれを惹起する他の要因が存在すると思われた。今回はその要因の一つとして水温に注目して検討したのである。

その結果、行動観察を、DOの低下速度が同じで、水温上昇の割合が異なる実験Ⅳ、実験Ⅵ、また双方の変化速度が速い実験Ⅴ、水温だけを変化させた実験ⅦのそれぞれのDOと水温との関係でみると、鼻上げ行動は、実験Ⅳと実験Ⅵは0.9時間から1.0時間後に出現し、その時のDOが0.8から0.4mg/l、水温の増加は、

1℃から3℃であった。一方、実験Ⅴは0.7時間後、DOが0.4mg/l、水温の増加は6℃であった。これらから酸欠時の初期反応として鼻上げ行動は、水温の増加速度にあまり関係なく0.5mg/l前後で出現するように思われる。これは前回の水温が一定でDOの低下速度が異なる場合でも同様な値を示し、低下速度と関係なく0.5mg/l前後のレベルになれば呼吸困難な症状を示す。

つぎに鼻上げから死亡魚の出現までの関係を見ると、0.5mg/lの低酸素状態が続く中で、実験Ⅳは4.2時間後に横転魚が出現したが死亡魚はなく、その時の水温の増加は7.6℃、実験Ⅵは2.1時間後に死亡魚が出現し、水温の増加は10℃、実験Ⅴは1.5時間後で、水温の増加は約10℃であった。水温だけを変化させた実験Ⅶの場合、それは15.2℃と高い値であった。これから死亡魚が出現するかしないかは、水温の増加割合に規定されるものと思われる。その時の水温の増加割合は10℃で、増加速度が速いほど短期的に死に至る。

これらを血液性状でみると、実験Ⅳ、実験Ⅵ、実験Ⅴは、ヘモグロビン量の低下、ヘマトクリット値の増加、赤血球数はあまり変化しなかった。この中でヘマトクリット値は、1時間以内で増加し、その後減少する傾向にあった。また血液指数で平均赤血球容積(MCV)が高い値を示し、前回でも示唆された赤血球の膨脹を裏付けてた。このストレス反応についてSoviora⁵⁾は、低酸素、高い乳酸濃度、高い二酸化炭素濃度の時に短期間で起こることを指摘している。

平均赤血球ヘモグロビン濃度(MCHC)の減少、平均赤血球ヘモグロビン量(MCH)の変化がなかったことは、赤血球の膨脹に関係した結果である。

これらの反応は、溶存酸素の急激な低下に対して有効な適応方法であるが、水温の上昇による活動代謝量と酸素要求量の増大に対しては限界を生じついに呼吸不全、死にいたらしめるものと思われた。そしてそれは、実験Ⅳと実験Ⅵでみたように水温の増加割合、速度が関係していると考えられる。また実験Ⅴと実験Ⅵの2時間後の赤血球数の増加は、例数が少ないために何ともいえないが、貯蔵赤血球の動員としてよりも死亡前の変動を示しているともとれる。

血漿成分のグルコース量からみると、実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵは1時間以内の短期間で高い値を示し、その後各区とも減少した。実験Ⅳは3.7時間まで減少、23.7時間後には増加していた。その他の区は1時間以後、急激に低下し、特に実験Ⅵでは、初期の立ち上がりは低いもののそれ以後10mg/100ml以下にまで低下

した。これらのグルコース量の変化は、死亡魚が出現しなかった実験Ⅳの場合、前回の急激な酸素低下のみを行った区と同様な傾向を示したのに対して、実験Ⅴと実験Ⅵは、増加以後の急激な低下として特徴づけられる。またこれは死亡魚が出現する原因を糖代謝の面から説明できるかも知れない。

グルコースは、そもそも肝臓や筋肉にグリコーゲンとして貯えられている、低酸素状態の時の主なエネルギー源としてこれらグリコーゲンが利用され、結果として血液中のグルコースレベルが増加することが知られている。またこのグリコーゲン沈着量の大きさが低酸素に対する耐性の範囲を規定すると言われている⁶⁾。今回の初期反応で高値を示したことは、肝臓等から動員されたものであり、その後の低値は、水温の上昇に伴った糖代謝の攪乱を示している。

乳酸脱水素酵素 (LDH) は、あまり明確な変化を示さなかった。しかし今回は、実験Ⅵ、実験Ⅴで高い値を示しており、糖代謝との関係、特に肝臓等の部位での攪乱を反映した結果と考える。

総タンパク量と総コレステロールは、相互に似た傾向を示した。すなわち実験Ⅳは、開始初期より低下し、実験Ⅴと実験Ⅵは、0.7時間から1.5時間の間にピークがあり、その後減少した。水温変化のみの実験Ⅶは、実験期間中増加傾向にあった。前回では実験Ⅳと同様に低下していたが、他の区では異なった結果となった。低酸素の時の総タンパク量は、あまり明確になっていない。一方、高水温時のそれは、低下するとする報告^{7, 8)}があり、初期反応では異なるが、実験Ⅴ、実験Ⅵは後期反応では一致していた。これらから低酸素と水温上昇がそれほど顕著でない場合は減少し、双方の変化が急激な場合は、初期に増加、その後に減少の経過をたどると言える。これはコレステロールも同様である。しかしこれらの変化が脂質、タンパク代謝とどのような関係にあるのか、また糖代謝でみたように肝機能の攪乱を反映したものかなどについては今後の課題である。

つぎに血漿の無機成分についてみると、血漿浸透圧 (OSM) は、低酸素と水温上昇の区が増加の傾向にあったが、水温の変化のみの区は、減少傾向にあった。前回では、低下速度が大きいかほど高値を示し、低酸素時に増加すると言う点では今回の結果と一致している。しかし全体的にその変化は明確でない。

ナトリウム量 (Na) は、実験Ⅳが開始初期に増加し、その後減少した。実験Ⅴと実験Ⅵ、および実験Ⅶは減少した。高温ショックを与えると減少することが

報告¹⁰⁾されており、水温増加によるものと思われる。

カルシウム量 (Ca) は、実験開始後に増加する傾向があった。実験Ⅶはあまり明確な変化はなかった。前回との比較は、増加することでは一致しており、高温ショックの時は変化しない¹⁰⁾ことから、低酸素との関係が強いものと考えられる。

マグネシウム量 (Mg) は、実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵとも0.7時間から1.5時間の間でピークを示し、その後減少していった。ただし実験Ⅵは3.3時間後で高い値であった。実験Ⅶは、3.3時間まであまり変化なく、4.4時間後には高い値となっていた。前回と比較すると溶存酸素低下速度が急激な区で開始初期で高い値、その後に減少したことと一致していた。しかし実験Ⅵの3.3時間後と水温のみの要因を変化させた実験Ⅶの4.4時間後で高い値を示したことは、水温上昇によるストレス反応が強く作用したものと考える。これは先に検討したように初期反応とその後の死に至るまでの経過を示している。ただし双方の変化が急激で短期間の場合はこの経過を示さない。

無機リン量 (InP) は、実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵが0.7時間から1.5時間の間でピークを示し、その後減少した。実験Ⅶは3.3時間まで変化しないが4.4時間後には高い値となった。これらの変化は実験Ⅵの3.3時間後の値を除けばマグネシウム量の変化と同じであった。前回も今回と同様な結果であった。水温変化だけの実験Ⅶが3.3時間後まで変化がなかったことは、これらの変化は水温の要因よりむしろ低酸素の要因が強く作用したものとされた。

つぎに DO 変化、水温変化の単一要因と双方を変化させた時の複合要因で、血液成分間の関係を、平均赤血球容積 (MCV) と他の項目との相関係数でみる。有意水準0.01%の高い相関関係あったのは、DO 低下のみの時 (例数27)、カルシウム量 ($r=0.484$) と、水温上昇の時 (例数24)、無機リン量 ($r=0.638$) とマグネシウム量 ($r=0.607$)、双方の変化の時 (例数34)、無機リン量 ($r=0.520$)、カルシウム量 ($r=0.452$)、マグネシウム量 ($r=0.544$) とに高い相関関係にあった。血液成分の関係についての検討は今後の課題としたいが、ストレス、溶存酸素低下と水温上昇の相互の反応の違いをこれら無機成分が示唆しているものと思われる。

コイは、低酸素状態に対して適応能力が大きく、溶存酸素を急激に変化させた時でも、鼻上げ等の行動を示すが、生存している能力をもつ。しかし今回のように水温変化が伴った時、その能力に限界を生じ、死

亡する。そして死に至るまでの経過は、つぎのようであった。

溶存酸素が急激に低下すると、鰓蓋運動が活発になり、鼻上げ行動が出現する。その時間は低下速度に関係し、 $0.5\text{mg}/\ell$ 前後になれば呼吸困難症状をしめす。ただし水温の増加は低下速度に関係するが、今回の 6°C 以内では魚体に対してあまり負荷を与えない。また生理的には短期間で赤血球の膨張等の形態の変化、血漿成分のグルコース、無機リン量、マグネシウム量等が増加する。

つぎに $0.5\text{mg}/\ell$ 以下の低酸素の持続は、水温の増加に影響される。その範囲は 10°C 以上で、ヘマトクリット値、グルコース、無機リン量等の減少を伴い、一般的にいわれている致死濃度の $0.3\text{mg}/\ell$ 以上の値で、魚体内の恒常性が乱されて死に至る。しかし鼻上げ行動から死亡魚の出現までのDOの差はわずかであった。また死亡するまでの時間は、初期の低下速度と水温の上昇速度によって決まってくる。

5. まとめ

野外で発生する酸素欠乏による魚死亡事故の原因究明のために、溶存酸素と水温との関係について生理学的側面から検討を行い、以下の結果を得た。

- 1) 実験装置は前報と同様に流水式をとった。
 - 2) 実験条件は、溶存酸素の低下速度を高めると同時に水温の上昇割合を変化させた実験Ⅳ、実験Ⅴ、実験Ⅵと、また水温だけを変化させた実験Ⅶの4区とした。
 - 3) 行動観察では、溶存酸素濃度が $0.5\text{mg}/\ell$ 前後に達する初期時間で、鼻上げ行動が出現する。死亡魚の出現は、 $0.5\text{mg}/\ell$ 以下の低酸素状態の持続のもとで、水温増加が 10°C 以上の時に出現する。水温変化だけの区では、 15°C の増加の時に出現した。
 - 4) 血液性状は、ヘマトクリット値とMCVが初期に高値を示し、その後低下した。ヘモグロビン量、MCHC、MCHは初期より低下していった。
 - 5) 血漿成分のグルコースは、初期に高値、その後の低酸素、水温上昇時には、低値を示した。他の総蛋白量、総コレステロールも、死亡魚が出現した区で同様な傾向を示した。また無機リン量、カルシウム量、マグネシウム量も同様であった。
 - 6) 浸透圧、ナトリウム量は、あまり変化がなかった。
- 以上のことから、コイは、短期間で外界の変化に呼応した反応を示し、 $0.5\text{mg}/\ell$ 前後の値で鼻上げ行動、

その後、 10°C 以上の水温増加で死亡する。魚体内では、呼吸機能の効率化、物質代謝の回転率の上昇等に対応するが、低酸素の持続時、特に水温上昇は、恒常性の攪乱を招く。

文 献

- 1) 樋口 文夫：魚類へい死原因のための研究 1, コイの溶存酸素低下時における血液性状の変化, 横浜市公害研究所報 14, 149~162(1991)
- 2) Hughes, G. M.: Effect of Low Oxygen and Pollution on the Respiratory System of Fish. In Stress and Fish, (Edited by Pickerring A. D.), Academic Press, New York, 121~146(1981)
- 3) Hughes, G. M., C. Albers, D. Muster, K. H. Gotz: Respiration of the Carp, *Cyprinus carpio* L., at 10 and 20°C and the Effects of Hypoxia, *J. Fish Biol.*, 22, 613~628(1983)
- 4) Fernandes, M. N., F. T. Rantin: Respiratory Responses of *Oreochromis niloticus* (Pisces, Cichlidae) to Environmental Hypoxia under Different Thermal Condition, *J. Fish Biol.*, 35, 509~519(1989)
- 5) Soivio, A., M. Nikinmaa: The Swelling of Erythrocytes in Relation to the Oxygen Affinity of the Blood of the Rainbow Trout, *Salmo gairdneri* Richardson, In Stress and Fish, (Edited by Pickerring A. D.), Academic Press, New York, 103~119(1981)
- 6) Hochachaka, P. W.: 低酸素適応の生化学, 橋本 周久他訳, 恒星社厚生閣, 東京, 113~129(1985)
- 7) 樋口文夫, 水尾寛己, 畠中潤一郎, 福嶋 悟: 野外飼育におけるコイの血液成分の季節, 年齢, 性による変化, 横浜市公害研究所報 10, 101~117(1985)
- 8) 樋口文夫: 鶴見川のコイによる水域環境評価の研究, 亜種別, 性別, 季節別の形態, 血液, 血清成分について, 横浜市公害研究所報 11, 111~132(1986)
- 9) 石岡宏子: 海産魚のストレス反応に関する研究 - 1, 温度変化によるストレス反応, *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 46, 523~531(1980)
- 10) Hille, S.: A Literature Review of the Blood Chemistry of Rainbow Trout, *Salmo gairdneri* Rich., *J. Fish Biol.*, 20, 535~569(1982)

魚の死亡事故の原因究明についての検討

水尾寛己*, 樋口文夫*, 二宮勝幸*

要 旨

魚の死亡事故の原因究明手法について、筆者らの今までの事故時の体験と室内実験の結果などをもとに検討してまとめた。現場調査における酸欠、窒息、毒物などの死因推定法と生物学的手法、理化学手法による毒物検索について示した。

1. はじめに

魚の浮上事故は、工場排水、農薬によるもの、生活系排水による水質悪化を起因とする酸素欠乏によるもの、界面活性剤や薬剤によるものなど様々である。本市のように人口の密集した水域における事故としては、酸素欠乏によるものが多くを占めている。

現地調査の際、魚が水表面で口をバクバク動かしている症状（鼻上げ症状という）を見かけることがある。その場合に、酸欠と判断する例が多い。しかし、この鼻上げ症状だけから、酸欠と決めることはできない。鼻上げ症状は酸欠時に必ず見られるが、薬剤でも見られる場合があり、窒息現象として捉えることはできるが、水中の酸素欠乏とは断定できない。

魚の浮上事故で現場へ直行し、死亡魚や瀕死魚を眼にすると、その魚の状態と事故原因との関連について判断に迷うことが多い。

そこで、筆者らは、今までの事故での体験や室内実験をもとに、現場での対応に役だてるために、事故原因究明手法についてまとめた¹⁾。

2. 本市における魚の浮上事故の特徴

本市の魚の浮上事故は、過去9年間に、85件あり、その内訳は、気象変化に関係する酸欠などが48件（56%）、シアンなど毒物を含む工場排水及び河川改修工事排水による事故が11件（13%）、原因不明が26

件（31%）と酸欠関係と原因不明が多くを占めている¹⁾。

市内河川は、1977年頃はドジョウや放流によるコイなどが占めていたが、現在は10科23種とかつて昭和30年代頃の魚種が出現するようになった²⁾。しかし、魚など生物の生息環境としての水質は、いまだ充分とはいえない状況である。

3. 事故時の調査及び対応

事故時において、原因究明に必要なことは、現場における有効な情報の収集である。今までの実績から、魚の死亡事故を発見するのは、事故発生からかなり時間が経過している場合が多く、原因究明に必要な情報を収集することは容易ではない。魚の死亡事故は突発的に起きるので、あらかじめ、事故発生時に必要な測定器や用具等を準備しておくことが望ましい。また、事故発生時の連絡体制についても即対応出来るよう整備しておく必要がある。

3-1 調査に必要な器具

pHメータ、DO（溶存酸素）計、水温計、採水ポリビン、ガラスビン、魚採集用ビニール袋、クーラー（アイスノン入り）、エアポンプ、エアストーン、エア用ビニールチューブ、バケツ、魚採集網、胴付長靴、記録用紙、筆記用具、地図、カメラ、ストロボ、フィルム、ビデオなど

3-2 事故発生時の調査フロー

魚の死亡事故対応の一例として調査フローを図1に

The cause of Accidental Fish's death

*Hiromi Mizuo, Fumio Higuchi, Katsuyuki Ninomiya, 横浜市環境科学研究所水質部門

示した。「事故の発生」により、「事故の通報」が保健所や環境保全局に入る。主管局は事故の発生場所等の情報を確認し、発生源付近の「初動調査」を実施する。

「初動調査」では、通報者や現場付近の住民から事故に関係する情報を収集する。また、現場の被害生物などから、「事故の発生時刻」を推定する。事故発生から2～3日以上経過しているものでは原因の究明はかなり難しく、被害の規模も小さい場合には、調査はここで打ち切らざるをえない。

「事故原因究明調査」は、現場での調査と、持ち帰ったサンプルからの検索に区分できる。

「現場本調査」は、現場での簡易な水質検査や被害生物の観察からの「原因究明調査」と被害生物等の範囲の追跡による「発生源調査」がある。

また、持ち帰った試料の検索では、「生物学的手法による検索」及び「理化学的手法による検索」により、「原因物質の推定」を行なう。「事故原因の推定」は、以上の「現場本調査」と「毒物の検索」結果を総合して判断する。実際の対応においては、これらの組合せによる。

3-3 通報時の対応

市民から通報があった場合には、まず通報者の氏名、連絡先の確認と事故現場の位置及び発見した時刻、水質の状況（色、濁りなど）、魚の状況（種類、大きさ、浮いているか沈んでいるか、生魚はいないかなど）等の現場の状況を聴取する。さらに、可能ならば一升瓶、バケツ等での現場の水の採水を依頼する。

また、被害生物の処理への対応などを伴うこともあり、早急に関係機関へ連絡する必要がある。

3-4 初動調査—事故発生時刻の推定—

魚の死亡原因を究明するため、事故が現在発生しているものか、数日前におきたものかの判断が必要である。数日前の場合は、水質も変化し、魚も腐敗し、原因の究明は不可能な場合が多い。そこで、表1に被害生物からの簡易な事故発生時刻の推定法を示す。

死亡時刻の推定は、現場に残されている魚等からの判断が求められる。符谷³⁾は眼球の網膜の変化から死亡時刻を推定している。現場で即対応するためには、さらに一般的で、誰でも出来る簡便な方法が望ましい。その一つとしては、魚の眼球の白濁の程度や鰓の色などの観察による方法があるが、気温、水温、湿度、水質などとの関連についての検討が必要である。ここでは、比較的事故の多い夏期における事例と水温25℃での室内実験から得られた結果を基に事故発生時刻の推定方法を示した。

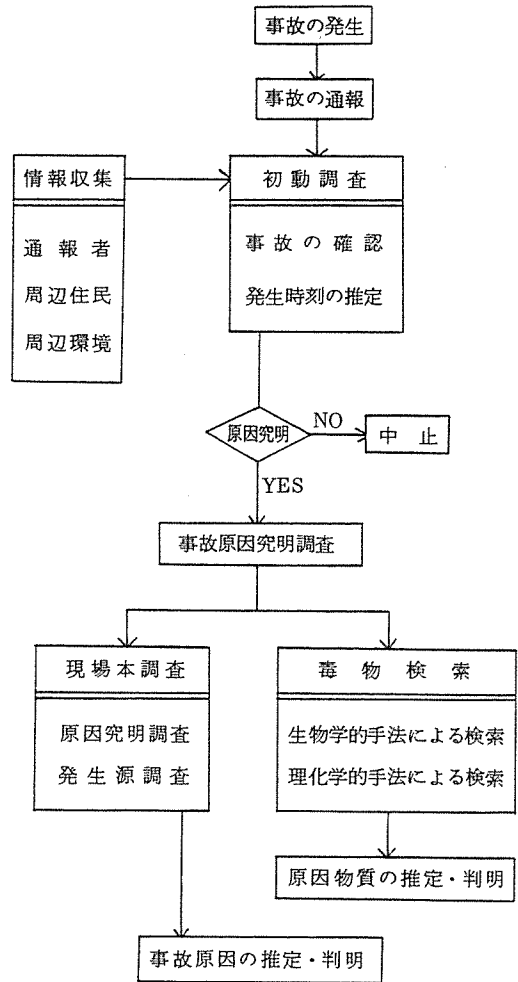


図-1 事故時の調査フロー

- 1) 魚の眼球が白濁していて、さらに鰓も白濁している場合は死後数時間から十数時間以上経過している可能性が強い。この場合、内臓が腐敗している場合が多く魚体からの原因の究明は難しい。
- 2) 魚の眼球が黒色で鰓が白濁している場合は数時間以内の事故の可能性が考えられる。
- 3) 魚の眼球が黒色で鰓も赤味を帯びている場合は死後比較的新しいと推定できる。

しかし、魚の眼球の白濁や鰓の色の変化は現場の温度に影響されるし、また毒性物質の種類によっても単時間に眼球白濁をおこさせる物質もあり注意を要する。また、原因物質が毒性物質の場合でも、死亡魚の発見された近くに生存魚が見られる場合は、死亡魚が上

表1 死亡時刻の簡易推定法

眼球の色	黒色 光沢あり	黒色 光沢あり	黒色 少し白濁	白濁
鰓の色 (空気中側)	鮮紅色 暗赤色	赤色 紅色	紅色 淡紅色	淡紅色 白濁
鰓の色 (水中側)	鮮紅色 暗赤色	紅色 淡紅色	淡紅色 白濁	白濁
推定死亡時刻	<新しい>	<約2, 3時間 以内>	<約5, 6時間 以内>	<約10数時間 以上>

※この推定値は、水温25℃を標準とし、コイでの室内実験にもとづく。

流から流されてきたものでこの付近の水に毒性物質の影響が少なかったか、あるいは影響は見られるが比較的毒物に対し耐性の強い個体が残っていたことも考えられる。

4. 事故原因究明調査—現場本調査—

4-1 現場での水質測定結果からの推定

4-1-1 採水場所

事故現場で水質測定を行う場合、事故が現在進行中においては、事故現場やその上流や下流の状況を判断して採水し、現場でできる最大限の項目の分析を行う必要がある。しかし、実際には事故が進行の場合は前述の魚の死亡事故の推定などの知識を必要とするし、事故発生原因現場を直ちに確認できるケースも少ないことからその判断には時間を要する。一過性の場合には、事故後時間が経過すると、水塊の流下や希釈などにより水質は変化することから採水場所としては、事故現場から下流及び事故後時間が経過しても、事故原因物質が残留している可能性が高いと流れの遅い水の滞留しやすい場所が適当と考える。

4-1-2 採水量

採水量は濃縮毒性も考慮すると少なくとも2ℓ必要で、5ℓあれば充分である。濃縮毒性は現場の水が希釈などにより毒性が弱まった時に、その水を2から3倍に濃縮し毒性を調べることにより、原因物質の究明に有効な場合がある。水質の変化が比較的少ない濃縮法としては凍結濃縮法がある。採水びんは通常はポリタンで差し支えない。水質の変化を防止する上からはクールボックスに入れて運搬することが望ましい。

4-1-3 現場での分析

現場での分析が比較的容易で、最小限測定しなければならない項目は、水温、pH、溶存酸素(DO)、及び簡易分析用バック試験可能項目のシアン等があげられる。

水温は水中の酸素飽和率や毒性物質の作用強度に関係するとともに、死亡魚の死後変化のスピードにも関係する。また、降雨時に見られる水温変化に対応するためかなりの体力的消耗も予測されることから、その水域の水温が経時的にモニタリングされていれば、そのデータは事故原因と水温との関係を明らかにするのに役立つ。

pHはアルカリ性や酸性物質による影響や毒性物質の特徴を知る上で必要であるとともに、水中の遊離のアンモニアの濃度を推定する上にも水温とともに不可欠である。

溶存酸素は魚の死亡原因が酸欠によるものかを判断する上で欠くことのできない測定項目である。

4-2 被害生物からの死因推定法

4-2-1 瀕死魚及び死亡魚の採取と運搬

瀕死魚が発見できる場合には、網で採取し、その一部は現場での空気を吹き込んでいる水に入れ状況を見る回復試験に用いる。試験室での試験に用いるための瀕死魚は、水の入った散気されているビニール袋に移し、生きた状態で運搬する。瀕死魚の採取尾数が多い場合にはそれらの一部を10%ホルマリン溶液の入ったポリビンの中に入れて固定する。

死亡魚については死後比較的新しいと思われるものを5個体以上採取し、ビニール袋に入れ、保冷材の入ったクールボックスに入れて試験室に運搬する。

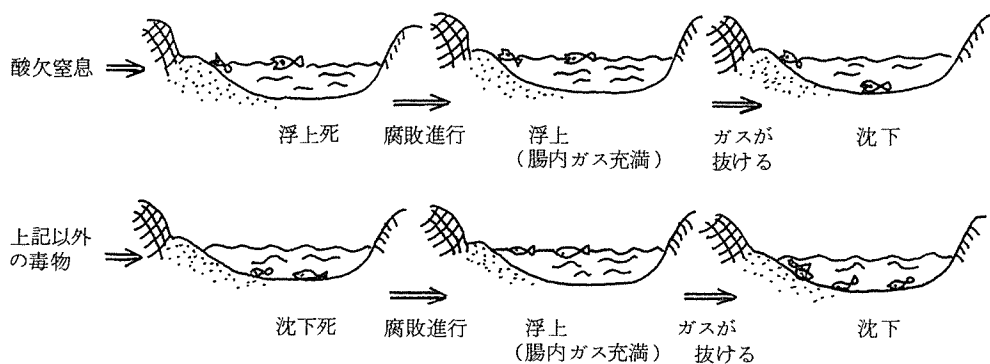


図-2 浮上死・沈下死からの推定

4-2-2 被害生物の症状と死因との関係

(1) 浮上死・沈下死からの推定 (図-2)

魚のへい死事故の通報があったケースとしては、魚が水面で鼻上げしている場合や魚が浮上し流されている場合及び川岸などに魚が横たわっている場合などがある。魚が水面で鼻上げしているような症状は窒息状態を意味し、原因としては酸素欠乏による場合と窒息症状を起こさせる物質による場合が考えられる。死亡魚が浮上し流されている場合は、死後、時間を経過して腐敗が進行し内臓にガスが溜り浮上している場合と窒息症状を起こし死亡し浮上している場合などが考えられる。

硫酸銅や塩化亜鉛のような重金属に暴露され死亡し経過時間の短い場合は、酸欠の場合とは異なりほとんどの魚は下層に横たわる。即ち、死亡魚が川底に沈みしかも死後比較的新しい場合は、窒息症状以外によると推定される。また、川岸に魚が集まって死亡している場合は、窒息症状を起こさせる物質及び水の酸素欠乏が考えられる。

以上が、魚の浮上あるいは、沈下状態による死因推定法である。

(2) 死亡魚の種類からの推定

死亡魚の種類を調べることも原因究明に重要である。酸素欠乏や毒性物質の場合、まず、コイやフナよりも先にアブラハヤやウグイ、オイカワなどが死んでしまう。逆にオイカワ、ウグイなどが元気でコイが死亡している場合には、かなり前の事故など他の要因が考えられる。

(3) 死亡魚の大きさからの推定

死亡魚の大きさからも死因の推定が可能で、例えばコイの場合、死亡したコイが比較的大型で小型が少ない場合には、窒息死の疑いが強い。室内で酸欠による窒息実験を行なったところ、大型の魚から鼻上げし死

亡するが、小型の魚はそれに遅れて鼻上げし、空気中から溶け込む酸素で死亡を免れる個体も見られる。これは、大型の魚は小型の魚より必要な酸素量が多いことによる。一方、急性毒性による場合には、小型魚の方が感受性が強く影響を受け易い場合が多いが、事故現場では、小さいために見逃しがちである。

(4) 口の開閉の有無からの推定 (図-3)

死亡魚の口の開閉の違いも死因の推定に有効である。酸素欠乏により死亡した場合は、ほとんどの魚は口を開いて死ぬ。また、シアン(CN)などの薬物による窒息症状の場合には、口を開いて死ぬ魚が多くを占める



図-3 口の開閉の有無からの推定

が、閉じて死ぬ魚も見られ酸欠の場合とは多少異なる。しかし、鰓での酸素の吸収を困難にさせる例として、オルト-ジクロロベンゼンに暴露した場合は、酸欠時と類似の症状を示し、ほとんどの魚が口を開いて死亡する。酸欠死との違いは、酸欠死では大きな個体が先に弱るのに対し、オルト-ジクロロベンゼンの場合は、魚の大きさの違いによる死亡魚の個体差が現れない。

以上から、口を閉じて死亡している場合には、窒息死以外の要因によると推定できる。

(5) 遊泳行動及び回復試験からの推定

魚の浮上事故の場合、ほとんどは事故が発生してから時間を経過してから発見することが多く、遊泳行動を観察できるケースは比較的少ない。遊泳行動の観

表-2 現場での原因究明調査と死因推定

死因推定	遊泳行動	回復試験	死亡魚の状態				水質 (DO)
			死に方	大きさ	口	出血	
<酸欠>	鼻上げ	早い	浮	大	開口	無	激少
<窒息>	鼻上げ	早い	浮	大	開口	無	
<窒息> (+毒性)	鼻上げ 狂奔	遅い	浮上 沈下		開口 閉口		
<毒性等>	狂奔等	遅い なし	沈下		閉口		

※ 但し、死亡魚は事故後数時間程度のもの

察できた例として1983年に恵比寿運河付近での魚の浮上事故では、現場到着時に体長約7から15センチのマハゼが数万尾以上鼻上げ状態を示し、工場の排水口の落ち口に群れをなして集まっており、比較的大きい個体は口を開いて水面に浮上し死亡していた。この鼻上げ症状の個体を数尾すくい上げ、バケツに海水を入れ、曝気した状態にしたところ、鼻上げ症状を止め回復の兆しを示した。魚の鼻上げ症状は有害物質に起因しているものでは、空気を送り込む処置を施しても回復しない。水質に異常のない排水の落ち口に魚が群れをなして鼻上げ症状を示しながら集まっていることやバケツでの結果から酸素欠乏によると推定が可能である。また、この事故においてはハゼに比べ個体数は少なかったがヒラメやカレイなどの底生魚も浮上しており、事故原因として海底からの青潮の湧昇などが考えられた。このように浮上した生物の種類からの推定も事故原因の究明に重要である。

4-2-3 被害生物からの死因推定法

表-2に現場での魚の観察結果と死因との関係を示した。

(1) 酸欠

鼻上げ症状を示し、死亡直後の魚は浮上するし、また小型の個体よりも大型の個体に死亡魚が多い。死亡魚は口が開いている。水温は高く、水中のDOは1mg/l前後ないしは以下と低い。

(2) 窒息

鼻上げ症状を示し、死亡魚は浮上し、口も開いており、酸欠とほとんど変わらない形態であるが、水中のDOは酸欠ほど低くはないので、窒息と判定できるが酸欠について不明の場合である。

(3) 窒息+毒性

毒物による窒息及び毒性が同時に作用するような例で鼻上げ症状と狂奔症状を示した場合である。回復試験において、酸欠では、直ちに回復するのに対して、散気しても容易に回復しないことが特徴的である。物質の種類と濃度によって開口と閉口の両方が見られる場合もある。

(4) 毒性等

魚が狂奔症状を示し、また、死亡魚の口がほとんどの魚で閉じていれば、毒性の疑いがある。その他にウイルスや細菌性疾病など病原生物が関係している場合も考えられる。回復試験では、回復は遅いし、また死後新しい死亡魚は沈下している。これらが、毒性物質によるか、病原生物によるかは、病理的検査が必要である。特定の魚種にのみ異常が見られるかややせこげているかなどの外観所見、寄生虫の確認などにより判別できる部分も多い。

4-3 発生源調査

水質事故は、水面に魚が浮上していることにより発見され、事故後、かなり時間を経過している場合がほとんどである。発生源を追跡する場合には、死亡魚の分布状況が有力な決め手となり、有害物質が流入して起きた事故の場合は死亡魚が分布している所より上流が考えられる。遊泳性のコイ、フナなどの死亡魚は上流から下流へ流される個体も多く、発生源を確認できない例が多いが、底生性のドジョウや底生動物のヒルなどが被害を受けている場合には、流されず、泥に体の半分をもぐらせたり、石に付着したりして、川底にいるが比較的小さいため発見し難いが、詳細な観察をすれば発生源に結び付くことが可能となる。事例とし

て、1974年に横浜市内の鶴見川の現場で発生源追跡の途中からコイやフナが確認出来なかったが、川底にドジョウが泥に頭をつこんで死亡していた。れきの上にシマイシヒルが死んでいた。この事例の原因物質は確定できなかったがシアンを含む産業廃液の不法投棄によるものと推定された。このように、小型生物のドジョウ及びシマイシヒルを調べて行くことによって発生源までたどることができる例もある。

5. 毒物検索—生物学的手法による検索—

5-1 採取した水からの原因究明手法

5-1-1 生物検定による毒物検索

事故の原因物質をある程度推定できる場合には水質分析の対応が可能であるが、多くの場合には特定は難しい。そこで事故原因と思われる水の魚に対する毒性を確認するための1方法として生物検定を行う。

毒性が見られれば、生物検定からある程度物質を絞り込むことも可能である。

比較的水質のきれいな水域での事故の場合は、経過時間による希釈なども考慮して、2~3倍に水を濃縮し、毒性を調べることも有効な方法である。その場合、その水域の平常時の水質について把握していることが条件となる。

生物検定を用いた毒性物質の究明手法については、狩谷³⁾、田端⁴⁾らが明らかにしており、生物検定方法についてはJIS K0102工場排水試験方法に示されている。筆者らも先に述べた非イオン系界面活性剤やオルトジクロロベンゼンを原因物質とする事故事例の時に活用した生物検定が原因物質の究明に大きな手助けとなっている。事故時においては持ち込まれる採水量が少ないケースもあることから、比較的入手が容易で試験魚としても調整され、100ml程度の水量で生物検定試験が可能なアカヒレを用いるとよい。採取した水量が充分ある場合には、コイなど死亡したものと同一魚種を用いた試験で確認することが望ましい。さらに魚以外の生物、例えば比較的入手が容易なヌカエビで生物検定を行なうことも望ましく、魚に比べてより低濃度の毒性が把握できることから、原因物質が薄まっている場合に有効である。

5-2 死亡魚及び瀕死魚からの原因究明法

5-2-1 瀕死魚の回復試験

瀕死魚が持ち込まれた場合には、現場の水、並びに清浄な水による魚の回復試験を行う。現場の水の溶存酸素が少ない時には、通気した水としない水を使用した比較試験を行う必要がある。この通気試験は現場で

実施することが望ましい。現場の水を通気することにより魚が直ちに回復すれば、酸欠に起因すると推定することが可能である。通気しても回復しない場合、及び回復が遅い場合には、酸欠要因はかなり否定できる。清浄な水に移した方が現場の水に比べて回復がよい場合には、現場の水に問題がある。この試験の後については生物検定及び水質分析を待たねばならない。

5-2-2 死亡魚体の分析

魚の死亡事故において、事故原因となる水がその地点に残っていて採取できるケースはきわめて少ない。酸欠死の場合は事故時の水が得られなくてもある程度推定することができるが、毒物が原因の場合には推定は難しい。しかし、死亡魚体に付着したり、吸収された物質の分析手法が確立されれば事故時の水が採取出来なかったとしても原因の究明は可能な例もある。その一例として1987年に柏尾川水域でシアンの流出事故があったが、この事故に際しては採取した水の魚への毒性はみられなかったが、死亡魚の病理解析からシアンの可能性も考えられたので、魚をホモジナイズして分析したところ、致死量のシアンが検出された。

5-2-3 死亡魚及び瀕死魚の病理解析

瀕死魚については、なんらかの影響を受けている状態ないしは受けてからあまり時間が経過していない可能性があり、魚体の外部及び内部形態を調べることが原因究明上有用である。しかし、毒性物質の魚の形態への影響に関する情報については、ごく限られた物質について断片的なものである。魚体の内部所見に関しては専門的知識を必要とするので、専門家の協力も必要と考える。

死亡魚については、死後数時間以内の魚であれば、外部形態の観察も有用であり、内部形態については、死後の内臓等の変化が早いので、鰓の顕微鏡観察を除いてはあまり役立たない。

以下に比較的簡単にできる観察項目と死亡原因の判断の目安についてコイを指標とした場合について示す。

(1) 外部形態所見

- 口の開閉（現場観察）：口が開いている場合は窒息死によると推定でき、閉じているときは他の要因による死亡と考えられる。
- 眼珠の光沢、白濁：白濁の濃淡などの状況から、死後の経過時間の長短が推定できる。
- 眼珠の出血：酸欠の場合には、見られない。シアン(CN)などの毒性物質で起きる場合がある。
- 鰓蓋出血：酸欠の場合には、見られ

ない。しかし、死後数時間以上経過すると出血が見られる。

○鰓の色 : 通常鰓の色は鮮紅色で、酸素欠乏時による死亡時は鮮紅色で時間の経過とともに退色していく。鰓の色の白濁する場合は、死後変化、寄生虫及び感染症、あるいは毒性物質によるものがある。

○体表の粘液異状分泌 : 細菌などの疾病による場合、窒息死の場合、毒性物質による場合などに見られる。体表が粘液で白濁し、著しい時には糸を引くほどになるが、その例としてNaOHなどのアルカリ物質が挙げられる。酸性物質の場合は体表はザラザラする。

○体表の暗化 : 酸欠、感染症、毒性物質

の影響等異常時に現れる。逆に明化現象のときもある。

○体表の発赤・出血 : 熱症、感染症、毒性物質などが考えられる。

○体表の潰瘍 : 寄生虫及び感染症の疑いもたれる。

○肛門の発赤・潰瘍 : 消化器の炎症が考えられ、寄生虫及び感染症による場合、毒性物質による場合などがある。酸欠の場合には、見られない。

(2) 内部形態所見

a. 鰓の顕微鏡観察所見

死亡魚及び瀕死魚の鰓形態から、酸欠によるかそれ以外の要因かある程度推定ができる。但し、瀕死魚等

表-3 酸素欠乏時の鰓形態の特徴

	瀕死・死亡時の鰓	死後2～3時間後の鰓	死後4～14時間後の鰓
鰓の色	鮮紅色	紅色	淡紅色
鰓弁上皮	収縮	拡張(浮腫)	壊死
小出鰓動脈	うっ滞	—	—
二次鰓弁上皮	収縮	拡張(浮腫)	壊死
二次鰓弁	伸長	伸長	伸長
二次鰓弁の出血	なし	—	—
二次鰓弁の並び方	規則的	規則的	規則的

※ 試験水温 25℃, 試験に使用した魚: 群馬県水産試験場から購入し、蓄用していた1年魚
— 特徴の把握ができないことを示す。

表-4 薬剤に暴露された魚の死亡時の鰓の特徴

	Cu(CuSO ₄) (1mg/l)	Zn(ZnSO ₄) (10mg/l)	CN(KCN) (0.25mg/l)	Cl ₂ (0.5mg/l)	NH ₄ OH (450mg/l)	NaOH (pH11)	HCl (pH3)
鰓の色	暗赤色	暗赤色	鮮紅色	紅色・淡紅色 周辺白化	暗赤色	暗赤色	暗赤色 周辺白化
鰓弁上皮	出血	拡張	収縮	収縮	収縮	—	壊死崩壊
2次鰓弁 上皮	出血 屈曲	浮腫	収縮	浮腫	浮腫	—	壊死崩壊
2次鰓弁 配列	不規則	不規則	不規則	不規則	不規則	不規則	不規則

生魚の鰓形態を顕微鏡で観察するに際しては、観察条件により鰓形態は変化するので、次の要領により行う。魚体を延髄刺し、10%中性ホルマリン溶液に5～10分間固定し、その後、第2ないしは第3鰓弓の鰓弁を採取し、光学顕微鏡で観察する。

酸欠欠乏時の鰓形態の特徴を表3に、薬剤に暴露された魚の死亡時の鰓の特徴を表4に示した。

b. 解剖所見

ここでは、瀕死魚の解剖所見から、死因推定について列記する。

○腎臓と肝臓：色が薄い場合は、貧血による場合や脂肪が発達している場合が考えられる。腎臓や肝臓での血管のうっ血、出血は酸欠欠においては見られないが、感染症や毒性物質の影響で見られる場合がある。

○内臓の癒着：酸欠では見られない。都市河川の魚の場合は通常でも癒着を起こしてい

る個体が見られ、本市においては事故との関連性の指標にはならない。

○胆嚢の色：淡い場合は摂餌後の状態を示し、濃青緑色の場合は無摂餌の状態を示す。

○消化管内の出血：出血が見られる場合は、寄生虫と感染症の場合、及び毒性物質による場合などが考えられる。

○その他：生殖腺の出血、浮き袋のうっ血、出血症状の現れる場合もあるが、原因についてははっきりしない。

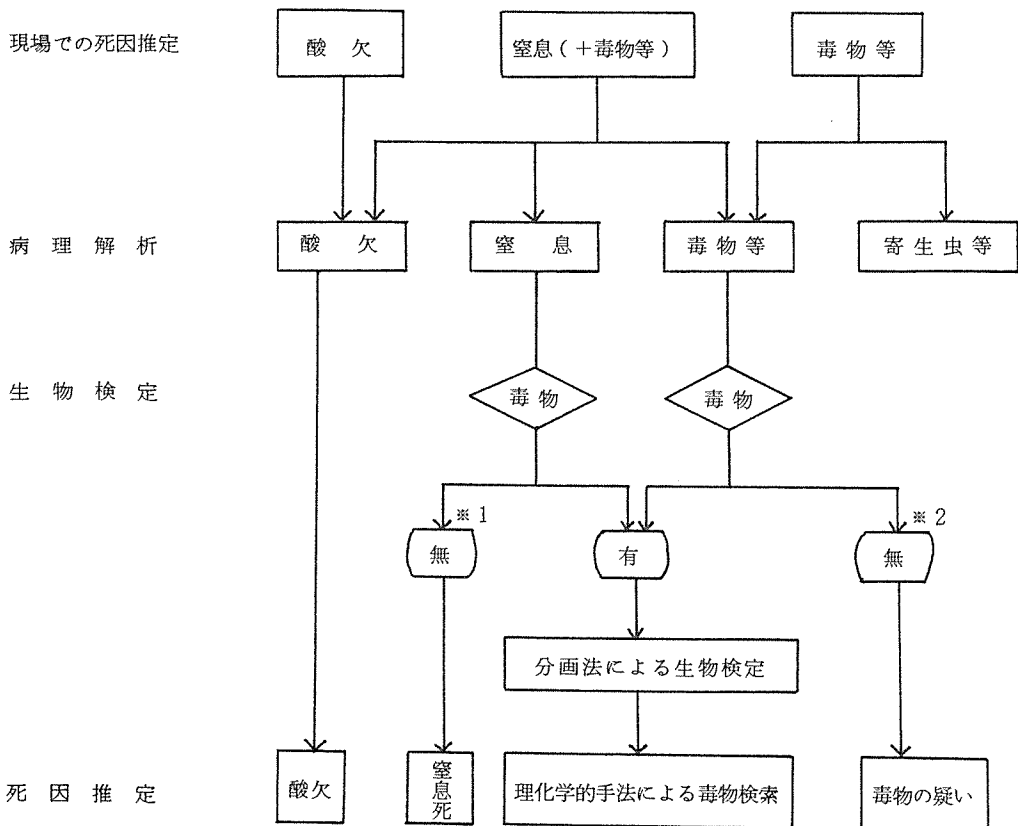
5-3 生物学的検索の手順

以上述べたことをフローにまとめたのが、図-4である。

6. 毒物検索—理化学的手法による検索—

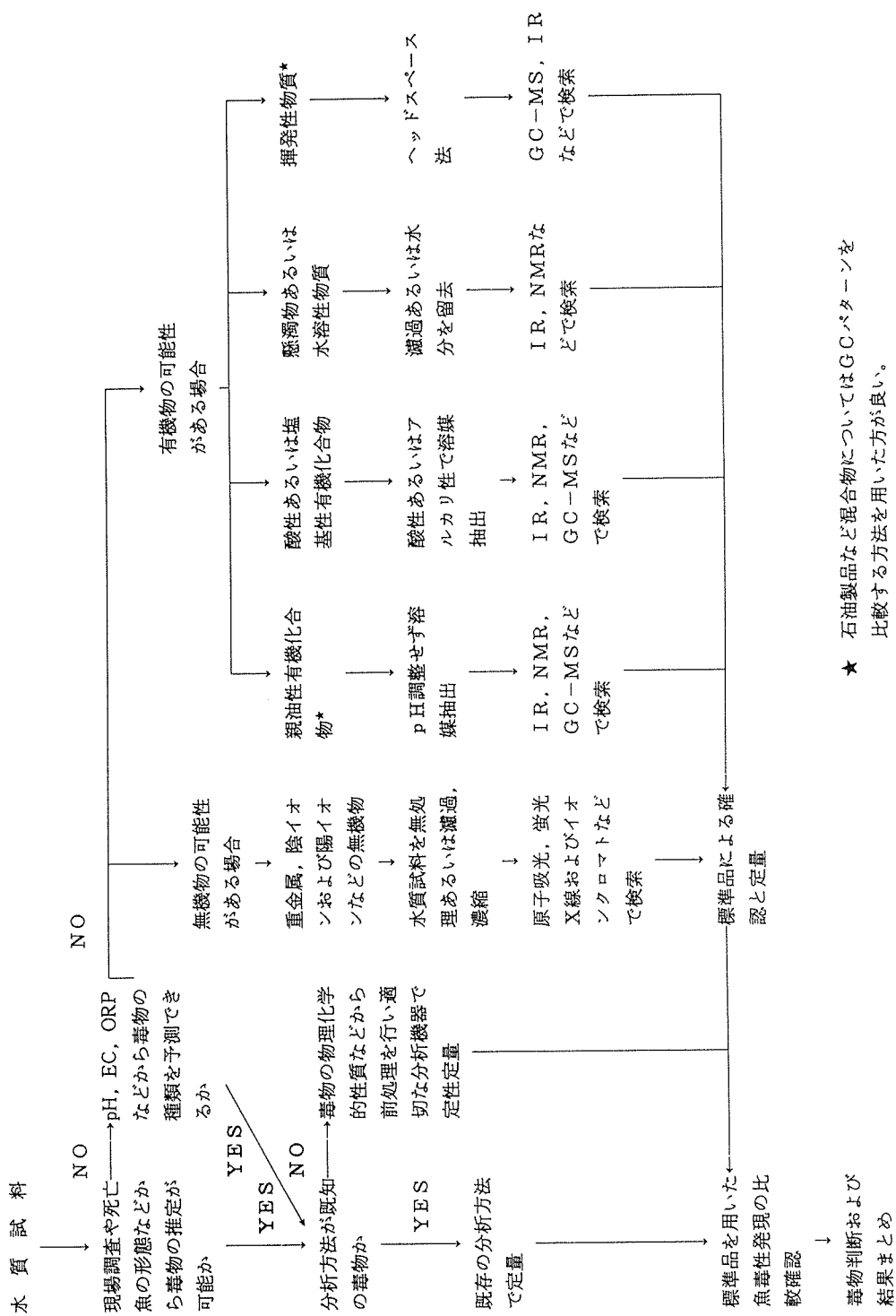
6-1 毒物検索の要点

魚の死亡事故の原因究明は、事故が起こった場所あ



無※1 ※2；生物検定で毒性が見られないということは、検定時に使用した試料に毒性が見られないのであって、事故発生時の水質の毒性をかならずしも示すものではない。

図-4 生物学的的手法による毒物検索



★ 石油製品など混合物についてはGCパターンを比較する方法を用いた方が良い。

図-5 毒物検索フロー

るいはその上・下流の水、発生源と疑われるような排水を採取することにより、発生源の位置を絞り込むことが必要であるが、事故原因を確認できる場合は少ない。事故の発見が遅れ、毒物が希釈された試料でも、分析機器が精密となり微量の物質でも検出できることから、毒物が推定される可能性は高い。

また、現場の状況や事故発見者などの情報から、毒物を絞り込むことができる場合がある。死亡魚の形態や水質試料の臭気・色なども参考にして、毒物の推定をして、分析により毒物を確認する。

最後に、未知の毒物の系統的な検索として、水質試料を溶媒抽出などの方法で分画し、毒物が含まれていた分画を生物検定で確認し、その分画の分析方法を考慮しながら、系統的に検索することである。但し、系統的検索は、長時間を要することから、毒物が確認できたときにはその情報が無駄になる場合もある。事故対策には迅速性が求められるので、検索過程で毒物の種類を予測し、系統的検索を飛び越した方法で対応することも必要である。

6-2 毒物が既知の場合の対応

事故の調査段階で毒物が特定できる場合には、既存の分析方法を用いて測定する。シアン、界面活性剤、農薬ではJIS法などがある。但し、ポリオキシエチレンアルキルエーテルによる事故においては、界面活性剤は多種類あり種類によって毒性が異なることから、IRやNMRなどの分析機器を使用し、特定する必要がある。また、殺虫剤については、毒物が一種類の場合はGC法やLC法で分析するが、複数の殺虫剤が存在する可能性がある場合には、強力な物質検索機能をもつGC-MSなどを用いた方がよい。毒物が特定できても既存の分析方法がない場合には、その毒物の物理化学的性質などから、適切な分析機器を選択する。

6-3 毒物が未知の場合の対応

6-3-1 水質試料の事前チェック

現場調査段階では毒物はわからないことが多い。水質試料が大量にある場合には、可能性のある一般的な毒物すなわちシアン・界面活性剤・殺虫剤などを測定する。通常の方法でも、バックテストなどの簡易水質分析キットを用いてもよい。それでもわからない場合あるいは水質試料が少量しかない場合には、系統的に検索しなければならない。水質試料のpH、電気伝導度(EC)、酸化還元電位(ORP)、全有機炭素(TOC)などを測定しておくこと、水質試料中に含まれている物質についての簡易な情報が得られる。pHがアルカリ性ならば塩基性物質、酸性ならば酸性物質が存

