

青森県公害センター所報

No. **6**

1983

青森県公害センター

目 次

○北国におけるオキシダント濃度の特性 早狩 進	1
○疾風型重合汚染における大気汚染濃度の評価に関する検討(2) 拡散パラメータの決定と重合汚染濃度の推定 吉田 毅・早狩 進・松尾 章・高橋昭則	7
○疾風型重合汚染における大気汚染濃度の評価に関する検討(3) 拡散モデルでの高濃度出現機構の解析 吉田 毅・早狩 進・高橋昭則	18
○大気拡散式を解くプログラムの開発 短時間平均濃度推定計算 高橋昭則	26
○生活雑排水の汚濁負荷と汚染指標細菌 奈良忠明・小山田久美子・田中 稔・早狩敏男・野田正志・今 武純 山崎喜三郎・石田平四郎	39
○大腸菌群に関する調査（第3報） 八戸港の汚染指標細菌について 小山田久美子・奈良忠明・石田平四郎	50
○十和田湖の底質と周辺土壌及び岩石の関連性 野田正志	57
(資 料)	
○青森県南地域における道路粉じん調査（I） 阿部征裕・工藤精一	63
○固定発生源から排出されるばいじん中の重金属成分 工藤精一・成田忠義・松尾 章	68
○都市ごみ焼却炉から排出される塩化水素の実態調査 工藤精一・石塚伸一・成田忠義	71

○ 地域代表性に基づく測定地点削減の実際	
二酸化鉛法による硫黄酸化物へのアプローチ	
高橋昭則・工藤真哉・成田忠義	74
○ 二酸化鉛法を用いたSO _x 濃度の測定	
百葉箱とファン付シェルターの測定値の相違	
工藤真哉・山田良一	78
○ 八戸市における浮遊粉じん中のベリリウム	
工藤精一・工藤真哉	82
○ 製紙工場周辺における悪臭の実態調査について	
アンケートによる住民意識	
高橋昭則・吉田 毅	85
○ 青森県南部における雨水(酸性雨)の実態調査	
早狩敏男・坂本正昭	90
○ 水産加工場における回分型活性汚泥処理と現況	
山崎喜三郎・奈良忠明・野田正志・小山田久美子・早狩敏男・田中 稔	95
○ 公共用水域における全窒素測定の見直し	
庄司博光・小山田久美子・早狩敏男・山崎喜三郎	100
○ 公共用水域における全リン測定の見直し	
田中 稔・奈良忠明	105
○ 十和田湖柱状堆積物の重金属濃度及びその形態について	
野田正志	109
○ 学会等研究発表	113

北国におけるオキシダント濃度の特性

The Property of Atmospheric Oxidant Concentration over the North Provinces of Japan

早狩 進

1 はじめに

光化学オキシダントの環境基準が0.06ppmと設定されて以来、全国的に基準をクリアしている所はほとんどない。

光化学スモッグをもたらす注意報レベルの汚染機構の解明を急ぐあまり、環境基準レベルの高濃度現象は軽視されてきた。

関東周辺では、広域共同研究によって光化学オキシダントの移流現象が次第に明らかになりつつある¹⁾。一方、北国での春に顕著なオキシダント高濃度現象については、成層圏オゾンの沈降によって説明づけた例があるが²⁾、広域的な確認についてはこれまでなされなかった。

八戸市内9局のオキシダント常時測定局と、その北方100 kmに位置するバック・グラウンド測定局1局の2地域間で、日最高値の挙動に同時性が見られる(図1)。

このことから、さらに広域的な高濃度現象が予想されたために、全国公害研協議会北海道・東北支部に対し、オキシダント常時観測データの提供について提案したところ、支部全機関の賛同が得られた。データの集約、解析を当所が担当し、57年10月支部研究連絡会議、続いて第9回環境保全・公害防止研究発表会(環境庁)において、解析結果を発表した。

以下は、広域的なオキシダント測定データについて行った多変量解析の結果である。

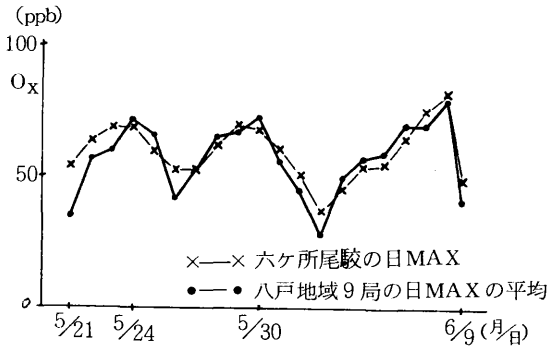


図1 O_x日最高値の比較(55年)

表1 O_x測定局一覧表

No.	測定局名	機 関 名	用途地域	海拔(m)	O _x 計型式
1	篠 路	札幌市衛生研究所	住	3	GX-7
2	六ヶ所尾駈	青森県公害センター	住	8	TGA-300
3	男 賀 船 越	秋田県環境技術センター	住	6	TGA-300
4	盛 岡 内 丸	岩手県公害センター	商	125	GX-6
5	酒 田 上 田	山形県公害センター	未	7	GX-6
6	公害センター	〃	商	140	GX-7
7	麓 岳	宮城県保健環境センター	未	168	GX-7
8	豊 栄 瀧 岡	新潟県公害研究所	未	5	GX-7
9	日 和 田	福島県郡山公害対策センター	住	250	TGA-300
10	富 岡	福島県いわき公害対策センター	未	56	TGA-300

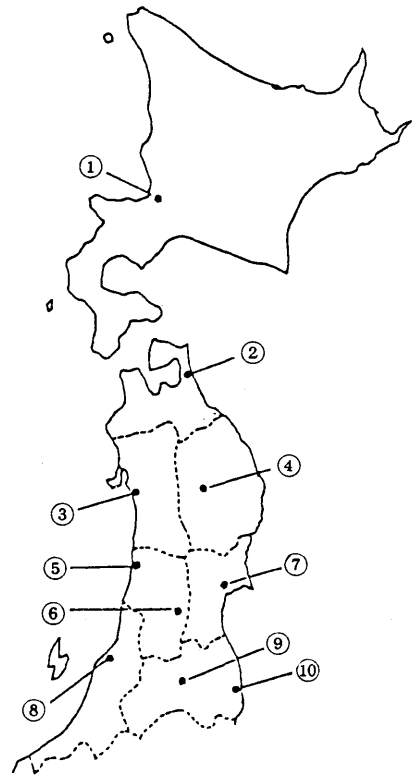


図2 測定地点

2. 調査データ

データは、次の条件で各機関に提供を依頼した。

- (1) 観測局は比較的バック・グラウンドに近い局舎を1～2局選定する。
- (2) オキシダントのデータは、54～56年の3～9月分とする。
- (3) 56年の3～9月について、NO, NO₂, NMHC, SO₂, WD, WV, TMP, RH, SOL (日射量)も添付する。
- (4) データの記入様式は、1時間値も記載された月報スタイルとする。

その結果、11機関17局のデータが寄せられた。

2局のデータを提供された機関について、局舎が離れている場合には2局とも用い、隣接する局舎については1局のみ用いた。

オキシダント以外の一次汚染質の濃度レベル(表2)によると、人為的汚染源の影響の強い局舎もあるが、地域を代表する意味でできるだけ生かした。

3月に測定を行っていない局があったために、3月分は用いることができなかった。また、54年度のデータは欠測や異常値が多すぎて用いることができなかった。

以上のことから、解析には55・56年の4～9月についてNo.1～10局のデータを用いた(表1, 図2)。

月報における1時間値を、環境庁報告様式に基づいてpphm単位で記載している局が半数あり、解析に用いた日最高値はpphm単位に統一せざるを得なかった。

オキシダント計は比較的欠測の多い計器なので、10局同時に欠測のない日数は、4～9月の2年間366日中約半分の179日であった。

また、No.7局のみ光化学オキシダントの評価に合わせて昼間(6～20時)だけの月報であった。

各局オキシダント濃度の月平均値の経月変化(図3)は、全局的に4～5月にピークを持つ傾向がある。また、日最高値の経月変化(表3)では、No.9局以外は春に高濃度を示す傾向は同じで、3月には6局、4月には9局、5月には5局で環境基準を超えている。

3. 解析結果

3.1 主成分分析

最初に、上記10局の55・56年の4～9月のオキシダント日最高値を用いて、主成分分析を行った。(表4)。

その結果、固有値が1.0以上となったのは第1主成分(Z₁)と第2主成分(Z₂)で、そこまでの累積寄与率は70%であった。これらZ₁, Z₂を軸として因子負荷量の分布を調べると、(図4), No.1～7のグループとNo.8～

10のグループに大別された。

表2 56年の汚染項目の月平均値の幅(ppb)

No.	SO ₂	NO	NO ₂
1	3～6	2～5	5～10
2	2～3	1～2	2～4
3	2～7	2～5	3～7
4	3～8	6～8	11～17
5	1～4	0～4	2～3
6	12～18	1～5	10～15
7	0～4	0	1～3
8	3～4	1～2	4～5
9	5～9	1～4	6～8
10	3～8	1～2	3～5

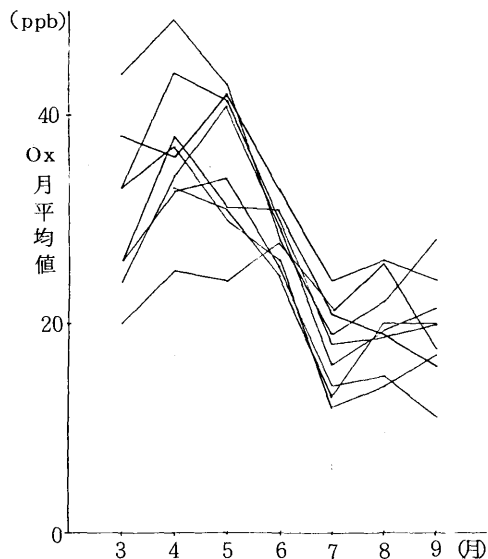


図3 O_x月平均値の経月変化(56年)

表3 56年のO_x月最高値の経月変化(pphm)

No.	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月
1	—	7	6	5	4	6	6
2	6	8	6	6	5	6	5
3	6	8	7	6	5	5	4
4	8	7	6	6	5	5	5
5	7	7	6	6	4	4	4
6	7	7	7	6	5	5	4
7	7	12	9	6	6	6	6
8	10	8	8	8	8	8	7
9	5	6	5	7	10	10	7
10	9	10	11	6	6	6	5

Z₁に着目すると、因子負荷量がすべてプラス側に位置し、全局ともZ₁との相関が高い。つまり、Z₁はいわゆる「大きさの因子」に当り、北国のオキシダント濃度の総合的な大きさを表わす尺度とみなすことができる。

Z₂はNo.9局との相関が一番強く、南側に位置する局とは正の相関、北側に位置する局とは負の相関となった。

したがって、Z₂は南北のオキシダント濃度の片寄りを表わす尺度となっている。

Z₁, Z₂について、月別の因子得点の分布を調べると(図5)、4~5月はZ₁に関してほとんどプラス側にあり、しかもZ₂よりZ₁の変化が大きい。一方、7~8月の分布はZ₁に関してほとんどがマイナス側にあり、Z₁よりもZ₂の変化が顕著である。6月、9月はその中間に位置している。

さらに、4~5月と7~8月におけるオキシダント日最高値の局舎間の相関係数を0~3にランク分けすると(表5)、明らかに4~5月の方が全体的に相関が強いが、7~8月は離れた局舎間の相関が弱い。

つまり、北国におけるオキシダント濃度は、4~5月に広がりを持った高濃度現象として表われるが、7~8月は、狭い範囲で高濃度が現われることを示している。

3.2 第1主成分(Z₁)

主成分分析によって抽出されたZ₁因子の1日ごとの因子得点の変動は、Z₂つまり局地的な濃度変化を除去した、北国における全体的な濃度変化を代表する因子となっている(図6)。

そこで、Z₁を説明する変数を重回帰分析によって求めた。独立変数として、No.2局におけるWV, TMP, R Hの日平均値とS O Lの日最高値、天気図による移動性

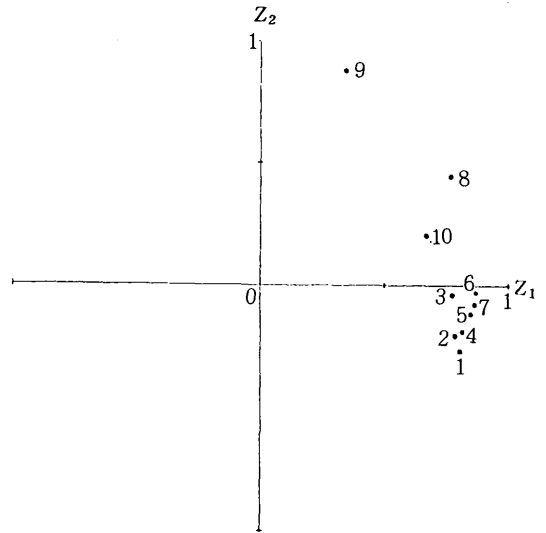


図4 因子負荷量の分布

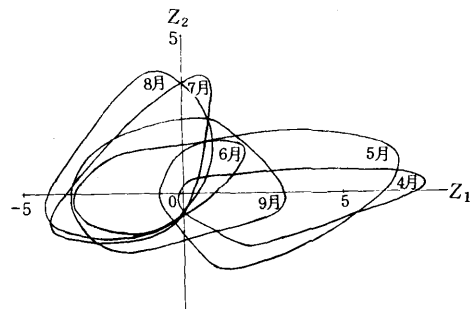


図5 月別の因子得点の分布

表4 主成分分析結果(55・56年4~9月)

No.	Z ₁	Z ₂	Z ₃
1	0.81	-0.28	0.18
2	0.79	-0.21	-0.17
3	0.78	-0.04	-0.03
4	0.83	-0.20	0.19
5	0.86	-0.12	0.18
6	0.87	-0.03	0.10
7	0.87	-0.08	-0.22
8	0.78	0.44	0.23
9	0.34	0.88	0.10
10	0.67	0.20	-0.65
固有値	5.95	1.19	0.68
累積寄与率(%)	59.5	71.2	78.0

表5 春期と夏期におけるO_x日MAXの相関行列

No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1		2	0	2	3	0	3	0	0	0
2	1		3	3	3	2	3	3	2	0
3	2	0		3	2	3	3	3	0	3
4	1	0	3		3	3	3	3	3	1
5	2	0	3	2		2	3	3	1	0
6	2	0	2	2	3		3	3	1	1
7	0	1	0	0	0	2		3	3	2
8	0	0	3	0	1	3	0		3	3
9	0	0	1	0	0	2	2	3		2
10	0	2	0	0	1	1	3	0	3	

0~3のランク: 0 < r < 0.05 < 1 < r < 0.01 < 2 < r < 0.001 < 3

右上側: 55, 56年の4~5月のデータ (N=67)

左下側: 55, 56年の7~8月のデータ (N=71)

高気圧の位置 (H) と低気圧の位置 (L), それに札幌におけるオゾン全量日代表値 (O_{3-1}) とその31日間移動平均値 (O_{3-ave}) を用いた。

ここでHとLは、9時の天気図において北国の西側にある時を0、真上にある時を1、太平洋側に移動した状態を2とするダミー変数である。

オゾン全量は札幌管区気象台の観測データ⁴⁾を用いた。オゾン全量とは、大気圏内の垂直気柱におけるオゾンの総積算量に相当し、長期変動は成層圏内のオゾンの季節変化に影響され(図7)、短期変動は測定誤差、測定時の気象条件に左右される。そのため、日代表値とその前後15日間ずつの31日間移動平均値を用いた。

これらを用いて変動増減法による重回帰分析を行ったところ、偏F値の導入条件を2.0として、

$$Z_1 = 0.033 \times O_{3-ave} + 0.710H - 0.059RH - 0.501L - 6.832$$

という結果が得られた。分散比は108.2、重相関係数は、

0.848で Z_1 の約72%の情報が4変数によって説明できた。

変数は O_{3-ave} , H, RH, Lの順に導入され、第2段階のHまでで約65%の情報が集められた。

オゾン全量の日代表値 (O_{3-1}) は Z_1 と0.56の相関があるが、 O_{3-ave} の方がより相関が強いために導入されなかった。オゾン全量の短期変動は測定に伴う影響が強いためと思われる。

Lがマイナスで導入されたが、これは太平洋側に去った移動性高気圧の影響を、後から来る低気圧が打消す効果が働くものと思われる。

No.2局における気象データではRHだけが導入された。

成層圏における大気が極度の乾燥状態にあることは知られている。高気圧に伴う成層圏大気の沈降現象によって、地上においてRHの低下が O_3 濃度の上昇と対になって現われたものと思われる。このことは、前述の村尾ら²⁾の場合、 O_x 高濃度日の比湿の垂直分布から明らかにしている。

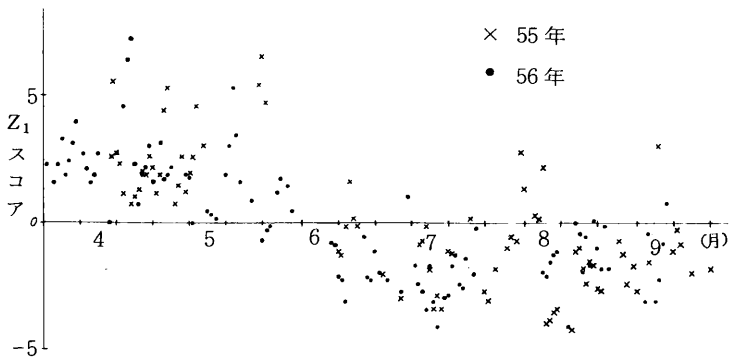


図6 55.56年における Z_1 の経日変化

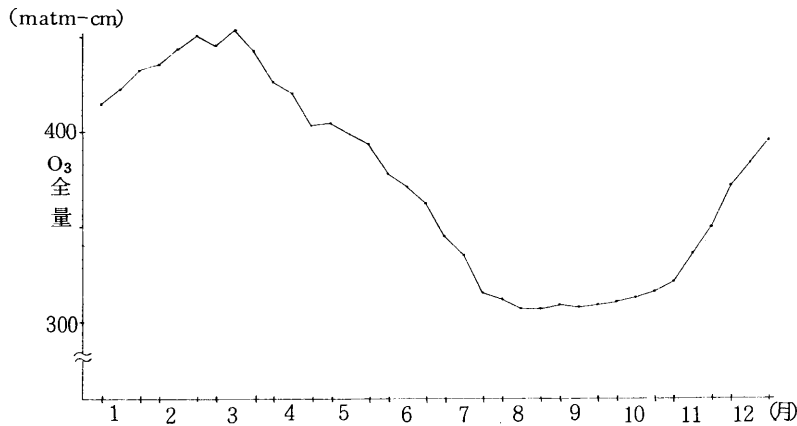


図7 札幌におけるオゾン全量⁴⁾ (1958~1980年平均)

そこで、 Z_1 の長期変動を除去して短期変動に対する最適変数を求めるために、 $O_3\text{-ave}$ だけを導入して得た回帰式

$$Z_1 = 0.052 O_3\text{-ave} - 18.954 \quad (r = 0.783)$$

による推定値(Z_1)と Z_1 との残差について、比湿との相関を求めた。

北国の代表地点として、秋田地方気象台における当日午前9時の高層気象観測データ⁵⁾から、地上、1500m、3000m、5500mの高度における比湿を用いた。

その結果、残差との相関係数は、

	地上	1500 m	3000 m	5500 m
残差	-0.141	-0.268	-0.241	-0.126

となり、1500m付近における比湿が一番相関がよかった。しかし、5%でいずれも有意とはならなかった。

これは、比湿が夏期にピークを持つ気温に似た季節変化をするために、季節変化を除去した残差とは一致しなかったものと思われる(図8)。

したがって、季節変化の大きい比湿にかわる指標として、各高度における相対湿度(RH)を求め、残差との相関を調べた。その結果、残差との相関係数は、

	地上	1500 m	3000 m	5500 m
残差	-0.310	-0.419	-0.274	-0.141

となり、比湿に較べて各高度で相関が上昇した。

また、比湿の場合も同じであるが、1500m付近に相関のピークがある。これは、上層よりも下層の方が、地上 O_3 と関連がありながら、地上付近だけは、地形、風向、気温等の局地的要因がRHに働いているためと思われる。

秋田における当日9時の1500m付近のRHが残差と強い逆相関が得られたので、さらに、札幌管区気象台、三沢航空自衛隊、秋田地方気象台、仙台管区気象台の北国4地点における当日9時の1500m付近のRHについて主成分分析を行い、その第一主成分についての因子得点(RHZ_1)と残差との相関を求めたところ、-0.576と秋田だけのRHよりもさらに向上した。

そこで、最初の北国におけるオキシダント濃度による第一主成分(Z_1)について、 O_3 全量31日間移動平均値($O_3\text{-ave}$)と RHZ_1 のみで重回帰分析を行ったところ、

$$Z = 0.0387 O_3\text{-ave} - 0.764 (RHZ_1) - 14.02$$

$$\left(\begin{array}{l} r = 0.880 \quad O_3\text{-aveの偏F値} \quad 108.77 \\ n = 95 \quad \quad \quad RHZ_1の偏F値 \quad 65.88 \end{array} \right)$$

と、 Z_1 の変動の約77%がこれら2つの変数で説明できた。

以上、 Z_1 は長期的には成層圏オゾンの濃度変化の影響

を受け、短期的には移動性高気圧の通過に伴う成層圏オゾンの沈降現象の影響を受けているものと考えられる。

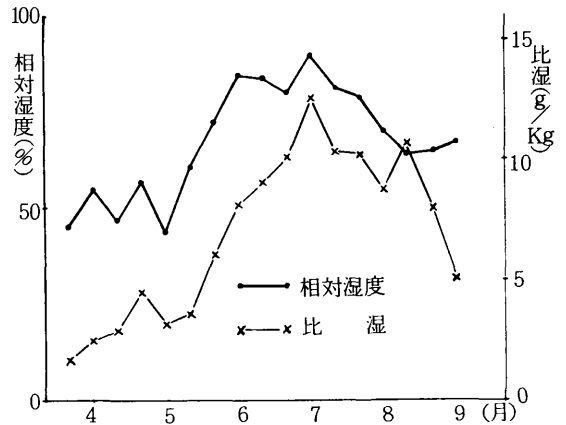


図8 高度1500mにおける季節変化

3.3 第2主成分(Z_2)

第2主成分は北国におけるオキシダント濃度の片寄りを表わすが、具体的に Z_2 の得点がプラスの大きな値を示すのは7~9月に集中している。その時の各局の日最高値を見ると南高北低であり、No.8、9局が同時に上昇す傾向がある(表6)。例えば、57年7月28日(他局では4pphm以下)におけるNo.8~9局のオキシダント1時間値は、同じ動きをしている(図9)

表6 56年における Z_2 特異日の O_x 最高値(pphm)

No.	7/9	7/28	8/18	8/30	9/18
1	4	3	2	3	3
2	5	3	3	4	4
3	4	4	3	3	4
4	3	3	2	2	5
5	3	3	2	2	4
6	3	4	3	2	3
7	6	3	3	6	4
8	6	7	8	3	7
9	10	9	8	9	7
10	6	3	5	6	4
Z_2 のスコア	3.4	3.4	3.6	2.9	2.4

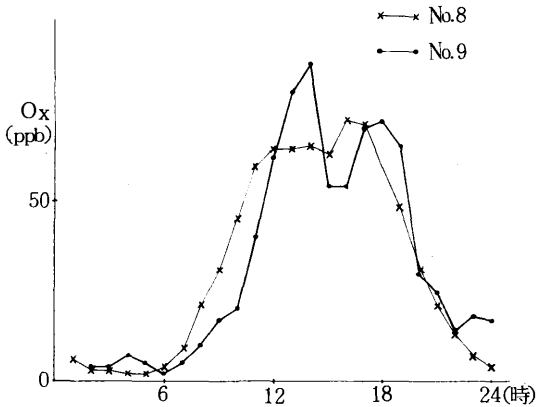


図9 No.8・9局同時上昇日(56.7.28)

56年6～9月の Z_2 の因子得点に関して、No.9局の汚染項目(SO_2 , NO , NO_2 , $NMHC$)と気象項目(WV , TMP , RH , SOL)を用いて重回帰分析を行った。

まず、各項目の日平均値を用いたところ、 SO_2 と SOL が導入されたが、重相関係数0.444で Z_2 の変動の約20%しか説明されなかった。次に、各独立変数を12時における1時間値に置換えて行ったところ、 SO_2 と RH が導入され、重相関係数0.581で Z_2 の変動の約34%と少し向上した。さらに独立変数をそのまま、従属変数を Z_2 からNo.9局におけるオキシダント日最高値に置換えてみたが、 SO_2 のみが導入され重相関係数が同じく0.581で、 Z_2 の場合以上には重相関係数が向上しなかった。

いずれの場合も、オキシダント生成に主として関与していない SO_2 との相関が比較的強く表われ、光化学反応を裏付けるような他の変数は導入されなかった。

結局、 Z_2 に関しては与えた変数では説明がつかず、さらに別な最適変数を検討する必要がある。

4. ま と め

北国におけるオキシダント測定データを用いた多変量解析によって、以下の知見を得た。

- 1) 北国のオキシダントは、春に全域で高濃度を示す傾向がある。
- 2) 夏には東北南部において、2～3局同時にオキシダントが高濃度を示す傾向がある。

- 3) 55・56年の4～9月における北国10地点のオキシダント日最高値を用いた主成分分析によって得られた Z_1 , Z_2 は、上記の2つの現象を説明する因子である。
- 4) 重回帰分析の結果、 O_3 全量及び850mbにおける RH という2変数によって、 Z_1 得点の77%の変動が説明された。これによって、春の Ox 高濃度現象は、季節変化する成層圏オゾンが、移動性高気圧の後面での沈降現象によって地上まで達することが明らかになった。
- 5) 夏の東北南部に現われる高濃度現象は、一次汚染濃度、気象データを用いた Z_2 の解析によっては明らかとならなかった。今後、移流現象の観点からも解析を加える必要がある。
- 6) 東北南部においては、関東方面からの移流現象が懸念される。逆に光化学スモッグ発生地帯にとって、春の光化学スモッグは成層圏オゾンの沈降と光化学反応との相乗効果による可能性もあるので、より広域なデータ交換が必要である。

本調査に当たり貴重な測定データを提供された、各機関に対し深謝いたします。

文 献

- 1) 栗田秀實, 佐々木一敏, 内田英夫, 室賀寿郎, 植田洋匡, 光本茂記: 内陸地域におけるオキシダントの動態(II) — オキシダント濃度の日変化と水平分布 —, 第24回大気汚染学会講演要旨集, 264(1983)
- 2) 村尾直人, 大喜多敏一, 太田幸雄, 南部住弘: 大雪山におけるオゾン濃度の測定, 第22回大気汚染学会講演要旨集, 327(1981)
- 3) 酒井重典, 大越延夫, 三宅 勉: 日本付近におけるオゾン全量の分布とその季節変化, 高層気象台彙報第41号(1980)
- 4) 日本気象協会北海道本部(1982)
- 5) 気象庁印刷天気図(1981.3～10月)

疾風型重合汚染における大気汚染濃度の評価 に関する検討 (2)

— 拡散パラメータの決定と重合汚染濃度の推定 —

The Evaluation of Air Quality by Multiple Sources under Gusty Condition(2) — Decision of σ_y, σ_z by Tracer Gas Diffusion and Estimation of Multiple Concentrations —

吉田 毅, 早狩 進, 松尾 章*, 高橋昭則

1 はじめに

前報¹⁾において、八戸地区の第二魚市場局でのSO₂濃度(1時間平均値)のシミュレーションを行う場合、総量規制マニュアル²⁾にあるような通常の拡散パラメータでは疾風型重合汚染を説明できないことを報告した。

本報では、実際の低煙源(H₀=25m)を用いてトレーサー実験を行い、そこで得られた適合性のよい拡散パラメータを用いて、重合汚染濃度の再現性を調べ、第二魚市場局での各発生源からの汚染の寄与率(1時間平均値)を推定したので報告する。

2 トレーサーガスによる大気拡散実験

建物等に大きく影響されて、機械的乱流の大きい場での低煙源からのトレーサー実験は、気象、地形、煙源データ等の特性に大きく作用されるため、今まで八木³⁾、北林⁴⁾、菅原⁵⁾らの報告はあるが、大規模煙源の実験に比較しあまり行われていない。

ここでは、拡散パラメータを求めるためのトレーサー実験⁶⁾を昭和56年度の環境庁委託調査として行ったのでその概要と、結果の一部について検討した。

2.1 トレーサー実験の概要

煙突の高さと同じぐらいの工場群に囲まれている実験中の低煙源(H₀=25m)から、CBrF₃又はSF₆を約70分間放出し、風向WNWに対し風下へ扇形45°に開いた4つのアーク(X=100, 330, 500, 1,000m)での約30ヶ所のリセプターで、サラネックスバック(8l/h)に60分間捕集し、ECD法により分析した。

低煙源でのこの種の実験は昭和56年11月に7回行ったが、トレーサー実験の実施内容は表1のとおりである。

この中でも、風向、風速が安定しているケースは希であり、本報ではアークに風向がほぼ直角であり、風速が5m/sと強く、いずれもサンプリング実施時間の間に変動の少なかった11月25日の13:00~14:00のRun No.3を例に取扱う。

*現七戸保健所

表1 トレーサー実験実施内容(昭和56年度)

Run No.	実施月日	サンプリング実施時刻	風向	風速(m/s)	P-G安定度	α(deg)	トレーサーガス名	放出量(kg/h)
1	11/24	13:00~14:00	WSW~NW	10.0	D	欠測	CBrF ₃	2.4
2	"	15:00~16:00	WSW~W	10.0~6.0	D	欠測	CBrF ₃	2.4
3	11/25	13:00~14:00	NW	5.0	C	19	CBrF ₃	2.2
4	12/14	13:00~14:00	W	8.0~10.0	D	24	SF ₆	5.9
5	12/16	14:00~15:00	NNW~WNW	4.0~5.0	C-D	22	CBrF ₃	5.2
6	12/24	12:00~13:00	W~WNW	10.0	D	17	CBrF ₃	3.8
7	"	14:00~15:00	W~WNW	10.0	D	欠測	CBrF ₃	3.8

トレーサー実験時の諸条件は次の通りである。

○気象条件

風速(U) 5.0 m/s (z=24m)

風向 NW

気温(T_a) 2.5℃

大気安定度 Pasquill-Gifford 線図 C クラス

風向変動幅(σθ) 19 degree(超音波風速計)

○放出条件

煙突高(H₀) 25.0m(ボイラ2,3号の集合煙突)

放出量(q) 2.2 kg/h at CBrF₃ (0.33 N m³/h相当)

放出温度(T_s) 250℃

放出速度(V_s) 7.4 m/s

放出時間 正時10分前から次の正時までの70分間

これらの条件のもとに、第二魚市場局からWNW方向風上330mのところにある煙突の煙道にトレーサーガスをたき込み、風下でのリセプター25地点で採取し、分析に供した。その結果を図1に示した。

煙突は建物群の中に位置し、CBrF₃の地上濃度は煙源のごく近傍で最も高い。

機械的な乱流によって生成された乱れの大きな風向変動幅を示している。

2.2 水平方向の拡散幅σ_y-Xの関係

風下における4つのアーク上での実測濃度を対数変換

後, 正規分布とみなし, 最小自乗法により σ_y を求め, 風

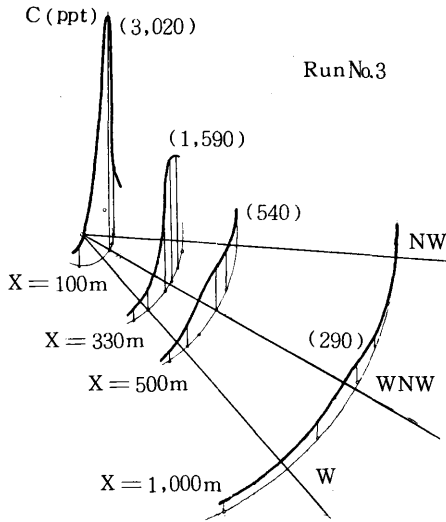


図1 各プリンターでのCBrF₃の濃度分布

下距離X(m)に対応する σ_y を図2に示した。

これと, 乱れの大きい都心部で実測されたST.LouisでのMcElroyの σ_y (1968)⁷⁾ ($\sigma\theta=18\sim 22$ degreeに相当)と比較する (McElroyの σ_y は700mより近傍では実測されていないので外挿する) と, 得られた値はさらに初期拡散幅(σ_0)として, 近くの建物高さ等とも関連がある20mを加えた点線との対応が良い。

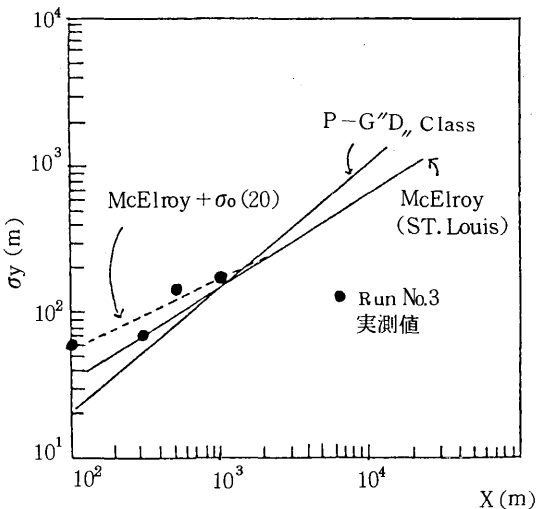


図2 σ_y とXとの関係

一方, 鉛直方向の拡散幅 σ_z は今回の実験では求められないが, $\sigma\theta$ が大きいので σ_y と同じクラスとした。

2.3 最適拡散パラメータの選択

トレーサー実験で得た複数のリセプターでの実測値

(Cobs)と計算値(Ccal)を比較し, 適する拡散モデルを確立するため, 総量規制マニュアル²⁾を参考にして次のような拡散モデルとしたが, 低煙源ではダウン・ウォッシュ現象(煙が煙突の背後でひき下ろされる現象)⁸⁾が確認されたので, Heの計算では判別式でその現象を考慮した。

○ 拡散式 (正規型ブルームモデル—1時間平均値)

$$C(x, y, z) = \frac{q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \left[\exp\left\{-\frac{(H_e-z)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(H_e+z)^2}{2\sigma_z^2}\right\}\right] \times 10^{12} \dots\dots(1)$$

C(x, y, z): 煙源からx, y, z(m)での濃度(ppm)

x: 煙源から風下方向距離 (m)

y: xか直角方向の距離 (m)

z: x, yに鉛直方向の距離 (m)

q: 物質排出量 (Nm³/s)

U: 実煙突高さ (H₀)での風速 (m/s)

○ 拡散パラメータ

σ_y : y方向への拡散幅 (m)

σ_z : z方向 "

1) Pasquill — Gifford線図 (10分平均値)

σ_y に時間てい減率 $-\frac{1}{2}$ 乗則を適用し, $\sqrt{6}$ 倍して1時間値に修正して用いる。

2) ST.LouisでのMcElroyの実測値 (1時間平均値)

風向変動幅 $\sigma\theta=18\sim 22$ degreeに相当するクラスの

$$\sigma_y = 2.251 X^{0.608}$$

$$\sigma_y = 0.029 X^{1.161}$$

と近似した値に, 必要により, 更に初期拡散幅 $\sigma_0 (=20m)$ を加えて用いる。

○ 有効煙突高度

$$U \geq \frac{1}{2} V_s \dots\dots He = H_0$$

$$U < \frac{1}{2} V_s \dots\dots He = H_0 + \Delta H(\text{CONCAWE式})^*$$

$$*\Delta H = 0.175 Q_H^{1/2} / U^{3/4} \quad (Q_H: \text{排出熱量 cal/s})$$

ここでの $Q_H = 0.5 \times 10^6 \text{ cal/s} < 2 \times 10^6 \text{ cal/s}$

○ 上層風の補正

$$U = U_s(Z/Z_s)^p$$

U_s: 地上風測定高さZ_s(m)での風速 (m/s)

* $p = \frac{1}{2} \sim \frac{1}{7}$, ここでは乱れが大きいので $1/7$ とする。

第二魚市場でのCobsとCcalの値だけの一致を最優先すると、前報¹⁾等で得られた実測濃度の特性を十分に生かすきれないこともあるので、シミュレーションでは次の5項目について比較検討した。結果を表2に示した。

- 1) 回帰直線式の傾きaと切片bがほぼ妥当なこと。
- 2) 相関係数(r)が有意であること。
- 3) 残差を次のように定義し、小さいこと。

$$SA^2 = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_{obsi} - C_{cali}}{C_{obsi}} \right)^2$$

- 4) 最大濃度地点(Xmax), 最大着地濃度(Cmax)が妥当なこと。
- 5) 第二魚市場局(Z=14m)でのCobs/Ccalが1.0に近いこと。

この結果Case6の適合性が最も良く、Case1, 4, 6等の地表濃度分布図を図3に示した。

表2 各種パラメータでの再現性の比較

CASE No.	1	2	3	4	5	6
σ_y, σ_z P-G	D	×				
	C		×			
	B			×		
McElroy				×	×	×
σ_0	0 m	×	×	×	×	×
	20 m				×	×
He = Ho (25 m)						×
CONCAWE(62 m)		×	×	×	×	
r (n=25)	-0.12	0.33	0.54	0.12	0.62	0.90
a slope	-2.15	0.24	0.65	0.53	2.06	1.02
b cut-off	556	508	224	472	128	24
SA	0.95	0.89	0.88	0.91	0.76	0.73
Cobs/Ccal	322	7.5	0.6	4.3	1.8	0.9
Xmax (m)	1,465	702	436	617	364	≒0
Cmax (ppt)	190	266	280	487	518	6,555

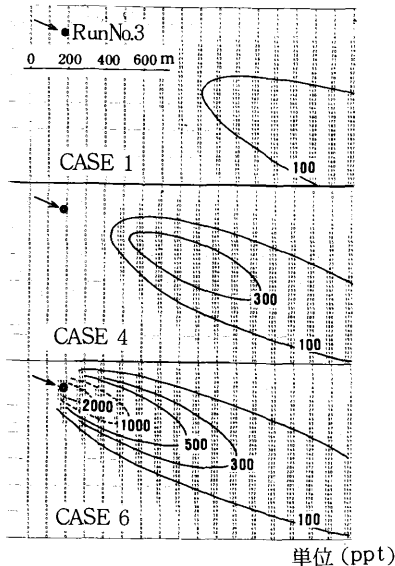


図3 拡散パラメータのちがいによる地表濃度分布

以上の比較から、次のことが明らかになった。

- 1) 建物群の影響を大きく受けている第二魚市場ではPasquill-Giffordの σ_y, σ_z や, CONCAWE式でのHe等で拡散モデルを作っても再現性が悪い。
- 2) ST.Louisで行ったMcElroyの $\sigma_0=18\sim 20$ degreeに相当する σ_y, σ_z に, さらに初期拡散幅 $\sigma_0=20$ mをプラスすると, その再現性は良くなる。 σ_0 はXmaxを引きよせ, そこでのCmaxを大きくする効果がある。
- 3) 排出熱量が 0.5×10^6 cal/sと少なく, かつ排出速度と風速の比が2.0より小さいので, ダウン・ウォッシュ効果として排煙の上昇効果を無視し, He=Hoとして計算した場合が最もよく実測濃度に適合した。

なお, ここで取上げた低煙源からのトレーサー実験時に, 風上約1,200 mの地点にあるHo=60mの煙突から, CBrF₃と区別できる別のトレーサーガスを放出し, 補充したネットワークでもサンプリングを行い解析したが, ガスの放出量と分析精度等の問題から, 現象を十分に説明できる結果を得られなかったので, ここでは省略した。

3 McElroyの拡散パラメータと σ_0 の影響

3.1 Xmax, Cmaxへの σ_0 の影響

風下煙軸上で, 地表面濃度を表わす大気拡散式は, 式(1)において $y=0, z=0$ とおくと, 次のようになる。

$$C(x, 0, 0) = \frac{q}{\pi \sigma_y \sigma_z U} \exp\left(-\frac{He^2}{2\sigma_z^2}\right) \dots \dots \dots (2)$$

ここで

$$\sigma_y = \alpha X^m$$

$$\sigma_z = \beta X^n, \quad p = \frac{m+n}{n} \text{ とおくと}$$

$\frac{\partial C}{\partial X} = 0$ なるX, そこでのCは各々最大着地濃度地点, 最大着地濃度をあらわし, 次のように整理できる。

$$X_{max} (m) = \left(\frac{He}{\sqrt{p} \times \beta} \right)^{\frac{1}{n}} \dots \dots \dots (3)$$

$$C_{max} (ppb) = \frac{q}{\pi U} \frac{10^9}{\alpha \beta} \exp\left(-\frac{1}{2}p\right) X_{max}^{-(m+n)} \dots \dots \dots (4)$$

式(3), (4)は, σ_z が大きくなるとXmaxは近くなり, そこでのCmaxは大きくなるし, σ_y が大きくなる(大気安定度が不安定または平均化時間が大)とXmaxの位置は変わらないが, Cmaxは小さくなる特徴を表わしている。

Turner⁹⁾や朝倉ら¹⁰⁾は $\sigma_z = He / \sqrt{2}$ のところではXmaxが生じるとしているが, それは式(3)において σ_y, σ_z のべき

乗が $m = n$ の特殊な例に他ならず, McElroy 等の前出の σ_y, σ_z のべき乗はそれぞれ $m = 0.608, n = 1.161$ で, 乱れの大きい場の低煙源ではそのまま成立しない。

さらに, これら σ_y, σ_z に初期拡散幅 σ_0 を加えた場合には, X_{max}, C_{max} は(3), (4)式のような厳密解としては得られないため, 当所報での高橋のレポート「大気拡散式を解くプログラムの開発——短時間濃度推定計算」のように, Newton - Raphson の近似解で解くが, 条件によっては風下 X で2つ以上の C_{max} のピークをもつこともある。

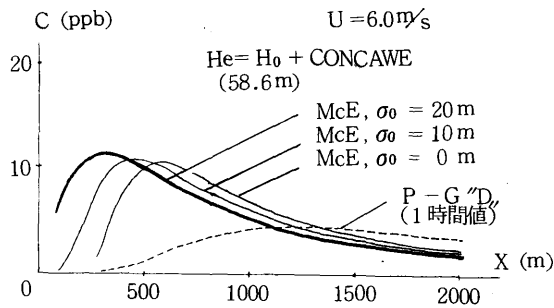


図4 σ_0 の X_{max}, C_{max} への影響(1)

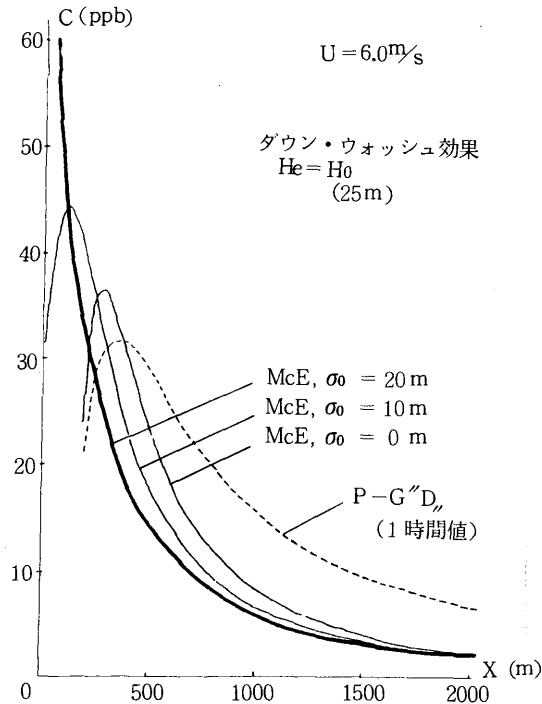


図5 σ_0 の X_{max}, C_{max} への影響(2)

そこでトレーサー実験に用いた煙突を再び用い, 以下の条件で, σ_0 と He の X_{max}, C_{max} へ与える影響を調べ図4, 5, 表3, 4に示した。

<計算条件>

- $U = 6.0 \text{ m/s}$ $He = H_0 + \Delta H$ (CONCAWE式)
- $Ta = 2.5 \text{ }^\circ\text{C}$ ただしダウン・ウォッシュ効果
- $Ts = 230 \text{ }^\circ\text{C}$ 果では $\Delta H = 0$ とする。
- $Vs = 6.1 \text{ m/s}$
- $QH = 4.8 \times 10^5 \text{ cal/s}$
- $q(\text{SO}_2) = 7.5 \text{ N m}^2/\text{h}$

表3 σ_0 の X_{max}, C_{max} への影響(1)

He: 56.8 (m)			
拡散パラメータ	σ_0 (m)	X_{max} (m)	C_{max} (ppb)
P-G "D"	0	1,268	1.4
McE	0	571	10.6
"	10	448	10.9
"	20	309	11.5

表4 σ_0 の X_{max}, C_{max} への影響(2)

Ho: 25.0 (m)			
拡散パラメータ	σ_0 (m)	X_{max} (m)	C_{max} (ppb)
P-G "D"	0	347	31.8
McE	0	282	36.9
"	10	124	45.0
"	20	≒0	126.3

図4, 表3のように He をCONCAWE式で求めた場合には, Pasquill-Giffordの拡散パラメータでは X_{max} が遠すぎ, かつ C_{max} が小さすぎる。McElroyでは σ_0 が大きくなるにつれて X_{max} が近づくが, しかし, C_{max} はそれほど大きくならない。

こうした σ_0 についてPRAHAM¹¹⁾が年平均値の SO_2 濃度を都市部で推定した時にはほぼ20~40mに対応させ, よい適合結果を得ている例がある。

一方図5, 表4の $He = H_0$ (25m) とダウン・ウォッシュ効果を考慮した場合には, σ_0 を大きくすると X_{max} は0に近づき, C_{max} は急激に大きくなる傾向を示している。

3.2 規格化した煙軸地表濃度の減衰

風下煙軸上での地表面濃度を求める拡散式(2)の両辺に U/q をかけて基準化した式 CU/q (m^{-2})に, Pasquill-Gifford線図"D"クラス, McElroyの $\sigma\theta = 18 \sim 22$ degreeクラス, さらにはそれに $\sigma_0 = 20\text{m}$ をプラスしたケースをのせて He による地表濃度の減衰をみたのが図6, 7, 8である。

もともと, Pasquill-Giffordの線図は, 平坦な草原Prairie Grassにおいて, 放出高度0.5mの地上煙源を用いて, 数100mから約1,000mまでの10分間平均値を求めたもの¹⁰⁾であり, 地上での風速と日射量(夜間は

雲量又は放射収量)により分類した大気安定度と対応する
 便利さ故に広く使われているが、風速が6.0 m/sを超
 えると、ほとんどそれは“D”クラスに分類されてしまい
 機械的な乱流の卓越している場でのあてはめによる補正
 が不可能である。

さらに最近のGifford¹²⁾, Pasquill¹³⁾, Hanna¹⁴⁾等は
 Pasquill-Giffordの線図での σ_y は3分平均濃度に相
 当するとしており、1時間値への時間てい減率も日野¹⁵⁾
 の $-\frac{1}{2}$ 乗則, Gifford¹⁵⁾の $-\frac{1}{5}$ 乗則により、その補正
 係数は大きく異っている。

ここでは取り敢えず線図での σ_y を10分平均値とみな
 し、1時間値への時間てい減率を $-\frac{1}{2}$ 乗則として1時間
 平均値に修正した場合を図6に示した。

McElroyの実測値は、乱れの大きい都市部での3階
 ビルの屋上を煙源としており、700m~1,600mまでの
 1時間値の結果¹⁰⁾なので、700m以内の値は外挿で求め
 た。

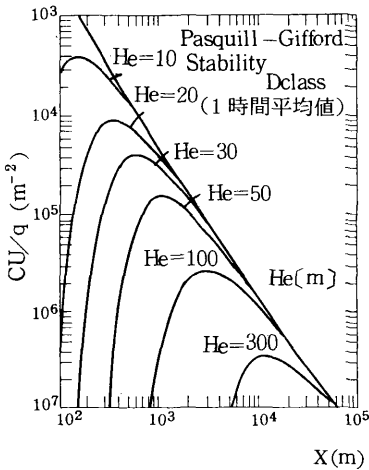


図6 CU/q - X (P-G)

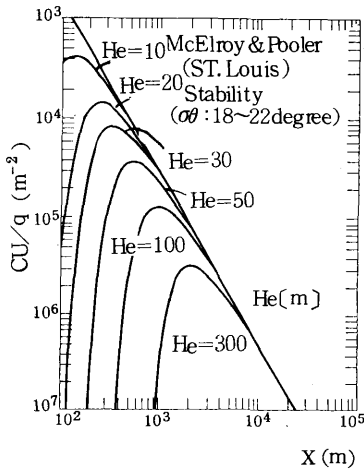


図7 CU/q - X (McE)

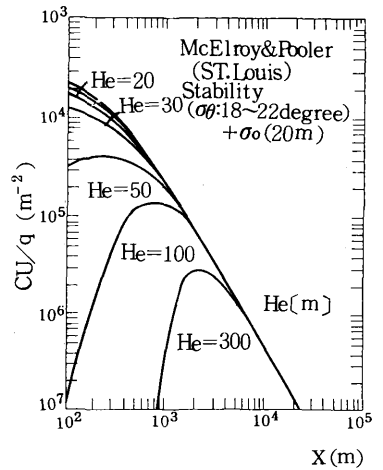


図8 CU/q - X (McE+σ₀)

He=0での地表濃度は、P-G > McE > McE+σ₀の
 順に風下方向で減衰し、図6, 7ともにXのべき乗が2.0
 に近いが、X=1,000mで約1.5倍ほどP-Gの方が濃
 度が大きい。

He=50mでのXmaxは、P-G(図6)では1km, McE
 (図7)では500m, McE+σ₀(図8)では約250mと
 Xmaxを煙源に近づけ、Cmaxを高くする傾向がある。

その傾向はHeが大きくなってさらに顕著であるので、
 大規模煙源に用いる時には、上空での乱れの少ないσθの
 値等を参考にして、充分検討する必要がある。

3.3 σ₀の物理的な意味

これまでσ₀を、本報ではMcElroyの実測値を外挿し
 て、σy, σzの値を補充する意味で用いてきたがTurner⁹⁾
 は風上X₀mのところに仮想点源を考え、X=0mです
 で標準偏差σ₀をもつ面源の応用とも解釈している。

またGifford¹⁶⁾は建物背後での地表濃度を求めるため
 次のようなHeのない式を提案した。

$$C = \frac{q}{(\pi \sigma_y \sigma_z + \alpha A) U} \dots\dots\dots (5)$$

ここでAは建物の断面積、 $\frac{1}{2} < \alpha < 2$

このHeのない式でのαAの値は、前章2.3で検討し
 たようにMcElroyのσy, σzを使って逆算するとほぼ、
 7,000m²ぐらいに相当し、CASE No.6でHe=25m, σ₀
 =20mとした時と同程度の良い再現性を示す。

これらの共通点は、煙源の近いところではσy, σzに
 σ₀やαAのような一定値が加えてあることで、煙源から
 遠ざかるに従って観測時間の影響が表われることを意味
 しており、建物背後の負圧領域で煙が閉じこめられるダ
 ウンドラフト現象⁸⁾の特徴をよく表わすものである。

このように、正規型のプルームモデルの拡散式を用い
 る場合には、その適用限界を十分に検討すべきである。

4 重合汚染濃度の推定

4.1 第二魚市場局における集合濃度の再現性

前章で得られた最適拡散パラメータ、拡散モデルを用
 いて、実際の重合汚染濃度での再現性の検討を行った。
 昭和56年11月16日から12月20日までの期間中、風向が

WNWで、風速が強く、Pasquill-Gifford 線図で“D”クラスの25ケース（1時間値）について、第二魚市場局（z=14m）におけるSO₂濃度の実測値（Cobs）と、その時の風上における煙突単位での稼働中の16~20本の排出源からの計算値（Ccal）を比較した。

特に煙突ごとの排出量諸元（1時間値）は、施設ごとの燃料使用量（1時間値）から各々の施設で得られている排出係数を用いて算定したが、拡散計算には前章2・3で用いた拡散モデルをベースに、さらに次のとおり補充した。

◦ 拡散パラメータ (σ_y, σ_z)

前章2.3のMcElroyの実測値を用いる場合には、第一工業港よりも手前（第二魚市場局側）の発生源に対しては、さらに初期拡散幅σ₀=20mをプラスした。

◦ 有効煙突高度 (He)

- QH ≥ 2 × 10⁶ cal/s

$$He = H_0 + (C_1 \cdot V_s \cdot D + C_2 \cdot QH^{1/2}) / U$$

Moses & Carsonの式 (C₁, C₂ = 0.35, 0.171)

- QH < 2 × 10⁶ cal/s

$$U \geq \frac{1}{2} V_s$$

$$He = H_0 \text{ (ダウン・ウォッシュ効果)}$$

$$U < \frac{1}{2} V_s$$

$$He = H_0 + 0.175 \cdot QH^{1/2} / U^{3/4}$$

(CONCAWEの式)

計算結果を図9, 10に示した。

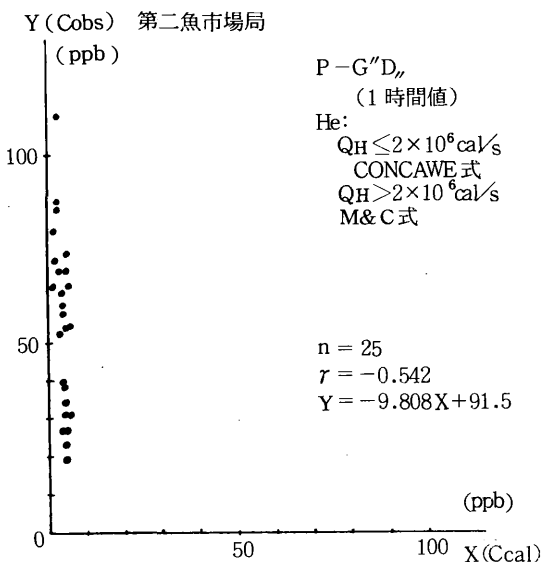


図9 CobsとCcalの再現性 (P-G)

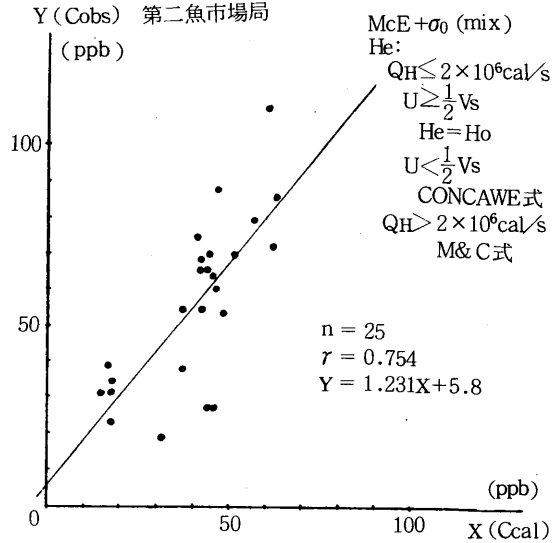


図10 CobsとCcalの再現性 (McE+σ₀)

重合濃度の再現性には、実測値 (Cobs) の中から風向WNW、大気安定度はPasquill-Gifford 線図での“D”クラスに限定した25ケース（1時間値）を選んだが、その時刻での発生源におけるロードの変化は計算値(Ccal)に取り入れられている。