在する可能性が高い。ECが高ければイオン性物質なかでも無機イオン、ORPが高いと酸化性物質、例えば残留塩素、ORPが低いと還元性物質が考えられる。TOCは微量の水質試料で有機物の有無がわかる。TOCについてはCODで置き換えることもできる。この段階である程度毒物の種類が予測できれば、6-1毒物が既知の場合の対応に従って検索する。

6-3-2 毒物の系統的検索

毒物が予測できない場合には、水質試料を分画し、いくつかの群に分け、第一段階として、測定すべき項目を無機物と有機物とに大別し、水質試料をそのまま分析できる無機物について検索を行う。

次に、有機物を検索する。

毒物が単一物質でない場合には、IRやNMRよりもGCやLCなどの分画機能をもつ分析機器が有用なことがある。一つの例として、魚の死亡事故ではないが、油の流出事故においてGCパターンを比較した結果、流出油は灯油でしかも炭素数が13の炭化水素成分を特異的に多く含有していたことがわかり、発生源を特定できたこともある。

このようにして毒物が特定できた場合、最終的に分析機器を用いた標準品との比較確認、さらには標準品を用いた魚への毒性発現状況の確認も必要である。

6-3-3 理化学的検索の操作手順

以上述べたことを操作フローにまとめたものが、図5である。

7. まとめ

- (1) 事故の通報から現場調査までの対応方法と原因、解明の可能性について検討し、現場での原因究明調査法の流れをフローに示した。
- (2) 事故時における死亡魚からの簡易な死亡時刻の推定法を示した。
- (3) 瀕死魚及び死亡魚から、事故原因の現場での一つの判断手法を明らかにした。
- (4) 現場での発生源を追跡するために、死亡魚の分布状況の他、水生昆虫等の把握も有効である。
- (5) 毒物の検索について、生物学的及び理化学的な面からの手法について検討し、それぞれフローにした。

謝 辞

本研究を進めるにあたっては、東京水産大学の池田弥生教授、水産庁中央水産研究所の田端健二部長、水道局浄水部の米山悦夫部長に多大なご助言をいただきました。また、実際の事故時の調査におきましては、

環境保全局水質課の関係職員，衛生局保健所の関係職員のご協力をいただきました。これらの方々に感謝いたします。

文 献

- 1) 横浜市公害研究所；魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書，公害研資料No91，1-125，(1991)。
- 2) 横浜市公害対策局；横浜の川と海の生物（第4

報），公害資料No126(1986)。

- 3) 狩谷 貞二：第8章 へい死事故原因調査法，新編 水質汚濁調査指針，日本水産資源保護協会編（恒星社厚生閣），450-514(1980)。

- 4) 田端 健二：産業廃水の有害成分の推定-2，中性亜硫酸アンモニヤベース・ケミカルパルプ蒸解廃液の急性毒性分について，東海区水産研究所報，31，283-287(1961)。

堀割川河口における水質変動特性

— 感潮河川での潮位振動の影響 —

二宮勝幸*, 水尾寛己*, 畠中潤一郎*

要 旨

光学的測定機を用い堀割川河口の表層水質を約2週間にわたって連続測定し、河川感潮部における水質変動特性を調べた。水質変動には主として潮位振動に伴う12時間周期成分と日周変動による24時間周期成分が認められ、12時間周期成分から潮汐作用による海水の移流が海域からの二次汚濁の負荷影響を感潮部にもたらしていることがわかった。感潮部における植物プランクトンの増殖は海域の場合と同様に気象によって影響され、主として水温が上昇し塩分が低下する時に増殖速度は大きくなる傾向を示した。感潮部より海域の方が植物プランクトン由来と考えられる濁度成分が多かった。

1. はじめに

富栄養化に伴う赤潮の発生は主として沿岸海域で起こっているが、河川水が栄養塩の大きな供給源の1つであることを考慮すると、河川感潮部の水質変動は赤潮の発生に大きく影響しているものと考えられる。河川感潮部は河川水と海水とが混ざり合うため、水質が複雑に変化する領域である^{1, 2, 3)}。なかでも、都市河川の感潮部は、河川からの汚濁負荷が流れの停滞や海水との混合のため、汚濁物質が沈降しやすい場所となっている。実際、感潮部の底質はかなり汚染されており^{4, 5)}、その汚染底質がまた水質に悪影響を及ぼしている^{6, 7)}。このような感潮部における水質は、河川からの汚濁負荷だけでなく、富栄養化し恒常的に赤潮が発生している海域からの二次汚濁負荷によっても影響を受けていると考えられる^{8, 9)}。海域からの汚濁負荷は潮汐作用に伴う海水の往復運動に左右される¹⁰⁾。従って、潮位振動が河川感潮部水質にどのように影響しているのかを調べることによって、感潮部の水質変動をより正確に把握することができる。

感潮部における水質変動は、主としてその水域で生じる変動成分と、河川水および海水がもっている変動成分とが組合わさったものと考えられることができる。

1ヶ月程度の期間では、感潮部水質の基本的周期変動成分としては、河川水と海水に含まれる日周変動成分および降雨影響の変動成分と、潮汐に伴う12時間25分の周期変動成分などがある¹⁰⁾。これらの周期変動に、さらに風や気温の変化などの作用が加わり¹¹⁾、感潮部水質変動が形成されているわけである。

本報告では、感潮部の水質変動が潮位振動によってどのように影響しているのかを統計的に検討するとともに、あわせて海域における水質変動特性との比較も行った。

2. 方法

2-1 測定期間および地点

測定期間：1990年7月10日から25日までの約2週間。

測定地点：下水道普及率が95%を越える大岡川派川である堀割川河口(図-1のA地点)で、海水は約4km上流の観音橋付近まで遡上していることから、A地点は比較的海水の影響の大きい地点と推察される。また、比較のために用いた海域の測定地点は根岸湾(B地点)で、潮位観測地点は横浜港高島(C地点)である。

2-2 測定方法

光学的自動測定機(芙蓉海洋開発社製：クロロUV計)を係留棧橋に取り付け、測定部を水深0.5mの位

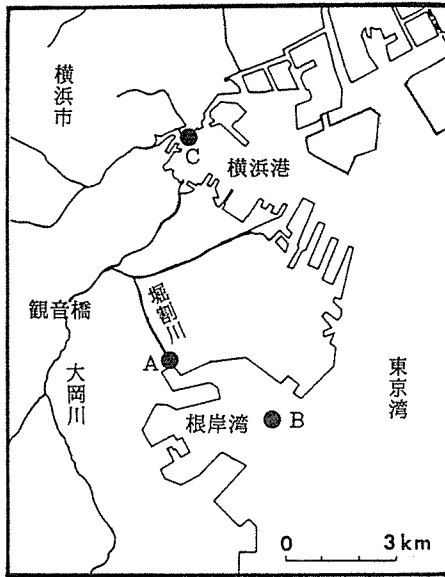


図-1 測定地点

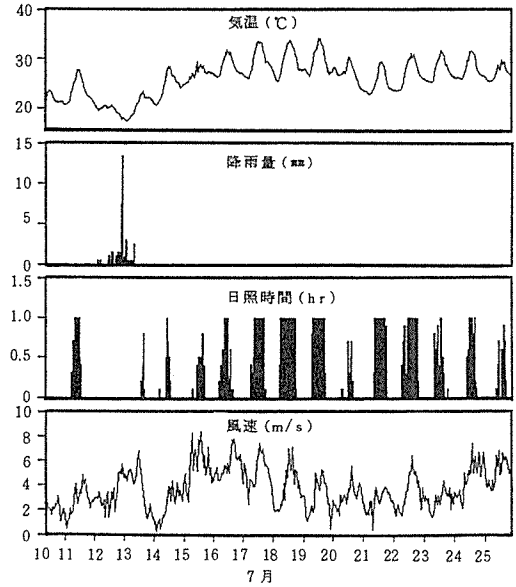


図-2 7月10~25日の気象時系列

置に調整した。1時間間隔で水温、塩分、クロロフィル蛍光強度 (FI), 254nm および690nm の体積消散係数 (C254, C690) の5項目を連続測定した。

測定項目の中で、FIは植物プランクトンの生体に含まれるクロロフィルが蛍光を発する性質を利用して436nmの励起光で685nmの蛍光を測定したもの(単位:mV)であり、植物プランクトンの活性クロロフィル量と対応している。また、体積消散係数については、海水中に存在する懸濁物や溶存態有機物が光の吸収や散乱を行うが、その仕方が波長によって異なる性質を利用したもので、C254は懸濁物と溶存態有機物両者による濁りの濃度、C690は懸濁物による濁りの濃度に対応する。ただし、C254は、海水については有機態溶存成分を正確に表しているとは限らないので¹¹⁾、参考程度に用いた。

3. 結果と考察

3-1 気象概況

河川水や海水の水質変動は日周や降雨など気象変化により大きく影響される。気象概況についてみるため、測定期間中の気象時系列を図-2に示した。

10日は曇りで、11日には晴れたものの12~13日にかけて北風を伴う降雨があった。そのため、気温は一時的に低下し20℃を下回った。その後天気は回復し、日照時間も増え、気温は上昇していった。しかし、20日には日照時間が一時的に減少するとともに風向きは東になり、気温も低下した。それから天気は回復し、晴

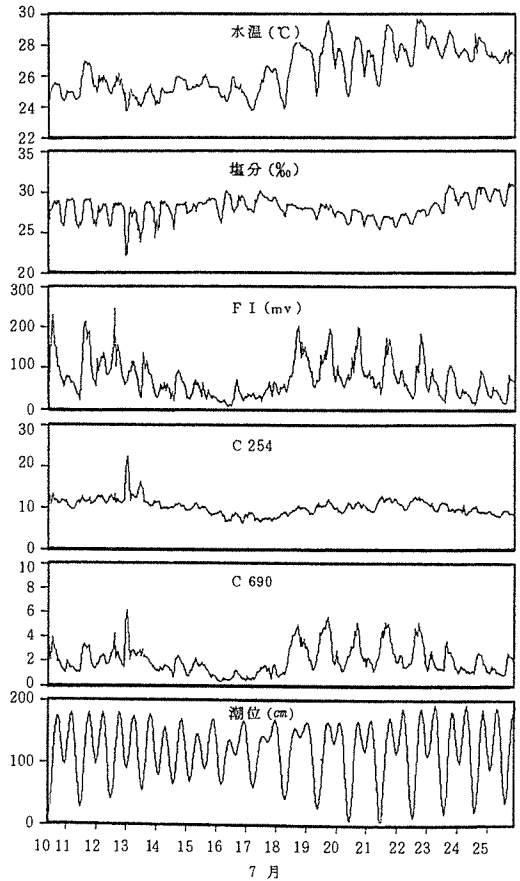


図-3 7月10~25日の水質・潮位時系列 (堀割川河口)

れまたは曇りとなった。

平均風速が5 m/sを超えた日は15日から17日にかけてであり、15日が5.9m/sで最も高かった。いずれの日も南西風であった。

3-2 水質測定結果

図-3に、水質時系列を示した。

水温は日周変動のほか約半日周期の変動もあり、潮汐による影響が認められた。その変動幅は10~16日まででは小さいが、17日から大きくなりしかもトレンドとして上昇して行く傾向がみられた。塩分については、10~14日までほぼ規則的な約半日周期の変動が続いた。13日1時には降雨に伴う一時的な塩分の低下があった。その後、15日から塩分の変動幅は小さく乱れた形となり、20日から再び半日周期の変動が現れ、徐々に上昇していく傾向がみられた。FIについては、日周変動成分が大きく現れているほか、夜間にも小さなピークが認められた。10日から高い値でかつ大きい変動幅で推移したが、13日以降は減少し、16日には最低値をとり日周変動幅も小さくなった。その後は上昇に転じ、18日から再び日周変動幅が大きくなり23日まで続き、24日以降は低下した。C254とC690については、FIとほぼ同じトレンドを示したほか、13日の降雨影響の鋭いピークも認められた。潮位は、約半日および一日周期の変動で推移し、17日頃の低潮を境にして前後で変動幅が大きくなった。

3-3 感潮部水質の周期変動特性

感潮部水質は日周および降雨影響の変動成分をもつ河川水と海水の作用を受けるが、潮汐作用による海水の移流時に海水の影響を大きく受けると考えられる。潮汐は潮位振動によって引き起こされ、その潮位振動は主として12時間25分 (M_2 分潮)の周期で変動する。従って、水質時系列の周期成分を調べれば、河川水や海水そして潮汐作用の影響の度合がわかる。周期成分を調べる方法としては、周波数領域によるものと時間領域によるものがあるが、ここでは前者の方法を用いて検討した。

図-4に、水質および潮位時系列のパワースペクトルを示した。いずれの水質項目も12時間と24時間の周期成分があるほか、水温では90時間、塩分では6時間の周期変動もみられた。潮位については12時間と25時間の周期変動が存在し、それぞれ M_2 分潮と O_1 分潮に対応した。このことから、水質項目の12時間周期成分は潮位振動に基づくものと考えられるが、水質項目が25時間ではなく24時間の周期成分をもつ理由としては、潮位振動より日周変動による影響の方が大きいた

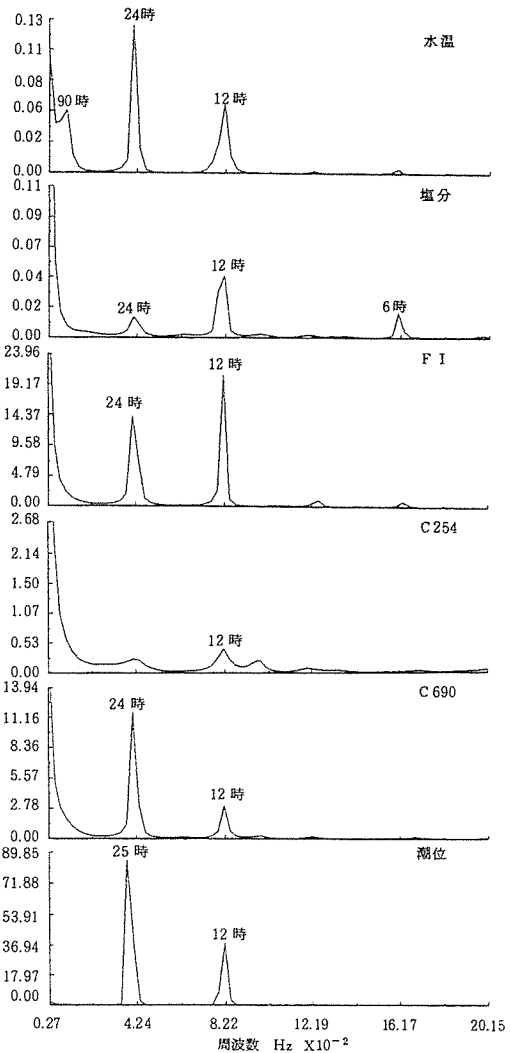


図-4 7月10~25日の水質・潮位時系列のパワースペクトル(堀割川河口)

めと推察した。水温の90時間は気象変化によるものと考えられる。なお、塩分の6時間周期の原因については後述する。

3-4 水質変動におよぼす気象の影響

水質時系列のパワースペクトルの結果で、いずれの項目も12時間と24時間の周期成分を含むことから、その2つの周期成分を除去してトレンドを求めめるため、24時間移動平均を行った。気象時系列についても同様に24時間移動平均を行い、水質変動におよぼす気象の影響を検討した。ただし、潮位については25時間移動平均を行った。図-5および図-6に、水質および気象の24時間移動平均時系列を示した。水温の変動パターンはほぼ気温と対応しているが、気温と対応して

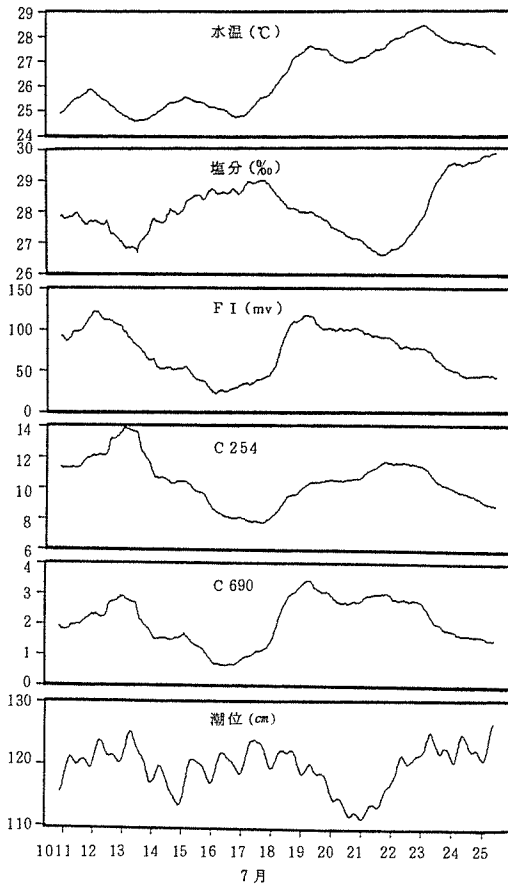


図-5 7月10～25日の水質の24時間・潮位の25時間移動の平均系列(堀割川河口)

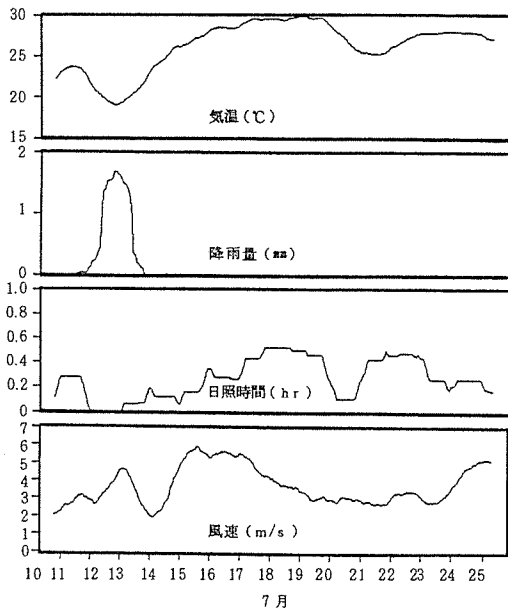


図-6 7月10～25日の気象の24時間移動平均時系列

いない16日前後の水温低下の原因は、15日から風速が大きくなり塩分も高くなったことから、強い南西風が低水温高塩分の底層水を湧昇させた結果と推察される。13日と20日の水温低下原因として、前者は降雨と北風、後者は日照低下と東風の影響が考えられる。塩分については、大きな傾向として水温とはほぼ逆の変動パターン、すなわち水温が高いと塩分は低くなるパターンを示した。これは、水温が高くなると成層が形成され上層が淡水化傾向を示したためであり、17日前後と23日以降の高濃度はいずれも強い南西風による底層水の湧昇のためと推察される。このパターンと対応しない13日の低塩分は降雨によるためと考えられる。また、塩分の変動パターンは潮位のそれと類似していたが、その原因についてはわからなかった。このように、水温と塩分の変動は日照とそれに伴う気温変動のほか、降雨や風向および風速によって説明できた。

以上の検討結果を考慮すると、FIの変動要因については次のように説明できる。12日頃までFIは高い値で推移していたが、13日の降雨を伴う北風により水温が低下したためFIは急激に減少した。14日には天気が回復し水温も上昇したためFIの減少は止まった。しかし、15日には強風により底層水の湧昇が起こりFIは再び減少に転じ、16日に最低値を示した。その後、天気が回復し水温も上昇してきたので成層構造が発達して植物プランクトンの増殖に適した条件となり、FIは急上昇した。20日に一時的な日照と水温の低下の影響を受けたものの、19日から23日にかけては、FIは比較的安定した状態で推移した。24日からは強い南西風が吹き始めたため、再び低下した。

このように、FI変動のトレンドは気象によって大きく影響される。これらの結果は根岸湾口の海域で行った赤潮調査結果⁹⁾の傾向を示していることから、堀割川河口は海水の影響が大きい水域と推察される。

3-5 水質変動におよぼす潮位振動の影響

堀割川河口の水質変動特性として、潮位振動による影響が大きいことがわかった。ここでは、そのことについて詳細に検討する。

検討対象期間は、水温、塩分、FIが比較的安定して推移し、風による影響などがみられない20日12時から23日12時までの3日間とした。図-7にその3日間の水質時系列を示した。また、各水質時系列間の位相を調べるため、潮位に対する各水質項目の相互相関係数を図-8に示した。

各水質項目は12時間と24～25時間の周期で変動しており、潮位振動とよく対応していた。水質項目の相互

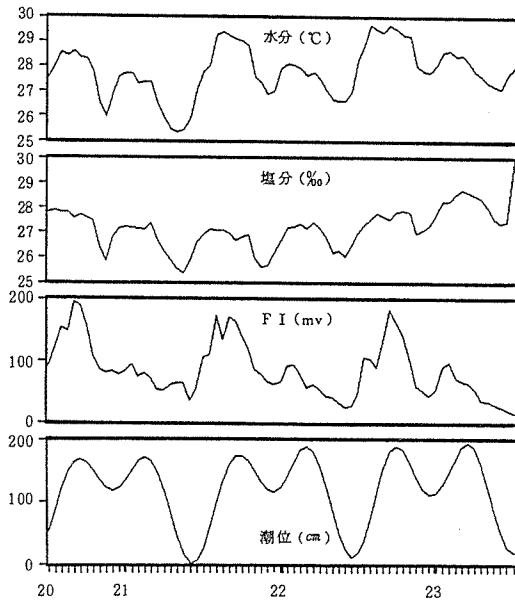


図-7 7月20日12時～23日12時の水質・潮位時系列 (堀割川河口)

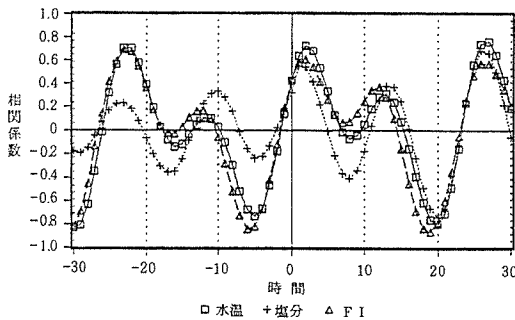


図-8 7月20日12時～23日12時の期間における潮位に対する水質の相互相関係数 (堀割川河口)

相関係数は潮位に対して0～2時間先行して現れていた。潮位振動は12時間25分と24時間50分の周期をもつことを考慮すると、先行時間は、塩分については1時間、水温とFIについては相互相関係数の大きい昼間は2時間、相互相関係数の小さい夜間は0～1時間であった。水質測定点 (A地点) は潮位測定点 (B地点) より約10km南に位置するので、A点の潮位振動の方がB点より早く現れるため、このような結果に至ったと推察される。しかし、水温やFIの昼間のように、潮位との差が2時間にもなることは考えられない。図-7をみると、水温の昼間のピークには、2つの山があるか、またはピークの早い時期にショルダーがあるのが認められた。FIも水温と同じ傾向を示し、その早い時期の山あるいはショルダーが現れる時間は13～14

時であった。横浜市本牧沖での調査結果¹²⁾では、FIが日最大値を示す時間は14時前後であることを考慮すると、水温やFIの早い時期の山あるいはショルダーはA地点周辺水域での一日間の日照変化に伴う水温やFIのピークと推察される。その後の山は、沖合海水の日周変動成分が潮汐によって時間遅れで現れたものと推察される。従って、潮位振動に対して昼間の水温やFIの変動が早い理由として、河口周辺水域で日照変化に伴い水温やFIが高まり14時前後にピークに達した後、沖合海域で同様な日周変動をもつ海水が移動して来て時間遅れで河口域に影響をおよぼしたと考えられる。

また、夜間に現れたFIの小さいピークも潮位振動に伴う沖合海水の移動の影響と考えられるが、植物プランクトンは夜間には鉛直降下により水温躍層付近に集積することから、FIの夜間のピークはその影響のためと推察される。

なお、図-7の塩分時系列において、全てのピークに一時的かつわずかな塩分濃度の低下が認められた。これは、3-3の項で述べたように、塩分に6時間周期が現れた原因と考えられるが、その低塩分をもたらした水塊が河川由来あるいは沿岸海域由来によるものかについてはわからなかった。

3-6 海域の水質変動特性との比較

3-6-1 水質項目間の関係

表-1にA地点とB地点の水質統計値を、図-9にB地点の水質時系列を示した。平均値で見ると、水温はA地点よりB地点の方が低い。これは、B地点における調査期間が6月上旬から7月上旬までの梅雨の時期であったのに対して、A地点では梅雨明け前後の期間であったためである。塩分についても、海域であるB地点の方がA地点より少し低い値を示した。このような傾向はFIやC254にも表れているが、わずかなもの

表-1 堀割川河口と根岸湾の水質統計値

		水温	塩分	F 1	C245	C690
堀割川	AVG	26.4	28.1	73.7	10.4	2.1
	MAX	29.7	31.2	246.1	22.5	6.2
	MIN	23.7	22.1	5.1	6.6	0.3
	STD	1.5	1.4	46.3	1.9	1.2
根岸湾	AVG	20.3	26.9	69.6	10.2	5.9
	MAX	23.2	29.7	201.0	21.9	14.4
	MIN	18.8	20.0	5.0	5.1	2.2
	STD	0.8	1.7	39.4	3.4	2.6

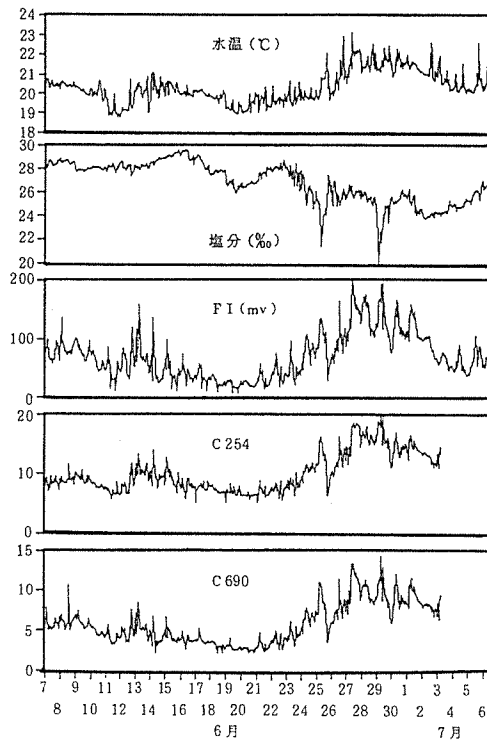


図-9 6月7日から7月6日までの水質時系列(根岸湾ブイ)

であった。しかし、C690については、B地点の方がA地点より平均値で約3倍、最大値で約2倍大きかった。図-3および図-9のC690の時系列を比較すると、日周変動などに伴う変動パターンはほぼ同じであったが、B地点の方が全体的に高かった。従って、B地点では懸濁物質が恒常的に多く存在していることを示している。また、A地点でC690が低い理由は、その地点は下水道普及率の高い大岡川の派川にあり、かつ海水遡上地点から7km下流であることから、河川由来の懸濁物質の影響が少ないことも関係していると思われる。

一方、植物プランクトンは水中から栄養塩などを取り込み増殖するので、FIとC690を調べることによって、全体の懸濁物質のうちどの程度が増殖している植物プランクトンに由来するかを推定することができる。図-10にA地点とB地点におけるFIとC690の関係を示した。また、回帰式は次のようになった。

$$A地点: [C690] = 0.06 [FI] + 1.5 \quad (r = 0.803)$$

$$B地点: [C690] = 0.02 [FI] + 0.6 \quad (r = 0.975)$$

B地点の相関係数はA地点の相関係数より大きく、植物プランクトンと懸濁物質とが良く対応していた。また回帰直線から、B地点の方がA地点より傾きは3倍、切片は約2.5倍大きかった。A地点の相関係数が

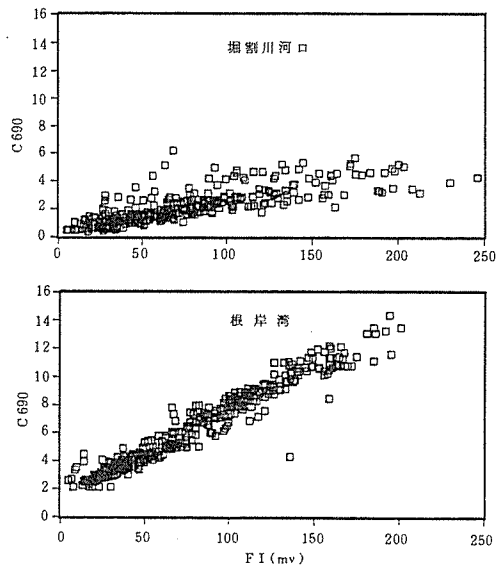


図-10 FIとC690の関係

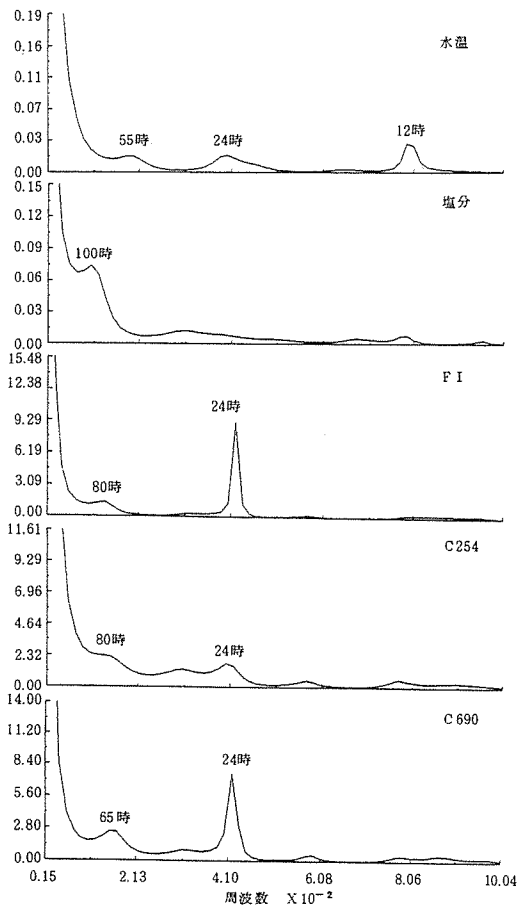


図-11 6月7日から7月6日までの水質時系列のパワースペクトル(根岸湾ブイ)

小さい理由として、河口域では懸濁物質の少ない河川水と多い海水とが混合するため、バラツキが大きくなったことが原因していると考えられる。傾きは単位FI量当りの懸濁物量を表しているから、A地点では植物プランクトン由来の懸濁物質が河川水と海水の混合作用によって希釈されるほか、沈降し易くなるなどして比較的速く水中から除かれると推察される。そして、B地点ではその周辺海域からも植物プランクトンに由来する懸濁物質が供給されるため、切片はA地点よりB地点の方が大きな値を示したと考えられる。

3-6-2 周期変動特性

A地点の水質変動成分には、潮汐と日照による12時間と24時間の周期が明確に認められたので、海域のB地点の水質についても周期特性を調べた。図-11に、B地点の水質のパワースペクトルを示す。

B地点では、水温に12時間および24時間周期の小さなピークがあり、FIとC690に日照変化による24時間周期が認められるほかは、気象影響による1日より長い周期成分はみられなかった。なかでも、塩分については降雨などの気象変化による100時間の周期成分だけしかなかった。このように、潮位振動に伴う河川水の影響はA地点から約5km沖合いに離れたB地点までは及ぶことはないと推察される。

4. まとめ

光学的自動測定機を用いた堀割川河口の表層水質の連続測定結果から、以下のことが明らかとなった。

(1) 水温やFIなどには、日周変動に基づく24時間周期成分および潮位振動に伴うM₁分潮の12時間周期成分が認められた。ただし、塩分には24時間周期成分はなく、潮位振動によると考えられるO₁分潮の25時間周期成分が含まれていた。

(2) 感潮部における植物プランクトン量の変動は、その周辺水域で起こっている日周変動成分と、二次汚濁した海域からの影響成分とから成っていた。後者は潮汐作用によるものであり、昼間では前者より数時間遅れて現れた。また、後者の影響は昼間だけではなく夜間においても認められたが、夜間は小さかった。

(3) これらの周期成分を除いた水質の変動傾向は、堀割川沖合の根岸湾における変動特性と同じであった。

(4) 水温は気温変動とほぼ対応していたが、風向や風速や降雨そして日照変化による影響も認められた。

(5) 塩分は水温とは逆の変動パターンを示すが、降雨を伴う北風が吹いた時には、塩分と水温はともに

低下した。

(6) FIの増減は気象によって影響され、主として水温と塩分によって説明できた。

謝 辞

潮位データを提供して頂きました横浜市港湾局港湾工事事務所、測定機の設置に協力して頂きました根岸丸釣船店に深謝いたします。なお、この調査は芙蓉海洋開発㈱に委託して行った。

文 献

- 1) 河原長美, 名合宏之: 旭川感潮部における表面水質の統計的性質, 水質汚濁研究, 7 (4), 232-238 (1984).
- 2) 細井由彦, 村上仁士: 感潮河川の水質におよぼす潮位振動の影響について, 水質汚濁研究, 6 (1), 23-30 (1983).
- 3) 古田正次, 岩瀬敏夫: 環境水質モニターデータによる河川水質変動の評価 (3), 一感潮河川新川の水質変動特性, 愛知県公害調査センター報告, 15, 27-35 (1987).
- 4) 二宮勝幸, 白柳康夫, 小市佳延: 底質汚染指標, 横浜市公害研究所報, 11, 83-109 (1986).
- 5) 二宮勝幸: 油分による鶴見川の底質汚染, 横浜市公害研究所報, 8, 119-126 (1983).
- 6) 二宮勝幸: 魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書, 魚の死亡事故と水質変動特性との関連, 横浜市公害研究所 公害研資料No.91, 13-32 (1991).
- 7) 白柳康夫, 大矢正代: 横浜港底質からのリン, 窒素の溶出-溶存酸素濃度と温度の影響-, 横浜市公害研究所報, 15, 57-66 (1991).
- 8) 二宮勝幸: 横浜市沿岸および沖合域の水質変動特性, 横浜市公害研究所報, 14, 105-120 (1990).
- 9) 二宮勝幸, 水尾寛己, 島中潤一郎, 小野寺典好, 若林信夫: 赤潮の消長における気象因子の影響, 横浜市公害研究所報, 15, 67-73 (1991).
- 10) 星野通平: 新地学教育講座10-海洋と陸水, 東海大学出版会, 40-43 (1976).
- 11) 安藤晴夫, 曾田京三: 東京湾の富栄養化機構の研究 (その10) -水質変動要因に関する解析-, 東京都環境科学研究所報, 111-118 (1991).
- 12) 二宮勝幸, 水尾寛己: 横浜市沿岸における水質と気象の時系列, 自然環境についての標本調査法の研究 II, 統計数理研究所共同研究レポート23, 1-12 (1989).

横浜港底質におけるセシウム-137の深度分布

白柳 康夫*

要 旨

横浜港の2地点において、底質柱状試料を採取し、セシウム-137、鉛-210及び重金属の調査を行った。底質の堆積年代は鉛-210の濃度から推定した。その結果、セシウム-137は定量限界値以下から最大値5.6Bq/kgの範囲にあり日本の他都市で調査した値とほぼ同レベルであった。また、セシウム-137は核実験が盛んに行われるようになった1955年以降に検出され、核実験による放射能汚染が確認された。しかし、1986年4月に起きたチェルノブイリ原発事故の影響は確認できなかった。そして、セシウム-137の濃度は減少傾向にあることがわかった。

1. はじめに

1986年4月26日に起きたチェルノブイリ原子力発電所の事故により、数億キュリーもの放射性同位元素が環境中に放出された。チェルノブイリから約8000kmも離れている日本においても、雨水や浮遊じん中にセシウム-137、ヨウ素-131、ストロンチウム-90などの放射性同位元素が各地において高い濃度で検出された。神奈川県衛生研究所の測定結果¹⁾によると、横浜市においても、5月3日にヨウ素-131が浮遊じん中に0.0037Bq/m³、同日の雨水から9.99Bq/l 検出された。これは日本でのチェルノブイリ原発事故による影響の初めての観測結果であった。翌4日には浮遊じんから0.814Bq/m³という今回の事故の影響としては最大値が観測された。その後は減少傾向を示し、6月には検出されなくなった。セシウム-137も浮遊じん中に同様な傾向で検出され、5月4日に最大値0.111Bq/m³を示し、その後は減少傾向を示し6月には検出されなくなった。

横浜市区における放射能汚染の原因としては、核爆発実験などによるフォールアウトがほとんどである。これまでの世界各国の核爆発実験の経過を表-1に示す²⁾。また、東京におけるセシウム-137の年間降水量を図-1に示すが³⁾、1956年頃から増大し、1963年に最大値を示し、以後は減少傾向を示している。これ

らの放射性同位元素は浮遊じんや雨水をとおして地表や海洋に降り注ぐ。底質に蓄積する要因は、海洋に直接フォールアウトしたものが主である。

我が国における放射能調査は、原子力発電所付近における環境調査がほとんどである。横浜市においては、横浜市衛生研究所が食品中の放射能調査を、神奈川県衛生研究所が雨水、浮遊じん中の放射能調査を行っている。しかし、放射性同位元素が蓄積する海域の底質中の調査は行われていない。そこで、横浜港の底質柱状試料におけるセシウム-137の調査を行った。底質柱状試料におけるセシウム-137の報告例はいくつかみられる^{4, 5)}。その結果、深度の深い部分でセシウム-137の濃度が高くなるなど、過去の核実験の影響が確認されている。そこで、今回は鉛-210による堆積年代測定と、重金属をあわせて分析し、重金属汚染との関連についても調査を行った。

2. 実験方法

2-1 調査地点及び方法

図-2に調査地点を示す。St. 1は大岡川の河口部で、河川からの汚濁物質の負荷が大きいと考えられる場所である。St. 2は防波堤の西側に位置し、St. 1からは約1,500m離れている。

試料の採取はダイバーにより、アクリルパイプ(直径100mm, 長さ2m)を用いて行った。なお、St. 2にお

Vertical distribution of caesium-137 in sediment cores of Yokohama Port.

*Yasuo Shirayanagi. 横浜市環境科学研究所水質部門

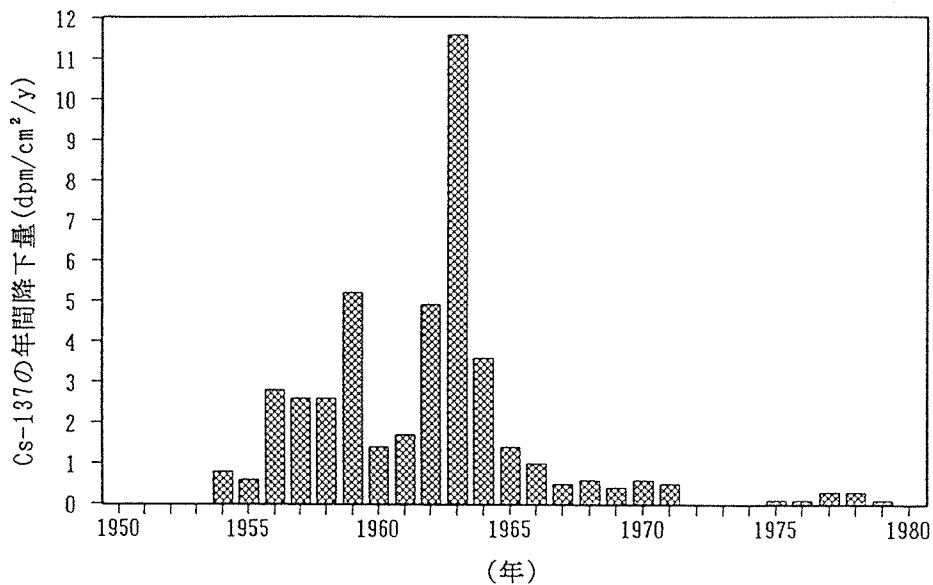


図-1 東京におけるCs-137の年間降下量

表-1 核実験の経過

年	実施回数	核爆発量 (Mt)
1945	3	0.05
1946	2	0.04
1948	3	0.1
1949	1	0.02
1951	17	0.54
1952	11	6.62
1953	13	0.29
1954	7	30.1
1955	17	1.67
1956	27	12.3
1957	45	10.89
1958	83	28.94
1960	3	0.11
1961	51	25.42
1962	77	76.55
1964	1	0.02
1965	1	0.04
1966	8	1.3
1967	5	1.92
1968	6	5.3
1969	1	2
1970	9	4.55
1971	6	1.97
1972	5	0.24
1973	6	1.65
1974	8	1.55
1976	3	2.37
1977	1	0.02
1978	2	0.04
1980	1	0.45

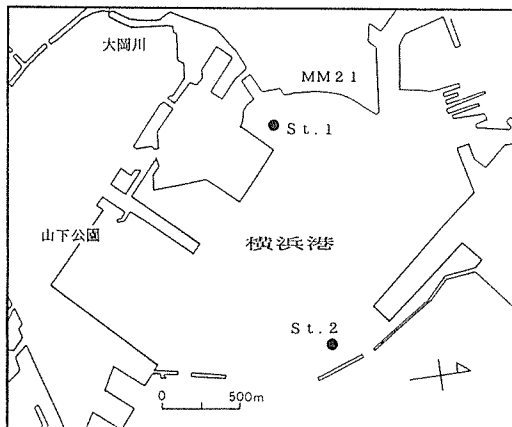


図-2 調査地点

表-2 分析項目及び方法

分析項目	分析方法
セシウム-137	高純度 Ge 半導体検出器
鉛-210	
ビスマス-214	
重金属	蛍光X線分析 ¹⁾

いては長さ50cmの亚克力パイプを用いての採取も行った。長さ2mの試料は表層から5cm毎に1mまで分取して分析に供した。また、長さ50cmの試料は表層から1cm毎に10cmまで分取して分析に供した。なお、試料の採取は1989年9月30日に実施した。

2-2 分析項目及び分析方法

分析項目は放射性同位元素としてはセシウム-137、鉛-210及びビスマス-214とした。鉛-210とビスマス-214は堆積年代を推定するための項目である。測定時間は80,000秒とした。なお、鉛-210とビスマス

-214の測定は試料をタッパー容器に詰め、ラドン-226とビスマス-214が放射平衡になるよう約3週間密封した後、測定に供した。その他に、鉛(Pb)、亜鉛(Zn)、銅(Cu)、水分及び比重の分析を行った。分析項目と方法を表-2に示す。

3. 結果及び考察

表-3に分析結果を示す。ただし、鉛-210の値からビスマス-214の値を差し引いた値を過剰鉛-210とした。

表-3 測定結果

	Cs-137 (Bq/kg)	Pb-210 (Bq/kg)	Bi-214 (Bq/kg)	Zn ($\mu\text{g}/\text{g}$)	Pb ($\mu\text{g}/\text{g}$)	Cu ($\mu\text{g}/\text{g}$)
St. 1						
0~5cm	4.81	55.1	11.1	570	160	200
5~10cm	4.81	54.0	13.0	610	170	220
10~15cm	4.44	64.4	7.8	610	170	220
15~20cm	---	---	---	630	160	220
20~25cm	4.07	63.3	11.1	700	180	230
25~30cm	---	---	---	720	190	240
30~35cm	4.07	44.8	8.5	810	210	270
35~40cm	4.81	44.0	10.7	780	220	240
40~45cm	4.81	47.0	10.0	870	230	260
45~50cm	---	---	---	780	250	230
50~55cm	3.7	28.9	13.7	740	260	230
55~60cm	---	---	---	580	240	180
60~65cm	2.96	22.2	12.2	520	210	180
65~70cm	---	---	---	460	220	160
70~75cm	2.22	22.9	12.2	440	210	180
75~80cm	---	---	---	400	200	140
80~85cm	---	---	---	290	120	90
85~90cm	---	---	---	190	56	69
90~95cm	---	---	---	150	33	50
95~100cm	---	---	---	130	27	43
St. 2						
0~5cm	4.81	65.9	11.5	660	190	210
5~10cm	4.44	53.3	11.5	790	230	240
10~15cm	5.18	50.7	11.8	880	260	260
15~20cm	4.44	33.3	13.7	790	250	230
20~25cm	4.81	30.7	13.0	550	230	170
25~30cm	3.33	26.3	12.2	470	210	150
30~35cm	1.85	21.8	12.6	470	200	140
35~40cm	2.96	24.8	13.3	350	140	100
40~45cm	1.48>	19.2	14.1	200	81	59
45~50cm	---	---	---	210	84	70
50~55cm	1.48>	18.9	12.6	250	99	76
55~60cm	---	---	---	230	92	73
60~65cm	---	---	---	250	110	81
65~70cm	---	---	---	280	140	84
70~75cm	---	---	---	230	110	78
75~80cm	---	---	---	240	120	85
80~85cm	---	---	---	220	120	78
85~90cm	---	---	---	210	110	71
90~95cm	---	---	---	190	110	67
95~100cm	---	---	---	170	120	66
St. 2 表層部						
0~1cm	3.7	---	---	640	180	200
1~2cm	4.5	---	---	640	260	200
2~3cm	3.8	---	---	570	160	190
3~4cm	5.2	---	---	590	180	200
4~5cm	4.2	---	---	600	220	210
5~6cm	4.6	---	---	650	190	210
6~7cm	5.6	---	---	640	190	200
7~8cm	5.2	---	---	670	210	220
8~9cm	5.1	---	---	730	210	230
9~10cm	4.7	---	---	740	260	230

3-1 堆積年代の推定

底質の堆積年代を推定する手法としては、鉛-210法が通常用いられる。鉛-210は半減期が約22年で、約100年程度の年代を推定するスケールとして適している。鉛-210を基にした堆積年代は、次の関係式により得られる³⁾。

$$A(x) = A(0) \cdot \exp \{ -(0.693 / \text{半減期}) \cdot (x/s) \}$$

A(x) : 表面からの積算堆積重量が x g/cm²のところの過剰鉛-210濃度

A(0) : 表面の過剰鉛-210濃度

x : 表面からの積算堆積重量 (g/cm²)

s : 平均堆積速度 (g/cm²/y)

実際には積算堆積重量と過剰鉛-210を片対数上にプロットし、その傾きから平均堆積速度を求めることができる。その結果を、図-3及び4に示す。なお、St. 1においては0~5cm, 5~10cm, 70~75cmの3点は回帰線から大きく外れているため除外した。St. 2においては35~40cmと50~55cmの2点を同様に除外した。図の傾きから平均堆積速度は、St. 1では0.83 g/cm²/y, St. 2では0.60 g/cm²/yであった。St. 1は大岡川の河口部に位置するため河川からの負荷が大きく、平均堆積速度が大きくなっている。この値を用いて、深度(cm)に年代のスケールを割り当てると、St. 1では11cmの深度が1985年, 23cm-1980年, 45cm-1970年, 74cmの深度が1950年頃に堆積したと推定される。同様に、St. 2では、6.3cmの深度が1985年, 14cm-1980年, 26cm-1970, 48cm-1950年, 70cmの深度が1930年頃に堆積したと推定される。

3-2 深度分布

図-5~7に各地点での深度分布を示す。

St. 1では、汚染物質と考えられるZn, Pb及びCuの各濃度が深度40cm付近で最大値を示した。この深度に対応するのは1970年頃であり、この時期に水質汚濁が進んでいたと考えられる。40cmから上層に向けては3元素とも減少傾向を示しており、水質汚濁は改善傾向にある。セシウム-137は、核実験による影響が大きいので、表-1に示した核実験の経過から、1950年以降に濃度が高くなると予想される。しかし、St. 1では表層から75cmまでの測定であったため、この深度が1950年頃に対応しており、全ての試料からセシウム-137が検出された。また、チェルノブイリ原発事故のあった1986年以降の深度において、特に高濃度値は検出されず、その影響は確認できなかった。これはチェルノブイリ原発事故によるセシウム-137の年間降下量は2.36 dpm/cm²/年¹⁾であり、1963年頃の総量に比

較して約6%程度と少量であったためと考えられる。

St. 2は15cm付近で、ZnやPbの濃度が最大値を示した。この深度は1980年頃に対応しており、汚染の経緯がSt. 1とは異なっている。St. 2は防波堤から100m位離れた地点のため、底質に堆積する水中の粒子状物質の挙動が複雑なことなどが要因と考えられる。40cm以深はほぼ一定値を示し、横浜港におけるバックグラウンド値とみなせる。セシウム-137は40cmより上層の試料から検出され、40cm以深では検出されなかった。これを堆積年代と対応させると、1955年以降にセシウム-137が検出され、核実験の実施状況や東京での年間降下量の推移と一致している。また、St. 2もSt. 1と同様にチェルノブイリ原発事故の影響は確認できなかった。

図-7には、St. 2における表層での詳細な深度分布を示した。Zn, Pb, Cu及びセシウム-137の全てがほぼ一定値であった。ここでも、チェルノブイリ原発事故の影響は確認できなかった。原因としては、堆積年代測定の際、この深度の鉛-210の測定結果が回帰線から外れていることから、底質の攪乱があった可能性が考えられる。

3-3 セシウム-137の減衰補正を考慮した深度分布

3-2ではセシウム-137の濃度を測定値で表したが、放射性元素は時間が経過するにつれ濃度が減少していく。そこで、鉛-210で推定した堆積年代を用いて、堆積時の濃度への減衰補正を次式により行った。

$$N = N_0 \cdot (1/2)^{t/T}$$

N : t年後の測定値

N₀ : 堆積した直後の値

t : 堆積した年から測定した年までの経過時間(年)

T : 半減期(セシウム-137の場合30年)

その結果を図-8に示す。St. 1では1970年頃に最大値を示し、先の東京における年間降下量の傾向とは一致しなかった。補正前の深度分布と比較すると、下層での値がかさ上げされており、セシウム-137の濃度は1970年頃をピークに減少傾向にあることがわかる。St. 2も同様に1970年頃に最大値を示し、以後は減少傾向にある。この最大値を示す年のずれの原因は、底質中におけるセシウム-137の移動や、鉛-210による堆積年代測定のずれなどが考えられるが、さらに詳しい検討を必要とする。また、St. 2の極上層部における深度分布においても、チェルノブイリ原発事故の影響は表れていない。

3-4 セシウム-137の濃度レベルの比較 セシウム-137などの放射性同位元素に関する環境

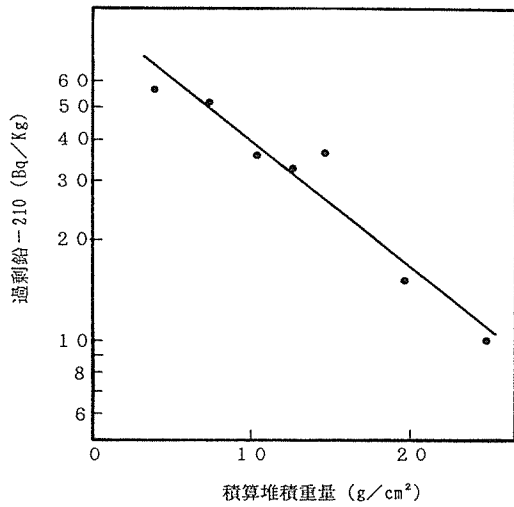


図-3 St. 1における過剰鉛-210と積算堆積重量の散布図

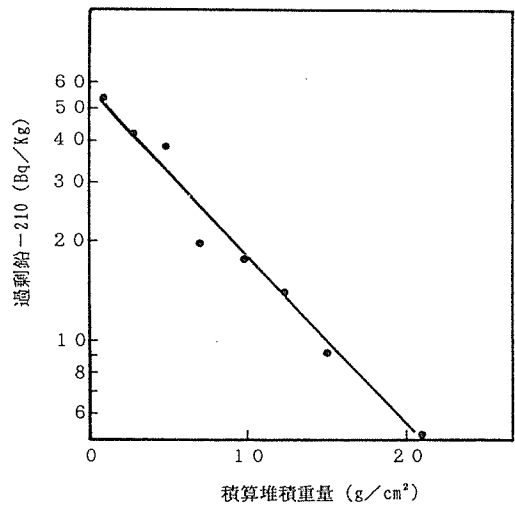


図-4 St. 2における過剰鉛-210と積算堆積重量の散布図

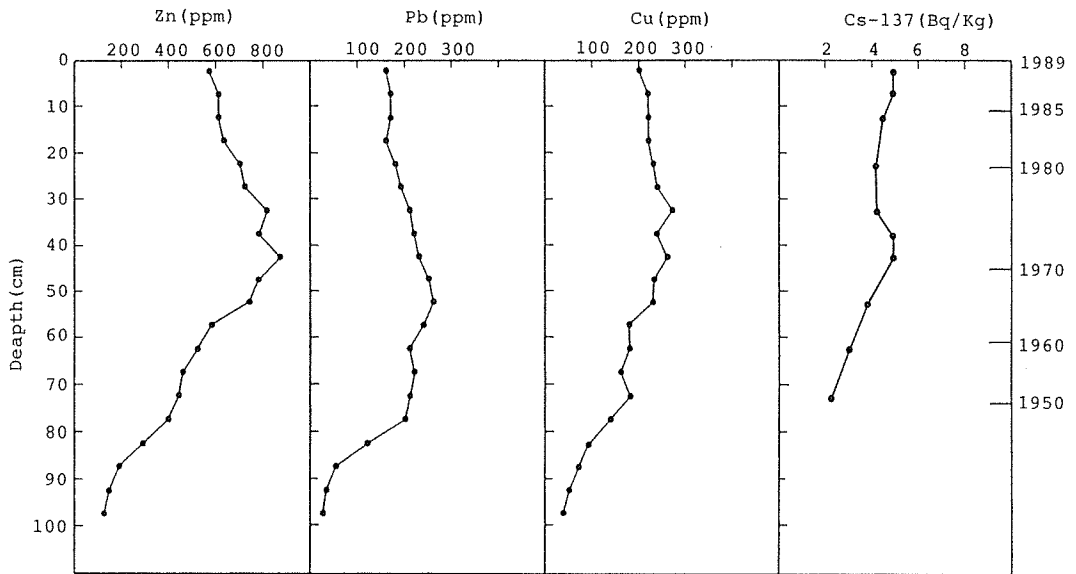


図-5 St. 1における深度分布

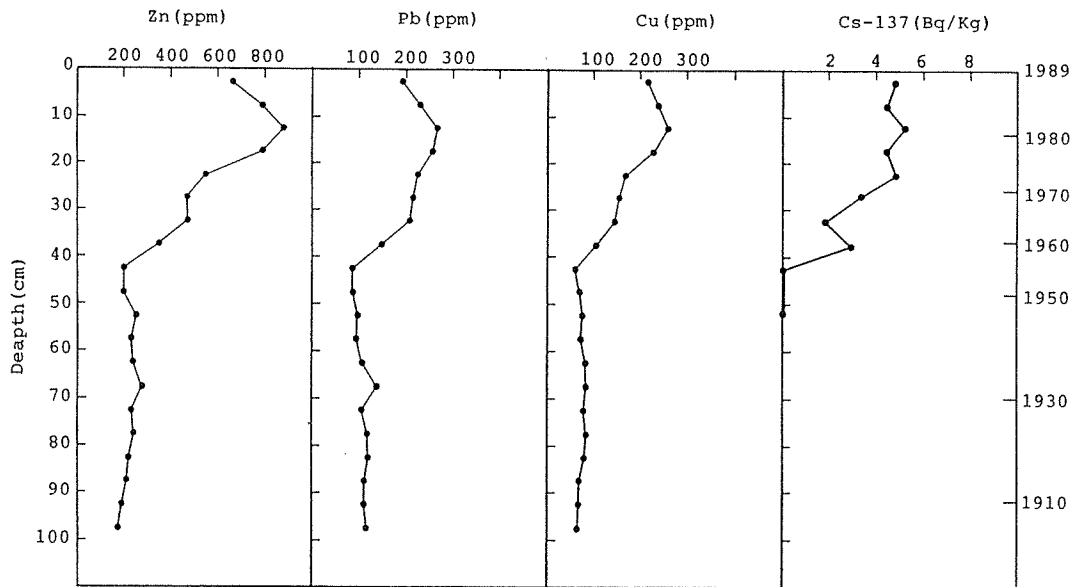


図-6 St. 2における深度分布

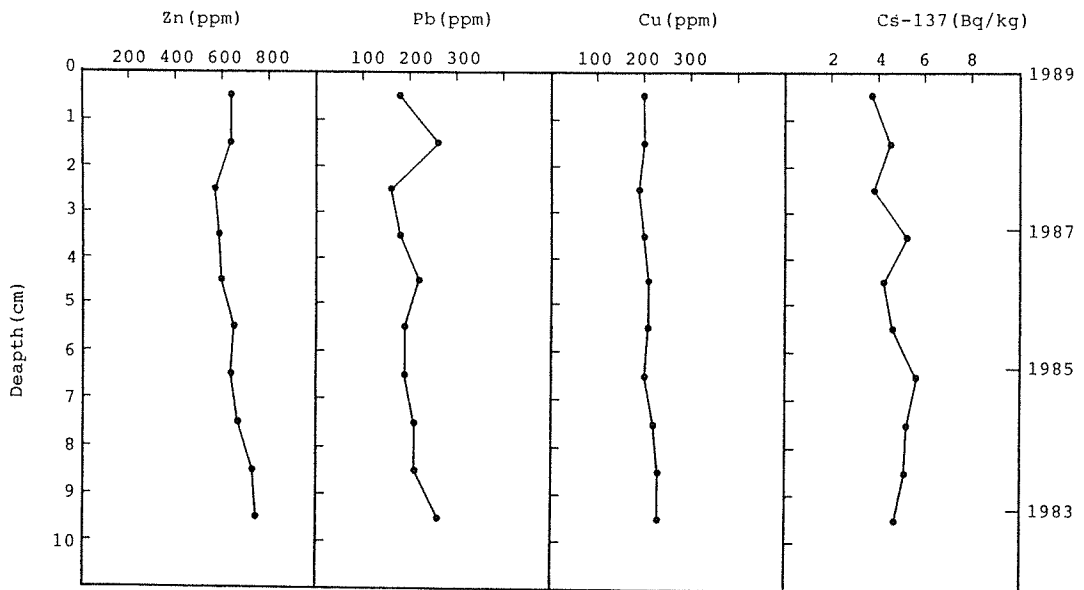


図-7 St. 2の表層部における深度分布

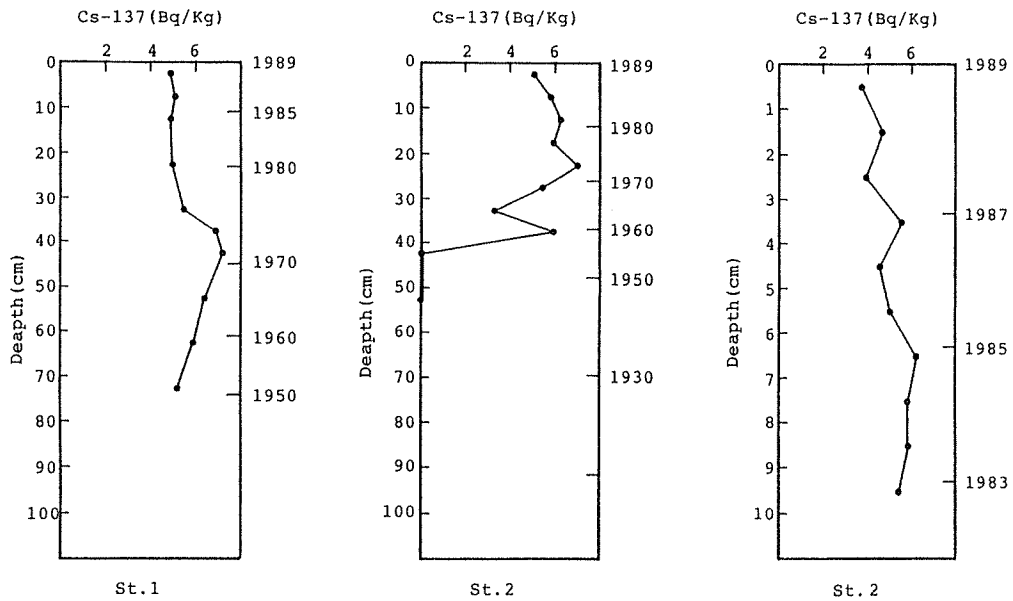


図-8 堆積年に減衰補正後の深度分布

表-4 他都市における Cs-137 の調査結果

都 市 名	調査月日	調査場所	Cs-137(Bq/kg)	備 考
神 奈 川 県	1987.2	久 里 浜 港	9.1	
"	"	"	23	
"	1988.8	小 田 和 湾	4.3	
"	1989.8	"	3.3	
"	1990.8	"	4.5	
"	1983~86	相 模 湾	5.1~13.0	
"	"	"	11.1~34.7	
茨 城 県	1989	東海・大洗沖	0.35~1.34	原 発 付 近
"	1988	"	0.37~2.83	"
"	1987	"	0.30~4.87	"
"	1986	"	0.31~2.73	"
"	1985	"	0.27~3.25	"
"	1984	"	0.33~2.44	"
"	1983	"	0.65~1.45	"
愛 媛 県	1976~89	伊 方 町 沖	0.80~ 3.1	"
島 根 県	1989	鹿 島 町 沖	0.94~1.76	"
"	1988	"	2.31~2.63	"
"	1987	"	0.75~1.80	"
大 阪 府	1986	大 阪 港	5.55	
"	1985	"	5.18	
"	1984	"	5.55	
"	1983	"	5.55	
"	1982	"	8.51	
"	1981	"	7.77	
"	1980	"	6.29	
"	1979	"	6.66	
"	1978	"	6.29	
"	1977	"	7.4	
"	1976	"	7.4	
"	1975	"	8.14	
"	1974	"	11.8	
"	1973	"	7.62	
宮 城 県	1982~87	女 川 湾 他	0.37~17.5	
ド イ ツ	1988	エ ル ベ 川	20~1000	
ア ル バ ニ ア		セ マ ン 川	0.5~23	

中の基準には、放射能緊急対策暫定指標値があるが、底質に関する濃度基準はない。そこで、今回の横浜港におけるセシウム-137の値を、他都市の調査結果と比較してみた。その結果を表-4^{2, 6, 7, 9, 11-14)}に示す。横浜港での値は最大値で5.6Bq/kgと、他都市と比較して同レベルであった。特に、内湾である大阪港とはほぼ同一レベルである。ドイツなどチェルノブイリに近いヨーロッパでは、日本の100倍以上の値が検出されている。

4. まとめ

横浜港の2地点において、底質柱状試料中のセシウム-137、鉛-210及び重金属類の調査を行い、次のことが明らかになった。

(1) 鉛-210を用いて底質柱状試料の堆積年代を推定した結果、大岡川河口部のSt.1では表層から11cmの部分で1985年頃、23cm-1980年頃、45cm-1970年頃、74cm-1950年頃に堆積したと推定された。また、防波堤西側のSt.2では、表層から6.3cmの部分で1985年頃、14cm-1980年頃、26cm-1970年頃、48cm-1950年頃、70cm-1930年頃に堆積したと推定された。

(2) 堆積年代から計算される底質の堆積速度はSt.1では0.83g/cm²/y, St.2では0.60g/cm²/yであった。

(3) セシウム-137の深度分布の結果から、St.2では核実験が盛んに行われるようになった1955年以降から検出され、核実験による放射能汚染の影響が確認された。

(4) セシウム-137の測定結果からは、チェルノブイリ原発事故によると思われる影響は確認できなかった。

(5) 底質の堆積年代から、堆積時の濃度へ減衰補正した結果、セシウム-137の濃度は減少傾向にあることがわかった。

(6) 横浜港におけるセシウム-137の濃度は、日本の他都市における調査結果と比較して同レベルであった。

謝 辞

本研究を行うにあたり、セシウム-137の分析に御協力下さった、横浜市衛生研究所荒井香陽子氏に感謝します。

文 献

- 1) 神奈川県衛生研究所：神奈川県における放射能調査・報告書-1986年-, (1986).
- 2) 田村幸子, 渡辺功, 布浦雅子：大阪府における環境

及び食品中ストロンチウム-90及びセシウム-137の濃度推移, 大阪府立公衛研所報, 26, 111~127(1988).

- 3) 日本海洋学会編：沿岸環境調査マニュアル「底質・生物篇」, 恒星社厚生閣, 38~42(1986).

- 4) P. J. Kershaw, D. S. Woodhead, S. J. Malcolm, D. J. Allington, M. B. Lovett: A Sediment History of Sellfield Discharges, *J. Environ. Radioactivity*, 12, 201~241(1990).

- 5) Jerry C. Ritchie, J. Roger McHenry: Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Mesuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review, *J. Environ. Qual.*, 19, 215~233(1990).

- 6) W. Petersen, H. D. Knauth, R. Pepelnik: Vertical distribution of Chernobyl isotopes and metals and organic carbon in sediment cores of the Elbeestuary, *The Science of the Total Environment*, 97/98, 531~547(1990).

- 7) K. Kedhi: Radiotracer study of deposition caused by suspended sediments of river Seman, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 135(6), 395~402(1989).

- 8) 平井保夫, 三好隆：東海沖における沿海海底土中の放射性核種濃度(第2報), 茨城県公害技術センター年報, 17, 193~199(1984).

- 9) 鈴木顕介, 楠一重：相模湾の海底土における¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb, および²¹⁰Pbの分布, 東海区水産研究所研究報告, 125, 59~68(1988).

- 10) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討, 横浜市公害研究所報, 8, 103~110(1983).

- 11) 神奈川県衛生研究所：神奈川県における放射能調査・報告書-1986~1990年-, (1986~1990).

- 12) 茨城県公害技術センター：海水, 海底土中の人工放射性核種, 茨城県公害技術センター年報, 16~22, (1983~1989).

- 13) 一色祐子, 吉野内茂：環境中のセシウム-137の挙動, 愛媛県公害技術センター所報, 11, 32~35(1991).

- 14) 寺井邦雄, 江角周一, 吉岡勝広, 細田晃, 山本春海, 五明田：環境試料中の放射性核種濃度, 島根県公衛研所報, 29~31, (1987~1989).

- 15) 石川陽一, 佐藤信俊：宮城県沿岸海底土中の⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ²¹⁰Pbの濃度及び有機物量の相互の関連, 宮城県原子力センター年報, 7, 16~25(1988).

クリーニング事業所のテトラクロロエチレン の処理の実態調査

飯塚 貞男*

要 旨

横浜市内のクリーニング事業所から排出されるテトラクロロエチレンを含有する排水の処理について実態調査を行った。事業所の排水処理方法としては、ばっ気処理と活性炭処理が最も多かった。各処理方法とも除去効果は認められたが、テトラクロロエチレンは、揮散しやすい物質のため、処理する前に、排水中から空気中に揮散している可能性があり、大気汚染との関連についても考慮していく必要があることがわかった。

1. はじめに

最近、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなどの低沸点有機化合物による地下水汚染が、環境問題となっている。これらの有機化合物は、安定性や油溶性などの特徴があるため広く各種産業に使用され、特にクリーニング事業所では多く使用されている。反面、これらの物質は、微生物や光では分解しにくく、生体内に蓄積され易いと言われている。そこで筆者らは、クリーニング事業所におけるテトラクロロエチレン（以下 PCE と略す）の使用状況と PCE の含有する排水の処理方法や処理効果について調査したので報告する。^{1), 2)}

洗浄槽内で衣類等を洗浄し、脱液工程で汚れた PCE を分離し上流タンクに排出する。この時衣類等に含まれている水分が出る。これを水分離機で PCE と分離し PCE を含有する排水が分けられる。分離される排水は衣類等に由来する水分で、一日平均 1.3 l であった。排水を処理する回数は、排水がある程度溜ってから行なわれ、一か月に 3～4 回程度の事業所がほとんどであった。一方ドライクリーニングのほかに、水洗を行なっている事業所が 20 事業所あった。これは、図-2 に示すワッシャーに、衣類等を入れ洗剤を加え水で洗う一般的なクリーニング方法である。³⁾ 水洗で使用され水は、すべて排水として放流される。排水量としては、一日 0.4 ml～9 ml 範囲であった。水洗の回数は、一

2. 調査方法および分析方法

横浜市内の 23 のクリーニング事業所を選定し、作業内容と排水処理方法を調査した。処理効果を把握するため、処理前後の排水を採水し、溶媒抽出ガスクロマトグラフ法 (JISKO125 の 5) に基づいて分析した。

3. 結 果

3-1 調査対象事業所の概要

ドライクリーニングは、図-1 に示すドライ機によって行なわれる。洗浄、脱液、乾燥を同一機械で行なう。洗浄工程は、フィルターを通した PCE を用いて

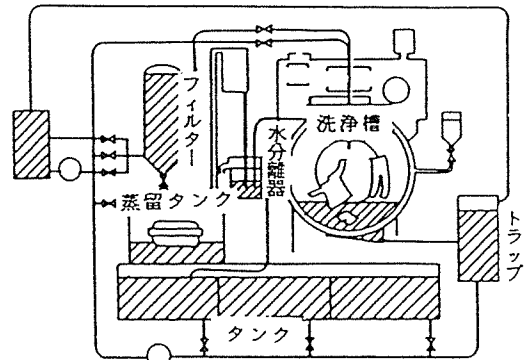


図-1 ドライクリーニング用ホットマシンの例

Study on the treatment of the tetra chloro ethylene in the waste water at some laundys.

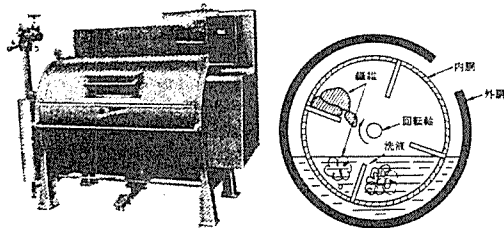
*Sadao Iizuka 横浜市環境科学研究所水質部門

表－1 排水処理方法の種類

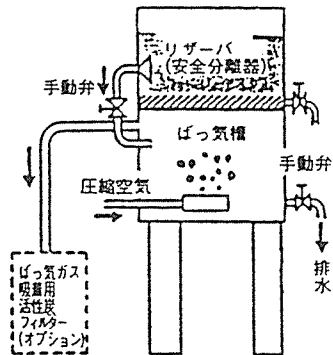
	バッキ	活性炭	樹脂	活性炭+バッキ	バッキ+樹脂	活性炭+樹脂	貯蔵後処理
数	8	7	1	3	1	2	1

表－2 排水処理方法別の結果

	ばっ気	活性炭	樹脂	活性炭+ばっ気	ばっ気+樹脂	活性炭+樹脂	貯蔵後処理
原水の濃度範囲	2.1 ～ 104	4.6 ～ 136	212	13.0 ～ 173	21.3	60.0 ～ 115	0.47
平均値	45.1	50.5	212	80.1	21.3	87.5	0.47
処理水の濃度範囲	0.006 ～ 0.450	0.000 ～ 0.070	0.083	0.006 ～ 3.33	0.012	0.013 ～ 0.016	
平均値	0.016	0.024	0.083	0.033	0.012	0.014	



図－2 ランドリー用ワッシャーとその構造模型



図－3 ドライクリーニング排水ばっ気装置の例 (1段式)

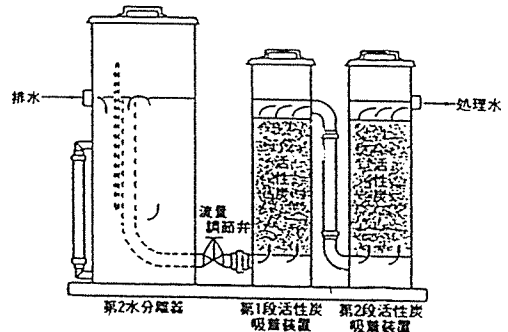
日2回程度であった。水洗から出る排水は、処理されたドライ機から出る排水と合流し放流されていた。

3-2 PCE含有排水の処理方法

各事業所のPCE含有排水の処理方法は、1. ばっ気法 2. 活性炭吸着法 3. ばっ気法と活性炭吸着法の組み合わせ 4. 樹脂吸着法 5. 活性炭と樹脂吸着法の組み合わせ の5種類であった。表-1に示したように、最も多かったのは、ばっ気法で、8事業所、次いで活性炭吸着法であった。一方処理装置を持たず、排水を本社に運び、そこで処理する事業所があった。各事業所の排水処理方法別のPCEの濃度を表-2に示した。

3-2-1 ばっ気法

処理装置は、図-3に示す構造のものが多かった。



図－4 ドライクリーニング排水用活性炭処理装置の例

いずれも水分離器からでた排水を、ばっ気槽に入れ、圧縮空気を吹き込んで気相中に追い出す装置である。PCEの濃度は、処理前の原水の平均濃度が45.1mg/l、処理水の平均濃度は、0.01mg/lであり、平均除去率は、99%以上であった。

3-2-2 活性炭吸着法

粒径0.3~1.5mm程度の活性炭を充たした槽に排水を流してPCEを吸着除去する方法である。調査した事業所では、図-4のように二段型の装置が多く見られた。原水の平均濃度は、50.5mg/l、処理水の平均濃度は、0.024mg/lであり、除去率は、ばっ気法と同様に良好であった。

3-2-3 その他の処理方法

樹脂吸着法は、活性炭吸着法と同様に、図-5に示すような二槽に樹脂を充たして、排水を通しての方法であった。また活性炭とばっ気の組み合わせた処理装置は、先にばっ気処理を行なった後、活性炭処理を行なう方法であった。その他、ばっ気や活性炭処理

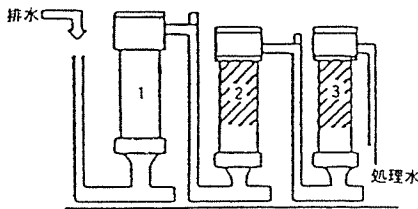


図-5 ドライクリーニング排水用樹脂吸着装置の例
1.第2水分離器 2.第1樹脂槽 3.第2樹脂槽

後、樹脂吸着を行なう事業所もあったが、それぞれの原水および処理水の測定結果を表-2に示した。いずれも除去は良好に行なわれていた。

4. PCE 処理の問題点と考察

調査の結果からいくつかの問題点が挙げられた。第一点は、ばっ気法でのPCEの空気中への揮散である。PCEは、気液平衡定数が大きいので水中から揮散しやすい。ばっ気法は、この原理に基づいている。しかし、調査した事業所では、作業場は狭く室内の作業環境や大気の汚染が問題である。第2点として表-2より水分離器から出た排水中のPCEの濃度が、各事業所によりかなりの差があった。分離されたばかりの排水中のPCEの濃度は、飽和状態に近いと予想されるが、濃度が0.47mg/lと低い濃度の排水があった。これは、水分離器から出る排水の量が少なく、処理する量に達するのに1週間近く要するためその間に大気中

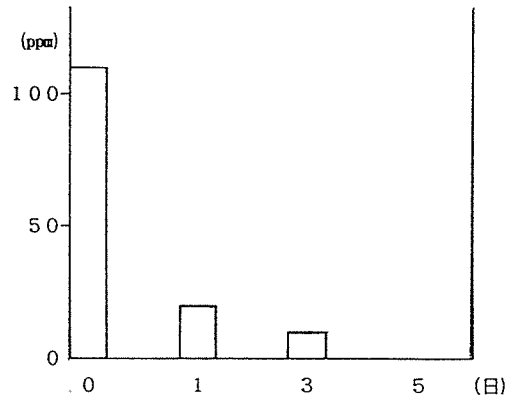


図-6 排水を室内に放置した時のPCEの濃度変化

に揮散してしまったと考えられる。図-6に事業所の排水をビーカーに入れ、実験室内に放置し排水中のPCEの濃度変化を示した。PCEの濃度が一日で70%減少し、PCEが、室内等に揮散していることが明らかとなった。分離した排水の管理について対策が必要である。第3点は、活性炭の処分である。PCEを吸着した活性炭は、再生または廃棄のいずれかの方法で処分されるが、処分方法によっては、環境を汚染する可能性がある。第4点として、水分離器から出るPCEを含有する排水の量が少ないため処理せず、そのまま路面や下水に放流してしまう可能性がある。調査した事業所の中には、処理装置の上に物が置かれ、装置内の排水は、何日も放置されて悪臭を放ち装置が稼働しているとは思えない事業所が数か所みられた。きめの細かい行政指導が引き続き必要と考えられた。これらの問題点の解決については、PCEが揮散しやすい物質であるため、排水処理と同様に、室内や大気汚染にも考慮した除去、回収技術の開発が急がれる。

まとめ

市内のクリーニング事業所のPCEの含有する排水の処理の実態調査を行ない、次のことが分かった。

1. ドライ機から出るPCEを含有する排水の量は、各事業所で差はあるが、一日50ml~20lの範囲であった。
2. 排水の処理方法として5種類あったが、いずれもPCEの除去は良好であった。
3. PCEは揮散しやすく、排水を室内でばっ気した

り、放置したりすると、空気を汚染するため対策が必要である。

文 献

1) 浦野紘平：有機塩素溶剤の除去・回収技術，公害と対策，VOL. 26, No.12, 25～28 (1990)

2) 浦野紘平：有機塩素化合物の使用状況と排出防止技術，水質汚濁研究，VOL. 8, No. 5, 269～273 (1985)

3) 辻 薦：工業用洗剤と洗浄技術，他人書館，181～184 (1975)

埋立て処分地から出るマンガン含有排水の処理方法の検討

飯塚貞男*, 野木一男*

要 旨

産業廃棄物埋立て処分地浸出排水に含有するマンガンの処理方法について検討し、マンガン砂を用いた接触濾過法が、高い除去効果のあることが分かった。またマンガン砂は、価格が安く、維持管理が簡単であるため、実際の排水処理施設に応用できると考えられる。

1. はじめに

産業廃棄物の増加とその埋立て処分地不足が社会問題になって久しい。横浜市内にも処分する場所があるが、飽和状態になるのは、時間の問題といわれている。また、処分地は、埋立て終了後もその排水が規制の対象になるため、凝集沈殿処理や生物処理などの処理を行なっている。しかし処分地によっては、埋立てた廃棄物が多種多様のため、BOD成分やCOD成分は除去できても、埋立地特有な特定の金属は、除去できない場合がある。その一つがマンガンである。そこでマンガンの濃度の高い排水が放流されている埋立て処分地を選びその排水および処理方法を調査し、効果的なマンガン除去について検討したので報告する。

2. 調査方法および分析方法

横浜市内にあるA埋立て処分地の立ち入り調査を行ない、処分地の埋立てする廃棄物等の処分の実態および排水処理施設の稼働状況を把握するとともに、排水を採取し、マンガンの濃度を分析した。分析方法は、JIS (KO102) の原子吸光法に基づいて行なった。

3. A埋立て処分地の排水処理方法および水質

3-1 排水処理方法

処分地の排水処理方法は、図-1に示したように、接触酸化処理-砂濾過-活性炭処理の順で処理する

方法であった。排水量は、一日40トンで、稼働時間は、8時間であった。活性炭吸着塔の活性炭は再成炭が600kg、砂濾過塔の砂は、2Kℓそれぞれ各塔に詰めであった。

3-2 水質

A処分地浸出水の処理水の分析結果を表-1に示した。マンガンの濃度は、3.2mg/ℓと規制基準値を越えていた。それ以外の項目は、すべて基準値以内であった。

表-1 排水処理結果

項 目	処 理 水
pH	6.23
BOD	15
COD	33
SS	10未満
溶解性 鉄	0.1未満
溶解性マンガン	3.2
六価クロム	0.05未満
総水銀	0.0005未満
カドミウム	0.01未満
鉛	0.10未満
砒素	0.05未満
シアン	0.1未満
ヘキサン抽出物質	3未満

(mg/ℓ)

Study on the Treatment of manganese in the waste water.

*Sadao Iizuka, Kazuo Nogi. 横浜市環境科学研究所水質部門

4. 排水中のマンガンの形態

マンガンの処理を検討するために排水中のマンガンの形態を把握することを目的として、排水をメンブレンフィルターで濾過してその前後の濃度、全炭素、有機炭素および無機炭素について測定した。表-2より、マンガンの濃度は、濾過前後では、濃度の変化は、ほとんどなかった。有機炭素など他の項目も同様な結果であった。このことから、A処分地の排水中の

表-2 排水の成分試験結果

	全炭素	有機炭素	無機炭素	Mn
濾過前	45.1	45.1	0.00	3.12
濾過後	44.6	44.6	0.00	3.09

(mg/l)

表-3 ゼオライトの試験結果

大粒子

処理方法	処理時間	処理前	処理後
カラム	6分	3.63	3.18
	2時間		3.16
バッチ	30分	3.63	2.94
	6時間		2.96

(mg/l)

小粒子

処理方法	処理時間	処理前	処理後
カラム	6分	3.63	3.59
	2時間		3.65
バッチ	30分	3.63	3.40
	6時間		3.51

(mg/l)

マンガンは、溶解性マンガンであることが分かった。

5. マンガン除去実験結果

接触濾過法の 1, ゼオライト 2, 活性炭 3, マンガン砂 の3方法を用いて、マンガンの除去について検討した。

5-1 ゼオライトを用いたマンガン除去

使用したゼオライトは、酸処理を施していない値段の安いものを用いた。実験方法は、ゼオライトの大粒子(3m/m~5m/m)、小粒子(1m/m~3m/m)を各20ccずつカラムにつめ、100ccの排水を一定の速度で通過させ、通過後のマンガンの濃度を測定した。その結果を表-3に示した。表-3より、マンガンの除去効果は、ほとんどみられなかった。通常ゼオライトでマンガンを除去する場合、表面をマンガンの高位酸化物で処理したマンガンゼオライトを用いて行なうが、これは、割高であり、再生に費用や手間がかかるので¹⁾、排水処理施設に応用するには経済的に無理があると考え、実験には使用しなかった。加工していないゼオライトは、安価であるが、溶解性マンガンの除去ができないと判断した。

5-2 活性炭を用いたマンガン除去

5-2-1 活性炭によるマンガン除去

活性炭は、今回調査した処分地でも使用しているため、除去実験は、この処分地で使用されている活性炭(再生炭)と横浜市環境科学研究所の排水処理施設で使用している活性炭(新炭)を用いて行なった。実験方法は、ゼオライトの実験と同様な方法を用い、カラムにそれぞれ20ccの活性炭を詰め、100ccの排水を一定の速度で通過させた。またバッチ処理として活性炭を20ccずつビーカーにとり、100ccの排水を加え攪拌後、その上澄水を分析した。これらの結果を表-4に示した。再生炭および新炭いずれの活性炭もマンガンの除去効果は認められたが、再生炭のほうが新炭よりも除去効果が良かった。これは、新炭よりも表面の気孔が大きいと推定された。

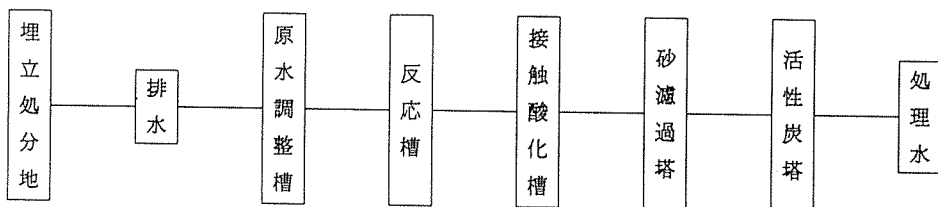


図-1 埋立処分地の排水処理方法

表-4 活性炭の実験結果
現場の活性炭

処理方法	処理時間	処理前	処理後
カラム	25分	3.21	0.86
	3分		1.25
バッチ	14時間	3.21	0.29

(mg/l)

環境科学研究所の活性炭

処理方法	処理時間	処理前	処理後
カラム	25分	3.21	0.93
	3分		1.82
バッチ	14時間	3.21	0.81

(mg/l)

5-2-2 活性炭によるマンガン吸着能力試験 活性炭の吸着能力を把握するため次の方法で実験し

た。

1. 原水100ccに対して、活性炭(再生炭)を、1g, 5g, 10g, 20g, 50gをそれぞれ加える。
2. 20分間振とうする。
3. 上澄水をメンブランフィルターで濾過する。
4. マンガンの濃度の測定(原子吸光法)

この結果を表-5に示した。マンガンの除去効果は、活性炭の量が多いほどよく、50gで99%以上の除去率であった。この結果、調査した処分地の排水を、一日40トン処理する条件では、活性炭の吸着能力の限界は、約一か月であると推定された。このことから、処分地での処理した排水中のマンガンの濃度が高いのは、活性炭の吸着能力が既に限界に達していると考えられた。そのため、除去効果を上げるには、月に一回、活性炭を交換しなければならないことが分かった。

表-5 活性炭の吸着実験結果

	Mn濃度
処理前	3.09 mg/l
1g	2.31 mg/l
5g	0.95 mg/l
10g	0.19 mg/l
20g	0.03 mg/l
50g	0.01 mg/l

5-3 マンガン砂を用いた除去

実験方法は、次に示すとおりである。なお実験で用いたマンガン砂は、過マンガン酸カリウムであらかじめ処理したものをを用いた。¹⁾

実験-1 50mlカラムによる実験

1. マンガン砂を20gずつ二つのカラムに入れる。
2. 排水100ccをカラムに一定の速度で通過させる。
3. マンガンの濃度の測定(原子吸光法)

この結果を表-6に示した。マンガン砂による溶解性マンガンの除去効果は良好で、100ccを30分で濾過した場合、除去率は88%であった。また一分で通過させた場合でも72%であった。そこで調査した処分地の排水処理施設に応用するため、さらに大きなカラム(700ml)を用いて次の実験を行なった。

実験-2 実装置を想定した700mlカラムによる実験 次の方法で実験した。

1. マンガン砂を直径3cm, 高さ1mのカラムに入れる。
2. 排水を500ml/2分の割合でカラム中を通過させる。
3. マンガンの濃度を測定。(原子吸光法)

この結果を表-7に示した。マンガンの除去効果は良好で、97%の除去率であった。この結果から実装置の応用性を検討することにした。

5-4 実装置の適応性の検討

700mlカラム実験のカラム中での排水の流速は、約

表-6 実験-1の結果

	Mn濃度
処理前	3.21
100cc/30分	0.36
100cc/1分	0.87

(mg/l)

表-7 実験-2の結果

	Mn濃度
処理前	3.21
処理後	0.10

(mg/l)

35cm/1分であった。一方実験装置の砂濾過塔の流速は、約4.7cm/1分であった。このことは、実験での流速は、実装置の流速の7倍と計算され、実装置に応用しても効果が期待できることが分かった。またマンガ砂は価格が安く、再生処理は塩素を加えるだけでよく、²²⁾²³⁾塩素量を試算したところ、10ℓ/日の割合で次亜塩素酸ナトリウムをこの処分地の原水に加えれば再生できることが分かった。以上のことから、A処分地の砂濾過塔にマンガ砂を入れ排水処理をすることにより、マンガンの濃度を規制基準値以下にすることができると推察された。

まとめ

埋め立て処分地のマンガ含有排水の処理方法を検討し、次のことを明らかにした。

1. 酸化処理していないゼオライトでは、マンガンは除去できない。

2. 活性炭のマンガ除去は、高濃度の場合、活性炭の交換頻度が多くなり、経済的問題に適応できないことが分かった。
3. マンガ砂による処理は、技術的にも経済的にも有効であることが分かった。

謝 辞

ご指導を頂いた 横浜国立大学 浦野紘平教授に深謝致します。

文 献

- 1) 高井 雄：用水の除鉄，除マンガ処理，用水と廃水，VOI. 26, No 7, 10~17 (1984)
- 2) 高井 雄：用水の除鉄，除マンガ処理，用水と廃水，VOI. 27, No 2, 12~20 (1985)
- 3) 高井 雄：用水の除鉄，除マンガ処理，用水と廃水，VOI. 27, No 3, 11~20 (1985)

横浜市における低沸点有機塩素化合物の地下水調査

大場 栄次*, 二宮 勝幸*, 酒井 学*,
若林 信夫**, 悪七由美子**

要 旨

地下水汚染地域では、井戸水中の低沸点有機塩素化合物濃度を平成元年度から現在まで継続的に追跡調査を行っている。

A地区では、平成元年度での調査結果でテトラクロロエチレンが、高濃度を示していたが、平成3年度調査では環境庁の地下水質に係わる評価基準(10ppb)に数箇所適合する所が見られるまでに至った。B地区では、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンの濃度の季節変動が大きく、経過年数に伴った濃度の減少は見られなかった。C地区では、平成2年12月に汚染源対策を施した後、徐々にテトラクロロエチレン濃度は減少傾向が見られるようになった。

1. はじめに

本市で、昭和58年度から実施している市内の井戸1,000箇所以上に及ぶ有機塩素化合物調査及び汚染井戸周辺並びに追跡調査結果から、その汚染が著しく広範囲に及ぶと懸念される地域を抽出し、年4回以上の調査を実施した。調査地区及び地点は次のような条件をもつ場所である。

①A地区

この地区は、クリーニング工場があり、周辺に11箇所の民家の井戸があり、このうち9箇所の井戸水から平成元年度以前の調査でテトラクロロエチレンが地下水質に係わる評価基準(以下評価基準)を上回って検出されている。

②B地区

この地区は、発生源と思われる事業所等の見あたらない地域であるが、この地域の8箇所の井戸のうち5箇所の井戸水からトリクロロエチレンとテトラクロロエチレンが評価基準を上回る濃度で検出されている。

③C地区

この地区は、段丘壁が連続する丘陵地周辺に13箇所の井戸があり、8箇所の井戸水からテトラクロロエチ

レンが評価基準を超え、しかも4箇所からはppmオーダーのレベルで検出されたが、発生源らしき施設等が見あたらない。

以上3地区の有機塩素化合物の調査項目としてクロロホルム、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について分析を行った。

その結果、テトラクロロエチレン等について水質汚濁防止法の有害物質として排水基準の施行された後、有機塩素化合物濃度の値が減少した地域、以前とあまり変化していない地域、及び汚染源対策によって濃度の変化が徐々に現れた地域と、それぞれに特徴のある調査結果が示されたので報告する。

2. 調査方法

2-1 井戸水の採取方法

揚水ポンプが備えられた井戸では、水温が一定になるまで井戸水を揚水し、気泡を発生させないように100ml容量の茶褐色ガラス瓶に試料を十分に満たして密栓し、分析に供するまでの間保冷材を入れたクーラーボックスに低温状態で保存した。また、揚水ポンプが無い井戸やポンプが故障中の井戸では、採水器

Groundwater Investigation by Volatile Chlorinated Hydrocarbons in Yokohama City.

*Eiji. Ohba, Katsuyuki. Ninomiya, Manabu. Sakai 横浜市環境科学研究所水質部門

**Nobuo. Wakabayashi, Yumiko. Akushichi 横浜市環境保全局公害対策部水質課

(リゴ- B号透明採水器)を使用して採水し同じ方法で保存した。

2-2 分析方法

2-2-1 標準試料

標準試料は5物質混合とし、n-ヘキサンでそれぞれ使用濃度に希釈調製した。ガスクロマトグラフィーへの注入時では5μl中に、クロロホルム150pg, 1,1,1-トリクロロエタン50.4pg, 四塩化炭素4.10pg, トリクロロエチレン180pg, テトラクロロエチレン54.0pgを含んでいる。

2-2-2 試料の調製

図-1に従って、n-ヘキサンで抽出し分析試料と

した。なお、それぞれ5物質の定量限界は全て0.5ppb以下とした。

2-2-3 分析装置

測定には、ECD検出器付ガスクロマトグラフィー(島津社製GC-4CM)を使用した。ガスクロ分析の諸条件は以下に示す。

分離管=3mガラスカラム

充填剤=DC550

キャリアーガス=窒素

ガス流量=30ml/分

恒温層温度=90℃

試料導入口および検出器温度=140℃

表-1 評価基準一覧

クロロホルム	30ppb	WHO ガイドライン
1,1,1-トリクロロエタン	300ppb	水道水の暫定水質基準
四塩化炭素	30ppb	公共用水域排出管理目標
トリクロロエチレン	30ppb	地下水質に係わる評価基準
テトラクロロエチレン	10ppb	〃

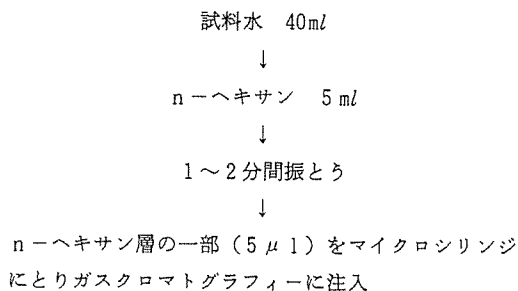


図-1 分析操作過程

3. 結果および考察

3-1 A地区について

A地区の採水地点を図-2に、平成元年度から3年8月までの調査結果を表-2に示した。調査地点はほぼ平地に位置するがN2地点が低地に位置する。

平成元年度5月期の調査結果から、N5地点では、トリクロロエチレンが評価基準を超えた32ppb、テトラクロロエチレンが評価基準を大きく上回る140ppbと今回の調査地点の中では最も高い濃度で検出された。この地点では、平成2年2月期にテトラクロロエチレンが190ppbの最高濃度を示した。N7地点は100ppb

のテトラクロロエチレンの濃度を示し、有機塩素化合物が検出された地点ではN5地点に次いで高い濃度を示した。N3地点とN4地点はクリーニング事業所の最も近くに位置し、平成元年までの調査ではテトラクロロエチレンが、N3地点で180ppb、N4地点で3500ppb検出された経過がある。その後、元年5月期の調査ではテトラクロロエチレンがN3地点で65ppb、N4地点で50ppb検出された。また、N6地点は、評価基準を上回る30ppb程度検出された。調査地点N1、N2、N8、N10は、痕跡程度のテトラクロロエチレンが検出されたが、これらの調査地点はN8地点を除いて元年度の調査のみとした。また、N4地点は、N3地点とテトラクロロエチレンの調査結果が同じ傾向、あるいはそれ以下であったため年1度の追跡調査とした。N8地点は、平成元年度の調査ではテトラクロロエチレンが評価基準以下の濃度で検出されているが、汚染井戸の近くに位置しているため平成2年度からも年一度の追跡調査を行うことにした。N9地点は、平成2年8月から新規に調査した井戸で、以後年一度の追跡調査とした。

調査地点N3、N4、N5、N6、N7について調査開始時期から現在までの濃度値の推移を図-3に示した。

N 3, N 4, N 5, N 6 地点では徐々にテトラクロロエチレンの濃度が低下し、3年8月期調査では、N 3 地点が評価基準に達し、N 4 及びN 6 地点もこのままで推移すれば評価基準に達することも予想される。一方N 7 地点は、テトラクロロエチレンの濃度の季節変動が大きく濃度の減少傾向がみられなかった。また、これらの調査地点とは反対にN 8 地点では、平成元年度のテトラクロロエチレンの濃度に比べて2年と3年の8月期調査では70ppb 前後に上昇している。さらに、平成2年度から新規調査としたN 9 地点でも40 ppb 程度のテトラクロロエチレンが検出された。

テトラクロロエチレン等による汚染地点の現在までの濃度経過からN 1 地点は、はじめから有機塩素化合物の汚染が認められない地点である。一方汚染地点であるN 3 地点の有機塩素化合物濃度は平成元年8月から平成2年2月にかけて急激に減少した。N 5, N 6 地点においても平成2年2月から8月にかけて減少した。これはN 3 地点からN 5, N 6, N 7 地点の方向に向かって有機塩素化合物の汚染地下水が徐々に移動し、現時点ではN 7 地点付近に汚染地下水が位置していると考えられる。また、調査地点N 5 とN 6 の近傍に位置する地点Aにある深度60mの井戸から採取した地下水には、有機塩素化合物の痕跡すら見ることができなかった。したがって、地下水中に溶解している有機塩素化合物の大部分は浅層地下水の動きに伴って移動や拡散し、浅層地下水から深層地下水への移行はほとんど行われていないと考えられる¹⁾。

以上のような調査結果から、今後、A地区の有機塩素化合物汚染地域の周辺においては、浅層地下水の流方向方向先の井戸に新たな汚染が発生することが懸念される。

3-2 B地区について

B地区の採水地点を図-4に、調査結果を表-3に示した。

B地区調査地点のうち、T 1, T 4, T 7 地点については、検出されたテトラクロロエチレン濃度が評価基準以下のため、これらの調査地点は平成2年度からの継続調査から除外した。また、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンが評価基準以下であったT 6 地点については、テトラクロロエチレンの高濃度を示したT 5 とT 8 地点の中間地点に位置しているため、有機塩素化合物濃度の経過推移を把握するために継続調査を行った。

これらの調査結果から、T 2, T 3, T 5 地点がトリクロロエチレンとテトラクロロエチレンの評価基準

を超え、T 8 地点はテトラクロロエチレンが評価基準を上回った。

これらのトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンの高濃度を示した調査地点の特色は、T 2 地点は大きな季節変動を、T 3 地点が減少傾向を、T 8 地点が増加傾向を示した。その他の調査地点では、経過年数に伴った濃度の増減は見られなかった。

また、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンが高濃度で検出された地点では、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンに比べて低濃度のクロロホルムが検出された。

B地区は、道路付近が最も標高が高く尾根状をなし、国道沿いに東北方角に傾斜している地形である。したがって、T 1, T 2, T 5, T 7 地点が低地に、次にT 3 地点、T 8 地点、T 6 地点の順に高くなりT 4 地点が最も高台に位置する。

以上の調査結果から、B地区は、詳細な継続的な調査が必要な地域と考えられる。

3-3 C地区について

C地区は、丘陵地帯で主要道に沿って段丘壁が連続し、尾根状の地帯にかん養帯をもつ地下水の豊富なところである¹⁾。この地域においてもB地区と同じく、周辺に明確な汚染源となる施設が存在しない。

C地区の採水地点を図-6に、調査結果を表-4に示した。

平成元年度の調査結果では、調査地点M 1, M 2, M 3, M 4, M 5, M 13からは有機塩素化合物が検出されなかったため、M 4 とM 13を除いて平成2年度調査から除外した。また、M 4 地点は有機塩素化合物が検出されない地点として定期継続調査に加えた。M 13 地点には同一敷地内に井戸が2箇所存在し、平成元年度調査では、家屋の裏側の井戸水を分析したが有機塩素化合物は検出されなかった。ところが表門に近い庭の井戸水の汚染が平成3年2月の定期調査で明らかになった。以後、継続調査地点に加えた。

調査頻度は、平成2年12月末から3年1月初旬にかけて防空壕内部の廃棄物処理を行った¹⁾ので、M 6, M 7, M 8, M 9, M 11, M 12, M 13 地点については、詳細な濃度推移を把握するため平成3年2月以降(一部3月以降)、毎月1回調査を実施した。M 4 及びM 10 地点は季節毎の定期調査とした。

各地点の濃度の推移を図-7に示した。平成元年5月調査では、M 9 地点でおよそ1000ppb、M 10, M 11 地点でおよそ1800ppb、M 12 地点でおよそ1200ppb とテトラクロロエチレンの高濃度汚染が判明した。平成