図9は総量規制マニュアルにあるような、拡散モデルで計算したものであり、Ccal値が低すぎて、ほとんどCobsの説明がつかない。

図10は前章で得られた拡散モデルの場合で、前者よりは適合性がよくなったが、バックグラウンド値を考慮せずにCcalはCobsの値の約80%ぐらいを示している。

この時の値のバラツキの原因としては

- 1) 発生源データの諸元の推定
- 2) 風向WNW、大気安定度P-G“D”クラスの限定
- 3) σ₀の設定条件の妥当性
- 4) ダウン・ウォッシュ効果の条件の妥当性

等が考えられ、これらはいずれも1時間平均値のシミュレーションを行う場合での適合性の限界と、精度評価に密接な関係がある。

4.2 重合汚染濃度分布図の作成

第二魚市場局での重合汚染濃度の推定を行い、その妥当性を確かめる方法として、地域での汚染の拡がり調べる汚染分布図の作成をした。

- 前報¹⁾で得られた第二魚市場局の、風下方向への実測濃度の距離減衰が再現できるか。
- 特定の風下において、現在の測定局が重合汚染の高濃度出現を十分にカバーできているか。

等、これらの検証のために昭和58年度秋期をベースに、第二魚市場局のW～N方向に位置する11工場・事業所の32本の煙突を中心に発生源の諸元を整理したのが表5である。(風下及びW～S～Eに位置する図11のL等の発生源は除いた。)

表5には工場での全ての施設をリストアップしたものではなく、工場ごとに稼動する施設の組合せを選別して最も頻度が多く、かつ排出量の多いケースを選んであるため、排出量が多くても計算から外してある施設もある。

また、大手工場の中には、土日祭日には重油専焼の発電設備を停止し低価な買電に切り替える工場もある。

またここ2～3年、この地区ではSO₂濃度の環境基準達成のため、秋期間だけ低いおう分の燃料に切りかえ、SO₂

の低減対策をしている工場もあるが、ここでは高濃度の可能性をシミュレーションするために、それらはいずれも考慮せず、フルロードでの1時間値とした。

発生源及び測定局位置図は図11に示した。

重合汚染濃度のシミュレーションは、計算範囲をX=3,500m, Y=2,500mとし、X, Yそれぞれ100, 25mごとのメッシュ点での地上濃度とした。

風向WNW, 地上風速6.0m/s, 大気温度3.5°Cでの重合汚染濃度分布図を、図12に示す。

これに用いた拡散計算のためのプログラムは、当所報での高橋のレポート(前出)に基づき、環境、発生源測定局の常時監視に用いているNEC-MS-50のミニコンで1ケース打出しまで約17分を要した。

表5 発 生 源 諸 元 (昭和58年度秋期)

工場	番号	煙 突	X 座 標 (m)	Y 座 標 (m)	煙突実高 (m)	煙突口径 (m)	排ガス温度 (°C)	排ガス速度 (m/s)	排出熱量 (cal/s)注	SO _x 排出量 (Nm/H)	初期拡散幅 (m)
A	1	K 1	10,950	10,930	39.0	1.92	250	5.2	0.114E+7	6.5	0
	2	K 3	11,260	10,960	60.0	2.86	270	12.6	0.118 8	40.3	0
	3	K 4	10,950	10,910	21.0	1.80	350	4.0	0.108 7	3.0	0
	4	K 5	11,163	10,888	21.5	1.80	300	2.4	0.556 6	2.9	0
	5	K 6	11,280	11,115	60.0	2.46	260	12.1	0.453 7	29.3	0
	6	DE-1	10,870	11,150	60.0	2.20	300	25.5	0.882 7	42.3	0
	7	DE-2	10,990	11,100	60.0	2.50	270	26.2	0.105 8	59.2	0
	8	F 4	11,150	11,340	15.0	0.67	450	8.7	0.420 6	2.1	0
	9	D-5	11,250	10,950	32.0	1.84	100	4.5	0.354 6	4.2	0
B	10	B-2	11,610	10,415	52.5	2.50	320	0.8	0.381 6	6.3	20
C	11	B-1~4	11,100	10,275	24.0	1.00	230	9.6	0.524 6	5.1	20
	12	S-1	11,090	10,085	18.2	0.77	410	2.4	0.139 6	1.7	20
	13	S-2	11,105	10,100	18.2	0.77	410	2.4	0.139 6	1.7	20
	14	S-4	11,100	10,130	20.2	0.90	370	4.8	0.343 6	3.0	20
	15	D-2	11,130	10,075	24.9	0.76	120	15.1	0.246 6	6.1	20
D	16	B-1	11,882	10,393	22.0	0.51	250	5.3	0.819 5	1.3	20
	17	B-2, 3	11,882	10,393	30.0	1.06	230	6.1	0.374 6	7.5	20
E	18	B	12,080	10,360	22.5	1.00	250	3.5	0.208 6	3.7	20
F	19	SKYA	10,875	11,720	22.0	1.43	300	23.3	0.340 7	6.3	0
	20	B	10,860	11,740	22.0	0.60	270	10.5	0.243 6	2.6	0
G	21	D	10,600	10,425	21.5	0.80	120	17.7	0.318 6	4.1	20
H	22	B-1, 2	8,905	14,640	65.0	2.50	50	16.0	0.112 7	51.0	0
	23	KA-2, 3	9,020	14,775	50.0	2.10	70	30.0	0.212 7	12.3	0
	24	K-1	8,945	14,550	30.0	1.00	75	9.1	0.157 6	2.0	0
	25	K-2	9,000	14,530	30.0	1.35	66	9.5	0.261 6	4.0	0
	26	SKYA	9,070	14,975	30.2	1.11	70	17.6	0.348 6	4.9	0
I	27	SKET	10,000	13,370	40.0	1.13	60	23.4	0.407 6	16.3	0
	28	JK	10,120	13,040	55.0	0.87	230	26.2	0.108 7	3.2	0
J	29	B-3	11,560	11,000	120.0	3.50	130	32.0	0.120 8	123.0	0
	30	B-4	11,560	11,000	120.0	3.50	100	32.4	0.923 7	144.0	0
K	31	DEN	10,400	12,530	16.3	3.50	80	0.0	0.000 0	1.6	0
	32	ATSU	10,350	12,500	40.0	1.50	450	6.0	0.145 7	9.4	0

注) 排出熱量右側の数値は $\times 10^n$ のnを示す(例: $0.114E+7 = 0.114 \times 10^7$)

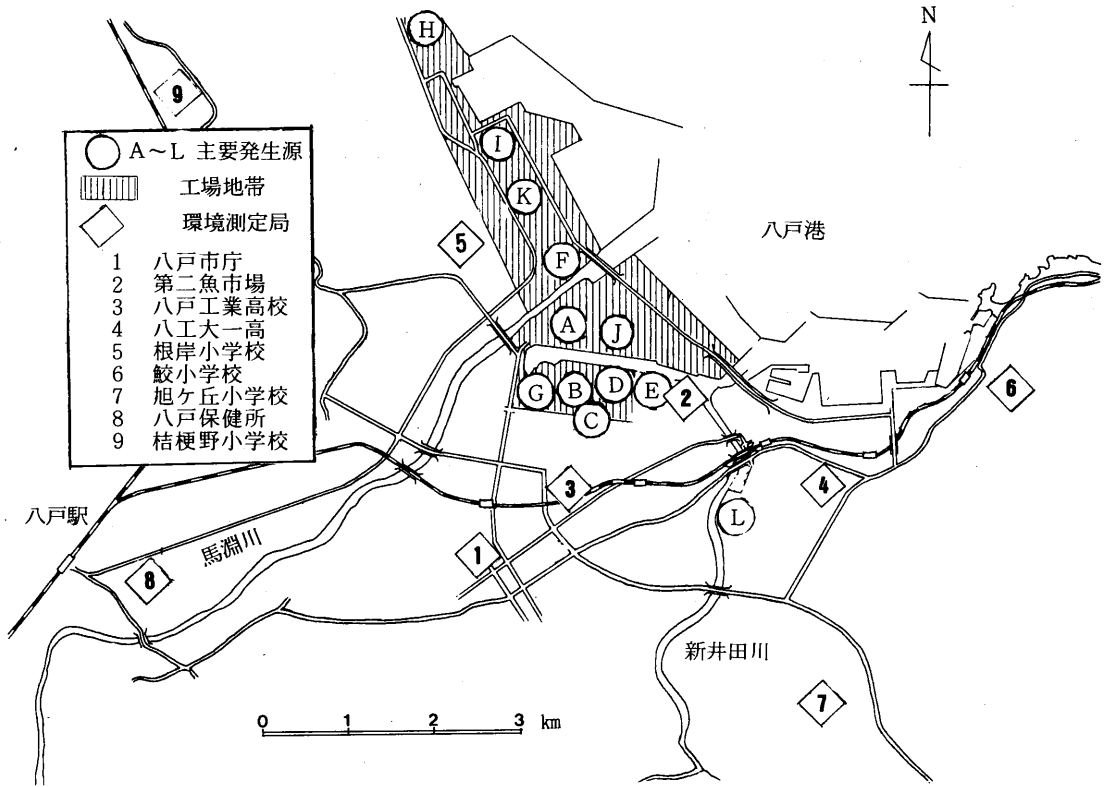


図11 発生源及び測定局位置図

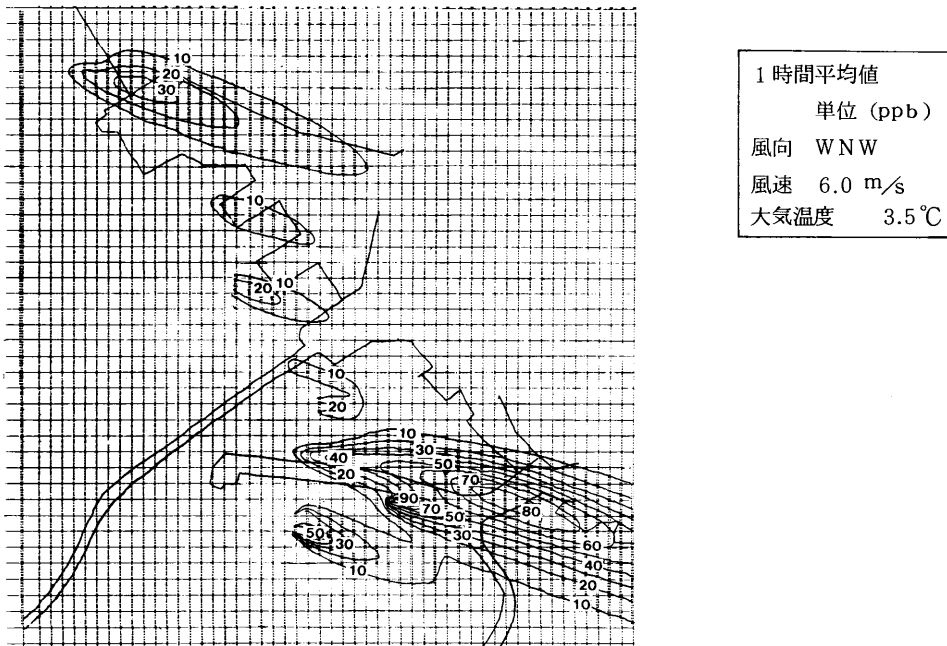


図12 重合汚染濃度分布図 (昭和58年度秋期)

重合汚染濃度分布図から、次のことが明らかになった。

- 1) 市内で第二魚市場局周辺が約90ppbと最も高く、第一工業港をはさんで、港の両側の発生源の影響を受けている。ただし、この風向でみる限り、馬淵川より北側に位置する発生源からの影響は少ない。
- 2) 第二魚市場局からWNWの風下方向の濃度は減衰しており、前報¹⁾の実測値での傾向と一致する。
- 3) 海岸寄りに大手工場等からの重合濃度として約80ppbを示す広いゾーンが見られるが、大きな煙源の濃度推定にMcElroyの拡散パラメータを用いる妥当性については、今後も検討を続けたい。
- 4) 内陸部で、約50ppbの別のゾーンがみられるが、これは第二魚市場局へWSWの風向で影響を与えようである。

これらのことから、さらに風向、風速を変えた条件下での種々の重合汚染分布図の作成を行い、市内でどのような風向、風速の時にどの地域に高濃度のゾーンが推定されるかを十分に推定する必要がある。

これは既存のリセプターでの地域代表性の検討にも活用できるし、発生源の増加、減少の場合での重合汚染濃度の変化を推定できるので、アセスメントに応用できる。

4.3 リセプターでの汚染寄与率の推定

前章での発生源諸元を用い、同様の拡散モデルで風向をW～NNWまで5°ずつ変化させ、第二魚市場局と風下約2km離れている八工大一高局での重合濃度を計算した。

その中の特定な工場等の寄与率を示したのが図13、14で、図中の記号は前章の表5の工場と一致する。

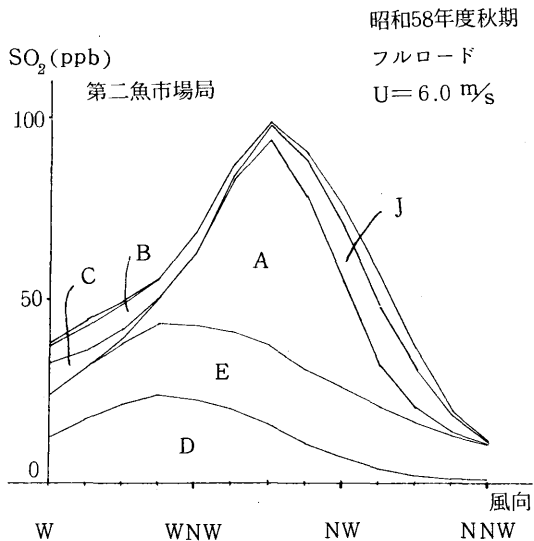


図13 第二魚市場局における汚染寄与率

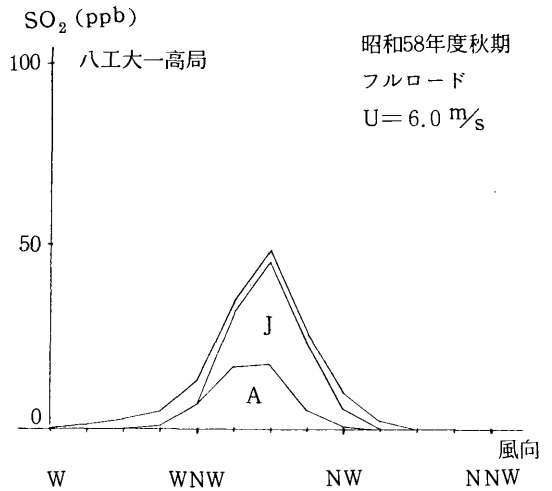


図14 八工大一高局における汚染寄与率

図13の第二魚市場局に関しては次のことが分る。

- 1) 風向がWNWとNWの間で100ppbの高濃度が推定されるが、第一工業港をはさんで手前の低煙源と港の風上にある大中煙源のものとの重合であり、風向により各工場での寄与率は大きく変化する。
- 2) 港の手前の低煙源では初期拡散幅 $\sigma_0=20m$ の影響が現われ、それは風向に対して感度は鈍いが、汚染の寄与率は高い。

一方図14の八工大一高については、第二魚市場局でみられたような近傍の低煙源の影響はなくなり、大手2工場の影響だけで第二魚市場局の約 $\frac{1}{2}$ の50ppbが同一の風向のところで推定される。

一般に、実測される風向データはせいぜい16方位の判別が限度であり、それほどの精度を持ち得ないが、1時間平均値のシミュレーションでの推定結果では、風向の変化が非常に鋭く影響してくる。

ここで推定したこれらのリセプターにおける重合汚染濃度と、工場(施設)ごとの汚染寄与率は、特定の条件下での推定であり、この数値は絶対的なものではない。

昭和48年に行った調査¹⁷⁾によると、八戸火力発電所の煙突(No.3～4の集合煙突)からの煙流をRH-ライダーで観測した結果、風の強い時に、ノズルで排出速度が増している場合の定説では考えられないほど、地上へ煙流が下降した現象が確認されており、さらに近くの馬淵川上では急激な流跡線の下降(約100m)等の現象も観測されている。

こういう時には、大手工場ではSO₂の排出量が大きいだけに実測値として大きな寄与を与えることになるだろう。

いずれにしても、特定の施設の影響を割出す時には、操

業のロードや、風速等によりさらに詳しく高濃度出現の特性を把握しなくては具体的な対策と結びつかないので、このことについては後報(3)で改めて検討する。

5 具体的なSO₂排出削減対策

第二魚市場局におけるSO₂濃度の1時間平均値は、前章での重合汚染濃度の推定計算の結果、WNW等の風が吹く場合には、平日で100 ppb、土日祭日でも50 ppb程度を超えることが予想されるので、平日でも日祭日並みまで押えることを目標にして、K値規制の強化とは別の発生源対策を行ってきた。

現在、八戸地区では、第二魚市場局で疾風汚染を引き起す頻度の多い10、11、12月の3ヶ月間に限り、発生源の協力のもとに、以下の対策を行っている。

- 1) 汚染寄与の高い低煙源の2工場では、操業期間中すぐにはSO₂量の削減要請に対応できかねるため、あらかじめ3ヶ月間低いおう分の燃料への切り替えを行う。
- 2) 残りの工場では、日平均値0.04ppmが2日連続しそうな時には、ロードダウンや、低いおう分の燃料とのブレンド、及び脱硫装置の使用等で削減要請に対応する。

この結果、昨年は高濃度を引き起す疾風型の気象因子の出現頻度が減少したことや、操業が一部フル稼働でないこと等もあり、結果的にはここ2年継続して環境基準の達成をみている。

今後も景気が好転し、フル操業した場合でも環境基準を充分クリアーできるような継続した発生源対策を必要とする。

6 結果と考察

建物等の影響を強く受ける乱れの大きい場で、疾風型重合汚染での1時間平均値を推定し、汚染寄与の高い工場等を明確にするために、種々の検討を行って、概ね次のような結果を得た。

- 1) 実際の低煙源(H₀=25m)を用いてトレーサー実験を行い、拡散パラメータ σ_y , σ_z を検討したところ、建物群の影響を大きく受けている第二魚市場では、Pasquill-Gifford線図や、CONCAWE式のHe等の拡散モデルでは再現性がきわめて悪い。
- 2) S.T. Louisで行ったMcElroyの $\sigma\theta=18\sim 20$ degreeに相当する σ_y , σ_z に、さらに初期拡散幅 $\sigma_0=20$ mをプラスした拡散モデルでは再現性がよくなる。 σ_0 はXmaxを引きよせ、そこでのCmaxを大きくする効果がある。

3) 排出熱量が少なく、かつ排出速度が風速の2倍よりも小さい煙源ではHe=H₀と排煙の上昇効果を無視した場合での再現性が良い。

4) Giffordのダウンドラフト現象の特徴をよく現わすHeのない拡散式では、 $\alpha A \approx 7,000$ m²ぐらいの時がHe=H₀, $\sigma_y(\sigma_z) \approx \sigma_y(\sigma_z) + \sigma_0(20m)$ とした時の値の再現性と類似している。

5) 第二魚市場局で実測された1時間値は、通常行われている総量規制マニュアル等の拡散モデルを用いた推定値ではほとんど説明がつかないが、本報で得られた拡散モデルでの再現性は比較的良好い。

6) 風向がWNW、風速が6.0 m/sの条件で、発生源がフルロードで稼働した場合での重合汚染濃度分布図では、第二魚市場局周辺が約90 ppbと市内で最も高濃度を示し、港の両側の発生源からの影響を受けている。

7) 大手工場等からの重合汚染として、比較的高濃度のゾーンが推定されるので、今後も拡散モデルの検討を必要とする。

8) 第二魚市場局において、風向を変化させた時の各施設ごとの重合汚染濃度の推定結果、平日ではフルロードで稼働すると約100 ppbぐらいを超えることが推定されたので、約1/2まで削除できるような汚染寄与率の高い工場ごとの発生源対策が必要である。

なお、実際の発生源対策の場合には、リセプターと発生源との位置関係により、風速、風向、ロード、ダウン・ウォッシュ効果等で、その推定される汚染寄与率は大きく変化するので、そのことについては後報(3)で詳しく考察する。

本報の一部は第24回大気汚染学会で発表した。

7 おわりに

本報の基礎になったトレーサーガスによる大気拡散実験にあたり、八戸市公害対策課、並びに(株)計測科学研究所の諸氏に協力いただき、結果の評価については、国立公害研究所の故小川靖主任研究員に御指導いただいたことを感謝いたします。

文 献

- 1) 吉田、早狩、松尾：疾風型重合汚染における大気汚染濃度の評価に関する検討(1) -特に気象現象と拡散モデル、青森県公害センター所報, No.5, 1-9 (1981)
- 2) 環境庁：総量規制マニュアル, (1975)

- 3) 八木, 北田: 道路周辺地域の拡散パラメータ, 空気清浄第19巻第2号, 56-64 (1980)
- 4) 北林, 菅原, 横山: 低煙源からの排ガス拡散 (1), 公害, Vol.17, No.5, 83-92 (1982)
- 5) 菅原, 北林, 横山: 低煙源からの排ガス拡散 (2), 公害, Vol.18, No.5, 103-110 (1983)
- 6) 青森県: 昭和56年度排出基準等設定調査 (環境汚染実態解折調査) 報告書 (昭和56年度環境庁委託調査) 昭和57年3月
- 7) James L. McElroy and Francis Pooler: ST. Louis dispersion study Volume II - Analysis, National Air Pollution Control Administration Publication No. AP-53 (1968)
- 8) 大気汚染研究全国協議会編: 大気汚染ハンドブック (3) 気象編, コロナ社, p237, 269 (1970)
- 9) Turner, D. B.: Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. U. S. Department of Health, Education, and Welfare (1967)
- 10) 朝倉, 四方: 火力発電所排煙の大気拡散予測手法の検討, 電力中央研究所報告総合報告: 211 (1982)
- 11) LARS P. PRAHM and MAKS CHRISTENSEN: Validation of multiple source Gaussian air quality model Atmospheric Environment Vol. 11, pp. 791-795 (1977)
- 12) Gifford, F. A., : Atmospheric dispersion models for environmental pollution application, Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analyses, AMS, Boston, pp. 35-58 (1975)
- 13) F. Pasquill: Atmospheric dispersion parameters in GAUSSIAN PLUME MODELING, EPA-600/4-76-0306 (1976)
- 14) Hanna, et al: AMS workshop on stability classification schemes and sigma curves - Summary of recommendations, American Meteorological Society, Vol. 58, No. 12 (1977)
- 15) 日野, 中井他: 排煙の時間平均と採取時間との関係, 電中研技術研究所報告, No. 6604 (1966)
- 16) Gifford, F. A., : The Problem of Forecasting Dispersion in the Lower Atmosphere, booklet published by the AEC Division of Technical Information Extension, Oak Ridge, Tenn. (1961)
- 17) 青森県: 昭和48年度八戸地区環境大気調査報告書, 昭和49年3月

疾風型重合汚染における大気汚染濃度の評価 に関する検討(3)

—— 拡散モデルでの高濃度出現機構の解析 ——

The Evaluation of Air Quality by Multiple Sources under Gusty Condition(3) —The Theoretical Analysis of Hight Concentration by Diffusion Model —

吉田 毅・早狩 進・高橋昭則

1 はじめに

前報(2)では、乱れの大きい場での低煙源の拡散パラメータをトレーサー実験から選び、初期拡散幅 σ_0 及びダウン・ウォッシュ効果を考慮した場合でのリセプターでの重合汚染濃度(1時間値)を計算し、特定の発生源による汚染寄与率を推定した。

本報では、さらに煙源とリセプターとの位置関係において、疾風汚染時に起こり得る最悪の条件とはどのような時で、それは通常推定される濃度の何倍ぐらいになるのか、具体的な低煙源を例に拡散計算を行い、拡散モデルを用いて高濃度の出現機構の解析を行ったので報告する。

2 疾風汚染と拡散モデル

従来、疾風型の大気拡散計算には、通常の拡散モデルとは別に、内部境界層の発達による、いぶし現象をモデル化したもの(1,2)があり、数値解析モデルとして活用されつつある。

ここでは、通常の拡散モデルにおいても、発生源とリセプターの関係から地表濃度を最も高めうる風速や発生源の稼動状況(ロード)があることを、具体的な例を用いて示す。

2.1 U_{max} の存在

前報(2)において、疾風汚染で問題になる八戸第二魚市場局での重合汚染濃度を求める場合、風速を6.0m/sのケースとして計算したが、これは今までの測定局において高濃度を示した時の代表的な風速を用いたものであり、物理的に特別な意味をもつ値ではなかった。

図1は、第二魚市場局において、昭和56年11月16日から12月21日までの風向WNWの時の風速と、高濃度の出現を調べたものであり、風速の出現頻度も5~6 m/sのランクが多いが、濃度もそこでピークをもっている。

井上³⁾は、疾風汚染の成因は、ダウンドラフト現象(煙が建物背後のうず領域にとり込まれて、高濃度をもたらす現象)を用いずとも、通常の拡散式でも説明しようとして、従来用いている正規型の拡散式($z=0$)を風速

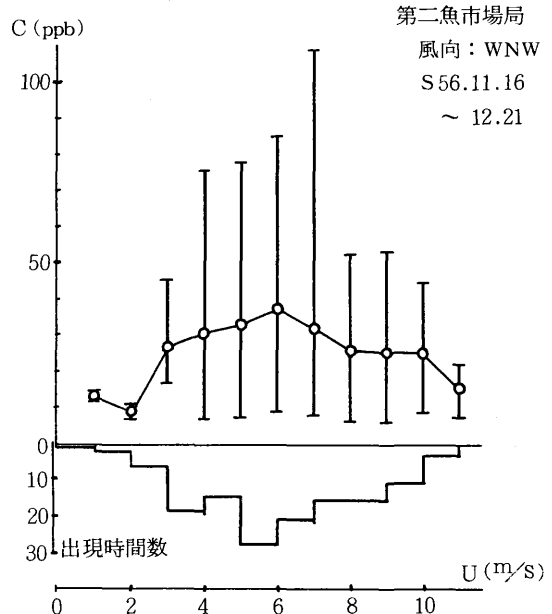


図1 風速と高濃度出現の関係

Uで微分し、

$$\frac{\partial C}{\partial U} = -\frac{Cn}{U} - \frac{\partial H_e}{\partial U} \cdot \frac{H_e}{\sigma_z^2} = 0. \quad (1)$$

なるUを解くと、地上濃度を最大にする風速 (U_{max}) は、

$$U_{Pmax}^P = \frac{K}{H_0} \times \frac{1 + \sqrt{1 + 4a^2}}{2a^2} \quad (2)$$

で表わされることを示した。

ここで、

$$\left(H_e = H_0 + \frac{K}{U_{Pmax}^P}, a = \frac{\sigma_z}{\sqrt{P} \times H_0} \text{ とする。} \right)$$

この場合、 $P=1$ として当時疾風汚染を呈していた室蘭市輪西地区の SO_2 濃度の実測値について適用し、風下リセプターでの高濃度出現が、風速に極値をもつことを報告している。

この U_{max} は H_0 及び排出ガス量の定まった煙源では、

距離が遠いほど σ_z が大きくなり、従って a も大きくなり、 U_{max} は小さくなる。逆に距離が近くなると U_{max} は大きくなる。また σ_z が一定の値では、排出ガス量や H_0 が大きいほど、 U_{max} は大きくなる。

そこで前報(2)でトレーサー実験に使用した同一の低煙源($H_0=25m$)を用い、風下330mに位置する第二魚市場局での SO_2 濃度を U との関係として、通常の正規型ブルームモデルを用いて計算した。計算条件は次のとおりである。

$$H_e = H_0 + \Delta H$$

$$\Delta H : \text{CONCAWE式, } H_0 : 25m$$

$$Q_H (\text{MAX}) = 0.48 \times 10^6 (\text{cal/s})$$

$$q (\text{SO}_2 \text{MAX}) = 6.5 (\text{Nm}^3/\text{h})$$

$$\sigma_y = \sigma_0 + 2.251 \times X^{0.608}$$

$$\sigma_z = \sigma_0 + 0.029 \times X^{1.161}$$

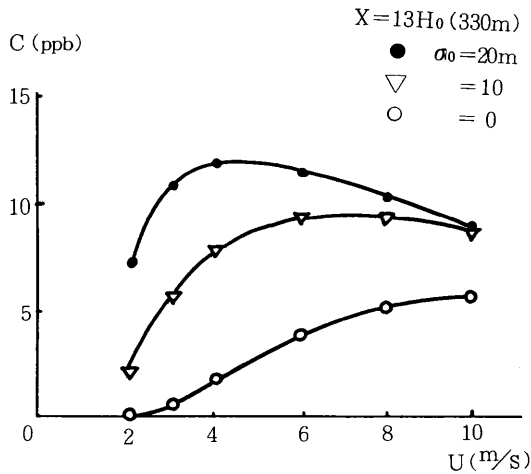


図2 σ_0 , 風速と地表濃度の関係(1)

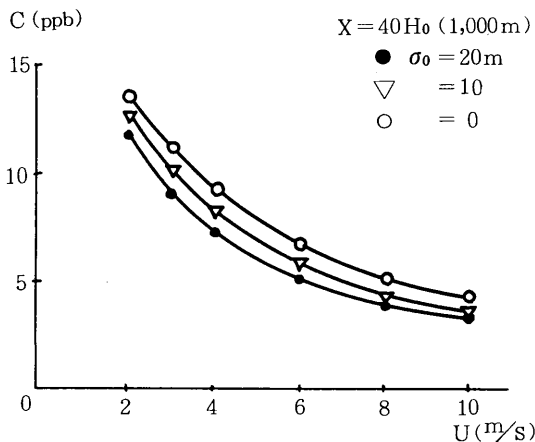


図3 σ_0 , 風速と地表濃度の関係(2)

図2は、風下 $X = 330m$ ($13H_0$)のところにある第二魚市場局 ($z = 0$ の地表)での SO_2 濃度と風速との関係を表わしており、初期拡散幅 σ_0 が20mの時に U_{max} は4.0 m/sであり、この時に地表濃度がピークをもつ。

σ_0 が小さくなると U_{max} は大きくなる。

図3は、風下 $X = 1,000m$ ($40H_0$)での値で、 σ_z が大きくなるので U_{max} は小さくなり風速が弱いほど、そこでの濃度が高くなることを表わしている。

このように、特定の発生源と特定のレセプターとの間で U_{max} は一義的に決まるものであり、全ての発生源とレセプターに共通する U_{max} は、初めからあり得ない。

前報(2)で、第二魚市場局での重合汚染濃度を求めた時、図1等を参考にして風速を6.0 m/sと限定して、特定の発生源からの汚染寄与率を計算したが、風速を変えてやるとその汚染寄与率も変わってくることをこの U_{max} は物語っている。

また、排出熱量が少なく、排出速度の小さい煙突では、実際には風速がある値以上になるとダウン・ウォッシュ現象で H_e が低くなり、急激に地上へ高濃度をもたらすこともあるし、さらにそれ以上の風速になると、濃度は小さくなるのが考えられるが、この現象については後章で詳しく検討する。

2.2 Q_{max} の存在

今まで、すべて発生源の稼動状況(ロード)をフルロード(定格)として取り扱ってきたが、ロードの代表指標として排出ガス量 Q (m^3/s)を用いて、従来用いられている正規型の拡散式 ($z = 0$)を Q で微分し、

$$\frac{\partial q}{\partial Q} - q \frac{\partial H_e}{\partial Q} \frac{H_e}{\sigma_z^2} = 0 \quad (3)$$

なる Q を解くと、地上濃度を最大にする排出ガス量(Q_{max})は、

$$Q_{max}^n = \frac{H_0 U_P^2}{2m} \left(\sqrt{1 + 4 \left(\frac{\sigma_z^2}{n H_0} \right)} - 1 \right) \quad (4)$$

(ただし $Q_{max} < Q_{MAX}$)

で表わされる。

ここで、

$$(H_e = H_0 + \frac{m Q^n}{U_P^2}, \quad q (\text{SO}_2 : \text{Nm}^3/\text{s}) = aQ$$

$a : (\text{ppm} \times 10^{-6})$ とした)

この Q_{max} は、 U や σ_z が小さく(煙源に近く)、 H_0 が大きいほど、フルロードでの排出ガス Q_{MAX} よりも小さい Q_{max} が存在し、フルロードで生ずる C_{MAX} よりも地表濃度を大きくする C_{max} が生ずる。(もちろん、この Q_{max} は(4)式での σ_z , U , H_0 , m , n との関係で、 Q_{MAX} よりも計算値が大きくなることもあるが、その場合

には不適である。)

前章のUmaxの時に用いた同じ計算条件を用いて、(ただしここでは $\sigma_0=20\text{m}$ とした) $X=150\text{m}$ ($6H_0$)、 330m ($13H_0$)、 $1,000\text{m}$ ($40H_0$)でのロードと風速の関係を示したのが図4, 5, 6である。

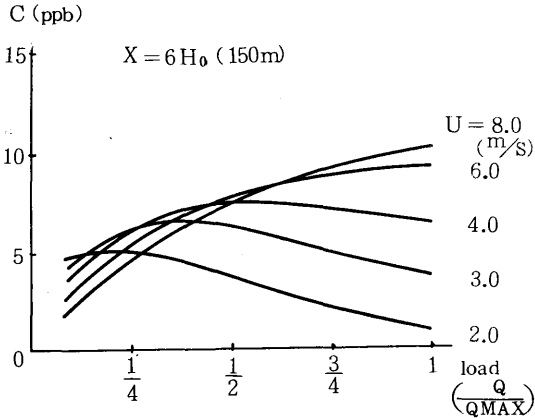


図4 ロード、風速と地表濃度の関係(1)

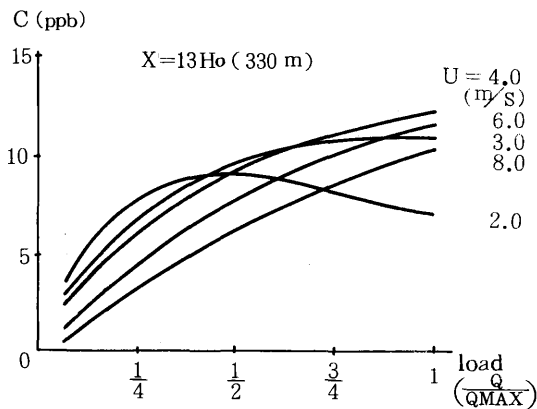


図5 ロード、風速と地表濃度の関係(2)

図4 ($X=6H_0$)では、低いロードほど地表濃度を高くして、フルロードで必ずしも最も高い濃度を示してはいない。

もちろん、 H_e の式は煙源に近いところでの適用には問題があり、Briggs⁴⁾は $X>10H_0$ から一定値として整理しているの、この $X=6H_0$ での図4は現実的ではないが、むしろロードを下げると後述するダウンウォッシュ現象が起き、近傍ではさらに地表濃度を高くするに違いない。

早狩ら⁵⁾は、第二魚市場局での SO_2 濃度変化を、風上にある7施設の重油使用量の変動で説明することを段階的回帰分析法を用い試みたが、第二魚市場局へ最も近い施設での変数は他の施設に比べて有意ではなく、その

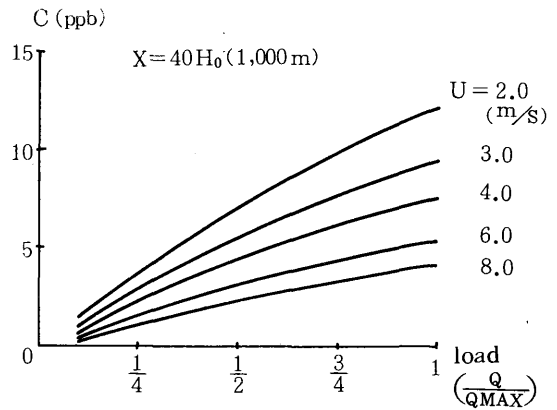


図6 ロード、風速と地表濃度の関係(3)

係数はむしろマイナスであった。

今、考えてみると、そのときのマイナスの意味は、低ロードの方が高濃度をもたらす例だったかもしれない。

実際、発生源では、ロードを極端に下げて運転することはできないが、煙突が共有されている施設では、一部の施設を停止すると排出速度は小さくなり、ダウン・ウォッシュを引き起こす原因ともなりかねない。

これについては後章で検討する。

3 ダウン・ウォッシュ現象とモデル化

大気中でのばい煙の拡散現象として、煙突の背後に生ずるうずや、建物によって生ずるウェイク領域に煙が巻き込まれ、通常の拡散モデルでは説明がつかない高濃度をもたらす現象がしばしばみられる。(図7⁶⁾)

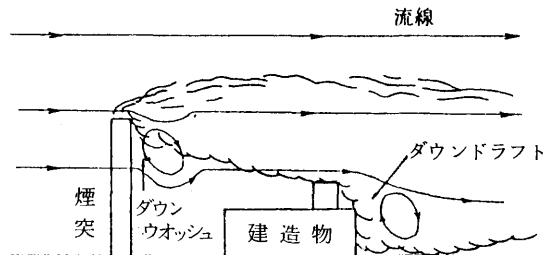


図7 ダウン・ウォッシュ、ダウン・ドラフト現象⁶⁾

実際、昭和48年度八戸地区環境大気調査報告書⁷⁾でも煙流の落ち込みがR H-ライダーで確認されており、また、実験の低煙源からのトレーサー実験での拡散モデル化では前報(2)でも詳しく検討した。

しかし、こうした現象を避けるためには、煙突からの排出ガス速度を大きくしたり、煙突の高さを周囲の建物の約2.5倍以上高くする必要がある等⁸⁾言われているが、実際の低煙源で、近傍汚染防止のために、そのような対

策が初めから充分にとられているとは言いがたい。

日本における拡散理論を応用した、いわゆる「K値規制」でも、実はこうした近傍での高濃度現象のことは全く考慮されていない。

今まで、このような煙突自身や建物の影響を考慮した拡散現象の解析にはGifford⁹⁾の式(前報(2)参照)や、建物が連なったウエイクでの拡散現象の数値解析は小川¹⁰⁾の報告があるが、一般には数式化されておらず、風洞実験等で確かめられている¹¹⁾に過ぎない。

本章では、疾風汚染時での1時間平均値を求める拡散モデルと、その時の高濃度の汚染構構を解析する。

3.1 風洞実験

大気汚染ハンドブック⁸⁾によるとStrom(1957)は、建物高さ36m, Hoが48m(建物高さの1.3倍)の煙突の風下X=9Ho(X=430m)での地上濃度を風洞実験で推定し、煙突からの排煙が、建物の影響を受けて、建物ががない時よりも地上濃度を高くする例を報告している。

(図8)

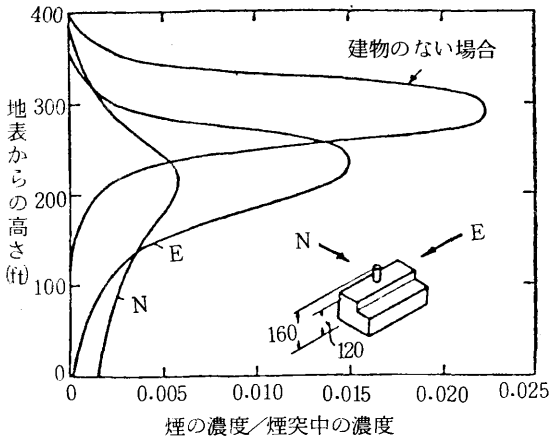


図8 建物による煙の濃度の鉛直分布の変化⁸⁾

このレポートの背景になった拡散風洞は、乱れの成分が少なく、実際の模型に应用する場合は問題がある¹²⁾が建物に直角に吹いた時には、煙突での ΔH が $\frac{1}{3}$ に下がり、地上濃度を高くしているケースが読みとれる。一方、前報(2)での低煙源におけるトレーサー実験の解析の結果は、ST.Lousで実測された拡散パラメータ σ_y, σ_z に初期拡散幅 σ_0 を加え、さらにダウン・ウォッシュ効果として $U > \frac{1}{2} V_s$ のとき $He = Ho$ として He を低くして計算した場合での適合が最も良かった。

Strom⁸⁾の風洞実験での結果は、奇しくも第二魚市場局の前に風向に直角にある建物群のモデル化とほぼ等価と考えられる。

3.2 拡散計算

前報(2)のトレーサー実験で得られた知見をもとに、同じ煙源($Ho=25m$)を用い、風下 $X=13Ho(330m)$ での第二魚市場局における濃度の鉛直分布を、以下の4つの拡散モデルで計算した。

- (1) P-G¹³⁾, $He = Ho + \Delta H$ ΔH : CONCAWE 式
- (2) McE, $He =$ " ($U = 6.0 m/s$ の時)
- (3) McE + $\sigma_0 20$, $He =$ " ($31.7 m$)
- (4) " $He = Ho(25m)$

なお、煙突における排出諸元は前章と同じであり、計算結果を図9に示す。

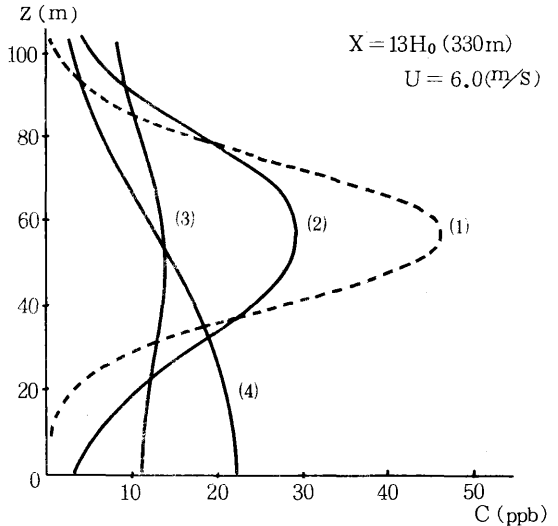


図9 濃度の鉛直分布

(1)で計算した地表濃度はゼロである。

(2)のように、ST. Louisで得られたMc Elroyの実測値で $\sigma_y = 18 \sim 22$ degree相当の σ_y, σ_z を与えると、煙突濃度はほぼ $\frac{1}{2}$ になるが、地表濃度はまだ低過ぎる。

前報(1)¹³⁾において、風向がWNWのとき第二魚市場局で $z = 0m$ と $14m$ での SO_2 の濃度差はほとんどなかったため、(3)のように初期拡散幅 $\sigma_0(20m)$ を加えると濃度は鉛直方向へよく均一化されるが、地表でこれ以上の増加は望めない。

そこで(3)の条件のもとに $U \geq \frac{1}{2} V_s$ とし、 $He = Ho(25m)$ と He を下げてやると地面反射の影響が大きく現われて、(4)のように初めて地上濃度が増加し、トレーサー実験とよい一致をみた。

地表における各拡散モデルでの濃度差を明らかにするために、拡散パラメータと He の違う(1)と(4)のケースについて、地表濃度比を求めると次の式になる。

$$\frac{C(4)}{C(1)} = \left(\frac{\sigma_{y1}}{\sigma_{y4}}\right) \times \left(\frac{\sigma_{z1}}{\sigma_{z4}}\right) \times \exp\left[-\frac{1}{2} \left(\frac{Ho^2}{\sigma_{z1}^2} - \frac{He1^2}{\sigma_{z1}^2}\right)\right] \quad (5)$$

(5)式は $X(\sigma_y, \sigma_z)$ と $U(He)$ だけの函数となり, 風速が弱く, 煙源に近いほど, その比は大きく, 逆に風速が強くと, 遠いほど1.0に近づくことを表す。

風速を 6.0 m/s にした時の風下距離 $X(x = 13, 20, 40 \text{ Ho})$ での(1)と(4)の拡散モデルの濃度減衰を図10に示した。

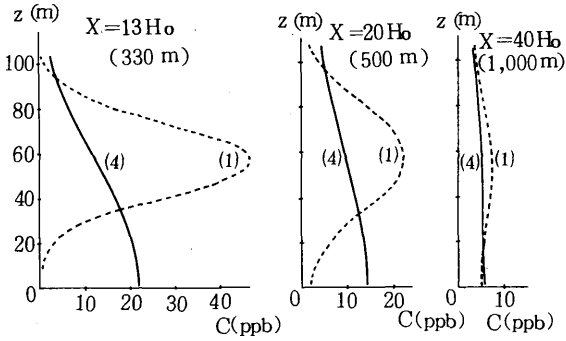


図10 濃度の鉛直分布と距離減衰

(1)のケースでの地表濃度は $X_{max} = 1,074 \text{ (m)}$, $C_{max} = 12.6 \text{ (ppb)}$ なので, 図ではまだ地表濃度がピークに達していないが, $X=40 \text{ Ho}$ では鉛直分布がほぼ一定値に近づく。

(4)のケースでは, σ_y, σ_z がさらに σ_0 をプラスした値をもつため, 前報(2)で検討したようにNewton-Raphsonの近似解で解くと $X_{max} \div 0 \text{ (m)}$, $C_{max} = 123.8 \text{ (ppb)}$ となり, 地表濃度は煙源の直下から風下へ減少し続けることになる。

これを前章のStromの風洞実験での結果と比較すると, (1)は建物等のない場合, (4)はその影響を大きく受ける場合に相当し, 煙源の近くで大きな濃度差を生じるが, 遠くではほぼ一致する。

4 U_{max}, Q_{max} ダウン・ウォッシュ効果

特定の発生源とリセプターとの間では, 地上濃度を高くする特有の U_{max}, Q_{max} , さらにダウン・ウォッシュ効果等があり, 複雑にからみあっているが, 前章で検討した結果を $X=13 \text{ Ho}, 40 \text{ Ho}$ 地点でまとめると, 図2, 3はそれぞれ次の図11, 12のようになる。(図中の点線はダウン・ウォッシュ効果がある場合を示す。)

図11では例えばフルロードの時, U が 3.0 m/s までは He が大きな値をとるため, C は小さいが, $U \geq \frac{1}{2} V_s$ で $He = Ho$ とすると, $He \approx f(U)$ となり, 地表濃度は

$$C \propto \frac{q}{U} \quad (6)$$

の関係に変わるから, 排出量 q が一定の時には風速に反比例する。

$U = 4.0 \text{ m/s}$ では 33.3 ppb となり, ダウン・ウォッシュ効果のない場合の約3倍に濃度は増加し, そのあとは風速に反比例するが, $U = 6.0 \text{ m/s}$ でも約2倍大きい。

この濃度比は(5)式で明らかなように, σ_z と He とのバランスで生じるものであり, 図12のように煙源から遠く

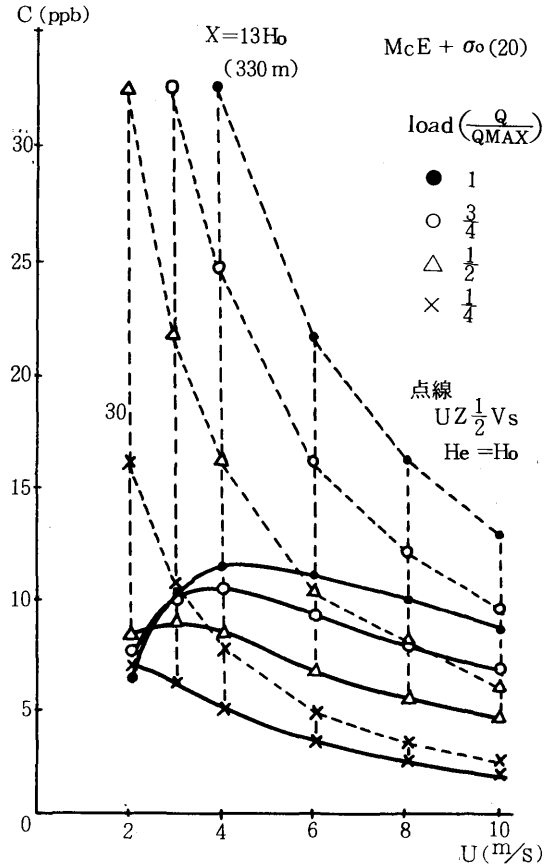


図11 ロード, 風速と地表濃度の関係(1)

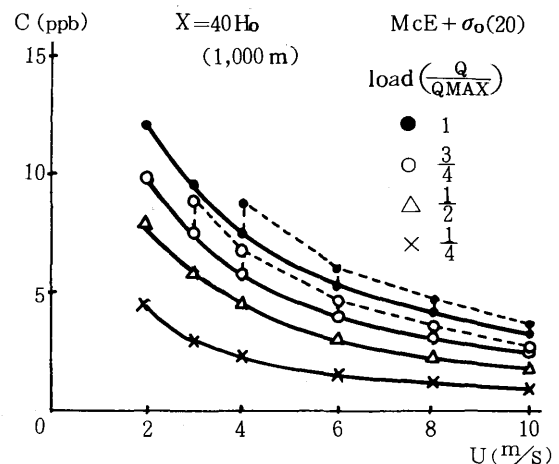


図12 ロード, 風速と地表濃度の関係(2)

なると σz の項が大きくなり、Heの効果は明確でなくなってくる。

また、ダウン・ウォッシュ効果をもたらす条件として、ここでは $Q_H \leq 2 \times 10^6 \text{ cal/s}$ の時、 $U \geq \frac{1}{2} V_s$ で $He = Ho$ としたが、図11のケースで厳密に計算すると $U \doteq 3.0 \text{ m/s}$ からその条件になりそうであり、その場合での最大濃度は44.3 ppbになるから約4倍にもなり得る。

今後この条件の妥当性は、風洞実験等で建物背後でのウェイク現象として解析を重ねることが必要であり、それは渦レイノルズ数での臨界風速にも関係してくるに違いない。

このように、排出熱量の少ない煙源では、ダウン・ウォッシュ効果により、地表濃度を約3~4倍(ただしここでは $Ho = 25 \text{ m}$, $X = 13 Ho$ での風下での値)にも急増させるので、今までと違った発生源対策が必要とされる。

5 煙突のかさ上げ効果

今まで取り上げてきた第二魚市場局の風上WNW 330 mにある高さ25mの煙突が、昭和58年6月の補修工事で5mかさ上げされ30mになった。

ここでは乱れの大きい場での煙突のかさ上げ効果について、 Ho を5mずつ増加した場合での濃度の変化を表1, 2に示した。

表1 Ho と C_{max} , X_{max} の関係

CASE	拡散モデル	上段 He (m)			
		25	30	35	40
(1)	K 値 規 制 モ デ ル	(31.9)	(36.9)	(41.9)	(46.9)
		12.6	9.4	7.3	5.8
		(1,074)	(1,268)	(1,465)	(1,666)
(2)	McE+ σ_0 (20) He:CONCAWE	(53.0)	(57.5)	(62.1)	(66.7)
		13.0	10.9	9.4	8.1
		(270)	(317)	(363)	(408)
(3)	McE+ σ_0 (20) He:Ho	(25.0)	(30.0)	(35.0)	(40.0)
		123.8	84.2	53.1	32.1
		($\doteq 0$)	($\doteq 0$)	($\doteq 0$)	($\doteq 0$)

この場合での計算条件は今までと同じでボイラー2, 3号を集合し、 $U = 6.0 \text{ m/s}$ をベースにした。

表1において比較した拡散モデルは(1)K値規制モデル、(2)McE, CONCAWE式モデル、(3)McE, ダウン・ウォッシュモデルである。

(1)は3つのケースの中では最も X_{max} が遠く、かつ C_{max} が小さい。

(2)は(1)よりも X_{max} が $\frac{1}{4}$ ほどになり、(3)では煙源直下での濃度が最も大きい。

K値規制モデルの場合での C_{max} は、 $K = 0.584 \times C_{max}$ (ppb)と、そのままK値と等価なので、表1から $Ho = 25 \text{ m} \rightarrow 30 \text{ m}$ での改善効果は約25%になる。

しかし、もともと Ho が変ると X_{max} が変化し、そのズレたところでの C_{max} を単に比較しただけのものであり、風下にある特定のレセプターでの濃度が、同じ率で改善されるという保証は全くない。

K値規制での C_{max} と q , Heとの関係式は、Sutton式の3分平均値を1時間に修正するLowryの希釈係数0.15の妥当性に問題があり、日野¹⁴⁾の $1/2$ で減則では0.22, Gifford¹⁴⁾の $1/5$ で減則では0.55となり、それぞれ C_{max} の値が1.5, 3.7倍と大きいものになるから当初から C_{max} は小さい値が選択されている。

$U = 6.0 \text{ m/s}$, 気温 15°C とすると関係式は

$$C_{max} \text{ (1時間値 ppm)} = 1.71 \times q \text{ (Nm}^3\text{/h)} / He^2 \quad (6)$$

のように整理され、前報(2)の(4)式において $\sigma_y = \alpha X^m$, $\sigma_z = \beta X^n$ の $m = n$ の場合に相当(公害資源研¹⁵⁾や電中研¹⁶⁾での乱れの少ない大規模煙源の実測値)する。

一方、前報(2)の低煙源からのトレーサー実験で再現性の確かめられた乱れの大きい場でのMcElroyの σ_y, σ_z を用いると、 $\alpha = 2.251$, $\beta = 0.029$, $m = 0.608$, $n = 1.161$ より同じ風速、気温の時に関係式は

$$C_{max} \text{ (1時間値 ppm)} = 1.94 \times q' \text{ (Nm}^3\text{/h)} / He^{1.52} \quad (7)$$

のように整理され、決して He^2 に逆比例はしない。

ここで(6)式のK値規制で許容される SO_2 の排出量 q ($\text{Nm}^3\text{/h}$)と、(7)式での乱れの大きい場で許容されるべき SO_2 の排出量 q' ($\text{Nm}^3\text{/h}$)の関係を、(6), (7)式より C_{max} を消去して求めると、

$$q' \text{ (Nm}^3\text{/h)} = q \text{ (Nm}^3\text{/h)} \times 0.88 / He^{0.48} \quad (8)$$

のように整理され、 $0.88 / He^{0.48}$ は、Heが10, 20, 30(m)と増加する場合にはその値は0.29, 0.21, 0.17と減少し q' を q の $1/3 \sim 1/4$ に制限しなくては、当初期待した C_{max} は維持できないことを現わしている。

水野¹⁷⁾や北林¹⁵⁾は、 σ_y, σ_z の x のべき乗を $m \doteq n$ とした場合、 $\sigma_z m = He / \sqrt{2}$ で近似しても10%程度以内の誤差を与えるにすぎないとしているが、この例では $\sigma_z m = He / \sqrt{1.52}$ となり、かつHeでも変化する。

別の表現をすれば、乱れの大きい場ではK値規制で計算される C_{max} の値は、約 $1/\sqrt{He}$ だけ、実際よりも低く推定されていることになる。

表2では、5つのケースでの第二魚市場局における Ho のかさ上げ効果を比較した。

(1)のK値規制モデルでは濃度は0で変化がない。

(2), (3)のケースでは5mのかさ上げに対し、約15%しか地表濃度は低減しない。

(4), (5)のケースではダウン・ウォッシュ効果の例で、

その期待された効果は約10%と減ってしまい、最初のK値規制での約25%とはほど遠いものになっている。

6. 結果と考察

疾風型重合汚染においては、今までその1時間値でのシミュレーションの再現性が悪く、実測値に対して $\frac{1}{2}$ ~2倍程度の誤差(ファクター2)を含んでいると考えられており¹⁸⁾ 特定の発生源からの汚染寄与の算定がすこぶるあいまいであった。