3年7月および8月の調査においても、M6, M7, M8, M9, M10, M11, M12, M13地点においてテトラクロロエチレンの評価基準を大幅に上回った。

図-6に、有機塩素化合物を投棄したと思われる「防空壕あと」の位置を示した。なお、「防空壕あと」は、浅層の地下水層よりも高いところに位置する。

「防空壕あと」及び各井戸の位置などから、浅層地下水の流れがM1地点からM7地点方向に流れていると仮定すると、これより高い位置にある有機塩素化合物の汚染地帯から拡散した汚染物質がM7地点に流入している。したがって、図-7に示したようにM7地点では、降雨などの影響による地下水量の増大に伴って急激な濃度減少を示し、地下水量が通常の状態になると徐々に濃度が上昇を示した。浅層地下水の流れる方向に対しては、「防空壕あと」より下流に位置するM8, M9, M10, M11, M12地点で、M7地点より高い濃度を示した。

平成2年12月に実施した汚染源対策後には、M7及びM13地点を除いた調査地点の有機塩素化合物濃度値は徐々に減少する傾向がみられた。特に、M6地点での濃度減少が顕著で、最高濃度230ppbに達した後、3か月あまりで89ppbにまで減少した。

M13地点では有機塩素化合物の濃度が徐々に上昇してきた。浅層地下水の流れののった汚染域の一部が、M13地にまで拡散移動したためと考えられる。M13地点の平成3年2月調査時には、テトラクロロエチレンの濃度は130ppbであったが、平成3年8月調査ではおよそ180ppbに達した。さらに、他の調査地点ではほとんど検出されないクロロホルムが検出されている。

4. おわりに

昭和56年に、米国で有機塩素化合物の漏出による地下水汚染が問題になり、翌年の昭和57年に、WHOより飲料水の水質に関するガイドラインが公表されてから10年余りが経過した。しかし、その汚染機構などに関して未解決の部分がまだ多い。

このような状況の中で、地下に潜在している有機塩素化合物の汚染帯が、浅層地下水の流向に従って拡散移動することが、今回の調査結果から得られた。また、汚染帯の高濃度域に位置する所では、降水量などによる地下水量の変動に対しても有機塩素化合物濃度の変化は大きくないこともわかった。さらに、浅層地下水に溶解した有機塩素化合物等は、鉛直方向への移動や拡散により深層地下水まで汚染していない。これはA地区における深度60m付近の調査結果からうら

げられた。

今後、有機塩素化合物の汚染井戸周辺の浅層地下水について、深度別の詳細な濃度分布を調査する必要がある。また、浅層地下水の流向流動について調査を行う必要がある。

参考文献

- (1) 大場 栄次, 二宮 勝幸, 酒井 学, 若林 信夫, 悪七 由美子: 穿孔採水による低沸点有機塩素化合物の地下水調査方法, 横浜市環境科学研究所報, 第16号, (1992)
- (2) 山本 荘毅: 地下水探査法, (改訂増補) 株式会社地球社
- (3) 村岡 浩爾: 地下水—その現状を探る, 公害と対策, Vol. 23 No. 10 920-926(1987)
- (4) 渡辺 春樹: 地下水汚染の実態と対策の動向, 公害と対策, Vol. 23 No. 10 927-932(1987)
- (5) 仁井 正夫: 水道水源としての地下水の汚染問題, 公害と対策, Vol. 23 No. 10 933-940(1987)
- (6) 中杉 修身: 地下水への汚染物質侵入の機序, 公害と対策, Vol. 23 No. 10 941-946(1987)
- (7) 川田 邦明, 横山ひろみ, 尾崎 邦雄: 新潟平野中央部における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染, 水質汚濁研究, 第12巻 第5号 306-312 (1989)
- (8) 吉川サナエ, 山田健二郎, 林 久緒, 鈴木 勲, 櫻木 進: 川崎市における河川および海底質中の低沸点有機塩素化合物調査結果, 水質汚濁研究 第12巻 第5号 317-322(1989)
- (9) 滝村 朗: 地下水汚染の現状と課題, (社) 日本水質汚濁研究会関東支部講演会講演要旨集1-10 (1991)
- (10) 楡井 久: 地下水汚染調査方法と対策, (社) 日本水質汚濁研究会関東支部講演会講演要旨集20-54(1991)
- (11) 宝月 章彦, 桧山 和成, 藤井 督大: 充填塔によるトリクロロエチレン等の放散除去, PPM, 108-17(1987)
- (12) 新美 富雄, 野納 敏展: クリストバライトを用いたテトラクロロエチレンの除去について, PPM, 429-33(1988)

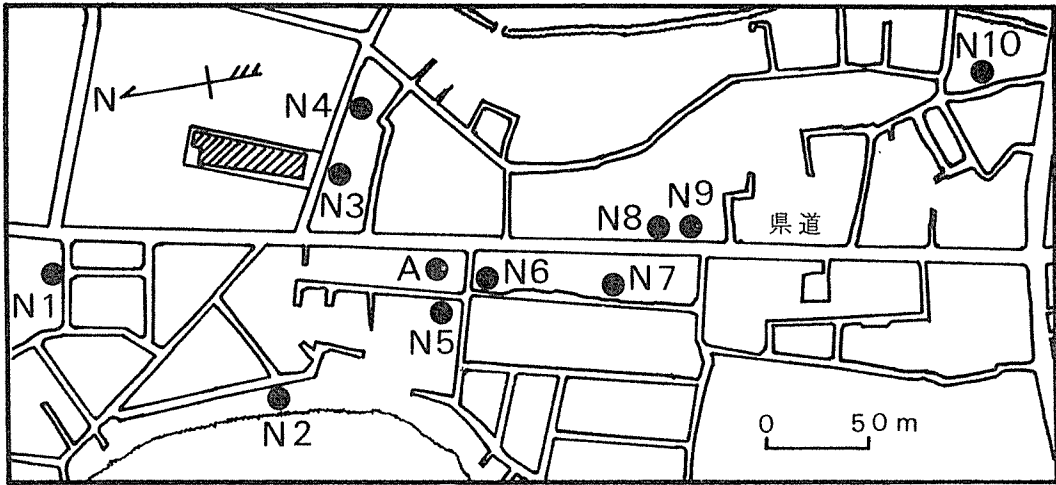


図-2 A地区の調査地点

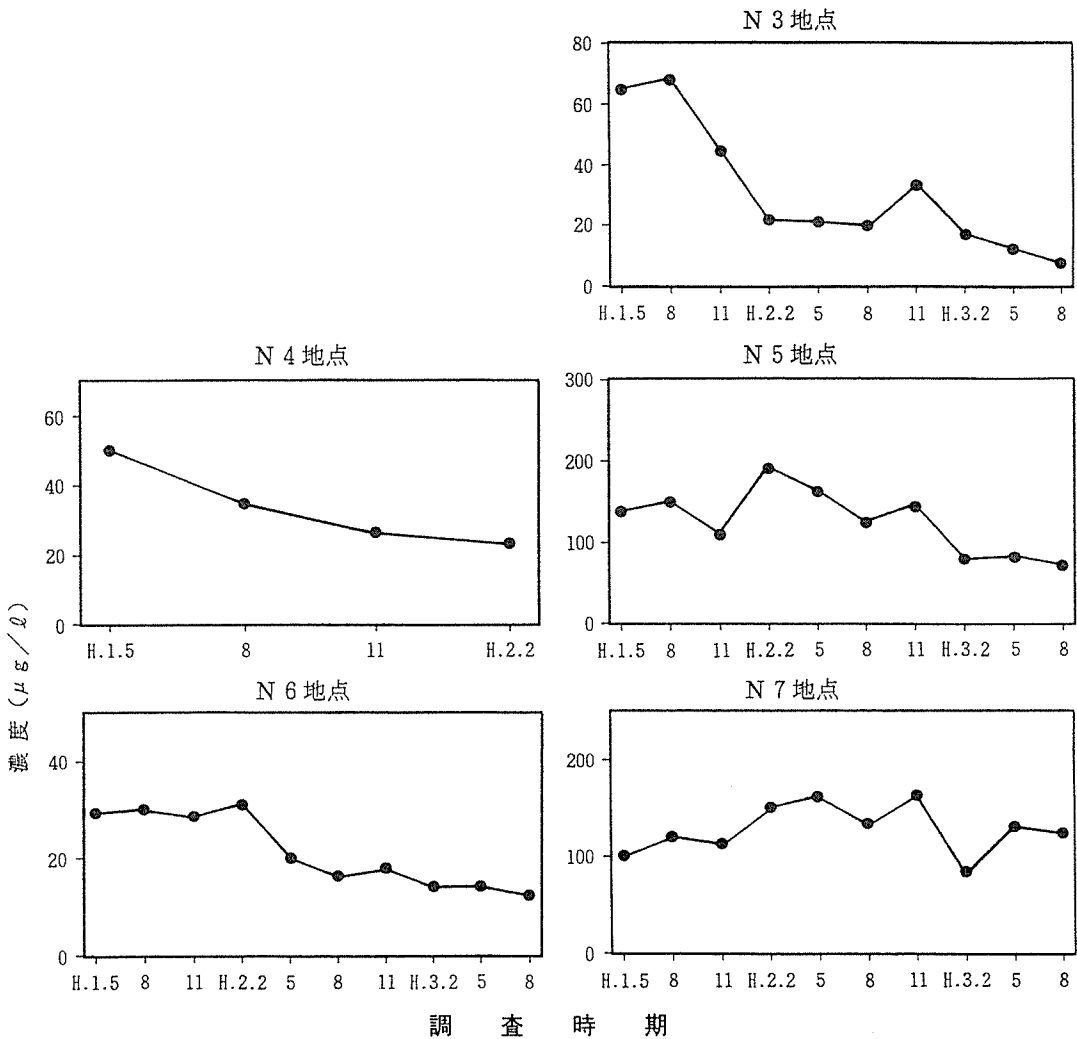


図-3 A地区のテトラクロロエチレンの季節変化

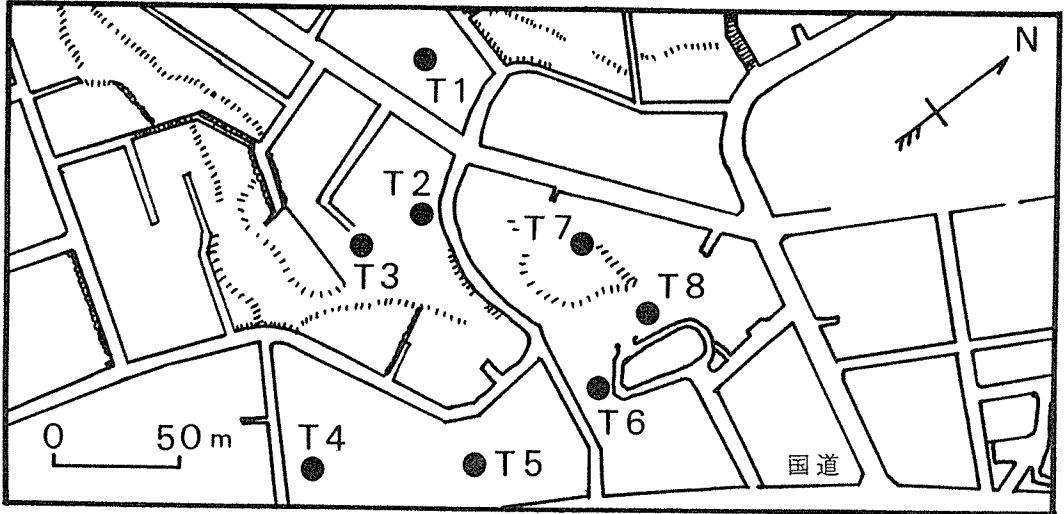


図-4 B地区の調査地点

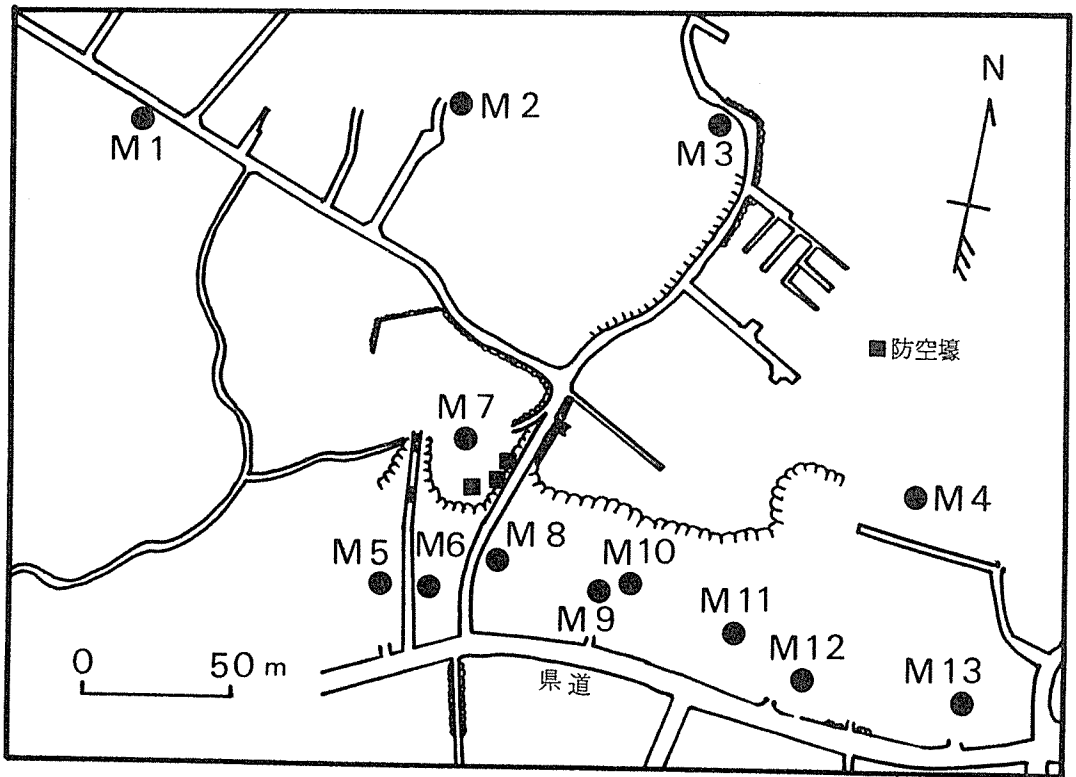


図-6 C地区の調査地点

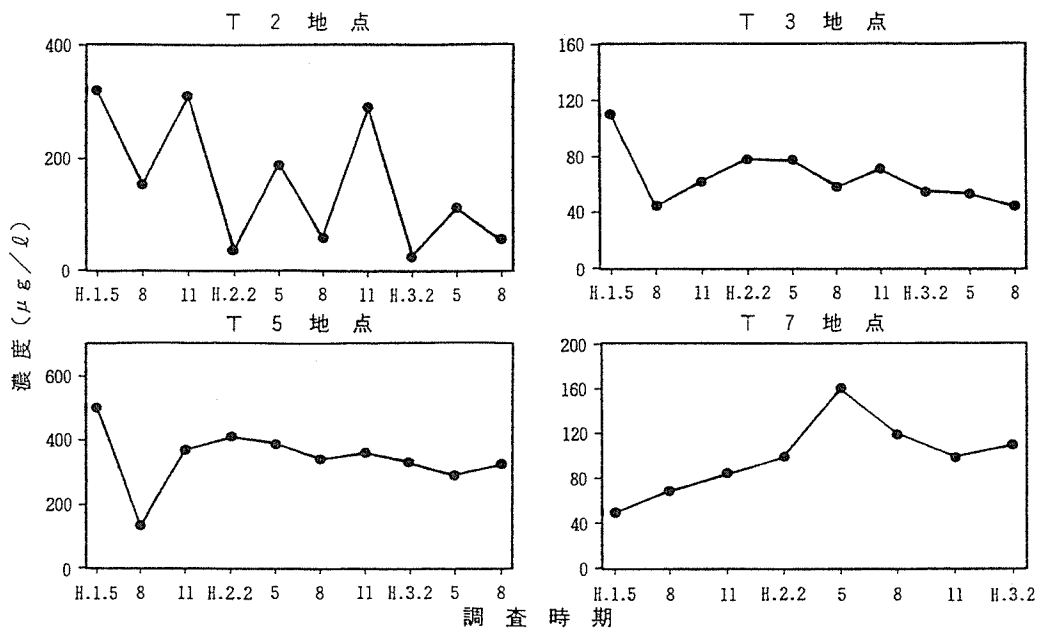


図-5 B地区のテトラクロロエチレンの季節変化

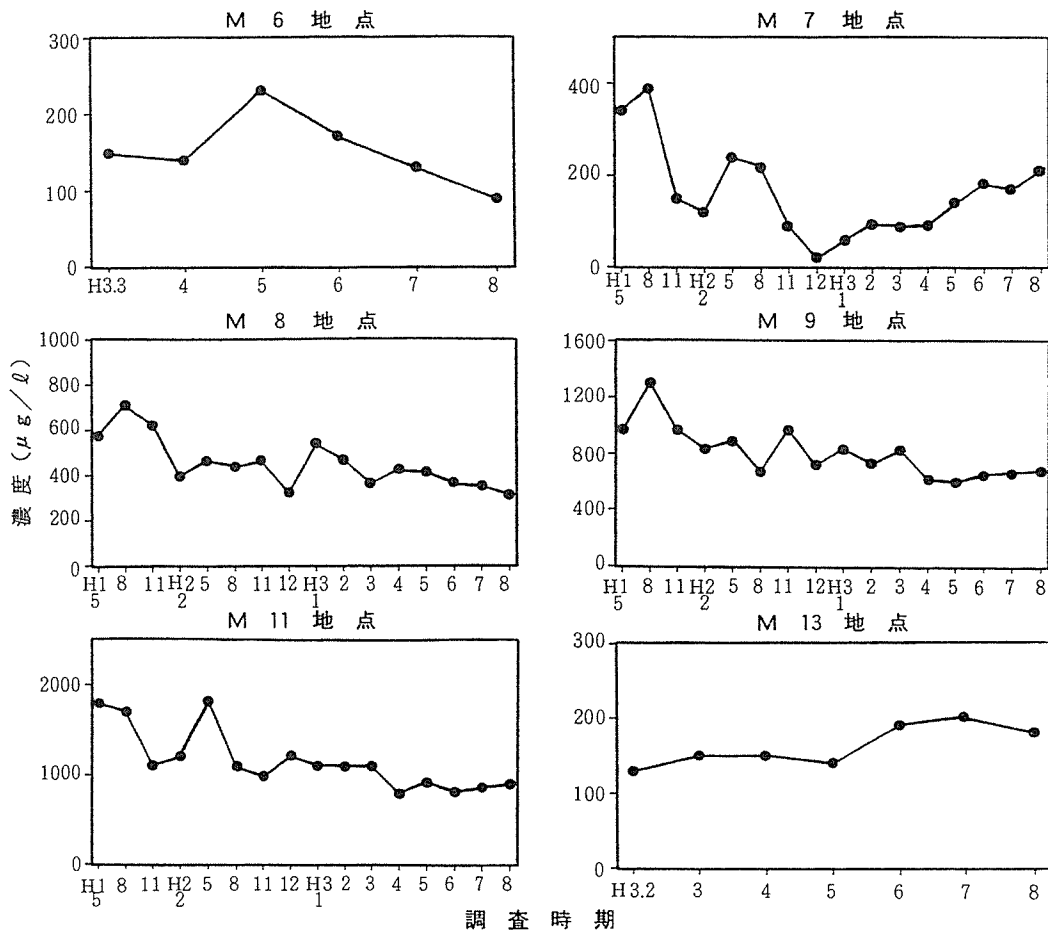


図-7 C地区のテトラクロロエチレンの濃度変化

表-2 有機塩素化合物定期調査結果 (A地区)

地点番号	物質名	平成15年5月	7月	11月	2年2月	5月	8月	11月	3年2月	5月	8月
N1	クロロホルム	1.0	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N2	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	クロロホルム	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N3	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	クロロホルム	0.7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N4	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	3.0	4.2	3.4	1.1	1.8	2.3	2.4	1.4	1.0	0.7
	テトラクロロエチレン	65	68	44	22	21	20	33	17	12	7.3
	クロロホルム	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N5	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	1.4	0.8	0.9	2.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	テトラクロロエチレン	50	35	27	24	ND	ND	ND	1.0	ND	ND
N6	クロロホルム	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	32	22	13	21	21	13	19	8.7	7.1	4.3
N7	テトラクロロエチレン	140	150	110	190	160	120	140	80	83	70
	クロロホルム	0.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	0.5	0.7	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N8	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	テトラクロロエチレン	29	30	29	31	20	16	18	14	14	12
	クロロホルム	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	9.6	22.0	8.5	6.1	4.7	3.7	2.1	1.9	1.8	1.7
N9	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	テトラクロロエチレン	100	120	110	150	160	130	160	83	130	120
	クロロホルム	15	12	6.7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N10	1.1.1-トリクロロエタン	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	0.7	0.7	0.9	1.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	テトラクロロエチレン	11	5.0	0.9	2.0	ND	ND	ND	ND	ND	65
N10	クロロホルム	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N10	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	クロロホルム	0.8	1.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
N10	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	クロロホルム	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

※ NDは0.5ppb以下、-は未調査

表-3 有機塩素化合物定期調査結果 (B地区)

地点番号	物質名	平成1年5月	7月	11月	2年2月	5月	8月	11月	3年2月	5月	8月
T 1	クロロホルム	1.0	1.1	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
T 2	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	クロロホルム	12	3.3	3.4	0.7	2.9	1.3	7.6	1.5	3.0	1.1
	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
T 3	トリクロロエチレン	91	52	98	15	53	11	83	8	39	20
	テトラクロロエチレン	320	150	310	36	190	57	290	25	110	54
	クロロホルム	1.1	1.3	0.5	0.7	0.6	0.9	2.7	1.3	1.2	ND
	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T 4	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	37	27	31	40	31	28	23	19	21	14
	テトラクロロエチレン	110	44	62	78	77	58	71	55	54	44
	クロロホルム	2.8	2.8	ND	1.0	—	—	—	—	—	—
T 5	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	トリクロロエチレン	3.8	2.4	2.4	1.8	—	—	—	—	—	—
	テトラクロロエチレン	17	9.3	9.2	6.8	—	—	—	—	—	—
T 6	クロロホルム	1.9	2.6	1.2	1.3	1.2	2.2	2.7	1.6	1.7	1.2
	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	110	33	100	220	97	78	83	78	76	77
T 7	テトラクロロエチレン	500	130	370	410	390	340	360	330	290	320
	クロロホルム	1.3	120	0.6	1.3	0.8	0.6	2.5	1.7	2.0	1.7
	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
T 8	トリクロロエチレン	1.7	0.9	0.9	1.9	7.0	0.9	ND	0.7	1.3	1.4
	テトラクロロエチレン	5.5	3.6	3.0	6.8	5.7	4.5	4.2	5.7	7.2	7.6
	クロロホルム	2.2	1.9	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
T 9	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	—	—	—	—	—	—
	トリクロロエチレン	0.8	0.5	ND	1.7	—	—	—	—	—	—
	テトラクロロエチレン	4.0	2.2	1.2	2.0	—	—	—	—	—	—
	クロロホルム	3.0	3.4	3.5	3.5	4.9	4.6	3.6	3.2	—	—
T 10	1,1,1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	0.6	ND	—	—	—	—
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	—	ND	—	—	—	—
	トリクロロエチレン	1.4	1.5	6.4	11	12	5.2	3.6	3.8	—	—
	テトラクロロエチレン	49	69	84	99	160	120	100	110	—	—

※ NDは0.5ppb以下、—は未調査

表-4 有機塩素化合物定期調査結果 (C地区)

地点番号	物質名	平成1 年5月	8月	11月	2年 2月	5月	8月	11月	12月
M1	クロロホルム	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
M2	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	クロロホルム	1.0	0.7	ND	ND	-	-	-	-
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
M3	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	クロロホルム	0.5	0.6	ND	ND	-	-	-	-
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
M4	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	1.5	-	-	-
	テトラクロロエチレン	1.0	0.8	0.5	ND	-	-	-	-
	クロロホルム	0.5	0.6	ND	ND	ND	0.6	0.6	-
M5	1.1.1-トリクロロエタン	0.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	2.4	ND	ND	-
	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-
M6	クロロホルム	ND	0.6	ND	ND	-	-	-	-
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND	-	-	-	-
M7	テトラクロロエチレン	0.5	ND	ND	0.5	-	-	-	-
	クロロホルム	-	-	-	-	-	-	-	-
	1.1.1-トリクロロエタン	-	-	-	-	-	-	-	-
	四塩化炭素	-	-	-	-	-	-	-	-
M8	トリクロロエチレン	-	-	-	-	-	-	-	-
	テトラクロロエチレン	-	-	-	-	-	-	-	-
	クロロホルム	0.5	0.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	0.6	22.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND
M9	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	16	18	9.8	6.5	15	8.6	3.8	0.7
	テトラクロロエチレン	340	390	150	120	240	220	89	18
	クロロホルム	0.6	0.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND
M10	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	7.8	18	13	13	13	6.2	7.1	9.2
	テトラクロロエチレン	580	710	620	390	460	440	460	320
M11	クロロホルム	0.8	0.5	ND	ND	ND	1.0	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	28	38	34	49	35	23	35.0	29.0
M12	テトラクロロエチレン	970	1300	960	830	890	670	970	720
	クロロホルム	0.3	0.6	ND	ND	ND	1.5	ND	-
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-
M13	トリクロロエチレン	2.8	52	43	28	46	32	38	-
	テトラクロロエチレン	1800	1300	890	720	1100	680	770	-
	クロロホルム	0.8	0.9	ND	ND	ND	1.5	0.5	0.6
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
M14	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	51	48	48	55	55	37	41	41
	テトラクロロエチレン	1800	1700	1100	1200	1800	1100	980	1200
	クロロホルム	3.9	3.2	1.5	1.1	1.0	2.0	1.2	1.1
M15	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	23	22	39	33	36	31	33	43
	テトラクロロエチレン	1200	540	1200	1100	1200	990	800	1100
M16	クロロホルム	ND	ND	ND	ND				
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND				
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND				
	トリクロロエチレン	ND	ND	ND	ND				
M17	テトラクロロエチレン	ND	ND	ND	ND				

※ NDは0.5ppb以下, -は未調査

表-4 有機塩素化合物定期調査結果 (C地区)

地点番号	物質名	平成3年1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月
M1	クロロホルム	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	-	-	-	-	-	-	-	-
M2	クロロホルム	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	-	-	-	-	-	-	-	-
M3	クロロホルム	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	-	-	-	-	-	-	-	-
M4	クロロホルム	-	0.6	-	-	0.7	-	-	0.5
	1.1.1-トリクロロエタン	-	ND	-	-	ND	-	-	ND
	四塩化炭素	-	ND	-	-	ND	-	-	ND
	トリクロロエチレン	-	ND	-	-	ND	-	-	ND
M5	クロロホルム	-	-	-	-	-	-	-	-
	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	-	-	-	-	-	-	-	-
M6	クロロホルム	-	-	0.5	0.5	0.8	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	-	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	-	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	-	-	1.2	1.1	2.2	1.6	1.1	0.8
M7	クロロホルム	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	2.5	3.4	3.3	4.1	4.8	6.4	6.7	8.4
M8	クロロホルム	57	95	89	93	140	180	170	210
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	10	8.3	7.5	6.8	7.4	7.5	6.8	5.6
M9	クロロホルム	540	470	360	420	410	360	350	310
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	30	25	25	22	20	22	19	25
M10	クロロホルム	830	730	820	620	600	650	670	680
	1.1.1-トリクロロエタン	-	ND	-	-	ND	-	-	ND
	四塩化炭素	-	ND	-	-	ND	-	-	ND
	トリクロロエチレン	-	33	-	-	32	-	-	36
M11	クロロホルム	-	810	-	-	810	-	-	910
	1.1.1-トリクロロエタン	ND	ND	ND	0.7	ND	ND	ND	0.5
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	39	37	38	30	37	32	34	36
M12	クロロホルム	1100	1100	1100	790	920	820	870	900
	1.1.1-トリクロロエタン	0.8	0.9	1.1	1.0	1.0	0.6	0.5	0.6
	四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	21	24	25	23	24	30	29	29
M13	クロロホルム	640	740	830	690	820	910	920	800
	1.1.1-トリクロロエタン	-	2.3	2.6	5.1	2.4	1.8	1.6	1.3
	四塩化炭素	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	トリクロロエチレン	-	4.4	4.5	5.7	4.5	6.7	7.1	6.5
M13	クロロホルム	-	130	150	150	140	190	200	180
	1.1.1-トリクロロエタン	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

※ NDは0.5ppb以下、-は未調査

穿孔採水による低沸点有機塩素化合物の 汚染源調査方法

大場 栄次*, 二宮 勝幸*, 酒井 学*,
若林 信夫**, 悪七由美子**

要 旨

ハンドオーガーを使用し、浅層の帯水層まで穿孔した後、手動式真空ポンプを連結した土壌溶液採取器を穿孔箇所に挿入して、地下水を吸引採取し、地下水に含まれる低沸点有機塩素化合物の含有量を調査した。

この分析結果から、地下帯水層における有機塩素化合物の汚染分布等を知ることができた。

この調査に伴って廃棄物の不法投棄と思われる事由により、長期間にわたって有機塩素化合物が浸透拡散し、周辺の井戸水を汚染したと考えられる調査結果が得られた。

1. はじめに

汚染井戸の発見や汚染井戸における有機塩素化合物濃度の推移を把握するために、昭和58年度から市内の事業所や民家所有の井戸を対象に、毎年約120ヶ所の井戸水を採取し、地下水中の有機塩素化合物濃度の把握および追跡のための調査を実施してきた。その調査結果によると、汚染の拡散が懸念される地域が多く存在し、今までよりも詳細な調査を行う必要があることがわかった。

そこで平成元年度には、昭和58年からの調査結果をもとに特にその汚染が顕著な地域を選び、汚染原因の探究や汚染対策を目的に、井戸水中に含まれる有機塩素化合物の調査を実施した。現在までに、汚染地域の民家の井戸水を採取し、季節毎に低沸点有機塩素化合物(クロロホルム, 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)濃度の調査を実施してきた¹⁾。これらの調査地域には井戸水に有機塩素化合物の混入が認められながら、周辺に発生源となり得る施設等を確認できない地域が多くある。このような地域では、汚染経路を予測することは非常に難しく、化学物質等の汚染分布を把握するためには、

直接地下水や土壌を採取する方法が最も適切である。

そこで、ハンドオーガーを使用し有機塩素化合物による地下水の汚染経路の探索調査を実施した。

2. 調査方法

2-1 穿孔方法

調査地点の地表面から帯水層まで、図-1に示したハンドオーガー(大起理化工業社製テンシオメーター用オーガー)を用いて手回しで穿孔した。このハンドオーガーは先端のドリル部分(長さ50cm)と連結用ロッド(長さ50cm)、それにT型のハンドル部分から構成されている。連結用ロッドの使用本数は、穿孔地点の地表面から帯水層までの深さによって異なるが、オーガーの先端が帯水層に達するまでこれを数本連結して使用した。

2-2 地下水の採取方法

図-2に示した土壌溶液採取器(大起理化工業社製)の先端を帯水層まで挿入し、図-3に示したように、土壌溶液採取器、手動式真空ポンプ、比色管を連結し、地下水を大気にできるだけ接触させないように比色管に直接吸引採取した。この土壌溶液採取器の先端(8cm)はセラミック製で、微粒子成分

Pollution Source Investigation of Volatile Chlorinated Hydrocarbons by Digging a Hole in the Ground.

*Eiji. Ohba, Katsuyuki. Ninomiya, Manabu. Sakai 横浜市環境科学研究所水質部門

**Nobuo. Wakabayashi, Yumiko. Akushichi 横浜市環境保全局公害対策部水質課

を濾過しつつ採水できるものである（保留粒径は不明）。採取した地下水は分析までの間、密栓して比色管ごと保冷材を入れたクーラーボックスに低温状態で保存した。

2-3 分析方法

2-3-1 標準試料

標準試料は5物質混合とし、n-ヘキサンでそれぞれ使用濃度に希釈調製した。最終過程のガスクロマトグラフィーへの注入時では5 μ l中に、クロロホルム150pg, 1, 1, 1-トリクロロエタン50.4pg, 四塩化炭素4.10pg, トリクロロエチレン180pg, テトラクロロエチレン54.0pgを含んでいる。

2-3-2 試料の調製

図-4に従って、n-ヘキサンで抽出し分析試料とした。

2-3-3 分析装置

有機塩素化合物の測定には、ECD検出器付ガスクロマトグラフィー（島津社製GC-4CM）を使用した。ガスクロ分析の諸条件を以下に示す。

（測定条件）

分離管=3mガラスカラム

充填剤=DC 550

キャリアーガス=窒素

ガス流量=30ml/分

恒温層温度=90℃

試料導入口および検出器温度=140℃

3. 結果および考察

3-1 穿孔採水結果

穿孔地点を図-5に、採水深度を表-1に示す。

これらの調査地点のうち、A、B、Cの3地点はローム層と粘性土層の地層であった。D地点は駐車場と道路との境界線上で、含水率が40~50%の泥岩層から成り非常に柔らかく浸出水が多少見られる所であった。E地点付近の地層構造は複雑であり、地表面近くはローム層から成り、上層から粘性土層、砂層、そして帯水層に達した所では砂礫層より成っていた。なお、この地点の近くに戦中に掘削された防空壕が3ヶ所あり、これらの洞窟のうち、道路沿いに位置した二つの防空壕には、入口に土納袋が積まれた状態であっ

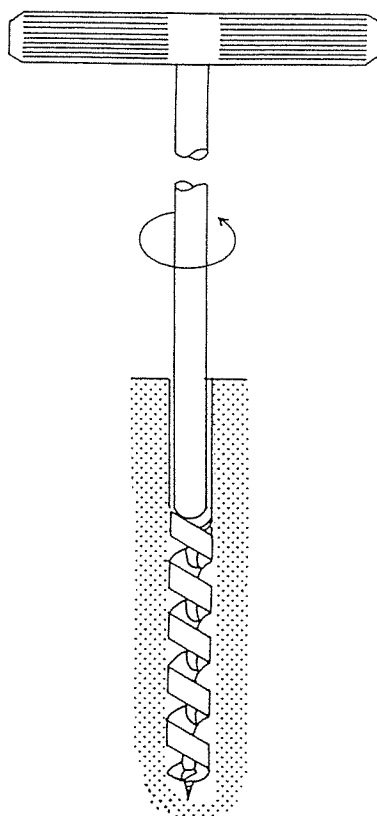


図-1 穿孔オーガー

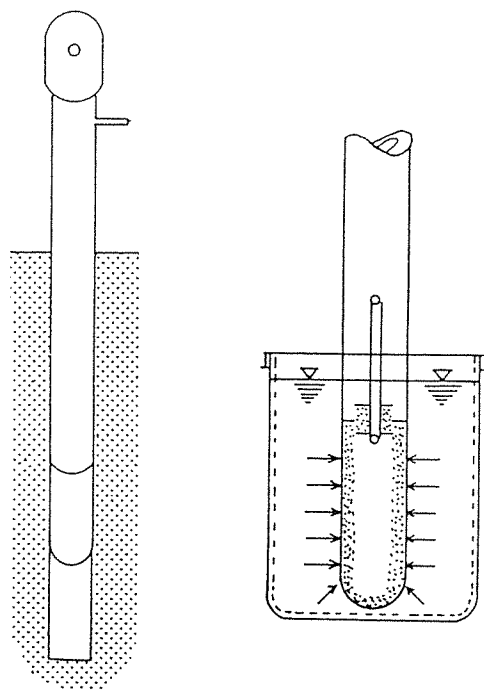


図-2 土壤溶液採取器

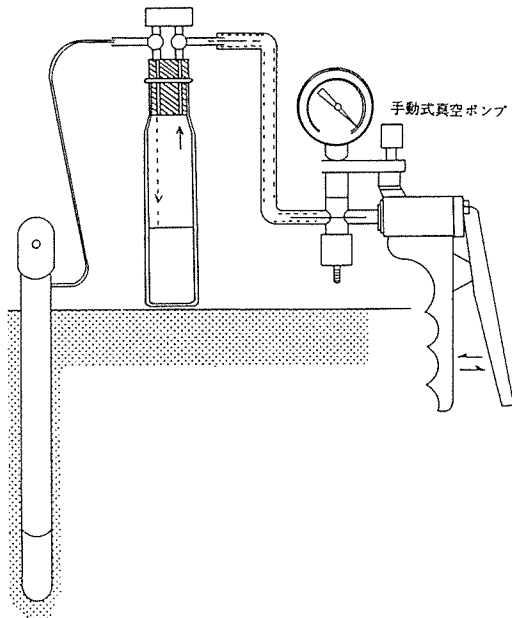


図-3 採水手順模式図

た。F地点とG地点の地層は、表面が薄いローム層、下層の帯水層は砂層であった。H地点の地層状態は表面が薄いローム層、下層は泥岩層で構成されていた。

また、A、C、H地点の近くにはそれぞれに湧出井戸が存在していた。

3-2 地形と湧出水量

調査地域は丘陵地帯に属し、主な地形は主要地方道沿いに段丘壁が連続している。主要道に沿った段丘壁は、西方向から東方向へ尾根状にしたいに低くなり、調査地点Hから東方向約100m程で段丘壁の地形が終わる。段丘壁の尾根づたいには広葉樹林や竹林、雑木林などが混在している。地点A、B、C、Hの近辺には湧出井戸があり、それぞれの湧出量は平成3年の5月から9月中旬までの測定では、C地点の近くの井戸では1日に1.5~2.2m³、H地点の側の井戸では1日2.2~3.6m³の湧出量があった。この他にも、C、D、H地点付近から、測定できない程度の流出水があった。このことから、この段丘壁はかん養帯としての役わりを果たしていると考えられる。したがって、E、F、Gの調査地点は自由水帯、他の調査地点は自噴帯に位置すると判断できる²⁾。

3-3 分析結果

各調査地点の分析結果を表-2及び図-6に示した。

E地点とH地点でトリクロロエチレンとテトラクロロエチレンが最も高濃度で検出された。B地点で若干

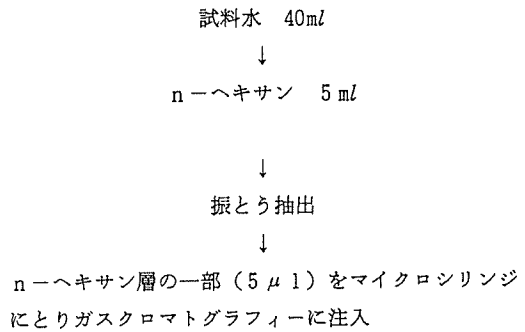


図-4 分析操作過程

1, 1, 1-トリクロロエタンとテトラクロロエチレンが検出された。また、D地点で微量の有機塩素化合物が検出されたが、このD地点は、E地点から南方角の真下に位置し、地表面への流出水もみられた。A地点では、平成元年度までの調査結果を含めて、有機塩素化合物がほとんど検出されていない¹⁾。また、E調査地点から地下水の上流と考えられる井戸水からは、間近な所を除いて有機塩素化合物は検出されなかった¹⁾。

全調査地点の標高は、E地点が最も高く、H地点が最も低い。その他の調査地点はA、B、C、D、F、Gの順に、AとHの調査地点の間の標高に位置する。井戸を利用した、地下水の流水方向、速度を測定した孔内流動結果を図-7に示した。図-7から、浅層の帯水層はE地点からA、B、C、D地点の方向への地下水の流れはあまりないと判断できる。一方調査地点E、F、G、Hについては、E地点からH地点方向に地下水の流れがあると判断することができる。たとえば、E地点の地下近辺に汚染源が塊状に分布していたと仮定した場合、地下水の流行方向であるH地点方向に汚染塊が移動した結果、F、G、H地点で有機塩素化合物が検出され、特に湧出井戸の近くであるH地点では高濃度の有機塩素化合物を検出すると考えられる。

各調査地点の濃度分布が、この仮定を支持する結果を示しており、汚染源がE地点からH地点方向に地下水とともに移動していることがわかった。

テトラクロロエチレンやトリクロロエチレンは、水より比重が重く、粘度が小さく、揮発性が高い。水溶性は25℃の水1リットルに対してテトラクロロエチレンが0.15g、トリクロロエチレンが1.1gと疎水性の物質である。これらの物質は土壌などの空間の多い物質には速やかに浸透しやすいが、雨水や地下水に溶解

する量はあまり多くない。また、地下に運ばれ浅層の帯水層に溶解し、地下水の流れに伴って帯水層と接触している土壌(地層)との間で有機塩素化合物の授受も行われる。よって、有機塩素化合物等の汚染分布域が3

次元的な広範囲に拡散するためには、長期間を要し、これらの物質が浅層の帯水層から深層の帯水層へと移行する鉛直方向の拡散は大きくないと考えられる¹⁾。

表-1 穿孔地点の採水深度 (m)

穿孔地点	A	B	C	D	E	F	G	H
採水地点	1.0	1.3	1.3	0.5	1.6	1.0	1.0	0.5

表-2 穿孔採水による分析結果

	A	B	C	D	E	F	G	H
クロロホルム	ND	ND	ND	ND	ND	0.6	ND	ND
1,1,1-トリクロロエタン	ND	3.5	ND	ND	ND	ND	ND	1.3
四塩化炭素	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
トリクロロエチレン	0.7	0.9	ND	ND	10	1.3	1.6	7.4
テトラクロロエチレン	ND	10	ND	2.0	79	14	19	86

※ ND=0.5 ppb 以下

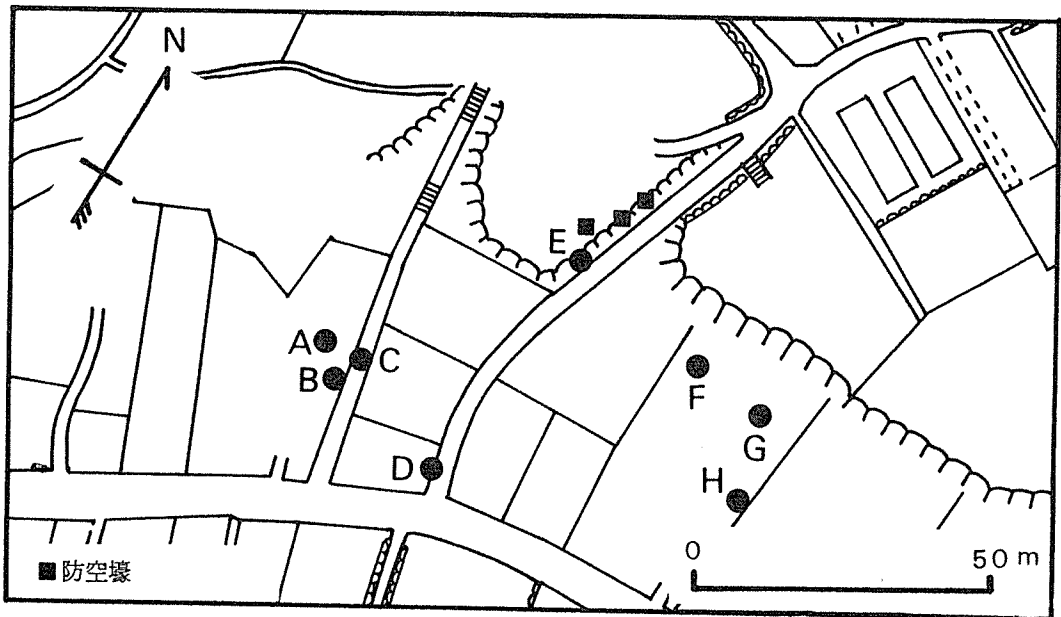


図-5 穿孔地点

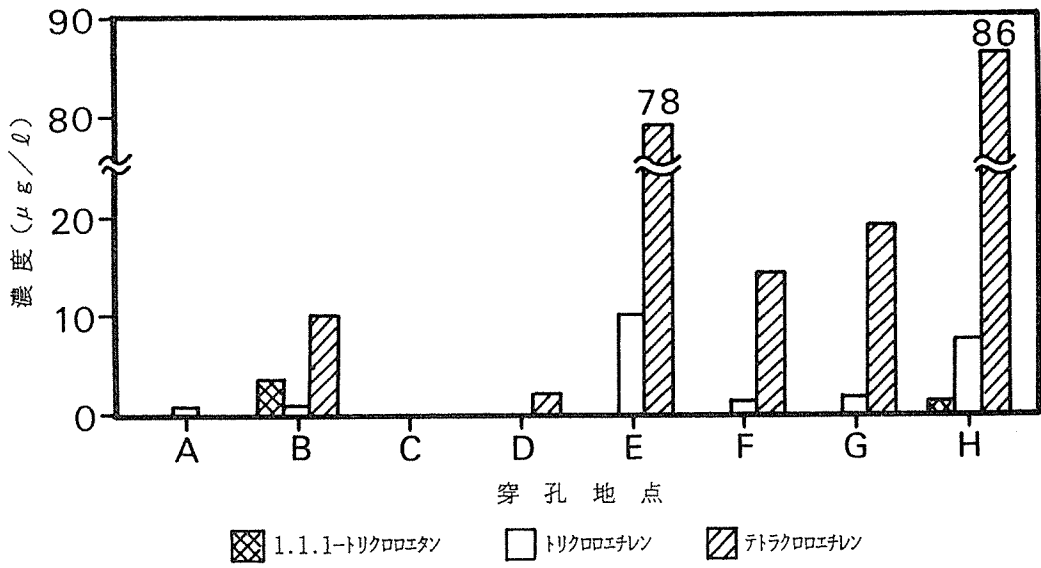


図-6 有機塩素化合物分布

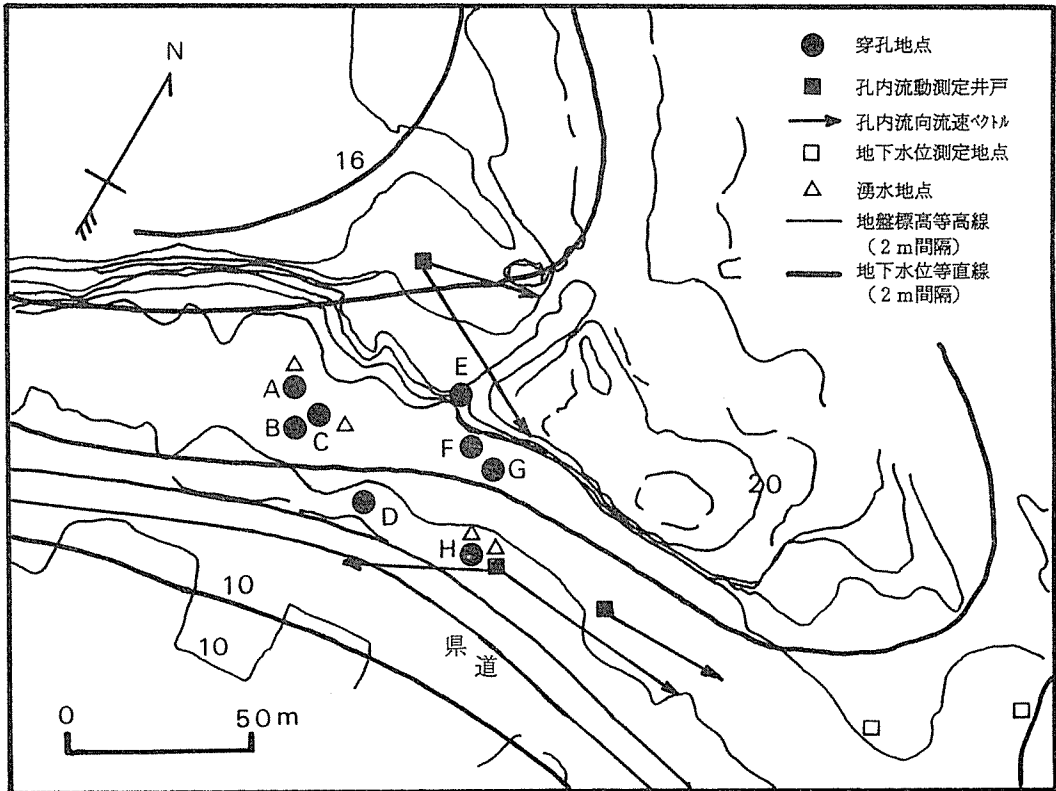


図-7 孔内流動測定結果

3-4 現地改修工事経過と対策

平成2年11月中旬頃から、防空壕付近における道路拡張工事が始められた。

12月12日にまとまった降雨があり、翌日の13日の工事状況は、幅約3m×深さ約2mの溝が道路際に沿って掘削されていた。地層を観察したところ、厚さ1mほどの砂礫層が山側から穿孔調査地点F、G、H地点の方向へ傾斜しながら入り込んでいる状態であった。また、防空壕付近の掘削された溝の部分には地下水は湧出していなかったため、この部分の帯水層はより深い所に位置していることがわかった。

E地点（掘削された溝に変化している）より3mほどD地点に寄った地点に、前日の降水量で1m3相当の溜水があったので、その溜水と溝の壁の土壌、また防空壕付近の砂礫土壌を採取し分析した。

このときの溜水の有機塩素化合物は、トリクロロエチレンが5.4ppb、テトラクロロエチレンが145ppbであった。溜水付近の土壌は水分含有率が15%、テトラクロロエチレンのみが検出されて湿泥換算で3.5ppbであった。砂礫土壌は水分含有率が20%で、有機塩素化合物は検出されなかった。

このような調査結果から、防空壕内の物質に注目し、平成3年1月10日に防空壕内部の物を撤去した。その内容は残土、空き瓶、陶磁器、乾電池などであった。また、防空壕内の表土にあたる部分の土壌を6ヶ所から採取した。