本報では、乱れの大きい場に対して、McElroyの σ_y , σ_z とさらに初期拡散幅 σ_0 (20m)、さらにダウン・ウォッシュ効果を取り入れて、概ね次のような知見を得た。

- 1) 発生源とリセプターとの間には地表濃度を最も高くする風速 U_{max} が存在し、それは距離が近いほど大きくなる傾向がある。
- 2) 煙源の近くでは、フルロード(QMAX)の時に生ずるC_{MAX}よりも高いC_{max}をもたらす低ロード(Q_{max})が存在し、それは風速が小さく、H₀が大きいほど顕著になる。

さらにその時にはダウン・ウォッシュ効果により、思わぬ高濃度をもたらすことがある。

- 3) ダウン・ウォッシュ効果の起こる条件として、 $U \geq \frac{1}{2} V_s$ の時に $He = H_0$ とした場合、本報で用いた低煙源では、第二魚市場局に対して約3~4倍の濃度をもたらす。
なお、この倍率は煙源に近いほど大きい。

- 4) ダウン・ウォッシュ効果を避けるために煙突での排出口径を小さく絞って V_s を大きくすると、煙流の下から、冷たい空気のエントレインメントが多くなり、排熱による上昇効果を損ねて、むしろ ΔH を低くする効果をもたらすことがある。

- 5) 近くの建物等の影響を大きく受けている場では、 H_0 のかさ上げ効果は地表濃度に明確に現われず、K値規制の式で期待するほどリセプターでの濃度の低減は図られない。

- 6) Giffordのダウンドラフト現象の特徴をよく現わす He のない拡散式では、 $\alpha A \doteq 7,000 \text{ m}^2$ ぐらいの時に $He = H_0$, $\sigma_y(\sigma_z) = \sigma_y(\sigma_z) + \sigma_0(20\text{m})$ とした時の値の再現性と類似している。

- 7) K値規制では He による拡散効果を He^2 の逆数としているが、乱れの大きい場では He のべき乗が1.5ぐらいが妥当であり、結果としてK値規制でのC_{max}は約 \sqrt{He} ほど、実態よりも低く見つめられている。

以上のことから、低煙源における疾風汚染の防止対策としては、煙突を用いた拡散効果はあまり期待されず、SO₂の排出量そのものの低減をはからなくてはならない。

今後、新たに発生源の変化等で環境アセスメントを行

表2 Hoと第二魚市場局での地表濃度 上段He(m) 下段C(ppb)

CASE	拡散モデル	Ho(m)			
		25	30	35	40
(1)	K値規制モデル U = 6.0 m/s	(31.9) 0.03	(36.9) 0.0	(41.5) 0.0	(46.9) 0.0
(2)	McE + $\sigma_0(20)$ U = 6.0 m/s He: CONCAVE	(53.0) 11.4	(57.5) 9.8	(62.1) 8.3	(66.7) 6.9
(3)	McE + $\sigma_0(20)$ * U = 6.0(U _{max}) * He: CONCAVE	(67.3) 12.0 *(4.1 m/s)	(70.0) 10.2 *(4.3 m/s)	(72.4) 8.5 *(4.6 m/s)	(75.2) 7.1 *(4.9 m/s)
(4)	McE + $\sigma_0(20)$ U = 6.0 m/s He: Ho	(25) 21.6	(30) 20.1	(35) 18.5	(40) 16.9
(5)	McE + $\sigma_0(20)$ U = $\frac{1}{2} V_s = 4.0$ m/s He: Ho	(25) 33.3	(30) 30.4	(35) 27.2	(40) 24.3

先のGifford⁹⁾は建物背後での地表濃度を求めるため次のような $He=0$ の式を提案した。

$$C = \frac{q}{(\pi \sigma_y \sigma_z + \alpha A) U} \quad (9)$$

ここでAは建物の断面積、 $1/2 < \alpha < 2$

この He のない(9)式での αA の値は、前報(2)で検討したようにMcElroyの σ_y , σ_z を使って逆算するとほぼ、7,000 m²ぐらいに相当する。

しかもこれはMcElroyの σ_y , σ_z に初期拡散幅 $\sigma_0=20$ mをプラスし、 $He=H_0(=25\text{m})$ としたケースと同程度の良い再現性を示す。

このように、風速が強くと、乱れの大きい場での H_0 のかさ上げ効果はそれほど期待できないので、実際のリセプターへの汚染寄与を $\frac{1}{3} \sim \frac{1}{4}$ に低減するための煙突のかさ上げは、ほとんど不可能である。

なお、ロードの低減は前章で述べた通り、逆にダウン・ウォッシュ効果を助長するからこれも期待できない。

また、ダウン・ウォッシュの防止策として、煙突出口での口径を絞って排出速度を大きくしてやる方法は、K値規制モデルで用いるBosanquet(1)式の He でしばみられるように、囲りの冷たい空気をまき込み過ぎて、排煙の温度差による上昇効果を妨げて逆に ΔH を低くすることも十分に考えられる。

以上のように、本報で取り扱った具体的な低煙源についての疾風汚染防止対策としては、拡散希釈対策には限界があるので、現状の $\frac{1}{3} \sim \frac{1}{4}$ に相当するS分の低い燃料への転換しか残されていないことが判明した。

う場合には、単に年平均値シミュレーションだけで終るのではなく、1時間平均値シミュレーションも行い、低煙源の場合には建物等の影響を考慮し、ダウン・ウォッシュ効果での C_{max} の特性を、比較的排出熱量の大きい煙源の場合には U_{max} 、 Q_{max} での C_{max} 等の特性を把握し、高濃度の起こり得るレベルを確認すべきである。

7 文 献

- 1) Lyons, W. A. and Cole H. S.: Fumigation and plume trapping on the shores of Lake Michigan during stable onshore flow. J. Appl. Met. 12, 494 ~ 510 (1973)
- 2) 溝尻, 伊藤: フューミゲーション状態下での大気拡散モデル化, 大気汚染学会誌, 17(3), 228 ~ 235 (1982)
- 3) 井上: 疾風汚染の機構について, 昭和45年度日本気象学会北海道支部研究発表会予稿 (1970)
- 4) Briggs, G. A.: Plume Rise, U. S. Atomic Energy Commission Office of Information Services. (1969)
- 5) 早狩, 吉田他: 疾風重合汚染の段階的重回帰分析法を用いた解析, 第20回大気汚染学会要旨集, 255 (1979)
- 6) 公害防止の技術と法規編集委員会編: 公害防止の技術と法規 (大気編) 137 (1978)
- 7) 青森県: 昭和48年度八戸地区環境大気調査報告書 昭和49年3月
- 8) 大気汚染研究全国協議会編: 大気汚染ハンドブック(3) 気象編, コロナ社, P 237, 269 (1970)
- 9) Gifford, F. A.: The Problem of Forecasting Dispersion in the Lower Atmosphere, booklet published by the AEC Division of Technical Information Extension Oak Ridge, Tenn. (1961)
- 10) 小川: 建物の拡散に及ぼす影響 (第2報), 大気汚染研究, 5, 120 (1970)
- 11) 小川: 最悪の大気汚染はどんな時, どんな場所で見えるか? ——地形障害物と大気安定度の影響, 国立公害研究発表会予稿集, P 45~51, (1983)
- 12) 吉田: 風洞実験による地表粗度の煙の拡散に及ぼす影響, 第16回大気汚染研究全国協議会大会要旨集, 272, (1975)
- 13) 吉田, 早狩, 松尾: 疾風型重合汚染における大気汚染濃度の評価に関する検討(1) —特に気象現象と拡散モデル, 青森県公害センター所報, No.5, 1-9 (1981)
- 14) 日野, 中井他: 排煙の時間平均と採取時間との関係, 電中研技術研究所報告, No.6604 (1966)
- 15) 横山他: 大気汚染質の拡散に関する研究, 公害資源研報告, No.15, pp.408 (1979)
- 16) 朝倉, 四方: 火力発電所排煙の大気拡散予測手法の検討, 電力中央研究所報告: 211 (1982)
- 17) 機械振興協会: 大気汚染予測制御システム (APMS) 開発報告書, pp.380 (1977)
- 18) 塩沢, 岡本: 都市スケールでの拡散, 大気汚染シミュレーションモデルとその問題点, 空気清浄, 第15巻第6号, P19~25, (1977)

大気拡散式を解くプログラムの開発

— 短時間平均濃度推定計算 —

The development of programing for the diffusion equation under the short averaging time conditions

高橋 昭則

1 はじめに

本県では総量規制マニュアル¹⁾に基づき、県庁の大型コンピュータを使用してSO_x及びNO_xに関して年平均値を求めることが可能であり、この中で期別、時間帯別のリセプタ濃度及び寄与率さらには濃度分布図も出力できるようになっている²⁾。

しかし、八戸市には、第二魚市場局という比較的高い濃度のSO_x1時間値(約0.08~0.16ppm)を記録するリセプタがあり、日平均値が0.04ppmを超過することもままあった。そこで1時間値の高濃度出現のメカニズムを解明するため、パイロットバルーンや係留ゾンデを使用する気象調査やそれらのデータを用いた1時間値のシミュレーション等種々の検討を行ってきた³⁾。

ここでは、短時間平均濃度推定計算が行えるように計算プログラムを開発したので、主要プログラム2本について概要とリストを記す。

2 計算式

2.1 基本仕様

使用機器及び言語

- A : PC-8000シリーズ・マイクロコンピュータ
 BASIC言語
 B : MS-50 ミニコン
 FORTRAN言語

1時間値濃度を推定する計算方法は条件により種々あるが、ここでは点煙源、有風時のプリュームモデルに限定し、特定のリセプタにおける推定濃度の計算及びメッシュによる広範囲の濃度分布を求めるものの2本とした。

- 1 : 煙源データは予め対象となる事業場等を定めておき、その事業場名や施設名、メッシュ位置等を固定データとして内部に設定しておく。
- 2 : 大気安定度についても内部データとする。
- 3 : その他の煙源のSO_x排出量や地上温度、メッシュ枠等については既定値を用いるか変更するかして与えるものとする。

- 4 : 一度設定したデータをファイルに保存し、後で再び使えるようにする。

なお煙源データ、大気安定度については後で詳しく述べる。

2.2 拡散濃度推定式

次の正規型拡散式(プリューム・モデル)を用いる。

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \times \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \left[\exp\left\{-\frac{(z-He)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+He)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \times 10^9 \quad (1)$$

ここで、

- C(x,y,z) : 煙源から x, y, z (m)のところの1時間値濃度 (ppb)
 Q : 1時間あたりのSO₂排出量 (N m³ / s)
 σ_y : y方向の拡散幅 (m) 1時間値に補正済
 1時間値への補正はPASQUILLの場合 $-\frac{1}{2}$ てい減率により10分値 $\times\sqrt{6}$ を用い、1時間で風向変動幅を用いた場合はMcElroy & Pooler 線図によった。
 σ_z : z方向の拡散幅 (m)
 U : 煙突頭頂部の風速 (m/s)
 U = U_s (H₀/Z_s)^P で補正 (2)
 Z_s : 地上風測定高度 (m)
 He : 有効煙突高度 (m)

ここでは八戸第二魚市場局のデータを使用するため既定値=26m とする。

- U_s : Z_sでの実風速 (m/s)
 p : 係数(既定値 1/7乗則として 1/7=0.14)
 H₀ : 実煙突高度 (m)

有効煙突高度の算出には次式を用いる。

- ①Moses & Carson の式 (Q_H ≥ 2.6 × 10⁶ cal/sの時)

$$He = (C_1 \cdot V \cdot D + C_2 \cdot \sqrt{Q_H}) / U + H_0 \quad (3)$$

- ②CONCAWE式 (Q_H < 2.6 × 10⁶ cal/sの時)

$$He = 0.175 \cdot \sqrt{Q_H} / U^{3/4} + H_0 \quad (4)$$

ここで、

Q_H : 排出熱量 (cal/s)

$$Q_H = C_p \cdot \rho \cdot (T_s - T) \cdot \frac{\pi D^2}{4} \cdot V \quad (5)$$

と定義する。

C_p : 定圧比熱 (既定値 0.24 cal/°Kg)

T_s : 煙の温度 (°C)

T : 地上温度 (°C)

ρ : 空気の密度 (g/cm³)

大気圧を760mmHgとして

$$\rho = \frac{0.001293}{1+0.00367T} \quad (6)$$

を用いる⁴⁾。

V : 煙の排出速度 (m/s)

D : 煙突口径 (m)

C_1, C_2 : 昼夜の区分による大気安定度係数
(既定値 乱れが大として 0.35, 0.171)

なおHeについては、さらに指定値やダウンドラフトによる実煙突高度をプログラム中で選択している(図1)。

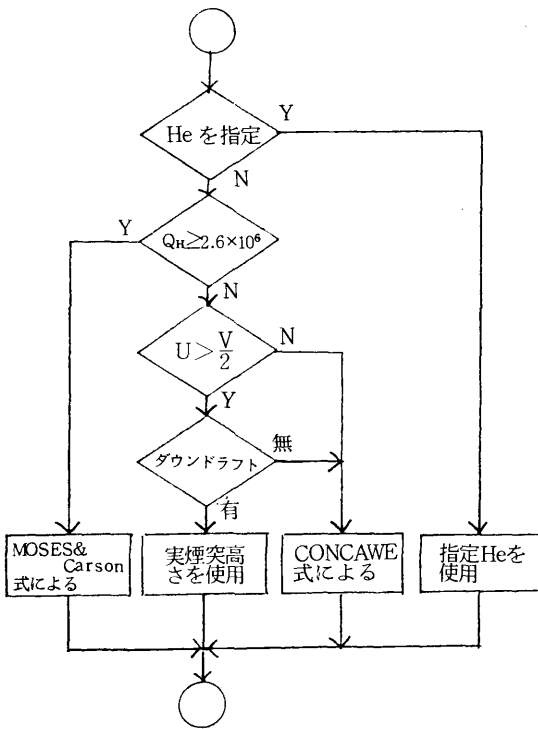


図1 Heの算出条件

2.3 大気安定度分類と拡散幅

大気安定度分類は、日本式のPasquill-Gifford線図に基づいたA~Fまでの9段階と、McElory線図の中の1時間での風向変動幅 $\omega=18\sim 22\text{deg}$ 相当ランクからのものと、合わせて10種類とした。

選択は1~10の番号を用い、選択した大気安定度のデータは、区分距離も含めてパラメータ設定時に変更が可能である(表1)。

初期拡散幅 σ_0 はパラメータ設定時に各煙源ごとに「シグマ」という項目名で指定し、 σ_y, σ_z の両方にかかる。すなわちセプタと煙源との風下方向の距離をxとする時、指定した大気安定度分類に基づいて表1からxに対応した係数を取り出し、次式によって σ_y, σ_z を計算する。

$$\left. \begin{aligned} \sigma_y &= \sigma_0 + GY \cdot X^{AY} \\ \sigma_z &= \sigma_0 + GZ \cdot X^{AZ} \end{aligned} \right\} \quad (7)$$

2.4 地表面積最大濃度と煙突からの距離

煙源風下方向の地表面積濃度をC(x,0,0)とすると(1)式は、

$$C(x, 0, 0) = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z U} \exp\left(-\frac{He^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (8)$$

となる。

$$\left. \begin{aligned} \sigma_y &= GY \cdot X^{AY} \\ \sigma_z &= GZ \cdot X^{AZ} \end{aligned} \right\} \quad (9)$$

とおくと $\frac{dc}{dx} = 0$ なる時のCは地表面積最大濃度でありxが煙源からの距離を示すことになるので、それぞれCmax, Xmaxと定義する(ただしx=0は無意味である)。

$$X_{max} = \left(\frac{He}{\sqrt{n} \cdot GZ}\right)^{\frac{1}{AZ}} \quad \text{ただし } n = \frac{AY + AZ}{AZ} \quad (10)$$

$$C_{max} = \frac{Q}{\pi U} \cdot \frac{1}{GY \cdot GZ} \cdot \exp\left(-\frac{1}{2}n\right) \cdot \left(\frac{GZ\sqrt{n}}{He}\right)^n \quad (11)$$

なお(7)式の場合には上記のように単純にはいわず、Newton-Raphsonの近似計算でCmax, Xmaxを求めなければならない。これについては資料で触れる。

2.5 風向の与え方

今回の計算で用いる主風向が西北西であったため、基準を西の方向とし時計まわりを正方向に角度で与えることとした(図2-1)。

煙源とリセプタの位置と風向の関係を図2-2に示すが、与える数値はTH, X, Yであり求める数値は β, x, y である。そこで距離aはすぐ求めることができるので、 β をどのように決めるかにかかってくる。よって β を、風向軸を基にして時計まわりに計ると決める。このためすべての風向(0°~360°または-180°~180°)についてx, yを正しい位置関係で求めることができた。図2-2の場合xは正だが β, y は負の値となる。また

表1 大気安定度と拡散係数

***** PASQUILLノデータ *****

NO	タイプ	安定度	AZ	GZ	AY	GY
1	A	- 300.	1.121539	0.07999039	0.901074	1.043010
		- 500.	1.513599	0.00854771	0.901074	1.043010
		- 1000.	2.108881	0.00021154	0.901074	1.043010
		- 99999.	2.108809	0.00021154	0.850934	1.474719
2	A-B	- 300.	1.043010	0.10086596	0.907722	0.848572
		- 500.	1.239039	0.03297240	0.907722	0.848572
		- 1000.	1.601190	0.00347323	0.907722	0.848572
		- 99999.	1.601190	0.00347323	0.857974	1.196560
3	B	- 500.	0.964485	0.12718999	0.914370	0.690379
		- 1000.	1.093559	0.05702510	0.914370	0.690379
		- 99999.	1.093559	0.05702510	0.865014	0.970863
		- 99999.	1.005580	0.07804126	0.919325	0.547341
4	B-C	- 500.	0.941040	0.11655098	0.919325	0.547341
		- 1000.	1.005580	0.07804126	0.919325	0.547341
		- 99999.	1.005580	0.07804126	0.875086	0.742977
		- 99999.	0.917595	0.10680300	0.924279	0.433937
5	C	- 1000.	0.917595	0.10680300	0.924279	0.433937
		- 99999.	0.917595	0.10680300	0.885157	0.568557
		- 99999.	0.838628	0.12615198	0.926849	0.343066
		- 2000.	0.838628	0.12615198	0.886940	0.451965
6	C-D	- 10000.	0.756410	0.23566699	0.886940	0.451965
		- 99999.	0.815575	0.13665897	0.886940	0.451965
		- 1000.	0.826212	0.10463399	0.929418	0.271222
		- 10000.	0.632023	0.40016699	0.888723	0.359264
7	D	- 99999.	0.555360	0.81076294	0.888723	0.359264
		- 1000.	0.788370	0.09275287	0.920818	0.211636
		- 10000.	0.565188	0.43338394	0.896864	0.249718
		- 99999.	0.414743	1.73240948	0.896864	0.249718
8	E	- 1000.	0.784400	0.06207650	0.929418	0.135612
		- 10000.	0.525969	0.37001497	0.888723	0.179633
		- 99999.	0.322659	2.40690994	0.888723	0.179633
		- 99999.	1.160999	0.02900000	0.608000	2.250999
9	F	- 99999.				
10	MCELROY	- 99999.				

No.1 ~ No.9のデータは文献2)から引用
GYは1時間値に補正済

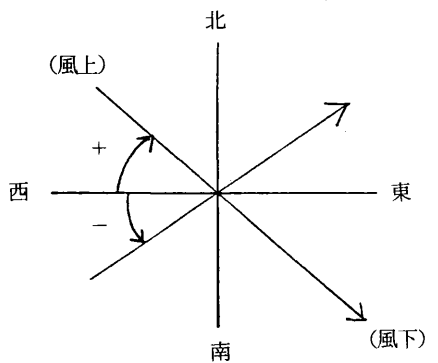


図2-1 相対角度の決め方

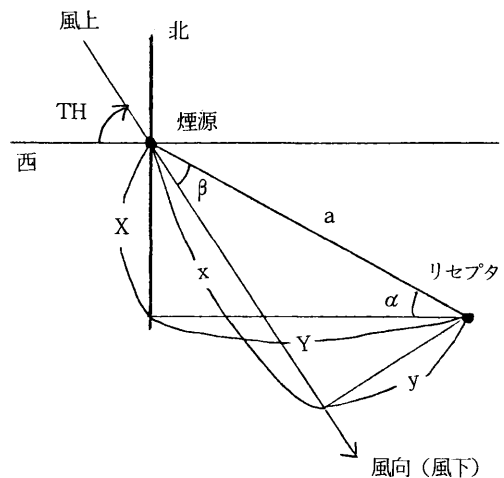


図2-2 位置関係

xが負ならリセプタが煙源より風上にあるものとする。

2.6 煙源データ

煙源データはDATA文として事業場名、施設名、X方向メッシュ位置、Y方向メッシュ位置、煙突の実高度、煙突口径を設定しておく。従って煙源の指定は煙源コードで行い、そのコードは内部処理の都合上小さい方から指定する。

またFORTRANの方では事業場と施設名は一緒にしている。

本リストではダミーで5施設としているが、原リストでは49施設を登録している。この中で文字型データは長さに注意しないと位置がずれたり、エラーとなることもある。またこの煙源データの数は純粋にメモリ量に依存する。

プログラム実行中に変更できないのはこの煙源データと次にあげるリセプタのデータだけである。

2.7 リセプタ

特定リセプタを8地点としている。

リセプタデータもDATA文で地点名、X方向メッシュ位置、Y方向メッシュ位置、それと地上から測定位置までの高さを設定する。

このDATA量もメモリ量にのみ依存し、原リストでは36地点を扱っている。

2.8 メッシュコード

ここでいうメッシュは総量規制マニュアルに基づいたものではなく、仮の基準点を設けて八戸市内にかぶせたものである。メッシュ位置については1/2500の地図を用いて割り出した。

メッシュ濃度を求める場合にはプリンターの関係からX方向を100m、Y方向を25m間隔とし、計算範囲を、

X……⁹⁰⁰⁰~~10500~~m~14000m

Y…… 9000m~11500m

に限定した。

ここでメッシュコードを、

メッシュ位置 メッシュコード

(⁹⁰⁰⁰~~10500~~, 9000) → (1, 1)

(14000, 11500) → (52, 241)

に定義し、以後同一のメッシュコードを用いる。

パラメータ設定時に、このメッシュ枠内であれば範囲を自由に設定できる。

3 リセプタでの1時間値平均濃度の推定

3.1 概要

このプログラムはBASICからできており、選択した煙源から排出されたSO_xがリセプタにどのくらい影響しているかをみるものである。従って煙源を1つにすると単一の影響度となり、複数の煙源を与えると複合濃

度及び煙源別の濃度が出力される。

3.2 入力データ

パラメータ等の設定は項目名に続いて既定値が表示されるので、既定値でよければ (RET) キーのみ、変更するならばその値を入力する。

3.3 操作方法

ファイル名 "recept" で起動をかけるとタイトル表示後内部でデータを設定する。その後、表示されるコメントに従ってデータを入力する。

3.4 出力結果

出力例を表2-2に示したが、設定データの出力に続いて煙源データが出力される。この中でQHの後に**があるものはダウンドラフトを起こす条件になっていることを示す。またXmax,Cmax はそれぞれ(0),(1)式によっている。

表2-1 リセプタ濃度

```
ソクテイ チテンメイ   :キョウシツヨウ 25
      1           2           3
2.1      3.3      11.6
           4.5      19.0
```

```
ゴウケイ 1:      17.0
ゴウケイ 2:      25.6
```

```
ソクテイ チテンメイ   :キョウシツヨウ 14
      1           2           3
2.1      3.3      10.7
           4.6      20.2
```

```
ゴウケイ 1:      16.1
ゴウケイ 2:      26.9
```

```
ソクテイ チテンメイ   :キョウシツヨウ 0
      1           2           3
2.1      3.2      10.3
           4.6      20.8
```

```
ゴウケイ 1:      15.6
ゴウケイ 2:      27.5
```


表2-2パラメータと煙源データ

*** **		タイキーカクサン ノウト フラップ				*** **			
トウロク ファイルメイ	case								
ソウテイ キンカツヒ	1983.11.21								
タイキアンテイ	McE								
オシヨウ オフト (°C)	3.50								
フウソク (m/s)	6.00								
フウコウ ソウタイカフト (°)	22.50								
C1	0.35								
C2	0.17								
	AZ	GZ	AY	GY					
99999mマテ	0.1161E+01	0.2900E-01	0.6080E+00	0.2251E+01					
コート	シキョウシヨウメイ	シセツメイ	SO2	オフト	ソフト	U	OH	He	シクマ
1	AAAAA	キルン	30.00	260	19.9	6.7	0.769E+07	132.9	20
2	BBBBB	ホイヤ	6.30	320	0.8	6.6	0.381E+06 **	76.3	20
3	CCCCC	ホイヤ	7.50	230	7.8	6.1	0.426E+06 **	59.3	20
コート	シキョウシヨウメイ	シセツメイ	Ho (m)	D (m)	Xmax	Cmax			
1	AAAAA	キルン	60.0	2.50	1187.3	10.2			
2	BBBBB	ホイヤ	50.0	2.50	736.5	5.1			
3	CCCCC	ホイヤ	30.0	1.00	593.0	9.6			

リセプタの濃度については、地点名が出力された後各煙源ごとの値からダウンドラフトを起こす場合には2行になって出力される。最後に合計値が出力され、これを全リセプタについて行う(表2-1)。

4 メッシュ濃度分布図の作成

4.1 概要

このプログラムは最初3のプログラムと同様BASICで作製したが、あまりに時間がかかるためFORTRANに直したものである。ちなみに両者を比べると30施設を対象にメッシュ一杯に計算するとBASICの約35時間に対しFORTRANは17分で終了した。

なおここでも複数煙源の場合は各メッシュにおける合計値が出力される。

4.2 入力データ

3のプログラムとほとんど同じであるが、FORTRANのため入力の方法がわずかに異なる。

すなわち入力項目名に続いて次の2種類のコメントと既定値がプリンターに出力される。

イ) (G OR C99999) ... 整数型データ

ロ) (G OR C999.9) ... 実数型データ

データが既定値でよいならG (RET) ,変更するならCに続けてどちらかのタイプの数値を入力する。

4.3 操作方法

MAP2で起動をかける。その後プリンターに出力されるコメントに従ってデータを入力するか、選択をしていく。

設定の最後の選択で「すぐ実行する」を指定すると、ラインプリンターに開始時刻を出力して演算を始め、終了すると終了時刻を出力する。

4.4 出力結果

出力例を図3に示したが等濃度線はあとから描いたものである。また一番上と左端の数字がメッシュコードである。

5 おわりに

大気拡散濃度を推定するためには、種々の条件によるモデル式があるが、拡散式を限定することにより、次のような特徴を持つ短時間濃度推定計算プログラムが開発できた。

- 1) ほとんど総てのパラメータを自由に設定できる。
- 2) PASQUILL等の大気安定度の近似式の係数をデータとして持っているため、煙源とリセプタとの距離に応じて適切な係数を自動的に取り出して計算に使用する。
- 3) 有効煙突高さを条件によって種々の指定ができる。

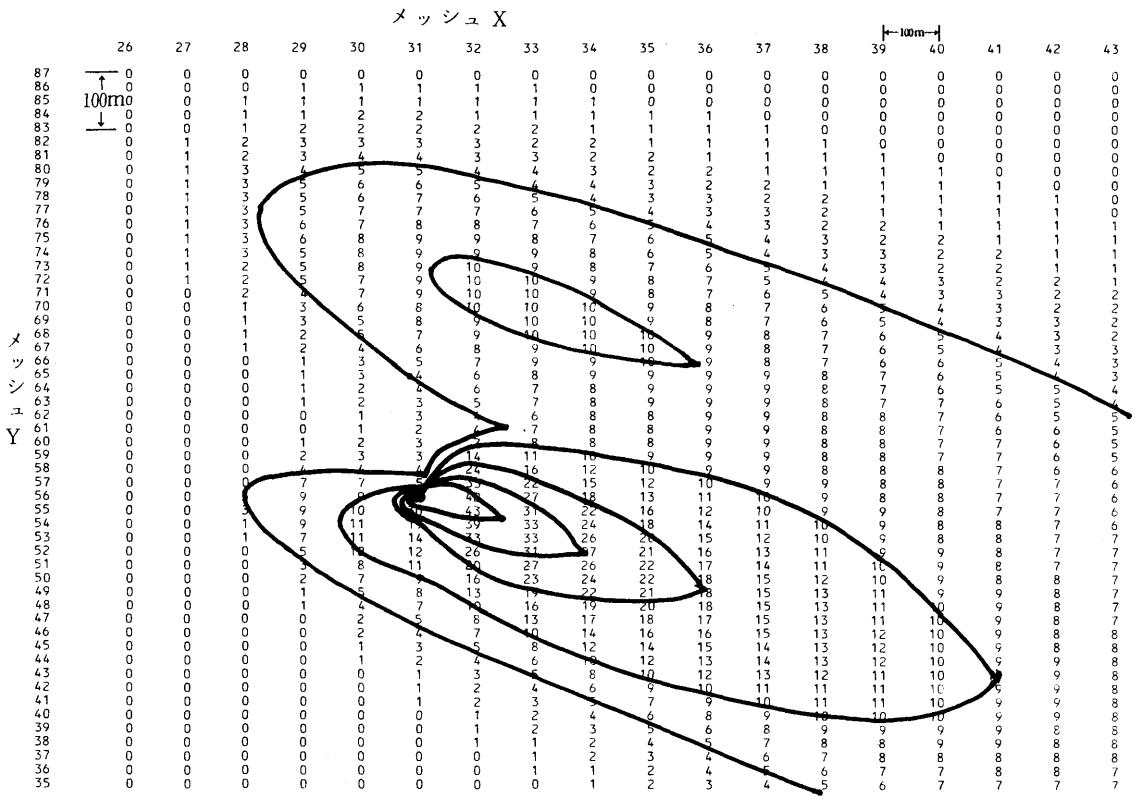


図3 メッシュ濃度分布図

- 4) 特定リセプタに対するプログラムはBASICであるが、メッシュ濃度用のプログラムはFORTRANとすることにより演算時間を大幅に短縮できた。
- 5) メッシュ枠を自由に変更できるため、必要区域の部分のみ演算ができる。
- 6) 作成したデータ群はファイルに保存することができる。またファイルから取り出して再実行することも可能である。

文 献

- 1) 環境庁大気保全局大気規制課編：総量規制マニュアル、(1975)
- 2) 日本電気株式会社：総量規制基準策定プログラム説明書(1979)
- 3) 青森県：昭和55年度排出基準等設定調査（環境汚染実態解析調査）報告書（昭和55年度環境庁委託調査）(1981)
- 4) 丸善株式会社：理科年表，物23（439），昭和59年版，

※※ 資料—初期拡散幅の考慮 ※※

$$C(x, 0, 0) = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z U} \exp\left(-\frac{He^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (8)$$

(8) 式の σ_y 、 σ_z について、初期散幅をそれぞれ σ_{y0} 、 σ_{z0} とすると(7)式は

$$\left. \begin{aligned} \sigma_y &= \sigma_{y0} + GY \cdot X^{AY} \\ \sigma_z &= \sigma_{z0} + GZ \cdot X^{AZ} \end{aligned} \right\} \quad (7')$$

となる。

今(8)式について $\frac{dc}{dx} = 0$ になる X 、 C を求めるために、まず

$$W = \frac{He^2}{2\sigma_z^2}, \quad T = \sigma_y \sigma_z$$

とおいて(8)式に代入し、 x で微分すると

$$\frac{dc}{dx} = \frac{Q \cdot e^W}{\pi U T^2} \left(\frac{dw}{dx} T - \frac{dT}{dx} \right)$$

となる。よって右辺のカッコ内が0となればよい。

$$\frac{dw}{dx} T - \frac{dT}{dx} = \frac{He^2 \cdot GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ} \sigma_y - GY \cdot AY \cdot X^{AY} \sigma_z^3}{X \sigma_z^2} - \frac{GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ} \sigma_y \sigma_z^2}{X \sigma_z^2} \quad (12)$$

ここで分母は0にならない($x=0$ は無意味)ので

$$f(x) = He^2 \cdot GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ} \sigma_y - GY \cdot AY \cdot X^{AY} \sigma_z^3 - GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ} \sigma_y \sigma_z^2 \quad (13)$$

とおいて、 $f(x) = 0$ なる X をNewton-Raphson法によって解く。

$$X_{i+1} = X_i - \frac{f(X_i)}{f'(X_i)} \quad (14)$$

$$\begin{aligned} f'(x) &= \frac{He^2 \cdot GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ}}{X} \left(AZ \cdot GY + GY \cdot AY \cdot X^{AY} \right) \\ &\quad - \frac{GY \cdot AY \cdot X^{AY} \cdot \sigma_z^2}{X} \left(AY \cdot \sigma_z + 3GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ} \right) \\ &\quad - \frac{GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ} \cdot \sigma_z}{X} \left(AZ \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z + GY \cdot AY \cdot X^{AY} \right. \\ &\quad \left. \cdot \sigma_z + 2GZ \cdot AZ \cdot X^{AZ} \cdot \sigma_y \right) \end{aligned} \quad (15)$$

すなわち X_0 を初期値として(7)',(13), (15)式を(14)式に代入しながら、

$$\begin{aligned} X_1 &= X_0 - \frac{f(X_0)}{f'(X_0)} \\ &\vdots \\ X_{n+1} &= X_n - \frac{f(X_n)}{f'(X_n)} \end{aligned}$$

の計算を $f(x_i)/f'(x_i) < \epsilon$ となるまで繰り返し、この時の x を X_{max} とする。また、 X_{max} を(7)', (8)式に代入して C_{max} を求める。

なお、プログラムリストは省略した。

```
100 CLEAR B00:WIDTH 40,20:PRINT CHR$(12)
110 PRINT " *****"
120 PRINT " * "
130 PRINT " * 944-7070 ノート 3474 * "
140 PRINT " * 1982.09.13 (REV.12) * "
150 PRINT " * 1982.12.01 (REV.13) * "
160 PRINT " * 1983.07.14 (REV.14) * "
170 PRINT " * "
180 PRINT " *****"
190 PRINT
200 DEFINT 1-N,R
210 N=4:NJ=7
220 P=.14:P1=3.14159:CP=.240322:ZZ=26:L=0:KK=-1:T=3.5:UZ=6:F$="case"
230 C1=.35:C2=.171:TH=22.5:KX=1:KY=1:KM=52:KN=241:IR=5:L$="1982":NR=0
240 DIM T1(9,3),T2(26,3),C(11),R$(9),T(3,3)
250 DIM TJ$(NJ),XJ(NJ),YJ(NJ),ZJ(NJ),TI$(N),SI$(N),IX(N),IY(N),Z(N),D(N)
260 FOR I=0 TO 9:READ R$(I):FOR J=0 TO 3:READ T1(I,J):NEXT J,I
270 FOR I=0 TO 36:FOR J=0 TO 3:READ T2(I,J):NEXT J,I
280 FOR I=0 TO N:READ TI$(I),SI$(I),IX(I),IY(I),Z(I),D(I):NEXT I
290 FOR I=0 TO NJ:READ XJ$(I),YJ$(I),ZJ$(I):NEXT I
300 *** テーブル 作成
310 NS=0:BEEP:PRINT "テーブルを作成する 1"
320 INPUT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" NS:IF NS=0 GOTO 420
330 INPUT "テーブル名: " F$
340 OPEN F$ AS #1:INPUT#1,N,IR,NR,L,TH,C1,C2,T,UZ,K,L$
350 DIM O(N),IS(N),V(N),A(N),NC(N),M(N),H(N),U(N)
360 FOR I=0 TO N
370 INPUT#1,TI$(I),SI$(I),IX(I),IY(I),Z(I),D(I),NC(I),A(I),O(I),TS(I),V(I),M(I)
380 NEXT I
390 FOR I=0 TO K:INPUT#1,T1(IR,I),T1(I,0),T1(I,1),T1(I,2),T1(I,3):NEXT I
400 INPUT#1,KX,KY,KM,KN:CLOSE#1:IR=IR+1
410
420 PRINT L$;:INPUT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" L$:PRINT
430 PRINT L:"このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" 1"
440 INPUT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" L$:PRINT
450 IF NS=1 THEN FOR I=0 TO N:PRINT USING "##";I+1;:GOTO 530
460 INPUT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" N:N=N-1:PRINT
470 DIM O(N),IS(N),V(N),A(N),NC(N),M(N),H(N),U(N)
480 KK=-1:FOR I=0 TO N:PRINT USING "##";I+1;
490 INPUT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" K:K=K-1
500 IF K=48 OR K=KK THEN PRINT "エラー:テーブルを作成するかどうか? (Y/N):" BEEP:GOTO 490 ELSE KK=K
510 TI$(I)=TI$(K):SI$(I)=SI$(K):IX(I)=IX(K):IY(I)=IY(K):NC(I)=NC(K)+1
520 IY(I)=IY(K):Z(I)=Z(K):D(I)=D(K)
530 PRINT TI$(I):SI$(I)
540 PRINT "S02 04800000 (Nm**3/h)";:PRINT USING "###.#";O(I);:INPUT O(I)
550 PRINT USING "###.#";:TS(I);:INPUT TS(I)
560 PRINT USING "###.#";:V(I);:INPUT V(I)
570 IF L=1 THEN PRINT USING "###.#";:A(I);:INPUT A(I)
580 PRINT USING "###.#";:M(I);:INPUT M(I)
590 PRINT:NEXT I:BEEP
600 PRINT USING "###.#";T;:INPUT T
610 PRINT USING "###.#";UZ;:INPUT UZ
620
630 PRINT "944-7070 ノート (1-9,10) を作成する";IR;:INPUT IR:IR=IR-1
640 KU=0:PRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" KU
650 IF KU=0 THEN 680 ELSE PRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" KU
660 FOR I=0 TO 3:PRINT T1(IR,I);:INPUT "m ";T1(IR,I):NEXT I
670 PRINT "AZ,GZ,AY,GY を作成する";PRINT
680 FOR I=0 TO 3:IF T1(I,1)=0 THEN PRINT:GOTO 750
690 T(1,0)=T2(IR*4+1,0):PRINT T1(IR,I);:PRINT T1(I,0);:INPUT T(I,0)
700 T(1,1)=T2(IR*4+1,1):PRINT T1(IR,I);:PRINT T1(I,1);:INPUT T(I,1)
710 T(1,2)=T2(IR*4+1,2):PRINT T1(IR,I);:PRINT T1(I,2);:INPUT T(I,2)
720 T(1,3)=T2(IR*4+1,3):PRINT T1(IR,I);:PRINT T1(I,3);:INPUT T(I,3)
730 PRINT:NEXT I
740
```

```
750 ERASE T2
760 PRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" TH;:INPUT TH:TH=TH*PI/180
770 PRINT "C1 を作成するかどうか? (Y/N):" C1;:INPUT C1
780 PRINT "C2 を作成するかどうか? (Y/N):" C2;:INPUT C2
790 I=0:BEEP:PRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" I;:INPUT I
800 IF I=0 THEN 870 ELSE INPUT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" F$
810 K=-1:FOR J=0 TO 3:IF T1(IR,J)>0 THEN K=K+1
820 OPEN F$ AS #1:PRINT#1,N,IR,NR,L,TH*180/PI:C1:C2:T,UZ:K;:L$
830 FOR I=0 TO N:PRINT#1,TI$(I);:SI$(I);:IX(I);:IY(I);Z(I);D(I);NC(I);
A(I);O(I);TS(I);V(I);M(I);NEXT I
840 FOR I=0 TO K:PRINT#1,T1(IR,I),T1(I,0),T1(I,1),T1(I,2),T1(I,3):NEXT I
850 PRINT#1,KX,KY,KM,KN:CLOSE#1
860 *** テーブル 作成
870 DIM RP(N),XM(N),CM(N),OH(N),CA(N),CB(N)
880 LPRINT CHR$(14);: ***** テーブルを作成するかどうか? (Y/N): *****:LPRINT
890 IF F$="" THEN LPRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" F$
900 LPRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" L$:
910 LPRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" R$(IR)
920 LPRINT USING "###.#";T
930 LPRINT USING "###.#";UZ
940 LPRINT USING "###.#";TH*180/PI
950 LPRINT USING "C1";C1
960 LPRINT USING "C2";C2:LPRINT
970 LPRINT:LPRINT
980 LPRINT SPC(1);:AZ GZ AY GY;:LPRINT
990 FOR I=0 TO 3:IF T1(IR,I)=0 GOTO 1020
1000 LPRINT USING "###.#";:T1(IR,I);T(I,0);T(I,1);
1010 LPRINT USING "###.#";:T(I,2);T(I,3):NEXT I
1020 LPRINT:LPRINT:LPRINT
1030 IF L=1 THEN LPRINT "エラー:テーブルを作成するかどうか? (Y/N):"
1040 *** テーブル 作成
1050 FOR I=0 TO N:H=Z(I):D=D(1):TS=TS(I):V=V(I)
1060 OH=CP*323.25*V*PI*D*(1S-T)/(1+3.67E-03*T)
1070 U=UZ*(H/Z)*PI*RP(I):IF L=1 THEN H=A(I):GOTO 1090
1080 IF OH>2E+06 THEN H=H+(C1*V*D+C2*SQR(OH))/U
ELSE H=H+.175*SQR(OH)/U*.75:IF U>V*.5 THEN RP(I)=1
1090 OH(I)=OH:U(I)=U:H(I)=H:FOR IY=0 TO 3
1100 AZ=T(IY,0):GZ=T(IY,1):AY=T(IY,2):GY=T(IY,3):PA=(NEXT AY)/AZ
1110 XM(I)=(H/SQR(PA)/GZ)^(1/AZ):IF XM>99999 THEN ZEN NEXT IY:STOP
1120 IF XM>1 THEN IR,IY THEN NEXT IY:STOP
1130 CM(I)=O/(PI*U*GY*62*3.6)*EXP(-PA/2)*(SQR(PA)*GZ/H)^PA*1E+06
1140 NEXT I
1150 LPRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" U
1160 LPRINT "OH He 307";:LPRINT
1170 FOR I=0 TO N:LPRINT USING "###.#";:NC(I);TI$(I);
1180 LPRINT USING "###.#";:SI$(I);O(I);TS(I);
1190 LPRINT USING "###.#";:V(I);U(I);OH(I);
1200 IF RP(I)=1 THEN LPRINT " ** ";:ELSE LPRINT " ";
1210 LPRINT USING "###.#";:H(I);M(I):NEXT I
1220 LPRINT:LPRINT:LPRINT "このテーブルを作成するかどうか? (Y/N):" Ho(m) D(m)
1230 LPRINT "Xmax";:LPRINT
1240 FOR I=0 TO N:LPRINT USING "###.#";:NC(I);TI$(I);
1250 LPRINT USING "###.#";:SI$(I);Z(I);
1260 LPRINT USING "###.#";:D(I);XM(I);CM(I)
1270 NEXT I:LPRINT:LPRINT:LPRINT
1280 *** テーブル 作成
1290 FOR J=0 TO NJ:X6=XJ(J):Y6=YJ(J):Z6=ZJ(J):TJ$=TJ$(J)
1300 FOR I=0 TO N:X=X6-IX(I):Y=Y6-IY(I):H=H(I):Z=Z(I):M=M(I):A=SQR(X*X+Y*Y)
1310 IF Y=0 THEN B=PI*(1-X/A)/2 ELSE B=X/A:B=PI/2-ATN(B/SQR(-B*B+1))
1320 IF Y<0 THEN AL=B-TH ELSE AL=-TH-B
1330 X=A*COS(AL):IF X<0 THEN CA(I)=0:CB(I)=0:GOTO 1400 ELSE Y=A*SIN(AL)
1340 FOR IY=0 TO 3:IF X>1 THEN IR,IY THEN NEXT IY:PRINT "エラー:STOP
1350 EA=H*(IY,3)*X*(IY,2):B=H*(IY,1)*X*(IY,0)
1360 EA=O(I)*1E+06*EXP(-(Y/A)^2/2)/(7.2*PI*A*B*U(I))
1370 EB=EXP(-(H-Z6)/B)^2/2+EXP(-(H+Z6)/B)^2/2:CA(I)=EA*EB
```

```

1380 EB=EXP(-(Z-ZG)/B)^2/2+EXP(-(Z+ZG)/B)^2/2)
1390 IF RP(I)=0 THEN CB(I)=0 ELSE CB(I)=EA*EB
1400 NEXT I:CA=0:CB=0:LPRINT "2774 1:":ITJ$
1410 FOR K=0 TO N*10:KX=K*10:KY=KX+9:IF KY>N THEN KY=N
1420 FOR I=KX TO KY:LPRINT USING "### ";NC(I):NEXT I:LPRINT
1430 FOR I=KX TO KY:LPRINT USING "##### ";CA(I):CA=CA+CA(I):NEXT I:LPRINT
1440 FOR I=KX TO KY
1450 IF RP(I)=0 THEN CB=CB+CA(I):LPRINT " ";
      ELSE CB=CB+CB(I):LPRINT USING "##### ";CB(I);
1460 NEXT I:LPRINT:LPRINT:NEXT K
1470 LPRINT USING " 3774 1:#####. ";CA
1480 LPRINT USING " 3774 2:#####. ";CB:LPRINT:LPRINT:LPRINT
1490 NEXT J:LPRINT CHR$(12):END
1500
1510
2000 DATA "A ",300,500,1000,99999
2010 DATA "A-B",300,500,1000,99999
2020 DATA "B ",500,1000,99999,0
2030 DATA "B-C",500,1000,99999,0
2040 DATA "C ",1000,99999,0,0
2050 DATA "C-D",1000,2000,10000,99999
2060 DATA "D ",1000,10000,99999,0
2070 DATA "E ",1000,10000,99999,0
2080 DATA "F ",1000,10000,99999,0
2090 DATA "McE",99999,0,0,0
2100 DATA 1.12154,0.0799904,0.901074,1.04301
2110 DATA 1.51360,0.00854771,0.901074,1.04301
2120 DATA 2.10881,0.000211545,0.901074,1.04301
2130 DATA 2.10881,0.000211545,0.850934,1.47472
2140 DATA 1.04301,0.100866,0.907722,0.848572
2150 DATA 1.23904,0.0329724,0.907722,0.848572
2160 DATA 1.60119,0.00347323,0.907722,0.848572
2170 DATA 1.60119,0.00347323,0.857974,1.19650
2180 DATA 0.964485,0.127190,0.914370,0.690379
2190 DATA 1.09356,0.0570251,0.914370,0.690379
2200 DATA 1.09356,0.0570251,0.865014,0.970863
2210 DATA 0,0,0,0
2220 DATA 0.941040,0.116551,0.919325,0.547341
2230 DATA 1.00558,0.0780413,0.919325,0.547341
2240 DATA 1.00558,0.0780413,0.875086,0.742977
2250 DATA 0,0,0,0
2260 DATA 0.917595,0.106803,0.924279,0.433937
2270 DATA 0.917595,0.106803,0.885157,0.568557
2280 DATA 0,0,0,0
2290 DATA 0,0,0,0
2300 DATA 0.838628,0.126152,0.926849,0.343066
2310 DATA 0.838628,0.126152,0.886940,0.451965
2320 DATA 0.756410,0.235667,0.886940,0.451965
2330 DATA 0.815575,0.136659,0.886940,0.451965
2340 DATA 0.826212,0.104634,0.929418,0.271222
2350 DATA 0.832023,0.400167,0.888723,0.359264
2360 DATA 0.555360,0.810763,0.888723,0.359264
2370 DATA 0,0,0,0
2380 DATA 0.788370,0.0927529,0.920818,0.211636
2390 DATA 0.565188,0.433384,0.896864,0.249718
2400 DATA 0.414743,1.73241,0.896864,0.249718
2410 DATA 0,0,0,0
2420 DATA 0.784400,0.0620765,0.929418,0.135612
2430 DATA 0.525969,0.370015,0.888723,0.179633
2440 DATA 0.322659,2.40691,0.888723,0.179633
2450 DATA 0,0,0,0
2460 DATA 1.161,0.029,0.608,2.251
2470 DATA "AAAA ","### " ,11300,11000,60,2,50
2480 DATA "BBBB ","### " ,11600,10400,50,2,50
2490 DATA "CCCC ","### " ,11900,10400,30,1,00

```

```

2500 DATA "DDDD ","### " ,9000,14700,50,2,10
2510 DATA "EEEE ","### " ,10100,13000,40,0,90
2520 DATA "###" 25 " ,12195,10288,25
2530 DATA "###" 14 " ,12195,10288,14
2540 DATA "###" 0 " ,12195,10288, 0
2550 DATA "###" 14 " ,12830, 9900, 2
2560 DATA "###" " ,13410, 9520, 2
2570 DATA "###" " ,14000, 9310,14
2580 DATA "###" " ,12520, 9975, 2
2590 DATA "###" " ,12088,10000, 6

```

```

1 C *****
2 *
3 *
4 * TAIKI-KAKUSAN NODESUIITEI BUNPUZU (MAP) *
5 * BY A. TAKAHASHI 1982.10.XX *
6 * RENAME MAP2 1983.08.19 *
7 *
8 *****
9 C
10 PARAMETER (IEGN=5)
11 CHARACTER ENGEN(IEGN)*24,PASQI(10)*8,TITLE*60,F01*11,F02*4
12 CHARACTER NAME*6,STAT*48,END*30,JIKOKU*6,ADR*4,CC*2
13 CHARACTER*28 COM1,COM2,COM3,COM4,COM5,COM6,COM7,COM8,COM9,COM10
14 DIMENSION Q(IEGN),TS(IEGN),V(IEGN),HA(IEGN),NCODE(IEGN)
15 DIMENSION U(IEGN),SIGMA(IEGN),HE(IEGN)
16 DIMENSION PAK(10,4),PSQDA(37,4),PASTBL(4,4),C(20)
17 DIMENSION XI(IEGN),YI(IEGN),HO(IEGN),DIAMT(IEGN)
18 C
19 DATA PASQI/'A ','A-B ','B ','B-C ','C ','
20 '+C-D ','D ','E ','F ','MCELROY '/'
21 DATA PAK/300,300,500,500,1000,1000,1000,1000,999999,
22 +500,500,1000,1000,99999,2000,10000,10000,10000,0,
23 +1000,1000,99999,99999,0,10000,99999,99999,99999,0,
24 +99999,99999,0,0,0,99999,0,0,0,0/
25 DATA PSQDA/1.12154,1.5136,2.108881,2.10881,1.04301,1.23904,
26 +1.60119,1.60119,0.964485,1.09356,1.09356,0,0.94104,1.00558,
27 +1.00558,0,0.917595,0.917595,0,0,0.838628,0.838628,0.75641,
28 +0.815575,0.826212,0.632023,0.55536,0.78837,0.565188,0.414743,
29 +0,0.7844,0.525969,0.322659,0.1161,
30 +0.0799904,0.00854771,0.000211545,0.000211545,0.100866,0.0329724,
31 +0.00347323,0.00347323,0.12719,0.0570251,0.0570251,0,0.116551,
32 +0.0780413,0.0780413,0,0.106803,0.106803,0,0.126152,0.126152,
33 +0.235667,0.136659,0.104634,0.400167,0.810763,0,0.0927529,0.433384,
34 +1.73241,0,0.0620765,0.370015,2.40691,0,0.029,
35 +0.901074,0.901074,0.901074,0.850934,0.907722,0.907722,0.907722,
36 +0.857974,0.91437,0.91437,0.865014,0.919325,0.919325,0.875086,0,
37 +0.924279,0.885157,0,0,0.926849,0.88694,0.88694,0.88694,0.929418,
38 +0.888723,0.888723,0,0.920818,0.896864,0.896864,0,0.929418,
39 +0.888723,0.888723,0,0.608,
40 +1.04301,1.04301,1.04301,1.47472,0.848572,0.848572,0.848572,
41 +1.19656,0.690379,0.690379,0.970863,0,0.547341,0.547341,0.742977,0,
42 +0.433937,0.568557,0,0,0.343066,0.451965,0.451965,0.451965,
43 +0.271222,0.359264,0.359264,0,0.211636,0.249718,0.249718,0,
44 +0.135612,0.179633,0.179633,0.2,251/
45 DATA ENGEN/'AAAAA  #*イラ  #*ルン  #*BBB  #*イラ ',
46 '+CCCCC  #*イラ  #*ルン  #*BBB  #*イラ ',
47 '+EEEEEE  #*イラ  #*ルン  #*BBB  #*イラ '
48 DATA XI/11200,11600,11900,9000,10000/
49 DATA YI/11100,10400,10400,14600,13000/
50 DATA HO/60,0,50,0,30,0,50,0,40,0/
51 DATA DIAMT/2.50,2.50,1.10,2.10,0.90/
52 DATA CC/'CC'/
53 DATA COM1/'S02 ハイユツカシヨク (NM**3/H) '/
54 DATA COM2/'ハイユツカシ オント" (°C) '/
55 DATA COM3/'ハイユツカシ ヌツト" (M/S) '/
56 DATA COM4/'シイ HE (M) '/
57 DATA COM5/'シママ '/
58 DATA COM6/'イキ オント" (°) '/
59 DATA COM7/'イヨウ フウクツ (M/S) '/
60 DATA COM8/'フウクツ フウクツオント" (°) '/
61 DATA COM9/'イリス C1 '/
62 DATA COM10/'イリス C2 '/
63 DATA STAT/'ASSOC 1 !KSR01;ASSOC 2 !KSR01;ASSOC 10 !DSK00 '/
64 DATA END/'DISSOC 1 ;DISSOC 2 ;DISSOC 0 '/
65 DATA F01/'F0 !LPT00 '/,F02/'F0 '/

```

```

66 DATA JIKOKU/'TIME '/
67 *
68 C CALL $CMDLN (JIKOKU,6,IST)
69 N=49
70 EPS=1.0E-05
71 PAI=3.1415926
72 CP=0.240322
73 ZZ=26.0
74 TEMP=3.5
75 UZ=6.0
76 C1=0.35
77 C2=0.171
78 KK=0
79 P=0.14
80 THETA=22.5
81 KX=1
82 KM=52
83 KY=1
84 KN=241
85 IPSQ=5
86 IDRFT=0
87 L=0
88 C
89 CALL $CMDLN (STAT,48,IST)
90 CALL CHECK (PASQI,PAK,PSQDA,IEGN,ENGEN,XI,YI,HO,DIAMT,C)
91 WRITE (2,1000)
92 WRITE (2,1010)
93 READ (2,1020) INDSK
94 IF (INDSK.EQ.0) GOTO 30
95 WRITE (2,1030)
96 READ (2,1040) NAME
97 OPEN (10,FORM='UNFORMATTED',FILE=NAME)
98 REWIND (10)
99 READ (10) N,IPSQ,THETA,C1,C2,TEMP,UZ,K,TITLE
100 DO 10 I=1,N
101 READ (10) ENGEN(I),XI(I),YI(I),HO(I),DIAMT(I),NCODE(I),HA(I),
102 +Q(I),TS(I),V(I),SIGMA(I)
103 CONTINUE
104 READ (10) (PAK(IPSQ,I),(PASTBL(I,J),J=1,4),I=1,K)
105 READ (10) KX,KY,KM,KN
106 CLOSE (10)
107 THETA=THETA*180/PAI
108 20 WRITE (2,1050) TITLE
109 WRITE (2,1060)
110 READ (2,1020) I
111 IF (I.EQ.0) GOTO 40
112 30 WRITE (2,1070)
113 READ (2,1080) TITLE
114 40 WRITE (2,1090)
115 READ (2,1020) L
116 IF (L.EQ.1) GOTO 50
117 WRITE (2,1100)
118 READ (2,1020) IDRFT
119 50 IF (INDSK.EQ.0) GOTO 70
120 WRITE (2,1220)
121 READ (2,1020) I
122 IF (I.EQ.0) GOTO 110
123 DO 60 J=1,N
124 WRITE (2,1110) I,NCODE(I),ENGEN(I)
125 CALL DAIN (COM1,Q(I))
126 CALL DAIN (COM2,TS(I))
127 CALL DAIN (COM3,V(I))
128 IF (L.EQ.1) CALL DAIN (COM4,HA(I))
129 CALL DAIN (COM5,SIGMA(I))
130 60 CONTINUE

```

```

131      GOTO 110
132      C
133      70  WRITE (2,1120)
134      READ (2,1020) N
135      IF (N.GT.0).AND.(N.LE.IEGN)) GOTO 75
136      WRITE (2,1150)
137      GOTO 70
138      C
139      75  DO 100 I=1,N
140      WRITE (2,1130) I
141      80  WRITE (2,1140)
142      READ (2,1020) K
143      IF (K.LE.IEGN).AND.(K.GT.KK)) GOTO 90
144      WRITE (2,1150)
145      GOTO 80
146      C
147      90  KK=K
148      ENGEN(I)=ENGEN(K)
149      XI(I)=XI(K)
150      YI(I)=YI(K)
151      HO(I)=HO(K)
152      DIAMT(I)=DIAMT(K)
153      NCODE(I)=K
154      WRITE (2,1160) ENGEN(I)
155      CALL DAIN (COM1,Q(I))
156      CALL DAIN (COM2,TS(I))
157      CALL DAIN (COM3,V(I))
158      IF (L.EQ.1) CALL DAIN (COM4,HA(I))
159      CALL DAIN (COM5,SIGMA(I))
160      100  CONTINUE
161      110  WRITE (2,2160)
162      CALL MESHIN (KX,KM,KY,KN)
163      KK=KX-19
164      IK=(KM-KX)/18+1
165      CALL PASQUI (IPSQ,PASQI,PAK,PSQDA,PASTBL)
166      CALL DAIN (COM6,TEMP)
167      CALL DAIN (COM7,UZ)
168      CALL DAIN (COM8,THETA)
169      CALL DAIN (COM9,C1)
170      CALL DAIN (COM10,C2)
171      WRITE (2,1200)
172      READ (2,1020) INDSK
173      IF (INDSK.EQ.0) GOTO 120
174      WRITE (2,1210)
175      GOTO 20
176      C
177      120  THETA=THETA+PAI/180
178      WRITE (2,1170)
179      READ (2,1020) I
180      IF (I.EQ.0) GOTO 160
181      WRITE (2,1030)
182      READ (2,1040) NAMEE
183      OPEN (10,FORM='UNFORMATTED',FILE=NAMEE)
184      K=0
185      DO 130 J=1,4
186      IF (PAK(IPSQ,J).EQ.0) GOTO 140
187      K=K+1
188      130  CONTINUE
189      K=4
190      140  WRITE (10) N,IPSQ,THETA,C1,C2,TEMP,UZ,K,TITLE
191      DO 150 I=1,N
192      WRITE (10) ENGEN(I),XI(I),YI(I),HO(I),DIAMT(I),NCODE(I),HA(I),
193      +Q(I),TS(I),V(I),SIGMA(I)
194      150  CONTINUE
195      WRITE (10) (PAK(IPSQ,I),(PASTBL(I,J),J=1,4),I=1,K)

```

```

196      WRITE (10) KX,KY,KN,KN
197      CLOSE (10)
198      C
199      160  WRITE (1,2000) (CC,I=1,92)
200      WRITE (1,2005) (CC,I=1,92)
201      WRITE (1,2010) NAMEE,TITLE
202      WRITE (1,2020) COM6,TEMP
203      WRITE (1,2030) COM7,UZ
204      WRITE (1,2030) COM8,THETA*180/PAI
205      WRITE (1,2050) COM9,C1
206      WRITE (1,2050) COM10,C2
207      WRITE (1,2070) KX*100+8800,KN*100+8800
208      WRITE (1,2080) KY*25+8975,KN*25+8975
209      WRITE (1,2090) PASQI(IPSQ)
210      DO 170 I=1,4
211      IF (PAK(IPSQ,I).EQ.0) GOTO 180
212      WRITE (1,2100) PAK(IPSQ,I),(PASTBL(I,J),J=1,4)
213      CONTINUE
214      180  IF (L.EQ.1) WRITE (1,2110)
215      IF (IDRFT.EQ.1) WRITE (1,2120)
216      WRITE (1,2130)
217      DO 250 I=1,N
218      DIA=DIAMT(I)
219      SOKUDO=V(I)
220      QH=CP*323.25*SOKUDO*PAI*DIA**2*(TS(I)-TEMP)/(1.0+3.67E-03*TEMP)
221      REV_U=UZ*(HO(I)/ZZ)**P
222      ADR=' '
223      IF (L.EQ.0) GOTO 190
224      ENTOTU=HA(I)
225      GOTO 220
226      C
227      190  IF (QH.LE.2.0E06) GOTO 200
228      ENTOTU=HO(I)+(C1+SOKUDO*DIA+C2*SQR(QH))/REV_U
229      GOTO 220
230      C
231      200  IF (IDRFT.EQ.0) GOTO 210
232      IF (REV_U.LE.SOKUDO*0.5) GOTO 210
233      ADR='ARI'
234      ENTOTU=HO(I)
235      GOTO 220
236      C
237      210  ENTOTU=HO(I)+0.175*SQR(QH)/REV_U**0.75
238      220  U(I)=REV_U
239      HE(I)=ENTOTU
240      DO 230 II=1,4
241      AZ=PASTBL(II,1)
242      GZ=PASTBL(II,2)
243      AY=PASTBL(II,3)
244      GY=PASTBL(II,4)
245      PA=(AY+AZ)/AZ
246      XMAX=(ENTOTU/SQR(PA)/GZ)**(1/AZ)
247      IF (XMAX.GT.99999.0) GOTO 230
248      IF (XMAX.LT.PAK(IPSQ,II)) GOTO 240
249      230  CONTINUE
250      WRITE (2,1180)
251      STOP 22222
252      C
253      240  CMAX=Q(I)/(PAI*REV_U*GY*GZ*3.6)
254      CMAX=CMAX*EXP(-PA/2)*(SQR(PA)*GZ/ENTOTU)**PA*1.0E06
255      WRITE (1,2140) I,NCODE(I),ENGEN(I),Q(I),TS(I),SOKUDO,REV_U,
256      +QH,ADR,ENTOTU,SIGMA(I),(XI(I)-8800)/100,(YI(I)-8975)/25,
257      +XMAX,CMAX
258      250  CONTINUE
259      WRITE (2,1190)
260      READ (2,1020) I

```

```

261 IF (I.EQ.0) GOTO 340
262 WRITE (1,2160)
263 WRITE (1,2160)
264 CALL $CMDLN (F01,11,IST)
265 CALL $CMDLN (JIKOKU,6,IST)
266 DO 330 I=1,K
267 KK=KK+18
268 K1=KM-KK
269 IF (K1.GT.18) K1=18
270 WRITE (1,2150) (K+KK,K=1,K1)
271 WRITE (1,2160)
272 J1=KN-KY+1
273 MY=KN*25+9000
274 DO 330 J=1,J1
275 MY=MY-25
276 DO 310 K=1,K1
277 MX=(K+KK)*100+8800
278 C(K)=0.0
279 DO 310 L=1,N
280 XMESH=MX-XI(L)
281 YMESH=MY-YI(L)
282 AB=SQRT (XMESH**2+YMESH**2)
283 IF (AB.LE.EPS) GOTO 310
284 ALPHA=-THETA
285 BETA=PAI/2-ASIN (XMESH/AB)
286 IF (ABS (YMESH)*500.0.LT.ABS (XMESH)) BETA=PAI*(1-XMESH/AB)/2
287 IF (YMESH.LE.0.0) BETA=-BETA
288 ALPHA=ALPHA-BETA
289 X=AB*COS (ALPHA)
290 IF (X.LE.0.0) GOTO 310
291 Y=AB*SIN (ALPHA)
292 DO 290 I=1,4
293 IF (X.LE.PAK (IPSQ,I)) GOTO 300
294 CONTINUE
295 WRITE (2,1180)
296 STOP 33333
297 C
298 300 SGMZ=SIGMA (L)+PASTBL (II,2)*X**PASTBL (II,1)
299 SGMY=SIGMA (L)+PASTBL (II,4)*X**PASTBL (II,3)
300 XA=-(Y/SGMY)**2/2
301 XB=-(HE (L)/SGMZ)**2/2
302 IF ((ABS (XA).GE.174).OR.(ABS (XB).GE.174)) GOTO 310
303 DEPTH=Q (L)+EXP (XA)*EXP (XB)*1.0E06/(3.6*PAI*SGMZ+SGMY*U (L))
304 C(K)=C(K)+DEPTH
305 310 CONTINUE
306 WRITE (1,2180) KN+1-J,(NINT (C(K)),K=1,K1)
307 330 CONTINUE
308 WRITE (1,2190)
309 CALL $CMDLN (JIKOKU,6,IST)
310 CALL $CMDLN (F02,4,IST)
311 340 CALL $CMDLN (END,30,IST)
312 STOP 00000
313 C
314 C
315 1000 FORMAT (1H1,'チ-タノ ヒツツイ')
316 1010 FORMAT (1H0,'DISKカヲ チ-タヲ イルルヲ 1, ヒシメカヲ チ-タヲ イルルヲ 0')
317 1020 FORMAT (15)
318 1030 FORMAT (1H0,'ファイルメイ イロヨ')
319 1040 FORMAT (A6)
320 1050 FORMAT (1H0,'タイトル : ',A60)
321 1060 FORMAT (1H0,'タイトルヲ カルルヲ 1, カイテヲ 0')
322 1070 FORMAT (1H0,'タイトル : ')
323 1080 FORMAT (A60)
324 1090 FORMAT (1H0,'エントリノ イテツカサヲ ヒツツイルルヲ 1, ヒツツイテヲ 0')
325 1100 FORMAT (1H0,'DRAFTヲ サルルヲ 1, ヒツツイテヲ 0')

```

```

326 1110 FORMAT (1H0,'NO. ',I3,': コト"',I3,' シキヨウシヨウメイ ',A24)
327 1120 FORMAT (1H0,'インカノカサヲ イロヨ : ')
328 1130 FORMAT (1H0,'NO. ',I3)
329 1140 FORMAT (1H,'インカノコト(1-49)ヲ イロヨ')
330 1150 FORMAT (1H0,'チ-タノ オカシイ !')
331 1160 FORMAT (1H,'シキヨウシヨウメイ : ',A24)
332 1170 FORMAT (1H0,'DISKカヲ チ-タヲ ヒツツイルルヲ 1, ヒツツイテヲ 0')
333 1180 FORMAT (1H0,'タイキ アンチイトノ イロ !')
334 1190 FORMAT (1H0,'スクシツコク カルルヲ 1, ヒツツイテヲ 0')
335 1200 FORMAT (1H0,'ニュウリョク チ-タノ チェックヲ カルルヲ 1, ヒツツイテヲ 0')
336 1210 FORMAT (1H1//T10,'チ-タノ チェック'//)
337 1220 FORMAT (1H0,'インカノカサノ チ-タノ カルルヲ 1, ヒツツイテヲ 0')
338 C
339 C
340 2000 FORMAT (1H1/////////2(T21,41A2)/3(T21,A2,78X,A2)/T21,A2,9X,
+ 'タイキ-カサノ ヲトノ スイイ ノソクシヨウ',10X,'PROGRAMING BY A.TAKAHASHI',
+5X,A2/T21,A2,78X,A2)
343 2005 FORMAT (1H,'T21,A2,42X,'1982 . 11 . XX VER 2.0 REV 1.0',5X,A2/
+T21,A2,42X,'1983 . 08 . XX VER 2.0 REV 1.1',5X,A2/
+3(T21,A2,78X,A2)/2(T21,41A2)/)
346 2010 FORMAT (1H0//20X,'ファイルメイ',14X,A10//20X,'タイトル',6X,A60)
347 2020 FORMAT (1H0//20X,'***** ヒロメ-タ- *****'//
+21X,A28,F5.1)
349 2030 FORMAT (1H0,20X,A28,F5.1)
350 2050 FORMAT (1H0,20X,A28,F7.3)
351 2070 FORMAT (1H0,20X,'メツユツ ノ M-X ',I6,' --',I6,' M')
352 2080 FORMAT (1H0,31X,'M-Y ',I6,' --',I6,' M')
353 2090 FORMAT (1H0,20X,'タイキ アンチイトノ ',AB//
+T43,'AZ',11X,'GZ',11X,'AY',11X,'GY')
354 2100 FORMAT (1H0,23X,'-',F7.0,' M ',4F13.8)
356 2110 FORMAT (1H0,20X,'ヘツヒ ヒツツイ')
357 2120 FORMAT (1H0,20X,'DRAFTヲ イラフ')
358 2130 FORMAT (1H1//20X,'***** インカノ チ-タ *****'// ' NO CODE',
+ 'シキヨウシヨウメイ ヒツツイ S02 オトノ ソクトノ ヒツツイ QH',
+ 'ヒラフヘ ヒツツイ M-X M-Y XMAX CMAX'//)
2140 FORMAT (1H,'I2,I5,A26,F6.1,F8.1,F7.1,F6.2,E13.4,A5,F8.2,
+F5.0,2F8.2,2F9.2)
363 2150 FORMAT (1H1//8X,18I7)
364 2160 FORMAT (1H)
365 2180 FORMAT (1H,'I4,3X,18I7)
366 2190 FORMAT (1H1/////////T21,29H***** カワリ *****'//)
367 END
368 C
369 C
370 C
371 C *****
372 C *
373 C * SUBROUTINE *
374 C *
375 C *****
376 C
377 SUBROUTINE DAIN (COMT,Y)
378 CHARACTER COMT*28,A,CT*13
379 DATA CT/'(G OR C999.9)'/
380 C
381 10 WRITE (2,100) COMT,CT,Y
382 READ (2,110) A,X
383 IF (A.EQ.'G') GOTO 30
384 IF (A.EQ.'C') GOTO 20
385 WRITE (2,120)
386 GOTO 10
387 C
388 20 Y=X
389 30 WRITE (2,140) Y
390 RETURN

```



```

391 C
392 100 FORMAT (1H ,A28,A13,F12.3)
393 110 FORMAT (A1,F10.3)
394 120 FORMAT (1H , 'テ-ワカ' オカシ !')
395 140 FORMAT (1H ,F10.3)
396 END
397 C
398 C
399 SUBROUTINE DAIN2 (COMT,I)
400 CHARACTER COMT*28,A,CT*13
401 DATA CT/'(G OR C99999)'/
402 C
403 10 WRITE (2,100) COMT,CT,I
404 READ (2,110) A,J
405 IF (A.EQ.'G') GOTO 30
406 IF (A.EQ.'C') GOTO 20
407 WRITE (2,120)
408 GOTO 10
409 C
410 20 I=J
411 30 WRITE (2,130) I
412 RETURN
413 C
414 100 FORMAT (1H ,A28,A13,I7)
415 110 FORMAT (A1,I6)
416 120 FORMAT (1H , 'テ-ワカ' オカシ !')
417 130 FORMAT (1H ,I6)
418 END
419 C
420 C
421 SUBROUTINE MESHIN (KX,KM,KY,KN)
422 CHARACTER*28 COMA,COMB,COMC,COMD
423 DATA COMA/'MESH' カンカン(M-X)ヲ 133 '//
424 DATA COMB/'MESH' ヨウカン(M-X)ヲ 133 '//
425 DATA COMC/'MESH' カンカン(M-Y)ヲ 133 '//
426 DATA COMD/'MESH' ヨウカン(M-Y)ヲ 133 '//
427 C
428 10 CALL DAIN2 (COMA,KX)
429 IF (KX.LE.0) GOTO 20
430 CALL DAIN2 (COMB,KM)
431 IF (KM.LE.0) GOTO 30
432 20 WRITE (2,100)
433 GOTO 10
434 C
435 30 CALL DAIN2 (COMC,KY)
436 IF (KY.LE.0) GO TO 40
437 CALL DAIN2 (COMD,KN)
438 IF (KN.LE.0) RETURN
439 40 WRITE (2,100)
440 GOTO 30
441 C
442 100 FORMAT (1H , 'テ-ワカ' オカシ !')
443 END
444 C
445 C
446 SUBROUTINE PASQUI (IPSQ,PASQI,PAK,PSQDA,PASTBL)
447 CHARACTER PASQI(10)*8,A
448 DIMENSION PAK(10,4),PSQDA(37,4),PASTBL(4,4)
449 C
450 10 WRITE (2,100) IPSQ,PASQI(IPSQ)
451 READ (2,110) A,J
452 IF (A.EQ.'G') GOTO 30
453 IF (A.EQ.'C') GOTO 20
454 IF ((J.GE.1).AND.(J.LE.10)) GOTO 40
455 20 WRITE (2,120)

```

```

456 GOTO 10
457 C
458 30 J=5
459 40 IPSQ=J
460 DO 50 I=1,4
461 IF (PAK(IPSQ,I).EQ.0) GOTO 60
462 DO 50 J=1,4
463 PASTBL(I,J)=PSQDA(IPSQ*4+I-4,J)
464 50 CONTINUE
465 60 RETURN
466 C
467 100 FORMAT (1H , 'タイ# アンテイト',18X,'(G OR C99999)',I7,5X,A8)
468 110 FORMAT (A1,I2)
469 120 FORMAT (1H , 'テ-ワカ' オカシ !')
470 END
471 C
472 C
473 SUBROUTINE CHECK (PASQI,PAK,PSQDA,IEGN,ENGEN,XI,YI,HO,DIAMT,C)
474 CHARACTER ENGEN(IEGN)*24,PASQI(10)*8
475 DIMENSION PAK(10,4),PSQDA(37,4),C(12)
476 DIMENSION XI(IEGN),YI(IEGN),HO(IEGN),DIAMT(IEGN)
477 C
478 C
479 WRITE (2,100)
480 READ (2,110) I
481 IF (I.EQ.0) RETURN
482 WRITE (1,200)
483 DO 40 I=1,10
484 DO 10 K=1,4
485 C(K)=PSQDA(I*4-3,K)
486 10 CONTINUE
487 WRITE (1,210) I,PASQI(I),PAK(I,1),C(K),K=1,4)
488 DO 30 J=2,4
489 IF (PAK(I,J).EQ.0) GOTO 40
490 DO 20 K=1,4
491 C(K)=PSQDA(I*4+J-4,K)
492 20 CONTINUE
493 WRITE (1,220) PAK(I,J),C(K),K=1,4)
494 30 CONTINUE
495 40 CONTINUE
496 C
497 WRITE (1,230)
498 DO 50 I=1,IEGN
499 WRITE (1,240) I,ENGEN(I),XI(I),YI(I),HO(I),DIAMT(I),
500 + (XI(I)-8800)/100,(YI(I)-8975)/25)
501 50 CONTINUE
502 RETURN
503 C
504 100 FORMAT (1H0,'タイ#アンテイト',インカンヲテ-ワカ ヒツウナラ 1, ヲウナラ 0')
505 110 FORMAT (I1)
506 200 FORMAT (1H1/////T21,'***** PASQUILLノ テ-ワ *****'///
507 +' NO タイ#アンテイト' AZ GZ ',
508 +'AY GY'//)
509 210 FORMAT (1H ,I3,2X,A8,' - ',F6.0,3X,F10.6,F12.8,2F10.6)
510 220 FORMAT (1H ,T15,' - ',F6.0,3X,F10.6,F12.8,2F10.6)
511 230 FORMAT (1H1//T21,'***** インカンノ テ-ワ *****'///
512 +' NO タイ#ヨウカンヨウメイ シベツメイ X Y HO',
513 +' D M-X M-Y'//)
514 240 FORMAT (1H ,I3,2X,A24,3X,2F9.0,F7.1,F8.2,2F9.2)
515 END

```

生活雑排水の汚濁負荷と汚染指標細菌

Water Pollution Load and Fecal Coliform Bacteria from Domestic Miscellaneous Wastewater

奈良忠明 小山田久美子 田中 稔
 早狩敏男 野田正志 山崎喜三郎
 今 武純* 石田平四郎**

1 緒 言

近年の水質汚濁の中で生活系排水負荷の大きいことが指摘されている。特に、湖沼等の富栄養化対策においては、洗たく用洗剤のリンが取り上げられており^{1,2)}、都市河川においても大腸菌群³⁾や有機物との関連で議論されているが、両者を含めた報告は少ないようである。

また、生活系排水負荷の6割以上を占めるといわれる雑排水は、洗剤の使用量や生活様式によって性状の異なることが予想される。

ここでは、ほとんど無処理の状態で放流されている生活雑排水の汚濁負荷量及び洗剤の寄与率を求めると同時に、衛生学的にも注目されている大腸菌群、ふん便性大腸菌、腸球菌等の実態を把握したので報告する。

2 調査内容

2.1 調査対象及び調査年月日 (表1)

表1 調査対象及び調査年月日

対 象	世帯数	人数	調査年月日	職 業	
個人住宅	F	1	2	1981. 9.16~17	自衛官
	N	1	5	"	会社員
	W	1	3	1981.10. 6~ 7	農 業
	T	1	4	1981.11.16~17	公務員
	S	1	5	1981.11.24~25	"
集合住宅	A	3	7	1981.10.28~29	公務員
	B	5	12	1981.10. 6~ 7	"
	C	3	12	1981.12. 7~ 8	"
	K	24	88	1982.10. 6~ 7	"
M	84	287	1982. 6.29~30	自衛官	

2.2 排水量測定及びサンプリング方法

排水は、し尿を除いて全量回収する方法を取り、個人住宅においては、1日の排水を直接100lポリバケツに貯留して求めた。

また、集合住宅においては朝の排水量が多いため、200~700lの排水ピットに貯留した後、水中ポンプで

* 現青森県公害調査事務所 ** 前水質課長

100lポリバケツに汲み取り計量した。

なお、試料は100lに付き200~1,000ml分取し、2lで1検体として分析に供した。

2.3 調査項目及び方法 (表2)

表2 調査項目及び方法

項 目	方 法
B O D	JIS KO102 (1980) 植種法
C O D	" 酸性KMnO ₄
S S	GFPフィルター使用による重量法
全 窒 素(T-N)	NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N 及び Org-Nによる総和法
アンモニア性窒素(NH ₄ -N)	Scheinerのインドフェノール法 ⁴⁾
亜硝酸性窒素(NO ₂ -N)	N-ナフチルエチレンジアミン・スルファミルアミド発色法
硝酸性窒素(NO ₃ -N)	カドミウム・銅カラム還元後、NO ₂ -Nに準ずる
有機態窒素(Org-N)	ケルダール窒素とNH ₄ -Nの差
全 リ ン (T-P)	酸性過硫酸カリウム分解・アスコルビン酸還元法
溶解性全リン(S-T-P)	GFPフィルターによるろ液を用いてT-Pに準ずる
陰イオン界面活性剤	メチレンブルー活性物質(MBAS)として定量
大腸菌群数(C.G)	BGLB培地又はデソキシコール酸塩培地
ふん便性大腸菌(F.C)	BGLB培地陽性-EC培地-44.5±0.2℃, 24時間
腸 球 菌 (E.G)	AC培地-36±1℃, 48時間-陽性-45±1℃, 48時間
一般細菌(T.C)	標準寒天培地-36±1℃, 24時間
従属栄養細菌(H.B)	Zobellの2216培地-20℃, 20日間

2.4 アンケート調査

調査対象の家族構成、洗剤の種類、使用量及び洗たく回数等について調査した。

また、集合住宅のMについては、第1回のアンケート調査の結果、最も使用割合の多いR社無リン合成洗剤を配布し、1人1日当りの洗たく用洗剤使用量を算出した。

3 結果と考察

3.1 生活雑排水の水質と汚濁負荷

3.1.1 排水量及び汚濁負荷量の経時変化

比較的人数の多い集合住宅K及びMの排水量と水質の積から求めた汚濁負荷量の経時変化をみると、排水量、BOD、リン及びMBASとも朝と夜の二山の排出パターンであった(図1, 2)。

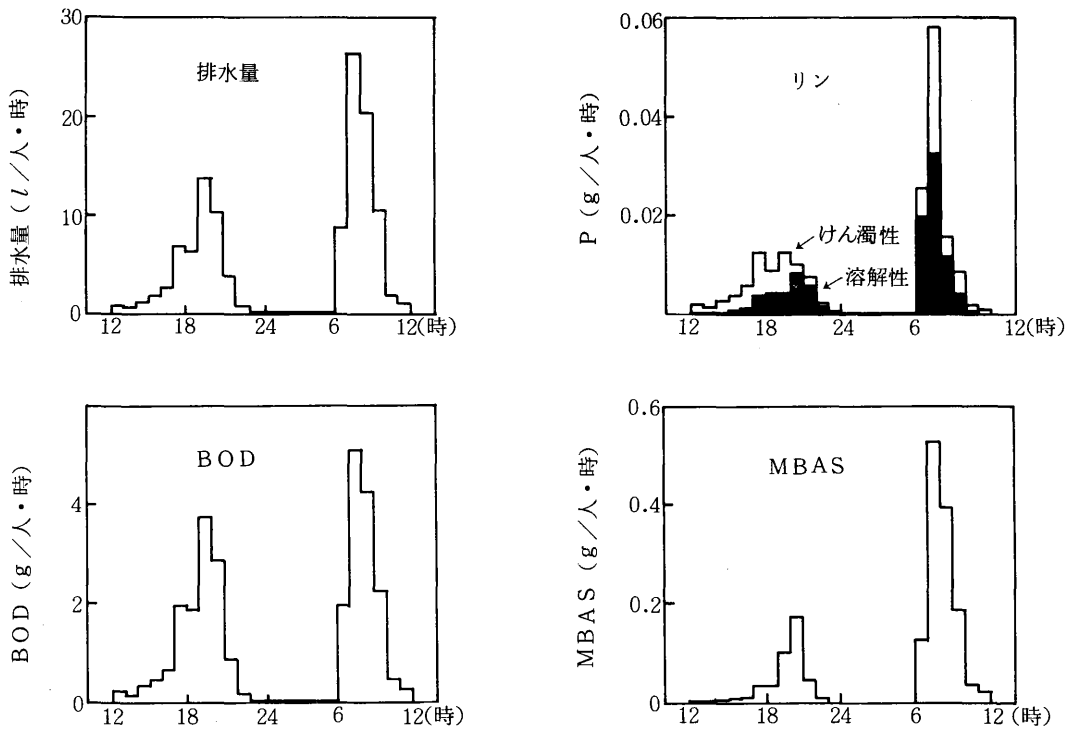


図1 集合住宅Kにおける排水量及び汚濁負荷量の経時変化

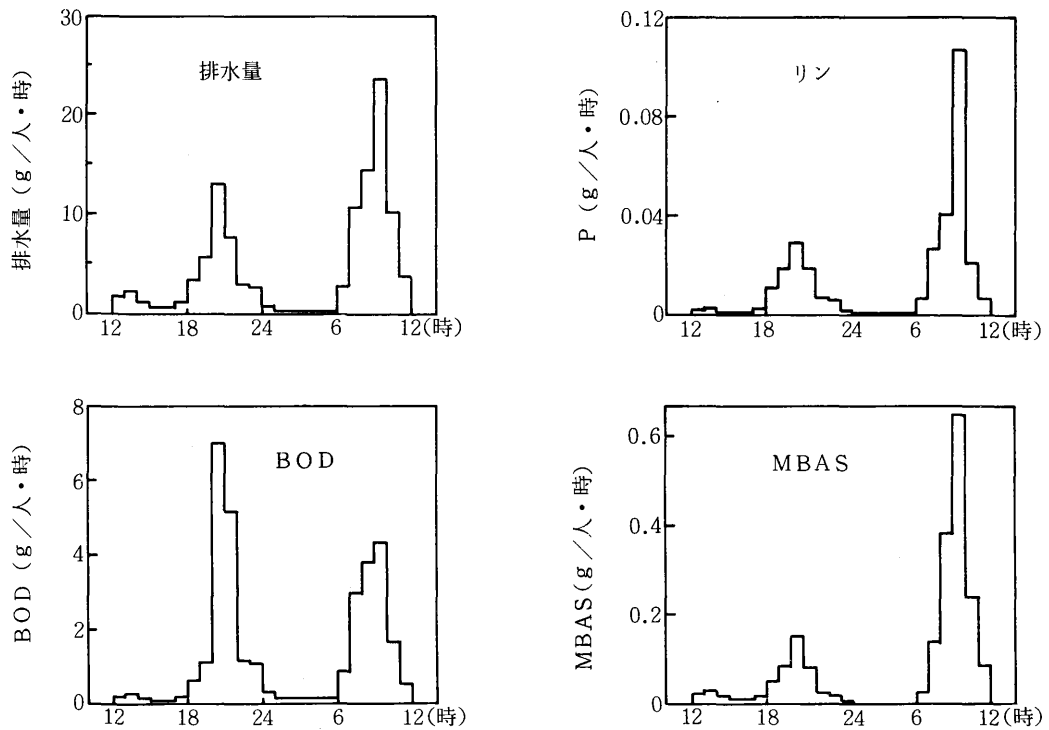


図2 集合住宅Mにおける排水量及び汚濁負荷量の経時変化

表3 生活雑排水の水質

対 象		BOD	COD	SS	T-N	T-P	MBAS	大腸菌群数
		(mg/l)						(個/ml)
個人住宅	F	29~220 (137)	22~84 (63)	34~100 (82)	5.0~10 (8.4)	0.46~3.7 (1.48)	10~36 (23)	$3.0 \times 10^4 \sim 1.1 \times 10^7$ (2.9×10^6)
	N	110~480 (277)	32~200 (106)	34~160 (71)	6.8~23 (13.6)	0.48~24 (9.81)	1.4~91 (40)	$2.6 \times 10^4 \sim 2.1 \times 10^7$ (4.2×10^6)
	W	4~500 (223)	3~300 (144)	8~170 (83)	0.87~14 (9.4)	0.18~5.4 (4.08)	0.3~31 (11)	$1.3 \times 10^4 \sim 5.3 \times 10^4$ (2.3×10^4)
	T	33~270 (120)	26~140 (69)	26~75 (44)	3.2~26 (11.4)	0.25~3.2 (1.36)	3.6~15 (8.6)	$1.5 \times 10^2 \sim 7.4 \times 10^5$ (2.6×10^5)
	S	14~210 (107)	11~140 (72)	11~140 (63)	1.7~16 (7.2)	0.57~8.4 (3.31)	0.8~32 (12)	$4.3 \times 10^4 \sim 5.4 \times 10^8$ (1.4×10^8)
集合住宅	A	94~380 (250)	56~180 (122)	56~190 (90)	6.3~15 (10.0)	0.56~9.3 (2.87)	1.4~55 (21)	$4.5 \times 10^4 \sim 2.2 \times 10^6$ (5.9×10^5)
	B	130~340 (253)	58~110 (85)	46~180 (86)	6.7~14 (11.5)	2.3~5.5 (4.31)	10~39 (19)	$6.8 \times 10^4 \sim 7.8 \times 10^6$ (5.8×10^5)
	C	49~560 (275)	30~240 (130)	38~160 (93)	3.7~19 (11.5)	0.08~4.8 (3.09)	10~31 (23)	$4.6 \times 10^4 \sim 5.4 \times 10^6$ (1.5×10^6)
	M	130~720 (283)	86~160 (105)	59~890 (191)	6.5~12 (9.56)	1.2~5.9 (2.77)	7.4~30 (18)	$4.7 \times 10^5 \sim 5.3 \times 10^6$ (1.5×10^6)
	K	160~300 (230)	68~170 (107)	69~140 (90)	5.4~12 (9.53)	0.61~4.0 (1.50)	4.2~27 (14)	$8.5 \times 10^4 \sim 4.8 \times 10^6$ (1.6×10^6)

() は加重平均値

1日の排水量及び汚濁負荷量に占める割合は、MのBODを除いて朝に大きく、Kでは6~10時の間に排水55%、BOD 49%、T-P 59%及びMBAS 71%が排出され、またMでは1時間遅れた7~11時の間に排水53%、BOD 39%、T-P 62%及びMBAS 68%の排出がみられた。特に、洗たく用合成洗剤に起因するMBASは、1~2時間の間に集中的に排出されることが分った。

また、溶解性全リンは、T-PよりもMBASとの排出パターンが類似していることから、洗剤との関連を考察する際に有効と思われる。

次に、今回調査した10施設における生活雑排水の水質は大きく変化し、個人住宅のBOD、T-P、MBAS及び大腸菌群数で顕著であった(表3)。特に、MBASは瞬時であるが、100mg/l近くになることがあり、現在進められつつある小規模家庭雑排水処理装置の研究、開発^{5,6)}に当って考慮する必要がある。

窒素及びリンを形態別にみると、前者は有機態窒素が、後者は溶解性リンの占める割合が多かった。

3.1.2 排水量及び汚濁負荷原単位

本調査は、個人住宅及び比較的小規模の集合住宅を対象としたため、原単位の算出に当って排水量測定に留意

が必要であった。

ここでは、排水を全量回収して求めた水量と水質から、1人1日当りの汚濁負荷原単位を求めた結果、個人住宅は予想どおり排水量及びBOD等の汚濁負荷原単位に大きな差がみられた(表4)。特に、個人住宅のNにおいては乳児がいたため、1日3回の洗たくとなり、汚濁負荷原単位が家族構成によっても相当変動することをうかがわせた。

一方、集合住宅の排水量及びBOD等の汚濁負荷原単位の変動は小さく、平均値のみで排水量120l/人・日、BOD 30.9、T-P 0.34、T-N 1.24、MBAS 2.31g/人・日、リンを除いてはこれまで報告されている値の範囲内⁷⁻¹⁰⁾であった。リンの値が低くなった理由は、合成洗剤の無リン化が促進されたためと考えられる。

大腸菌群の負荷に関する論議はあまりなされていない。Miescier¹¹⁾らは著者らと異なる方法ではあるが、都市排水の原水から対数変換値11.200を得ており、本調査結果もほぼ同程度とみることができよう。

3.1.3 アンケート調査

洗たく用洗剤の種類別使用割合を知るため、集合住宅のK及びMについてアンケート調査を実施した結果、前者は有リン合成洗剤12%、無リン合成洗剤58%、粉石け

表4 生活雑排水の排水量及び汚濁負荷原単位

対 象	排水量 (L/人・日)	BOD	COD	SS	T-N	T-P	MBAS	大腸菌群数 (個/人・日)	
		(g/人・日)							
個人住宅	F	270	37.0	17.2	22.4	2.27	0.40	6.24	7.9×10^{11}
	N	354	98.2	37.9	25.4	4.83	3.47	14.3	1.5×10^{12}
	W	170	37.9	24.5	14.2	1.60	0.69	1.88	4.0×10^9
	T	141	17.0	9.8	14.2	1.62	0.19	1.23	3.7×10^{10}
	S	163	17.6	11.7	10.4	1.18	0.54	2.02	2.2×10^{13}
集合住宅	A	163	40.7	19.9	14.7	1.64	0.47	3.42	9.6×10^{10}
	B	114	29.0	9.7	9.8	1.31	0.49	2.20	6.6×10^{10}
	C	92	25.2	12.0	8.5	1.06	0.28	2.12	1.4×10^{11}
	K	117	27.5	12.6	10.6	1.12	0.18	1.72	1.9×10^{10}
	M	114	32.4	12.4	21.9	1.09	0.31	2.10	1.7×10^{11}

表5 洗剤1gの汚濁負荷量

洗剤の種類	製品名	表 示				pH	洗 剤 1 g 当 り の 負 荷 量											
		成 分		標準使用量(g) 水30l 当り	P ₂ O ₅		BOD (g)	COD (g)	SS (g)	NH ₄ -N (μg)	NO ₂ -N (μg)	NO ₃ -N (μg)	Org-N (mg)	T-N (mg)	P (μg)	Cl (mg)	MBAS (mg)	
		界面活性剤 種 類	配合率 (%)															
有 リ ン ザ ブ 酵 素 粉 ト ッ プ 平 均	全温度チアー	LAS	26	10	40	10	0.021	0.057	0.044	0	0	0	0.056	0.056	36,000	3.0	157	
	ワンダフル	LAS.AES	23	10	40	9.9	0.097	0.061	0.007	0	0	120	0.54	0.66	45,000	3.0	180	
	ザブ酵素	LAS.AES	31	15	25	10	0.10	0.081	0.009	0	0	0	0.26	0.26	60,000	3.7	206	
	トップ	LAS.AOS	24	8	40	10	0.29	0.082	0.017	0	0	90	0.43	0.52	30,000	10	187	
	平均						0.127	0.070	0.019	0	0	52	0.32	0.37	42,000	4.9	182	
	無 リ ン ザ ブ 酵 素 粉 ト ッ プ 平 均	無リンワンダフル	LAS.AES	25	0	40	10	0.12	0.061	0.18	0	0	0	0.32	0.32	63	3.0	176
		無リンザブ酵素	LAS.AES	25	0	40	10	0.12	0.069	0.17	0	0	0	0.30	0.30	15	2.2	172
		無リントップ	LAS.AOS	25	0	40	10	0.24	0.079	0.18	0	0	0	0.26	0.26	10	3.7	195
		無リンブルーダイヤ	LAS.AOS	21	0	40	10	0.23	0.076	0.16	15	7.5	0	0.32	0.34	21	6.0	180
		無リンCO-OPクリン	脂肪酸系	33	-	40	10	0.49	0.15	0.17	45	15	0	1.3	1.36	0.75	4.5	0
		C.G.C洗剤	LAS.AES	24	0	40	10	0.14	0.064	0.11	15	0	75	0.014	0.10	6.7	3.0	187
		モノゲンユニ	LAS.AES	27	0	75	6.7	0.31	0.067	0.078	28	0	48	0.028	0.10	7.6	2.4	58
		無リンニュービーズ	LAS.AES	25	0	40	9.9	0.090	0.13	0.20	0	0	0	0.33	0.33	39	1.5	268
	平均						0.21	0.087	0.156	12	2.8	15	0.359	0.38	20.3	3.2	154	
液 体 洗 剤 平 均	液体ボーナス	LAS.AE	34	-	30	7.0	0.39	0.39	0	0	0	2.0	2.0	15	3.0	189		
	液体ダッシュ	AES.AE.LAS	44	-	20	7.1	0.39	0.46	0	0	0	0.18	0.18	10	3.0	156		
	液体ジャスト	AES.AE	49	-	20	7.8	0.36	0.55	0	0	0	2.3	2.3	16	3.0	156		
	液体アクロン	AE	24	-	75	7.9	0.17	0.26	0	0	0	0.57	0.57	0.8	0.8	0.10		
	平均						0.32	0.41	0	0	0	1.26	1.26	10.4	2.4	125		
粉 石 け ん 平 均	CO-OP粉石けん	脂肪酸系	70	-	40	10	0.97	0.33	0	0	0	0.090	0.090	3.7	1.5	0		
	リベルタ粉石けん	脂肪酸系	58	-	30	10	0.87	0.35	0	0	0	0.020	0.020	2.0	10	0.03		
	ビーズ粉石けん	脂肪酸系	70	-	40	10	1.0	0.39	0	0	0	0.19	0.19	27	3.0	0		
	平均						0.94	0.35	0	0	0	0.067	0.067	10.9	4.8	0.01		
マ マ レ モ ン マ マ ロ ー ヤ ル チ ェ リ ー ナ フ ァ ミ リ - フ レ ッ シュ 平 均	ママレモン	LAS,AOS,AES	27	-	45	6.7	0.22	0.17	0	0	0	43.0	43.0	7.3	3.3	0.01		
	ママローヤル	AOS,AES,AE脂肪	32	-	45	7.3	0.35	0.20	0	0	0	3.0	3.0	4.6	1.3	0.11		
	チェリーナ	LAS.AES	27	-	45	7.5	0.11	0.17	0	0	0	1.1	1.1	66	1.3	0.16		
	ファミリーフレッシュ	AES.脂肪酸	27	-	45	7.8	0.33	0.20	0	0	0	3.0	3.0	6.6	0.6	0.10		
	平均						0.25	0.18	0	0	0	12.5	12.5	21.1	1.6	0.09		

* LAS:直鎖アルキルベンゼン系, AES:高級アルコール系(陰イオン), AOS:アルファオレフィン系, AE:高級アルコール系(非イオン)

** 液体洗剤及び台所用洗剤の標準使用量はml

ん30%，後者は有リン合成洗剤28%，無リン合成洗剤63%，粉石けん9%で，両者とも無リン洗剤を使用する割合が多かった。

次に，1人1日当りの洗剤使用量を把握するため，アンケート調査で最も使用割合の多かったR社製無リン

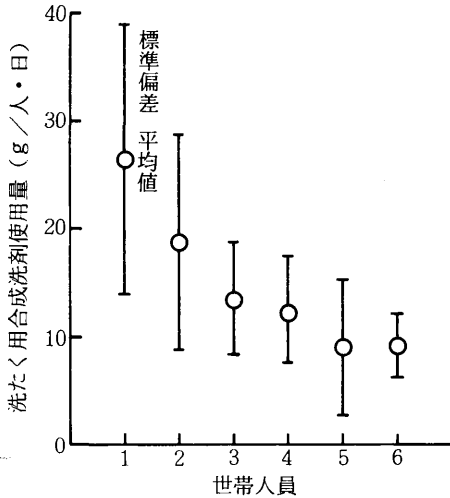


図3 世帯人別の洗たく用洗剤使用量

合成洗剤1.2kg入れをMの各戸に配布して求めた結果，14.4g/人・日であった。

なお，1人1日当りの洗剤使用量は，世帯人員で異なり，世帯人員が多くなるほど使用量は少なく，バラツキも減少した(図3)。世帯人員が多い家庭では，洗たく用洗剤が有効に使用されているといえよう。

3.1.4 洗たく用洗剤の汚濁負荷

洗たく用洗剤からの汚濁負荷量を知るため，市販の有リン粉末合成洗剤(4)，無リン粉末合成洗剤(8)，無リン液体合成洗剤(4)及び粉石けん(3)を標準使用量に調整し，BOD等の分析をした結果から，洗剤1g当りの汚濁負荷量を算出した。

その結果，MBASは有リン及び無リン合成洗剤で高く，リンは有リン合成洗剤で高かった。また，BODは粉石けんで高く，合成洗剤の3～7倍であった(表5)。

窒素は，洗たく用洗剤よりも参考までに分析した台所用洗剤で高かった。しかし，その濃度はリン等に比較して低いことから，洗剤の負荷量としては無視できると思われる。浮田ら¹²⁾は，台所用洗剤の窒素は洗剤窒素負荷の7割を占めるが，家庭下水全体の負荷からみると少ないとしている。

表6 生活雑排水の汚濁負荷原単位に占める洗たく用洗剤の割合

調査対象	洗剤別の使用割合(%)			洗剤使用量 (g/人・日)	BOD	COD	T-N	T-P	MBAS	SS
	有リン合成洗剤	無リン合成洗剤	粉石けん							
現状調査	M	28	63	9	4.0	2.5	0.006	0.17	2.03	1.01*
	K	12	58	30	32.4	12.4	1.09	0.31	2.10	21.9**
無リン合成洗剤使用時	M	0	100	0	(12)	(20)	(0.6)	(55)	(97)	(4.6)***
	K	0	100	0	6.3	3.2	0.006	0.07	1.51	0.90
粉石けん使用時	M	0	0	100	27.5	12.6	1.12	0.18	1.72	10.6
	K	0	0	100	(23)	(25)	(0.5)	(39)	(88)	(8.5)
無リン合成洗剤使用時	M	0	100	0	3.6	2.8	0.009	2×10 ⁻⁴	2.07	1.49
	K	0	100	0	32.0	12.7	1.09	0.14	2.14	22.3
粉石けん使用時	M	0	0	100	(11)	(22)	(0.8)	(0.1)	(97)	(6.7)
	K	0	0	100	3.6	2.8	0.009	2×10 ⁻⁴	2.07	1.49
粉石けん使用時	M	0	0	100	24.7	12.1	1.12	0.10	2.28	11.1
	K	0	0	100	(15)	(23)	(0.8)	(0.2)	(91)	(13)
無リン合成洗剤使用時	M	0	100	0	13.5	5.0	0.001	1×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁴	0
	K	0	100	0	41.8	14.9	1.08	0.14	0.07	
粉石けん使用時	M	0	0	100	(32)	(34)	(0.1)	(0.1)	(0.1)	
	K	0	0	100	13.5	5.0	0.001	1×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁴	0
粉石けん使用時	M	0	0	100	34.6	14.3	1.11	0.10	0.21	
	K	0	0	100	(39)	(35)	(0.1)	(0.1)	(0.0)	

* 洗たく用洗剤由来の汚濁負荷原単位

** 生活雑排水の汚濁負荷原単位

*** 生活雑排水に占める洗たく用洗剤の割合(%)

3.1.5 生活雑排水の汚濁負荷量に占める洗たく用洗剤の割合

集合住宅K及びMの生活雑排水負荷に占める洗たく用洗剤の割合を知るため、アンケート調査による洗たく用洗剤の使用別割合、洗剤配布調査から求めた1人1日当りの洗たく用洗剤使用量及び市販されている洗たく用洗剤の分析結果から算出した結果、MBAS 88~97, T-P 39~55, BOD 12~23, COD 20~25%で、T-Nはほとんど関与しないことが分った(表6)。

次に、1人1日当りの洗剤使用量及び洗たく以外の負荷量が本調査と同じと仮定し、洗たく用洗剤が無リン合成洗剤又は粉石けんに100%切換えられた場合を推定すると、リンはどちらも45~55%の除去が期待できる。ま

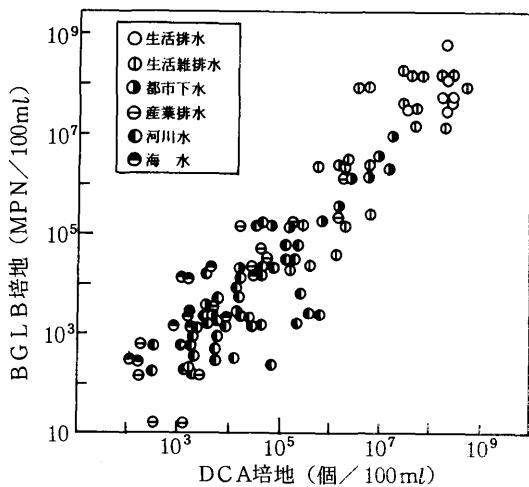


図4 デソ法とBGLB法の関係

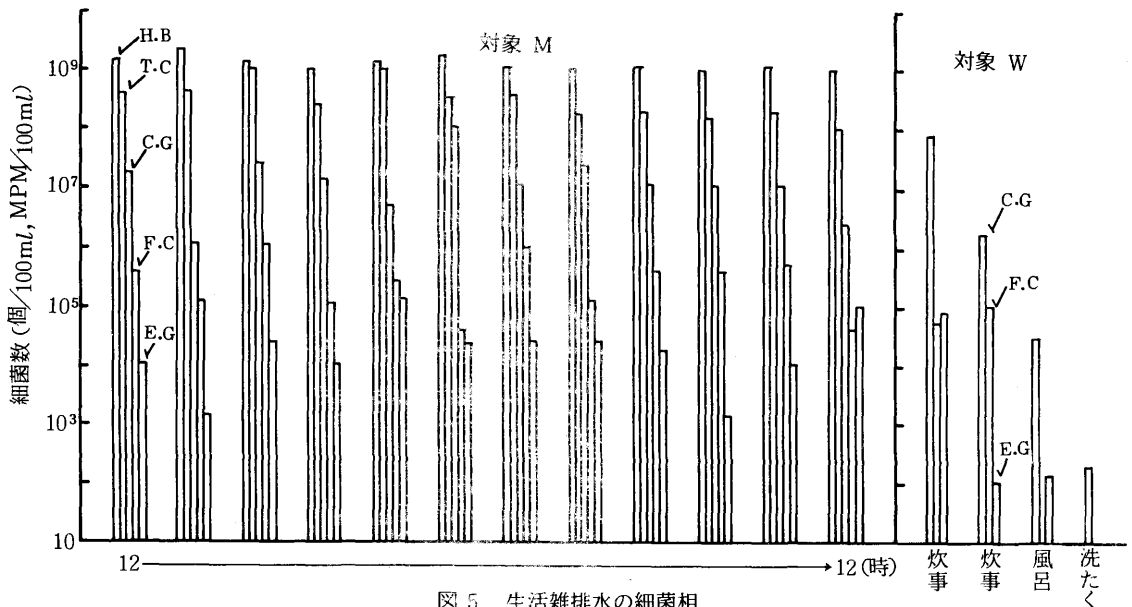


図5 生活雑排水の細菌相

た、粉石けんの場合は、MBASが88~97%の除去となったが、逆に、BODは26~29%程度の増加が予想された。

3.2 生活雑排水の汚染指標細菌

3.2.1 大腸菌群測定の見方

大腸菌群が水中に存在することは、多くの場合その水が人畜のし尿などで汚染されていることを意味する¹³⁾ので生活排水とのかかわりを知る有効な手段になると思われる。

しかし、大腸菌群数の測定法は、環境水がBGLB培地による最確法、産業排水がデソオキシコール酸塩培地による平板法であり、一連の比較検討は困難であることが予想された。

ここでは両者の関係をみるため、デソオキシコール酸塩培地・平板法で得られた値に100倍し、100ml中の細菌数としてBGLB培地・最確法との比較をした結果、環境水から生活排水まで良好な関係が得られた(図4)。

生活雑排水の大腸菌群数は、し尿を含む生活排水と同程度であり、今後、衛生学的な面からも検討されてよい。

3.3.2 生活雑排水の細菌相

生活雑排水の細菌相を知るため、大腸菌群数(C.G)、大腸菌のEscherichiaを比較的容易に区分できるといわれる高温培養法のふん便性大腸菌群(F.C)、大腸菌同様人畜由来で、水中で増殖しないといわれる腸球菌(E.G)に、塩素消毒の効果を判定するなど水中細菌の実態を知ることのできる従属栄養細菌(H.B)及び一般細菌¹³⁾(T.C)を調査した。

集合住宅MにおけるC.Gは $4.9 \times 10^6 \sim 1.3 \times 10^8$, F.C $6.8 \times 10^4 \sim 1.4 \times 10^6$, E.G $2.3 \times 10^3 \sim 2.4$

×10⁵ (MPN/100ml) で、過去に調査した汚濁河川及び河口域の10³倍の値となった。

本調査で、大腸菌群測定に最確法を使用した理由は、
 1. デソオキシコール酸塩培地・平板法と比較的良好な相関関係があること、
 2. 環境でのデータが集積されているため、その影響度を知る上で一層効果的であること、
 3. ふん便性大腸菌群が、大腸菌群数試験から一連にできることなどの利点を有しているためである。

一方、H.Bは 1.7×10⁷ ~ 4.3×10⁷、T.C 1.1×10⁶ ~ 1.3×10⁷ (個/ml) で、C.G、F.C及びE.Gに比較し変動幅が小さく、比較的安定していた(図5)。

F.CのC.Gに占める割合は0.06~6.5%で、一般環境水でいわれている10%^{3,14)}より小さい値となった。

E.Gは用途別にみると、炊事及び風呂で検出されていることから、人のほか魚介類¹⁵⁾由来のものも推定される。

また、E.GのC.Gに占める割合は、0.01~3.0%

でF.Cより小さい。ただし、今回得られたE.Gは、ふん便性連鎖球菌の中の *Streptococcus faecalis* と *S. faecium* を主としており、*S. salivarius* や *S. mitis* などを含んでいないと考えられるので、データの集積を図るとともにし尿を含む生活排水での検討も必要と思われる。

表6 ふん便性大腸菌群の分類

菌名	個人住宅		集合住宅	
	菌株	割合(%)	菌株	割合(%)
E. coli	I	14 10.9	10 7.2	
	II	17 13.3	3 2.2	
	III	1 0.8	13 9.4	
C. freundii	I	49 38.3	25 18.0	
	II	4 3.1	4 2.9	
K. cloacae	aerogenes I	22 17.2	34 24.5	
	II	0 0	1 0.7	
		0 0	1 1.4	
unknown	21 16.4	47 33.8		

表7 地域し尿処理施設及び下水道終末処理施設の水質

調査対象	BOD	COD	SS	T-N			T-P	MBAS	大腸菌群数 (個/ml)	残留塩素 (mg/l)	処理人口 (人)
				(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)					
地域し尿処理施設	K 団地汚水処理場	原水 380 放流水 <5 除去率 (99)	140 16 (89)	240 6 (98)	64 42 (34)	2.8 1.2 (57)	14 0.17 (99)	2,900,000 1 (100)	0.50	3,800	
	T A 汚水処理場	原水 200 放流水 <5 除去率 (98)	— — (98)	160 6 (96)	24 16 (33)	5.0 8.1 (62)	15 0.10 (99)	2,700,000 0 (100)	0.73	3,750	
	A 汚水処理場	原水 320 放流水 10 除去率 (97)	130 19 (85)	120 4 (97)	85 75 (12)	3.9 4.8 (23)	12 0.67 (94)	2,000,000 0 (100)	2.0	4,400	
	KO 団地汚水処理場	原水 440 放流水 39 除去率 (91)	160 22 (86)	230 19 (92)	79 65 (18)	8.0 3.1 (61)	14 0.15 (99)	1,800,000 9,500 (99)	<0.01	5,300	
	AK 団地汚水処理場	原水 260 放流水 19 除去率 (93)	130 10 (92)	170 4 (98)	33 17 (48)	20 28 (40)	12 0.07 (99)	440,000 0 (100)	2.0	1,100	
	T I 汚水処理場	原水 200 放流水 23 除去率 (89)	100 8 (92)	180 2 (99)	33 12 (64)	2.0 4.1 (105)	12 0.07 (99)	350,000 1 (100)	0.10	879	
	下水道終末処理施設	H 市終末処理場	原水 170 放流水 5 除去率 (97)	88 5 (94)	88 3 (97)	24 6.6 (73)	3.5 0.61 (83)	5.2 0.07 (99)	3,600,000 130 (99)	—	12,300
原水 210 放流水 <5 除去率 (98)			— — (98)	89 4 (96)	13 3.8 (71)	2.4 0.80 (67)	7.0 0.09 (99)	3,800,000 0 (100)	0.10		
T 市下水処理場		原水 1,000 放流水 24 除去率 (98)	200 14 (93)	1,900 15 (99)	56 22 (61)	16 5.3 (67)	6.5 0.40 (94)	530,000 690 (99)	—	5,200	
		原水 460 放流水 <5 除去率 (99)	230 10 (96)	340 8 (98)	62 15 (76)	7.7 3.0 (61)	11 0.07 (99)	2,600,000 0 (100)	0.07		

$$* \text{除去率}(\%) = \frac{\text{原水濃度} - \text{放流水濃度}}{\text{原水濃度}} \times 100$$

3.2.3 生活雑排水のふん便性大腸菌群の分類

前述したように、ふん便性大腸菌群試験はふん便由来の E. coli が 44.5℃ で発育する性質を利用した方法であるが、この方法によっても E. coli を完全に分別することは困難である。特に、生活雑排水においては、F.C.C.G に占める割合が非常に小さいことから、ふん便性大腸菌群を構成している菌種の知見が必要である。

ここでは高温培養で得られた陽性管について、IMVIC 試験により菌株の分離・同定を試みた結果、人畜由来の E. coli に比較し、水、土壌のほか魚介類などに含まれている Citrobacter や土壌由来の Klebsiella の割合が多かった(表6)。また、不明菌も比較的多く存在していた。