分析の結果、水分含有率が24%前後で、テトラクロロエチレンだけが検出され、乾泥換算で0.2~2.0ppbの含有濃度であった。

その後、穿孔調査地点周辺に位置する井戸水の継続調査結果では、有機塩素化合物の含有濃度値は徐々に低下の傾向を示している¹⁾。

4. おわりに

今回の、穿孔採水によって調査した地域は、低沸点有機塩素化合物の中で特にテトラクロロエチレンとトリクロロエチレンで汚染された地域である。汚染濃度は、昭和63年度から平成元年度にかけて徐々に上昇し、最大の濃度値を示した平成元年度ではppmレベルに達した。このような状況で、付近住民からの聞き取り調査を行なった結果、戦後遺物となった防空壕に残土や家庭で不用になったもの、さらには産業廃棄物等が投棄されたことが明らかになった。

これらの知見のみでは、この防空壕が有機塩素化合物の汚染源と特定できないため、この付近を中心に汚

染経路に沿って地下水を採取することにした。大規模に調査するには、準備に係わる時期等の問題もあり迅速な対応が行えないので、とりあえず手動によって地表面から穿孔し採水することとした。

その結果、汚染源と思われる有機塩素化合物の位置を確認することができた。また、同時期に地下水の流動流向調査を行って、調査地域における地下水の流向や汚染経路などが確認できた。

参考文献

- (1) 大場 栄次、二宮 勝幸、酒井 学、若林 信夫、悪七由美子：横浜市における低沸点有機塩素化合物の地下水調査、横浜市環境科学研究所報、第16号、(1992)
- (2) 山本 荘毅：地下水探査法、(改訂増補)株式会社地球社
- (3) 村岡 浩爾：地下水—その現状を探る、公害と対策、Vol. 23 No. 10 920-926(1987)
- (4) 渡辺 春樹：地下水汚染の実態と対策の動向、公害と対策、Vol. 23 No. 10 927-932(1987)
- (5) 仁井 正夫：水道水源としての地下水の汚染問題、公害と対策、Vol. 23 No. 10 933-940(1987)
- (6) 中杉 修身：地下水への汚染物質侵入の機序、公害と対策、Vol. 23 No. 10 941-946(1987)
- (7) 川田 邦明、横山ひろみ、尾崎 邦雄：新潟平野中央部における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染、水質汚濁研究、第12巻 第5号 306-312-(1989)
- (8) 吉川サナエ、山田健二郎、林 久緒、鈴木 勲、櫻木 進：川崎市における河川および海底質中の低沸点有機塩素化合物調査結果、水質汚濁研究 第12巻 第5号 317-322(1989)
- (9) 滝村 朗：地下水汚染の現状と課題、(社)日本水質汚濁研究会関東支部講演会講演要旨集 1-10(1991)
- (10) 楡井 久：地下水汚染調査方法と対策、(社)日本水質汚濁研究会関東支部講演会講演要旨集 20-54(1991)

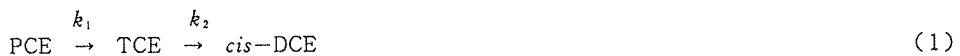
揮発性有機塩素化合物による地下水汚染（第3報）

—分解反応モデルを用いた地下水汚染の解析方法—

二宮 勝幸*, 酒井 学*

要 旨

テトラクロロエチレン (PCE) から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) に分解する反応は次のように表わされる。



この分解反応モデルを理論的に検討した結果、以下のことがわかった。(1) 著者が提案した特性図を用いることによって、地下水中の汚染原因物質は PCE, TCE あるいはそれらの混合であるかを判別することができる。(2) PCE 汚染については、その特性図から速度定数の比 k_2/k_1 (以下、 r という) を推定することが可能であり、その r の推定値に基づく経時濃度変化パターンが求まる。(3) TCE 汚染については、 k_2 が異なっても1つの経時濃度変化パターンしか存在しない。(4) 混合汚染については、汚染された当初における PCE と TCE の割合が推定できる。(5) これら3つの汚染はいずれも、おのおのに対応したモデルの経時濃度変化パターンから、今後の濃度推移を予測できる。

1. はじめに

著者らは前報¹⁾で、土壌を用いた微生物分解実験結果から PCE は TCE を経て *cis*-DCE まで分解することを確認し (以下、PCE と TCE と *cis*-DCE の3物質を総称して PTC, TCE と *cis*-DCE を総称して TC という)、その分解反応は連続一次反応式で表すことができた。さらに、地下水の汚染状態を評価する場合に有用な3つの指標の総汚染度・分解度・類似度を提示した。しかし、濃度推移の予測などについては、一定条件下における分解実験から得られた分解速度定数をそのまま環境データに適用するには2つの問題点があることも指摘した。ひとつは、嫌氣的条件下の生分解実験で得られたような速い分解が実際の地下水中で行われているとは限られないこと²⁾、もうひとつは、実際の PCE 汚染は地域によって広い濃度範囲にわたっており^{3, 4)}、低濃度の場合は高濃度のものより分解速度定数が大きいことから^{5, 6)}、地域によって分解反応

速度が異なる可能性があることである。このような問題点を解決し、より一般的に適用できる地下水汚染解析方法が必要なわけである。

一方、地下水汚染原因物質の有機塩素系溶剤は、主として PCE のほか TCE や 1, 1, 1-トリクロロエタン (TCA) であり、そのうち TCE は PCE の分解反応における中間物質である。従って、地下水が PCE および TCE によって汚染されている場合には、PCE の分解反応モデルを適用できない。このような場合には、混合汚染モデルを想定する必要がある。また、TCE のみによる汚染の場合には、PCE の分解反応モデルの後段が TCE から *cis*-DCE への分解に相当するので、これを用いて TCE の分解反応モデルを求めることができる。

そこで本報告では、PCE の分解反応速度や汚染濃度の違いによる影響をなくし、より一般化した地下水汚染解析方法を検討した。さらに、その一般化した方法を用いて、PCE による汚染だけでなく TCE による汚

Groundwater Contamination with Volatile Chlorinated Hydrocarbons (III) —A Method for Analyzing Data of Groundwater Contamination Using First - order Reaction Model—

*Katsuyuki Ninomiya, Manabu Sakai 横浜市環境科学研究所水質部門

染や PCE と TCE の混合汚染の各場合について検討を加え、地下水水中における汚染物質の挙動の推定の可能性を調べた。

なお、本文では、モル濃度のことを単に濃度という。

2. 解析方法

2-1 PCE の分解反応モデル

2-1-1 分解反応モデルの速度定数

Roberts ら²⁾は PCE などの物質を地下水に注入し、その後の地下水における汚染物質の濃度変化からそれらの分解反応は 1 次反応と考え、PCE の分解速度定数は 0.003 day^{-1} と報告している。しかし、著者らの分解実験¹⁾ではそれは $0.28 \sim 0.92 \text{ day}^{-1}$ であり、2 桁大きいものであった。これは、実際の地下水における PCE の分解は嫌氣的条件下の生分解実験で得られたような大きい速度で行われていないためと推察される。Roberts らが行ったような地下水への汚染原因物質の注入実験ができれば、ほぼ実際に近い分解速度定数が求められるが、汚染原因物質の注入自体が環境汚染を引き起こし、望ましいことではない。また、地域によって土壌の性質や地質構造などが異なることから、対象となる全ての地域でこのような実験を行うことが必要となるが、その実施はほとんど不可能である。

そこで、分解反応モデルの速度定数に関するより一般化した法則を導くことを検討した。

連続一次反応に基づく分解反応モデルでは、複数個のモデルにおいて各々 k_1 と k_2 の値が異なっても、 r が同じならば、それらの経時濃度変化は同じパターンをとる特徴がある。例えば、 $r=3$ の場合について、CASE1 ($k_1=0.5, k_2=1.5$) と CASE2 ($k_1=1, k_2=3$) の 2 つの異なった条件を比較するため、図-1 に CASE1 と CASE2 の経時濃度変化を示した。

CASE1 の各 PTC 濃度は CASE2 と同じ濃度になるのに 2 倍の時間を要するが、経時濃度変化パターンは全く同じである。このことは、2 つの CASE の k_1, k_2 値が互いに異なっても、 r が同じならば、時間軸の間隔を調整することによって、それらの経時濃度変化は同じパターンになることを意味している。従って、 r 値を推定することができれば、それに対応した経時濃度変化パターンが得られる。

2-1-2 反応速度定数の比の推定

実測値から r を推定する場合、時間軸のスケールの違いを考慮する必要があった。その問題の解決策としては、時間軸をなくす方法、すなわち各 PTC 濃度相互の散布図を用いる方法が考えられる。経時濃度変化図

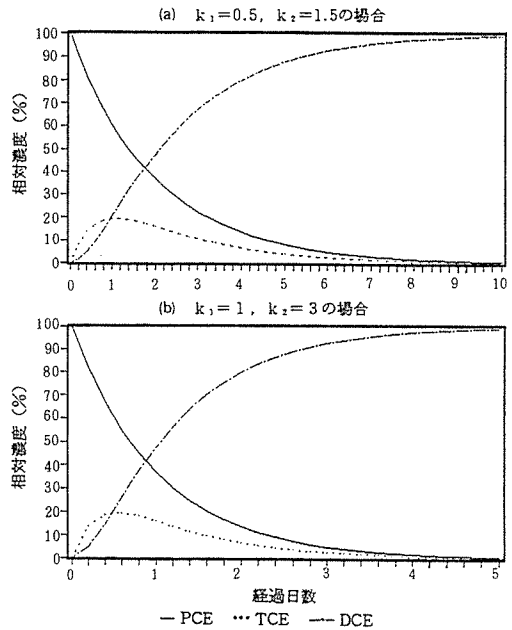


図-1 (a) $k_1=0.5, k_2=1.5$ と(b) $k_1=1, k_2=3$ の分解反応モデルの経時濃度変化

では X 軸が時間となっているが、散布図では X 軸 Y 軸とも濃度となり時間が軸に表れなくなる。

一方、実際の地下水中の汚染物質濃度は広い範囲にわたっているの³⁾、散布図を濃度軸で表わすのは一般的でない。そこで、濃度の問題を解決するため、無次元値、すなわち PTC 濃度和に対する PCE、TCE および *cis*-DCE の濃度の百分率（以下、各々 P/PTC 百分率、T/PTC 百分率および C/PTC 百分率という）を用いる。

以上のことから、分解反応モデルにおける分解速度定数と濃度の 2 つの問題に対しては、各 PTC 濃度相互の散布図と濃度百分率を組み合わせた各 PTC 相互の濃度百分率の散布図（以下、特性図という）を用いることによって解決できる。

図-2 に、 $r=1 \sim 3$ の場合における PCE と TCE、PCE と *cis*-DCE および TCE と *cis*-DCE の濃度百分率（以下、PT、PC および TC という）の特性図を示した。

PT 特性図 (a) では、 r が大きくなるほど山の高さが低くなる関係があり、TC 特性図 (c) では、*cis*-DCE 軸 (Y 軸) から見た山の高さは r が大きくなるほど低くなる関係がある。また、PC 特性図 (b) では、 r が大きくなるほど曲線の形は点 (100, 0) と点 (0, 100) を結ぶ直線に近づく関係にある。従って、各特性図における汚染地下水の測定値の分布状況を調

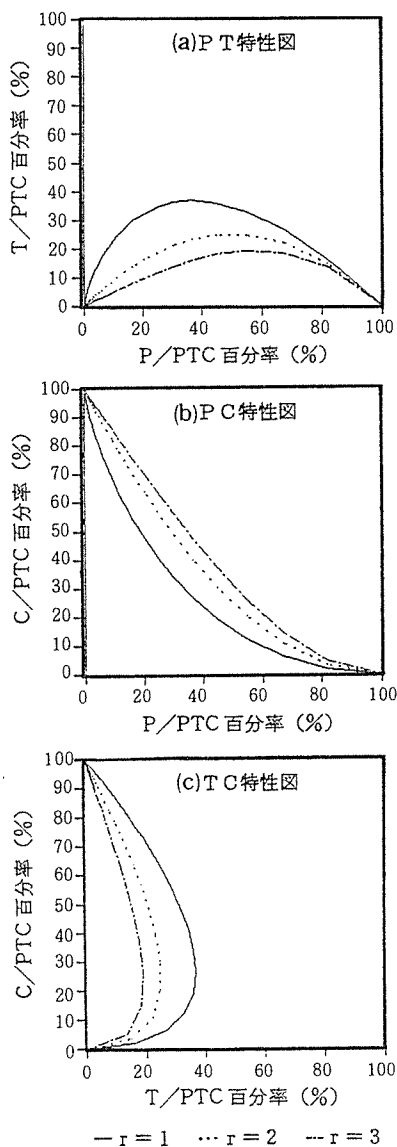


図-2 PCEの分解反応モデルにおける $r=1, 2, 3$ のPTC相互の特性図

ることによって、その地下水の分解速度定数の比 r を推定することが可能である。

2-1-3 濃度推移の予測

特性図から r を推定し、さらにその r に基づく経時濃度変化パターンを調べることによって、PCEが分解を始めてからの相対的な時間の経過を評価することができる。すなわち、 $k_2 = rk_1$ の関係から、例えば10日間で分解反応が終了するような適当な k_1 値を与えることによって1つの経時濃度変化パターンが得られる。図-1のCASE1はその一例であり、 $r=3$ ($k_1=0.5$, $k_2=1.5$) の場合の経時濃度変化である。この経時濃

度変化の曲線上に、 $r=3$ と推定された汚染地下水の実測データをプロットすれば、10日間で分解を終了するという仮定のもとで、その汚染地下水の分解開始からの日数を推定し、かつ今後の濃度推移を予測することができる。

2-2 TCE 汚染と混合汚染

2-2-1 TCE のみによる汚染

PCEの分解反応の中間物質であるTCEは、PCEと同様に溶剤として広く使われており、またTCEによる汚染が認められることから、TCEの分解反応モデルについて検討した。PCEの分解反応モデルの後段がTCEから *cis*-DCEへの分解反応に相当するので、TCEの汚染については、次の分解反応式で表すことができる。



この反応式について、初期条件として

$$[\text{TCE}]_0 = b \quad [\text{cis-DCE}]_0 = 0 \quad (3)$$

そして、

$$[\text{TCE}]_t + [\text{cis-DCE}]_t = b \quad (4)$$

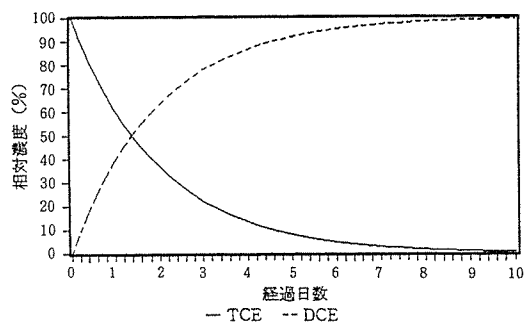


図-3 TCEの分解反応モデル ($k_2=0.5$) の経時濃度変化

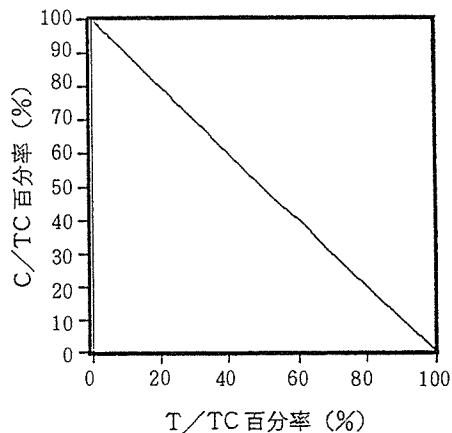


図-4 TCEの分解反応モデルのTC特性図

であることを考慮して微分方程式を解くと、次の時間 t を含む濃度式が得られる。

$$[TCE]_t = b \{1 - \exp(-k_2 t)\} \quad (5)$$

$$[cis-DCE]_t = b \exp(-k_2 t) \quad (6)$$

図-3に10日間を分解終了時間とした場合の TCE 分解反応モデルの経時濃度変化を示した。同モデルは分解速度定数 k_2 を1つだけ持つため、1つの経時濃度変化パターンしか存在しない。10日間を分解終了時間とした場合、 $k_2 = 0.5$ であった。

図-4に TCE 分解反応モデルの TC 特性図を示した。TC 特性図において、TCE の分解反応モデルの理論分布は、 k_2 の値とは無関係に1つの直線で表された。図-4と、PCE の分解反応モデルの TC 特性図(図-2(c))を比較すると、汚染原因物質が PCE あるいは TCE のどちらであるかによって分布する位置が異なることから、TC 特性図により両者を明瞭に判別することができる。具体的には、点(100, 0)と点(0, 100)を結ぶ直線上に分布する場合は TCE 汚染、そして点(0, 0)と点(0, 100)を結ぶ円弧上に分布する場合は PCE 汚染である。

TCE と *cis*-DCE のみが検出され PCE が検出されない地下水は、TCE によって汚染されたものと考えられるが、上記の手法を用いればより正確に判別できよう。また、TCE 汚染の場合も、PCE の分解反応モデルで提示した3つの指標¹⁾、すなわち総汚染度・分解度・類似度を用いた解析が可能である。

2-2-2 PCE と TCE の混合汚染

PCE や TCE による地下水汚染は、それぞれの単独汚染の場合のほか、両者の混合汚染の場合もある。例えば、PCE と TCE の両者とも使用している事業所からの汚染や、別個に使用され地下水を汚染する過程で合流する場合などが考えられる。

混合汚染モデルは、初期条件として

$$\begin{aligned} [PCE]_0 &= a & [TCE]_0 &= b \\ [cis-DCE]_0 &= 0 \end{aligned} \quad (7)$$

そして、

$$[PCE]_t + [TCE]_t + [cis-DCE]_t = a + b \quad (8)$$

であることを考慮して微分方程式を解くと、濃度式は次の時間 t を含む関数として得られる。

$$[PCE]_t = [PCE]_{p,t} \quad (9)$$

$$[TCE]_t = [TCE]_{p,t} + b \exp(-k_2 t) \quad (10)$$

$$[cis-DCE]_t = [cis-DCE]_{p,t} + b \{1 - \exp(-k_2 t)\} \quad (11)$$

式中の $[PCE]_{p,t}$ 、 $[TCE]_{p,t}$ および $[cis-DCE]_{p,t}$ は、

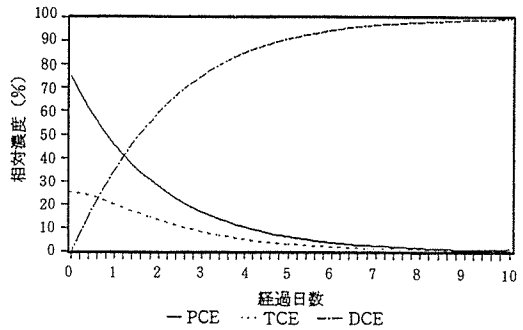


図-5 混合汚染の分解反応モデル (PCE/TCE=3, $k_1=0.5, k_2=1.5$) の経時濃度変化

それぞれ PCE の分解反応モデルにおける理論濃度式¹⁾である。混合汚染モデルは、PCE 汚染モデルの TCE と *cis*-DCE の各濃度式に、TCE の負荷量 b に対応した TCE 汚染モデルの濃度式が加わる形となっている。

図-5に、一例として PCE と TCE の存在割合が 3 : 1 で、 $k_1=0.5, k_2=1.5$ のモデルの経時濃度変化を示した。PCE 汚染の場合(図-1)と比較すると、TCE は負荷された分だけ 0 日目に 25% 高い値をとり、以降は極大値をとることはなく単調減少している。

次に、PCE の分解反応モデルの項で述べたのと同様に、PTC 相互の特性図について調べた。 r が同じモデル間において PTC 相互の特性図はそれぞれ同じパターンを示すことは、このモデルの場合にも当てはまる。実際の汚染地下水中の PCE と TCE の存在割合は広い範囲にわたることを考慮し、汚染当初の存在割合が PCE : TCE = 3 : 1, 1 : 1, 1 : 3 の3つの場合と $r = 1, 2, 3$ の3つの場合の計 9 通りの場合についての PTC 相互の特性図を図-6に示した。混合汚染モデルの分布は、PCE と TCE の単独汚染モデルの分布の中間に位置している。この特徴を応用することによって、混合汚染を PCE あるいは TCE の単独汚染と判別することができる。また、汚染初期の分布点は PCE と TCE の存在割合に対応する位置にあり、存在割合と r が変化するにしたがって、分布の形も変化した。このように分布の形は様々であるが、分解が進行し存在割合が変化した汚染地下水の場合にでも、 r が推定できれば特性図から汚染初期の PCE と TCE の存在割合を推定することができる。

3. まとめ

PCE の分解反応モデルを検討し、さらに TCE およびそれらの混合の分解反応モデルについても検討を加

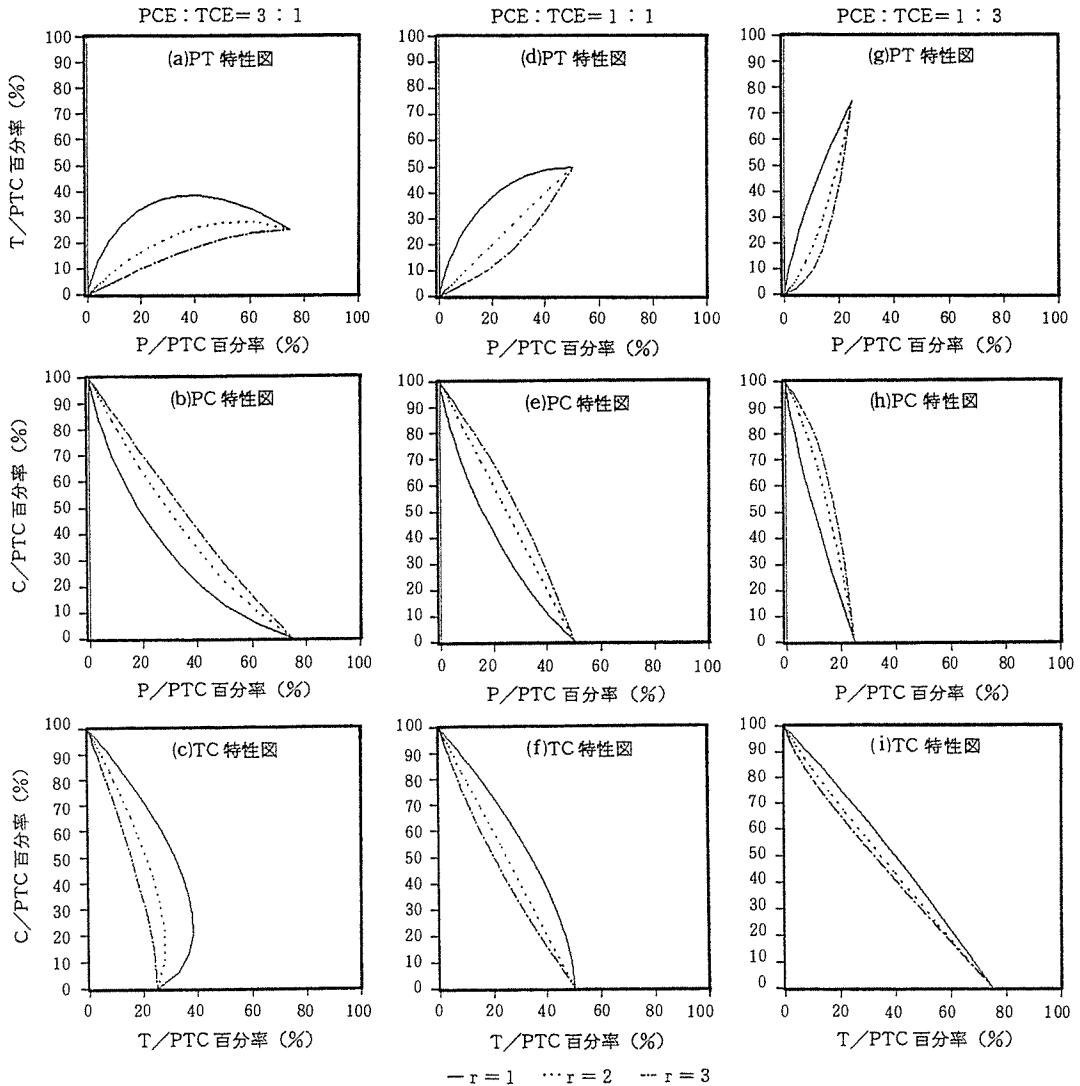


図-6 PCE/TCE 存在比が 3, 1, 1/3 で
 $r = 1, 2, 3$ の場合の PTC 相互の特性図

えた結果、以下のことが明らかとなった。

(1) PTC 相互の特性図から、地下水の汚染原因物質が PCE, TCE あるいはそれらの混合であるかを判断することができる。

(2) PCE 汚染モデルでは、PTC 相互の特性図から PCE 汚染の地下水の r を推定することができる。 r が同じモデル間では経時濃度変化も同じパターンをとることから、 r の推定値に基づく経時濃度変化パターンを用いて、汚染地下水の現在の状態や今後の濃度推移を推定することが可能である。

(4) TCE 汚染モデルでは、1つの経時濃度変化パターンしか存在しないが、PCE 汚染モデルと同様の解析が可能である。

(5) 混合汚染モデルでは、PCE 汚染モデルと同様に、 r が同じ場合には経時濃度変化パターンも同じとなるが、PCE と TCE の存在割合が変化すれば、パターンもいろいろに変化する。分解の進行している汚染地下水については、 r が推定できれば汚染当初のそれらの存在割合を推定できるとともに、今後の濃度推移を予測することが可能である。

文 献

- 1) 二宮勝幸, 酒井学: 揮発性有機塩素化合物による地下水汚染 (第2報) -テトラクロロエチレンの分解反応モデル-, 横浜市公害研究所報, 15, 151-156 (1991).
- 2) Paul V. Roberts, Joan Schreiner and Gary D. Hopkins : Field Study of Organic Water Quality Changes during Groundwater Recharge in the Palo Alto Baylands, *Water Res.*, 16, 1025-1035(1982).
- 3) 二宮勝幸, 大場栄次, 酒井学, 山口敬義: 揮発性有機塩素化合物による地下水汚染 (第1報) -汚染原因物質と分解生成物質との関係-, 横浜市公害研究所報, 15, 143-149(1991).
- 4) 川田邦明, 横山ひろみ, 尾崎邦雄: 新潟平野中央部における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染, *水質汚濁研究*, 12(5), 306-312(1989).
- 5) McClellan K L, Buras N, Bales R C : Biodegradation of Trichloroethylene by Bacteria Indigenous to a contaminated site, *J Environ Sci Health Part A Environ Sci Eng*, 24(6), 561-570(1989).
- 6) 矢木修身, 内山裕夫: 揮発性有機塩素化合物の土壌中における挙動と微生物分解特性, 国立公害研究所第3回土壌・地下水汚染シンポジウム報告, 13-18(1988).

揮発性有機塩素化合物による地下水汚染（第4報）

—分解反応モデルからみた地下水における汚染物質の挙動—

二宮勝幸*, 大場栄次*, 酒井 学*

要 旨

市内46地点の井戸水中の揮発性有機塩素化合物濃度を測定し、その結果について分解反応モデルを用いた解析方法で検討した。46地点は、汚染原因物質がテトラクロロエチレン (PCE), トリクロロエチレン (TCE) およびそれらの混合によるものに判別でき、各々31, 12, 3地点であった。PCE汚染地点については、分解速度定数の比 k_2/k_1 (以下、 r という) が4~30の範囲にあること、 $r=30$ の場合は $r=4$ の場合よりTCE濃度はかなり低いレベルで推移すること、全体的傾向として分解の初期段階にあることがわかった。TCE汚染地点については、PCE汚染より分解が少し進行している傾向がみられた。混合汚染地点については、3地点ともPCEよりTCEの存在割合の方が多く、分解の初期段階にあった。また、いずれの汚染の場合も、今後の濃度推移を予測することができた。

1. はじめに

著者らは、これまでPCE, TCEおよびそれらの混合による地下水汚染に関して、分解反応モデルを提示し、そのモデルに含まれる情報を応用した解析方法の可能性について検討してきた^{1, 2)}。

本報告では、市内の井戸水について調査を行い、その結果に分解反応モデルを用いた解析方法を適用し検討したので報告する。

2. 方法

2-1 調査方法

揮発性有機塩素化合物による汚染が確認された市内46井戸について、井戸水を褐色ガラス瓶に満たしたのち密栓・氷冷して、研究所に持ち帰りなるべく速やかに分析した。分析項目はPCE, TCEおよびシス-1, 2-ジクロロエチレン (*cis*-DCE) (以下、これら3物質を総称してPTC, またTCEと*cis*-DCEを総称してTCという) である。

2-2 分析方法

各PTCは、前報³⁾に記載した溶媒抽出法および

ヘッドスペース・GC-MS方法により分析した。以下、モル濃度のことを単に濃度という。

3. 結果と考察

3-1 測定結果

表-1に各PTCの平均値, 最大値, 最小値および検出数/検体数を、図-1には地点別の各PTC濃度の積層図を示した。同一汚染源の影響と認められる場所が3地区 (No.1~7, No.21~26, No.33~41) あったので、それらをT, M, I地区とした。また、表-1では、各項目とも検出数は検体数を下回っているが、全て不検出の検体はなかった。

項目別の特徴をみると (表-1), 平均値は大きい順に $PCE > TCE > cis-DCE$ となった。このことから、PCEからTCEを経て*cis*-DCEに分解することが示唆されるものの、分解過程としてはまだ初期段階にあると推察される。

図-1から、PTC濃度度は広い濃度範囲にわたり、しかも各PTCの存在割合も様々であった。しかし、T, M, Iの3地区については、一部の特異的な地点を除くと、PTC濃度や各PTCの存在割合はほぼ同

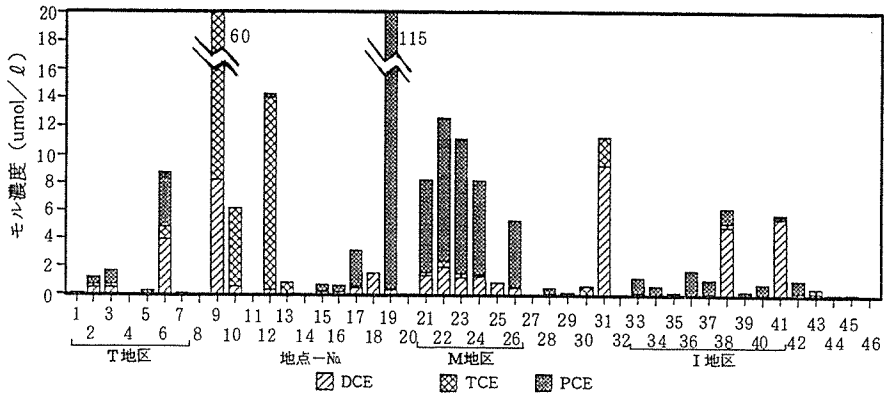


図-1 地点別の PTC モル濃度の積層図

じ傾向を示した。

表-1 地下水水質の統計値 ($\mu\text{mol/l}$)

	cis-DCE	TCE	PEC	TOTAL
平均値	0.940	1.711	3.686	6.337
最大値	9.155	51.908	114.458	114.830
最小値	0.000	0.000	0.000	0.006
検出数	35/46	37/46	36/46	46/46
検体数				

3-2 PCE 汚染と TCE 汚染の判別

前報²⁾では、PTC 濃度和に対する TCE 濃度の百分率 (T/PTC 百分率) と PTC 濃度和に対する cis-DCE 濃度の百分率 (C/PTC 百分率) の散布図 (以下、TC 特性図という) から、地下水中の汚染原因物質は PCE, TCE あるいはそれらの混合であることを判別できることを明らかにした。ここでは、この手法を用いて各地点の汚染原因物質を判別することを試みた。

図-2 に各地点の TC 特性図を示した。図中には、

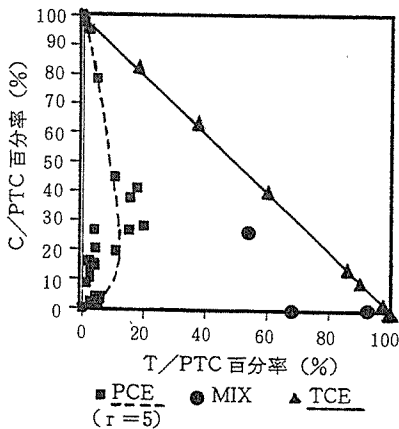


図-2 汚染原因別の TC 特性図および PCE と TCE の分解反応モデルの理論分布

PCE ($k_2/k_1 = 5$) と TCE の分解反応モデルの理論分布も示した。PCE 分解反応モデルの理論分布付近に点在する地点は、PCE 汚染を受けたと推察される。TCE 汚染と考えられる地点は、TCE 分解反応モデルの理論線の上に分布しており、PCE 汚染による地点とは明確に区別できた。TCE 汚染と PCE 汚染の理論分布の中間に位置する 3 地点は、両者の混合汚染の可能性が高い。

一方、(0, 100) 付近に位置する地点、すなわち分解がほぼ終了し大部分が cis-DCE になった地点については、この特性図から汚染原因物質が PCE か TCE かあるいは混合かを判断できないので、その近辺の汚染地下水や汚染源などの状況から原因物質を判定した。その結果、PCE, TCE および混合による汚染地点数は各々 31, 12 および 3 となった。

つぎに、各汚染の場合に分けてそれらの特徴を検討した。

3-3 PCE 汚染の特徴

3-3-1 用語の定義

PCE 汚染の場合に用いる用語は、次のように定義した。なお、分解度は、前報¹⁾では「PTC 濃度和に対する PCE 濃度の百分率」と定義したが、以下のように定義し直した。

総汚染度：PTC 濃度和

分解度：PTC 濃度和に対する TC 濃度和の百分率

類似度：PCE 濃度に対する TCE 濃度の比

3-3-2 総汚染度、分解度および類似度

図-3 に、PCE 汚染の 31 地点における総汚染度の分布と、各 PTC 百分率の積層図を示した。図中の地点の順序は分解度の昇順に並べた。また、図-4 には、地点別の類似度を昇順に並べ替えて示した。

図-3 をみると、No.36~19 の 6 地点は分解度が

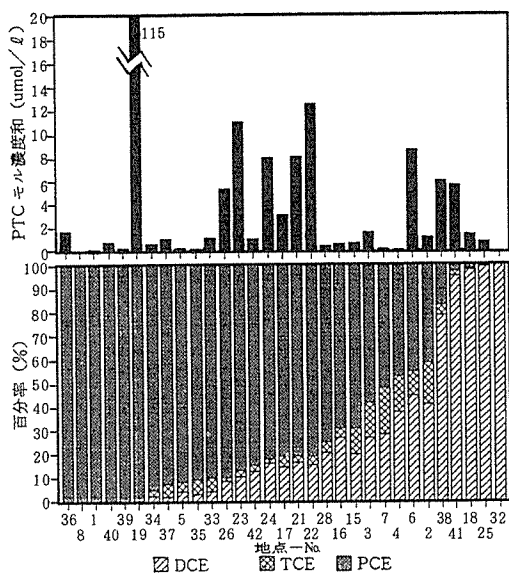


図-3 PCE 汚染における地点別の PTC モル濃度と PTC 百分率

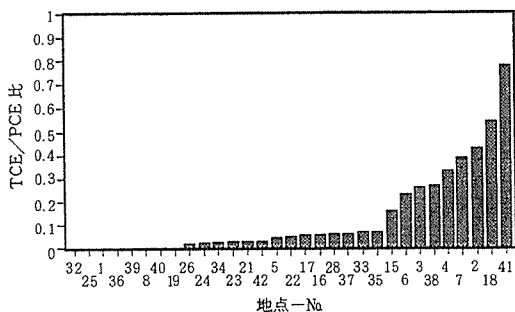


図-4 PCE 汚染における地点別の TCE/PCE 比

0%で分解に至っていない地点であり、それ以降の地点は分解がみられ、最後のNo.32は総汚染度は小さいものの完全に *cis*-DCE まで分解した地点であった。

このうち、汚染源の異なる3つの地区(T: No.1~7, M: No.21~26, I: No.33~41)の分解度は、特異な地点を除くと、各々42~59%, 10~19%, 0~10%の比較的狭い範囲にあった。この分解度の範囲から、T地区は中程度に分解している地区、M地区は少し分解の進行している地区、そしてI地区は分解程度の小さい地区といえる。

特異な地点は、T地区ではNo.1とNo.5, M地区ではNo.25, そしてI地区ではNo.38とNo.41であった。各地区の特異な地点の特徴をみると、T地区ではNo.1とNo.5の分解度は各々0%と8%で、他地点が40%以上であるのに比べてかなり小さい値を示した。この理由としては、その2地点は汚染源に近いこと、

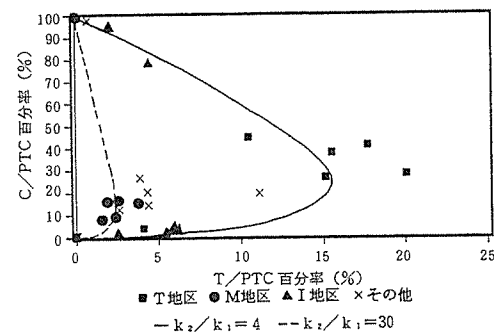
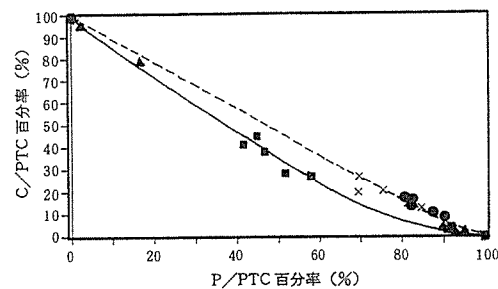
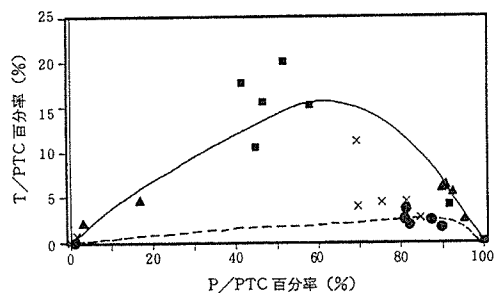


図-5 PCE 汚染における PTC 相互の特性図および PCE の分解反応モデル($k_2/k_1 = 4, 30$)の理論分布

あるいは、PCEが分解しにくい環境であることなどが考えられた。M地区では、No.25の分解度がほぼ100%で他地点の10~20%と比較してかなり大きく、また、その総汚染度は $1 \mu\text{mol/l}$ 以下で他地点の $5 \sim 13 \mu\text{mol/l}$ に対して小さかった。このことから、No.25は汚染源が異なるか、あるいは、分解と希釈の影響の大きい地点と推察される。I地区では、No.38とNo.41の総汚染度が他地点の $0.1 \sim 2 \mu\text{mol/l}$ より大きい $5.7 \sim 6.1 \mu\text{mol/l}$ を示し、またこの2地点の分解度は80%以上であり他地点の0~10%よりかなり大きかった。従って、No.38とNo.41はI地区内の他地点とは異なる汚染源の影響を受けているか、汚染物質が滞留し易くかつ分解が著しく促進している地点であると推察される。

図-4の類似度と図-3の分解度を比較すると、各地点の順序はほぼ同じ傾向を示しており、類似度と分

解度は密接に関連していることがわかった。ただし、I地区については、分解度より類似度の方が広い範囲にわたっており、地点間の特徴が強調されている。

3-3-3 分解速度定数の比の推定

前報²⁾で述べたように、PTC相互の特性図から分解速度定数の比 r を推定することができる。図-5にPTC相互の特性図を示した。図中には、 $r=4$ および $r=30$ のモデルの理論分布も示した。

大部分の地点は2つの理論分布の間に位置していること、そして地区毎にそれぞれ集団を形成していること、さらに集団から離れた位置にある地点はその集団に対応する理論分布上にあることがわかった。T, M, I地区に対応する r の推定値はそれぞれ4, 30, 4で、3地区ともPCEからTCEへの分解が律速段階であった。

3-3-4 濃度推移の予測

各地区の r の推定値から、PCEの分解反応モデルの経時濃度変化パターンを求めることにより、その地区の分解開始からの相対的経過時間、および将来の濃度推移が予測できる。図-6に、10日間を分解終了時間とした場合における $r=4, 30$ の経時濃度変化を示した。10日間を分解終了時間とした場合、 $r=4$ では $k_1=0.5, k_2=2$ 、そして $r=30$ では $k_1=0.5, k_2=15$ となった。また、図中には、3地区の各PTC百分率の平

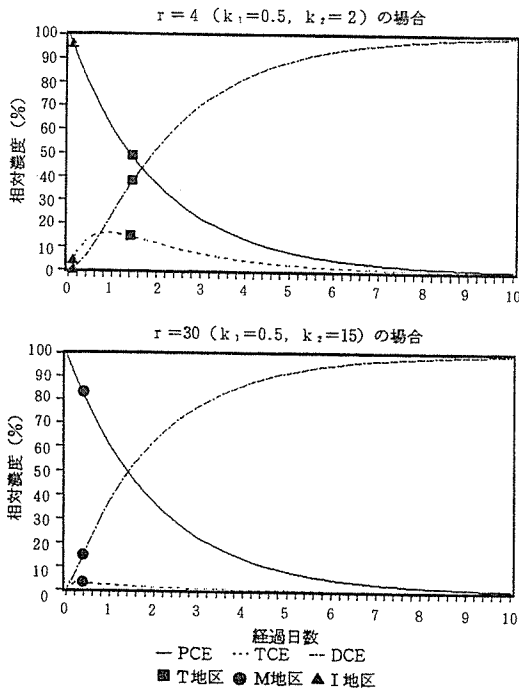


図-6 $k_2/k_1 = 4, 30$ のPCE分解反応モデルの経時濃度変化および各地区の分解経過時間

均値をプロットした。

$r=4$ と $r=30$ の経時濃度変化パターンを比較すると、 k_1 値は両者とも同じであるため、PCEの減少率は変わらないが、 k_2 は後者の方が前者より大きいため、*cis*-DCEの増加率は後者の方が前者より少し大きい傾向を示した。TCEの極大値は、 $r=4$ の時に約17%、 $r=30$ の時に約3%となり、前者の方が大きかった。

次に、3地区についてみると、 $r=4$ のT地区はTCEの極大値を過ぎた頃に相当し、今後TCEは減少していくが、I地区は分解が始まったばかりで、これからTCEは増加すると推察される。 $r=30$ のM地区は分解の初期に相当するが、TCEは今後低い値で推移すると考えられる。3地区とも分解の初期段階にあることから、PCEと*cis*-DCEの今後の変化率は、TCEと比べ大きいと予想される。10日間を分解終了時間とした場合におけるT, M, Iの3地区の分解経過時間は各々1.4日、0.1日、0.4日であった。

3-3-5 全体の分解傾向の把握

図-6において、10日間を分解終了時間とした場合、 $r=4$ と $r=30$ の2つのモデルは同じ k_1 値をもつため、P/PTC百分率の経時濃度変化パターンは同じであった。一方、PCEの分解反応モデルでは、

$$[PCE]_t + [TCE]_t + [cis-DCE]_t = [PTC]_t \quad (=一定)$$

であるから、この式を変形して、

$$\{[PCE]_t / [PTC]_t\}$$

$$+ \{([TCE]_t + [cis-DCE]_t) / [PTC]_t\} = 1$$

さらに、両辺に100を掛けて左辺を整理すると、

$$\{P/PTC \text{ 百分率}\} + \{\text{分解度}\} = 100$$

となる。この式は、2つのモデルの分解度の経時変化パターンも同じであることを意味している。従って、地点毎に r 値が異なっても、少なくとも $r=4 \sim 30$

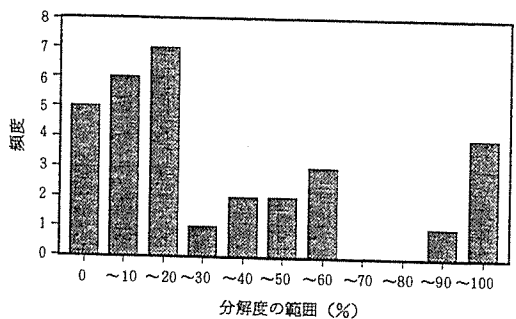


図-7 PCE汚染における分解度の頻度分布

の範囲にあれば、分解度を用いることによって、 r とは無関係に調査地点全域の分解傾向を把握することができる。具体的には、全調査地点について分解度の範囲別の頻度分布を作成し、その分布状況を調べることによって、分解傾向が小さいか大きいかを把握できる。さらに、経時的にそれを調べれば、分解傾向の推移も把握できる。

図-7に、分解度の範囲別の頻度分布を示した。分解度が0~20%の範囲にPCE汚染31地点中の18地点が、それ以降60%までの範囲には各1~3地点の計8地点が分布していた。そのほか90~90%に1地点、90~100%に4地点が分布していた。全体的には分解度の小さい方に偏った分布であることから、今回の調査地点全体の分解傾向は、まだ分解の初期段階にあるといえる。しかし、分解のほとんど終了している地点も存在するので、今後、分解は中期段階に進んでいく可能性がある。

3-4 TCE汚染の特徴

今回の全調査46地点のうち、TCEが汚染原因物質であるのは12地点であった。図-8に、その12地点のTC濃度和(PCE汚染の総汚染度に相当する)の分布と、TC濃度和に対するTCE濃度の百分率(T/TC百分率)とTC濃度和に対するcis-DCE濃度の百分率(C/TC百分率、PCE汚染の分解度に相当する)の積層図を示した。

No.30, 44, 45, 13はTC濃度和が小さいものの、C/TC百分率が0%で分解のない地点であった。また、

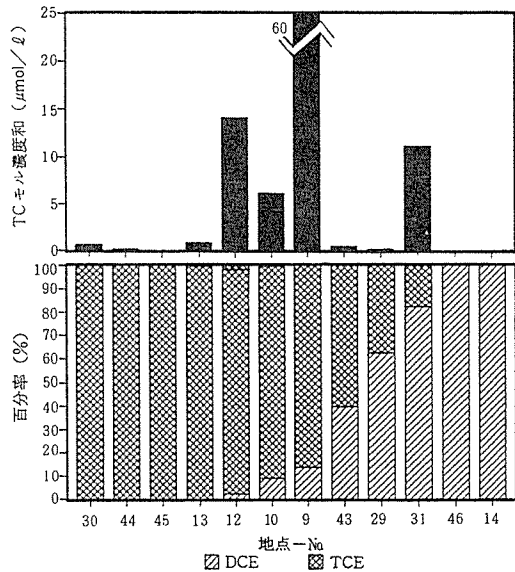


図-8 TCE汚染における地点別のTCモル濃度和とTC百分率

TC濃度和が5 μmol/l以上の地点は順にNo.9, 12, 31, 10であった。No.31を除く3地点のC/TC百分率は20%以下であるのに対して、No.31は80%と高く、かなり分解が進行していることがわかった。

次に、TC濃度和が最も大きいNo.9とC/TC百分率が高いNo.31の2地点を例として、今後の濃度推移を調べた。図-9に、10日間を分解終了時間とした場合の相対的経時濃度変化を示した。No.9は分解初期に相当し、今後は比較的急なTCEの減少およびcis-DCEの増加が見込まれる。No.31は分解が中間段階に達しており、以降はTCEが緩やかに減少すると想定される。No.9とNo.31の分解時間は各々0.3日、3.5日であった。

最後に、TCE汚染全体の分解傾向を調べた。図-10に、C/TC百分率の範囲別の頻度分布を示した。C/TC百分率が0%のものが4地点と最も多く、次に0~10%と90~100%の範囲がともに2地点あった。そのほか4つの範囲に分散して1地点ずつ存在した。全体的な傾向として分解の初期段階にあるものの、PCE汚染の場合より分解が進行している傾向がみられた。

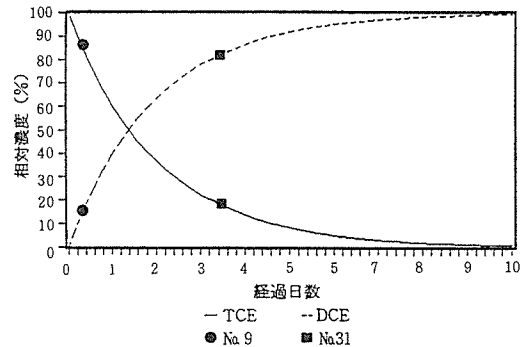


図-9 TCEの分解反応モデル($k_2=0.5$)の経時濃度変化および各地点の分解経過時間

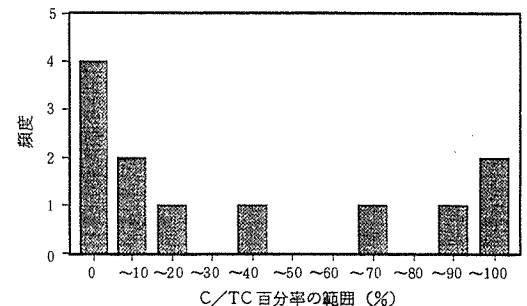


図-10 TCE汚染におけるC/TC百分率の頻度分布

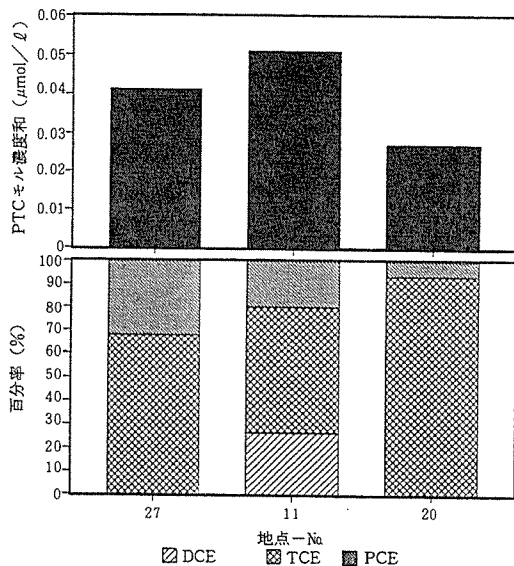


図-11 混合汚染における地点別のPTCモル濃度和とPTC百分率

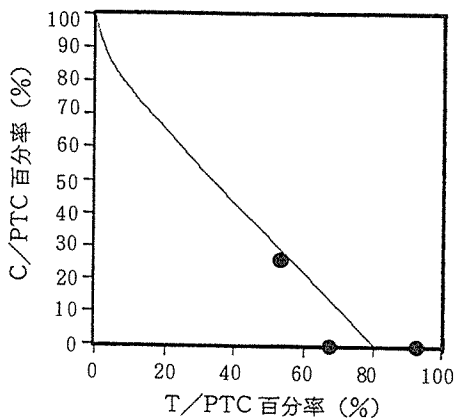


図-12 混合汚染におけるTC特性図および混合汚染モデル(PCE/TCE=1/4, r=4)の理論分布

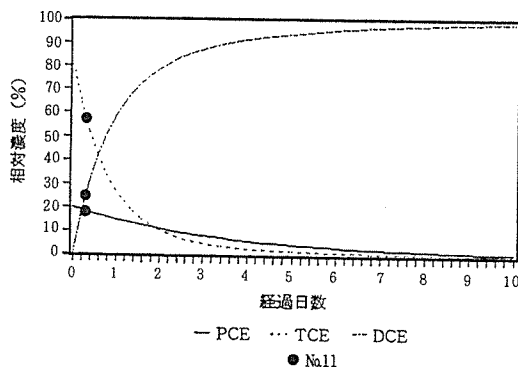


図-13 混合汚染分解反応モデル(PCE/TCE=1/4)の経時濃度変化およびNo.11の分解時間

3-5 混合汚染の特徴

図-11に混合汚染と推定された3地点のPTC濃度和の分布と、各PTC百分率の積層図を、また図-12にそれらのTC特性図を示した。なお、図-12中の曲線はPCE:TCE=2:8の存在割合でかつ $r=4$ の混合汚染モデルの理論分布である。

3地点のPTC濃度和は $0.027 \sim 0.051 \mu\text{mol/l}$ の範囲にあり、PCEやTCEの汚染の場合と比べ低い濃度レベルであった。No.27とNo.20はいずれもPCEとTCEだけが存在しcis-DCEが存在しないことから、汚染時期が比較的新しいか、あるいは分解反応が起こりにくい環境にあったと考えられる。No.27とNo.20のT/PTC百分率は各々68%、93%で、PCEよりTCEの割合の方が大きかった。一方、No.11は分解が起こっている地点であり、図-12の混合汚染モデルの理論分布とほぼ同じ線上にあることから、汚染当初はPCE濃度とTCE濃度がほぼ20:80の割合の混合汚染を受け、その後分解し、現在の割合に至ったものと推察される。

次に、濃度推移の予測について調べた。図-13に、10日間を分解終了時間とした場合の混合汚染モデルの相対的経時濃度変化を示した。このモデルは、PCEよりTCEの割合が多いため、PCE汚染の場合のようなTCEの極大値はみられず、PCEとTCEとも単調減少する。No.11の分解時間は0.3日に相当し、今後はTCEの減少やcis-DCEの増加が大きくなるが、PCEは緩やかに減少していくと推察される。

4. まとめ

横浜市内46地点の井戸水中のPCE、TCEおよびcis-DCE濃度を測定し、分解反応モデルの解析方法を適用した結果、以下のことが明らかとなった。

- (1) 46地点は汚染原因物質がPCE、TCEおよびそれらの混合によるものに分けられ、各々31、12、3地点であった。
- (2) PCE汚染については、全体的な傾向として分解の初期段階にあった。分解速度定数の比 r は4~30の範囲にあり、 $r=30$ の場合は $r=4$ の場合と比較してTCE濃度が低いレベルで推移する経時パターンを示した。
- (3) TCE汚染については、分解の初期段階にあるが、PCE汚染の場合に比べ分解が少し進行していた。
- (4) 混合汚染については、3地点のうち、2地点が分解の始まっていない段階にあり、もう1地点は分解の初期段階にあった。分解の初期段階にある地点の

汚染当初における PCE と TCE の割合が推定できた。

(5) 上記の 3 つの汚染はいずれも、おのおのに対応した分解反応モデルの経時濃度変化パターンから、今後の濃度推移を予測できた。ただし、実際の地下環境中では、地下水の流れがあり、しかも PCE などの分解細菌は均一に分布しているとは考えられないので、密封かつ均一な実験条件から得られた分解反応モデルを用いて濃度推移の予測を行う場合は、様々な環境要因を考慮し評価していく必要がある。

文 献

- 1) 二宮勝幸，酒井学：揮発性有機塩素化合物による地下水汚染（第 2 報）—テトラクロロエチレンの分解反応モデル—，横浜市公害研究所報，15，151—156(1991).
- 2) 二宮勝幸，酒井学：揮発性有機塩素化合物による地下水汚染（第 3 報）—分解反応モデルを用いた地下水汚染解析方法—，横浜市公害研究所報，16，104—109(1991).
- 3) 二宮勝幸，大場栄次，酒井学，山口敬義：揮発性有機塩素化合物による地下水汚染（第 1 報）—汚染原因物質と分解生成物質との関係—，横浜市公害研究所報，15，143—149(1991).