小島⁶⁾、高橋⁷⁾は河川水におけるふん便性大腸菌群を分離・同定した結果、すべて E. coli I 型としているが、今回実施した生活雑排水は10%前後と非常に少ないのが特徴であった。

今後、し尿を含む生活排水についての調査、検討が必要である。

3.3 合併浄化槽及び下水道終末処理場の実態

これまでの調査から、生活雑排水の汚濁負荷及び大腸菌群等の汚染指標細菌はかなり高いレベルであった。

生活雑排水の処理として、地域特性に応じた沈殿槽¹⁸⁾やトレンチ方式¹⁹⁾さらには小型合併浄化槽などの研究、開

発が進められている^{5, 6)}が、十分とはいえないようである。

ここでは、合併処理として住宅団地で従前から設置実績のある地域し尿処理施設(コミュニティプラント)と下水道終末処理施設について、原水及び放流水の水質を調査した。

各処理施設の原水を 3.1 で実施した生活雑排水と比較すると、窒素が高いのが特徴である。また、MBAS は下水道終末処理施設で低く、し尿のほか産業排水等の流入による希釈効果が考えられる(表7)。放流水はBOD、COD及びMBAS濃度が低い。

次に除去率をみると、BOD、COD、SS及びMBAS は90%以上除去されており、両施設とも有機物の除去に適しているといえる。

一方、窒素及びリンの除去をみると、前者は12~76%にとどまっている。後者は、さらに除去率が低く0%以下~67%と変動も大きかった。

リンの除去率が0%以下となったのは地域し尿処理施設であるが、このような現象は、活性汚泥による高負荷排水処理の実態として報告した水産加工場排水でもみられ²⁰⁾、今回実施した1日1回の採水だけでなく、滞留時間や返送汚泥量などを考慮したマスバランスからの考察が必要と思われる。

3.2.2 窒素及びリンの存在形態

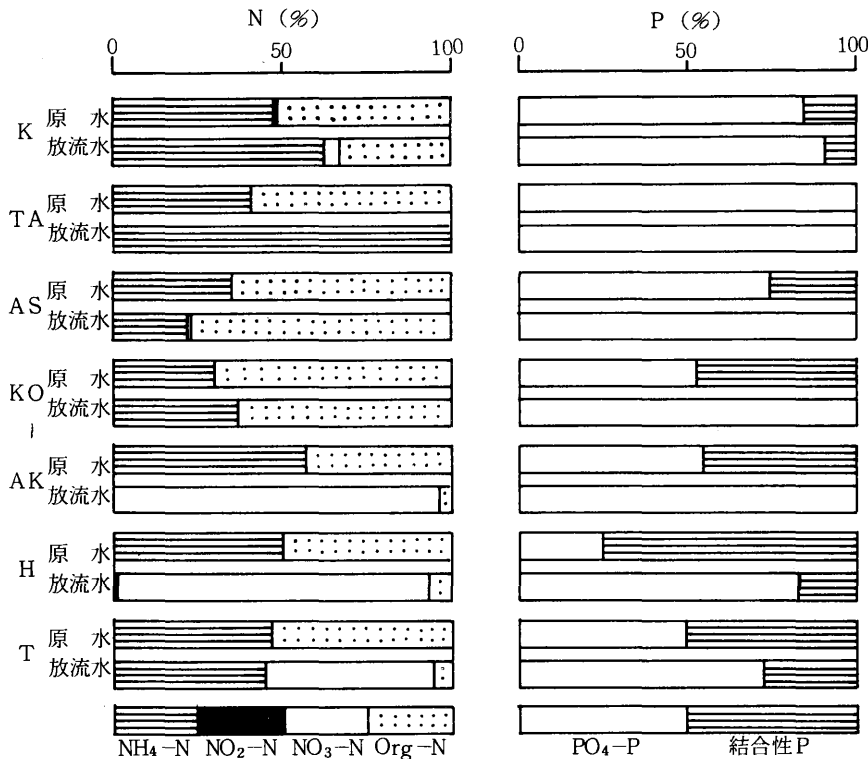


図6 窒素及びリンの存在形態

原水及び放流水の窒素及びリンの存在形態を知ること、排水処理が適正に運転管理されているかどうかの判断資料となる。

窒素をみると、原水は有機態が42~69%と大半を占め、次いでアンモニア性で、亜硝酸性及び硝酸性窒素はほとんど存在しなかった。一方、放流水は原水同様有機態で存在するもの、有機物分解が進んでアンモニア性でとどまっているもの及び硝化作用により硝酸まで進んでいるものに区分された(図6)。

リンは、下水道終末処理施設Hの原水を除いて、原水及び放流水ともリン酸態リンの割合が多かった。特に、長時間ばっ気方式を採用している地域し尿処理施設の放流水は、90%以上をリン酸態リンで占められており、リン除去との関係からも検討が必要である。

3.2.3 生活排水の細菌相

3.2で述べた生活雑排水と比較するため、地域し尿処理及び下水道終末処理施設の細菌相を調べた。

原水はC.G-DCA法 $1.8 \times 10^6 \sim 2.9 \times 10^6$ (個/ml)、C.G-BGLB法 $4.3 \times 10^7 \sim 7.9 \times 10^8$ 、F.C $7.9 \times 10^6 \sim 7.9 \times 10^7$ 、E.G $2.2 \times 10^6 \sim 1.7 \times 10^7$ (MPN/100ml)で、生活雑排水と比較してF.C及びE.Gが高く、し尿の影響が考えられる。また、処理人口が多いためか細菌数の変動は小さかった。T.Cは $1.1 \times 10^7 \sim 1.8 \times 10^7$ (個/ml)で一定していた。

次に、原水がばっ気槽で分解処理された場合の細菌相は、C.G-DCA法 $6.3 \times 10^2 \sim 2.0 \times 10^4$ (個/ml)、C.G-BGLB法 $1.1 \times 10^5 \sim 1.7 \times 10^6$ 、F.C $7.8 \times 10^4 \sim 7.0 \times 10^5$ 、E.G $1.6 \times 10^4 \sim 1.3 \times 10^5$ (MPN/100ml)及びT.C $8.2 \times 10^3 \sim 9.2 \times 10^4$ (個/ml)で、原水より $10^2 \sim 10^3$ ほど低くなった(図7)。

その理由として、機械かく拌による死滅、原生動物による捕食及び活性汚泥への吸着除去が考えられる。

一方、塩素消毒された放流水は、残留塩素が検出されなかったKO団地汚水処理場を除いて、C.G、F.C及びE.Gはほとんど検出されず、塩素処理が効果的に作用していたと考えられる。しかし、T.Cは消毒前の活性汚泥処理水と同程度で、ほとんど減少しなかった。

F.CのC.Gに占める割合は原水4.3~70%、消毒前17~100%であり、またE.GのC.Gに占める割合は、原水0.7~14%、消毒前0.5~21%であった。

F.C及びE.Gとも消毒前の割合が高かったことから、処理工程における大腸菌群等の消長についても検討する必要がある。

3.3.5 残留塩素と汚染指標細菌

地域し尿処理及び下水道終末処理施設の処理水は塩素消毒して放流されるが、3.3.4の結果から、細菌の消毒効果は残留塩素濃度によって異なることが予想された。

残留塩素と汚染指標細菌の関係をみると(図8)、C.G、

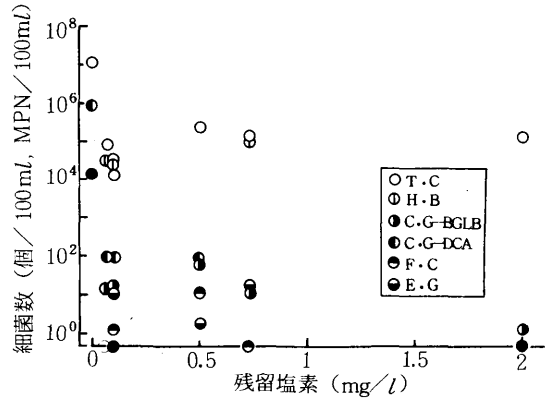


図8 残留塩素と汚染指標細菌の関係

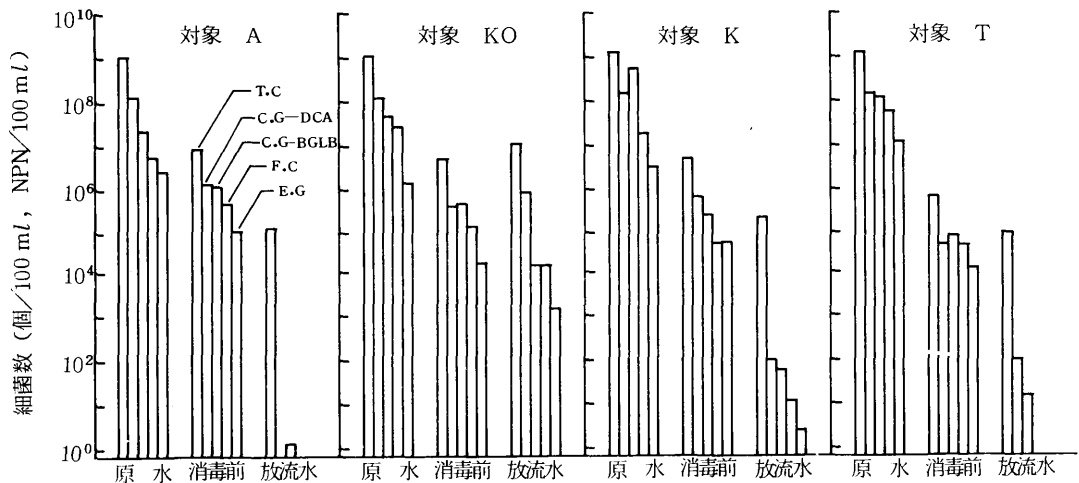


図7 地域し尿処理施設及び下水道終末処理施設の細菌相

表8 KO団地汚水処理場における大腸菌群の分類

菌種	EC培地による高温培養(44.5±0.5°C)						BGLB培地 (36±1°C)						
	原水		消毒前		消毒後		原水		消毒前		消毒後		
	菌株	%	菌株	%	菌株	%	菌株	%	菌株	%	菌株	%	
E.coli	I	31	72.1	13	50.0	2	40.0	9	47.4	8	27.6	2	5.7
	II												
	III	2	4.7	2	7.7					2	6.9		
C.freundii	I	1	2.3	1	3.8			6	31.6	4	13.8	9	25.7
	II							1	5.3	1	3.4	7	20.0
K.aerogenes	I	8	18.6	6	23.1	3	60.0	1	5.3	5	17.2	9	27.5
	II									1	3.4	3	8.6
K.cloacae								1	5.3				
unknown		1	2.3	4	15.4					8	27.6	5	14.3

F.C及びE.Gに対しては、塩素消毒が効果的に作用していた。しかし、細菌汚染の実態を知ることができないH.BやT.Cでは、ほとんど消毒効果がなかったことから、病原菌やウイルス²⁾の存在も考えられ、種の同定、不活化及び除去の検討も必要であろう。

3.3.6 生活排水における大腸菌群の分類

3.2.3で生活雑排水のふん便性大腸菌群を分離・同定した結果、E. coli I型が非常に少なかったことから、し尿を含む排水についての知見が必要であった。

ここではKO団地汚水処理場について、高温培養法によるふん便性大腸菌群とBGLB法(36±1°C)で陽性になった検体を分類し、菌種の出現率に差異があるかどうかをみた。その結果、原水における Escherichia は、前者で76%と優位を占め、ふん便汚染指標としての有効性が認められた(表8)。一方、後者は Escherichia と Citrobacter がほぼ同程度の割合であったことから、大腸菌群の評価については再検討の余地が残されているといえよう。

原水から放流水までの大腸菌の消長をみると、両培養法とも排水処理過程で増加する菌種と減少する菌種に分けられ、前者には Klebsiella と Citrobacter、後者には Escherichia が該当した。

したがって、Klebsiella と Citrobacter は Escherichia に比較し死滅しにくいと考えられ、環境水においてもその優位性が示唆される。

4 結 語

生活雑排水の実態を把握するため、BOD等の汚濁負荷原単位、洗たく用洗剤由来の負荷量及び大腸菌群等の汚染指標細菌について調査した結果、次の知見を得た。

1) 集合住宅における排水量及びBOD等の汚濁負荷量の経時変化は、朝と夜の二山型排出パターンであった。

また、1日の排水量及び汚濁負荷量に占める割合は、朝で高く、MBASとT-Pは数時間で排出された。

2) 排水量及びBOD等の汚濁負荷原単位は、個人住宅で変動した。しかし、集合住宅の変動は小さく、平均排水量120 l/人・日、BOD 30.9、T-P 0.34、T-N 1.24、MBAS 2.31g/人・日、リンを除いては、これまで報告されている値の範囲内であった。

3) 生活雑排水の汚濁負荷量に占める洗たく用洗剤の割合を、洗剤の使用別割合、洗剤配布調査及び市販洗剤の分析結果から算出した結果、MBASが最も大きく、リンがこれに次ぎ、窒素はほとんど関与しなかった。

4) 大腸菌群数の測定をBGLB培地最確法とデソオキシコール酸塩培地平板法で検討した結果、環境水から生活排水まで良好な関係が得られた。

5) 集合住宅の大腸菌群数、ふん便性大腸菌群及び腸球菌は、過去に実施した汚濁河川及び河口域の10³倍の値となった。また、ふん便性大腸菌群及び腸球菌の大腸菌群数に占める割合は、それぞれ0.06~6.5%、0.01~3.0%であった。

6) 高温培養法で得られた生活雑排水のふん便性大腸菌群を分類した結果、人畜由来の Escherichia に比較し、魚介類などに含まれている Citrobacter や土壌由来の Klebsiella の割合が多かった。

7) し尿及び生活雑排水を一括処理する地域し尿処理及び下水道終末処理施設は、BOD、COD、SS、MBAS等の有機物の除去に適しているが、窒素及びリンの除去については検討の余地が残された。

8) 地域し尿処理及び下水道終末処理施設における原水の細菌数は、ばっ気処理されるだけで10²~10³ほど低くなり、機械かく拌による死滅、原生動物によ

る捕食及び活性汚泥への吸着除去が考えられた。また、原水におけるふん便性大腸菌群及び腸球菌の大腸菌群数に占める割合は、それぞれ4.3～70%、0.7～14%で、生活雑排水より高率であった。

- 9) 塩素消毒は、大腸菌群数、ふん便性大腸菌群及び腸球菌で効果的であったが、細菌汚染の実態を知ることができる一般細菌や従属栄養細菌では消毒効果がなかった。
- 10) し尿を含む排水のふん便性大腸菌群を分類した結果 *Escherichia* が大半を占めており、生活雑排水と大きく異なった。高温培養法はふん便汚染指標として有効と思われる。

本調査は小川原湖水質保全対策調査の一環として実施したものであり、青森県環境保健部公害課はじめ、三沢市及び航空自衛隊三沢基地の協力を得た。記して感謝の意を表する。

文 献

- 1) 石田立夫, 萩野泰夫, 吉村 広, 近藤基一, 片山靖夫, 日野誠二, 山辺真一, 谷本浩一: 洗剤による生活雑排水の負荷量について, 岡山県環境保健センター年報, 第4号別冊, 6-11 (1980)。
- 2) 山根敦子, 岡田光正, 須藤隆一: 生活排水に占める洗たく用洗剤に由来する汚濁負荷, 下水道協会誌, Vol.18, No.210, 11-19 (1981)。
- 3) 上野英世: 大腸菌群の周辺, 用水と廃水, Vol.19, No.5, 33-43 (1977)。
- 4) D. Scheiner: Determination of Ammonia and kjeldahl Nitrogen by Indophenol Method, Water Research, Vol.10, 31-36 (1976)。
- 5) 須藤隆一: 生活雑排水からの負荷とその処理対策, 用水と廃水, Vol.24, No.4, 7-17 (1982)。
- 6) 土屋重和, 岡田光正, 須藤隆一: 下水の生物処理機能に及ぼす合成洗剤および石けんの影響, 下水道協会誌, Vol.20, No.231, 12-18 (1983)。
- 7) 桜井敏郎, 竹田 茂, 小川雄比古, 田所正晴, 高橋一三: 家庭排水の汚濁負荷量原単位調査, 神奈川県衛生研究所研究報告, No.9, 55-56 (1979)。
- 8) 梅本 諭, 深田哲右, 赤壁哲郎, 古武家善成, 北村 弘行: 家庭雑排水のリン原単位調査, 兵庫県公害研究所研究報告, Vol.11, 46-51 (1979)。
- 9) 竹沢正樹, 村上敬吾: 家庭雑排水に関する調査結果について, 栃木県公害研究所年報, Vol.5, 11-18 (1981)。
- 10) 馬場強三, 力岡有二, 開 泰二, 吉田一美, 山田泰三: 長崎県における家庭雑排水調査について, 長崎県衛生公害研究所報, 23, 33-42 (1981)。
- 11) John J. Miescier, Victor J. Cabelli: Enterococci and other microbial indicators in municipal wastewater effluents, Journal WPCF, Vol.54, No.12, 1599-1606 (1982)。
- 12) 浮田正夫, 久富佐代, 中西 弘: 家庭下水における洗剤類の汚濁負荷量, 下水道協会誌, Vol.14, No.161, 14-25 (1977)。
- 13) 厚生省環境衛生局水道環境部監修: 上水試験方法, 日本水道協会, 1978年版, 514-556 (東京)。
- 14) 谷本浩一, 片山靖夫, 萩野泰夫, 小川鷹子, 石田立夫: 河川水の大腸菌群検査方法と汚濁の指標性について, 水質汚濁研究, Vol.5, No.4, 213-223 (1982)。
- 15) 堀江 進: 汚染指標細菌とその検査法, 日本水産学会誌, Vol.35, No.8, 818-830 (1969)。
- 16) 小島貞男, 萩原光子: 水質試験における *E. coli* 試験の意義と方法, モダンメディア, Vol.16, No.5, 22-33 (1970)。
- 17) 高橋克雄, 小山田久美子, 原子 昭: 大腸菌群に関する調査(第1報)大腸菌群試験の検討, 青森県公害センター所報, Vol.4, 81-85 (1979)。
- 18) 山浦源太郎, 武田洋一, 松沢克典: 沈殿槽による生活雑排水対策, 用水と廃水, Vol.24, No.4, 20-27 (1982)。
- 19) 鈴木富雄, 山浦源太郎, 樋口澄男: トレンチ方式による旅館排水の処理とその土壌への影響, 水質汚濁研究, Vol.6, No.5, 343-352 (1983)。
- 20) 関野正義, 奈良忠明, 原子 昭: 水産加工場の排水-八戸市における排水処理状況, 水, Vol.22, No.297, 79-88 (1980)。
- 21) 根津尚光: 水中ウイルスの検出法, 用水と廃水, Vol.18, No.10, 3-12 (1976)。

大腸菌群に関する調査（第3報）

—八戸港の汚染指標細菌について—

A Survey on the Coliform Bacteria (Part III) — Fecal Indicator Bacteria in Port Hachinohe —

小山田久美子・奈良 忠明・石田平四郎*

1 はじめに

公共用水域，特に河川における大腸菌群は，BODなどの項目に比較し，環境基準の適合率が低いことや，富栄養化の一因と考えられる生活排水とのかかわりから，分析方法も含めて再検討されている^{1)~4)}。

我々はこれまで主として河川における大腸菌群や腸球菌の実態・挙動等についていくつかの知見を得ているが，河川の最終地点となる海域での分布・消長が残されていた。

今回は，その汚染が河川由来といわれる海域について⁵⁾，八戸港を例として，大腸菌群の分布・消長及び有機物を栄養源とする従属栄養細菌との関係を調査し，汚染指標細菌としての有効性等について検討した。

2 調査方法

2.1 調査試料

図1に示す八戸港13地点の表層及び2m層について，1981年4月から1982年2月まで計6回調査した。また，海水における細菌の経日変化は，地点3と15の表層水を2lの滅菌びんに採取し，20℃の恒温槽で静置培養した。

2.2 調査方法

表1に示す。

表1 調査項目及び測定方法

項 目	測 定 方 法
大 腸 菌 群	BGLB培地— 36 ± 1℃で48 ± 3時間培養
ふん便性大腸菌群	BGLB培地陽性— 1白金耳— EC培地— 44.5 ± 0.2℃で24 ± 2時間培養
腸 球 菌	AC培地— 36 ± 1℃で48 ± 3時間培養— 陽性— 1白金耳— AC培地— 45 ± 1℃で48 ± 3時間培養
海産性従属栄養細菌	Zobellの2216培地— ろ過海水でpH7.6~7.8に調整
淡水性 "	蒸留水でpH7.0に調整
塩化物イオン	誘導型塩分計 (Auto Lab社)

*前青森県公害センター水質課長

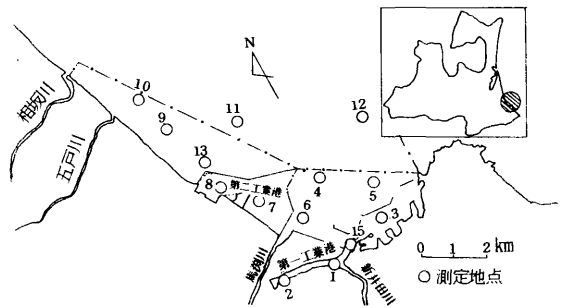


図1 調査地点

3 結果と考察

3.1 細菌の汚染状況

各地点の細菌数をみると(図2)，大腸菌群数は，0~5.4×10⁵ MPN / 100ml で大きく変動している。調査月では，8月が最も高く2月は低い。ふん便性大腸菌群は，0~2.3×10⁴ MPN / 100ml で大腸菌群数の1/10となっている。調査月では，大腸菌群同様，8月に高く2月に低い。月別変動で8月に高い原因には水温(18.0~22.0平均19.5℃)との関係が考えられ，海水においても大腸菌群の生育に水温が影響していることがう

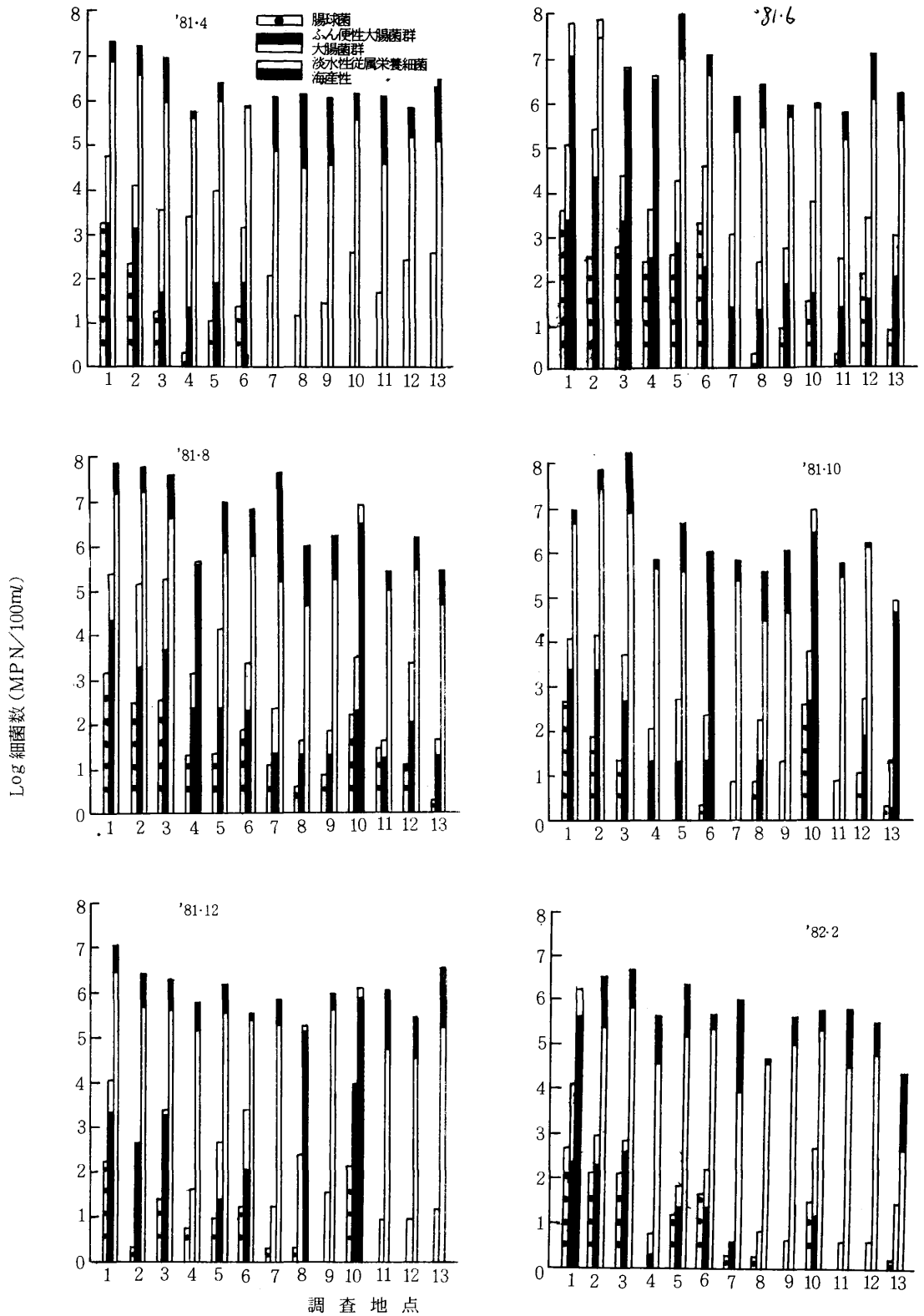


図2 細菌の汚染状況

かがわれる。

次に、人畜由来で海水濃度に影響されず、しかも水中で増殖しないといわれている腸球菌は⁶⁾、 $0 \sim 3.5 \times 10^3$ MPN/100mlで、大腸菌群の約1/100と低値であった。調査月では、6月に最高となり、2月に低くなっているが、検出率では4月が最低となり、大腸菌群やふん便性大腸菌群と異なっている。

一方、従属栄養細菌は、淡水性が $9.2 \times 10 \sim 5.8 \times 10^5$ 個/ml、海産性 $3.6 \times 10 \sim 1.9 \times 10^6$ 個/mlであった。平均値を比較すると、前者は後者の約1/10で、海域では海産性従属栄養細菌が優位であるといえる。

地点別の細菌数では、大腸菌群、ふん便性大腸菌群、腸球菌及び淡水性従属栄養細菌とも、産業排水や生活排水が流入し、閉鎖性水域を形成している地点1から3にかけて高く、時には河川の菌数を超えることがある。ちなみに、生活排水が集まるため、八戸市で最も細菌汚染が進んでいる新井田川河口部の湊橋では、大腸菌群数 $5.6 \times 10^3 \sim 3.5 \times 10^5$ MPN/100ml、ふん便性大腸菌群数 $1.1 \times 10^3 \sim 2.2 \times 10^4$ MPN/100ml、腸球菌 $1.7 \times 10^2 \sim 2.4 \times 10^3$ MPN/100mlであった。従属栄養細菌では、淡水性が $1.3 \times 10^3 \sim 3.2 \times 10^5$ 個/ml、海産性が $2.0 \times 10^3 \sim 2.0 \times 10^5$ 個/mlで、両者間にはほとんど差はなかった。次いで、港湾水と外洋水が入れ換わる際の通り路といわれる地点5、五戸川河口の地点10及び馬淵川河口の地点6で高い。一方、第2工業港の地点7及び8は閉鎖性水域ではあるが、生活排水等の汚染水が少ないためか、各種細菌数は低くなっている。

先に、淡水性従属栄養細菌は、平均的にみると海産性に比較して少ないことを示したが、陸水の影響を受ける地点1・10等では逆に淡水性従属栄養細菌が高く検出されることがある。このことは、ゾベルの培地を使用した場合、陸水由来菌は、海産性よりも淡水性従属栄養細菌培地に感受性が強いことを示しており、汚染指標細菌の検索に有効と思われる。

海産性従属栄養細菌は、他の菌と同様、地点1・2・3・5で高いが、その他の地点では大きな差はみられないので、比較的一定した細菌数を保っていると考えられる。

3.2 各種細菌の経日変化

海水における大腸菌群・ふん便性大腸菌群及び腸球菌の挙動を知るため、地点3と15の経日変化をみた。大腸菌群及びふん便性大腸菌群とも培養初期から死滅・減少するものと、初期に増殖し、その後死滅・減少するという相反する結果が得られ、前者に地点3、後者に地点15が該当した。増殖が観察された地点15は、地点3に比較

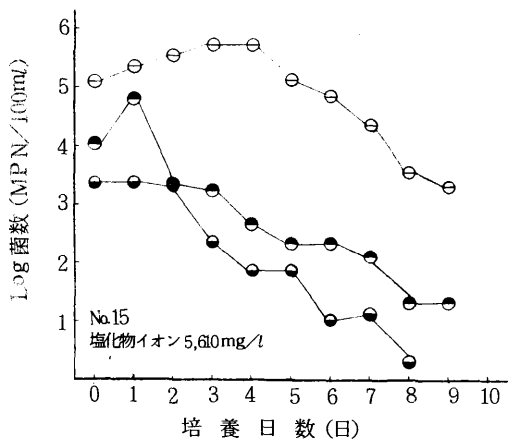
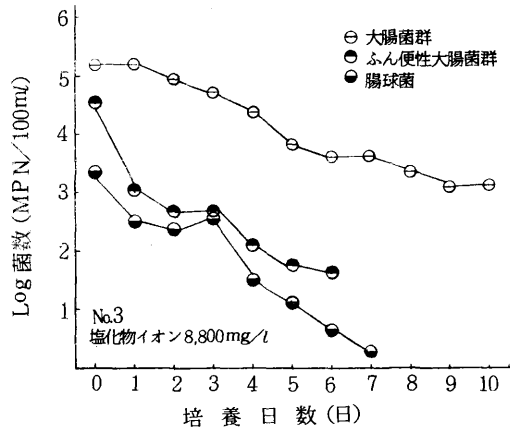


図3 海域における各種細菌の経日変化

し陸水の影響が強く現われ、CODも高いことから大腸菌群の増殖に海水濃度のほか、有機物も深く係わっていることが推定される。

3.3 各種細菌数と塩化物イオン濃度

海産性従属栄養細菌を除いた他の細菌は、いずれも陸水の影響を受ける閉鎖域で高く、外洋で低いことや、3.2の培養試験の結果から、各種細菌の生育に塩化物イオン濃度が大きく関与していることが推定される。

塩化物イオン濃度と各種細菌との関係は比較的良好で(図4)、いずれの細菌も塩化物イオン濃度が低くなるにつれて、細菌が多くなるのがわかる。しかし、その関係は直線ではなく、塩化物イオン濃度18.5%付近に収束する曲線となるのが特徴である。

また、収束する度合は、従属栄養細菌よりも大腸菌群に顕著で、次いで、ふん便性大腸菌群、腸球菌の順となっている。さらに、従属栄養細菌の中では淡水性がより収束しやすいようである。

3.4 大腸菌群に対するふん便性大腸菌群 及び腸球菌の比率

大腸菌群に対するふん便性大腸菌群の比は(図5),
ほぼ0.01~1で,先に調査した新井田川の0.01~0.4よ
り変動が大きい。また月別では,4月の雪融けと6月の
降雨による陸水の影響が現われる時小さく,10月から2
月にかけては大きい。この原因として,増水期は,地上
に存在する人ふん以外の土壌性大腸菌群の混入,10月か
ら2月にかけては水温が低くなるため,大腸菌群が死滅
しやすい状況になることから,相対的に高くなったと考
えられる。一方,大腸菌群に対する腸球菌の比は,ほぼ
0.001~1で,ふん便性大腸菌群よりも大きく変動した。

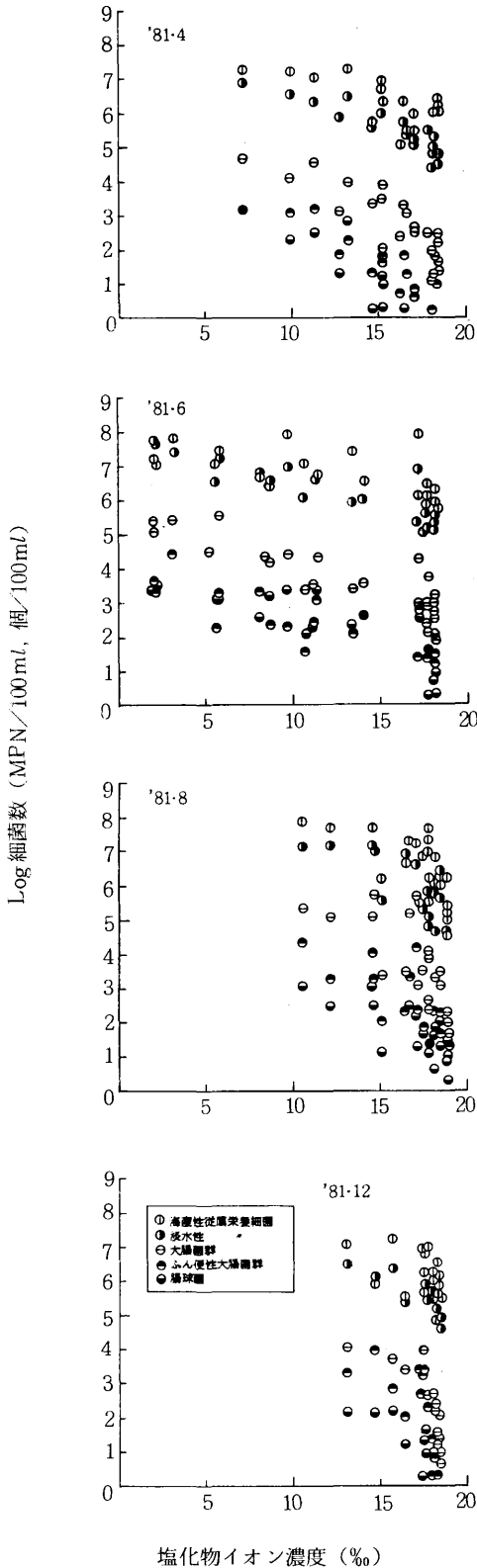


図4 塩化物イオン濃度と各種細菌数の関係

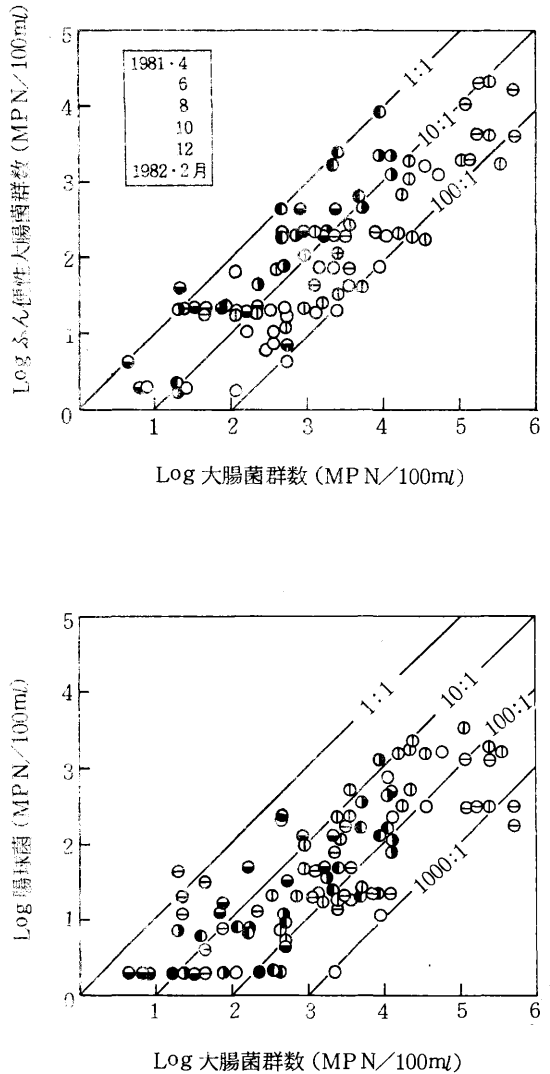


図5 大腸菌群とふん便性大腸菌群及び腸球菌の関係

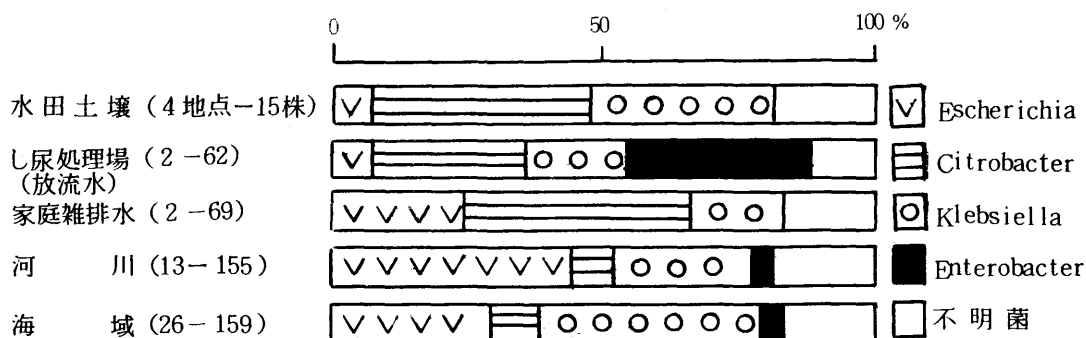


図6 ふん便性大腸菌群の消長

3.5 ふん便性大腸菌群の消長

これまでの調査から、外洋水では大腸菌群が検出されないこと、海水が大腸菌群の生育に影響していることが考えられたので、これらの関係を明らかにするため、海域を含めた環境中での大腸菌群の挙動を知る必要がある。

ここでは、水田土壌が雨で洗われ、し尿処理場や生活排水とともに河川に流入し、その後、海に到達することを想定して大腸菌群の分類を試みた(図6)。

人畜のふん便由来といわれる *Escherichia* は、河川で45%と最も高く、次いで海域、家庭排水の順で、土壌及びし尿処理場の放流水では10%と低い。特にし尿処理場では、塩素滅菌による効果が *Escherichia* に強く作用していることがわかる。

Citrobacter は家庭雑排水及び水田土壌で40%と高く、次にし尿処理場で、河川及び海域では10%以下となる。また、この細菌は *Klebsiella* とともに、水・土壌及び植物に由来するほか、鮮魚や貝類からも分離されているので、家庭雑排水に多い理由として食事の影響が考えられる。

次に、*Klebsiella* は、海域と水田土壌で最も多く存在し、陸水の流下過程でその割合は増加した。

海域では、*Escherichia* が比較的死滅しやすいのに対し、*Klebsiella* は海水の影響をあまり受けないと考えられる。

3.6 大腸菌群と従属栄養細菌との関係

従属栄養細菌は、有機物を栄養源とすることから汚染指標細菌として大腸菌群同様再検討されている。その中では低濃度培地で計数・分離される細菌群が注目されている⁷⁾。

ここでは、汚染指標細菌としての有効性を知る目的から、従属栄養細菌を淡水性と海産性に区別して、大腸菌群との関係をみた(図7)。その結果、淡水性従属栄養細菌は海産性に比較し大腸菌群との関係が良い。また、月別では、4月から8月に良好であるが、外洋水の影響が強くなると思われる10月から2月では、海産性同様相

関が悪くなる傾向にある。従属栄養細菌の意義については、あまり明確化されていない上に、主として高濃度培地での計数が主であった。今後低濃度培地を含めた検討が必要である。

3.7 各種細菌と水質汚濁項目との相関

八戸港でCOD始め各種栄養塩類を同時調査している6地点を選び各種細菌と水質汚濁指標項目との関係を調べた(表2)。

地点1の特徴として、クロロフィル-aは大腸菌群・ふん便性大腸菌群及び海産性従属栄養細菌と、SSは腸球菌及び淡水性従属栄養細菌と正の相関を示した。また、腸球菌はNO₃-Nと正、pH・DO・Cl⁻と負の相関となったことから同地点は、直接的な細菌汚染のほか、植物プランクトンとの競合などによる二次汚染を示しているといえよう。

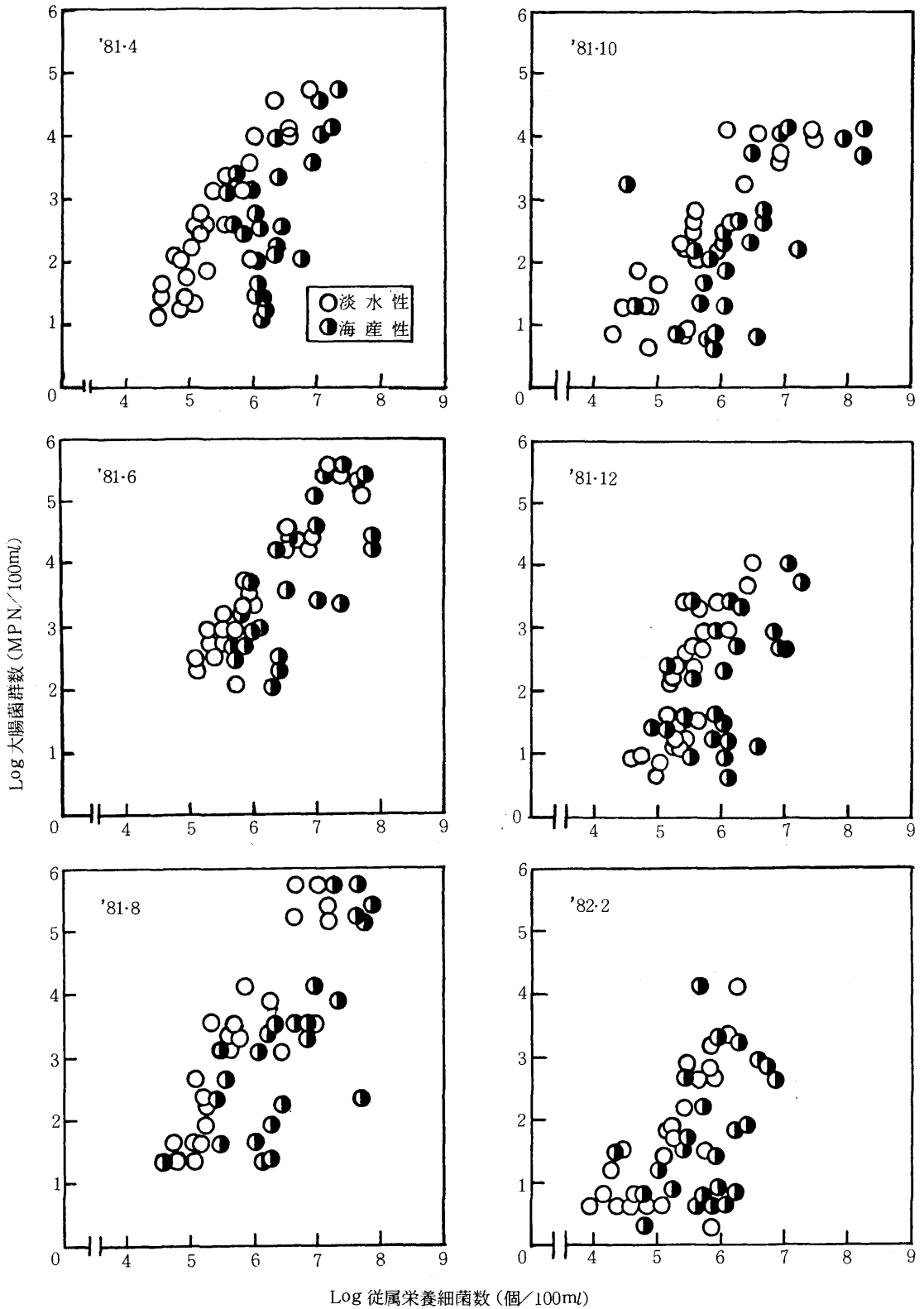
地点6では、腸球菌及び淡水性従属栄養細菌が、Cl⁻始め他の水質汚濁指標項目と相関があることから、降水(河川)の影響を直接受ける地点といえる。

陸水の影響をあまり受けない地点11ではCl⁻がふん便性大腸菌群及び腸球菌と正の相関を示し、他の地点と異なったため、今後調査回数を多くしてその解明に当たりたい。

4 ま と め

海域における汚染指標細菌の有効性を知るため、八戸港において大腸菌群・ふん便性大腸菌群・腸球菌及び従属栄養細菌について検討した結果、以下の知見を得た。

- 1) 八戸港の大腸菌群・ふん便性大腸菌群・腸球菌及び従属栄養細菌はともに、産業排水や生活排水が流入する閉鎖性水域で高い。
- 2) 海域における大腸菌群・ふん便性大腸菌群及び腸球菌の経日変化から、大腸菌群及びふん便性大腸菌群は陸水の影響を受け、有機物の多い地点では培養初期に増殖することが認められた。一方、腸球菌は塩分濃度に関係なく増殖しないことがわかった。



Log 従属栄養細菌数 (個/100ml)

図7 従属栄養細菌と大腸菌群

表2 各種細菌との相関項目

地点名	細菌項目	有意水準 相関係数		
		$\alpha=0.1$ $r=0.729$	$\alpha=0.05$ $r=0.811$	$\alpha=0.01$ $r=0.917$
1	大腸菌群 ふん便性	水温	海産性	クロコフィル-a, EC クロコフィル-a, TC 海産性
	大腸菌群 腸球菌	NO ₃ -N (pH)	(Cl ⁻)	SS, (Cl ⁻) 淡水性
	淡水性 従属栄養細菌	(DO), TC		SS, AC
	海産性 従属栄養細菌		(DO), TC	クロコフィル-a, EC
2	大腸菌群 ふん便性	淡水性		海産性
	大腸菌群	NO ₃ -N (Cl ⁻), AC		
	腸球菌	NO ₃ -N	EC	
	淡水性 従属栄養細菌	(DO), TC	海産性	
3	大腸菌群 ふん便性	水温		クロコフィル-a, EC
	大腸菌群	水温	クロコフィル-a	TC
	腸球菌	(Cl ⁻), T-P	SS	
	淡水性 従属栄養細菌	海産性, (DO)		
6	大腸菌群 ふん便性	SS, AC, (淡水性)	(O-N, T-N)	
	大腸菌群	O-N	O-N, 海産性	
	腸球菌	TC	O-N, T-P (pH) T-N (Cl ⁻), COD, NH ₄ -N NO ₃ -N, 海産性	SS, 淡水性
	淡水性 従属栄養細菌	TC	T-N, O-N, NH ₄ -N NO ₃ -N, (Cl ⁻) 海産性	COD, SS, T-P AC, (pH)
9	大腸菌群 ふん便性		NH ₄ -N	EC
	大腸菌群		NH ₄ -N	TC
	腸球菌	Cl ⁻ , (NO ₃ -N), (PO ₄ -P)		NH ₄ -N
	淡水性 従属栄養細菌			
11	大腸菌群 ふん便性	Cl ⁻ , (海産性)		AC
	大腸菌群	(海産性)	Cl ⁻	COD, EC
	腸球菌	pH		
	淡水性 従属栄養細菌	(AC) (EC)		

n = 6 () は逆相関

- 3) 塩化物イオン濃度と各細菌との関係は比較的良好であるが、直線ではなく、18.5%付近に収束する曲線となった。曲線の度合から腸球菌は比較的海水に影響されないと考えられる。
- 4) 大腸菌群に対するふん便性大腸菌群の比は、0.01~1で、直線ではなく、18.5%付近に収束する曲線となった。曲線の度合から腸球菌は比較的海水に影響されないと考えられる。
- 5) ふん便性大腸菌群を分離・同定した結果、Escherichia は河川で最も多く、次いで海域、家庭雑排水の順である。
Citrobacter は家庭雑排水及び水田土壌で多い。Klebsiella は海域から多く分離されることから、海水中で比較的死滅しにくいと考えられる。
- 6) 従属栄養細菌を、培地の組成を替えて淡水性と海産性に区分し、大腸菌群との関係をみると淡水性がより良いことから、大腸菌群同様汚染指標細菌として有効である。
- 7) 各種細菌の分布状況と水質汚濁指標項目の関係から、海域に及ぼす陸水の影響を推定することができる。

文 献

- 1) 上野英世：大腸菌群の周辺、用水と廃水、vol.19, No.5, 33-43 (1977)
- 2) 高橋克雄, 小山田久美子, 原子 昭：大腸菌群に関する調査(第1報)大腸菌群試験の検討, 青森県公害センター所報, No.4, 81-85 (1979)
- 3) 高橋克雄, 小山田久美子, 原子 昭：大腸菌群に関する調査(第2報)河川のふん便性大腸菌群について, 青森県公害センター所報, No.4, 86-94 (1979)
- 4) 松本浩一, 片山靖夫, 荻野泰夫, 小川鷹子, 石田立夫：河川水の大腸菌群検査方法と汚濁の指標性について, 水質汚濁研究, vol.5, No.4, 213-223 (1982)
- 5) 尾上洋一, 高橋孝則, 森實：相模湾における大腸菌群の汚染状況とその消長について, 日本公衛誌, vol.26, No.10, 606-609 (1979)
- 6) 大村達夫：海水中におけるふん便性指標細菌の生存に及ぼす諸要因, 岩手大学工学部研究報告, vol.32, 131-142 (1979)
- 7) 芳倉太郎, 小田国雄, 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, 日本水産学会誌, vol.47, No.2, 183-189 (1981)

十和田湖の底質と周辺土壌及び岩石の関連性

Correlation of Heavy Metals between Sediments, Soils and Rocks on Lake Towada.

野田 正志

1 はじめに

底質に対する自然的及び人為的関与の要因を知るためには、底質を取り巻く土壌や地域のバックグラウンドを示すと考えられる岩石を含めた調査解析が必要である。

ここでは、前報¹⁾に引き続き、底質中の重金属濃度の高い地域のある十和田湖において、湖内底質、周辺土壌及び岩石の重金属調査を実施し、主成分分析法及びレシオマッチング法による解析を試み、湖内底質と周辺土壌及び岩石との関連性について検討を行った。

2 調査方法

2.1 試料

2.1.1 岩石

昭和52, 53年に地質図²⁾に基づき、バックグラウンドとなり得る岩石を十和田湖周辺の25地点(図1)から採取した。風化を受けていないものを選んで、鉄製ボールミルで粉碎し、ナイロン製フルイ(木枠100メッシュ)を通して試料とした。

2.1.2 周辺土壌

昭和51年、湖内に流入している神田川、鉛山川、銀山川及び宇樽部川の4河川の周辺及び河口部8地点(図1)において、層別に採取した後(表1)、105°Cで乾燥し、乳鉢で粉碎後、試料とした。

表1 周辺土域の層区分

地域	記号	No.	層区分cm	地域	記号	No.	層区分cm	
休屋	A	33	0 - 5	鉛山川	E	43	0 - 5	
		34	5 - 14			44	5 - 10	
		35	0 - 15			45	0 - 15	
屋	B	36	15 - 30	川	F	46	15 - 30	
		37	30 - 45			47	30 - 45	
銀山川	C	38	0 - 5	宇樽部川	G	48	0 - 5	
		39	5 - 10			49	5 - 18	
		40	0 - 15			H	50	0 - 15
		41	15 - 30					
42	30 - 45							

2.1.3 底質

昭和54, 57及び58年に湖内32地点(図1)から採取した後、吸引口過し、105°Cで乾燥後、乳鉢で粉碎して試料した。

2.2 分析項目

Cu, Zn, Pb, Cd, As, Mn, Fe, Ni, Co, Crの重金属10項目について分析を行った。

2.3 分析方法

表2 分析方法

項目	分解法	定量法
Cu, Zn, Pb Cd, Mn, Ni Co	HClO ₄ +HCl +HF ³⁾	原子吸光法 (DDTC抽出)
Fe	"	" (直接法)
As	HClO ₄ +HNO ₃ +HF+KMnO ₄ ^{4,5)}	比色法
Cr	Na ₂ O ₂ 融解 ⁶⁾	比色法

3 結果及び考察

3.1 底質、周辺土壌、岩石の重金属濃度

重金属濃度は、地域により、また、種類により特徴のある結果となった(表3)。

底質は、Zn, Pb, Cd, As, Mnの濃度が高く、湖岸に比較的近い底質や大川袋川前面の底質を除く広い地域でその傾向が見られた。特に、鉛山川や銀山川が流入している湖西部や中央部の底質で、その傾向が強くなっている。

また、周辺土壌は、鉛山川及び銀山川周辺にZn, Pb, Cd, Asが高濃度の地点があった。なお、神田川付近にある休屋周辺や宇樽部川周辺では、それらの重金属濃度は低く、Mn及びFe濃度がやや高い程度であった。

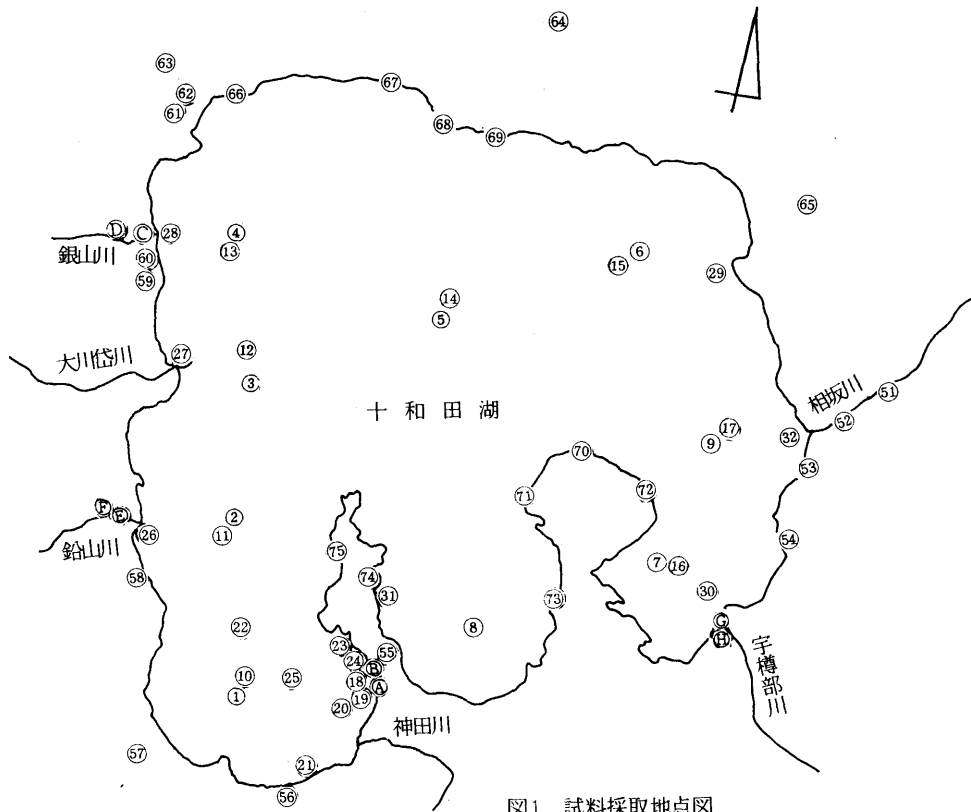


図1 試料採取地点図

表3 重金属分析結果表 (その1)

単位: $\mu\text{g/g}$

区分	地点	Cu	Zn	Pb	Cd	As	Mn	Fe(%)	Ni	Co	Cr
底質	1	26	500	76	2.2	97	800	3.0	12	9	6
	2	280	1,200	780	6.9	47	2,500	4.5	8	11	15
	3	110	650	130	3.6	33	2,000	4.0	9	12	12
	4	450	1,700	810	6.2	150	1,500	3.6	8	7	8
	5	230	1,100	460	6.2	180	8,800	4.5	10	13	13
	6	150	830	310	5.0	83	3,600	3.6	8	10	11
	7	120	1,600	170	21	62	500	2.3	6	6	6
	8	110	470	210	3.5	130	1,400	2.9	6	6	15
	9	130	880	240	6.7	63	3,900	3.9	8	10	6
	10	190	1,600	920	8.5	69	500	2.4	6	4	10
	11	320	1,400	670	7.4	54	3,500	4.8	8	11	13
	12	46	370	52	1.8	12	950	3.8	9	12	15
	13	440	1,700	380	6.6	100	4,700	2.9	5	6	8
	14	240	1,000	360	5.8	130	8,700	3.9	10	16	14
	15	200	1,000	360	6.4	83	3,600	4.5	8	11	12
	16	52	830	110	8.7	96	560	2.7	7	10	7
	17	150	1,000	310	6.9	52	3,100	3.5	8	9	10
	18	46	960	42	8.0	22	610	2.6	3	5	4
	19	32	480	52	4.6	54	540	2.5	4	6	7
	20	190	2,500	140	40	68	420	2.0	6	5	10
	21	220	2,700	210	40	76	270	1.9	6	5	8
	22	130	1,000	330	5.7	40	1,400	2.5	7	5	12
	23	79	1,600	57	15	24	590	2.6	5	6	8

表4 重金属分析結果表(その2)

単位: $\mu\text{g/g}$

区分	地点	Cu	Zn	Pb	Cd	As	Mn	Fe(%)	Ni	Co	Cr
底質	24	26	410	26	2.7	43	520	2.4	4	5	4
	25	89	900	300	5.4	86	720	2.8	5	8	3
	26	230	1,300	550	2.8	20	1,300	3.7	5	9	3
	27	27	1,700	95	0.6	4.4	830	3.8	7	12	18
	28	140	2,000	360	6.0	100	530	2.7	7	6	2
	29	11	130	10	0.4	21	760	3.5	5	9	4
	30	14	140	7	0.2	7.7	1,400	7.6	8	19	21
	31	44	190	15	0.7	11	1,100	5.8	26	25	42
32	21	400	22	1.8	14	1,500	3.9	4	11	6	
周辺土壌	33	8	300	14	0.5	13	700	2.8	2	7	6
	34	9	240	15	0.5	16	840	3.3	3	8	5
	35	10	200	29	0.4	17	1,100	4.3	5	12	22
	36	6	230	13	0.4	5.8	1,000	3.8	4	11	8
	37	8	230	14	0.2	10	1,100	4.2	4	12	9
	38	16	420	26	1.1	22	1,000	2.9	18	8	6
	39	76	860	210	2.3	100	470	2.7	6	4	7
	40	170	610	450	2.5	34	680	3.2	4	5	8
	41	190	730	450	4.5	40	720	2.8	4	5	5
	42	130	680	430	3.3	58	780	3.2	5	6	8
	43	260	1,100	330	3.6	15	1,200	4.6	4	10	25
	44	320	870	430	2.8	13	1,500	5.3	5	10	21
	45	620	1,900	700	7.6	15	2,000	4.6	4	10	12
	46	490	1,500	750	8.3	16	2,000	4.6	5	10	19
	47	210	820	470	2.9	14	1,400	5.0	5	10	14
	48	20	150	9	0.3	7.7	1,500	7.4	7	21	32
49	15	64	11	0.2	7.2	870	4.8	5	12	14	
50	12	55	12	0.2	8.1	1,000	5.4	6	14	14	
岩石	51	9	49	13	<0.5	3.6	740	1.7	2	5	3
	52	28	66	17	"	3.3	630	3.2	2	9	4
	53	80	140	10	"	3.6	1,400	5.0	16	11	4
	54	19	80	7	"	6.1	1,100	4.8	20	11	10
	55	42	85	7	"	2.8	1,100	5.6	9	26	16
	56	10	55	17	"	3.0	660	2.4	2	6	9
	57	13	100	7	"	4.4	1,200	2.5	2	18	8
	58	11	130	11	"	1.0	1,300	5.6	3	13	9
	59	47	86	7	"	2.2	1,200	5.0	20	26	32
	60	91	67	16	"	2.9	960	6.4	210	22	14
	61	29	98	20	"	44	560	5.0	16	15	17
	62	22	100	29	"	75	1,500	3.2	14	10	19
	63	8	69	13	"	11	870	2.2	2	4	5
	64	35	100	13	"	20	1,500	7.3	3	22	3
	65	55	100	6	"	2.2	1,500	7.3	7	28	18
	66	130	130	18	"	2.2	1,000	2.5	77	22	12
	67	28	260	9	0.5	4.8	1,400	5.4	3	17	8
68	43	100	8	<0.5	3.0	1,600	2.3	9	20	3	
69	80	93	13	"	7.3	550	6.0	6	2	41	
70	44	100	15	"	4.2	800	2.1	6	4	3	
71	37	410	15	0.75	4.2	1,200	7.0	17	24	44	
72	84	100	17	<0.5	13	720	6.0	5	3	37	
73	97	110	11	"	2.6	1,100	1.2	50	18	5	
74	58	150	12	0.55	6.0	1,500	6.0	15	25	9	
75	44	83	8	0.5	24	1,300	7.1	20	26	17	

一方、岩石は、Zn, As のやや高い地点があったが、ほとんどの重金属は低濃度であった。

また、Co, Ni, Cr は岩石の方が周辺土壌や底質に比べてやや高い濃度であった。

3.2 主成分分析の結果

底質、周辺土壌及び岩石における各種重金属濃度を、二、三の統合的な指標及び評価、分類するため、主成分分析（以下PCA）を実施した。使用した重金属は、岩石に定量下限以下のあるCdを除いた9項目である。

その結果、第1、第2主成分で全体の6割程度の説明ができることがわかった（表5）。

第1主成分は、因子負荷量が負のCu, Zn, Pb, As, Mn と正のFe, Ni, Cr に区分できるので、重金属の組成を示す因子と考えられる。

第2主成分は、因子負荷量がすべて正であることから、重金属量の多寡を示す因子と考えられる。

また、第3主成分は、Ni のみの因子負荷量が高く、固有値も1に近いことから、第1、2主成分で、因子負荷量の低かったNiを示す因子と考えられる。

そこで、各地点について、第1、2主成分の合成変数Z₁, Z₂を求めて座標上にプロットしてみた（図2）。

その結果、次の2つのグループに分けられることがわかった。

- I : 岩石を多く含んだ正の傾きをもつグループ（以下Gp1）
- II : 底質、周辺土壌を多く含んだ負の傾きをもつグループ（Gp2）

ープ（Gp2）

Gp1は、ほとんどの岩石、休屋周辺土壌、宇樽部川周辺土壌及び湖東部の湖岸付近で採取した砂状、砂礫状底質が含まれる。重金属濃度は、Gp2に比べて、Cu, Zn, Pb, As が低く、Fe, Ni, Co, Cr がやや高いことから、岩石を母材としているグループと思われる。

Gp2では、Gp1と正反対に、Cu, Zn, Pb, As の濃度が高く、逆に、Fe, Co, Cr の濃度が低

表5 主成分分析表

	Z ₁		Z ₂		Z ₃	
固有値	3.574		2.042		0.996	
素積寄与率	0.397		0.624		0.734	
	A	B	A	B	A	B
Cu	-0.408	-0.773	0.277	0.397	-0.033	-0.033
Zn	-0.442	-0.837	0.033	0.047	-0.066	-0.066
Pb	-0.456	-0.863	0.231	0.330	-0.025	-0.025
As	-0.401	-0.758	0.064	0.092	0.150	0.149
Mn	-0.267	-0.505	0.385	0.551	-0.165	-0.213
Fe	0.245	0.463	0.529	0.757	-0.214	0.165
Ni	0.139	0.263	0.198	0.283	0.813	0.811
Co	0.294	0.556	0.435	0.622	0.214	0.214
Cr	0.170	0.322	0.453	0.648	-0.435	-0.435

Z_i : 合成変数 A : 固有ベクトル B : 因子負荷量

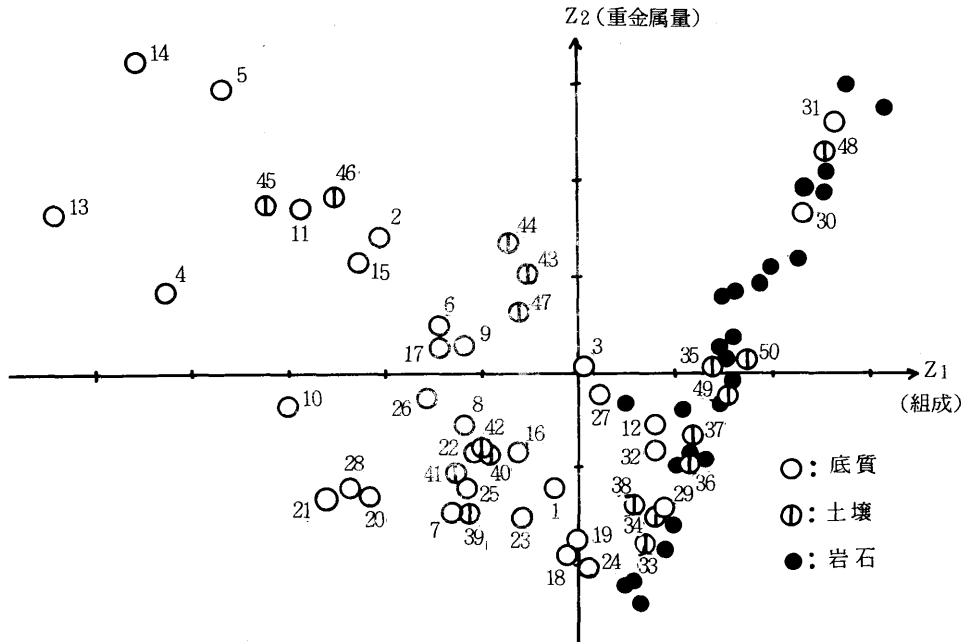


図2 合成変数 Z₁-Z₂ の関係

い底質及び周辺土壌が含まれる。特に、鉛山川周辺土壌や鉛山川、銀山川前面や湖内中央付近の底質においてその傾向は強い。銀山川周辺土壌や休屋前面及び湖東部の底質では、その傾向はやや弱くなっていた。しかし、重金属濃度が、鉛山川周辺土壌と、ほぼ同じオーダーであることから、Gp2は、これら2河川からの影響を受けているグループと思われる。

このように、PCAの結果、湖内底質は岩石を母材としているものと、鉛山川、銀山川からの影響を受けているものと分類することができた。

3.3 レシオマッチングの結果

レシオマッチング（以下RM）により、各重金属間の濃度比から、近接している岩石-土壌、岩石-底質、土壌-底質間に類似性があるかどうかを調べた。

なお、他の重金属と関連性がなく、独立して存在していると思われるNiと、定量限界以下のあるCdを除外した。

岩石と土壌については、宇樽部川周辺土壌と同周辺の岩石の間のみ類似性が認められた（表6）。

また、岩石と底質においても、宇樽部川河口付近の底質と、周辺岩石の間にのみ類似性が認められた（表7）。

次に、土壌と底質についてみると（表8）、宇樽部川流域では、周辺土壌と河口付近の底質で類似性を認めたが、湖内底質にはないことから、周辺土壌の影響は河口付近でとどまっていると思われる。

表6 レシオマッチングの結果（その1）

No.	土 壤		
	48	49	50
岩 54	0.643	0.750	0.536
56	0.571		
石 57	0.571		

基準値 1.5 余白：0.500 未満

表7 レシオマッチングの結果（その2）

No.	底 質			
	29	30	31	32
51				0.536
岩 54		0.571		
56		0.571		
石 67	0.500			
71			0.536	

基準値 1.5 余白：0.500 未満

表8 レシオマッチングの結果（その3）

No.	底 質									
	休 屋				鉛 山 川 銀山川 宇樽部川					
	19	22	24	25	2	11	26	4	7	30
土	鉛 43						0.536			
	山 45							0.607		
	川 46				0.536					
	47				0.500		0.500			
壤	銀 39			0.536						0.500
	山 40				0.679	0.536				
	川 41	0.500		0.571	0.571	0.571		0.571		
	42	0.536	0.500	0.500	0.536		0.500			
宇樽部川	48									0.929
	49									0.536
	50									0.500

基準値 1.5 余白：0.500 未満

休屋地域の底質は、銀山川周辺土壌と類似性があることから、銀山川の影響が休屋前面まで及んでいることが推定される。

鉛山川流域の周辺土壌は、河口付近と湖内底質との間に類似性が認められた。

また、同付近の底質は、銀山川周辺土壌とも類似性があることから、両河川の影響を受けているものと思われる。

銀山川流域の周辺土壌の一部に、底質との類似性が認められた。

さらに、同周辺土壌は、鉛山川前面及び休屋前面底質とでも類依性がみられることから、銀山川の影響が休屋前面にも及んでいると思われる。

3.4 底質と周辺土壌及び岩石の関連性

PCAとRMの結果をもとに、湖内底質と周辺土壌及び岩石の関連性について考察すると、

宇樽部川流域では、RMで底質が周辺土壌や周辺岩石との間に類似性がみられ、またPCAでも、組成や重金属量に類似性が認められたことから、河口付近の底質は、周辺岩石を母材としていると思われる。

休屋地域は、PCAで、底質と銀山川周辺土壌は、重金属の組成や重金属量がほぼ同じであり、かつ、RMでも両者が類似していることから、休屋前面底質は、銀山川からの影響を受けていると思われる。

鉛山川流域は、底質と周辺土壌に、RMで類似性がみられ、また、PCAでも傾向が一致していることから、両者は、ほぼ同じものであると思われる。このことは、金属鉱山の影響を受けてきた鉛山川が両者に同程度の影響を与えてきたためと思われる。

また、底質と銀山川周辺土壌にも、RMで類似性がみられたことから、底質は、鉛山川と銀山川の両河川からの影響を受けていると思われる。

銀山川流域は、底質と周辺土壌には、RMで一部に類似性がみられたが、周辺土壌の重金属濃度が底質よりやや低かったことから、PCAでは、両者にやや広きがあった。底質や周辺土壌は、銀山川を通して金属鉱山からの影響を受けてきたが、外観が泥状の底質は、砂礫を含む周辺土壌よりもCu, Zn, As, Mnを高濃度に含むSS等の影響を強く受けているためと思われる。

また、前述のように、周辺土壌と鉛山川前面や休屋前面の底質に類似性があることから、銀山川からの影響が休屋前面にまで及んでいると思われる。

4 ま と め

- 1) 底質中の重金属濃度の高い十和田湖において、底質と周辺土壌や岩石との関連性を知るために、重金属調査(Cu, Zn, Pb, Cd, As, Mn, Fe, Ni, Co, Cr)を行った。
- 2) 主成分分析及びレシオマッチングによる解析を試みた。
- 3) 宇樽部川流域では、底質、周辺土壌及び岩石の間には、関連性がある。
- 4) 休屋地域では、底質と周辺土壌や岩石には関連性がない。
- 5) 鉛山川や銀山川の各流域では、底質と周辺土壌には関連性がみられ、どちらも、上流にある金属鉱山から影響を受けていると思われる。
- 6) 銀山川の影響は、鉛山川前面や休屋前面の底質まで及んでいると思われる。

文 献

- 1) 野田正志：十和田湖岩石の重金属調査(その2), 青森県公害センター所報, No.5, 91-95 (1981)
- 2) 井上 武, 蜂屋可典：十和田湖地形地質調査報告書, 青森県, 1-12 (1962)
- 3) 野田正志, 関野正義, 原子 昭：十和田湖周辺岩石の重金属(その1), 青森県公害センター所報, No.4, 120-123 (1979)
- 4) S. TERASHIMA: THE DETERMINATION OF ARSENIC IN ROCKS, SEDIMENTS AND MINERALS BY ARSINE GENERATION AND ABSORPTION SPECTROMETRY, *Analytica Chemica Acta*, 86, 43-51 (1976)
- 5) 野田正志：岩石中の砒素の分析-岩石の分解方法の検討-, 青森県公害センター所報, No.5, 96-98 (1981)
- 6) 環境庁水質保全局：底質調査方法, 昭和48年8・31

青森県南地域における道路粉じん調査 (I)

阿部 征裕・工藤 精一*

1 はじめに

スパイクタイヤの普及に伴い、冬期間に舗装道路の摩耗が著しく、青森県においては土木部調査で年間134千トン(対象:国道 主要地方道 一般県道)と推定されており、削り取られた舗装材などの道路粉じんによる生活環境の悪化や健康への影響も憂慮されている。

そこで、本県における道路粉じんの実態を把握するため、気候の異なる津軽地域と県南地域で実施することとし、当所が、県南地域(八戸市)を受持った。

調査は、浮遊粉じん量とその成分分析、道路堆積物の粒径分布とその成分分析、道路粉じんの距離減衰について行ったものである。

2 調査地域の概況

2.1 気象

本県の気候は県の中央部に位置する八甲田連峰を境にして、日本海側と下北地域(津軽下北地方)、太平洋側(三八上北地方)では極端に異なっており、58年1月の降水量分布(図1)をみても分かるが、日本海が雪、太平洋側は晴の日が多く、三八上北地方、特に八戸市ではほとんど降雪がない。

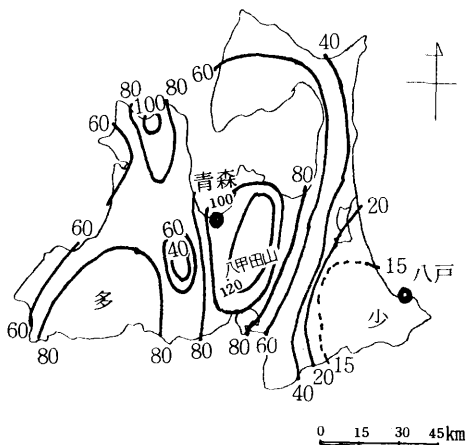


図1 降水量分布(昭和58年1月)

* 八戸保健所

ただ、太平洋側では晩冬の3月にしめったドカ雪が降ることが多いせいか、1月から3月までの道路表面露出日数(昭和52年~54年の3ヶ年平均)は、青森十和田線の青森市勝田(58日)と八戸五戸線の八戸市尻内(74日)とで大差はなかった。

2.2 スパイクタイヤ装着率と気象因子

八戸市におけるスパイクタイヤの装着率と、積雪量及び日最低気温の推移を図2に示す。装着率は大型車を除いて集計し、台数比で算出した。また、57年12月10日から59年1月26日までと、3月28日、4月12日は駐車場での装着車両調査であるが、それ以外は、八戸市公害対策課が行った道路走行車両の調査結果をプロットしたものである。

ユーザーは初雪と日最低気温が0℃以下を目途とし、積雪量に関係なくスパイクタイヤを装着する傾向がみられ、装着率も最高で98%であった。

なお、八戸気候表(1941~1971)によれば、八戸市の初雪は平年で11月10日、終雪は平年で4月11日となっている。

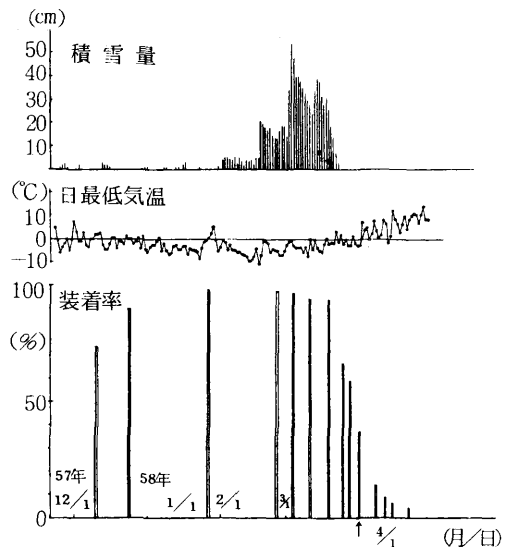


図2 スパイクタイヤ装着率と気象因子

3 調査方法

粉じん調査は、スパイクタイヤ非装着期として10月、スパイクタイヤ装着期として3月の2回、いずれも移動性高気圧におおわれ、かつ、道路面が乾燥している時で、9時から16時までの昼間時間帯にハイボリウムエアサンプラーで捕集した。昼間時間帯で行ったのは、道路粉じんの採取にあたっては一般環境調査と異なり、夜間の機器の保守面、騒音問題やロ紙の目詰り等を危惧したためである。

調査地点のうち、1地点(合同庁舎)については、道路端から50mまでの間に4ヶ所で距離減衰をとり、環境への飛散状況を調査した。

捕集した試料は分割し金属成分は硝酸-過酸化水素分解後、原子吸光分析、アスファルト分は四塩化炭素を用いソックスレー抽出法で行った。

道路堆積物は、車道のL字側溝で粉じん採取期間中に約2kg採取し、ロータップ型ふるい振動機で30分ふるい分け後、金属成分は王水一過塩素酸分解し、原子吸光分析した。アスファルト分は、粉じん試料同様四塩化炭素で抽出した。

粉じん試料と堆積物試料の測定地点、採取年月日の一覧を表1に示す。

表1

測定地点	採取年月日
1 合同庁舎*	57.10.4
2 " "	" "
3 " "	" "
4 " "	" "
5 家畜保健所	" "
6 岩徳ビル	" "
7 小学校	" "
8 合同庁舎	57.10.5
9 家畜保健所	" "
10 岩徳ビル	" "
11 小学校	" "
12 合同庁舎	58.3.25
13 " "	" "
14 " "	" "
15 " "	" "
16 家畜保健所	" "
17 岩徳ビル	" "
18 小学校	" "
19 合同庁舎	58.3.26
20 家畜保健所	" "
21 岩徳ビル	" "
22 小学校	" "

測定地点	採取年月日	粒径*
33 家畜保健所	57.10.4	I
34 " "	" "	II
35 " "	" "	III
36 " "	" "	IV
37 " "	" "	V
38 " "	58.3.25	I
39 " "	" "	II
40 " "	" "	III
41 " "	" "	IV
42 " "	" "	V
43 岩徳ビル	57.10.4	I
44 " "	" "	II
45 " "	" "	III
46 " "	" "	IV
47 " "	" "	V
48 " "	58.3.25	I
49 " "	" "	II
50 " "	" "	III
51 " "	" "	IV
52 " "	" "	V
53 小学校	57.10.4	I
54 " "	" "	II
55 " "	" "	III
56 " "	" "	IV
57 " "	" "	V
58 " "	58.3.25	I
59 " "	" "	II
60 " "	" "	III
61 " "	" "	IV
62 " "	" "	V

*粒径 I: 2,000 ~ 420 μ
 II: 420 ~ 210 μ
 III: 210 ~ 106 μ
 IV: 106 ~ 53 μ
 V: 53 μ以下

測定地点	採取年月日	粒径*
23 合同庁舎	57.10.4	I
24 " "	" "	II
25 " "	" "	III
26 " "	" "	IV
27 " "	" "	V
28 " "	58.3.25	I
29 " "	" "	II
30 " "	" "	III
31 " "	" "	IV
32 " "	" "	V

4 結果と考察

3月の道路端における浮遊粉じんは、車道の風上で採取したNo.16を除いてかなり高い。No.12では3.443 μg/m³、No.19で3.087 μg/m³、その他の地点でも2.456 μg/m³から、2.918 μg/m³となっており、10月の調査

と比較すると、11倍から18倍も増加している。

また、粉じん中の成分分析では、四塩化炭素抽出物が10月と比較して9倍から24倍、Ca が21倍から30倍と高くFe が9倍から14倍、Mn が4倍から9倍と次いでいるが、Zn、Pb は顕著な増加がみられなかった。

3月の道路堆積物の粒径分布(図3)は対照時期と比較して、2,000~420(μ)及び420~210(μ)の全体に占める割合が減少し、210μ以下の粒径が増加している。

成分分析で比率が著しく増加しているものは、四塩化炭素抽出物で、合同庁舎の道路端で12倍、家畜保健所で6倍、岩徳ビルで7倍であった。Ca は、1.2倍から1.5倍の微増で、その他のFe、Mn、Zn、Pb はいずれも減少している。

4.1 主成分分析法による試料間の類似性

No.1からNo.62について、主成分分析法により、相互の類似性をみてみた。

計算に使用した基礎統計量は表2のとおりである。

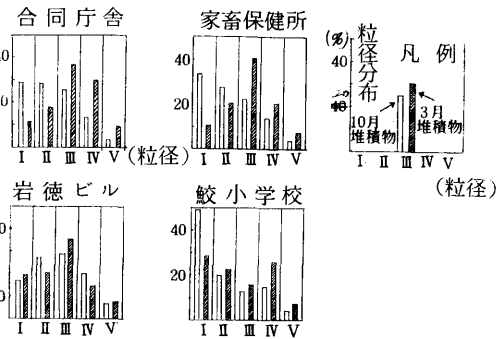


図3 堆積物の粒径分布

表2

***** 主成分分析 *****

成分	1 CC14	2 Ca	3 Fe	4 Mn	5 Zn	6 Pb
1 CC14	2.34581E+00	8.60000E+00	1.00000E-02	2.23089E+00	95.10	94.3170
2 Ca	1.94303E+01	4.88000E+01	3.03000E+00	1.06894E+01	55.01	54.3170
3 Fe	2.97984E+01	4.44000E+01	1.79000E+01	5.95598E+00	17.95	17.95
4 Mn	6.16274E+02	2.56000E+03	2.79000E+02	3.12413E+02	50.69	50.69
5 Zn	6.13484E+02	4.63000E+03	1.13000E+02	9.13903E+02	148.97	148.97
6 Pb	2.17436E+02	2.20000E+03	1.90000E+01	3.80057E+02	174.79	174.79

***** 主成分分析 *****

成分	1 CC14	2 Ca	3 Fe	4 Mn	5 Zn	6 Pb
1 CC14	1.00000	0.60492	-0.51152	-0.05734	0.28642	0.25527
2 Ca		1.00000	-0.13660	-0.20620	-0.07128	-0.00666
3 Fe			1.00000	0.26739	0.02907	0.04195
4 Mn				1.00000	0.71512	0.77300
5 Zn					1.00000	0.60829
6 Pb						1.00000

***** 主成分分析 *****

成分	Z 1	Z 2
1 CC14	2.59386	1.93608
2 Ca	0.43251	0.75499
3 Fe	0.12679	0.86283
4 Mn	-0.05887	-0.53189
5 Zn	0.08329	0.13414
6 Pb	0.05953	0.69471
Z 1	0.57125	0.92065
Z 2	0.56187	0.93713

主成分分析の結果、 Z_1 成分は、Pb, Zn, Mn の順で構成され、 Z_2 成分は、四塩化炭素抽出物, Ca の順で正の方向に、Fe が負の方向で構成されており、 Z_1 成分と Z_2 成分の二つの成分で全変動の75%を代表している。

このことは、大まかに、 Z_1 成分は主として自動車からと土壤からの影響の大きさを表わし、 Z_2 成分は正の方向にアスファルト舗装、負の方向に土壤の影響をあらわしているといえよう。

各試料の Z_1 , Z_2 成分のスコアをプロットの上、対照地点とグループ分けした。図4は粉じん試料、図5は道路堆積物試料である。

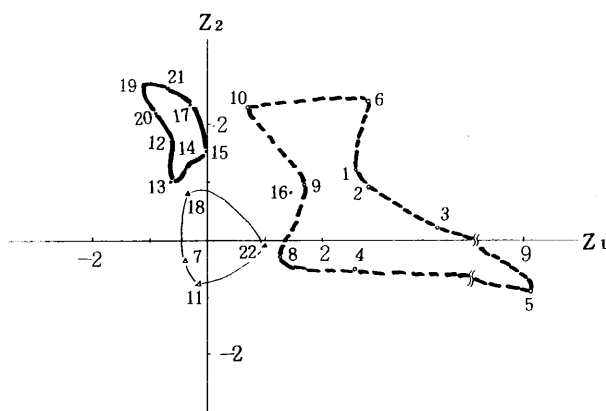


図4 粉じん調査結果

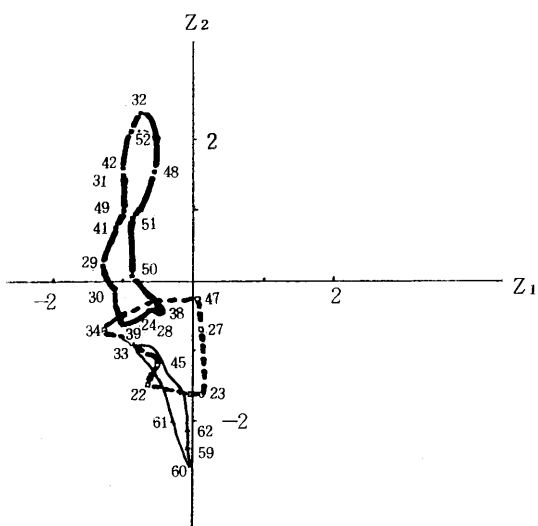


図5 道路堆積物調査結果

粉じん試料は、No16を除く3月の道路粉じんグループ、10月の道路粉じんグループ、対照地点の鮫小グループと3分類され、お互いのグループ同志には全く類似性がない。

10月の道路粉じんは、全体的に自動車、土壤等の影響を大きく受けているとみられる。3月の道路粉じんはアスファルト舗装の影響を大きくうけている。対照地点の鮫小グループは一定の傾向がない。

道路堆積物試料は、3月のグループと10月のグループ、10月のグループと対照地点の鮫小グループの一部に類似性がみられるが、3月のグループと鮫小グループには類似性がない。

3月と10月とに類似性がみられるのは、3月の堆積物の粒径に関連があり、No28, 38, 40など粒径の大きいものにその傾向がみられる。鮫小グループと10月のグループの一部は、土壤の影響が大きいようである。

次に、道路端の粉じんと、道路堆積物とを比較してみると(図6)、3月の道路粉じんと道路堆積物には類似性がみられるが、10月は全くそれがない。しかも、類似性がみられる3月の道路堆積物の粒径をみると、No32, 52と粒径が 53μ 以下の小さいものにその傾向がみられる。

これらのことから、3月の道路粉じんと道路堆積物のうち粒径の小さいものとは、発生源が同じ可能性が強い。

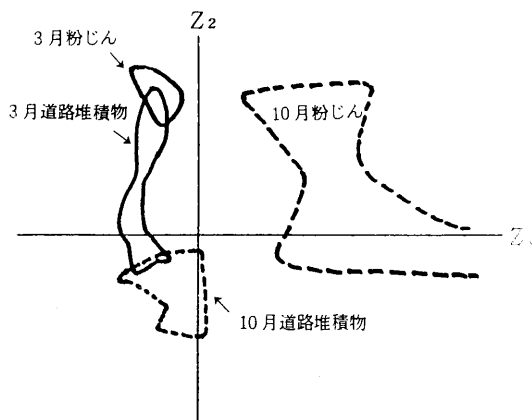


図6 道路端粉じんと道路堆積物

4.2 距離減衰調査結果

粉じん試料の調査結果の一部を図7に示した。総量(単位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$)は、粉じんと他成分は同傾向で減少していくが、粉じん中の比率(単位： $\mu\text{g}/\text{DUST}\cdot\text{g}$)は四塩化炭素, Ca が減少する傾向が、Pb は逆に増加する傾向があり、このことは、アスファルト舗装由来の粉じんの距離減衰が自動車排ガス由来の粉じんのそれより大きいことを物語っている。

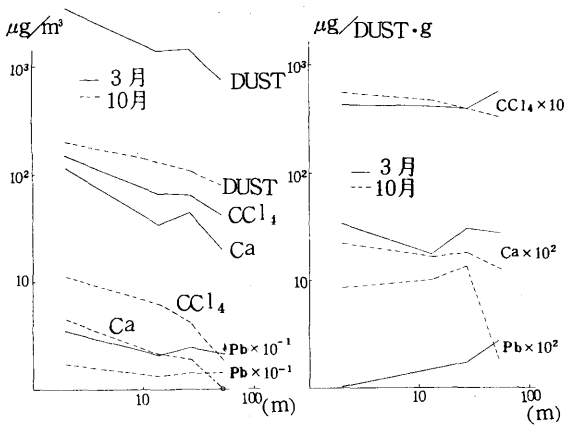


図7 粉じん試料の調査結果

今回の調査は、合同庁舎に出入する車の影響をうけた可能性があり、B点とC点で粉じん濃度が逆転しているのので、この結果だけでは、道路粉じんが環境へ飛散する状況をうまく説明できないが、大まかにその傾向をつかむため種々試みた。

調査地点は道路端から約60mまでは平坦である。

まず、結果を対数グラフにとり、最小2乗法により

$$C = CoX^{-b} \quad (\text{ただし } X = 0 \text{ は定義しない}) \dots(1)$$

という回帰式を導いた。(C₁)

ただ、(1)式は今回のような場合は精度が悪いことが予想される。

そこで

$$C = Co \exp(-aX^b) \dots(2)$$

という回帰式も仮定し、A点とD点を通る回帰式のうちで、B点を通る式(C_B)、C点を通る式(C_C)を近似的に求めた。

これは、A点は道路に最も近いので信頼性が高いことと、(1)、(2)式ともD点を通る回帰式が最も距離減衰が小さい(遠くまで影響がある)ので危険側に評価したことによるものである。図8に回帰曲線を示すとともに、表3に係数をまとめた。

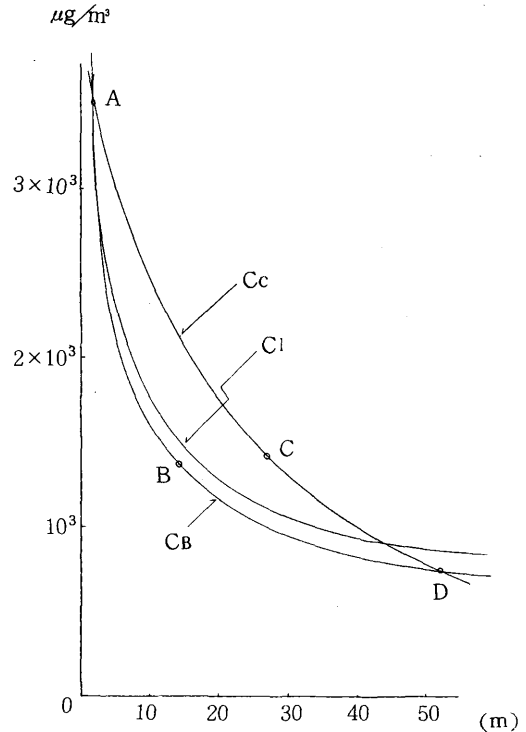


図8 回帰曲線

表3 回帰式の係数

	(1) 式		(2) 式
	C ₁	C _B	C _C
Co	4,710	4,776	4.022
a	-	-	0.0935
b	0.435	0.472	0.733

これらから、平坦な場所で粉じん濃度が265 µg/m³ (対照地点である較小の3月の浮遊粉じん濃度の最高値)まで減少する距離は、C₁式で747m、C_B式で458m、C_C式で99mと求まるが、前述の理由によりC₁式よりはC_B、C_C式が精度がよさそうであり、最も遠くまで影響があると仮定して、約100mから460mの範囲内が妥当と思われる。

道路粉じんの距離減衰を算出することは、今回の調査だけでは不十分であり、調査回数を増やしたり、採取時間帯を変えるなど、なお検討する必要がある。

5 ま と め

スパイクタイヤ装着率は、降水量が少ない八戸市でも台数比98%（対象：大型車を除く）と高く、スパイクタイヤの装着は、積雪量よりもむしろ日最低気温に左右されるようである。

粉じん調査は、昼間時間帯に行ったせいか、3月25日の合同庁舎で $3.443 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と最も高く、3月の調査を地点ごとに平均した結果の対10月比較は11倍から18倍という高い値であった。

主成分分析法により、試料間の類似性を求めたところ3月の道路粉じんと3月の道路堆積物のうち粒径が 53μ 以下のものはアスファルト舗装の影響を大きくうけており発生源が同じと思われる。

また、道路端からの距離減衰結果から、アスファルト舗装由来の道路粉じんは他由来と比べ、減衰が大きいことや、平坦な場所では対照地点と同じ濃度（最高値であるが、）まで減衰するのに約100mから460mの範囲であることが推定されたが、距離減衰調査はなお十分検討する必要がある。

これらのことから今後の調査として、浮遊粒子状物質や、粉じんの粒径別捕集を追加して行うとともに、粉じんに占める道路粉じんの寄与などの調査を行う予定である。

なお、現在、青森県においても、「スパイクタイヤ問題連絡協議会」が設置され、スパイクタイヤ問題に対する総合的な施策を検討しているところである。

文 献

- 1) 日本気象協会青森支部編：青森県気象月報，昭和58年1月
- 2) 八戸測候所：地上気象観測日原簿，昭和57年11月1日－昭和58年4月30日
- 3) 高橋昭則：マイクロコンピュータによる多変量解析法（R），青森県公害センター所報（No.5），54－71（1981）^森
- 4) 八木他：道路周辺地域の拡散パラメータ，空気清浄，第19巻，第2号，56－64（1982）
- 5) 横山長之：道路周辺における大気汚染物質の拡散について，公害，（vol.16 No.6），1－9（1981）

固定発生源から排出されるばいじん中の重金属成分

工藤 精一*・成田 忠義・松尾 章**

1 はじめに

ばいじんの排出基準改定は、約11年ぶりに行われ昭和57年6月1日から施行された。

固定発生源から排出されるばいじん中の重金属成分は、大気汚染防止法で、特定の施設についてCd, Pbの排出基準が定められているが、そのほかの重金属についての排出基準は定められていない。

非鉄精錬工場や鉄鋼工場から排出されるばいじん中の重金属成分については、その原料や燃料により相違があると考えられる。

固定発生源から排出されるばいじん中の重金属成分については、今までにも報告がなされている^{1)~6)}。

著者らは、昭和54年度から昭和57年度にかけ、主に八戸市のばい煙発生施設(以下、施設と略す)のばいじん中の重金属成分の調査を行った。そのなかから、特徴のある14施設について報告する。

2 測定方法及び調査施設

2.1 測定方法

ばいじんは、JIS Z 8808に定める方法により捕集した。捕集ろ紙は、シリカ繊維円筒ろ紙(Na88RH)を用いた。

重金属類は、硝酸一過酸化水素で酸分解後、V以外は原子吸光法により、Vは吸光光度法(BPHA法)により分析した。

2.2 調査施設

調査施設の規模及び施設に設置されている集じん装置を表1に示した。

ボイラーは5施設であり、重油ボイラーが2施設(Na1, Na2)、発電用ボイラーが3施設(Na3~Na5)である。

Ni 鉱石煨焼炉(Na6)、Ni 鉱石乾燥炉(Na9)は、フェロニッケル製造のT工場の施設である。

廃棄物焼却炉A(Na11)は、S化学工場の産業廃棄物焼却炉であり、廃棄物焼却炉B(Na12)は、都市ご

表1 調査施設の規模及び集じん装置

No.	施設名	規模	集じん装置
1	重油ボイラーA	伝熱面積79.5 m ² , B重油555 l/hr	—
2	重油ボイラーB	伝熱面積152 m ² , LSC重油550 l/hr	—
3	火力発電ボイラー1号	75,000KW, 重油12.7 t/hr 石炭10.2 t/hr	電気集じん機
4	火力発電ボイラー3号	250,000KW, 重油54.6 t/hr	電気集じん機
5	精錬用発電ボイラー	3,150KW, LCV22,200 Nm ³ /hr, C重油150kg/hr	—
6	Ni 鉱石 煨焼炉	Ni 鉱石101 t/hr, C重油6,200 l/hr	マルチサイクロン, 電気集じん機
7	金属加熱炉	LSC重油1,600 l/hr	—
8	セメント焼成炉	C重油19.39 t/hr, 廃タイヤ1.0 t/hr	サイクロン, 電気集じん機
9	Ni 鉱石乾燥炉	Ni 鉱石101 t/hr	電気集じん機
10	骨材乾燥炉	A重油400 l/hr	サイクロン, ベンチュリースクラパー
11	廃棄物焼却炉A	産業廃棄物0.315 t/hr	ベンチュリースクラパー
12	廃棄物焼却炉B	一般廃棄物6.25 t/hr	電気集じん機
13	精錬用溶鉱炉	焼結鉱600 t/day, コークス10 t/hr	タイゼン式洗浄機, 充てん式洗浄塔
14	精錬用溶解炉	粗亜鉛240 t/day	バックフィルター

* 八戸保健所 ** 七戸保健所

み焼却炉である。また、精錬用発電ボイラー (No.5)、精錬用溶鉱炉 (No.13)、精錬用溶解炉 (No.14) は、Zn, Pb, Cd 精錬のH工場の施設である。

重油ボイラー (No.1, No.2)、精錬用発電ボイラー (No.5)、金属加熱炉 (No.7) 以外は、集じん装置として電気集じん機、サイクロン等が設置されている。

3 結果及び考察

3.1 ばいじん濃度

各施設のばいじん濃度の平均値を表2に示した。

重油ボイラーB (No.2)、骨材乾燥炉 (No.10) が高い濃度であり、火力発電ボイラー1号、3号 (No.3, No.4)、精錬用溶鉱炉 (No.13)、精錬用溶解炉 (No.14) が低い濃度であった。

表1の集じん装置の種類からみて、電気集じん機、バックフィルターを設置しているものは、ばいじんの捕集効率が良いことがうかがえる。

骨材乾燥炉のばいじん濃度が高い値を示したのは、サイクロン及びベンチュリースクラバーでは、十分な捕集効率をあげることができないためと考えられる。

また、重油ボイラーA (No.1) と重油ボイラーB (No.2) を比較すると、重油ボイラーAが低いばいじん濃度

であったが、これは重油ボイラーAがB重油燃焼であるのに対し、重油ボイラーBがC重油燃焼であるためと考えられ、良質の燃料がばいじん濃度の低下につながることを示している。

3.2 重金属濃度及び重金属排出量

重金属濃度 (以下、濃度と略す) 及び重金属排出量 (以下、排出量と略す) の平均値を表2に示した。

ボイラー (No.1~No.5) についてみると、重油ボイラー、火力発電ボイラー、精錬用発電ボイラーの間でかなりの相違がみられる。

重油ボイラーA, B (No.1, No.2) は、各重金属類について同傾向を示し、重油燃焼によるとみられるV濃度が高く、排出量も多かった。

火力発電ボイラー1号、3号 (No.4, No.5) は、ばいじん濃度が低いこともあり、特に重金属類の排出が多いものはみられなかった。

しかし、精錬用発電ボイラー (No.5) は、Pb, Cd, Zn の濃度が高く、排出量も多かった。ばいじん中のPb, Cd, Zn の含有率も高く (Pb : 7.8~29.8%, Cd : 0.2~0.6%, Zn : 13.0~48.0%), 燃料として溶鉱炉排カスを使用しているためと考えられる。

金属加熱炉 (No.7) もV濃度が高く、排出量も多いが

表2 重金属濃度及び重金属排出量

No.	施設名	乾きガス量 (Nm ³ /hr)	ばいじん濃度 (g/Nm ³)	重 金 属									
				Pb	Cd	Co	Ni	Zn	Cu	Mn	Fe	V	
1	重油ボイラーA	6,600	0.060	24 0.2	ND ND	ND ND	253 1.7	1.0 0.1	37 0.2	9 0.1	202 2	598 4.0	
2	重油ボイラーB	11,000	0.215	3 0.1	1 ND	2 ND	397 3.1	21 0.2	24 0.3	3 0.1	191 3	507 5.6	
3	火力発電ボイラー1号	148,000	0.013	30 4.5	ND ND	ND ND	22 3.3	5 0.7	15 2.2	11 1.6	436 65	3 0.5	
4	火力発電ボイラー3号	511,000	< 0.005	ND ND	1 0.3	2 0.8	18 9.0	ND ND	2 0.8	3 0.8	67 34	5 2.6	
5	精錬用発電ボイラー	28,000	0.016	1,730 48.7	62 1.8	ND ND	35 1.0	2,670 74.9	10 0.3	53 1.5	1,440 42	73 2.0	
6	Ni 鉱石 煅焼炉	124,000	0.033	12 1.5	2 0.2	28 3.4	1,070 133	204 25.3	31 3.9	162 20.1	14,100 1,750	18 2.2	
7	金属加熱炉	16,200	0.047	139 2.2	ND ND	ND ND	62 10.7	256 4.0	377 6.0	67 1.0	3,280 49	1,620 25.2	
8	セメント 焼成炉	362,000	0.120	232 89.6	2 0.0	3 1.1	16 5.7	54 12.8	19 7.2	62 23.3	2,900 1,110	1 0.4	
9	Ni 鉱石 乾燥炉	60,500	0.026	276 16.7	16 1.1	ND ND	284 17.4	763 46.2	11 0.7	106 6.4	2,040 122	ND ND	
10	骨材乾燥炉	12,500	0.471	45 0.6	2 ND	25 0.4	107 1.4	214 2.7	187 2.3	1,010 12.7	40,800 511	35 0.5	
11	廃棄物焼却炉A	2,570	0.031	143 0.4	1 ND	ND ND	65 0.2	129 0.3	1,490 3.8	14 ND	932 2	ND ND	
12	廃棄物焼却炉B	27,600	0.025	44 1.2	1 ND	31 0.9	1,480 38.5	167 4.6	301 8.3	102 2.9	5,880 162	12 0.3	
13	精錬用溶鉱炉	40,100	< 0.005	670 26.2	129 5.0	1 ND	12 0.5	530 33.1	15 0.7	30 1.2	466 18	22 0.8	
14	精錬用溶解炉	24,000	< 0.005	25 0.6	21 0.5	ND ND	6 0.1	707 17.0	1 ND	1 ND	8 0.2	6 0.2	

これは重油ボイラーと同様、燃料の重油中に含有されているVによるものと考えられる。

T工場のNi 鉱石煨焼炉 (No.6), Ni 鉱石乾燥炉 (No.9) は, Ni, Fe の濃度が高く, 排出量も多かった。ばいじん中のNi 含有率は, 煨焼炉が2.1~3.5%, 乾燥炉が1.0~1.2%と高いところから, 原料のNi 鉱石に起因するものと考えられる。

セメント焼成炉 (No.8) は, Pb, Mn, Fe の排出量が多かった。Pb は原料のカラミに起因するものと推定され, Fe, Mn は, カラミ及び原料の粘土に起因するものと考えられる。

骨材乾燥炉 (No.10) で, Fe, Mn の濃度が高く, 排出量も多いのは, 原料の骨材 (碎石) に起因するものと考えられる。

廃棄物焼却炉 A, B (No.11, No.12) では, Pb, Cu の濃度を除き, 重金属濃度, 排出量とも, 都市ごみを焼却している廃棄物焼却炉Bが高い値を示した。これは, S化学工業の産業廃棄物と都市ごみとの重金属含有率の違いによるものとみられる。

精錬用溶鉱炉 (No.13) は, Pb, Cd, Znの濃度が高く排出量も多かった。重金属類は, 前述した精錬用発電ボイラーとほぼ同様の傾向を示し, 原料のPb, Zn精鉱に起因するものと考えられる。

精錬用溶解炉 (No.14) は, H工場の施設であっても, 精錬用発電ボイラー, 精錬用溶鉱炉に比較し, Pb, Cdの濃度は低く排出量も少ない。これは, 溶解炉がZnを精留している施設であるためと考えられる。

4 ま と め

- 1) 集じん装置を設置していないボイラー, 金属加熱炉といった重油燃焼施設では, V濃度が高く, 排出量が多かった。
- 2) Pb, Cd, Zn 精錬用溶鉱炉, 同発電ボイラーは, Pb, Cd, Zn の濃度が高く, 排出量も多かった。
- 3) Ni 鉱石煨焼炉, 同乾燥炉は, Ni, Fe の濃度が高く, 排出量も多かった。
- 4) 固定発生源から排出されるばいじん中の重金属成分により, 燃料の影響が大きい施設 (例えば, ボイラー, 金属加熱炉) と, 原料の影響が大きい施設 (例えば, 煨焼炉, 乾燥炉, 溶解炉) に分けることができると考えられる。

文 献

- 1) 真室哲雄, 溝畑 朗, 久保田寅英: ボイラーより放出される浮遊粒子の元素組成, 大気汚染学会誌, **14**, 296-303 (1979)
- 2) 佐藤民雄, 栗田秀実: 固定発生源から排出されるばいじん中の重金属成分, 長野県衛生公害研究所報告, **1**, 70-73 (1976)
- 3) 岩本真二, 石橋龍吾, 高田 智, 中村又善, 永瀬 誠: 県内における固定発生源からのばいじん及び重金属の排出と集じん装置の効率, 福岡県衛生公害センター年報, 第5号, 76-78 (1978)
- 4) 今村 修, 鶴田雄二, 川上正宏, 上野一憲, 下村賢治: 煙道排ガス中の重金属成分について (第3報), 熊本県衛生公害研究所報, 第10号, 34-35 (1980)
- 5) 酒井哲男, 北瀬 勝, 大場和生, 伊藤英一: 発生源ばいじん調査について (第3報) ばいじん中重金属成分について, 名古屋市公害研究所報, 第11号, 23-27 (1981)
- 6) 安田憲二, 大塚幸雄, 金子幹宏: 都市ごみ焼却に伴う重金属の排出挙動, 大気汚染学会誌, **16**, 333-338 (1981)

都市ごみ焼却炉から排出される塩化水素の実態調査

工藤 精一*・石塚 伸一**・成田 忠義

1 はじめに

ごみ中に含まれるプラスチック、紙、厨芥等の塩素は、燃焼の際の各種反応により、ごみ焼却炉から塩化水素として排出されるといわれている^{1)~3)}。

都市ごみ焼却炉から発生する塩化水素については、昭和52年6月16日、大気汚染防止法施行規則の一部改正により排出基準が $700\text{mg}/\text{Nm}^3$ （残存酸素濃度12%換算値）に設定され、新設施設については昭和52年6月18日から、既設施設については昭和54年12月1日から適用されることになった。

著者らは、管内の市町村の都市ごみ焼却炉10施設から排出される塩化水素について、昭和52年度から昭和57年度にかけて調査を行ったので報告する。

2 測定方法及び調査施設

2.1 測定方法

(a) 塩化水素濃度

JISK 0107の排ガス中の塩化水素分析方法の硝酸銀法により分析した。

(b) 酸素濃度

オルザット法により分析した。

2.2 調査施設

調査施設は、表1に示した10施設である。

型式は、No.10の焼却炉が連続式であり、No.1, No.2, No.5, No.7, No.9の焼却炉が機械化バッチ式である。他の4施設はバッチ式である。

また、No.3及びNo.6の焼却炉には塩化水素除去効果のある装置は設置されていないが、他の施設には、塩化水素の除去に効果があるとされているガス冷却室や、塩化水素除去装置の水洗シャワー、アルカリ洗浄装置が設置されている。

3 結果及び考察

3.1 塩化水素濃度

表2に各施設の塩化水素濃度測定結果を示した。

各項目の測定値は、数個の平均値を示したが、塩化水素の実測値、換算値とも、かなりの変動があった。特にバッチ式のもの、測定値の変動が大きかった。

バッチ式では、ごみの投入が連続式のように定常的ではなく、大きく変動することが、塩化水素濃度に影響していると考えられる。

塩化水素の排出基準である換算値 $700\text{mg}/\text{Nm}^3$ を超え

表1 都市ごみ焼却炉の概要

施設No.	事業場名	所在地	設置年度	型式	規模(t/hr)	排ガス処理施設
1	H2清掃工場	H市	42	機械化バッチ	9.3	水洗シャワー
2	S清掃センター	S町	50	〃	5.0	ガス冷却室*, マルチサイクロン
3	MO町焼却場	MO町	49	バッチ	1.0	サイクロン
4	H1清掃工場	H市	37	〃	5.0	水洗シャワー
5	N事務組合	R村	49	機械化バッチ	4.4	水洗シャワー, マルチサイクロン
6	Y焼却場	TW町	51	バッチ	1.0	サイクロン
7	C清掃センター	TH町	52	機械化バッチ	5.0	ガス冷却室*, マルチサイクロン, 電気集じん機
8	T事務組合	R町	40	バッチ	3.13	水洗シャワー
9	MI清掃センター	MI市	53	機械化バッチ	5.0	ガス冷却室*, マルチサイクロン, 電気集じん機
10	H3清掃工場	H市	53	連続	6.25	ガス冷却室*, 電気集じん機, アルカリ洗浄

*温度低減が主

*八戸保健所 **青森県公害課

た施設は3施設あった。

No.5の焼却炉はプラスチックの分別収集を徹底し、No.8の焼却炉は水洗シャワーの本数を増やすことにより、排出基準を下まわった。No.4の焼却炉は、老朽化が進み廃止した。

No.3及びNo.4の焼却炉は、酸素濃度がかなり高い値を示したが、施設の老朽化に伴うリークであると考えられる。

3.2 塩化水素の排出量及び排出係数

各施設の塩化水素の排出量及び排出係数を表3に示した。

バッチ式及び機械化バッチ式の焼却炉の排出係数については、ごみ投入量(負荷)の把握がむずかしいため、算出できないものもあった。

塩化水素の排出量は、0.25~15.6kg/hrで各施設の間にかかなりの違いがあった。No.3, No.6, No.9の焼却炉が低い値を示し、H市のNo.1, No.4, No.10の焼却炉は、いずれも高い値を示した。

また、塩化水素の排出係数も、0.18~4.63kg/tと、かなりの違いがあった。

排出量が多い施設は、排出係数も大きいという傾向にあった。

No.3のMO焼却場、No.6のY焼却場の焼却炉の排出量、排出係数は、これらの施設が塩化水素除去装置を設置していないにもかかわらず低い値を示したが、投入されるごみ中に塩素含有物質(主に塩化ビニル)が少ないため

と推定される。

No.9のMI清掃センターの焼却炉の排出係数が、0.18kg/tと小さいのは、分別収集徹底の効果及びガス冷却室の水噴射による塩化水素除去効果のあらわれであると考えられる。

No.7のC清掃センターの焼却炉の排出量、排出係数は、53年度、54年度、57年度と測定するにつれ、低い値を示した。これは、分別収集が徹底されてきた効果であると推定される。

しかし、No.10のH3清掃工場の連続式焼却炉の排出係数については、2.51kg/t, 2.73kg/tとあまり変化が

表3 塩化水素の排出量及び排出係数

施設No.	測定年度	事業場名	HCl排出量(kg/hr)	HCl排出係数(kg/t)
1	52	H 2 清掃工場	4.76	—
3	53	M O 町焼却場	0.76	0.45
4	53	H 1 清掃工場	15.6	—
5	54	N 事務組合	6.04	—
6	53	Y 焼却場	0.25	0.25
7	53	C 清掃センター	9.25	4.63
"	54	"	2.65	1.26
"	57	"	0.81	0.31
8	54	T 事務組合	2.85	—
9	55	MI 清掃センター	0.85	0.18
10	55	H 3 清掃工場	8.28	2.51
"	57	"	14.8	2.73