非放射線源式 ECD-GC による環境大気中の N_2O 分析

*平野 耕一郎

要 旨

N_2O の測定は一般に ECD-GC 法で行われている。今回、非放射線源式 ECD-GC を用い、分析試料量が少量 (150ml 以下) で、大気中の N_2O を高分解能の濃度 (目標値: 1 ppb 以下) で精度よく分析する方法について検討し、更に多数地点の試料採取に適するグラブサンプリング法を用いた調査方法についても検討した。非放射線源型の ECD-GC は、線源型の法的な設置手続等の煩雑さが無いという利点に加え、感度、再現性の試験結果や環境大気の測定結果から線源型のものと比べても遜色のない測定精度であることがわかった。

1. はじめに

大気中の亜酸化窒素 (N_2O) は二酸化炭素 (CO_2) やフロンと同様に温室効果をもたらす物質の一つであり、また成層圏のオゾンを減少させる物質でもある。環境大気中の N_2O 測定は一般に電子捕獲型検出器・ガスクロマトグラフィー (ECD-GC) 法で行われている。現在使用されている多くの ECD-GC はキャリアガスのイオン化源に ^{63}Ni などの放射線源物質が用いられている。これらの装置を使用するには、放射線取扱主任者の資格が必要であり、更に科学技術庁に届出及び許可申請を行わねばならない。したがって、放射線源式 ECD-GC は放射線源の増量、減量、設置場所の変更などに法的規制を受けるために調査に対応して種々の場所に移動させ、使用することができない。そこで、法的規制がなく移動可能な N_2O 分析装置として、放射線源の代りに希ガス雰囲気中のグロー放電現象を利用した非放射線源式 ECD-GC を用い、分析試料量が少量 (150ml 以下) で、大気中の N_2O を高分解能の濃度 (目標値: 1 ppb 以下) で精度よく分析する方法について検討し、更に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法を用いた調査方法についても検討したので報告する。

2. 測定方法

2-1 試料採取容器 (図1)

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 (または、ニードルバルブ) と除湿管 (除湿剤: アンシドロン) を容器の両側又は片側に装着したものである。

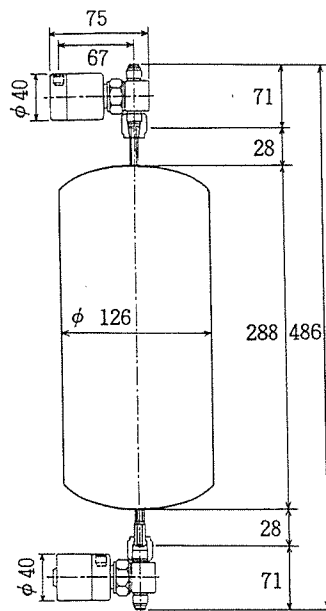


図-1 試料採取容器

Determination Methods of N_2O in Ambient Air using ECD-GC of non-Radiation Type

*K. Hirano 横浜市環境科学研究所

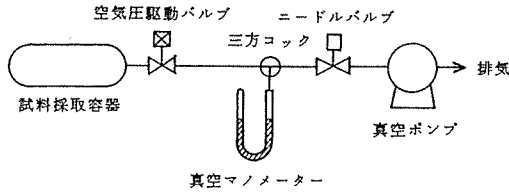


図-2 試料採取容器の排気システムの構成図

2-2 試料採取

試料採取前に、真空ポンプにより試料採取容器内を1torr以下に排気した。除湿管の試料採取口が直接大気に長時間さらされると充填してある除湿剤が吸湿固化し、試料空気が十分に通気できなくなるので、試料採取口をパラフィルムで密栓した。測定時の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。図2に試料採取容器の排気システムの構成図を示す。

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または空気を圧力約7 kg/cm²に充填したものを用いて行った。

2-3 分析装置

N₂O分析装置のシステム構成は非放射線源式ガスクロマトグラフィ(柳本製作所製 G3800EN),自動ガスサンプラー(柳本製作所製 GSL-247A)及びデータ処理装置(システム インストルメント製 Chromatocorder 11)からなり、それを図3に示した。また、図4に自動ガスサンプラー付ECD-GCの流路構成図を示した。

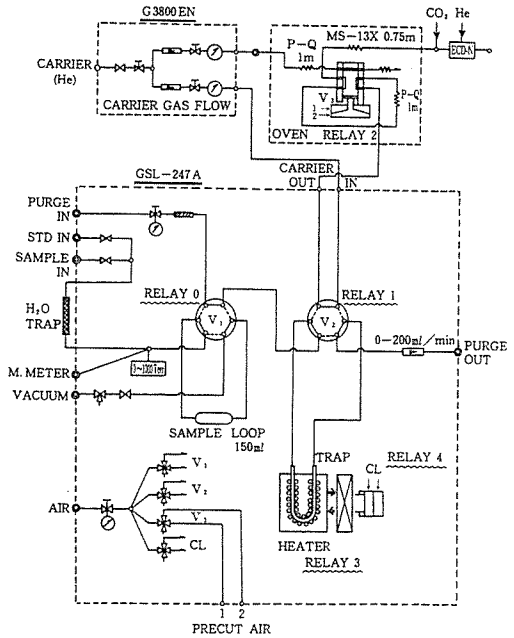


図-4 ガスサンプラー付ECD-GCの流路構成図

2-4 分析方法

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排気後、試料容器のバルブを開き、ガスサンプラーの計量管内と試料容器内を圧平衡にした。なお、圧力センサーにより圧力を確認した。バルブを切替え、ヘリウムキャリアガスによってトラップ(5℃以下)にN₂Oを濃

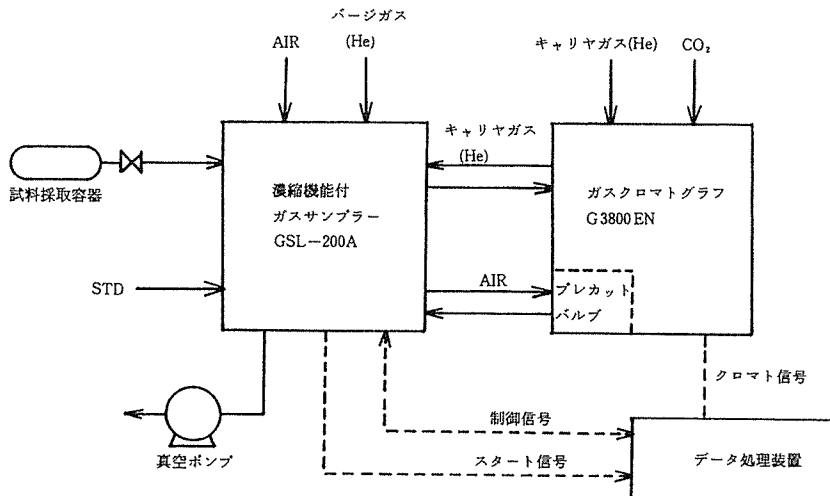


図-3 N₂O分析装置システム構成図

表-1 非放射線源式 ECD-GC の測定条件

N₂O 測定用ガスクロマトグラフ G3800EN
 カラム：プレカラム (3mmφ×1m SUS, Porapak Q 50~80mesh)
 デミ-カラム (3mmφ×0.75m SUS, MS-13X 60~80mesh)
 カラム温度：130℃
 検出器温度：300℃
 キャリアガス：99.9999%He (I：28ml/min, II：27ml/min)
 ディスチャージガス：99.99%CO₂ (100ml/min)
 CO₂：99.99%CO₂ (1.2kg/cm²)
 SENS.：10⁻², ATTE.：1/1, DV：200V, IC：10⁻²×1/256 約75%

表-2 自動ガスサンプラーの測定条件

自動ガスサンプラ GSL-247A
 計量管容量：150ml
 トラップ冷却温度：5℃
 トラップ脱着温度：180℃
 パージガス：99.9999%He (100ml/min)

縮後、トラップを加熱 (180℃) し、脱着させた試料を ECD-GC に導入し、N₂O を分析した。1 回の分析に試料空気を約 150ml 用い、標準ガスと試料空気を交互に分析した。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。

3. 結果及び考察

本システムによって試料空気を分析したガスクロマトグラム例を図 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、10 分過ぎに、続いて N₂O のピークが 15 分前後に検出されており、本システムは分離性及び分析感度共に良好であった。

本システムにおいては、試料採取容器とガスサンプラーの計量管を圧平衡にし、ECD-GC に試料ガスを導入している。このために計量管内の試料ガス圧と大気圧換算分析値との関係を予め求める必要があり、図 6 に示すとおり反比例の結果が得られた。したがって、真の大気圧換算分析値は、導入した試料ガス圧に対して単に大気圧補正するだけでは不適切であり、予め試料ガスの導入圧と分析値との関係を調べ、得られた大気圧換算分析値に対する補正が必要である。

非放射線源型の ECD-GC に対する分析値の再現性について試験した結果を図 7 に示した。測定感度は分析する度に変化し、かつ、変動が大きい。したがって、測定感度を一定にして分析するには、キャリアガス (ヘリウム)、放電ガス (ヘリウム)、二酸化炭素の純度及びそれらの流量制御が重要で、今後、これら

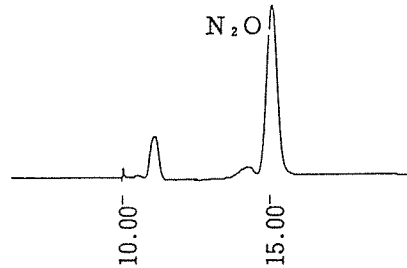


図-5 クロマト例

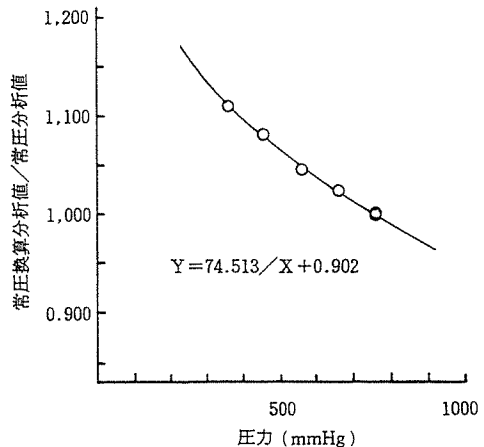


図-6 計量管内の試料圧力と常圧換算分析値との関係

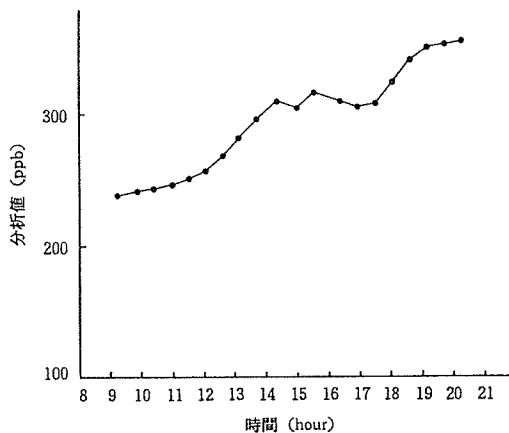


図-7 N₂O 標準ガスの繰返し分析における経時変化

表-3 N₂O STANDARD

SAMPLES	I. V.(ppb)	I. V./STD
CYLINDER	358.8	0.999
DILUTION	333.9	0.979
CYLINDER	356.4	0.993
DILUTION	340.0	0.997
CYLINDER	355.6	0.990
DILUTION	339.8	0.996
CYLINDER	355.3	0.990
DILUTION	335.1	0.983
AVE.		0.991
S.D.		0.007
C.V.(%)		0.668

の問題点についてハードも含め検討が必要である。

キャリアガス、放電ガス及び二酸化炭素の流量制御に十分配慮しながら、2種類のN₂O標準ガス（高压容器から直接供給した標準ガス及標準ガス希釈装置により作製した標準ガス）について繰り返し分析した結果（表3）、標準ガスに対する指示率（I. V./STD）の変動係数は、0.7%以下であった。したがって、本システムを用いた場合、現在、環境大気中で測定されるN₂O濃度約310ppbに対して±2ppbの範囲以内で測定できる。

都市大気中のN₂O濃度分布調査の結果の一部を表4に示した。N₂O濃度は306ppb前後で、現在のバックグラウンド値とはほぼ同程度であった。

本試験結果から、グラブサンプリング用に製作された試料採取容器と非放射線源型ECD-GCを用いた本システムによる測定法は、発生源周囲の汚染分布濃度調査などの環境大気分析に十分に使用可能であることが示唆された。

4. まとめ

非放射線源型のECD-GCを使用すれば、線源型のECD-GCを使用することにもなる種々の煩雑さから開放され、測定者にとっては大変好都合であった。この非線源型のものを用いた分析法は感度、再現性の試験結果や環境大気の測定結果からもわかるように線源型のものと比べても遜色のない結果が得られた。ただし、測定感度を一定にするには、放電ガス（ヘリウム）、二酸化炭素の純度及びそれらの流量が最も問題となるので、この点について十分に配慮する必要がある。

なお、多数地点の分布調査に有用であるグラブサンプリング用容器（内面を電界研磨処理したSUS製試

表-4 AMBIENT AIR

Samples	N ₂ O(ppb)
10	306.6
11	302.2
12	306.4
13	308.8
14	306.6
AVE.	306.1
S.D.	2.1
C.V.(%)	0.7

料採取容器）に対して、今後、試料採取後の時間的な濃度変動を検討する必要がある。

文 献

- 1) 玉置元則, 平木隆年, 溝口次夫: N₂O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N₂O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N₂O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N₂O分析, 第32回大気汚染学会講演要旨集, 455(1992).
- 6) 八木一行, 鶴田治雄, 陽捷行: CH₄・NO₂フラックス測定マニュアル, 資源・生態管理科研究収録, 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 Carbonyl 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).

横浜市における酸性雨調査 —1990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 ⁺	インドフェノール法 イオンクロマトグラフ法
K ⁺ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	原子吸光度法 イオンクロマトグラフ法
SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻	イオンクロマトグラフ法

1. はじめに

降水の化学的性状を長期的に把握するため、本市では1984年5月より一降水全量及び初期1mm降水を年間を通じ採取し、pH、導電率 (EC) 及び各イオン成分濃度の測定を実施している。

ここでは、1990年の調査結果について報告する。

2. 調査内容

採取期間：1990年1月～1990年12月

採取地点：横浜市環境科学研究所屋上（磯子区滝頭）

採取方法：自動雨水採取装置（小笠原計器製作所R-500型）により一降水全量及び初期1mm降水を各降水毎に採取した。

分析項目及び分析方法：表-1に示す。

3. 結果

3-1 気象状況及び採取状況

1990年1月～12月の1年間に一降水全量及び初期1mm降水を各50試料ずつ採取した（表-2）。なお、降水量1.0mm未満の降水は調査対象から除外した。

1990年の年間降水量（採取した降水の貯水量より算出）は1764mmとなり、この値は、採取地点から約4km離れた横浜地方気象台における年間降水量¹⁾（1765mm）とよく一致した。

1990年の降水は、5月から7月は平年よりやや少なかったが、9月及び11月は台風等の影響でかなり多かったことから、年間降水量としては平年（1596mm）よりやや多くなった¹⁾。

3-2 pH

図-1, 2に一降水全量及び初期1mm降水のpHの

最高値、最低値及び平均値の経年変化を示す。なお、平均値に関する以下の検討には、すべて降水量で重み付けした加重平均値を用いた。

1990年の一降水全量の最高pHは6.10（8月4日、降水量2.7mm）、最低pHは3.85（5月14日、降水量20.3mm）、平均pHは4.63であった。1984～1990年の7ヶ年の平均pHは4.63であり、1990年の平均値は前年までの結果と大きな変化はなかった。

また、酸性雨とされるpH5.65以下の試料数は49試料（98.0%）で、採取した降水のほとんどが酸性雨であった。このうち、pH4.0未満の低pH降水は、5月から6月にかけて3回観測された。一方、pH5.65を超えるものは前述した8月4日の1試料だけであった。

1990年の初期1mm降水の最高pHは6.59（3月28日）、最低pHは3.53（5月7日）、平均pHは4.29であり、7ヶ年の平均4.30とほぼ同じで、一降水全量と同様、前年までの結果と比較し大きな変化はなかった。

また、酸性雨とされるpH5.65以下の降水は46試料（92.0%）あり、このうちpH4.0未満の低pH降水は7回観測され、1月、4月、5月、7月、11月と四季を問わず出現した。一方、pH5.65を超えるものは4試料（8.0%）であり、3月と8月に観測された。

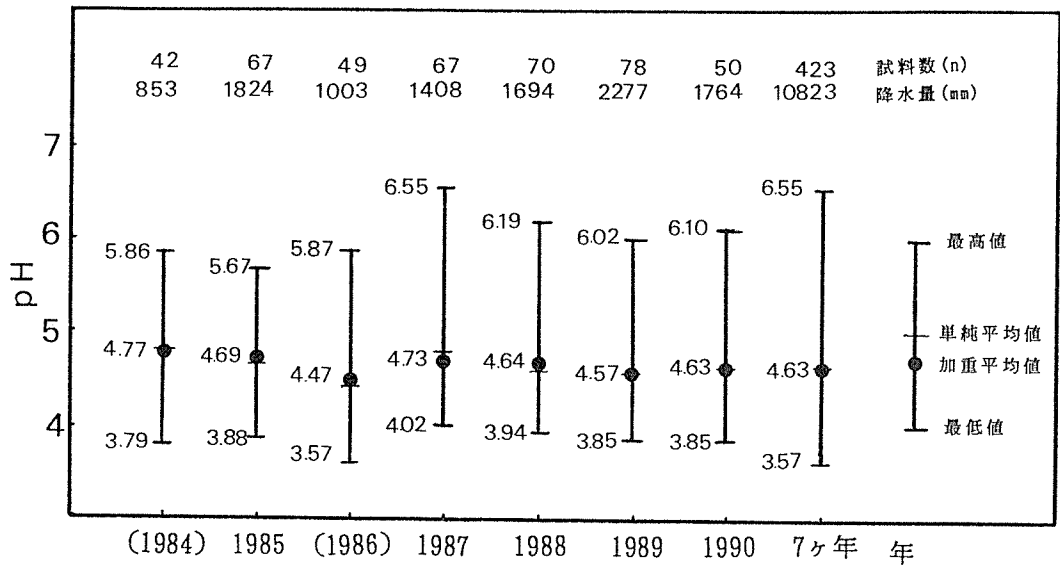


図-1 pHの経年変化（一降水全量）

（単純平均値は各降水のpH値の算術平均値、加重平均値は各降水のpHを水素イオン濃度に換算し、降水量）
 で重み付けした平均値をpHに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。）

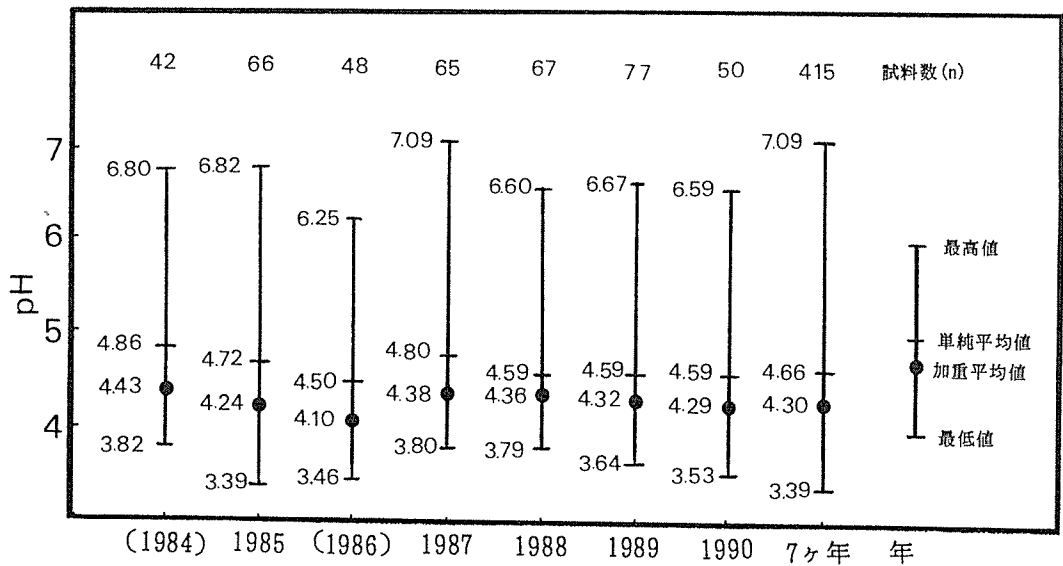


図-2 pHの経年変化（初期1mm降水）

（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、降水量）
 で重み付けした平均値を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。）

表-2 降水成分の年平均濃度

		単位：降水量 mm, EC $\mu\text{S/cm}$, 濃度 $\mu\text{g/ml}$											
		降水量	試料数	pH	EC	NH_4^+	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-
一 降 水 全 量	(1984年)	853	42	4.77	17.5	0.51	0.05	0.42	0.14	0.07	2.12	0.78	1.11
	1985年	1824	67	4.69	17.4	0.38	0.04	0.57	0.18	0.09	1.53	0.76	1.32
	(1986年)	1003	49	4.47	24.5	0.75	0.12	0.47	0.18	0.06	2.21	1.70	1.50
	1987年	1408	67	4.73	19.2	0.51	0.12	0.42	0.14	0.06	1.81	1.07	1.16
	1988年	1694	70	4.64	21.0	0.51	0.04	0.40	0.14	0.06	2.29	1.12	1.24
	1989年	2277	78	4.57	25.3	0.56	0.05	0.53	0.22	0.10	2.01	1.23	1.34
	1990年	1764	50	4.63	25.7	0.38	0.06	1.24	0.33	0.18	1.80	0.99	2.23
7 ヶ年	10823	423	4.63	21.9	0.50	0.06	0.60	0.20	0.09	1.94	1.08	1.44	
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
7 ヶ年	-	415	4.30	63.0	1.47	0.20	2.30	1.40	0.41	6.13	4.38	5.36	

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) 試料はすべて降水量1mm以上のものを使用した。

注4) 1984年は1月～4月, 1986年は3月～5月が欠測である。

3-3 イオン成分濃度

表-2に一降水全量及び初期1mm降水の各イオン成分濃度の年平均値($\mu\text{g/ml}$)を示す。

1990年の SO_4^{2-} 、 NO_3^- の平均値は、一降水全量がそれぞれ1.80, 0.99, 初期1mm降水が6.39, 4.42であり、7ヶ年の平均(一降水全量: 1.94, 1.08, 初期1mm降水: 6.13, 4.38)とほぼ同程度で、前年までの結果と比較し大きな変化はなかった。

一方、1990年の Ca^{2+} の平均値は、一降水全量, 初期1mm降水とも、7ヶ年の平均に比べやや高く、 NH_4^+ はやや低い値であった。

その他、海塩成分が主であると考えられる Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- の濃度は、一降水全量, 初期1mm降水とも7ヶ年の平均に比べ高い値を示した。

(1) 一降水全量(50試料)の平均pHは4.63, 初期1mm降水(50試料)の平均pHは4.29であった。

(2) 一降水全量, 初期1mm降水とも、年平均pHは、前年までの結果と比較し大きな変化はなく、ほぼ横ばい状況であった。

(3) SO_4^{2-} 、 NO_3^- の平均濃度($\mu\text{g/ml}$)は一降水全量がそれぞれ1.80, 0.99, 初期1mm降水が6.39, 4.42であり、前年までの結果と同程度であった。

(4) Ca^{2+} の平均濃度は例年に比べやや高く、 NH_4^+ はやや低い値であった。

文 献

1) 横浜地方気象台編集：神奈川県気象年報, 平成2年(1990)。

4. まとめ

1990年の酸性雨調査の結果は次のとおりであった。

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**

1. はじめに

近年、エレクトロニクス産業や金属工業などで、洗浄剤として大量に使用されている低沸点ハロカーボン類のフロンや有機塩素系物質は、環境大気中に放出され、環境問題を引き起こしている。特にフロンは上空の成層圏オゾン層を破壊し、有害紫外線強度を増加させ皮膚癌の発生率を増加させる恐れがあると言われていた。また、温室効果による地球温暖化をもたらす。一方、有機塩素系物質は、それ自体の毒性、残留性などが問題となる大気汚染物質である。そこで、これらの発生源施設を広範囲にかかえる本市の環境大気中のこれらの物質濃度を把握することを目的とし、長期間（1ヶ月単位）の平均濃度をモニターできる方法として、活性炭を吸着剤として用いて、分子拡散の原理を応用した有機ガスサンプラーを試作し、調査対象ガスの捕集特性等については昨年度報告した¹⁾。今回は、このサンプラーを用いて都市大気中のこれらの物質濃度の経月変化をモニターすることを、横浜市内の5地点で試み、若干の知見を得たので報告する。

2. 調査対象物質、調査地点及び期間

2-1 調査対象物質

フロン：フロン11, フロン113

有機塩素系物質：1,1,1-トリクロロエタン, 四塩化炭素, トリクロロエチレン, テトラクロロエチレン

2-2 調査地点

調査地点は、市内の大気汚染常時監視測定局がある鶴見区生麦小学校（以下生麦）、旧鶴見保健所（鶴見）、緑区都田中学校（都田）、港南区野庭中学校（野

庭）、中区本牧（本牧）の5地点とした。なお、生麦は途中監視測定局舎の工事のため、調査を中止し、平成3年2月からは計4地点となった。

2-3 調査期間

平成2年4月から平成3年3月までの期間である。なお、フロンについては捕集剤の改良を加えたため、平成2年8月からの調査となった。

3. ガスサンプラー及び分析方法

3-1 ガスサンプラー

サンプラーの本体は、前報¹⁾で報告した形状の拡散型サンプラーで、底部に活性炭捕集エレメント（活性炭フェルト及びヤシガラ活性炭）を装着した形状である。なお、前報で示したように夏期の気温が高い時期には活性炭フェルトではフロンの捕集が不十分であり、より吸着能の高いヤシガラ活性炭を用いる必要があった。したがって、フロンはヤシガラ活性炭で、また、その他の有機塩素系物質は活性炭フェルトで捕集することとした。

3-2 分析方法

各調査地点で1ヶ月間設置した捕集済みのサンプラーから、それぞれの捕集剤を取り出し、8mlのn-ヘキサンで抽出した。抽出液の1~2μlをキャピラリーカラムを装着したGC-ECDへ注入し分析した。GCの分析条件は前報¹⁾の通りとした。

3-3 環境濃度の算出方法

環境濃度は次のように算出した。

$$C = Q / (K \times t)$$

ここで C：平均濃度 (ppb)

Q：捕集エレメントへの吸着量 (ng)

Measurement of atmospheric chlorinated hydrocarbons in Yokohama by passive sampling device for long-term

*Hiroyuki Maeda, Koichiro Hirano 横浜市環境科学研究所大気部門

**Keigo Matsuda 横浜市環境保全局公害対策部大気課

K: 捕集係数 (ng×ppb-1×min⁻¹) *
 t: 測定時間 (min)

吸着量 Q (ng) = (抽出全量 q_s (ng) - 抽出全量 q₀) / 脱着率

q_s: サンプルの抽出全量 (ng)
 q₀: ブランクの抽出全量 (ng)

抽出全量 q (ng) = GC 検出量 x (ng) × (抽出液量 v₁ (ml) × 1000 / GC 注入量 v₂ (μl))

* 補足説明) 暴露実験結果から 20℃, 相対湿度 60% 基準で捕集係数 K は, フロン-113: 0.0333, 1, 1, 1-トリクロロエタン: 0.0357, トリクロロエチレン: 0.0320, テトラクロロエチレン 0.0265 が得られている。

4. 調査結果及び考察

測定した各物質濃度結果を表-1~6, 図-1~6 に示した。

4-1 フロンの経月変化及び濃度レベル

(1) フロン-11

フロン-11 (図-1, 表-1) は, 各調査地点ともほぼ同様な経月変化を示し, 10月と2月に濃度のピークがあり, これらの濃度変動範囲は約0.5~1.5ppbであった。欠測値のある生麦を除く4地点について平均濃度で見ると最も高い値を示した地点は鶴見で0.82

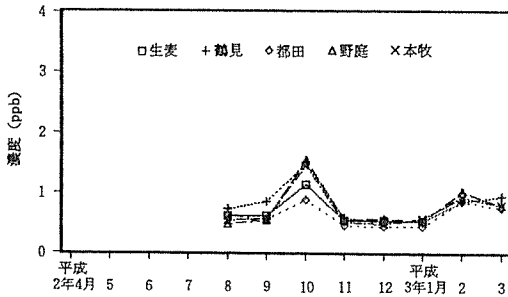


図-1 フロン-11の濃度測定結果

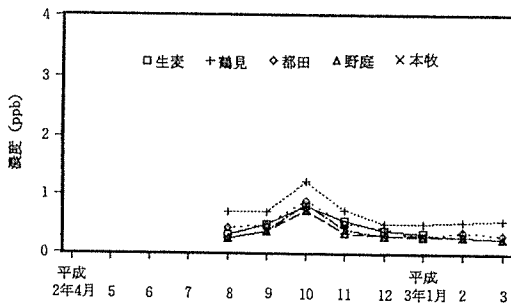


図-2 フロン-113の濃度測定結果

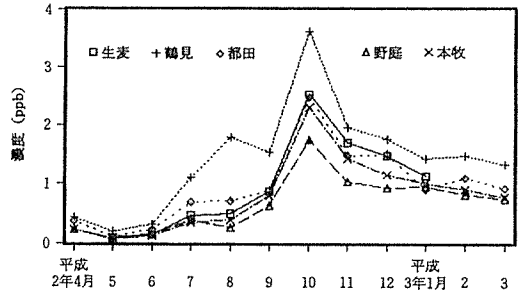


図-3 1,1,1-トリクロロエタンの濃度測定結果

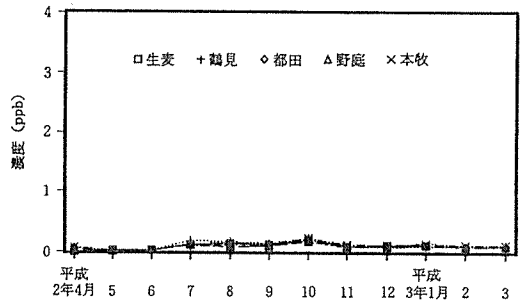


図-4 四塩化炭素の濃度測定結果

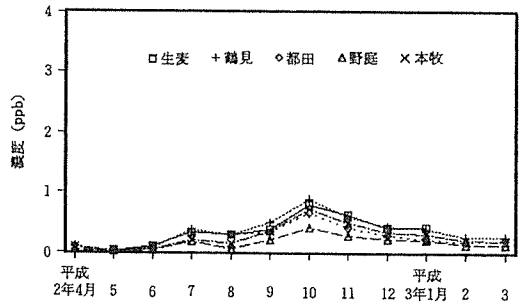


図-5 トリクロロエチレンの濃度測定結果

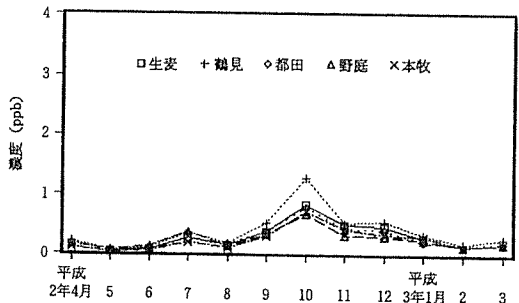


図-6 テトラクロロエチレンの濃度測定結果

ppb, 次いで野庭0.75 ppb, 最も濃度が低かったのは都田0.63 ppb であった。

(2) フロン-113

フロン-113(図-2, 表-2)は, 10月に濃度ピークが見られた。濃度変動範囲は約0.2~1.2 ppbであった。平均濃度が最も高かった地点はフロン-11と同様, 鶴見で0.67 ppbであり, 他の地点は同レベルの濃度を示した。

4-2有機塩素系物質の経月変化及び濃度レベル

(1) 1, 1, 1-トリクロロエタン

1, 1, 1-トリクロロエタン(図-3, 表-3)は, 各地点の濃度レベルの経月変動にややばらつきが大きい, 全地点ほぼ同様な経月変化を示し, 10月に濃度のピークを示した。調査物質中, 最も濃度が高いことが特徴的であり, 濃度変動範囲は0.08~3.62 ppbを示した。平均濃度で地点を見ると, やはり鶴見が最も高濃度であり1.41 ppb次いで都田の0.95 ppb, 本牧0.80 ppbであった。1, 1, 1-トリクロロエタンは毒性の高い洗浄剤のトリクロロエチレンの代替溶剤として近年使用量が増大しており²⁾, また大気中で安定性が高いため, このように高い濃度を示したと考えられる。濃度の経月変化の傾向はフロン-113と類似していた。これは両物質ともに同様な用途すなわち共に洗浄剤として使用されているためと考えられる。

(2) 四塩化炭素

四塩化炭素(図-4, 表-4)は, 経月的にも各地点間とも濃度に差は見られず, 0.1~0.2 ppb程度の一様な濃度を示していたのが特徴的であった。この傾向は, 神奈川県内6地点で夏期及び冬期に調査を行った結果, 四塩化炭素濃度は季節差, 地域差, 濃度変動ともほとんどなかったこと³⁾と非常に良く一致している。表-7に示す横浜市内におけるフロン及び有機塩素系物質の排出量集計結果(横浜市環境保全局 公害対策部 大気課)によると, 四塩化炭素は他のフロン及び有機塩素系物質と比べその使用量は非常に少なく環境大気への放出量も少ないため濃度が低いものと思われる。

(3) トリクロロエチレン

トリクロロエチレン(図-5, 表-5)は, 各地点間でややばらつきがあるが, 10月に濃度のピークを持つ同一の経月変化を示した。濃度変動範囲は0.01~0.89 ppbであった。平均濃度で地点を見ると, 鶴見が0.35 ppbと最も高く, 都田が0.27 ppb, 本牧0.26 ppb, 野庭で0.16 ppbであった。この物質は, 調査した有機塩素系物質の中で最も毒性が高いことから, 使用量の削減対策が進みつつあるので, その効果を把握

するためにも今後の環境濃度の推移を見る必要があると思われる。

(4) テトラクロロエチレン

テトラクロロエチレン(図-6, 表-6)は, トリクロロエチレンとほぼ同様の経月変化を示しており, 濃度レベルも同程度であった。平均濃度で見ると, 鶴見が0.38 ppb, 都田が0.28 ppb, 野庭が0.25 ppb, 本牧が0.24 ppbであった。テトラクロロエチレンは, 有機塩素系物質のうち最も排出量が多く, 主にクリーニングの溶剤として使用されている²⁾。しかし, その大気中濃度が他のものと比べ比較的低い理由は, それ自体の反応性が高く, 分解しやすいためであると考えられる。

以上の結果を, 調査地点別の平均濃度で整理し, 図-7に示した。これにより概括的傾向を見ると, 鶴見などの工業地域で各成分の濃度が比較的高かった。次いで濃度が高かったのは都田であり, 野庭と本牧の各成分濃度は比較的低く同様な傾向を示していた。このように内陸に位置する都田で比較的高濃度を示したのは, 近年この地域で増加したエレクトロニクス産業や金属工業からの排出による影響が表れていると考えられる。

5. まとめ

近年, 各種産業分野で, 洗浄剤などとして使用されるフロンや有機塩素系物質の環境大気中濃度を拡散型サンプリャーを用いて, 横浜市内の5地点で, 平成2年4月から平成3年3月まで継続調査した。

その結果, 四塩化炭素を除いたフロン及び有機塩素系物質は, 10月に濃度の高いピークを持つ経月変化が見られた。この濃度ピークの原因については, 気象的要素も含め研究調査中である。調査した物質について, その総平均濃度で見ると, 1, 1, 1-トリクロロエタンが最も濃度が高く, 0.96 ppb, 次いでフロン-11が0.72 ppb, フロン-113が0.46 ppb, テトラクロ

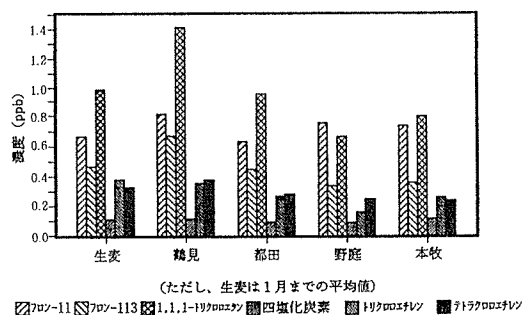


図-7 各調査地点の物質別平均濃度
平成2年8月~3年3月

ロエチレンが0.29 ppb, トリクロロエチレンが0.28 ppb, 四塩化炭素が最も低く0.10 ppbであった。

調査地点別に見ると、工業地域に位置する鶴見が各物質とも全般的に最高濃度を示しており、内陸に位置する都田でも比較的高い濃度を示すものもあり、近年増加したエレクトロニクス産業等からの排出による影

表-1 フロン-11の環境濃度調査結果

単位: ppb					
年月(平成)	生麦	鶴見	都田	野庭	本牧
2年4月					
5					
6					
7					
8	0.62	0.74	0.64	0.48	0.55
9	0.62	0.86	0.56	0.55	0.58
10	1.14	1.48	0.89	1.53	1.45
11	0.54	0.59	0.46	0.56	0.51
12	0.54	0.52	0.44	0.57	0.48
3年1月	0.53	0.53	0.44	0.53	0.57
2		0.85	0.86	1.02	0.93
3		0.95	0.75	0.79	0.80
平均(8~3)		0.82	0.63	0.75	0.73
総平均					0.72

表-2 フロン-113の環境濃度調査結果

単位: ppb					
年月(平成)	生麦	鶴見	都田	野庭	本牧
2年4月					
5					
6					
7					
8	0.30	0.70	0.42	0.23	0.24
9	0.47	0.69	0.46	0.36	0.35
10	0.80	1.24	0.90	0.71	0.82
11	0.53	0.72	0.49	0.33	0.38
12	0.37	0.49	0.40	0.28	0.28
3年1月	0.33	0.48	0.27	0.27	0.30
2		0.51	0.36	0.26	0.26
3		0.54	0.29	0.24	0.24
平均(8~3)		0.67	0.45	0.34	0.36
総平均					0.46

表-3 1,1,1-トリクロロエタンの環境濃度調査結果

単位: ppb					
年月(平成)	生麦	鶴見	都田	野庭	本牧
2年4月					
5	0.11	0.21	0.39	0.24	0.24
6	0.15	0.32	0.24	0.16	0.13
7	0.47	1.10	0.69	0.40	0.36
8	0.50	1.79	0.71	0.27	0.40
9	0.87	1.54	0.89	0.63	0.79
10	2.53	3.62	2.47	1.74	2.29
11	1.70	1.95	1.47	1.04	1.43
12	1.48	1.76	1.51	0.93	1.15
3年1月	1.13	1.43	0.90	0.84	1.01
2		1.47	1.09	0.81	0.90
3		1.33	0.92	0.74	0.77
平均		1.41	0.95	0.67	0.80
総平均					0.96

表-4 四塩化炭素の環境濃度調査結果

単位: ppb					
年月(平成)	生麦	鶴見	都田	野庭	本牧
2年4月					
5	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02
6	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
7	0.13	0.19	0.11	0.12	0.12
8	0.15	0.17	0.12	0.09	0.13
9	0.13	0.15	0.10	0.10	0.13
10	0.20	0.24	0.20	0.17	0.24
11	0.10	0.10	0.10	0.09	0.13
12	0.12	0.09	0.09	0.10	0.12
3年1月	0.12	0.11	0.10	0.12	0.15
2		0.10	0.10	0.09	0.12
3		0.12	0.09	0.10	0.12
平均		0.12	0.09	0.09	0.12
総平均					0.10

響も考えられた。

今後、さらにサンプラーの精度実験も併せ行い、フィールドでの調査を継続して実施し、汚染実態の経年的な把握を進める予定である。

表-5 トリクロロエチレンの環境濃度調査結果

単位: ppb					
年月	生麦	鶴見	都田	野庭	本牧
2年4月					
5	0.03	0.03	0.02	0.01	0.01
6	0.10	0.07	0.09	0.04	0.04
7	0.34	0.39	0.35	0.18	0.20
8	0.29	0.30	0.30	0.06	0.15
9	0.38	0.50	0.34	0.21	0.35
10	0.80	0.89	0.66	0.42	0.73
11	0.63	0.61	0.41	0.28	0.50
12	0.41	0.44	0.30	0.22	0.34
3年1月	0.43	0.40	0.22	0.21	0.31
2		0.26	0.18	0.13	0.20
3		0.26	0.20	0.14	0.19
平均		0.35	0.27	0.16	0.26
総平均					0.28

表-6 テトラクロロエチレンの環境濃度調査結果

単位: ppb					
年月	生麦	鶴見	都田	野庭	本牧
2年4月					
5	0.05	0.06	0.05	0.07	0.03
6	0.08	0.10	0.12	0.13	0.06
7	0.26	0.35	0.36	0.37	0.19
8	0.15	0.17	0.16	0.14	0.11
9	0.37	0.51	0.37	0.32	0.30
10	0.82	1.29	0.78	0.66	0.71
11	0.48	0.52	0.43	0.31	0.41
12	0.46	0.54	0.40	0.30	0.32
3年1月	0.26	0.32	0.20	0.24	0.29
2		0.17	0.15	0.13	0.14
3		0.27	0.19	0.18	0.17
平均		0.38	0.28	0.25	0.24
総平均					0.29

表-7 横浜市内におけるフロン及び有機塩素系物質排出量集計(平成2年度)

物質名	総計
フロン-11	374,063
フロン-113	288,696
1,1,1-トリクロロエタン	534,151
四塩化炭素	2
トリクロロエチレン	150,434
テトラクロロエチレン	1,064,630

(横浜市環境保全局 公害対策部 集計資料) 単位: kg

文献

- 1) 前田裕行, 平野耕一郎, 松田啓吾: 拡散型長期暴露サンプラーによるフロン類・有機塩素化合物の測定法(第1報), 横浜市公害研究所報, 15,(1991).
- 2) 横浜市公害対策局: 横浜環境白書(平成2年度版), 109-111(1990).
- 3) 長谷川敦子, 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)): 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(V), 第32回大気汚染学会講演要旨集, 32, 222(1991).