表2 塩化水素濃度測定結果

施設No.	測定年度	事業場名	排ガス温度(°C)	水分(%)	湿りガス量(Nm³/hr)	乾きガス量(Nm³/hr)	負荷(t/hr)	酸素濃度(%)	HCl濃度(mg/Nm³)	
									実測値	換算値
1	52	H 2 清掃工場	170	37.0	59,500	37,500	—	15.6	127	212
2	52	S 清掃センター	260	—	50,500	—	—	12.6	511	548
3	53	M O 町焼却場	200	3.0	9,060	8,760	1.67	19.6	86	556
4	53	H 1 清掃工場	319	10.7	72,900	65,100	—	19.7	239	1,655
5	53	N 事務組合	450	—	25,100	—	—	16.0	550	980
"	54	"	360	8.4	22,500	20,600	—	14.2	293	388
6	53	Y 焼却場	139	5.8	8,460	7,970	1.0	15.6	31	51
7	53	C 清掃センター	197	22.3	20,100	15,600	2.0	10.9	593	529
"	54	"	191	9.1	18,600	16,900	2.1	11.5	157	149
"	57	"	231	27.3	20,200	14,700	2.65	12.3	55	57
8	52	T 事務組合	280	—	20,100	—	—	16.2	439	823
"	54	"	220	3.2	25,600	24,800	—	15.4	115	185
9	55	MI 清掃センター	190	16.0	50,700	42,600	4.65	15.2	20	31
10	55	H 3 清掃工場	166	19.1	34,100	27,600	3.3	14.4	300	408
"	57	"	218	28.4	53,200	38,300	5.42	11.5	387	367

なく、他の施設に比較して高い値を示した。塩化水素除去装置としてアルカリ洗浄装置を使用しているにもかかわらず排出係数が高いのは、ごみの中に塩素含有物質が多いことがその一因と推定される。しかし、他の要因も考えられるところから今後も注目していく必要がある。

4 ま と め

- 1) バッチ式の都市ごみ焼却炉では、ごみ投入量の変動によるとみられる塩化水素濃度の変動がみられた。
- 2) 算出された塩化水素排出量は、0.25～15.6kg/hr、排出係数は、0.18～4.63kg/tであり、分別収集の徹底の程度及び塩化水素除去装置等により、かなりの違いがみられた。
- 3) H市のごみ焼却炉（3施設）から排出される塩化水素排出量が他の施設に比較的多いところから、H市のごみ中には塩素含有物質が多いことが推定される。
- 4) 当所管内のH市以外のごみ焼却炉の塩化水素対策は、分別収集の徹底及び水洗シャワー冷却室の水噴射により対応可能であると考えられる。

文 献

- 1) 平岡政勝, 武田信生, 藤田勝康: 都市ごみ焼却炉における塩化水素ガスの発生と挙動, 公害と対策, Vol.15, No.8, 2-9 (1979)
- 2) 平山直道: 都市ごみ焼却炉排ガスにおける塩化水素ガス対策, 公害と対策, Vol.15, No.8, 10-14 (1979)
- 3) 山田雅明, 西館幸雄: ごみ焼却施設における塩化水素ガスの発生要因および除去技術に関する研究, 公害と対策, Vol.16, No.4, 44-48 (1980)
- 4) 今瀬巨, 村上憲司, 北村寿郎: 徳島県下における都市ごみ焼却炉排ガス中の塩化水素の調査結果について, 徳島県公害センター年報, No.6, 1-4 (1980)
- 5) 大塚幸雄, 安田憲二, 片桐佳典, 金子幹宏, 相原敬次, 三村春雄, 大道章一, 篠崎光夫: 大気汚染物質発生原単位調査, 神奈川県公害センター年報, 第13号, 38 (1981)

地域代表性に基づく測定地点の削減の実際

一酸化鉛法による硫酸化物へのアプローチ

高橋 昭則・工藤 真哉・成田 忠義

1 はじめに

現在、八戸市内において大気汚染自動測定機による硫酸化物環境監視局が9局設置されており、これを補完する目的で、24地点で二酸化鉛法による測定が行われている(図1)。一方、近年の環境汚染物質の多様化に伴い、分析業務が増大の一途を辿っている。こうした負担を軽減するため、地域代表性という視点から測定地点の整理、見直しを試みた。

2 方法

24地点における昭和52年度から56年度の計5年間のデータを利用して、レシオマッチング法により整理、分類

を行い、自動測定機設置状況との関連を加えて検討した。

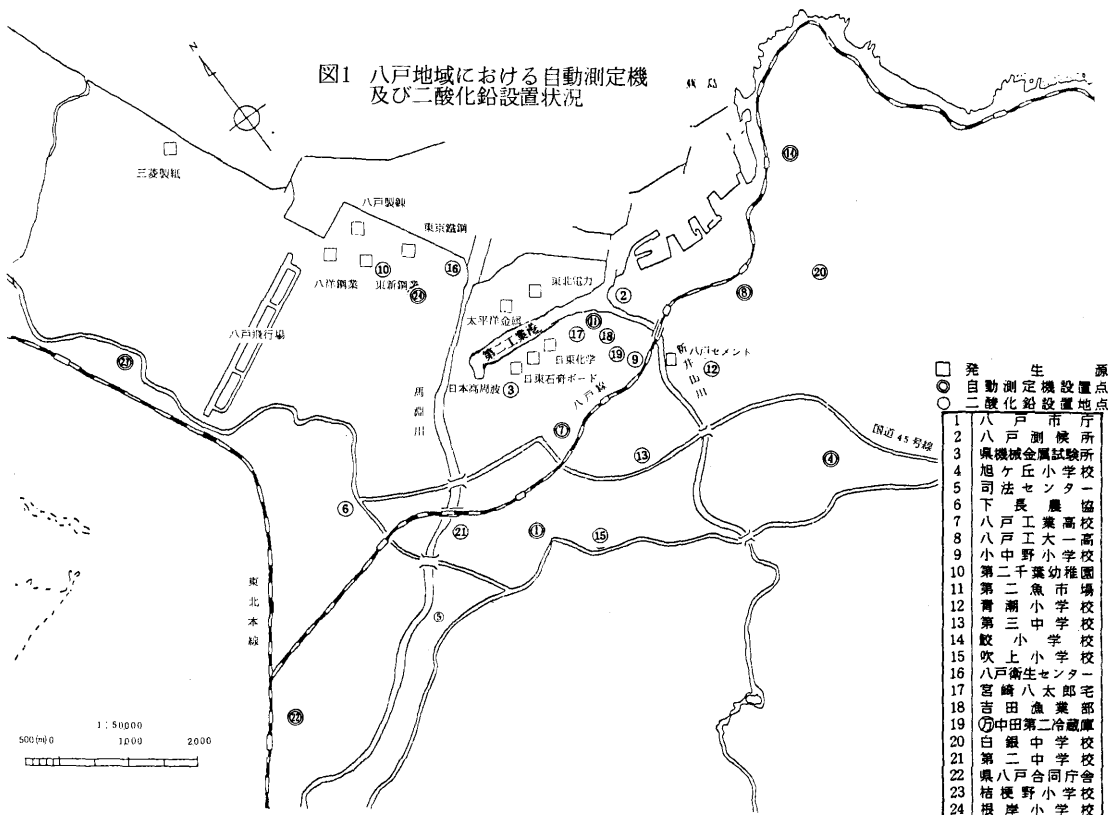
2.1 レシオマッチング法による分類

2.1.1 月間濃度比

各測定地点ごとに5年分(12×5=60)のデータについて、月間の濃度比を計算する。今の場合、各測定地点ごとの個数は $60C_2 (=1770)$ となる。

例えばA地点については、

$$\{A\} = \left[\begin{array}{cccccccc} (a_2/a_1) & (a_3/a_1) & (a_4/a_1) & \dots & (a_{60}/a_1) \\ & (a_3/a_2) & (a_4/a_2) & \dots & (a_{60}/a_2) \\ & & \dots & \dots & \vdots \\ & & & & (a_{60}/a_{59}) \end{array} \right]$$



2.1.2 測定地点間の比

月間濃度比から、測定地点間の比を計算する。

例えばA、B地点間については、

$$\{AB\} = \begin{pmatrix} (A_2/B_2)_1 & (A_3/B_3)_1 & \dots & (A_{60}/B_{60})_1 \\ & (A_3/B_3)_2 & \dots & (A_{60}/B_{60})_2 \\ & & \ddots & \vdots \\ & & & (A_{60}/B_{60})_{59} \end{pmatrix}$$

ここで $(A_2/B_2)_1 = (a_2/a_1) / (b_2/b_1)$

{AB}の要素は0から無限大の値を取り得、また、{AB}が1であるということは、{A}と{B}の動きが一致している(濃度が一致しているとは限らない)ということの意味する。どの値までを類似していると判断するかについて、今回は基準を1.5とした。なお、{A B}の値は動きを見るためのものであるから、0から1までのものはその逆数をとった。

2.1.3 類似度表と累積度数分布表

地点間での類似度の総個数は ${}_{24}C_2 (=276)$ となり、地点間類似度表を表1に、類似度の累積度数分布図を図2に示す(表1は、2地点間の要素のうち1.5までの個数を全要素数で割った値である)。

図2から、一山型でかつ類似度0.46-0.55に山型の中心がきているので、基準値1.5は概ね妥当な値と考えられる。なお、参考として各地点ごとの濃度レベルを見るため、5年間の平均値を表2に示した。

2.1.4 グルーピング

以上から、表2 硫酸化物濃度の平均値(昭和52年度~56年度) 類似度0.7以上を類似性ありと仮定してグルーピングしたのが図3である。

1) ここ5年間、他地点とあまり関連が見られず、独立した動きを示していたものは以下の地点であった。

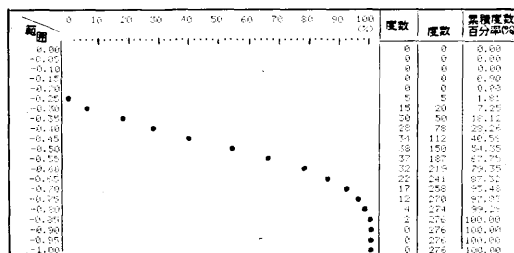
No.	地点名	平均値
1	八戸市庁所	0.16
2	八戸市候	0.19
3	八戸機械金属試験所	0.25
4	八戸旭ヶ丘小	0.09
5	八戸旭ヶ丘小	0.22
6	八戸旭ヶ丘小	0.25
7	八戸旭ヶ丘小	0.18
8	八戸旭ヶ丘小	0.20
9	八戸旭ヶ丘小	0.16
10	八戸旭ヶ丘小	0.18
11	八戸旭ヶ丘小	0.55
12	八戸旭ヶ丘小	0.23
13	八戸旭ヶ丘小	0.06
14	八戸旭ヶ丘小	0.17
15	八戸旭ヶ丘小	0.10
16	八戸旭ヶ丘小	0.36
17	八戸旭ヶ丘小	0.20
18	八戸旭ヶ丘小	0.29
19	八戸旭ヶ丘小	0.29
20	八戸旭ヶ丘小	0.09
21	八戸旭ヶ丘小	0.15
22	八戸旭ヶ丘小	0.11
23	八戸旭ヶ丘小	0.06
24	八戸旭ヶ丘小	0.14

(SO₃²⁻ mg/日/100 cm³/pboz)

表1 地点間類似度 (基準値=1.5)

	2	7	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
1	0.490	0.440	0.605	0.497	0.618	0.742	0.507	0.647	0.590	0.462	0.540	0.730	0.245	0.745	0.517	0.594	0.507	0.590	0.771	0.467	0.356	0.434	0.517
2		0.269	0.573	0.468	0.440	0.400	0.744	0.560	0.364	0.749	0.792	0.505	0.773	0.470	0.414	0.535	0.650	0.388	0.772	0.278	0.702	0.371	0.517
7			0.115	0.223	0.156	0.481	0.307	0.277	0.563	0.310	0.350	0.747	0.150	0.411	0.110	0.381	0.245	0.328	0.334	0.700	0.683	0.541	0.691
4				0.441	0.500	0.471	0.514	0.712	0.442	0.511	0.600	0.474	0.485	0.472	0.500	0.533	0.535	0.478	0.577	0.712	0.350	0.277	0.364
5					0.614	0.490	0.472	0.555	0.377	0.438	0.575	0.672	0.478	0.524	0.492	0.426	0.496	0.410	0.444	0.569	0.491	0.321	0.514
6						0.563	0.472	0.605	0.442	0.467	0.580	0.582	0.451	0.627	0.495	0.495	0.496	0.471	0.477	0.564	0.454	0.380	0.411
7							0.427	0.542	0.664	0.479	0.421	0.575	0.255	0.490	0.447	0.520	0.436	0.401	0.528	0.519	0.262	0.719	
8								0.658	0.478	0.752	0.704	0.507	0.304	0.487	0.514	0.602	0.685	0.487	0.570	0.507	0.540	0.472	
9									0.422	0.454	0.616	0.418	0.573	0.647	0.520	0.618	0.573	0.487	0.421	0.596	0.394	0.456	
10										0.416	0.479	0.487	0.445	0.472	0.447	0.542	0.560	0.394	0.506	0.571	0.580	0.706	
11											0.616	0.416	0.519	0.467	0.425	0.542	0.522	0.457	0.596	0.544	0.428	0.536	
12												0.650	0.441	0.468	0.425	0.572	0.563	0.431	0.591	0.590	0.740	0.428	
13													0.441	0.688	0.594	0.520	0.564	0.408	0.477	0.740	0.419	0.741	
14														0.688	0.507	0.426	0.402	0.704	0.760	0.426	0.581	0.485	
15															0.589	0.366	0.370	0.618	0.268	0.420	0.726	0.405	
16																0.483	0.697	0.496	0.444	0.298	0.245	0.286	
17																	0.699	0.496	0.444	0.392	0.419	0.369	
18																		0.592	0.464	0.320	0.277	0.421	
19																			0.518	0.471	0.341	0.420	
20																				0.421	0.360	0.481	
21																					0.822	0.674	
22																						0.674	
23																						0.674	
24																						0.674	

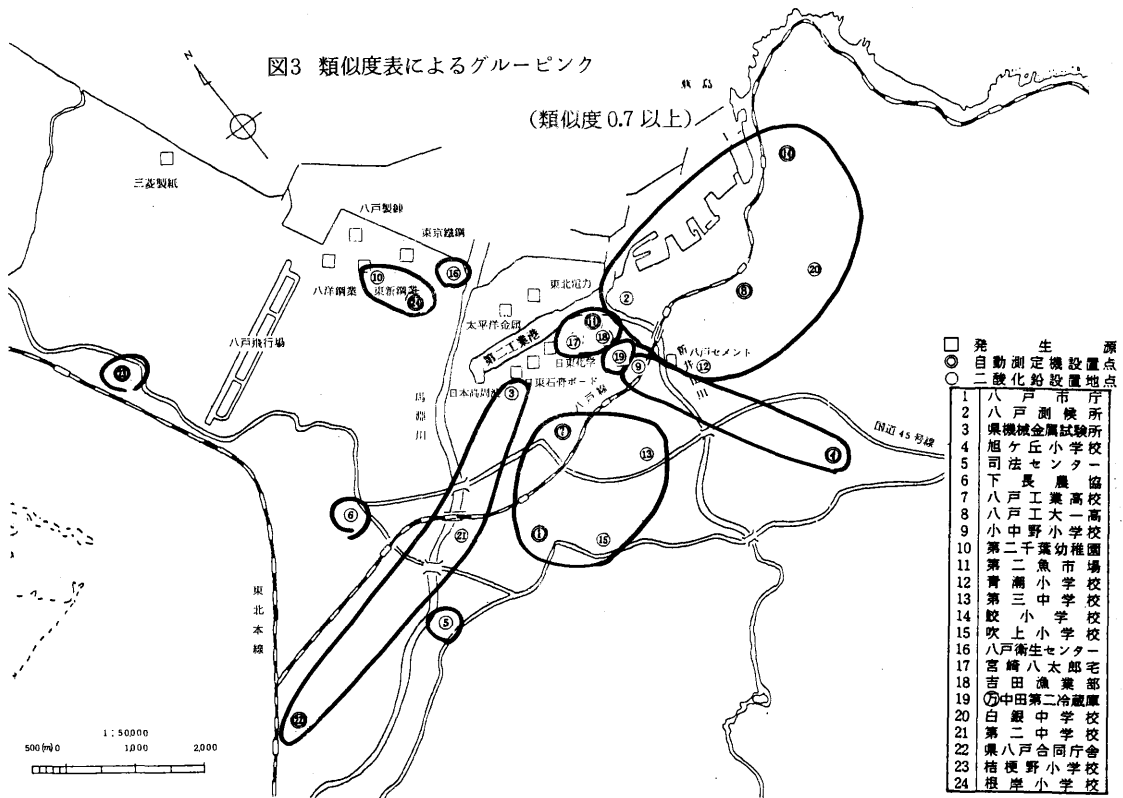
図2 累積度数分布 (基準値=1.5)



- 地点(5)
- "(6)
- "(16)
- "(19)
- "(23)

2) ここ5年間、関連した動きを示した地点は以下のグループであった。

- 地点(3, 21, 22)
- "(1, 7, 13, 15)
- "(4, 9)



- 地点 (10, 24)
- 地点 (11, 17, 18)
- “ (2, 8, 12, 14, 20)

2.1.5 グルーピングの妥当性の検討

グルーピングの妥当性を、いくつかの例についてグラフ化の上検討した。

1) 地点 (11, 17, 18) グループについて図4-1に示す。

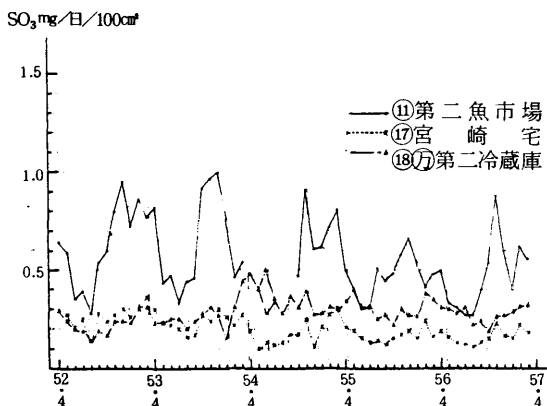


図4-1 硫黄酸化物濃度の推移 (昭和52年度~56年度)

第二魚市場が最も高いレベルにあるのは表2から

も明らかであるが、推移状況はそれなりに関連がありそうである。

2) 地点 (2, 14) と地点 (3) について図4-2に示す。

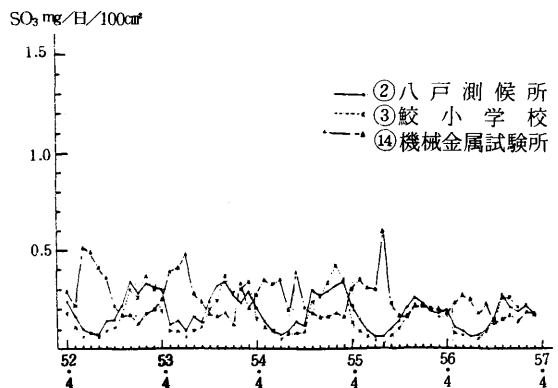


図4-2 硫黄酸化物濃度の推移 (昭和52年度~56年度)

地点 (2) と地点 (14) は見掛け上同一グループと見なされたが、グラフにもそれが良く表れている。これに対し、地点 (3) は逆の動きを示しており、類似度(表1)による地点 (2) と (3) の値0.269に反映されている。

3) 地点(16)と地点(10, 24)グループについて図4-3に示す。

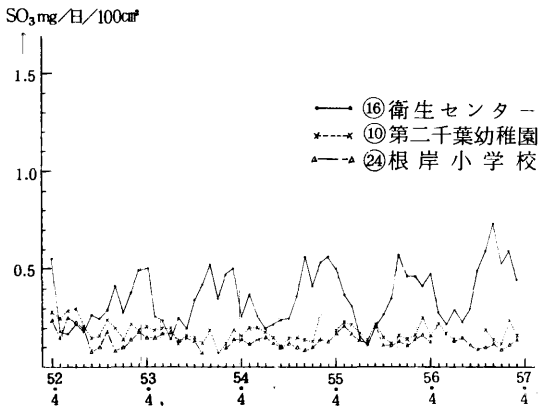


図4-3 硫黄酸化物濃度の推移(昭和52年度~56年度)

地点(10, 24)に比べ地点(16)が高いレベルにあるが、推移の仕方にも相違が感じられる。

4) 地点(1, 7, 13)については、図4-4の如く良く似た動きをしているのがわかる。

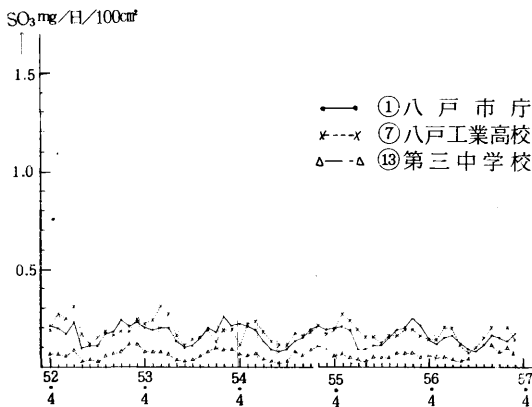


図4-4 硫黄酸化物濃度の推移(昭和52年度~56年度)

以上のことから、今回の方法は概ね妥当であると判断される。

なお、八戸地域の大手工場の立地状況は、図1に見られるとおり、馬淵川以北の臨海工業地域及び第二工業港を挟んだ地域に2分される。そのため、硫黄酸化物濃度と風向には強い関連があり、例えば地点(11, 17, 19)グループや地点(2, 8, 12, 14, 20)グループは北西系の風により高濃度が生ずる。

2.2 二酸化鉛設置点の見直し要件

実際の見直し作業にあたっては、次の点を考慮した。

1) 自動測定機設置地点と同一地点については、将来

の比較、検討の余地を残すため継続設置とする。

2) 相互関連が見られなかった地点については、継続して検討の対象とする。

3) 削減対象として2地点以上が競合した場合には、測定継続年数が高い地点を重視する。

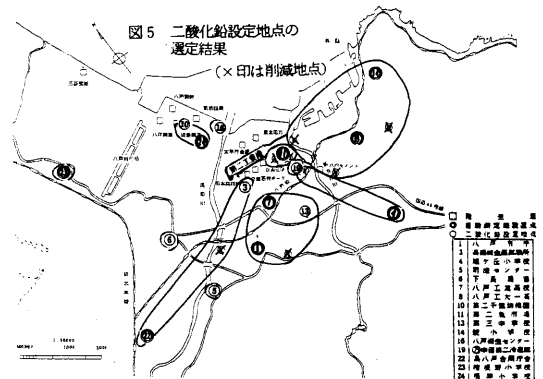
4) 測定地点付近の状況及びその変化(例えば、近傍に煙突が建った、主風向の風上に高い建物が建った等)をも考慮する。

✕

3 二酸化鉛設置地点の決定

最終結果は図5に示したが、結局削減した地点は以下の8地点であった。

- 地点(2)
- “(9)
- “(12)
- “(15)
- “(17)
- “(18)
- “(20)
- “(21)



4 まとめ

二酸化鉛設置地点の削減のため、八戸市内24地点における過去5年間のデータを利用して、レシオマッチング法によるグルーピングを試み、検討を加えて地点を決定した。

文 献

- 1) 高橋昭則：マイクロコンピュータによる多変量解析法(1), 青森県公害センター所報No.5, 54-71, (1981)
- 2) 青森県公害センター：業務年報, 昭和52年度, 46, 昭和53年度, 49-50, 昭和54年度, 51, 昭和55年度, 49, 昭和56年度, 58。

二酸化鉛法を用いたSO_x濃度の測定

—百葉箱とファン付シェルターとの測定値の相違—

工藤 真哉・山田 良一*

1 緒 言

大気中のSO_x濃度測定法の1つであるPbO₂法は、一定期間捕集材料を大気中に放置してその汚染度を測定する方法で、SO_x濃度の短期評価には適さないが長期的動向をみるうえで有効な方法である¹⁾。

ところで、従来のPbO₂法は自然通風型シェルター（百葉箱等）を使用しているので、捕集材料に対する風量が一定でなく、測定値に変化を与える欠点がある²⁾。そこで、風の影響が受けにくいファン付強制通風型シェルターを用いて、百葉箱との併行試験を行った。

その結果、得られたデータにより、両者のSO_x濃度の差に関する若干の比較検討を行ったので報告する。

2 測定方法

2.1 測定期間

昭和56年6月～昭和58年3月

2.2 測定地点

八戸市庁（八戸市）

第二魚市場（八戸市）

尾駮小学校（六ヶ所村）の3地点

百葉箱とファン付シェルターとの位置関係は、八戸市庁と第二魚市場では、屋上に置いた百葉箱の直下にファン付シェルターを設置。尾駮小学校では、ファン付シェルターは地上から約1.5mの高さ、百葉箱は校舎屋上で約10mの高さにあり、両者の水平距離は約80mである。

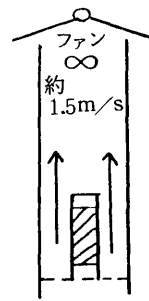
2.3 捕集用シェルター

気象庁2号型百葉箱（内寸60×60×60cm）

ファン付強制通風型シェルター（図1）

2.4 分析方法

PbO₂粉末はD.S.I.R標準品を用い、PbO₂シリンダーを大気中に約1ヶ月放置後、塩化バリウム重量法により定量した。



ファン付シェルターは3台とも内部風速（中央部）は、約1.5（m/s）であった。

矢印の向きが通風方向

図1

3 結果と考察

3.1 各地点の測定値と風速の経月変化

測定期間における各地点の測定値と気象計による月平均風速の経月変化を図2に示した。

八戸市庁においては、3～4月頃の春先に測定値がやや高かったが、季節変化が小さく年間を通してほぼ一定であった。

SO_x高濃度地域の第二魚市場においては、測定値の季節変化が顕著で、11～12月頃の冬場に高い値を示した。この理由は、この時期になると冬型の気圧配置が多くなり、北西系の風によって、SO_xの発生源である大手工場の影響を直接受けるからである。

非汚染地域である尾駮小においては、測定値は年間を通して定量限界付近であった。

また、ファン付シェルターの値と百葉箱の値を比較すると、尾駮小においては、測定値自体低いため何個か百葉箱の値の方が高かったが、他の2地点では、いずれもファン付シェルターの値が百葉箱の値より高かった。月平均風速に関しては、3地点とも、11～1月頃大きく、なかでも、第二魚市場が他の2地点と比べて年間を通して大きい値を示した。

3.2 測定値と風速の影響

各月のSO_xF（ファン付シェルター）/SO_xH（百葉箱）の平均を求めると、八戸市庁では2.47、第二魚市

* 八戸市公害対策課

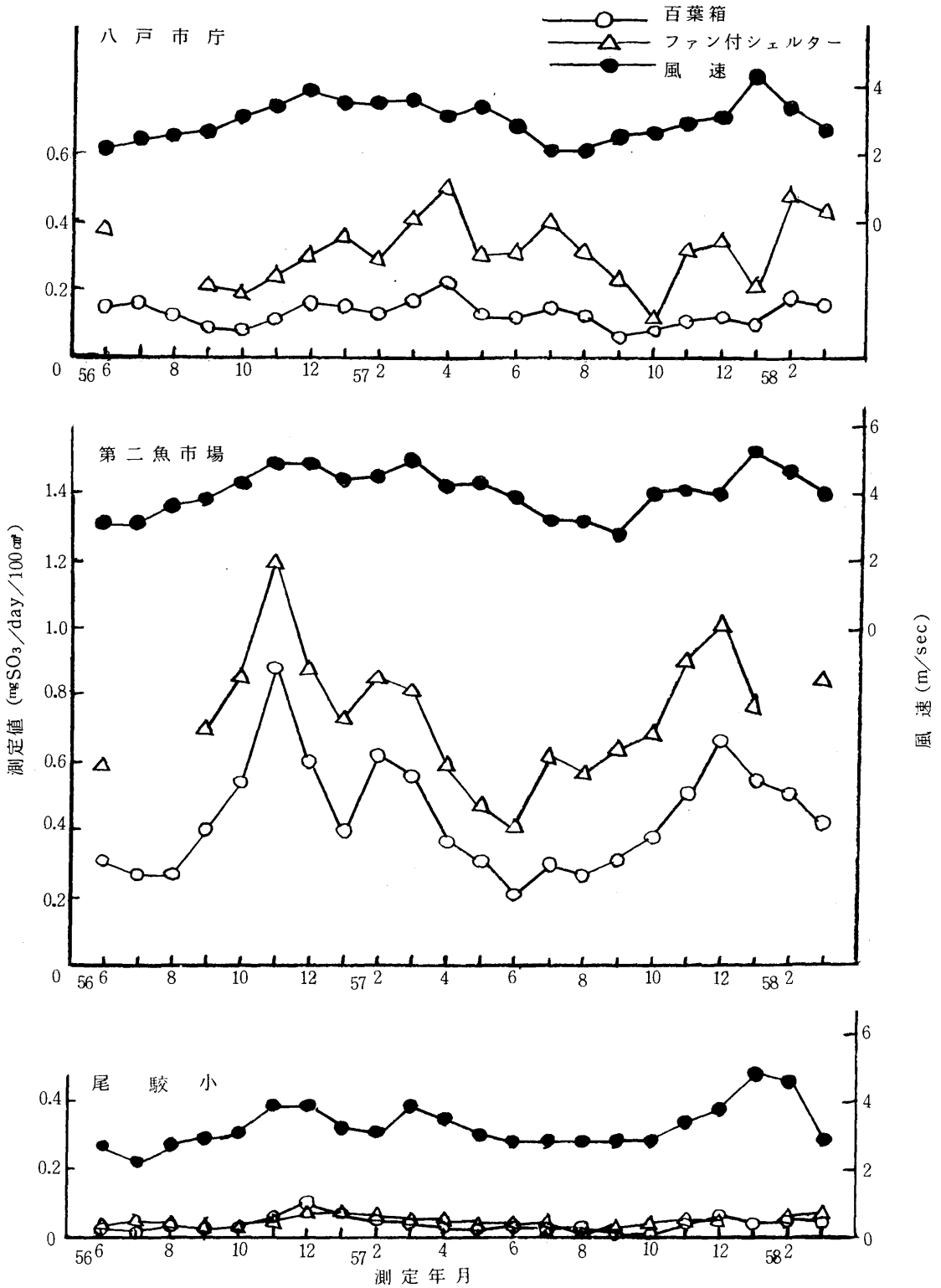


図2 各地点の測定値と風速の経月変化

場では1.71、尾駮小学校では1.65で、八戸市庁が最も感度が高かった。ところで、植弘らは^{2),3)}、風洞実験によると、SO₂濃度一定で風速を変化させたとき、自然通風型シェルターでは、風速が大きいくほど測定値が大きくなった。また、ファン付シェルター内の風速は外部風速にかかわらずほぼ一定であったと報告している。八戸市庁が最も感度が高かった原因を考えてみると、八戸市庁と第二魚市場を比較した場合、第二魚市場の方が月平均風速が八戸市庁に比べて全般的に大きく、そのため、PbO₂シリンダーに暴露される大気量が多くなり、SO_xとの反応や吸着する頻度が増すためと思われる。つまり、ファン付シェルターでのSO_x値は風速の影響を受けないが、百葉箱の場合は風速が大になるにつれて増加していく。ここで、風速の影響を加えたファン付シェルターと百葉箱のSO_x値を比較してみると(図3)、高い相関(r=0.981)が得られた。

3.3 溶液導電率法(自動連続測定機)とPbO₂法の関係⁴⁾

自動連続測定機の値とPbO₂法との関係(図4)をみると、プロットのばらつきが大きかったが、自動測定機の値が大きいくとき、PbO₂値も大であった。また、

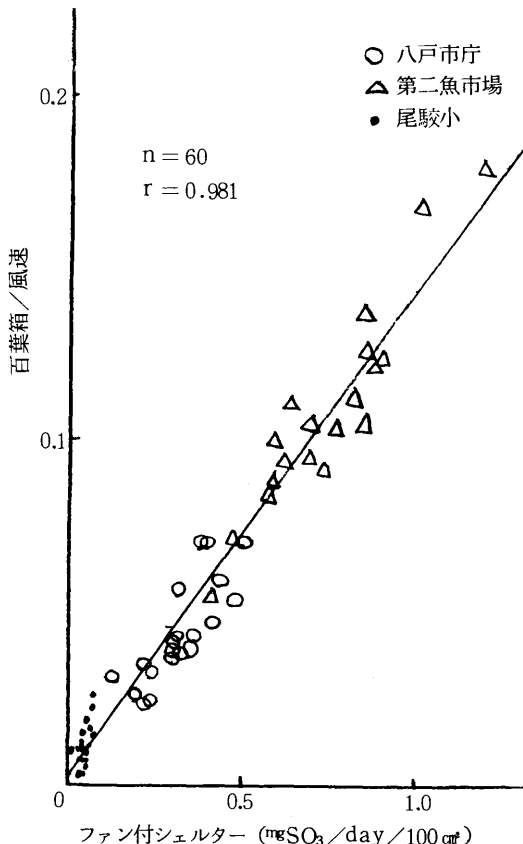


図3 ファン付シェルターと百葉箱/風速との関係

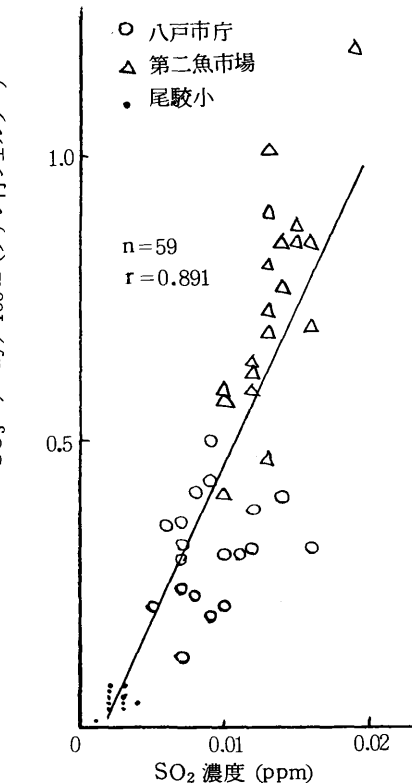
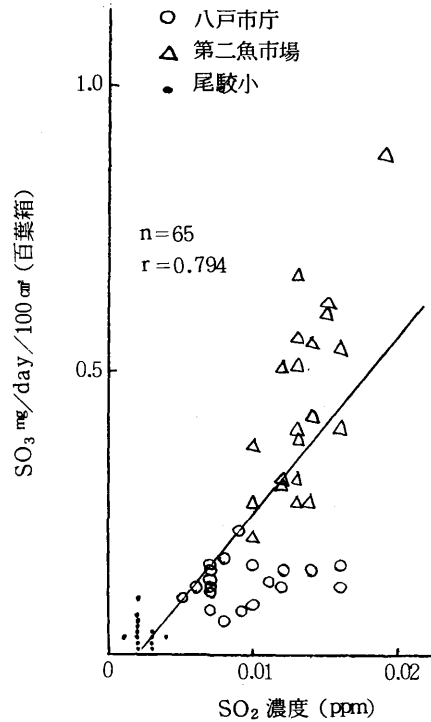


図4 自動測定機の値とPbO₂法との関係

自動測定機の値に対する百葉箱の値と、ファン付シェルターの値との関係を見ると、後者の方が高い相関を示した。プロットのばらつきは、測定地点のSO_x濃度が10 ppb前後の低濃度であること、また、1時間値が風向等の気象条件により、急激に変化することなどによることが推定される。すなわち、同じ月平均値でも1時間値がほぼ一定のものと、濃度の高低差が大きいものがあり、それらを考慮した場合、PbO₂とSO_xとの反応率、吸着率に差が生じ、PbO₂値に変化をもたらすものと考えられる。以上のことから、風速の影響が少ないファン付シェルターが百葉箱に比べて、感度、精度の上で、優れていることを思わせた。

4 結 語

PbO₂法における百葉箱と、ファン付シェルターを用いたときの測定値の相違について次の知見を得た。

- 1) ファン付シェルターの値と、百葉箱/風速の値との間に高い相関があった。
- 2) 風速の影響が少ないファン付シェルターは、百葉箱に比し、感度、精度が高かった。

- 3) 八戸市庁の感度が第二魚市場より高いのは、年間を通じて月平均風速が第二魚市場に比較して小さかったためと考えられる。

文 献

- 1) 坂本正昭：二酸化鉛法の暴露に関する一考察，青森県公害調査事務所報No.4，29-30（1980）
- 2) 植弘澄子，功刀正行，松本茂，溝口次夫：風速の影響を考慮した二酸化鉛法による亜硫酸ガスの測定，第21回大気汚染学会講演要旨集，319（1980）
- 3) 植弘澄子，溝口次夫，山田良一，工藤真哉，長谷川利雄：風の影響を除去した二酸化鉛法による亜硫酸ガスの測定(2)，第23回大気汚染学会講演要旨集，445（1982）
- 4) 山田良一，鹿原正志，吉田毅，早狩進，工藤精一，石塚伸一：気象因子を考慮した場合のPbO₂法と溶液導電率法によるいおう酸化物濃度の再評価(1)，青森県公害センター所報No.4，69-75（1979）

八戸市における浮遊粉じん中のベリリウム

工藤 精一*・工藤 真哉

1 緒 言

ベリリウムは、すぐれた金属特性をもっているため、近年工業材料として広範囲に利用され、その需要も高まりつつある。

しかし、ベリリウム及びその化合物は、生体に対し毒性が強く、肺、気管支等の呼吸器障害及び接触性皮膚炎を引き起こすといわれており、労働省令による特定化学物質等障害予防規則で、屋内作業環境におけるベリリウムの抑制濃度は $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と定められている。

ベリリウムは、石炭にも含まれている場合があり、この燃焼による大気汚染や、ベリリウム製錬過程、製品使用過程での大気汚染についても憂慮されており、その分析法¹⁾²⁾、環境濃度²⁾、合金工場からの排出状況³⁾、製錬工場周辺の土壌汚染⁴⁾、生体作用に関する報告⁵⁾等がなされている。

著者らは、八戸市の浮遊粉じん中に含まれるベリリウム濃度を把握することを目的として調査を行ったので報告する。

2 測定方法

2.1 測定年月日

56年5月、56年8月、56年11月、57年2月の表2に示した月日について測定を行った。

2.2 測定地点

測定地点は、図1に示した八戸市内の6地点である。

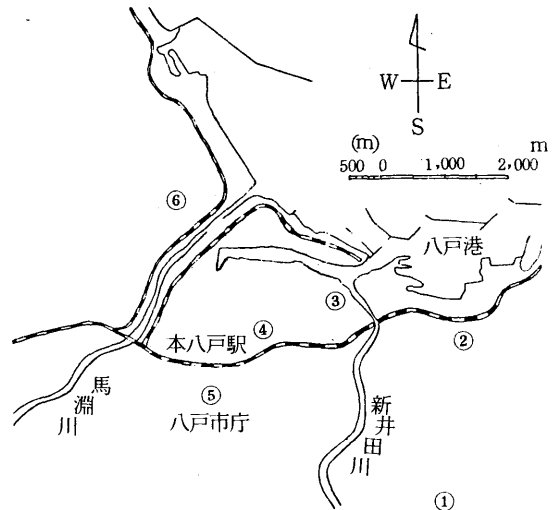
2.3 試料採取方法

各測定地点の屋上に、ハイボリウムエアースンプラー（紀本電子製HV-GM型、ただし八戸市庁の56年11月、57年2月は柴田化学製HVC-i1000型）を設置し、石英繊維ろ紙（Pallflex 2500-QAST）を装着し、約 $1.5 \text{ m}^3/\text{min}$.の吸引速度で、通常24時間浮遊粉じんを捕集した。

2.4 分析方法

分析試料は、捕集した浮遊粉じん（捕集ろ紙の30%）を、硝酸一過酸化水素で分解し、 $(2+98) \text{ HNO}_3 20 \text{ mL}$

* 八戸保健所



- ①旭ヶ丘小学校 : 第1種住専地域
- ②八工大一高校 : 第2種住専地域
- ③八戸第二魚市場 : 工業地域
- ④八戸工業高校 : 住居地域
- ⑤八戸市庁 : 商業地域
- ⑥根岸小学校 : 第2種住専地域

図1 測定地点

表1 ベリリウムの分析条件

Be	
波 長	234.9 nm
ランプ電流	10 mA
スリット	2
乾燥段階	10 A, 45 sec.
灰化段階	100 A, 30 sec.
原子化段階	260 A, 10 sec.
シースガス (Ar)	2 l/min.
キュベット	チューブ

表2 浮遊粉じん中のベリリウム測定結果

測定地点	測定年月日	粉じん濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Be濃度(ng/m^3)	Be含有率($\mu\text{g}/\text{g}$)	測定地点	測定年月日	粉じん濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Be濃度(ng/m^3)	Be含有率($\mu\text{g}/\text{g}$)
旭ヶ丘小学校	56. 5.19~ 5.20	33	0.01	0.3	八戸工業高等学校	56. 5.19~ 5.20	72	0.04	0.5
	5.20~ 5.21	42	0.02	0.5		5.20~ 5.21	90	0.05	0.5
	5.21~ 5.22	71	0.05	0.7		5.21~ 5.22	82	0.06	0.7
	8.18~ 8.19	55	<0.01	<0.2		8.18~ 8.19	87	0.02	0.2
	8.19~ 8.20	48	0.02	0.4		8.19~ 8.20	60	0.01	0.2
	8.20~ 8.21	53	0.02	0.4		8.20~ 8.21	66	0.03	0.5
	11. 4~11. 5	45	0.01	0.2		11. 4~11. 5	103	0.03	0.3
	11. 5~11. 6	36	0.02	0.6		11. 5~11. 6	71	0.03	0.4
	11. 6~11. 7	45	0.02	0.4		11. 6~11. 7	100	0.05	0.5
	57. 2.16~ 2.17	98	0.03	0.3		57. 2.16~ 2.17	265	0.11	0.4
2.18~ 2.19	94	0.05	0.5	2.17~ 2.18	273	0.12	0.4		
					2.18~ 2.19	333	0.15	0.5	
八工大一高等学校	56. 5.19~ 5.20	50	0.02	0.4	八戸市庁	56. 5.19~ 5.20	48	0.02	0.4
	5.20~ 5.21	66	0.04	0.6		5.20~ 5.21	71	0.04	0.5
	5.21~ 5.22	71	0.03	0.4		5.21~ 5.22	79	0.04	0.5
	11. 4~11. 5	81	0.04	0.5		8.18~ 8.19	75	0.02	0.2
	11. 5~11. 6	57	0.04	0.7		8.19~ 8.20	45	0.01	0.2
	11. 6~11. 7	84	0.05	0.6		8.20~ 8.21	62	0.02	0.3
	57. 2.16~ 2.17	131	0.05	0.4		11. 4~11. 5	59	0.03	0.5
	2.17~ 2.18	188	0.09	0.5		11. 5~11. 6	39	0.01	0.2
	2.18~ 2.19	196	0.08	0.4		11. 6~11. 7	55	0.02	0.4
						57. 2.17~ 2.18	177	0.06	0.3
				2.18~ 2.19	155	0.05	0.3		
八戸第二魚市場	56. 5.19~ 5.20	65	0.02	0.3	根岸小学校	56. 5.19~ 5.20	48	0.02	0.4
	5.20~ 5.21	81	0.03	0.4		5.20~ 5.21	65	0.03	0.4
	5.21~ 5.22	89	0.04	0.4		5.21~ 5.22	80	0.04	0.5
	8.18~ 8.19	92	0.01	0.1		8.18~ 8.19	73	0.02	0.3
	8.19~ 8.20	103	0.01	0.1		8.19~ 8.20	44	0.01	0.2
	8.20~ 8.21	68	0.02	0.3		8.20~ 8.21	90	0.04	0.4
	11. 4~11. 5	174	0.23	1.3		11. 6~11. 7	55	0.02	0.4
	11. 5~11. 6	123	0.12	1.0		57. 2.16~ 2.17	152	0.06	0.4
	11. 6~11. 7	162	0.17	1.0		2.17~ 2.18	142	0.04	0.3
	57. 2.16~ 2.17	216	0.10	0.5		2.18~ 2.19	136	0.05	0.4
2.17~ 2.18	195	0.08	0.4						
2.18~ 2.19	221	0.10	0.5						

で溶解し、試料とした。

ベリリウムの分析方法は、吸光光度法（ベリロンⅢ法）高温フレイム（ $C_2H_2 - N_2O$ ）を用いる原子吸光法、けい光光度法（モリン法）、フレイムレス原子吸光法があげられる。

これら4つの方法について検討を行った結果、感度、簡便さの点からフレイムレス原子吸光法が良いと判断されたので、この方法により分析を行った。

装置は、日立170-70型ゼーマン原子吸光分光光度計であり、分析条件は表1に示したとおりである。

試料の注入量は10 μl であり、1試料を2回分析し、その平均値を測定値とした。

3 結果及び考察

八戸市内6地点の浮遊じん中のベリリウム測定結果を表2に示した。

Be 濃度のほとんどが0.06ng/ m^3 以下の濃度であるが、八工大一高校、第二魚市場、工業高校において冬季（2月）の濃度が高くなっており、他の地点でもこの傾向を示した。

ただ、第二魚市場は、秋季（11月）の濃度が高く、11月4日～5日のBe 濃度は0.23ng/ m^3 と今回の測定値のうち最高値を示し、11月6日～7日は0.17ng/ m^3 で次に高い値であった。

また、夏季（8月）は、旭ヶ丘小学校、第二魚市場、工業高校、八戸市庁の4地点では、春季、秋季に比較しても低い濃度を示した。

冬季にBe 濃度が高い原因は、冬季が乾燥した時期のため土壌の舞い上がり等が起り、浮遊じん濃度が増加したことによるものと推定される。

八工大一高校の56年8月は、屋上修理工事のため測定することができなかったが、Be 濃度の年平均値をみると、第二魚市場：0.08ng/ m^3 > 工業高校：0.06ng/ m^3 > 八工大一高校：0.05ng/ m^3 > 八戸市庁：0.03ng/ m^3 、根岸小学校：0.03ng/ m^3 > 旭ヶ丘小学校：0.02ng/ m^3 の順であった。

興嶺らが神奈川県下で測定した大気粉じん中のBe 濃度²⁾は、工業地域で0.08～0.19ng/ m^3 、住宅地域で、< 0.01～0.06ng/ m^3 であるところから、八戸市におけるBe 濃度は神奈川県とほぼ同じレベルであることがうかがえる。

また、浮遊粉じん中のBe 含有率は表2に示したように、第二魚市場を除いた地点では0.7 $\mu g/g$ 以下であるが、第二魚市場では、秋季（11月）に1.0～1.3 $\mu g/g$ の含有率を示した。

冬季のBe 濃度が高いのにもかかわらず、Be 含有率

が他の季節とほぼ同程度の値を示したのは、前述した土壌の舞い上がり等による影響が大きいこと及びきわだったBe 発生源の影響がないためと考えられる。

しかし、第二魚市場において、秋季（11月）の含有率が高くなったのは、石炭による影響もあるのではないかと推定されるが、原因は明らかではない。

八戸市における浮遊粉じん中のBe 含有率は、土壌中のBe 含有率等⁴⁾からみて、比較的低いレベルであると考えられる。

4 結 語

八戸市内6地点における浮遊粉じん中のベリリウムをフレイムレス原子吸光法で分析した結果、次のことが明らかになった。

- 1) 春季、夏季、秋季のBe 濃度は、第二魚市場を除き0.06ng/ m^3 以下であった。
- 2) 各地点のBe 濃度は冬季に高くなる傾向を示したが第二魚市場では秋季（11月）に高くなり0.23ng/ m^3 の最高値を示した。
- 3) Be 濃度の年平均値をみると、おおむね第二魚市場 > 工業高校 > 八工大一高校 > 八戸市庁、根岸小学校 > 旭ヶ丘小学校の順であった。
- 4) 各地点のBe 含有率は、0.7 $\mu g/g$ 以下がほとんどであるが、第二魚市場の秋季（11月）は1.0～1.3 $\mu g/g$ であった。
- 5) 八戸市におけるBe 濃度、Be 含有率は比較的低いレベルであると考えられる。

謝辞 ベリリウムの分析にあたり、機器の使用ならびに操作に協力いただいた八戸市清掃事務所及び同所森越彦朋技師に深謝いたします。

文 献

- 1) Rving May and F.S.Grimaldi : Determination of beryllium in ores and rocks by a dilution-fluorometric method with morin, Anal. Chem., **33**, 1251-1253 (1961)
- 2) 興嶺清志, 長島常一, 大歳恒彦, 山川秀司, 田村瑞穂, 鈴木保美 : けい光光度法およびガスクロマトグラフ法による大気中の極微量ベリリウム定量法の検討, 日本環境衛生センター所報, No.5, 70-75 (1978)
- 3) 野間正紀, 川口芳行 : ベリリウム合金工場排ガス中のベリリウム測定例について, 愛知県公害調査センター所報, 第9号, 14-21 (1981)

- 4) 浅見輝男, 深澤文雄: ベリリウム製錬工場周辺のベリリウムによる土壌汚染, 日本土壌肥料科学雑誌, 第52号第1号, 1-10 (1981)
- 5) 例えば坂口武洋, 坂口早苗, 中村磐男, 鏡光長: ベリリウムの生体作用に関する研究, 日衛誌, 第37巻第1号, 165 (1982)
- 6) 伊藤英一: フレームレス法によるBe 定量におけるフッ素の影響について, 名古屋市公害研究所報, 第7号, 25-29 (1978)
- 7) 小林隆: 土壌中微量重金属の天然賦存量および毒性について, 岡山県公害防止センター研究報告, 第2巻第1号, 57-69 (1974)

製紙工場周辺における悪臭の実態調査について

— アンケートによる住民意識 —

高橋 昭則・吉田 毅

1 はじめに

M製紙(株)八戸工場(以後工場という)は、八戸市の中心から北に約7km離れた海岸に立地している。この工場ではバッチ式による蒸解釜を使用しているために、種々の臭気対策を施してはいるものの、建屋からのもれによる悪臭が相当感じられる。更に周辺についても回収ボイラーからの悪臭がある。

今回工場側から「臭気防止設備の設置に係る協議について」(昭和58年5月7日付)の改善計画書が提出されたが、この臭気対策は回収ボイラーで臭気成分を酸化燃焼することにより、取り敢えず敷地境界線上の悪臭濃度の低減を図ろうとするものである。

しかし現在でも回収ボイラー等による周辺での悪臭に問題があるところから、前述の対策によって周辺での悪臭が増大するのではないかと懸念される。

そこで工場の周囲約6kmの範囲での、製紙工場からの悪臭に対する住民意識調査を行って悪臭の実態を把握し、今後の改善状況の確認等に活用することを目的とした。

2 調査対象地域

工場の周囲約6kmを範囲とし、各地域はできるだけ工場から放射状になるように24地域を選定した(図1)。

3 調査実施期間

昭和58年6月14日～昭和58年6月25日

このうち、6月14日、15日は調査依頼を行って用紙を配付し、6月23日～25日に用紙の回収を行った。従って、6月15日～23日を実質の調査有効期間とした。

4 調査内容

図2に示すアンケート用紙によって調査を行ったが、問5が主たる目的である。すなわち該当日に製紙工場からの臭気に対する感知の有無及び度合を記入してもらう方法をとった。

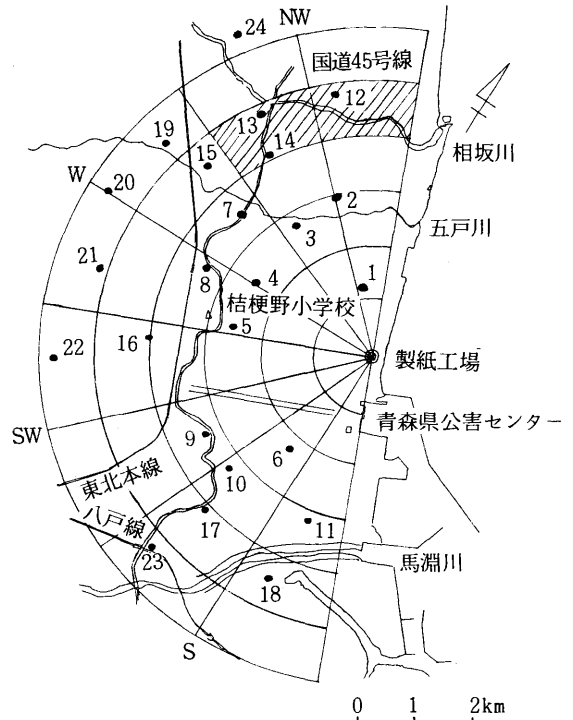


図1 調査地域図

地域名(番号は図1に対応)

- | | |
|----------|------------|
| 1 南大谷地 | 13 下田塚 |
| 2 市川 | 14 多賀台団地入口 |
| 3 向谷地 | 15 新田 |
| 4 水目沢 | 16 長者久保 |
| 5 桔梗野 | 17 河原木 |
| 6 日計ヶ丘 | 18 沼館三丁目 |
| 7 尻引 | 19 赤坂下 |
| 8 むつ市川駅前 | 20 鳩岡平 |
| 9 見立山 | 21 古場蔵 |
| 10 谷地畑 | 22 天久岱 |
| 11 八太郎 | 23 悪虫 |
| 12 藤ヶ森 | 24 秋堂 |

5 調査方法

対象地域内の各戸をまわり、協力の承諾を得られた場合は依頼書を添えてアンケート用紙を配付し、問1～問4を聞き取った後約10日間の記入をお願いした。

約10日後、再び依頼をした各戸をまわってアンケート用紙を回収した。

6 調査結果

1地域あたり10戸を目標としたが、調査依頼ができたのは180戸すなわち180枚であった。このうち回収は166枚で回収率92%となった。

なお、この180枚以外に、問1～問4だけに答えた分が27枚あるが、今回の目的外ということで集計には加えていない(表1)。

表1 地域別調査状況

地域名	アンケート調査数	聞き取りのみ	調査依頼数	回収数
南大谷地	11	2	9	8
市川	14	7	7	7
向谷地	6	1	5	5
水目沢	6	0	6	6
桔梗野	9	2	7	7
日計ヶ丘	11	2	9	8
尻引	11	2	9	9
むつ市川駅前	10	0	10	9
長者久保	6	1	5	5
見立山	10	0	10	9
谷地畑	10	0	10	10
八太郎	13	2	11	11
藤ヶ森	7	0	7	6
下田界	8	0	8	7
多賀台団地入口	7	0	7	6
新田	14	3	11	9
河原木	9	4	5	4
沼館3丁目	10	0	10	10
赤坂下	8	0	8	7
鳩岡平	6	0	6	6
古場蔵	4	0	4	2
天久岱	5	0	5	4
悪虫	5	0	5	5
秋堂	7	1	6	6
合計	207	27	180	166
		回収率(%)		92

地域別にみると、回答数が古場蔵の2枚から八太郎の11枚までと大きな開きがあり、また1地域2枚だけでその地域の代表となり得るか等、単純に地域間の比較を行うのは困難と判断し、工場を中心とする16方位軸上で地域のブロック化を行い回答数を増やすこととした。

ブロック化を具体的に説明すると、北西の方向で4～5kmの場合、その両側の方位軸に囲まれた部分に含まれる地域(図1中斜線部分の12, 13, 14)の回答数を合計して1ブロック分とする。同様に西北西の方向で4～5kmの場合には、13, 14, 15, の地域の回答数を合計して1ブロック分とする(表2)。前記の2例はそれぞれブロック番号21, 17に相当する。

なお、1ブロック1地域のところもあるが、これはやむを得ないものとした。

ブロック化に基づいてアンケートを集計し悪臭の感知の割合を百分率で求めて棒グラフにまとめた。この中で、水産加工団地臭と明記してあったものは悪臭を感じなかったの区分に加えた。