鉄道トンネルにおける振動調査

中村 俊亮*

1. はじめに

わが国の経済発展にともない、人及び貨物の輸送量は毎年増加傾向を示している¹⁾。このことは横浜市でも同様であるが、横浜市内の交通網は整備が遅れていることから、輸送需要の増加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²⁾。これらの計画で鉄道及び道路を新設ないしは拡充する場合、丘陵地が多いという横浜の地形的特徴と、環境面での配慮からトンネル構造を採用するケースが多くなると予想される。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、トンネル坑口で

はトンネル内の騒音を放射し、トンネル上部の地表面へはトンネル内の振動を伝えるという問題点も抱えている。そこで当研究所では、今後、トンネルを新設した場合等にトンネルの環境に与える影響を調査するためトンネルの騒音振動に関する研究に着手した。平成2年度からはトンネル上の地表面における振動の影響を調査しており、本報ではその調査結果の一部として3カ所の鉄道トンネルでの調査結果を報告する。

2. 測定方法

調査したトンネルは表-1に示すように新幹線2カ所、在来線1カ所の鉄道トンネルとした。各トンネル

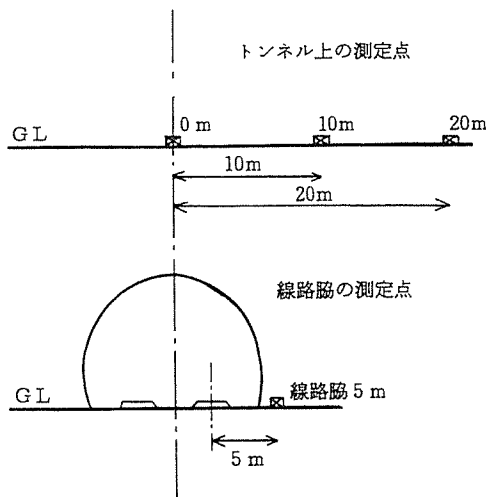


図-1 トンネルにおける測定点

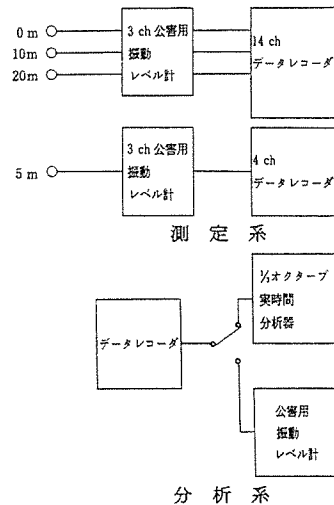


図-2 測定系と分析系

表-1 測定対象としたトンネル

場所	鉄道種類	通過速度の範囲	線路からトンネル上の地表面までの高さ
Aトンネル	新幹線	114~161km/h	8m
Bトンネル	在来鉄道	64~87km/h	17m
Cトンネル	新幹線	124~195km/h	12m

Measurement of Vibration From Railway Tunnels

*Toshiaki Nakamura

横浜市環境科学研究所騒音振動部門

での振動の測定点はトンネル入口の線路脇1地点とトンネル上の地面3地点に設けた。線路脇の測定点は測定側線路の中心から平坦に5m離れた位置とした。トンネル上の測定点はトンネル直上部の地面と、そこから線路に対して直角の方向に10m及び20m離れた地面とした(図-1)。

振動の測定方法は、列車通過時に線路脇とトンネル上の各測定点で同時に振動を測定し、振動ピックアップから振動レベル計を通し振動加速度モードでデータレコーダに収録した。振動測定は測定側線路を10本の列車が通過するまで行い、合わせて、列車の通過速度も測定した。

振動の解析方法は、データレコーダを再生し振動レベル計を通し振動レベルに変換して、列車通過時の振動レベルのピーク値を読み取った。合わせて、1/3オクターブ実時間分析器によりピーク値の周波数分析を行った。

今回の調査における測定系と分析系を図-2に示す。

又、今回の調査で使用した機器を以下に示す。

3ch 公害用振動レベル計 リオン VM16 2台

14ch データレコーダ ソニー UN61430W 1台

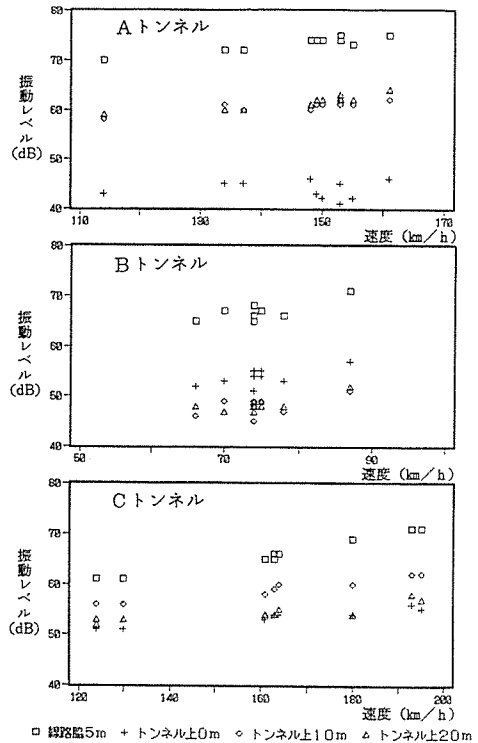


図-3 各地点の速度と振動レベルの関係

表-2 振動レベル測定結果

場 所	速度 (km/h)	振 動 レ ベ ル (dB)			
		線路脇 5 m	トンネル上 0 m	トンネル上 10 m	トンネル上 20 m
A トンネル					
列車No. 1	134	72	45	61	60
2	150	74	42	61	62
3	148	74	46	60	61
4	153	75	45	62	63
5	137	72	45	60	60
6	149	74	43	61	62
7	153	74	41	61	62
8	161	75	46	62	64
9	155	73	42	61	62
10	114	70	43	58	59
平均 値	145	73	44	61	62
B トンネル					
列車No. 1	78	66	53	47	48
2	87	71	57	51	52
3	75	67	54	49	49
4	70	67	53	49	49
5	74	66	54	48	49
6	75	67	55	49	48
7	74	65	51	45	47
8	74	68	55	49	48
9	74	68	54	49	48
10	66	65	52	46	48
平均 値	75	67	54	48	48
C トンネル					
列車No. 1	130	61	51	56	53
2	124	61	51	56	53
3	163	66	54	59	54
4	164	66	54	60	55
5	163	65	54	59	54
6	180	69	54	60	54
7	124	61	51	56	52
8	193	71	56	62	58
9	161	65	53	58	54
10	195	71	55	62	57
平均 値	160	66	53	59	54

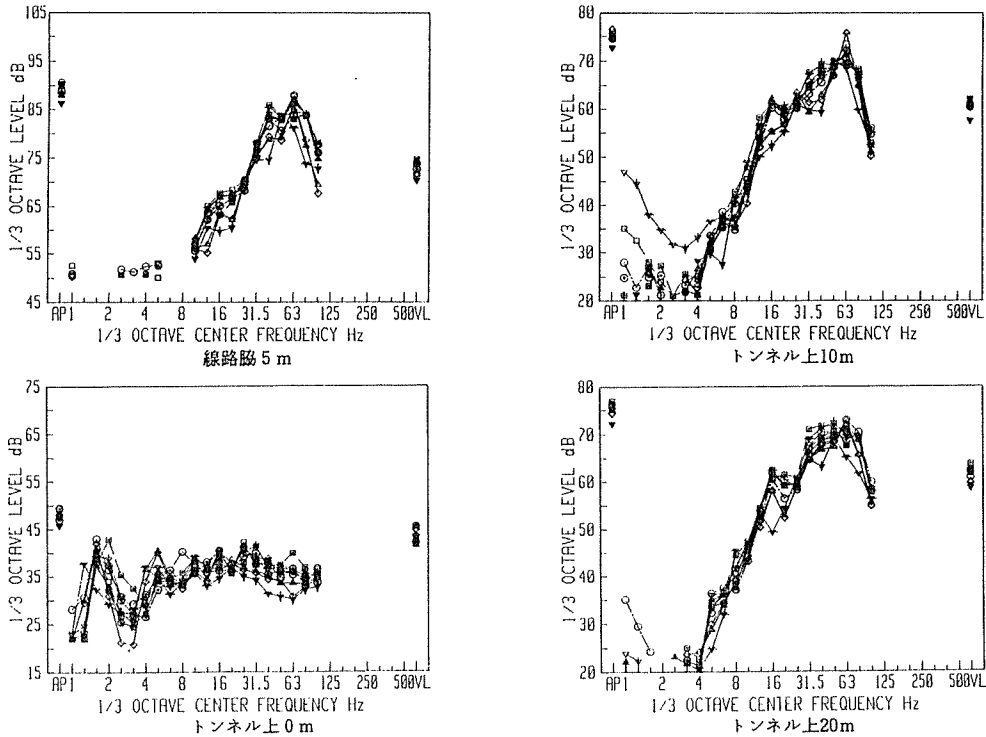


図-4 Aトンネルの振動スペクトル

4ch データレコーダ ティアック R-81 1台
 1/3オクターブ実時間分析器 リオン SA-25 1台

3. 測定結果及び考察

3-1 振動レベル測定結果

各トンネルの各測定点における測定結果を表-2に示す。鉄道振動の規制値としては新幹線鉄道に関してだけ「新幹線鉄道の振動対策に関する勧告」の中で振動レベルの指針値が70 dBと定められている²⁾。この指針値は通過列車の振動レベルピーク値のうち上位半数を算術平均したもので、本調査の中で使用している測定側通過列車の算術平均値とは若干数値が異なる場合もあるが、参考のため比較すると、指針値(70 dB)を超えているのはAトンネルの線路脇5mの値だけであり、トンネル上の地面ではいずれの測定点とも指針値以下となった。また振動の感覚閾値は55 dB¹⁾であるが、平均値が55 dBを超えているトンネル上の測定点は3地点あり、トンネル上ではこの3地点以外でも個々の列車の値は55 dBを超えている場合もあるので、トンネル上の地面でも鉄道振動を感じ苦情が生じる可能性がある。

各トンネルのトンネル上の測定点の振動レベルを比べると、Bトンネルはトンネル直上部(0m)の振動

レベルが他の2地点より高くなっているが、A、Cトンネルではトンネル直上部の振動レベルよりも直上部から10~20m離れた地点の方が高くなっている。トンネル上の振動レベルがトンネル直上部より直上部から少し離れた位置の方が高くなることは、トンネル振動の特徴として他のトンネルの調査結果でも報告されている⁵⁾。

つぎに、列車の通過速度が発生する振動の大きさに与える影響を調べるため、各測定点の振動レベルと速度の関係を図-3に示す。各トンネルともいずれの測定点でも通過速度が上昇すれば振動レベルが上昇する傾向が見られている。ここでトンネルの伝搬経路の影響を受けず直接振動が伝わる線路脇5mの測定点で振動レベルと速度の回帰式を求めると

$$A \text{ トンネル } \quad VL = 0.11V + 57.8 \quad R = 0.928$$

$$B \text{ トンネル } \quad VL = 0.24V + 57.8 \quad R = 0.750$$

$$C \text{ トンネル } \quad VL = 0.14V + 42.4 \quad R = 0.988$$

ただし、VL: 振動レベル (dB)

V : 速度 (km/h)

R : 相関係数

となり、速度が10km/h上昇するとAトンネルでは1.1 dB、Bトンネルは2.4 dB、Cトンネルは1.4 dBそれぞれ上昇している。それぞれのトンネルの列車通過

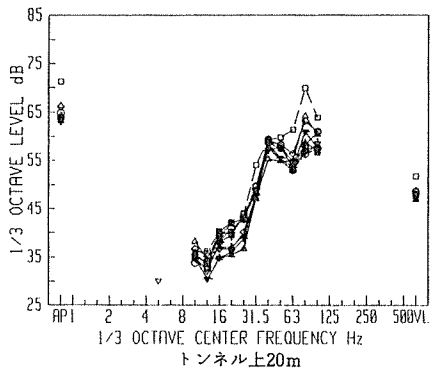
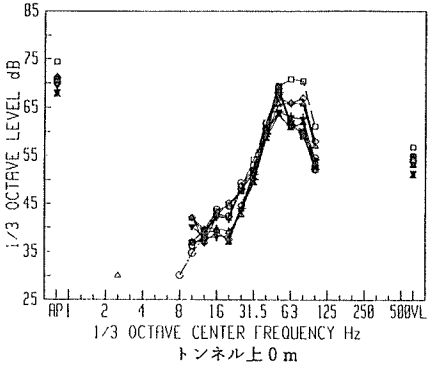
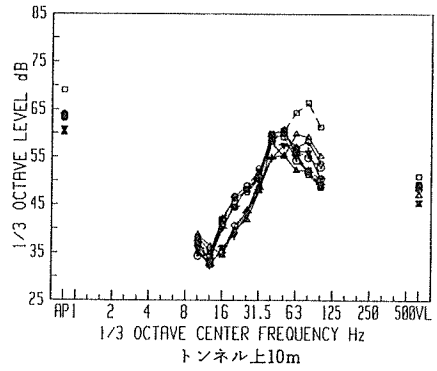
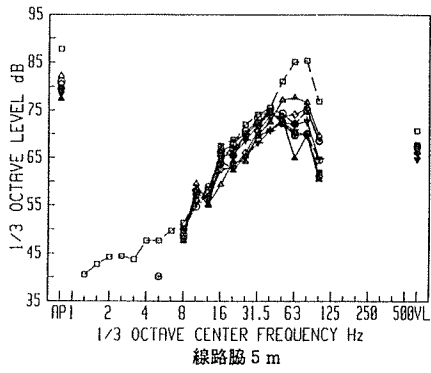


図-5 Bトンネルの振動スペクトル

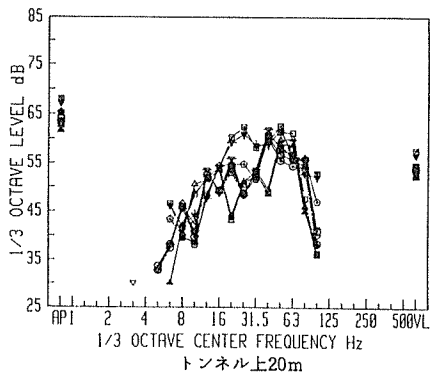
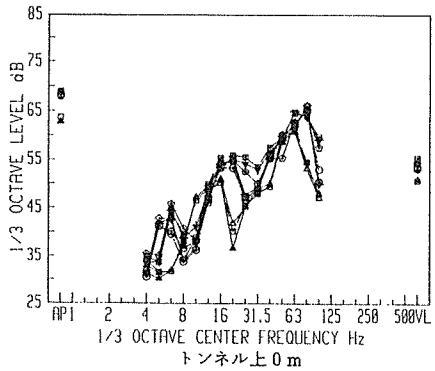
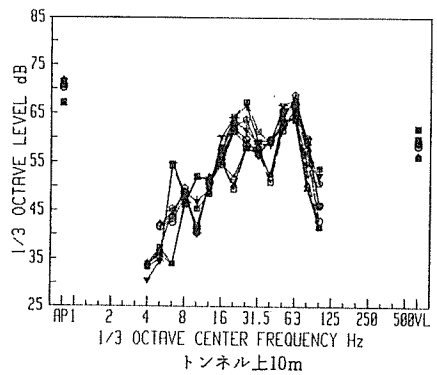
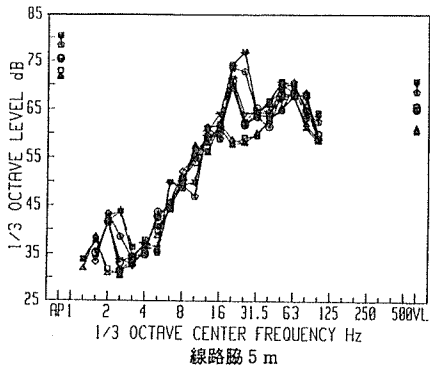


図-6 Cトンネルの振動スペクトル

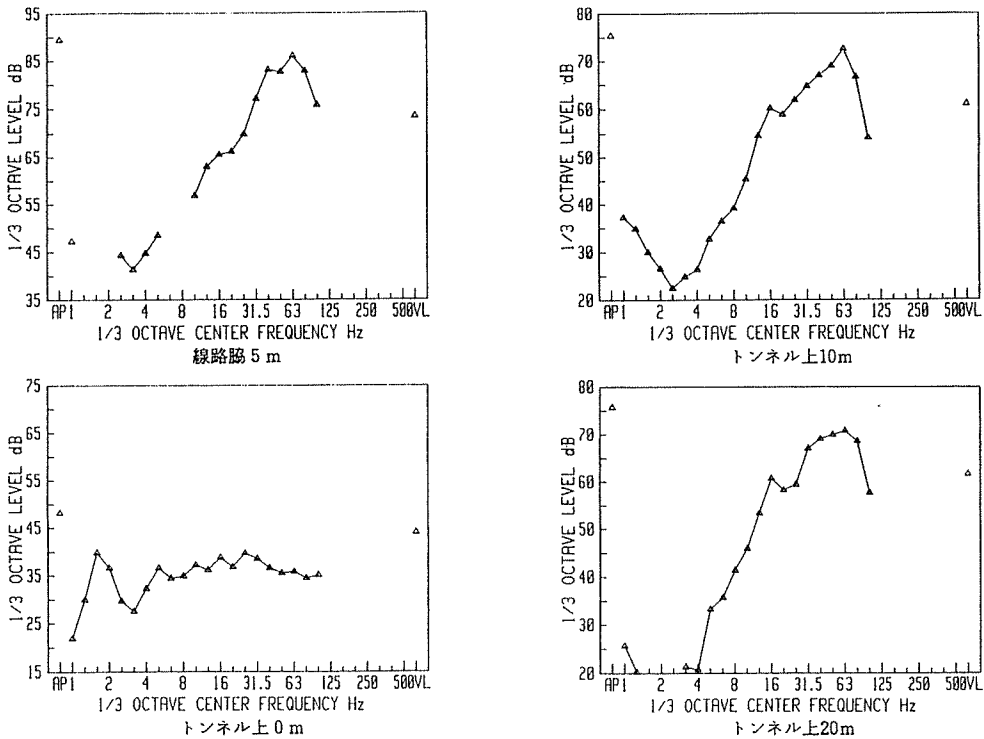


図-7 Aトンネルの振動スペクトル（パワー平均値）

速度はAトンネルは114～161km/h、Bトンネルは66～87km/h、Cトンネルは124～195km/hであり、一般に言われているように⁶⁾速度の高い領域は低い領域に比べ速度の上昇に対する振動レベルの上昇量が小さくなる傾向が現れている。

3-2 周波数分析の結果

トンネルにおける列車振動の特徴を明らかにするため列車振動の周波数分析を行った。各トンネルの各測定点における各列車ごとの周波数分析結果を図-4（Aトンネル）、図-5（Bトンネル）、図-6（Cトンネル）にそれぞれ示す。

同一地点でも列車によって若干の振動スペクトルの違いが見られるので、これらを用いて各測定点間の振動スペクトルの相違を比較するのは難しい。そこで、測定点ごとに列車の振動スペクトルのパワー平均を求め比較することとした。それぞれのトンネルのパワー平均した振動スペクトルを図-7、図-8、図-9に示す。

図-7（Aトンネル）では、線路脇のスペクトルは63Hzがピークを示しているが、トンネル直上部（0m）では各周波数とも全体的にレベルが下がり1.6Hzにピークが見られる。しかし、トンネル直上部から離れた10m及び20mの地点でのスペクトルは線路脇と似

た形を示し、ピークも線路脇と同じ63Hzに見られている。

図-8（Bトンネル）では、線路脇のスペクトルのピークは80Hzを示しているが、トンネル直上部のスペクトルのピークは50Hzへと移行している。しかし、トンネル直上部から離れるとAトンネルの場合と同様にスペクトルは線路脇と似た形となり20m地点ではピークも80Hzと直上部と一致している。

図-9（Cトンネル）では、線路脇のスペクトルのピークはA、Bのトンネルと異なり25Hzを示している。ただし、63Hz付近も高いレベルを示している。トンネル直上部ではピークが80Hzを示しているが、トンネル直上部から離れるにつれピークは低い周波数に移り、他のトンネルほど明確ではないがスペクトルは線路脇と似た形を示している。

A、B、C、3つのトンネルにおいて、トンネル上の地面では直上部から離れるほどスペクトルは線路脇と似た形になるという傾向が見られた。また、3-1で述べたようにトンネル上で振動レベルが最大となるのはトンネル直上部より直上部から離れた地点の場合が多い。これらのことの原因としては鉄道総合技術研究所の報告のように⁷⁾、レールから発生した振動が道床からトンネル下部に伝わり、そこからトンネルを迂

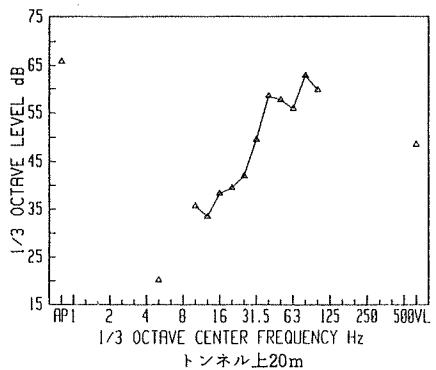
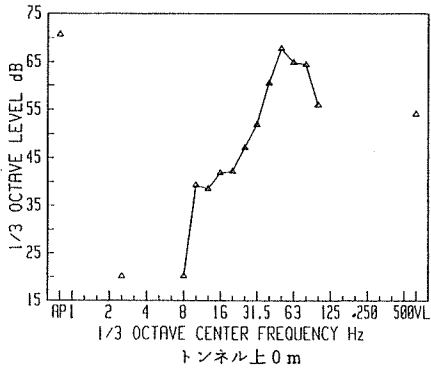
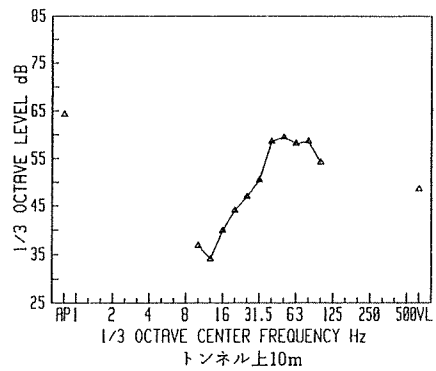
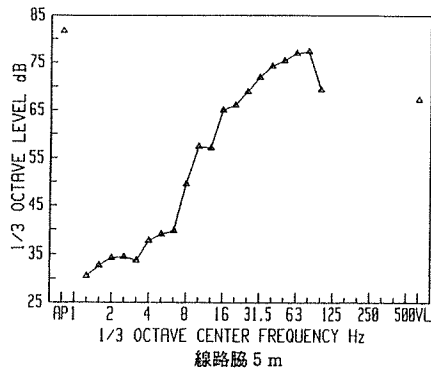


図-8 Bトンネルの振動スペクトル (パワー平均値)

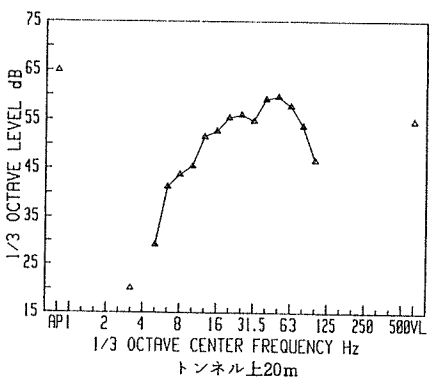
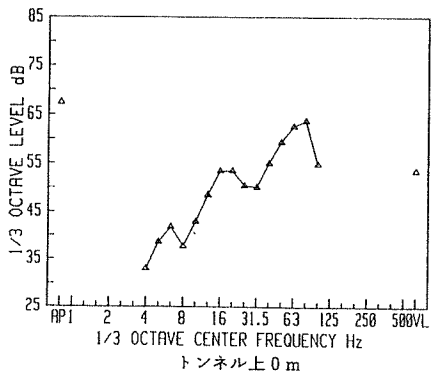
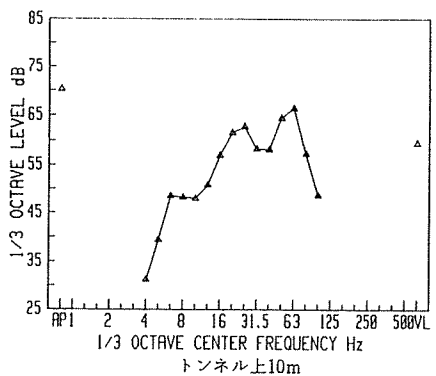
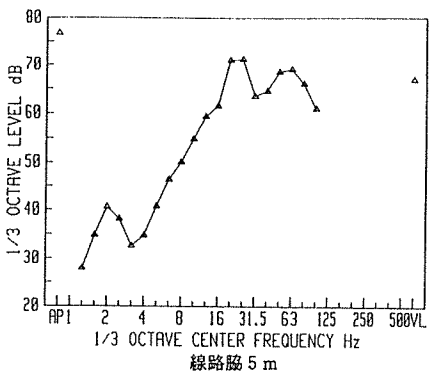


図-9 Cトンネルの振動スペクトル (パワー平均値)

回するように土中を伝搬しトンネル上の地表面に達するためと考えられる。

また、線路脇のスペクトルのピークはA、Bトンネルでは63、80Hzと高い周波数域にあり、Cトンネルのピークは25Hzであるが63Hz付近の高い周波数も高いレベルとなっている。本研究の道路交通振動の調査結果(8)では道路脇の振動スペクトルのピークはいずれも50Hz以下の低い周波数域に見られた。それゆえ、鉄道振動は道路振動に比べ高い周波数のレベルが大きくなる傾向があるといえる。

今回の調査によりある程度トンネル振動の特徴を明らかにできたが、今回はまだ3カ所だけの調査結果であり、今後、調査を重ね詳細なトンネル振動の特徴を明らかにしていきたい。

4. まとめ

3カ所の鉄道トンネルの線路脇及びトンネル上の地面において振動調査を行い次のことがわかった。

(1) 新幹線鉄道振動の指針値70dBを超えていたのは線路脇5mの測定点だけであり、トンネル上の地面はいずれも70dB以下となった。しかし、トンネル上の地面でも感覚閾値55dBを超えている場所もあり苦情が生じる可能性がある。

(2) 線路脇とトンネル上の各測定点の振動スペクトルを比べると、線路脇とトンネル直上部の振動スペク

トルは異なっていたが、直上部から離れた測定点は線路脇と似た振動スペクトルとなる傾向が見られた。

(3) 鉄道振動は道路振動に比べ50Hz以上の高い周波数のレベルが大きくなる傾向が見られた。

文 献

- 1) 環境庁：平成3年版環境白書(総説)，164-175，1991年4月。
- 2) 横浜市企画財政局：よこはま21世紀プラン第3次実施計画，105-108，1989年11月。
- 3) 環境庁大気保全局：振動規制技術マニュアル，236，1977年5月。
- 4) 中野有朋：入門公害振動工学，103-106，1981年9月。
- 5) 木村和則，織田厚，時田保夫：地下鉄走行による地表振動予測(地下鉄固体音に関する研究I)，日本音響学会秋季講演論文集，477-478(1978)。
- 6) 森井 孝：地盤振動対策，鉄道技術資料，34(7)，9-13(1977)。
- 7) 浅野郡司：列車走行によるトンネル躯体ならびに地表の振動，鉄道技術資料，39(7)，309-310(1982)。
- 8) 中村俊亮：道路交通振動に関する研究 一道路交通振動の実態調査一，横浜市公害研究所報，14，47-55(1990)。

横浜市内河川の糸状細菌の分離と同定について

酒井 学*

1. はじめに

有機性汚濁の進行した都市河川においては冬期に糸状細菌（ミズワタ）が河床の全域を覆うほど大発生し^{1, 2)}、その一部はちぎれて懸濁性物質として河川水中を漂流する³⁾。このミズワタは水質汚濁指標生物として知られており、 β -強腐水性～ α -中腐水性の指標生物とされているが⁴⁾、市内河川で分離し同定した例は極めて少ない。そこで今回河川からの試料採取及び培地に工夫を加え、糸状細菌の分離培養を行い、標準菌と比較し同定を行ったのでここに報告する。

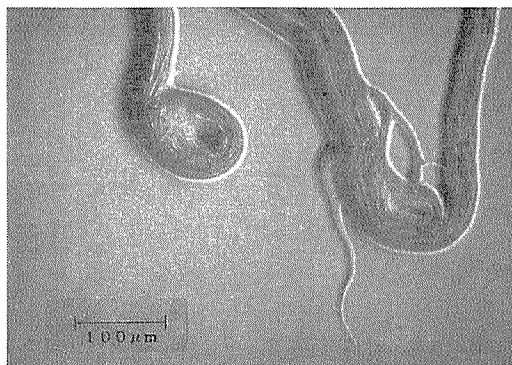


写真-1 寒天培地上の不定形コロニー

2. 実 験

試料採取は横浜市内河川の中からミズワタの多く認められた¹⁾宮川（横浜市金沢区）において1991年2月に行った。表流水を用いた従属栄養細菌の検討において *Pseudomonas* 属や *Flavobacterium* 属が優勢であり、*Sphaerotilus* 属が認められなかったことから⁵⁾、今回は河床の白色のミズワタのフロックをかきとり、試料とした。分離、継代にはベクトン（Difco, Bacto-peptone）0.1%、酵母エキス（Difco）0.05%、グルコース0.02%、寒天1.5%を使用し、Mnの酸化試験には上記培地にMnCO₃ 0.2%添加したものを用いた。また液体培地としては酵母エキス0.1、NH₄Cl 0.02、K₂HPO₄ 0.023、CaCl₂ 2H₂O 0.028、FeCl₃ 0.0003 g/ℓ、pH7.1を使用した。

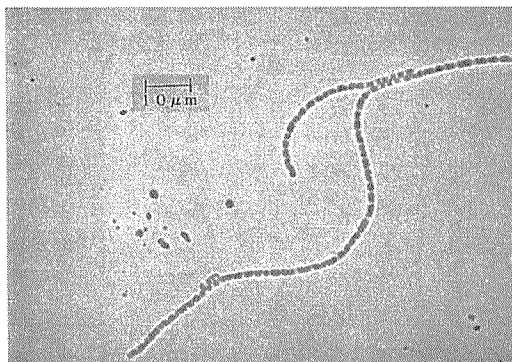


写真-2 液体培地中の糸状細菌（宮川）

3. 結 果

クリーンベンチ内にて白金耳及びピンセットを用いてあらかじめ固めた寒天培地に試料を薄く塗抹し20℃にて5-7日間培養したところ、多くの細菌、真菌の発生が認められた。その中から不定形のコロニー⁶⁾を倒立培養顕微鏡を用いて捜し、コロニーの一部を白金

針を使って別の寒天培地に移植した。写真-1に宮川より採取した細菌の寒天培地上の不定形コロニーを示した。この操作及び滅菌水による希釈操作（滅菌水中へコロニーを接種し希釈した後一定量を寒天培地へ注いで培養する）を繰り返し、糸状細菌の純粋培養菌を

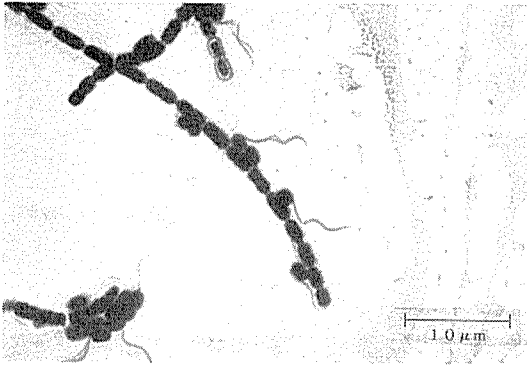


写真-3 糸状細菌の鞭毛染色

得た。次に、得られた菌体を液体培養し、*Sphaerotilus natans* (IAM 12068, 東京大学応用微生物研究所) と比較しながら顕微鏡観察を行ったところ、いずれの細菌も有軸で偽分枝、隔壁が認められた(写真-2)。またこの細菌はグラム陰性で鞭毛を有し(写真-3)、Mnを添加した寒天培地においてMnの酸化を起こさなかった。

以上のことより宮川の河床より分離した糸状細菌は*Sphaerotilus natans*であると同定できた⁷⁻⁹⁾。

謝 辞

Sphaerotilus natans (IAM 12068) を分譲して下さい

いました東京大学応用微生物研究所に感謝致します。

文 献

- 1) 横浜市公害対策局：横浜の川と海の生物(第5報), 横浜市公報印刷物第630372号, 1989.
- 2) 遠田和雄, 大矢昌弘：河川水の水質浄化法の検討(第1報), 横浜市公害研究所報, 15, 117-126(1991).
- 3) 小市佳延, 福嶋悟, 福島博：都市河川における自浄作用(第3報) - 舞岡川, 阿久和川, 鳥山川 -, 横浜市公害研究所報, 14, 85-95(1990).
- 4) 津田松苗：汚水生物学, 北隆館, 1964.
- 5) 酒井学：横浜市内河川における従属栄養細菌 - 大岡川 -, 横浜市公害研究所報, 14, 179-181(1990).
- 6) 滝元男, 橋本らん子：糸状バルキング防止に関する研究(第1報), 日本水処理生物誌, 12, 1-8(1976).
- 7) 安田正志, 安田郁子：活性汚泥における糸状微生物の分類と影響因子, 水質汚濁研究, 9, 87-96(1986).
- 8) Starr, M. P. et. al. (ed.), The Prokaryotes, 425-431, Springer-Verlag, 1981.
- 9) Farquhar, G. J. and W. C. Boyle : Identification of filamentous microorganisms in activated sludge, *J. Wat. Pollut. Cont. Fed.*, 43, 604-622(1971).

横浜市内親水河川の各種細菌数について

酒井 学*

1. はじめに

大都市においては人口の増加に伴い都市開発が進められ河川のコンクリート張りによる改修や緑地の消失が行われている中で、都市に残された川は市民の心にうるおいを与える貴重な場所である¹⁾。現在横浜市内では市民が水辺に親しめるように親水公園や小川アメニティが建設されている。しかし、河川の水質に関しては下水道や工場排水施設の整備が進み改善されつつあるものの依然として清流とは言えない状態であり、当研究所においても和泉川で水質を浄化するためプラントを用いた実験²⁾や河川における自浄作用の研究³⁾を行っている。そこで今まであまり行われなかった川の細菌に着目し、大岡川及び和泉川の親水公園にて種々の細菌調査を実施し、また水質についても若干の検討をしたのでここに報告する。



写真-1 大岡川（氷取沢）



写真-2 大岡川（上大岡）

2. 実 験

調査は1990年8月、調査地点は大岡川源流部の氷取沢市民の森（横浜市磯子区、写真-1）、大岡川中流部の上大岡親水遊歩道（横浜市港南区、写真-2）及び和泉川中流部の和泉親水公園（横浜市泉区、写真-3）の3地点とした。

河川水の分析は、上記地点にて採水後速やかに行った。従属栄養細菌数は前報¹⁾と同様に、一般細菌数及び糞便性大腸菌数は上水試験方法⁵⁾に従った。また大腸菌群数はJIS法（デスオキシコール酸培地法）⁶⁾を用いた。

3. 結 果

水質測定結果を表-1に示した。細菌数についてはいずれの地点においても従属栄養細菌数>一般細菌数>大腸菌群数>糞便性大腸菌数となった。これは河川



写真-3 和泉川（和泉川親水公園）

Various Types of Bacteria in the Aqua-recreational River

*Manabu Sakai, 横浜市環境科学研究所水質部門

表-1 測定結果

	BOD (mg/ℓ)	従属栄養細菌数 (1/ml)	一般細菌数 (1/ml)	大腸菌群数 (1/ml)	糞便性大腸菌数 (1/ml)
水取沢	0.5	2.0×10^4	3.7×10^3	5.7×10	9.0×10^{-1}
上大岡	5.7	1.1×10^6	1.9×10^5	1.1×10^3	1.1×10^2
和泉親水公園	13.6	1.5×10^6	3.4×10^5	9.0×10^3	8.3×10^2

表-2 水浴場の水質判定基準

区分		COD (mg/ℓ)	糞便性大腸菌数 (1/ml)	油膜	透視度
適	AA	2以下	2.0×10^{-2} 未満	不検出	1m以上
	A	2以下	1.0以下	不検出	1m以上
	B	2をこえる	1.0×10 以下	常時は油膜なし	1m未満
不適		2をこえる	1.0×10 をこえる	常時油膜あり	1m未満

水中には低濃度有機物培地を好み成長速度の遅い細菌が多いこと⁷⁾に起因すると思われる、この従属栄養細菌は *Pseudomonas*, *Flavobacterium* 属が、糞便性大腸菌数は *Escherichia*, *Klebsiella* 属が優勢であると考えられる⁸⁾。

次に各地点における水質であるが、水取沢においては BOD が $0.5 \text{mg}/\ell$ と極めて有機性物質が少なく、糞便性大腸菌も $9.0 \times 10^{-1}/\text{ml}$ と水浴場の基準 A (表-2) を満足している。更に油分等も認められず、透視度も良好なことから水取沢市民の森を流れる大岡川は水遊びの可能な清流である。ただし、従属栄養細菌数及び大腸菌群数は神奈川県の水源地である県西部丹沢の溪流(玄倉川、従属栄養細菌数 $3.8 \times 10^3/\text{ml}$ 、大腸菌群数 $1.5/\text{ml}$ 、1989年9月)⁹⁾ に比べてかなり多く認められた。これは水取沢では河川水量が少なく、底質の影響が原因と考えられるが、詳細は検討中である。

大岡川中流の上大岡においては BOD が $5.7 \text{mg}/\ell$ と、環境基準は満足しているものの水質の汚濁が認められた。このため各種細菌数は水取沢に比べて大幅に増加しており、従属栄養細菌数は $1.1 \times 10^6/\text{ml}$ 、一般細菌数は $1.9 \times 10^5/\text{ml}$ であった。また糞便性大腸菌についても $1.1 \times 10^2/\text{ml}$ と水浴場の基準 (B) を越えており水浴には適さない水質である。しかし川の中には水草がえ、鯉が数多く生息し親水遊歩道としては満足なものであると思われる。

一方、和泉川の親水公園においては BOD $13.6 \text{mg}/\ell$ と環境基準を越えていた。これは和泉川流域には未だ下水道未整備の地域が残っており、生活排水などにより有機的な汚濁をしていると考えられる。

各種細菌数に関しても上大岡を上回っており、糞便性大腸菌数は $8.3 \times 10^2/\text{ml}$ と水浴場の基準 (B) の100倍近くにもなった。また、水生生物についてもユスリカやイトミミズといったよごれた水域に見られる生物がほとんどであった。

以上より和泉川の場合かなり水質汚濁が認められ、親水公園として十分活用するにはより一層の河川浄化が必要であると考えられる。

文 献

- 1) 斎藤治子：都市における親水公園の実態調査から、水質汚濁研究, 14, 21-27(1991).
- 2) 遠田和雄, 大矢昌弘：河川水の水質浄化法の検討(第1報), 横浜市公害研究所報, 15, 117-126(1991).
- 3) 小市佳延, 福嶋 悟：都市河川における自浄作用(第4報) -和泉川-, 横浜市公害研究所報, 14, 97-103(1990).
- 4) 酒井 学：横浜市内河川における従属栄養細菌 -大岡川-, 横浜市公害研究所報, 14, 179-181(1990).
- 5) 日本水道協会：上水試験方法, 1985.
- 6) 日本規格協会：JIS K 0102, 1986.
- 7) 芳賀太郎, 小国田雄, 飯田才一：低濃度有機物培地による河川水中の従属栄養細菌の計数, 日水誌, 47, 183-189(1981).
- 8) 梶原一人, 村上直海, 大久保忠敬：海水浴場水域における糞便性大腸菌群測定法の検討, 福岡市衛試報, 13, 27-30(1988).
- 9) 神奈川県内広域水道企業団：水質試験成績並びに調査報告(平成元年度), 17, 1-7(1991).

帷子川で見られたボラ (*Mugil cephalus*) の病魚

水尾寛己*, 樋口文夫*,
福島 悟*, 畠中潤一郎*

1. はじめに

横浜市内の帷子川の保土ヶ谷区役所の近くで、体表に白や紅色の斑点状のものが付着する気味の悪い病魚のボラが多数見られるという通報が1989年5月頃に市民から寄せられた。この病魚のボラについては、1989年4月11日に大岡川の南太田付近で確認し、1989年6月2日にも帷子川の保土ヶ谷区役所付近で確認している。

最近では、季節により市内の多くの水域でも見られている。ボラの20~30mmの稚魚は、3~5月頃に接岸し、砂浜域などで動物プランクトンを主な食物としているが、その後、淡水域へと積極的に進入し、珪藻などを泥とともに混食する。秋には体長200mm近くに成長し、淡水、汽水域間を往来するとされている¹⁾。本病については、すでに江草氏^{2), 3)}や前野氏⁴⁾が研究をおこなっているが、このたび、本市で確認した病魚のボラが、三重、静岡、佐賀、徳島等で発生していたものと同じ種類の病気であることが、水産庁養殖研究所の前野幸男氏の協力により明らかとなったので報告する。

2. 調査方法

2-1 調査地点

ボラ病魚の発生した帷子川の保土ヶ谷区役所付近の河川を調査地点として選んだ。この付近は帷子川の下流域で、近くに温排水を流している事業場があり、その排水口付近には常に体長30cm以上のコイやフナ及びボラが多数集まっている。

2-2 採集

採集調査は、1989年9月1日、10月24日、1990年3

月5日、4月19日に実施した。1989年9月1日にはボラを27尾、10月24日は18尾、1990年4月19日は23尾採集した。これらのボラのうち、1990年4月19日採集したボラについて詳細な調査をした。

3. 調査結果

採集調査の結果からは、外観異常を起こした病魚のボラの発生率は15パーセント前後であった。コイやフナ等の他の魚種にはこのような異常は見られず、ボラに特有な症状と思われた。病魚の外観的特徴は、両体側、下腹部、背部等の鱗の表面に乳白色の房状の直径約5mmのシストが多数付着する写真1に示すようなものであった。また、尾鰭にも付着し、特に下腹部では相互のシストが接し、出血を伴い、写真2に示すように鱗についているシストの中に多数の胞子が充満していた。この胞子は形態学的に見て、粘液胞子虫の一種と思われた。

そこで、これらの中1990年4月19日に採集した23尾について調べ、表-1に示すようなことが明らかになった。外観的に異常と見られた4個体は、粘液胞子虫 (*Myxobolus episquamalis*) の寄生によることが明らかになった。また、腸間膜からは、23尾中15尾(65.2%)に粘液胞子虫 (*Myxobolus spinacurvatura*) の寄生が確認できた。鱗に寄生していた *Myxobolus spinacurvatura* は、シストを鱗の外側に形成し、シスト形成とともに鱗は侵食され、寄生が顕著な場合は、写真-1のような出血が見られた。本病の発症原因については、餌との関連があるとも言われているが不明である。

The disease of *Mugil cephalus* on the Katabira River.

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

横浜市環境科学研究所水質部門

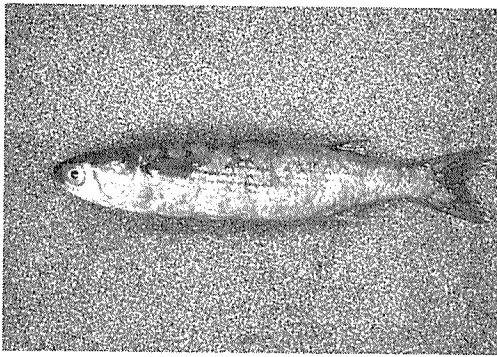


写真1 病魚のボラ

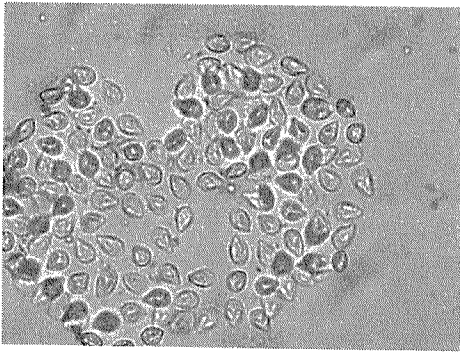


写真2 病原体 *Myxobolus episquamalis* の生鮮胞子の顕像

謝 辞

本病の調査において協力していただいた、水産庁養殖研究所の前野幸男氏、東京大学の小川和夫氏に厚くお礼申し上げます。

文 献

- 1) 横浜市公害対策局；横浜市沿岸域における環境変化と魚類相，公害資料 No.82, 83 PP (1979).
- 2) 江草周三他；ボラ *Mugil cephalus* の *Myxobolus* 属粘液胞子虫に因る皮膚病について，魚病研究，24 (1), 59-60 (1989).

表-1 帷子川で見られた病魚の検査結果

No	体長 (mm)	鱗の粘液胞子虫 (* <i>Myxobolus</i> <i>episquamalis</i>)	<i>Myxobolus</i> <i>spinacurvatura</i> (腸間膜)
1	180	-	-
2	144	++	++
3	144	-	-
4	165	-	+++
5	180	-	++
6	137	-	+
7	157	-	-
8	170	++	++
9	150	-	+
10	180	-	+
11	164	-	++
12	151	++	-
13	163	-	+++
14	167	-	++
15	173	-	++
16	192	+	++
17	155	-	+
18	152	-	-
19	168	-	-
20	149	-	-
21	123	-	+
22	152	-	-
23	196	-	+
TOTAL		4 (17.4%)	15 (65.2%)

(シスト数…+：1-9, ++：10-99, +++：100以上)

3) Syuzo Egusa, Yukio Maeno and Minoru Sorimachi ; A new species of Myozoa, *Myxobolus episquamalis* sp. nov. infecting the Scales of the Mullet, *Mugil cephalus* L., Fish Pathology, 25 (2), 87-91, (1990).

4) 前野幸男他；ボラ *Mugil cephalus* の変形魚に寄生していた粘液胞子虫 *Myxobolus spinacurvatura* sp. n. について，魚病研究，25 (1), 37-41 (1990).

エコロジカルライフスタイルについて

金子弘之, 森 清和, 梅田 孝

1. 現状の生活様式 (ライフスタイル)

1-1 はじめに

平成元年は地球環境問題元年といわれるように、地球環境問題がサミットの議題にまでなり、まさに地球規模で話題とされ、これにともない地球にやさしい生活、環境に配慮した生活様式、エコロジカルライフスタイル等がスィング グローバリー アクト ロウカリーの標語とともに提唱され、これがすぐ実行できる対応策とされている。

このような考え方が出てくる理由は、従来の公害問題が工場と地域住民という対立関係で問題の解決が図られてきたのが、地球環境問題はこのような対立関係でなく市民が加害者でもあり被害者でもある、あるいは、もともとこのような加害・被害という関係でなく一人ひとりの市民生活や行動そのものに根ざした問題であり、これを変えない限り解決しない問題ではないか、と考えられるからである。

更に、有限な資源・エネルギーを使用している人類には、現状のように大量生産大量消費を続けるかぎり、持続的発展は望めるのだろうか、何か循環するシステムを構築しなければ人類に未来はないのでないか、と考えるからである。

そもそも、当研究所で、エコロジカルなライフスタイルの研究を始めた動機は、市民の生活が物質的に満たされるにつれて人間の基本的な要求として自然に親しんだ生活が望まれるようになることを明らかにして、それに備え生態系に富んだ都市自然の設置を提言することにあつた。

ところが地球環境問題の対応策として地球に優しい生活の必要性が強調され、これがエコロジカルライフスタイルと言われるようになると、単に自然と共生した生活様式とこの地球環境問題の対応策としてのエコロジカルライフスタイルとは同じなのか異なるのかと言うことが問題になる。

結論的に言えば、地球にやさしい生活、環境に配慮

した生活等は、その重要な部分は自然と共生した生活様式によって実現できるのでないかということである。

以下、生活様式とは何か、現状の生活様式の問題点は何かを述べ、望ましい生活様式とは何かを明らかにし、更にそれを実現する条件について考えてみる。

1-2 生活様式 (ライフスタイル) とは

生活様式 (ライフスタイル) とは、『ある時代の、ある地域の、ある民族または社会集団が共有する、標準的な生活の仕方』¹⁾ 或は『生活者が価値意識に基づく生活目標ないし生活課題の達成・解決のため、習慣・規範などの影響を受けつつ生活手段を媒介として生活行動を展開する一定の枠組み』²⁾ と定義される。

前者では生活者の主観的側面が十分説明されていないし、後者では生活者の主観的側面が強調されすぎているのでないか。事柄によっては生活者に全く選択の余地のないものから、生活者が自由に選択できるものまでいろいろ考えられ、また時代・地方によっても異なり一概に定義するのは難しいと思われる。

ただ、一昔前の農村の生活と現在の我々の生活を比べてみれば、歴史的には前者から後者に、即ち時代とともに一般的には生活者の主観的側面の幅が広がってきたのでないかと考えられる。このことは、更に時間をさかのぼって、食料の獲得にほとんどの時間を費やさなければならなかった時代では、その土地の自然条件や習慣等にその土地の者すべてが同じように制約され、生活様式選択の自由度はごく限られた支配階級の人々が、わずかにもつに過ぎなかったと想像できる。

一般的には、その社会の生活様式に全面的に従わなくとも生存に必要な物が手に入りかつ身体の安全が確保されるならば主観的価値の実現にむけての生活行動が多くなると考えられ、現在の社会ではこれは比較的大きいと考えられる。

しかし、実際には私たちは自由な価値判断で自分の生活をしているといえる面はそんなに広くはないのでないか。少なくとも、今の都市の中堅世帯主である勤労者は、生活様式の自由度は大きくなく、みんな同じ

ような考えで、同じようなものを食べ、同じように行動しているのではないか。あるいはむしろ、同じであるように努めているのではないかとさえ思える⁹⁾。

その都市勤労者の生活様式とはどのようなものか、次に述べる。

1-3 現状の生活様式

ア 資源・エネルギーの過剰消費

生活様式を最も特徴付けていることは、資源・エネルギーの過剰消費を招いている大量生産大量消費社会である。都市の勤労者の可分所得は、ここ十数年順調に増加してきており¹⁾、これにともない物質的量的な満足から質の豊かさに関心が移ってきているといわれる⁹⁾。しかし、この豊かさは消費の高級化・大型化としての現れであり、自動車の高級化や車種の多様化或はテレビ・冷蔵庫・洗濯機等の耐久消費財の大型化などにこの現象が顕著に表れている⁹⁾。さらに、別荘・リゾートマンション、ゴルフ会員権、海外旅行の多様化などは、豊かさの象徴とされる。

しかし、このような高級化や大型化は物質的な基礎のうえでの豊かさの追求であり、豊かさが質と心に向かうといっても、これは従来の延長線上を進むことであって、それはやはり経済成長一辺倒の方向であり、やがては崩壊するのでないかと考えられる。経済的な豊かさの無限の追求は、資源・エネルギーに限界がないということが前提となるからである。

経済的豊かさとは、端的に言えば可分所得の増大であるが、それは単位時間あたりの所得が大になることであり、従って時間の価値が大になることである。時間的価値の値上がりにつれて、資源・エネルギーの価格が上がらない限り、相対的に資源・エネルギーが安くなり、このため高価な労働力を節約するためには、資源・エネルギーの過剰使用や浪費が起こる。スーパーやコンビニエンスストアでの過剰包装や使い捨て容器の使用は、人手を使うより資源を使うほうが経済的だということである。

相対的に資源・エネルギーが安いために起こる過剰な使用や浪費としては、季節に関係なく温室栽培の野菜が食べられること、明々と灯りをつけた24時間営業のコンビニエンスストアがどこにでもあり、そこには常時新しい商品が補充されていること、どの街角にもいつも暖めたり冷したりした自動販売機が設置されていることなどが挙げられ、一步家に入れば大型冷凍冷蔵庫、ルームエアコン、電気給湯器、電子レンジなど多くのエネルギーが使われている。また、贈答品や産地直送等の宅配便やマイカーの普及は輸送の個別化

をもたらす排ガス汚染やエネルギー消費を過剰にしている。

イ 都市の中堅勤労者の価値観

大量生産大量消費社会で生活する都市の中堅勤労者はどのような価値観を持っているのだろうか。

一般的には価値観の多様化とは、仕事よりも余暇に強い関心を持ちいわゆる立身出世には余り関心を寄せないということであるが、都市勤労者の価値観の問題点は、画一化された価値観を持ちむしろ多様性を認めない点である。

戦後一貫して生産力の向上を第一としてきた社会システムを支えてきた都市勤労者の価値観は、最近では自由時間への要求が増加してきているとはいえず¹⁾、やはり仕事第一であることに変わりはない。

30代から50代にかけての男性は『とにかく一家の生活を支えるためにがんばっている』と言う者が50%に達し、価値観も『仕事は人生の目的である』とする者が50代男性のほぼ半数を占める⁹⁾。このような意識では、有給休暇の取得率は、欧米の半分であり、また労働日数は年間20~30日多くなっている⁹⁾。実際の日常勤務では過労死が社会問題になるほど働きこれに通勤時間の長時間化が加わり時間的余裕は少ない。転勤では子供の教育的考慮等から単身赴任が一般化し変則的な家庭となっている。これでは、相変わらずの生産活動の最重点主義であり、勤労者個人の私生活はないといえる。

仕事第一の価値観は、社会に出て効率よく所得を得るためには学歴が重要であるとし、これが子供の意識にも反映され親子そろっての過熱した受験競争となり、これが教育費の増大となり家計を圧迫する¹⁰⁾。

また、高齢化による老後の生活不安から高い貯蓄率となり、時間的・金銭的にも生活を楽しんでいるとは言えない。

更に、最近の地価の高騰は、勤労者では都市周辺に住宅を取得することは不可能となり、これがまた耐久消費財の高級品化を促している一面もあり、自分の家で生活そのものを楽しむ生活者としてのゆとりは不十分なのが現状である。

このようなライフスタイルを一言で言えば、資源エネルギーの大量消費にドブプリと浸り、物質的な豊かさを限りなく追求し、それに支えられた豊かさを真の豊かさと思い、働きすぎて時間的な余裕はなく、外国からも働き過ぎと批判され、全体としてみても人間として充実した生活を送っているとは言えない、そんな生活様式である。

2. 問題解決の方向

2-1 望ましいライフスタイルの方向

それではこのような状況のもとで望ましいとされる生活様式とはどのようなものか。

これはまた、人間らしい生活とは何か、人の幸福・生の充実とはどのようなものか、という問題に答えることでもある。

人間である条件として、④自己保存のための物質的・文化的必要が確保されていること、⑤人間の自然性の確保されていること、⑥人間の社会性の確保されていることの3つがあげられる¹¹⁾。

或はこの点について『自然と他者との共生』¹²⁾、や『④自然性、⑤共同性・友愛性、⑥文化性、④自立性、⑥開発性』¹³⁾をあげる。これらが確保されていることが人間らしい生活といえるとする。これらはいずれも生存に必要な物質的・文化的な充足を前提として、自然性と社会性の確保が共通であり、これらが充たされれば個人として自立した生きがいのある生活が営めると考える。

それでは、自然性・社会性との確保とは、それはどのようなことか。

自然性については、都市生活においても何らかのかたちで自然(緑、水、土、動物)とふれあえることが重要であり、そのために身近な自然が確保されていることの必要性が強調される。たとえば、人間未熟の時代といわれる人間関係の空白化を指摘したのち、『さらに重大な問題がある。それは『現代社会』がとくに自然から隔離されてた環境にあり、人間の『成長』は自然との接触を欠いたまま行われやすい、ということである。自然は人間の成長にとって重要な意義を持つことはいうまでもないが、ここにも一種の『空白化』がある。』とする¹⁴⁾。

土や生き物に触れたこともない子供が大人になる社会は、どのようなものになるのか不安は誰でも感じている。そして今日、身近な緑の減少、酸性雨の被害、熱帯雨林の減少、種の絶滅などの自然環境の破壊は、人類そのものにとっての自然性の確保の脅威となっている。

社会性・他者との確保・共生或は友愛性とは、自分以外の者とうまくつき合っていくことであるが、最近では他人或は社会とうまくつき合えない若者が問題となり、都市における人間関係の希薄化は言われて久しく、特に都市勤労者は地域社会との結びつきはまずない。更に、家庭においても独り暮らし・核家族世帯の

増加や平均世帯人員の減少、母子世帯・父子世帯の増加など家族構成の変化や¹⁵⁾、更に家庭においても一人ひとりが別々の生活を送るようになり、これが極端に進むと家庭の崩壊につながると指摘される¹⁶⁾。また子供の問題行動、高校の中退者の増加などいろいろな現象があり、個人と社会の不適合はさまざまである。

このように、我々の生存の場である自然と社会が我々に居心地の悪いものになりつつあるということは、生物として人の生態学的な乱れということでありエコロジカルでない状況にあり、一人ひとりが心の安らぎや生活のゆとりをもった生活を送っていないといえる。

更に、基本的な問題として、現在の物質文明を支える資源・エネルギーの有限性や現状の生活様式が環境破壊を引き起こすというその因果関係の明確化は、大量生産大量消費の生活様式、すなわち資源エネルギーを多消費・浪費する現在の生活様式の変更を迫っている。

このため、ここ2、3年エコロジカルライフスタイルへの転換が、産業革命に比べられるほど重要な課題として提唱されてきている。

このエコロジカルな生活様式とは、以上のように資源エネルギーの制約の中で、社会と自然に調和した人間の生活であるが、これは具体的にはどのようなものがイメージされるか。

2-2 エコロジカルライフスタイル

ア イメージ

生活様式は、その主観的要素である価値観を、客観的要素である習慣・制度などの社会規範に制約されつつ、充実、実現していく過程、枠組みにとらえと、社会的制約を受けることの比較的少ない若者、老人等では、自分の価値観に従った自由な発想、行動が取りやすいといえる。しかし、社会を経済的に支えている中堅の勤労者は、社会的制約を強く受けるため自由な行動が取りにくくまた、生産に従事しているため自由時間も少なく一般的には保守的な生活様式となっている。

新たな生活様式の選択には、新たな意識・価値観が必要であるが、先に述べたように、社会の中心的役割を担う都市勤労者の意識・価値観は画一化され、自由時間への要求が増大してきているとはいえ、やはりそれは仕事第一である。有給休暇は取らず、年間の労働日数は多く、自由時間の利用は家族の絆を深めることや心身の疲労回復に当てるのが多く消極的な利用方法であり、また、学歴社会を認めるため教育費は増大

し、子供の教育のためには単身赴任もいとわれない状況である。

このような現状は、仕事優先の単一の価値観で、消費生活だけの、経済を優先させた生活態度であり、仕事・消費といった生活の部分の寄せ集めの生活であり、トータルな人間の生活といえない。

トータルな生活とは、何をするにも人と物との関係が見えるものであり、一人ひとりがいろいろな役割を演じる生活であり、持続性・安定性・循環性・全体性がキーワードとしてあげられる。

ここで参考となる生活様式は、農村でついでこの間まで普通に存在した生活様式である。これは、少なくとも何百年かの実績のある生活様式であり、消費は美德であるといわれたところから始まった今の生活様式が30年たらずで破綻をきたしたのとはわけがちがう。

昔の農村社会は閉鎖的であり自由も少なく、暗く貧しいイメージであるが、これが参考になるのは、現在の生活様式の行き過ぎた部分について修正する方向としてであり、ここへ戻ろうというのではない。

たとえば、衣についていえば、昔は自分で糸を紡ぎ布を織り、着物に仕立てたものが、いまは外国産の原料で工場糸から布をつくり、更に、違う外国へ運んで縫製し、それをまた輸入し何人もの流通業者を経て手に入れる。誰がどのように関係したかとも分からない。

食についても、日本の食用穀物の自給率は68%であり、横浜市内の野菜の消費で市内で生産されたものは30%たらずであり、市内で自給できるのは卵くらいである。今は、調理までも外部化されており、スーパーには出来あいのサラダに始まり種々の加工食品があふれており、まな板のない生活を可能にしている。

住についても、裏の山の木を切りだし製材して柱や板にし、近所の萱で屋根を葺き、そのために地域の皆で共同作業を行っていたのを、今では外材の使用や工場生産のプレハブ住宅が普通となっている。

昔の農村での生活様式と現在の生活様式を対比すると、地域社会－職場社会、生産者－消費者－消費者、自給物質－移送物質、自給自足－市場経済、共同－個人・孤立、単純－複雑、簡素－多様化・過剰、リサイクル・修理－陳腐化・廃棄、生活技術－職場技術などといえ表わせる。

これから言い表す私たちの生活は次のようになる。

地域では隣の主人の顔も知らず、あるのは職場の人間関係のみ。誰が何処でつくったか知らないものを食べ、自分では何も作らずすべて移送されてきた物を金

銭で買う。地域社会で共同でやることは何もなく、家族までもそれぞれの生活時間を持ち個別に食事し、孤立した生活をする。生活用品は複雑になり単純明解なものは少なく年配者には理解しにくい。衣食住なんでも華美・過剰で、簡素・質素や儉約は好まれない。企業は、次々と新製品を出し陳腐化を図り、修理するより廃棄を促す。個人は、生活上の技術・技能など何もなくとも職場の専門化された一分野の仕事・技術さえできれば生活に困らない。

一つひとつを見るとそれぞれ理由があり、特段不合理でもなく感じられるが、全体を見るとはたしてこれが本来的な人間の生活といえるか疑問である。

エコロジカルライフスタイルとは、かつてのように自然、他人、すべての生物と共生した生き方に充実感を持ち、資源・エネルギーの限界を認識し、安定的、持続的な生活ができるよう、生活のすべての面に関与しつつ生活することといえる。

この点国の出版物では『物質的に豊かな生活を享受している成熟した社会では産業社会の豊かさを超える新しい生活様式のひとつとして人間と環境・自然との密接な関係を考え行動するというエコロジカルなライフスタイルも芽生えてきています。』と述べている¹⁹⁾。

イ エコロジカルライフスタイルの具体的提案

エコロジカルライフスタイルは生活そのものであるが、具体的にはどのようなものかは、表面的な行動として現れる。その内容として、平成2年には、さまざまな提案や出版がなされている。

『地球を救う127の方法』¹⁹⁾、『地球にやさしい生活術』²⁰⁾、『地球を救うかんたん50の方法』²¹⁾、『地球環境にやさしいライフスタイルへの提言』²²⁾、子供向けには『環境パスポート－今すぐできる30の方法で地球を救おう－』²³⁾などがある。

雑誌では『くらしのなかの環境破壊』²⁴⁾、『エコロジカルライフが地球の健康をまもる』²⁵⁾、『地球にやさしいを売れ』²⁶⁾などの特集がある。

このうちアースデー用に発表された『地球を救う127の方法』は、『ゴミを減らす』、『エネルギー』、『水』、『食』、『交通機関』、『有害物質・汚染物質について』、『生命をいつくしみ身近な所から変革を』、『頭の使い方考え方』の8つの副題をつけ、127の具体的な行動を呼びかけている。

これを分類すると、④使い捨てのコップは使わない、蛇口に節水コマを取りつける、といった直接的行動を呼びかけるもの。⑥新製品購入中毒から足を洗う、良く遊び、良く働くだけでなく生活の意義や豊か

さを少し考えてみる時間を作ってみる、といった生活そのものを考え学習するよう呼びかけるもの。㉓・・・を監視しよう、調べてみよう、働きかけよう、といった社会に対する関与を呼びかけるもの。㉔樹木を植えて育てる、農作業を体験する、自分が関心を持つ問題に関連した運動をしている組織や出版社に協力する、など体験や協力、参加を呼びかけるもの。これら4つのグループに分けられる。

個人レベルの生活で生活様式を変えていくにはまず㉓のように考え方・意識を変えていく。さらにこの変革を実現するために制約となる社会システム等を変えていく必要があり、このため㉓のように社会に働きかけていく。

また、㉔のように自分で体験や参加をすることが意識改革を促し、エコロジカルな生活態度として㉓のように日々の行動をとるようになり、これらの呼びかけが単なる標語の集まりから実践的かつ効果的なものとなることが期待される。

多くの人が、㉔のような例えば消費電力の少ない単純な態度の電気製品を選ぶ、過剰包装を断る、ペットボトルの製品は避ける、といった行為をとればこれが社会に反映され自づと企業者にも影響を与えることになる。また、㉓のように、社会的に直接関与すれば社会のシステムそのものを変えていく一つのインパクトにもなるのである。

個人が変わることで社会が変わりそれがまた個人を変えていくという手順であり、個人が自分の生活を変えていくこと、これが社会を変えて生活様式を変えていく出発点となる。

3. エコロジカルライフスタイルの実現条件

3-1 市民の役割

前述のように一人ひとり環境にやさしいエコロジカルな行動を取ることが、やがては社会（国、自治体、企業等）に反映され、それを受け制度や慣習が変わり、それがまた人々の行動に反映するなど相互の影響によって少しずつ社会全体が変わっていくことが期待される。

問題は、何が人々を動機付けるかである。指示され、勧められ、教えられなどすれば実行出来ることは、環境教育の普及などが有効であるが、生活或はそれを支える意識、更には価値観を変えなければならないことには、単に教育・啓発による知識などだけでは限界があり、もっと高次元の環境倫理の確立が求めら

れるが、これは教育などによって直接確立することは不可能に近いと考えられる。

このような問題は、生活、実践、行動といったことから一人ひとりが自分で感じ、学ぶべきことと考えられる。その一つの答として、人として本来あるべき生活をすれば良いのでないか、と言うことがあげられる。

そうだとすれば、人は生物としての生存が確保されれば、あと必要なものは自然と社会との共生であるということから、都市における自然と何らかの係りがあり更にそれを他人と共同して係るようなこと、たとえば自然保護・自然観察などの団体行動・市民活動などが考えられ、また、自然と直接係らなくとも地域の人達とのリサイクル活動や環境教育活動などがある。

このような実践・行動が、エコロジカルな生活としてあらゆる面で環境に配慮した生活をする第一歩である。何でも良いからまず実践活動を勧めるのは、生活が変わることによって意識改革が期待できるからである。

このためには、都市において素材としての都市自然が市民活動するのにふさわしい状況にあり、活動を継続していくことに必要なノウハウの蓄積があり、さらに、財政的な裏付けがあることなどが必要である。

3-2 企業の役割

平成になってからの企業の環境問題に対する取組は、昭和40年代の公害問題のように社会の非難を浴びてから始めた公害対策とは訳が違い、自主的なものでありまた迅速であった。それは利に聡い企業であるから当然であるというより、地球環境問題に本気で対処しなければ、すなわち環境に配慮した企業活動でなければ、企業そのものの存在まで危うくなるという認識である。

環境問題を扱う専門組織の企業内設置、エコライフ・ビジネス協会の設立やエコマーク制度への参加、エコロジー商品の積極的な取組あるいは自分の企業でできるリサイクルなどの具体的な対応などとなっている。

これらの動きに対応して、平成3年4月、経団連は地球環境憲章を発表した。

この前文では、『大量消費文化に裏づけられた『豊かさ』の追求がもたらす諸問題を見直し、・・・世界的規模で持続的発展を可能とする健全な環境を次代に引き継いでいかなければならない。』とし、基本理念では『企業の存在は地域社会はもちろん地球環境そのものと深く絡み合っている』とし、経営方針として『事業活動で生態系、資源保護への配慮、製品の環境保全性の確保』⁷⁾、などをあげる。

このような企業サイドの認識は、市民、行政など立場の違いのまったく感じられないものであり、人類共通の課題に対する認識といえる。

企業に期待するエコロジカルライフスタイル実現の役割としては、企業本来の事業活動上の役割としては、環境に配慮した製品の開発や商業・生産活動（省エネで長期間の修理可能な製品であること、廃棄物として安全に処理できること、リサイクル可能なこと、軽包装であることなど）などは企業の努力なしには解決しない問題でもある。

もう一つの役割は、企業も地域社会の構成員として貢献すべきであるという役割である。最近研究されている、英国における、グランド・ワークは²⁸⁾、企業の地域環境に対する貢献・参加の一つの方式である。

これは企業活動独自の問題でないため、具体的に何をすべきか問題となる、環境に係わるフェンドをつくらしている企業もあるが、ここでリーダーシップを取るものとして国や自治体の役割は大きい。

3-3 自治体の役割

ア 直接的施策

環境思想の普及啓発、環境教育の枠組み作り及び実施、環境に係わる行動指針作り、市民・民間活動の助成・誘導・市民団体の育成、環境情報の提供などがあり、これらはいわばエコロジカルなライフスタイルへ向けてのソフトといえる。

イ 間接的施策

公園・河川の都市自然のエコアップ化、景観保存、市民菜園、リサイクル施設、ネイチャーデザイン行政による都市のエコアップ化など市民のエコロジカルな生活を支え、助ける、いわばハードといえる。

これら、アとイを有機的に組み合わせ継続して行うことが重要な施策となる。

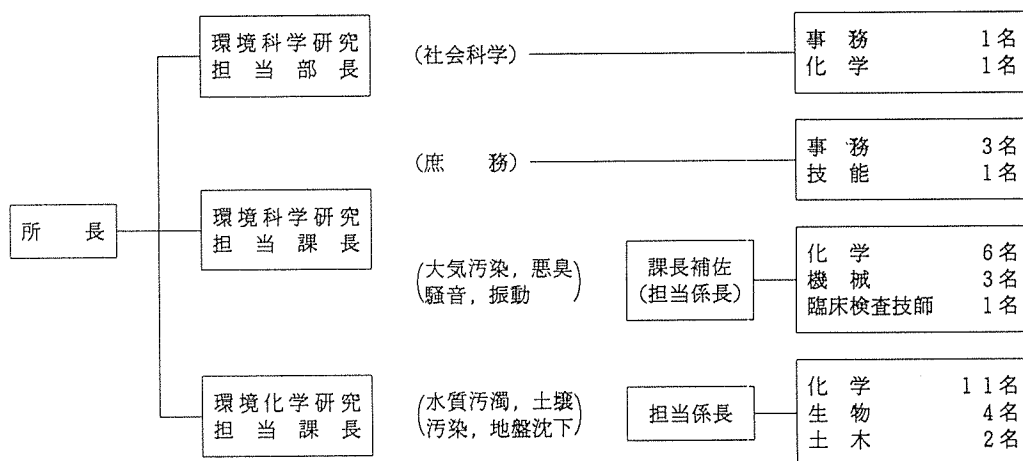
4. 終わりに

エコロジカルライフスタイルを実現させるための条件について具体的に提言することが今後の課題であるが、これについては平成3年以降の研究テーマとしている。この問題点や対象は多くすべてについて進めることができないが、取り敢えずネイチャーデザインについて更に研究を進めるとともにこれとの絡みで企業の地域活動の手法について研究することとしている。

文 献

- 1) 吉野正治著、生活様式の理論、光生館、p. 82
- 2) 吉田一良、環境情報科学、19-4、1990、p. 9、現代生活ともうひとつのライフスタイル
- 3) 国民生活白書昭和62年版、p. 157
- 4) 国民生活白書 元年版、p. 91
- 5) 国民生活白書 元年版、p. 136
- 6) 国民生活白書 元年版、p. 50
- 7) 国民生活白書 元年版、p. 135
- 8) 国民生活白書 元年版、p. 144
- 9) 国民生活白書 元年版、p. 112
- 10) 国民生活白書昭和62年版、p. 113
- 11) 吉野正治著、生活様式の理論、光生館、p. 105
- 12) 吉田一良、環境情報科学、19-4、1990、p. 11
- 13) 橋本和孝著、生活様式の社会理論、東信社、p. 14
- 14) 高橋勇悦著、都市化社会の生活様式、学文社、p. 171
- 15) 国民生活白書昭和62年版、p. 11
- 16) 高橋勇悦著、都市化社会の生活様式、学文社
- 17) 吉田一良、環境情報科学、19-4、1990、p. 11
- 18) 環境庁企画調整局編、エコロジカルライフスタイル、リサイクル文化社、p. 3
- 19) アースデイかながわ連絡会編集・発行
- 20) ジョン・シーモア、ハーバート・ジラード著、(株)TBSブリタニカ
- 21) ジ アースワークス グループ著、(株)講談社
- 22) (財)環境情報普及センター／地球環境と暮らしに関する研究会、第一法規出版株式会社
- 23) 矢崎英司・樋口亜紀・石井里津子編集、(株)ほんの木
- 24) THE 第三文明 90 6 2、(株)第三文明社
- 25) TARZAN 90 6 13、(株)マガジンハウス
- 26) AERA NO. 33 90 8 21、朝日新聞社
- 27) 平成3年3月24日、神奈川新聞地球環境憲章要旨
- 28) 小山善彦著、人間居住環境創造における企業参加の可能性、(財)環境情報科学センター

1. 人員及び組織



(平成3年6月3日現在)

2. 主要機器一覧表

品名	規格	数量	配置
ガスクロマトグラフ質量分析計	日本電子 GC-MS DX303	1 式	第二機器分析室
走査型電子顕微鏡	日立 S-4000	1 式	電子顕微鏡室
同上用 X 線分析装置	The kevox DELTA レベル 3	1 式	"
蛍光 X 線分析装置	理学電機システム 3270	1 式	第二機器分析室
原子吸光光度計	日立 Z-8000 外	4 式	第一機器分析室
ガスクロマトグラフ装置	島津 GC-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 3 A	1 式	恒温室
光化学反応実験装置	600 A スモークチャンバー	1 式	"
分光光度計	ダブルビーム自記 日立 200-10 型外	4 式	第二水質実験室
分光蛍光光度計	日立 MPF-4	1 式	放射能研究室
水銀分析計	柳本 AMD	1 式	第一機器分析室
二次導函数微量ガス分析装置	LEAR SIEGLER MODEL 400	1 式	恒温室
超軟 X 線発生装置	SOFTEX-CSM-2	1 式	第二機器分析室
標準粒子発生装置	東京高周波電気炉 SRF-305W	1 式	工学実験室
標準ガス精密希釈装置	製鉄化学工業 SDS-401	1 式	恒温室
窒素酸化物自動記録計	MONTIOR RABS MODEL-8440 外	3 台	第二大気実験室
オキシダント自動記録計	電気化学	1 台	"
オゾンメータ	京都電子工業 OX-21	1 台	"
風向風速計	海上電機 WA-200 外	2 台	"

品 名	規 格	数 量	配 置
イオン濃度測定装置	オリオン801A型	1台	第二大気実験室
多チャンネルデジタル騒音計	リオンSV-70型の改良型	1台	騒音研究室
データレコーダ	NAGRAIV-SJ型	1台	"
騒音振動解析装置	ONO CF-360	1式	"
データ処理装置	YHP 310 AJ	1式	"
魚に対する慢性毒性試験装置	関東工機製作所製外	2式	生物研究室
波高分析機	東芝USC-1 MODEL 10	1式	放射能研究室
電子計算機	ACOS 3300 (賃借)	1式	電子計算機室
微粒子自動計測器	ロイコ社 MODEL 226	1式	第二大気実験室
攪拌実験装置	佐竹化学機械工業製	1式	処理実験室
標準圧密試験器(3連型)	丸東S43-3UL-1	1台	地盤沈下研究室
ソイルミキサー	" SE-27	1台	"
一軸圧縮試験装置	" SG-2033	1式	"
核磁気共鳴装置	日立製作所R-600型	1式	第二機器分析室
凝縮核モニター	日本化学工業 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 4500 i	1台	第二大気実験室
全有毒炭素分析計	ベックマン MODEL 915-B	1台	第一機器分析室
高精度NO _x 計	ダイレック社 DY 8400型	1台	第二大気実験室
高精度オゾン計	紀本電子工業製	1台	"
高精度弾性波速度測定装置	丸東製作所製	1台	地盤沈下実験室
炭素・水素・窒素(CHN)分析計	柳本 CHN コーダー MT-3 型	1台	第二大気実験室
クロロフィルメータ	ターナーデザイン社 MODEL 10-OOOR	1台	生物研究室
電気炉	西村工業製	1台	第一水質実験室
三軸圧密試験記録装置	理研電子製	1台	地盤沈下実験室
1/8オクターブ実時間自動分析装置	リオン SA-25	1式	騒音研究室
凍結濃縮装置	大洋科学工業 FC-6	1式	第二水質実験室
水生植物による水処理実験装置	公害研究所設計	1台	処理実験室
煙道用水銀連結分析計	日本インスツルメンツ DM-C1	1式	工学実験室
圧密自動記録装置	理研電子 MODEL DACT-6	1式	地盤沈下実験室
風向別制御装置	日本公害防止技術センター WDP-100	1式	屋 上
パーソナル・ダストモニタリングシステム	柴田科学 PDS-1	1式	恒 温 室
コンポジット・サンプラー	日科機 S-4081	1式	第一機器分析室
データ収録解析装置	理研電子製	1式	地盤沈下研究室
粒度分布測定装置	島津 SA-CP3L	1式	第三水質実験室
パン型造粒機		1台	屋 外
超低温マイクローム	共栄オリンパス クライオトーム	1個	恒 温 室
液体クロマトグラフ用蛍光モニター	日立 F-1150	1式	第二機器分析室
揮発性分混合ガス発生装置	紀本電子製 SS-1002	1式	第二大気実験室
特殊材料ガス環境用試料採取装置	三紳工業製	1式	標準ガス調整室

3. 平成2年度 予算額

(単位：千円)

科目	金額	付記
共済費	626	社会保険料
賃金	5,465	
報償金	490	
旅費	2,242	普通旅費
需用費	86,550	消耗品費 32,732
		燃料費 179
		食糧費 614
		印刷製本費 5,749
		光熱水費 33,735
		修繕料 13,541
役務費	4,431	通信運搬費 2,158
		手数料 2,093
		筆耕翻訳料 180
委託料	42,818	調査委託料 15,488
		清掃その他委託料 25,446
使用料及び賃借料	46,447	
工事請負費	3,296	
備品購入費	20,000	
負担金補助及び交付金	230	会費及び負担金
公課費	38	
計	212,633	

管理運営費	90,943
試験検査費	13,281
主要機器維持管理運営費	13,660
調査研究事業費	36,000
機器等整備事業費	18,000
施設改修工事費	4,120
蛍光X線分析装置の更新	7,500
公害教育啓発等 その他事業費	7,100
大型機器更新 整備事業	22,029
計	212,633

4. 学会等研究発表

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
神奈川県公害研究機関 協議会公害研究合同発表 会(第14回)	2. 6	横浜市水域の生物指標(1990年版)	○樋口文夫, 福嶋 悟, 水尾寛己, 畠中潤一郎, 米山悦夫
		横浜市沿岸域における水質の連続観測	○二宮勝幸, 水尾寛己, 畠中潤一郎, 小野寺典好, 若林信夫(水質課)
		浮遊粒子状物質のバックグラウンド濃度 と横浜市内の人為的汚染の推移	○新井久雄, 白砂裕一郎
		雲水及び雨水中の不溶性粒子の形態的 特徴とその発生源	○平野耕一郎, 鶴田治雄, 渡辺善徳, 太田正雄, 草野一(大気課)
第25回土質工学研究発表 会	2. 6	横浜の地盤沈下地帯における層別沈下と 間隙水圧の測定	○杉本 実, 梅原順造
V INTERNATIONAL CONGRESS OF ECOLOGY	2. 8	BIOLOGICAL INDICATOR FOR THE ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN YOKOHAMA	○HIGUCHI, F., FUKUSIMA, S., MIZUO, H., HATAKENAKA, J., YAMAGUCHI, T., YONEYAMA, E., AKUTSU, T., HIRAMOTO, T.
環境庁水質自動計測器 高度利用事例発表会 (第4回)	2. 9	光学的自動計測器を用いた横浜市沿岸域 水質の連続測定	○二宮勝幸, 水尾寛己, 畠中潤一郎, 小野寺典好, 若林信夫(水質課)
全国公害研協議会関東 甲信静支部水質専門部 会	2. 9	横浜市内河川の有機性汚濁と水生細菌	○酒井学
日本陸水学会第55回大 会	2.10	土砂流入が河川源流部の水生生物群集に 及ぼす影響	○福嶋 悟, 小林紀雄(旭技研)
		低農薬及び農薬散布地帯を流れる河川の 底生生物相の相違	○畠山成久, 高村典子, 白石寛明(国環研), 福嶋 悟
廃棄物学会(第2回)	2.10	排水処理汚泥の資源化に関する基礎研究 —下水汚泥焼却灰固化物の有効利用—	○野木一男, 下村光一郎
1990年度日本地球科学 会年会	2.10	底質の粒度組成と堆積過程	○白柳康夫, 大矢正代(元公害研)
大気汚染学会(第31回)	2.11	過去5か年における横浜市の酸性雨の長期 変動	○矢本てるみ, 渡辺善徳, 鶴田治雄, 草野一(大気課)
		β 線式浮遊粒子状物質自動測定機の測定 精度に関する研究	○白砂裕一郎, 新井久雄
		乗鞍岳(高度2,700m)における夏期の霧 水, 雲水および雨水中のイオンおよび過 酸化水素濃度の日変化(第一報)	○鶴田治雄, 太田正雄, 渡辺善徳, 矢本てるみ, 前田裕行, 平野耕一郎
		都市, 工業地帯上空の雲水の化学組成と 雲粒・雨滴による大気汚染物質のとりこ み機構	○鶴田治雄, 渡辺善徳, 太田正雄, 平野耕一郎, 草野一(大気課)

学会大会名	年月	題名	発表者・共同研究者
大気汚染学会(第31回)	2.11	一降水の化学成分の経時変化の違いによる都市域の酸性雨の分類	○渡辺善徳, 矢本てるみ, 鶴田治雄, 草野 一 (大気課)
		長期暴露型NO _x サンプラーを用いたSO ₂ の測定	○平野耕一郎, 松田啓吾 (大気課)
		神奈川県臨海地区におけるフロソおよび有機塩素系物質の環境調査(Ⅲ)拡散型サンプラーによる月平均値の測定	○前田裕行, 神奈川県臨海地区大気汚染調査協議会
神奈川県薬剤師会第10回学術大会	2.11	横浜市内河川の農薬モニタリング	○酒井 学, 二宮勝幸
神奈川県環境計量士協議会技術研修会	3. 1	揮発性有機塩素化合物の地下水における挙動	○二宮勝幸
第27回横浜市勤務薬剤師回技術研究集談会	3. 1	横浜市内河川の農薬モニタリング	○酒井 学, 二宮勝幸
水質汚濁学会(第25回)	3. 3	リモートセンシングデータによる東京湾水質観測の検討	○水尾寛己, 二宮勝幸, 畠中潤一郎, 平石雅美(バスコ), 多賀保志(日鯨類研), 安藤晴夫(東京環科研)
		テトラクロロエチレンの分解反応モデルを用いた地下水汚染解析方法	○二宮勝幸, 酒井 学
日本薬学会第111年会	3. 3	横浜市内河川の従属栄養細菌と有機性汚濁(Ⅱ)核酸組成分析を用いた細菌の分類	○酒井 学

5. 雑誌等投稿

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
公害と対策 (No.4)	1990. 4	佐俣満夫・太田正雄 小林善雄(公害対策局大気課) 教野賢治(同)	バッグを用いた煙道排ガス NO _x の簡易測定法

(要旨)

煙道排ガスNO_xの簡易な測定法として、バッグで簡易に排ガスをサンプリングして室内等に設置した連続測定器によって測定する方法を開発した。種々のバッグにより実験した結果、バッグとしてはテドラーバッグが最もNO_xの吸着が少ないことがわかった。さらに、バッグ中での時間経過にともなうNOとO₂の反応機構を明らかにし、バッグでの吸着特性を調べることによって、バッグ中でのNO_xの時間的減衰式を作成した。さらに、この方法に伴う簡易な排ガス採取装置を新たに開発することにより、排ガス中のNO_xを容易にサンプリングし、かつ測定する方法をみ出した。

雑誌名	発行年月	執筆者	題名
用水と排水 (Vol. 32, No.4)	1990. 4	大場康久	金属銀による下水の消毒

(要旨)

下水の消毒には、次亜塩素酸ソーダ等の塩素系の消毒剤が一般に用いられている。この消毒法では、下水中に残存する有機物と塩素が反応し、トリハロメタン等の有害な有機塩素化合物が生成されるなどの問題点があり、代替法が求められている。著者らは、金属銀の殺菌力に注目し、金属銀による下水の消毒を試みた。本報では、室内実験及びパイロットプラント実験での、銀の消毒効果や実設計に必要なプロセスの運転パラメータについての結果を紹介している。この消毒プロセスは、1) 比較的処理水量が少ない場合、2) 維持管理を容易にしたい場合、3) 放流水系の生態系に影響を与えたくない場合に有効であることが分かった。

研究報告	発行年月	執筆者	題名
東海大学紀要工学部	1990. 6	明石 勝(東海大学工学部) 白子博明(建設企画コンサル タント) 松川一貴(川崎市), 杉本実	地下水位の変動による地盤沈下

(要旨)

地下水位の周期的な変動に伴って発生する地盤沈下について、実験データを基に室内において粘土の繰返し一次元圧密試験を実施し、地下水位の変動に伴い粘土層に繰返し荷重が作用する場合の一次元圧密挙動を検討した。また、差分法により繰返し荷重を受けた粘土の二次元圧密を含む一次元圧密解析を行い、実験結果ならびに地盤沈下の観測記録と比較し、検討を加えた。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
粉体工学会誌(Vol. 27, No.7)	1990. 7	佐 俣 満 夫	粒子濃度測定における非等速吸引誤差の評価モデルと実ダストの適用

(要 旨)

ダスト測定における非等速吸引誤差について、試験風洞を用いてボイラダスト、アルミナキルンダスト、ガラス熔融炉ダスト等を使用して広い範囲で適用できる非等速吸引の評価式を導いた。また解析過程で、ノズル周辺での流れに cascade-layer とよぶ特殊な流れの境界層を仮定すると、実験結果は合理的に説明できた。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
エアロゾル研究 (vol. 5, No.3)	1990. 9	佐 俣 満 夫	非等速吸引誤差における従来の評価式の粒径分布のある場合への適用性

(要 旨)

従来の非等速吸引誤差の評価式を基にして、種々の粒径分布をもった粒子について解析した。粒径分布はアンダーセンスタックサンプラーと遠心沈降法とでそれぞれ測定し、これらの値を用いて評価式のパラメータを決定した。その結果粒径分布をもった場合でも、従来の評価式を拡張して用いることによって、適用できることをみ出した。

雑 誌 名	発行年月	執 筆 者	題 名
環境と測定技術 (vol. 18, No.1)	1991. 1	佐 俣 満 夫	パソコンを用いた大気サンプリングノズル周辺の流れ解析 (2次元ポテンシャル流での有限要素法による可視化)

(要 旨)

大気中のガスをサンプリングする場合、そのサンプリングノズル周辺の流れがどうなっているのかは、きわめて重要である。そこでこれを可視化する方法の一例を示し、解説した。大気のサンプリング流れは多くの場合、ポテンシャル流で扱えるので、流れをポテンシャル流とし、流体の運動方程式に有限要素法を適用した。報文では流体の一般的な特性を概説し、さらに有限要素法の要点について述べた。可視化図としては煙道中でのダストサンプリング、大気中での種々のノズル形状による影響、シュルター内での流れの特性、横風の中での大気サンプリングの例などを示し、種々な大気サンプリングでのガスの流れ特性について解説した。また、パソコン等でこれらの可視化シミュレーションを行う場合の注意点についても解説した。

6. 環境科学研究所発行資料（報告書）

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.91	魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書	1991. 3

（要 旨）

横浜市水域における魚の死亡事故について水質変動との関連で検討し、酸素欠乏による事故の発生の可能性やアンモニアによる毒性との関連を明らかにした。また、酸素欠乏等の魚への生理学的影響や形態学的影響についても検討した。以上の結果といままでの事故事例をもとに、現場での酸素欠乏やその他の死因の推定方法を生物学的手法並びに理化学的手法による毒物検索フローとしてまとめた。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.97	自然観察ワークシート ～ 横浜の都市自然を調べる ～	1991. 3

（要 旨）

本書は、市民の方々が専門知識がなくても、手軽に都市自然や都市に生きている生物について理解を深めていただくために、これまでの自然観察会で使用した手引書やプリントなどを整理したものである。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.98	トンボ生息環境づくり調査報告書	1991. 3

（要 旨）

トンボは、子供の遊びの対象となり、また都市における自然との共生感を醸し出してくれるもっともポピュラーなふるさと生物であり、生命感のある都市の主要な指標である。今後、トンボ生息地環境の保全や再整備を軌道にのせてゆくには、その保全や再整備の手法についての体系化、マニュアル化が必要である。

公害研資料	報 告 書 名	発 行 年 月
No.99	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 ー水・みどり・まちー	1991. 3

（要 旨）

第14回公害セミナーの開催にあたり、小学生以上の市民の作品、調査研究等を公募した。小学生6編、中学生29編、高校生2編、一般市民1編の応募作品を収録した。

7. 環境科学研究所発行資料目録

1991年11月末現在

資料番号	件名	発行年月	体裁等
	明日の都市を照らす	1977. 3	A 4. 16頁 (パンフレット)
No. 1	窒素酸化物特殊発生源調査報告書(環境庁大気保全局委託調査)	1977. 3	B 5. 49頁
2	横浜市公害研究所報創刊号	1977. 11	B 5. 56頁
3	公募論文・クルマ社会をどうするか —— 明日の都市環境を考える ——	1977. 11	B 5. 136頁
4	第1回公害セミナー会議録・クルマ社会をどうするか —— 明日の都市環境を考える ——	1978. 3	B 5. 96頁
5	昭和52年度環境庁委託業務結果報告書 非特定重大障害物質発生源等対策調査(アスベスト発生施設)	1978. 3	B 5. 36頁
6	横浜市公害研究所報第2号	1978. 8	B 5. 236頁
7	中間報告横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1978. 8	B 5. 195頁
8	横浜市公害研究所報第3号	1978. 12	B 5. 156頁
9	第2回公害セミナー会議録・合成洗剤	1979. 3	B 5. 89頁
10	自動車公害に関する意識調査 —— 国道一号線三ツ沢・松本地区, 1978年3月実施 単純集計結果(第1報) ——	1979. 3	B 5. 112頁
11	大気中の炭化水素濃度調査及び各種発生源施設からの排出実態調査結果	1979. 3	B 5. 66頁
12	第3回公害セミナー論文集・川, よこはまに水辺をもとめて	1979. 8	B 5. 85頁
13	横浜市における自動車公害に関する基礎研究	1979. 9	B 5. 201頁
14	横浜市公害研究所報第4号	1980. 3	B 5. 204頁
14	第3回公害セミナー会議録・川, よこはまに水辺をもとめて	1980. 5	B 5. 72頁
15	横浜市地域環境大気調査報告書(昭和54年度環境庁委託調査)	1980. 3	B 5. 72頁
16	非特定重大障害物質発生源等対策調査(ベンゼン取扱施設)	1980. 3	B 5. 31頁
17	沿道環境整備対策のための基礎調査方向書 —— 三ツ沢地区対象 ——	1980. 12	B 5. 84頁
18	魚類の健康評価に関する研究(1)(昭和53年度)	1981. 2	B 5. 20頁
19	魚類の健康評価に関する研究(2)(昭和54年度)	1981. 2	B 5. 51頁
20	横浜市公害研究所報第5号	1980. 12	B 5. 236頁
21	帯水層々序確定のための地質調査	1981. 3	B 5. 32頁 付図4枚
22	第4回公害セミナー資料提言要旨	1981. 3	B 5. 18頁
23	第4回公害セミナー資料・調査研究事業のあらまし	1981. 3	B 5. 41頁
24	——		

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 25	地域交通環境に関する意識調査 — 金沢4区, 1980年11月実施 —	1981. 3	B 5. 46頁
26	第4回公害セミナー会議録・80年代の環境政策の課題	1981. 3	B 5. 115頁
27	低周波空気振動実態調査報告書	1981. 3	B 5. 163頁
28	有機ハロゲン化合物の分解と消長 — 有機塩素化合物特にPCBの環境中における動態について —	1981. 3	B 5. 98頁
29	第5回公害セミナー公募論文集・よこはまに自然をもとめて	1981. 8	B 5. 150頁
30	横浜市公害研究所報第6号	1981. 12	B 5. 211頁
31	横浜市自動車問題研究会第二報告書 — 横浜の物流と自動車公害に対する調査研究 —	1981. 12	B 5. 227頁
32	排水処理技術維持管理マニュアル — 凝集処理編 —	1981. 3	B 5. 116頁
33	固定発生源から排出されるばいじん(粒度分布)調査報告書	1982. 3	B 5. 133頁
34	第5回公害セミナー会議録・よこはまに自然をもとめて	1982. 3	B 5. 123頁
35	魚類の健康評価に関する研究(3)	1982. 3	B 5. 34頁
36	魚類指標による排水評価のための技術要領	1982. 3	B 5. 30頁
37	横浜市深層地下水調査中間報告書	1982. 3	B 5. 44頁 付図2枚
38	横浜市自動車問題研究会第一報告書 — 地域交通環境とまちづくり —	1982. 3	B 5. 124頁
39	横浜市緑区及び戸塚区における道路交通騒音と交通量調査報告書	1982. 3	B 5. 440頁
40	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 3	B 5. 11頁
41	自動車騒音公害対策模型実験 — 車線内遮音壁 —	1982. 7	B 5. 87頁
42	第6回公害セミナー資料 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1982. 8	B 5. 31頁
43	会下谷の雑木林の生物相とその季節変化 (横浜の旧市街に残る小雑木林)	1982. 11	B 5. 143頁
44	横浜市公害研究所報第7号	1983. 11	B 5. 105頁
45	第6回公害セミナー会議録 大気汚染 — 青空はよみがえったか, この横浜に —	1983. 1	B 5. 99頁
46	浮遊粉じん・ばいじんに関する総合調査報告書	1983. 1	B 5. 187頁
47	南関東地域での光化学大気汚染に関する総合調査報告書	1983. 2	B 5. 177頁
48	こども自然公園環境調査報告書	1983. 2	B 5. 155頁 付図4枚
49	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的騒音効果に関する研究 — 中間報告 —	1983. 3	B 5. 106頁
50	横浜市南部沿岸地域の軟弱地盤調査図 付図1-5	1983. 3	B 2.

資料番号	件名	発行年月	体裁等
No. 51	調査研究事業のあらし	1983. 3	B 5 . 34頁
52	都市自然に関する社会科学研究	1983. 11	B 5 . 226頁
53	第7回公害セミナー公募論文集 身近な水辺とまちづくり ― 「よこはまの川と池」再発見 ―	1983. 11	B 5 . 149頁
54	横浜市公害研究所報第8号	1983. 12	B 5 . 157頁
55	排水処理施設維持管理マニュアル ― 生物処理編 ―	1983. 12	B 5 . 132頁
56	魚類の健康評価に関する研究(4)	1984. 1	B 5 . 67頁
57	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書	1984. 2	B 5 . 183頁
58	第7回公害セミナー会議録 身近な水辺とまちづくり ― 「よこはまの川と池」再発見 ―	1984. 2	B 5 . 135頁
59	横浜市南部沿岸地域軟弱地盤調査報告書	1984. 2	B 5 . 付図6枚
60	横浜のホタル生息地(1983年度版)	1984. 3	B 5 . 49頁
61	第8回公害セミナー公募論文集 いま 横浜の海は ― 水質, 生物, 水ぎわ… ―	1984. 11	B 5 . 105頁
62	横浜市公害研究所報第9号	1984. 12	B 5 . 193頁
63	横浜南部丘陵 舞岡川源流域の水文調査	1984. 12	B 5 . 120頁
64	排水処理施設維持管理マニュアル ― イオン交換処理編 ―	1985. 1	B 5 . 134頁
65	第8回公害セミナー会議録 いま 横浜の海は ― 水質, 生物, 水ぎわ… ―	1985. 1	B 5 . 133頁
66	道路周辺の植樹帯による物理的及び心理的減音効果に関する研究 ― 総合報告 ―	1985. 3	B 5 . 173頁
67	横浜市公害研究所報第10号	1985. 12	B 5 . 190頁
68	平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告	1986. 3	B 5 . 149頁
69	魚類指標による工場排水規制手法に関する研究	1986. 2	B 5 . 192頁
70	第9回公害セミナー会議録 静かなまちづくりをめざして ― 道路緑化と騒音 ―	1986. 2	B 5 . 179頁
71	ホタルの生息環境づくり ～ 技術マニュアル試案 ～	1986. 2	B 5 . 121頁
72	第10回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 ― 水, みどり, まち… ―	1986. 11	B 5 . 174頁
73	横浜市公害研究所報第11号	1987. 3	B 5 . 216頁
74	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第2報	1987. 3	B 5 . 275頁
75	排水処理施設維持管理マニュアル ― 汚泥処理編 ―	1987. 3	B 5 . 132頁
76	10年のあゆみ・横浜市公害研究所設立10周年記念誌	1987. 3	B 5 . 203頁
77	第10回公害セミナー会議録 調べてみよう・身近な環境 ― 水, みどり, まち… ―	1987. 3	B 5 . 127頁

資料番号	件名	発行年月	体裁等
78	横浜市軟弱地層調査報告書 土質試験データ図集 付図1～4	1987. 3 1987. 3	B 5. 217頁 B 2.(付図1) A O
79	横浜市公害研究資料室図書目録	1987. 3	B 5. 328頁
80	第11回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1987. 11	B 5. 89頁
81	横浜市公害研究所報第12号	1988. 3	B 5. 161頁
82	第11回公害セミナー会議録 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1988. 3	B 5. 139頁
83	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (軟弱地盤構造と地盤沈下特性)	1988. 3	B 5. 103頁
84	横浜市軟弱地盤層調査報告書 (縦断面地質柱状図, 水準点変動図集)	1988. 3	B 5. 162頁
85	植樹帯による歩道環境改善効果に関する調査研究 — 横浜市磯子区産業道路沿道植樹帯設置事業のケーススタディ —	1988. 3	B 5. 148頁
86	第12回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1988. 11	B 5. 133頁
87	横浜市公害研究所報第13号	1989. 3	B 5. 210頁
88	水域生物指標に関する研究報告	1989. 3	B 5. 348頁
89	浮遊粉じんの発生源推定に関する調査研究報告書	1989. 3	B 5. 195頁
90	第12回公害セミナー会議録 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1989. 3	B 5. 39頁
91	魚の死亡事故の原因究明に関する研究報告書	1991. 3	B 5. 125頁
92	第13回公害セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1989. 12	B 5. 137頁
93	横浜市公害研究所報第14号	1990. 3	B 5. 212頁
94	円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書・第3報	1990. 3	B 5. 166頁
95	第14回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1990. 11	B 5. 102頁
96	横浜市公害研究所報15号	1991. 3	B 5. 226頁
97	自然観察ワークシート ～ 横浜の都市自然を調べる ～	1991. 3	B 5. 115頁
98	トンボ生息環境づくり調査報告書	1991. 3	B 5. 210頁
99	第15回環境セミナー公募作品集 調べてみよう, 身近な環境 — 水, みどり, まち… —	1991. 11	B 5. 102頁

所報原稿執筆要領

1991年6月1日一部改訂

1. 投稿論文は、報文、ノートの2種とする。報文は、論文形式とする。ノートは、資料性のあるものや速報性のあるものなどで、執筆は論文形式にとられないものとする。

原稿は、和文とし、所定の原稿要旨または所定のワープロ形式を使用し、当用漢字・現代かなづかいにより執筆する。

原稿は原則として刷り上がり10ページ以内とする。

2. 原稿の一枚目には次の項目のみを順に記載する。

- (1) 右上肩に、“横浜市環境科学研究所報第〇号”と書く。
- (2) 表題は内容を具体的に表現するものとし、原則として副題をつけない。
- (3) 執筆者・共同執筆者名を、一名毎に一字あけて連記し、氏名の右肩に「・・・*」の記号をつける。
- (4) 横線を書いて、その下に、英字タイトル、英字執筆者名、とそれぞれの所属機関名を記載する。

3. 本文の小見出しは通し番号を付ける。要旨は400字以内とし、要旨、参考文献には番号を付けない。

見出し例

要	旨
1.	はじめに
2.	方 法
3.	結 果
4.	考 察
5.	ま と め
	文 献

4. 本文の小見出しに使用する番号は次の順位とする。

「1. 2. 3. ……」
「2-1 2-2 2-3 ……」
「3-1-1 3-1-2 3-1-3 ……」

5. 句読点は「,」および「。」, 括弧は「()」を用い、それぞれ1字に数える。行を改めるときは1字あけて書きはじめる。

6. 数字は算用数字、単位はSI系を原則とし、文字は原則として立体(ローマン体)とする。

◇ 編 集 後 記 ◇

今年度は、横浜市に公害対策局が発足してから20年を迎え、研究所も発足してから16年になります。この年は公害対策局の機構改革が行われ局名も環境保全局に変わり、同時に研究所の名称も公害研究所から環境科学研究所に変わりました。

所報も「第16号」になり、研究所のあり方ともかかわりがありますが、所報が研究所のこれまでの歩みをどの程度収録できているのか、所報だけで対応できるのかなど、所報の位置づけについて検討する段階にきているのではないかと思います。

今回はほとんど論議されずにきましたが、所報の一層の充実をめざしての今後の課題としたいと考えます。

所報第16号編集委員会

新 井 久 雄

矢 本 てるみ

水 尾 寛 己

杉 本 実

梅 田 孝

齋 藤 光 司