また、テレメータ子局の1つである桔梗野小学校局の風向頻度によって4種類に分類できたので、それぞれから抜き出した結果を図3-1～図3-4に示した。図3の中の太い矢印が風向頻度の風下方向を表わしている。

表2 ブロック番号と地域名

番号	地域名
1	日計ヶ丘
2	谷地畑, 八太郎
3	河原木, 沼館3丁目
4	日計ヶ丘
5	見立山, 谷地畑
6	河原木
7	悪虫
8	長者久保, 見立山
9	桔梗野
10	むつ市川駅前, 長者久保
11	古場蔵, 天久岱
12	水目沢, 桔梗野
13	尻引, むつ市川駅前
14	赤坂下, 鳩岡平, 古場蔵
15	市川, 向谷地, 水目沢
16	尻引
17	下田界, 多賀台団地入口, 新田
18	赤坂下, 鳩岡平,
19	南大谷地
20	市川, 向谷地
21	藤ヶ森, 下田界, 多賀台団地入口

日付別の説明

6月15日：天候 晴 風速 calm～3.6m/s
 風向 東北東～東で西風もまれにあった。
 ブロック番号9, 12と14, 17, 18, 21で強く感じている他ほとんどの地域で悪臭を感じている。
 しかし、ブロック番号14, 17, 18, 21の方は水産加工団地臭もかなり含まれていると判断される。
 6月17日：天候 霧雨 風速 0.6～2.2m/s
 風向 一日中東北東～東風。
 ブロック番号10, 13, 1, 21で強く感じている。ブロック番号3で強く感じているのは風向からみても他の臭気と考えられる。
 6月19日：天候 昼に強い雷雨 風速 calm～2.1m/s
 風向 南東～東が主で西風もみられた。
 ブロック番号13以上の地域で多くが強い悪臭を感じていた。
 6月22日：天候 雨のち晴 風速calm～1.8m/s
 風向 北東～東～南東の風。
 全般に距離3～4kmの地域で強い悪臭を感じていた。

図3から、特にブロック番号17の周辺では常に強い悪臭を感じていることがはっきりした。しかし、この周辺は水産加工団地の風下にもなっていることから、製紙

工場の悪臭と複合しているとも考えられる。

7 ま と め

調査期間中は、大体において北東～東～南東の風が吹いており、比較的好条件に恵まれた。

総合的にみると

- 1) 五戸川以北では、水産加工団地との複合した悪臭も考えられる。
- 2) 八太郎、沼館方面では、製紙工場以外の悪臭を感じている可能性がある。
- 3) 製紙工場の周辺1～2kmの範囲では、今回の風向であれば必ずしも風下でなくても悪臭を感じている。
- 4) 周辺5～6kmの地域でも風向によっては、悪臭を感じることもある。

最後に、協力していただいた八戸市公害対策課の諸氏に感謝します。

昭和58年6月 整理番号

【悪臭に対するアンケートのお願い】

忙がしいとは存じますが、日ごろ感じている悪臭について下記にお答えください。
 なお6月23日には、この用紙の回収に伺います。

	回収期日	6月	日	午前 午後
地域名 ()				
性別	1. 男	年齢	1. 20歳代	4. 50歳代
	2. 女		2. 30歳代	5. 60歳代
			3. 40歳代	6. 70歳代以上

問1 日ごろ悪臭を感じていますか。それはどのような臭いですか。該当する数字を○で囲んでください。(二つ以上でも差しつかえありません。)

1. 卵の腐ったような臭い。
2. 魚かすのような臭い。
3. 製紙工場からの臭い。
4. 水産加工団地からの臭い。
5. その他。()
6. あまり感じない。

問2 製紙工場からの臭いを感じている場合、どの程度でしょうか。

1. あまり感じない。
2. なんとなく感じる。
3. はっきり感じる。
4. 強く感じる。

問3 問2の場合、生活上どの程度に思いますか。

1. なんとも思わない。
2. 少し気になる。
3. 我慢できない。

問4 今まで悪臭に対する苦情をどこかに申し出たことがありますか。

1. ない。
2. 八戸市や五戸町へ出したことがある。
3. 公害センターへ出したことがある。
4. 事業場へ出したことがある。
5. その他。()

問5 できる範囲できょうから、製紙工場の臭いに対する記録をお願いします。

月日	臭い 感じなかった	感 じ た			備 考
		少 し	は っきり	強 く	
6月13日(月)					
14日(火)					
15日(水)					
16日(木)					
17日(金)					
18日(土)					
19日(日)					
20日(月)					
21日(火)					
22日(水)					
23日(木)					
24日(金)					

このアンケートについて、わからない点は次のところへ問い合わせてください。

青森県公害センター 大気課 (電話 0178(28)6700)
 高橋技師または早野主任

図2 アンケート用紙

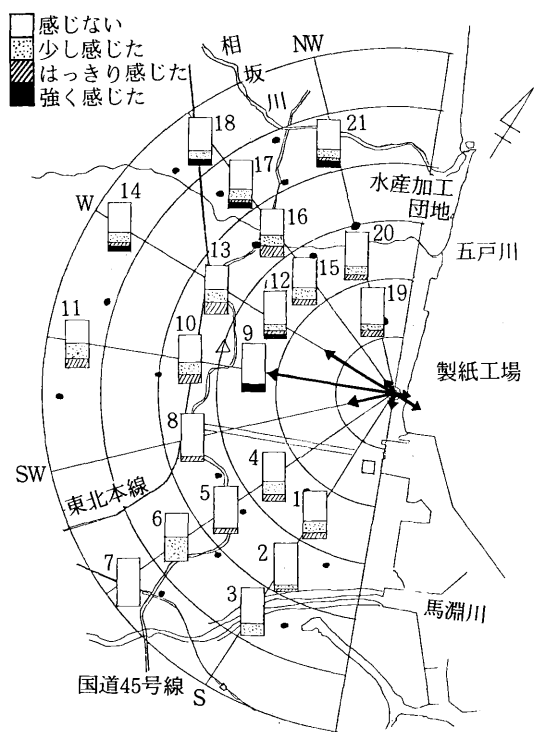


図3-1 調査結果
6月15日(水)

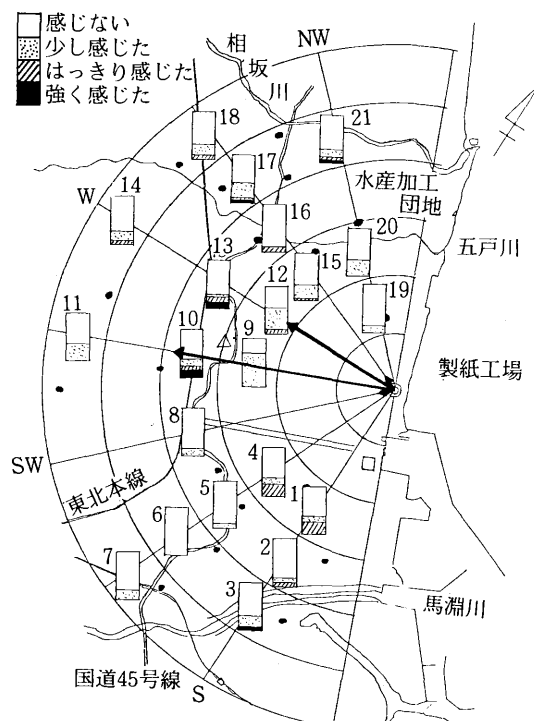


図3-2 調査結果
6月17日(金)

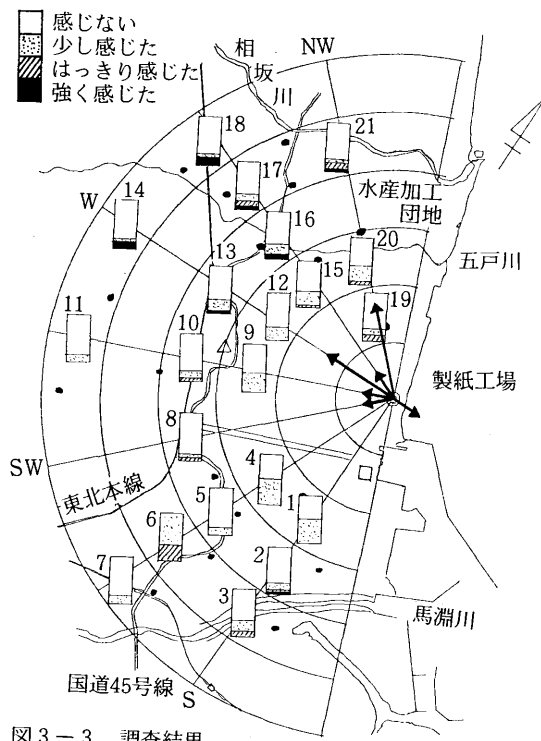


図3-3 調査結果
6月19日(日)

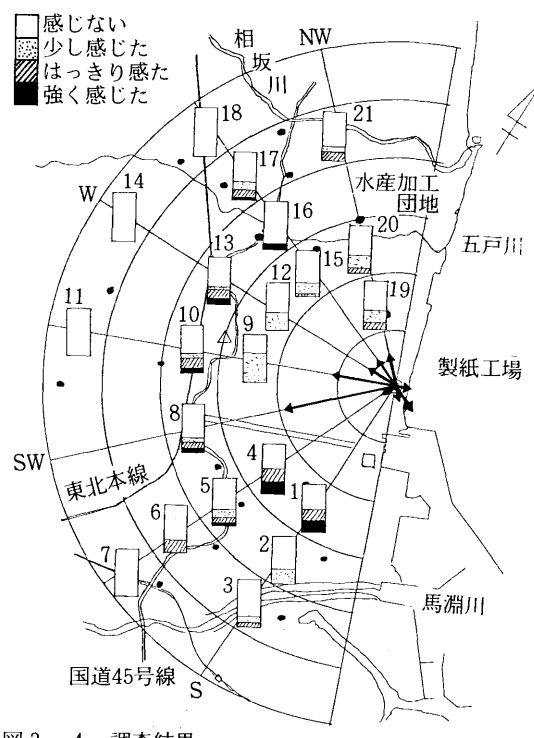


図3-4 調査結果
6月22日(水)

青森県南部における雨水（酸性雨）の実態調査

早狩 敏男・坂本 正昭*

1 はじめに

酸性雨が重大な環境問題として、北欧や北米では湖沼や森林などの生態系に与える影響が論議され、わが国においては目、のどの痛みや皮膚の刺激という人体被害が発生し、農作物への被害もみられている。酸性雨の成因には、化石燃料の消費増加によるイオウ酸化物、窒素酸化物が関与しているといわれているが、詳細な生成機構は未解明の部分が多いことから、酸性雨で表現される雨水の現状を正しく把握する必要がある。ここでは県南における雨水及び雪のpH、成分濃度について実態調査をしたのでその結果を報告する¹⁾。

2 調査方法

2.1 調査地点の概要

青森県新産都市会館は八戸市の北東部に位置し、東側約200mに八戸港がひらける工業専用地域で、半径3km以内にパルプ、製錬、電力等の工場が立地している。谷地頭小学校は三沢市の北部に位置し、東約3.5kmに太平洋がひらける農業振興地域で、周辺は大部分が畑地である(図1)。

- 1 青森県新産都市会館(八戸市)
- 2 谷地頭小学校(三沢市)

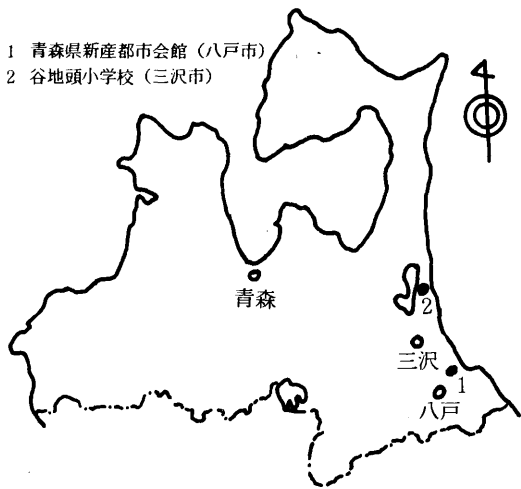


図1 調査地点

2.2 調査期間

雨水：昭和57年9月9日～昭和57年11月30日

調査期間中の気象概況は、9月は、上旬から中旬にかけて気温は低めに経過したが、下旬から高温に転じ、雨量は大体平年並みであった。10月は、気温の変動は大きかったものの、多照が目立ち、雨量は平年を下回った。また、1日午後には、三八地方の一部で雷雨や降雹があり、9日には台風21号の影響で雨が降った。11月は上旬から中旬にかけて温暖な日が続いたが、下旬半ばに冬の気圧配置になって、強い寒気が流入し、24日には初雪を観測した。雨量は平年より少な目であった。

雪：昭和57年12月1日～昭和58年2月28日

調査期間中の気象概況は、本州南岸沖の低気圧が北上したことと、日本海の低気圧が本州を横切る回数が多かったため、例年に比べて降雪の回数と1回に降る雪の量が多かった。期間中の最大降雪は24cm、最大積雪は47cmであった。

2.3 採取方法

雨水：各降雨ごとに降雨直後5mmまで1mm(100ml)

ごとに自動雨水採取装置、小笠原計器(R-1,500)で採取した(図2)。

雪：捕集口径の異った直径0.7, 0.5, 0.3, 0.1m、高さ1mの円筒形ブリキの採取装置を用いて10日ごとに回収した(図3)。

2.4 測定項目及び測定方法

降水量：自記降雨計(雨水)

融解後メスシリンダーで計量(雪)

pH：ガラス電極法(自動雨水採取装置)(雨水)

ガラス電極法(日立堀場F-7)(雪)

導電率：自動雨水採取装置(雨水)

導電率計(京都電子工業CM-07)(雪)

SO₄²⁻：塩化バリウム-グリセリン比濁法²⁾

NO₃⁻：銅カドミウム還元法

NH₄⁺：インドフェノール法

* 現青森家畜保健衛生所

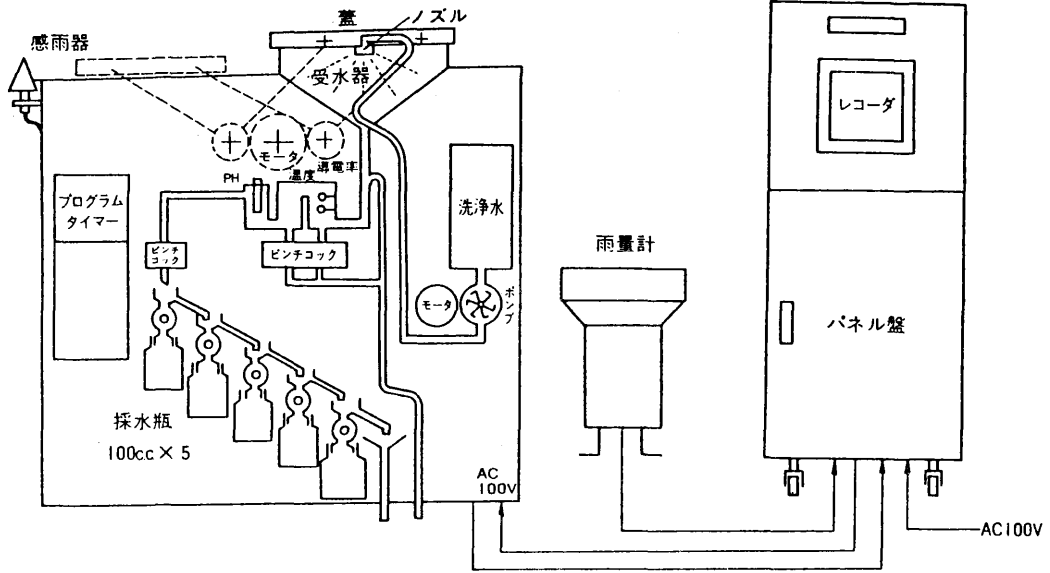


図2 雨水採取装置

3 結果と考察

3.1 雨水の pH

初期降雨1mm目と雨水全試料(5mm目まで)について pHの階級別出現率を求めた結果、雨水全試料については4.5~6.4の領域にほぼ均等に分布した(図4)。

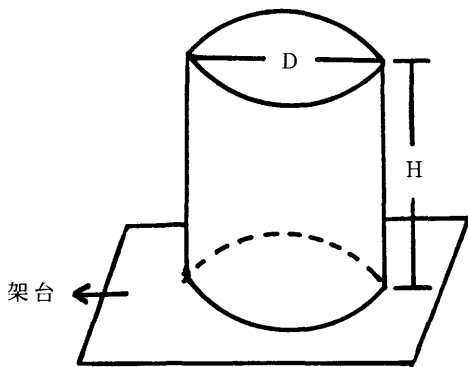
調査期間中 pHが最も低かったのは、9月11日から降り始めた4mmの4.2であり、この時の SO_4^{2-} 、 NO_3^- 濃度は比較的低かった。最高pHは7.5であった。特に7.5の時は臨海部からの海風が観測されたことから、海塩粒子等の影響、さらには脱硫装置などに使用する中和剤の飛散が考えられる。

また、大気中の雨水のpHは5.6前後³⁾(大気中の炭酸ガスとの平衡状態)でこの値以下のpHを酸性雨とすれば1mm目では63%、全試料については68%が酸性雨であった。

3.2 雨水中成分濃度

導電率(以下E.C)をはじめ雨水中の成分濃度は大きく変動した(表1)。従来から雨水中の成分濃度は降雨初期に現われ以下降雨量及び降雨時間の経過とともに順次濃度が減少していくといわれているが、今回の調査でも同様の結果が得られた(図5)。

また、3mm以上の降雨についても SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 及びE.Cの最高濃度は第1フラクションに全体の50~80%の大きい割合で出現したがpH(H^+)は明確な減少傾向を示さなかった。



D (m)	0.7	0.5	0.3	0.1
H (m)	1	1	1	1

図3 雪の採取装置

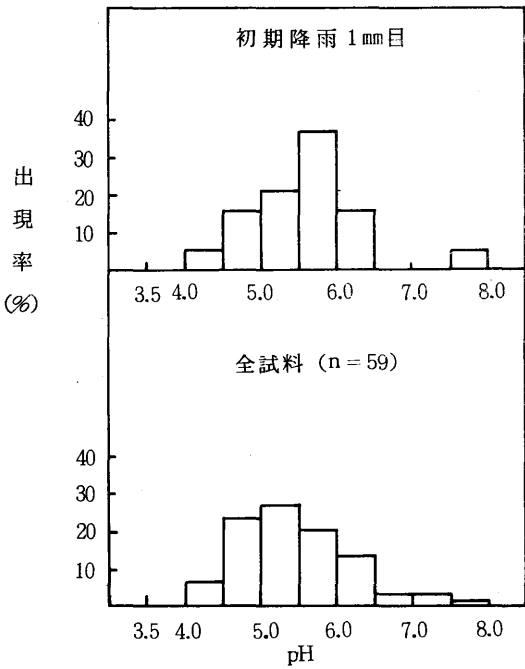


図4 pHの階級別出現率 (%)

表1 初期降雨 (5mmまで) の雨水中成分濃度

項目	最高	最低	平均
pH	7.5	4.2	5.4
E.C $\mu\text{s}/\text{cm}$	230	6	34
SO_4^{2-} $\mu\text{g}/\text{ml}$	12	N.D	4.3
NO_3^- $\mu\text{g}/\text{ml}$	2.2	0.11	0.66
NH_4^+ $\mu\text{g}/\text{ml}$	4.4	0.22	1.0

3.3 雨水成分間の関連性

各成分間の関連性を調べるために全測定値を対象に相関係数を求め有意性を検討した結果, E.C, SO_4^{2-} , NO_3^- 及び NH_4^+ についてはそれぞれ有意な相関は認められたが, pH (H^+) と他の成分との関係は明瞭ではなかった (表2)。

表2 雨水成分相互の相関係数行列

	pH	E.C	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+
pH	1.000	-0.114	-0.066	0.302	-0.013
E.C		1.000	0.669	0.336	0.424
SO_4^{2-}			1.000	0.488	0.608
NO_3^-				1.000	0.500
NH_4^+					1.000

*** $\alpha=0.01$ で有意
** $\alpha=0.05$ で有意

項目	n	r	
		$\alpha=0.01$	$\alpha=0.05$
pH, E.C	59	0.333	0.256
SO_4^{2-} , NH_4^+	52	0.354	0.273
NO_3^-	50	0.361	0.278

3.4 雪の捕集量の比較試験

雪は雨と違い, 密度が小さく舞上がり大きい上に, 地域特性がみられることなどから, その採取方法については, ほとんど検討されていない。ここでは径の異なる4種について降水成分の分析結果から, 降水及び成分の単位面積当たりの捕集量を求めた。降水量はdを除いてほとんどの測定値が $\pm 20\%$ に入り, 容器間の捕集量に大きな差はないものと推定される。また, 降水成分の捕集量もdを除いては, ほぼ同様の傾向がみられた (表3)。

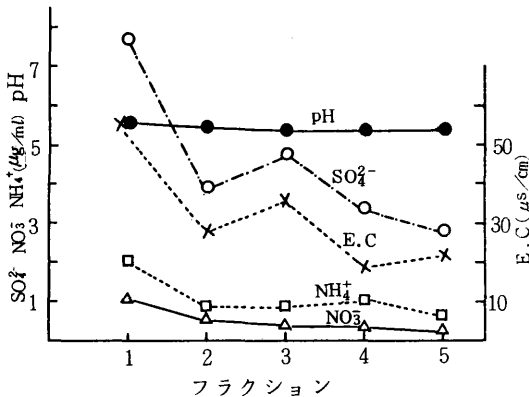


図5 フラクシオン別平均値の成分濃度変化

表3 降水量及び成分の比較

項目	試料No.									\bar{X}	S
		1	2	3	4	5	6	7	8		
降水量 (mm)	a	19.7	3.3	16.0	12.3	3.2	24.8	27.4	33.0	17.46	10.90
	b	30.1	4.2	15.6	11.2	4.2	27.5	26.6	30.6	18.73	11.30
	c	30.5	4.1	16.5	10.2	4.5	26.3	27.1	28.5	18.46	11.05
	d	0	1.5	2.5	3.8	0.9	19.1	22.9	31.8	10.31	12.38
E・C ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	a	25	100	59	97	102	37	123	45	73.5	36.30
	b	26	100	63	欠	64	40	136	53	68.8	37.54
	c	55	90	56	101	72	39	140	49	75.2	33.52
	d						(33)	(105)	(55)	64	
SO_4^{2-} (mg/m^2)	a	124	32	59	51	20	62	101	128	72.1	40.87
	b	138	41	56	欠	22	63	103	137	80.0	46.35
	c	167	30	67	45	20	79	105	111	78.0	48.72
	d							(93)	(104)	(98.5)	
NO_3^- (mg/m^2)	a	14.2	7.5	8.3	12.3	3.5	24.8	17.5	23.8	13.98	7.67
	b	20.7	7.9	10.0	欠	3.5	27.2	18.9	27.2	16.48	9.46
	c	17.6	6.5	8.2	12.2	5.8	31.5	20.0	20.5	15.28	8.81
	d							(6.6)	(19.3)	(15.9)	
NH_4^+ (mg/m^2)	a	10.6	3.6	8.0	8.9	2.1	15.4	15.9	17.8	10.28	5.76
	b	10.8	4.6	7.8	欠	1.8	18.9	17.8	16.8	11.21	6.80
	c	15.8	3.5	6.6	9.0	2.6	21.0	15.7	15.6	11.22	6.71
	d							(9.8)	(14.9)	(12.35)	

(注) ()の数値は参考値 採取装置 a : 直径0.7m c : 0.3m
S : 標準偏差 b : " 0.5m d : 0.1m

3.5 雪の融解条件の違いによる成分の比較試験

融解条件を変えることにより成分濃度に違いがあるかどうかを知るため、一様に混和した試料(雪)を2容器に分取した後、室温で融解した試料(A)と水浴上で融解した試料(B)を調整し、この操作を同一試料について5回行った。A及びBの試料重量は1回につき約100gであり、融解する際は時計皿で覆い、融解時間はAが約2時間、Bが約3分であった。この間の水分の蒸発は各試料とも1%以内であった。

比較試験の結果BはAに比較しE.C, NO_3^- 及び NH_4^+ で高かった。 SO_4^{2-} では差が認められなかった(表4)。

4 まとめ

今回の雨水(酸性雨)調査は、初期降雨1mmから5mmまでの検討であったが、酸性雨の汚染機構を解明するためには、前述の初期降雨に加えて残り一括採取による一雨全体についても考慮する必要がある。また、雨水自動採取装置については、降雨のない時(露霧等)でも感雨器が作動し、その都度蓋の開閉とともに洗浄水が流出し記録されるので正確なデータが得られない。また、雨量計については最小日盛が0.1mmのため細かすぎて判読しにくいなどの問題点が残されている。

一方、雪については今回の結果では、捕集容器にある一定以上の口径があれば捕集量の差は少ないが、分析に供するための雪の融解条件の設定が必要であると思われる。今後酸性雨の汚染機構や影響等の解明にあたっては長期的かつ継続的な調査が必要である。

表4 試料 A と試料 B の比較

項 目	E.C ($\mu\text{s}/\text{cm}$)		SO_4^{2-} ($\mu\text{g}/\text{ml}$)		NO_3^- ($\mu\text{g}/\text{ml}$)		NH_4^+ ($\mu\text{g}/\text{ml}$)	
	A	B	A	B	A	B	A	B
測 定 結 果	30.9	33.7	3.7	3.7	0.40	0.51	0.44	0.54
	34.6	33.7	4.0	3.6	0.35	0.52	0.49	0.53
	32.2	45.6	3.6	3.5	0.40	0.49	0.43	0.56
	31.1	40.6	3.9	3.8	0.37	0.54	0.48	0.50
	27.7	42.1	3.8	3.9	0.41	0.62	0.43	0.55
平 均	31.30	39.14	3.80	3.70	0.388	0.536	0.454	0.536
F_0	4.497		1.00		5.368		1.566	
$\alpha=0.05$ のとき $F(4, 4, 0.05/2)$	9.605		9.605		9.605		9.605	
F 検 定	$F_0 < F$ 差がない		$F_0 < F$ 差がない		$F_0 < F$ 差がない		$F_0 < F$ 差がない	
t_0	2.999		1.00		6.166		5.000	
$\alpha=0.05$ のとき $t(8, 0.05)$	2.306		2.306		2.306		2.306	
t 検 定	$t_0 > t$ 差がある		$t_0 < t$ 差がない		$t_0 > t$ 差がある		$t_0 > t$ 差がある	

文 献

- 1) 環境庁：昭和57年度環境庁委託業務結果報告書，分析の自動化に関する研究（酸性雨測定方法），（1983）
- 2) 日本水道協会：上水試験方法，341-343（1978）
- 3) 環境と測定技術：vol.10, No.9, 2（1983）
- 4) J.D Thornton, S.J. Eisenreich, Atmos. Environ., 16, 1945（1982）

水産加工場における回分型活性汚泥処理と現況

山崎喜三郎・奈良 忠明・野田 正志
 小山田久美子・早狩 敏男・田中 稔

1 はじめに

当センター管内には多くの水産加工場があり、これらの工場から排水される有機排水の処理は、主として生物処理によって放流されている。

しかし、日間排水量 50~200m³程度の比較的小規模の加工場では、回分型活性汚泥による処理方法をとっている。同装置は、曝気槽一基で、調整、曝気及び沈澱槽を兼ねる。その一般的排水処理フローは、①排水流入、②曝気、③汚泥沈降、④処理水放流を一サイクルとしているため、運転管理が簡易であることから急速に普及した。そのほか、標準型装置に比較し、建設コストが安い、設置面積が小さい、維持管理費が安い、余剰汚泥が少ない等の利点がある。その反面、次の短所を持っている。

①水産加工の排水は、BOD負荷が大きいことや、加工原魚が操業日で変ることから管理面で細心の注意が要求される。

②同装置は、日中に曝気をして早朝又は深夜に放流する処理形態をとっているため、排水が清浄であるかど

うかの確認をしないことが多い。

③さらには、汚泥流出による苦情発生が多い。

以下、管内の回分型活性汚泥による排水の現況をまとめたので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

昭和55年11月~昭和58年3月

2.2 調査地点

調査地点 図1

2.3 調査方法

放流開始時から終了時までの間、約30分に1検体の頻度で採取した、なお、第1回目の採水は放流開始後1分間経過した時点とした。

その他の概況調査として、天候、気温、水温、透視度、色相、臭気の測定、排水量、処理原魚名、処理量を聴取りを併せて実施した。

2.4 調査対象事業場 表1

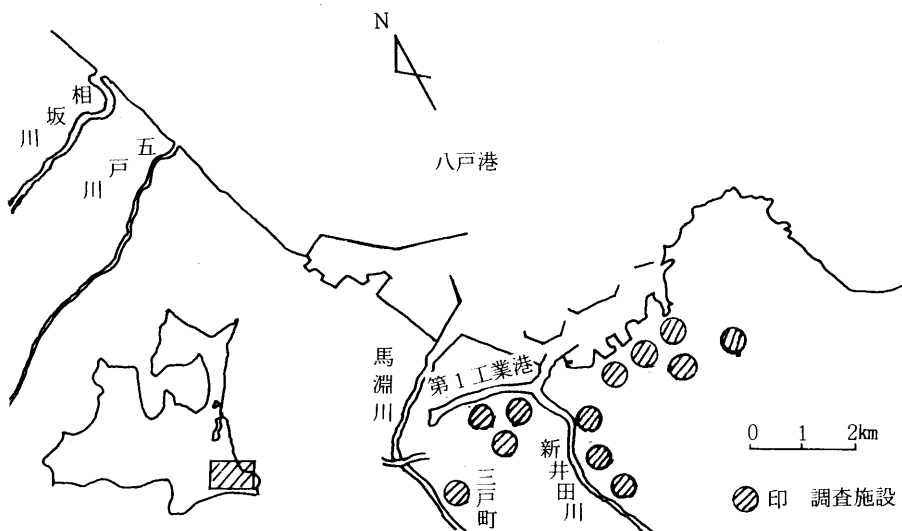


図1 調査地点

表1 調査対象事業場の規模及び汚水処理能力〔回分型活性汚泥装置〕

対象工場 No.	特定施設の種別及び名称	特定施設で使用する原料	設置年月	一次処理及び回分	能 力					備 考	
					排水量 m ³		pH	BOD mg/l	SS mg/l		油分mg/l
					日間平均	最大					
1	魚槽 魚体処理機	さば、助宗タラ カラスカレ	56.4	浮遊物回収装置 静工試式回分型	180	200	6 - 8	400 (1,000)	400 (450)	30	上段は処理前水質
							5.8 - 8.6	100 (130)	120 (150)	10	下段は処理後水質
2	さばクイルスター 皮剥機、魚洗槽	さば 助宗タラ	51.11	静工試式回分型	190	200	6 - 8	3,000 (4,000)	2,300 (2,800)	1,600	()は最大
							5.8 - 8.6	120 (150)	120 (150)	10	
3	魚洗槽 漬込用タンク	いか、さば サケ、マス、助宗タラ	49.9	静工試式回分型	70	75	7.4 - 7.6	400 (1,500)	130 (200)		
							5.8 - 8.6	100 (120)	120 (150)		
4	脱皮機 鮮魚洗浄機	いか、さば 助宗タラ	51.8	凝集加圧浮上装置 NESCO 式回分型	200	250	6.5	450 (600)	40 (60)		
							6.5	60 (100)	10 (20)		
5	魚洗機 魚洗槽	冷凍いか、助宗タラ 冷凍サケ、マス	52.2	沈 澱 槽 NESCO 式回分型	50	100	6.5	1,100 (1,500)	90 (220)		
							6.5	60 (80)	10 (30)		
6	原料処理施設 脱脂イール	冷凍いか、さば 助宗タラ	52.12	凝集加圧浮上装置 NESCO 式回分型	100	150	7.0	1,000 (1,800)	500 (900)		
							7.0	60 (100)	70 (100)	5	
7	洗浄施設 魚体処理機	助宗タラ 冷凍さば、解凍	51.8	気液接触酸化による 回分型	50	100	6.8	75 (150)	150 (180)		
							6.8	50 (100)	90 (100)		
8	脱皮機 魚洗機	生いか、さば 冷凍いか	51.12	凝集加圧浮上装置 NESCO 式回分型	120	150	6.0	1,000 (1,500)	120 (150)	30	
							7.0		60 (80)	10	
9	脱皮機 魚洗機	いか、さば 助宗タラ	52.12	沈 澱 槽 NESCO 式回分型	130	150	7.1	1,800 (2,300)	1,000 (1,580)		
							7.0	60 (80)	70 (100)	5	
10	脱皮機 魚洗機	いか さば	50.1	金網回転フルイ 静工試式回分型	90	300	5.8 - 8.6	1,500 (2,000)	600 (800)		
							6.9	47 (90)	80 (100)		
11	洗浄施設 原料処理施設	冷凍さばいかマス 冷凍サケ、助宗タラ	52.12	凝集加圧浮上装置 NESCO 式回分型	110	150	7.0	700 (1,400)	120 (150)		
							7.0	60 (100)	70 (100)		
12	原料処理施設 洗浄機、ボイル施設	さば、いか いわし	51.6	加熱処理 NESCO 式回分型	160	350	6.0 - 8.0	9,900 (1,350)	850 (1,350)	990	
							6.0 - 8.0	100 (130)	120 (150)	10	

3 結果と考察

3.1 立入調査状況

調査対象施設は、八戸市に集中し、その放流先は八戸港、新井田川及び馬淵川である(図1)。

また、当該水域は上乗せ排水基準が適用され、水濁法の一律排水基準より厳しい排水規制をうけている地域でもある。

上乗せ排水基準値と規制項目	
BOD	:130 (100) mg/l
COD	:100 (80) "
SS	:150 (120) "
油分	:10 "

調査項目は排水調査の結果、公共用水域の水質に最も影響を与えるBOD及びSS分に問題がみられたので、この2項目を中心に検討した。

年度別の排水基準不適合率は年度で異なるが、約4割と高かった。

表2

年度別	立入工場数	不適合工場数	不適合率(%)
55年度	2	1	50
56 "	10	2	20
57 "	13	7	53
全 体	25	10	40

3.2 排水基準不適合事業場の改善対策

立入調査の結果、水質汚濁防止法、第3条の規定に抵触した工場の排水悪化の原因並びに講じた改善指導内容

表3 排水基準不適合事業場の改善対策

対象工場 No.	不適合項目 mg/l	不 適 合 の 原 因	講 じ た 改 善 対 策
12	BOD: 740 (392) SS :1,900 (834)	排水処理能力を越えた操業 初期及び最終放流時に汚泥が流出した。	初期及び最終放流水は手動で原水槽に回収する。 処理施設の能力を高めるため油水分離槽を設置する。
11	BOD: 170 (74) SS : 710 (270)	強制ばっ気によりばっ気槽の浮子から汚泥が流出した。	ばっ気槽の浮子を上下させるウインチを設置する。
1	SS : 180 (36)	放流制御用電極の故障	同通現象によるトラブルをなくするため電極の間隔を大きくする。
3	BOD: 240 (220) SS : 260 (220)	土砂が混入(異常降雨により)	
4	BOD: 150 (108) SS : 220 (140)	初期及び終了放流時に汚泥が流出した。	放流は人為操作で行い、汚泥を流出させない。
5	BOD: 800 (550) SS :1,800 (1,190)	ばっ気タイマーの操作ミスによりバルキングが生じ汚泥が流出した。	運転管理を十分ににする。
6	BOD:1,500 (800) SS :1,900 (1,000)	ばっ気槽への揚水ポンプが故障したため汚泥が流出した。	揚水ポンプを修理した。 初期放流水は原水槽に回収する。
7	BOD: 460 (90) SS :2,300 (470)	余剰汚泥が増加したため汚泥が流出した。	余剰汚泥9 m ³ 除去するとともに沈降剤を使用し、浮遊汚泥を沈降させた。
8	BOD: 310 (140) SS : 380 (120)	ばっ気槽の水温低下により沈降が悪くなった。	排水濃度の高い製造工程を中止した。
9	BOD:1,000 (200) SS :4,000 (960)	排水管に汚泥が一部残流していたため初期放流時に排水された。	初期放流の一部を汚泥槽に返送した。

をみると、汚泥の流出が最も多く、過負荷その他であった。

3.3 排水の水質

回分型活性汚泥処理の排水の水質は、一般に放流開始と終了時に悪化するといわれるが(図2)。本調査においても同様の結果を得た。しかし、その排水パターンは各施設で異なり一様ではなかった。

以下、排水基準不適合施設のBODとSSについて、放流開始から終了までの水質変化を原因別に説明する。

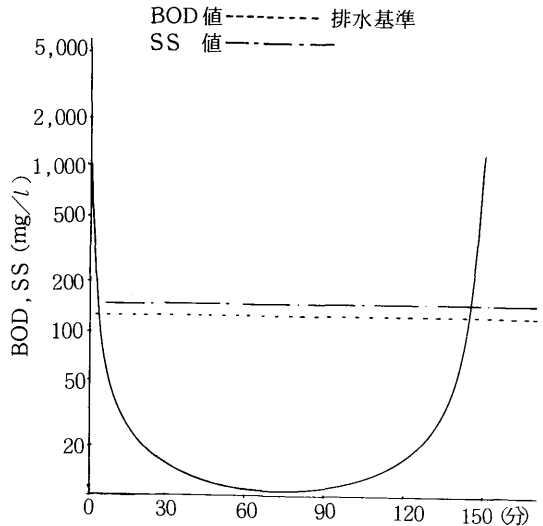


図2 採水時間(分)

3.3.1 12の水質変化

図3は、放流開始からBOD, SS分とも高く、放流30分でSS分が基準値以下となったが、数十分以降再び基準以上に上昇した。また、BODにあってはSS分とともに下降したが依然として基準値以上で推移し、終了時は550mg/lと非常に高かった。

原因は、処理能力以上の操業により余剰汚泥の流出と、油脂分の多い原魚処理したため、活性汚泥の効率低下をきたし沈降分離が不十分となったものである。

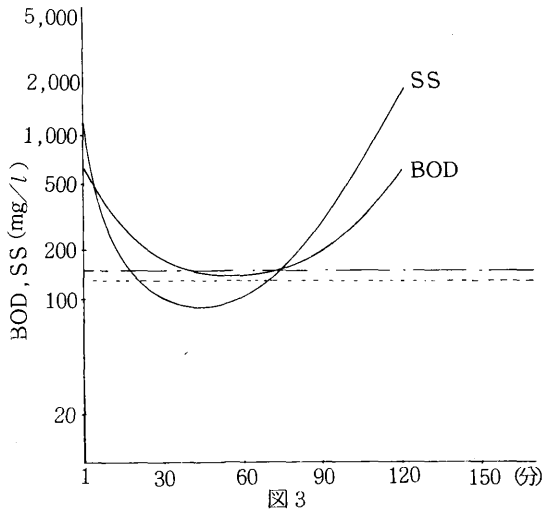


図3

3.3.2 7の水質変化

図4は、表1の9の処理排水で、原因は前日の曝気中にフロートから放流用パイプに汚泥が入った場合と、前日の排水終了時に汚泥が一部残留して排水パイプから初期放流された場合の2つのケースである。

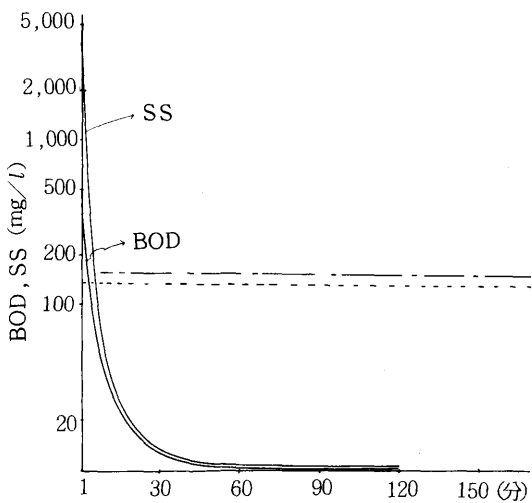


図4

3.3.4 7の水質変化

図5は、図4の逆のケースで汚泥が完全に沈降していないため、最終放流に数分間汚泥が流出した。排水は通常自動タイマーで操作されているため、担当者がこの水質悪化の状態を確認していなかった。

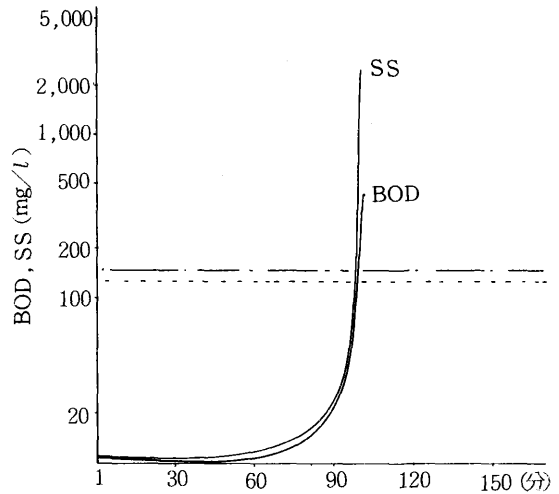


図5

3.3.5 8の水質変化

図6は、放流時から清浄な排水で推移していたが放流後半において水質が悪化し、十数分間汚泥が流出したケースである。

原因は、冬季期間の調査によって判明したケースで、気温の低下により曝気槽内の水温が低下し汚泥の分離沈降が低下したものである。

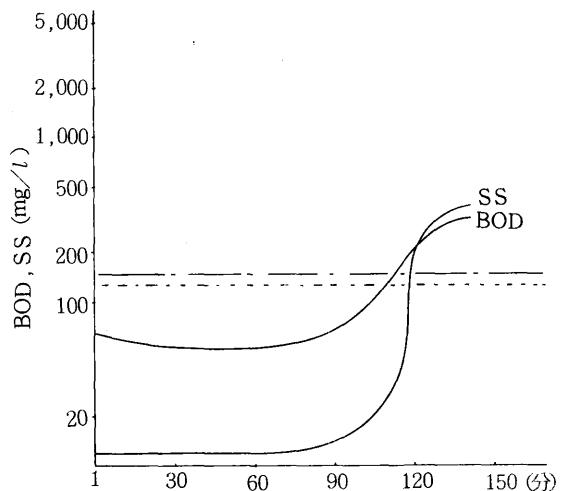


図6

3.3.6 11の水質変化

図7は、強制曝気によって発生したケースで、放流初期から基準値以上の排水が30分以上にわたり流出し、その後清浄な水質となっている。

文 献

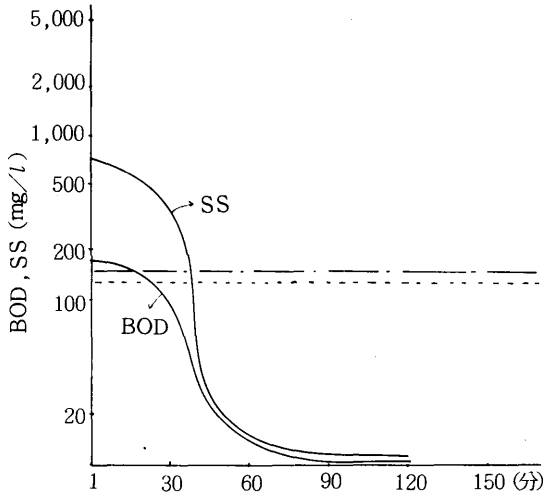


図7

4 ま と め

近年、排水量の少ない水産加工場に多く設置されるようになった回分型活性汚泥について調査した結果、以下問題点と対策が指摘された。

- 1) 日中の曝気によって、フロートから放流用パイプに汚泥が入り込む可能性があるため、放流初期に清浄を確認する。
- 2) 過負荷運転をしないため、処理能力に応じた適正処理による運転管理を行うこと。
- 3) 当管内は、冬季間特に気温の低下の日数が多いため、曝気槽内の水温管理に充分留意すること。
- 4) 回分型活性汚泥処理は運転管理がしやすいと考えられるが、生物処理法であるため、専従の担当者を配置し、施設の運転管理をするとともに放流水の水質測定を実施する必要がある。

- 1) 石田耕一, 桜井敏郎, 須藤隆一, 平井正直, 真柄泰基, 渡部 勇: 浄化の原理, 維持管理, 活性汚泥法, 10-37 115-153 (株)思考社, 1980
- 2) 溝呂木昇, 土屋隆夫, 川原 浩: 用水と廃水, vol. 21, No.5, 533-542 (1979)
- 3) 川原 浩, 土屋隆夫: 用水と廃水, vol.22, No.6, 647-655 (1980)
- 4) 井上 瓦, 川原 浩, 土屋隆夫: 用水と廃水, vol. 22, No.7, 763-769 (1980)
- 5) 青森県公害センター: 工場・事業場排水水質調査結果, 1979-1983

公共用水域における全窒素測定の見直し

庄司 博光・小山田久美子・早狩 敏男・山崎喜三郎

1 はじめに

環境庁告示第140号（昭和57年12月25日）により、水質汚濁に係る環境基準についての告示が一部改正され、湖沼における窒素とリンの環境基準及びその測定方法が追加された。

新測定方法の導入に当たっては、過去及び今後のデータの継続性を把握するとともに、河川、海域についても新測定方法の適用の可能性を検討する必要がある。

ここでは、告示法と当所で従来実施している測定法により、公共用水域の全窒素測定について比較検討を行った。

2 測定方法

従来法：(1) 硝酸・亜硝酸態窒素とケルダール窒素の総和を全窒素とする（以下、総和法という）。

告示法：アルカリ性ペルオキソ二硫酸カリウムを用いてオートクレーブ分解し、試料中の窒素化合物を硝酸態窒素としたのち、

(2) 紫外線吸光度法により測定する（以下、UV法という）。

(3) 銅-カドミウムカラム還元で亜硝酸態窒素とし、これを発色させて吸光度法で測定する（以下、Cu-Cdカラム法という）。

の三法について、比較検討を行った。

3 結果及び考察

3.1 ろ過剤の影響

告示法は試料をアルカリ性で分解処理するため、金属イオンの多くは水酸化物の沈殿を生じ、汽水湖水や海水へのUV法の適用を検討する際には、ろ過操作が必要となった。しかし、ろ紙から亜硝酸態窒素や硝酸態窒素が溶出することが報告¹⁾されているため、ここでは、6種類のろ紙を用いてブランク値に与える影響を調べた結果、ガラス繊維ろ紙は比較的安定していた（表1）。したがって、ろ紙の使用に際しては、窒素の溶出によるブランク値の上昇やバラツキをあらかじめ知っておく必要

がある。

表1 UV法におけるろ過剤の影響

ろ過剤	ろ過法	ブランク 平均値	n	標準偏差	変動 係数 (%)
T社 No.5B	自然	0.162	5	0.011	6.7
T社 GS25*	吸引	0.136	5	0.024	17
N社 No.707	吸引	0.123	5	0.010	8.1
N社 GF2*	吸引	0.118	5	0.010	8.4
W社 GF/B*	吸引	0.123	5	0.015	12
W社 GF/D*	吸引	0.125	5	0.011	8.8

ろ紙は蒸留水 200mlで洗浄後使用

ブランク値：吸光度（220nm, 50mmセル）

* ガラス繊維ろ紙

3.2 回収率

新試験法の導入に当たっては、ブランク値とともに回収率の検討が必要である。ここでは、アンモニア態窒素が汚染された水域で多く存在し、また、比較的容易に酸化されることから、塩化アンモニウム溶液を用いて、UV法及びCu-Cdカラム法による回収率を測定した。その結果、過硫酸カリウムによる酸化分解が充分行われ、精度よく測定できることが確かめられた（表2）。

表2 回収率

測定法	試料	T-N含有量 (μg)	$\text{NH}_4\text{-N}$ 添加量 (μg)	回収量 (μg)	回収率 (%)
UV法	天間ダム	2.6	5.0	7.4	96
	小川原湖	6.0	25.0	28.0	88
	市柳沼	64.0	50.0	110	92
	前川	21.6	25.0	43.8	97
Cu-Cdカラム法	天間ダム	6.2	5.0	10.8	92
	田面木沼	22.0	20.0	42.7	103
	尾駿沼	11.6	10.0	21.3	97
	市柳沼	27.8	25.0	52.5	98

表3 環境水における各測定法間の比較

No.	測定法		データ数					相関係数	回帰式 ($y=ax+b$)	
	y	x	河川	淡水湖	汽水湖	海域	計		a	b
1	A	B	30	48	4	32	114	0.934	0.884	-0.027
2	A	B	30	48	0	0	78	0.943	0.966	0.028
3	A	B	0	0	4	32	36	0.990	1.01	-0.425
4	A	C	8	24	3	11	46	0.991	0.951	-0.010
5	A	C	0	0	3	11	14	0.998	0.945	0.025
6	B	C	8	24	3	11	46	0.970	0.998	0.085
7	B	C	8	24	0	0	32	0.983	0.955	-0.010
8	B	C	0	0	3	11	14	0.995	0.929	0.428

A: 総和法 B: UV法 C: Cu-Cdカラム法

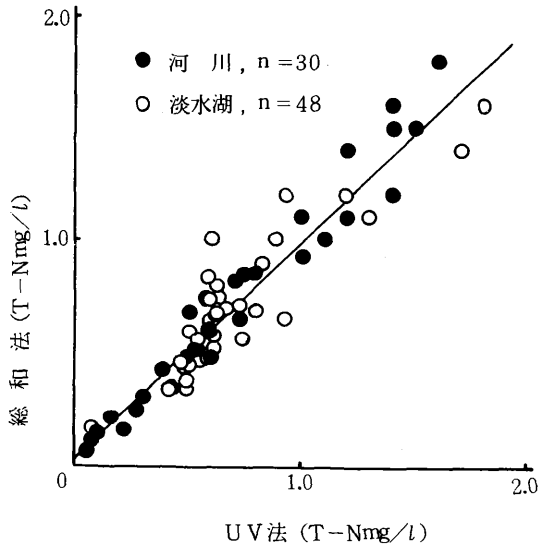


図1 UV法と総和法の比較

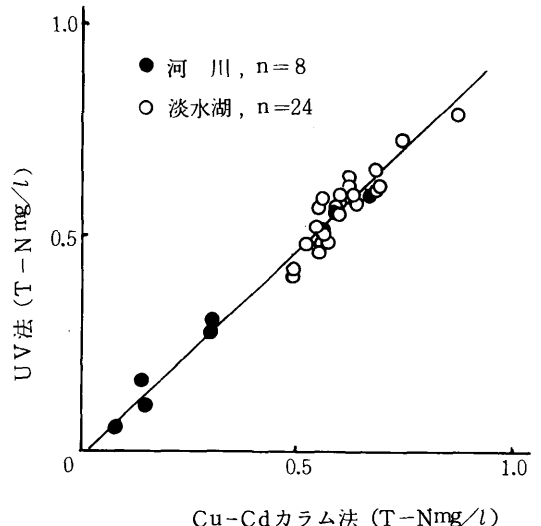


図2 Cu-Cdカラム法とUV法の比較

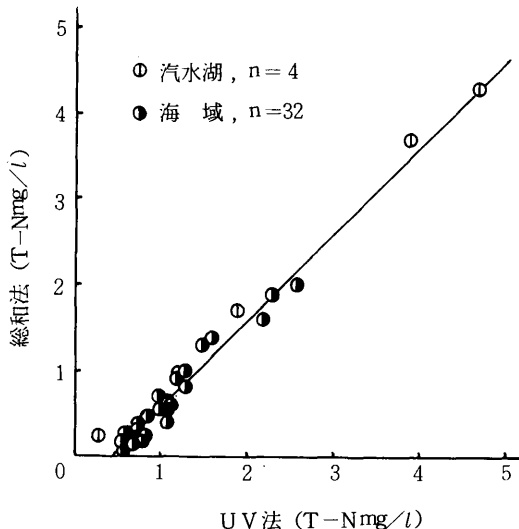


図3 UV法と総和法の比較

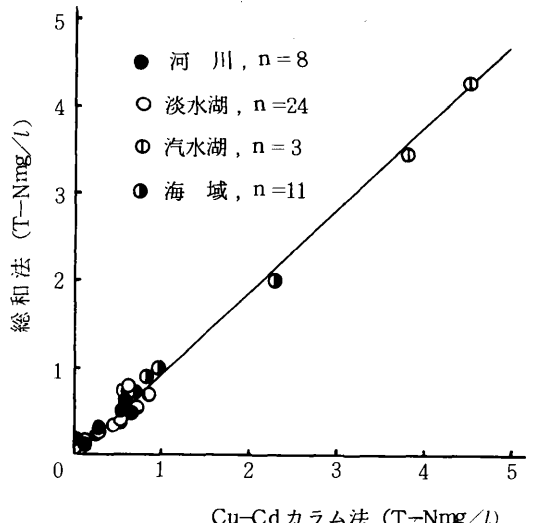


図4 Cu-Cdカラム法と総和法の比較

3.3 各測定法による測定値の比較

環境水（河川、湖沼、海域）の実試料について、総和法、UV法及び Cu-Cd カラム法による全窒素濃度の比較検討を行った結果、UV法は、河川及び淡水湖の試料については他の二法と良好な関係が得られたが、汽水湖水や海水試料については高い測定値が得られた（表3、図1～3）。

一方、Cu-Cd カラム法は、環境水全般にわたり総和法と良く一致した結果が得られた（表3、図4）。

3.4 汽水湖水、海水へのUV法の適用

告示法は、総和法に比べ、迅速性、操作性ですぐれている。その中でも、UV法は、測定操作が最も簡便な上に、全窒素濃度2.0 mg/l までは希釈を要せず直接定量できるなど、きわめて有用な測定法である。しかし、汽水湖水及び海水試料の測定では高値が得られたことから、それらへのUV法の適用性について検討した。

3.4.1 臭化物イオンの影響

汽水湖水や海水試料を前処理として酸化分解すると、臭化物イオンの一部が臭素酸イオンに酸化され、両者とも220nmに吸収を持つため、硝酸イオンの定量に正の妨害を与えることが知られている²⁾。

ここでは、臭化物イオン及び臭素酸イオンの影響を知るため次の様な実験を行った。

- ① 臭素酸ナトリウム溶液
- ② 臭化カリウム溶液
- ③ ②をアルカリ性過硫酸カリウムで酸化分解した溶液
- ④ ②に塩化ナトリウム溶液を添加後アルカリ性過硫酸カリウムで酸化分解した溶液。塩化ナトリウム溶液は次式により添加した。

$$[Cl^- \text{ mg/l}] = 292 \times [Br^- \text{ mg/l}] \dots\dots(1)$$

(1)式は、海水中に溶けている各イオンの存在比は一定であることから、塩素量19%の海水中の塩化物イオン量 (18.98g) と臭化物イオン量 (65mg)³⁾ より

算出した。

濃度を変化させた①～④について、塩酸5mlで pHを2～3に調整し220nm での吸光度を50mmセルを用いて測定した結果、次のことがわかった。

臭素酸イオンは、220nm において臭化物イオンの約4.6倍の吸光度を持つことから、分解過程で臭化物イオンの一部が臭素酸イオンに酸化された場合、硝酸イオンの定量に与える影響は大きくなる。その際、塩化物イオンが共存すると、その影響はさらに大きくなる（表4、図5）。

3.4.2 UV法の海水試料への適用

海水中の全窒素濃度をUV法で行った場合の補正を、3.4.1の実験結果から行った。

簡単な補正を試みるため、表4及び図5の④を直線関係にあるものとし、その回帰式を、

$$[Abs.220] = 8.38 \times 10^{-3} \times [Br^- \text{ mg/l}] \dots\dots(2)$$

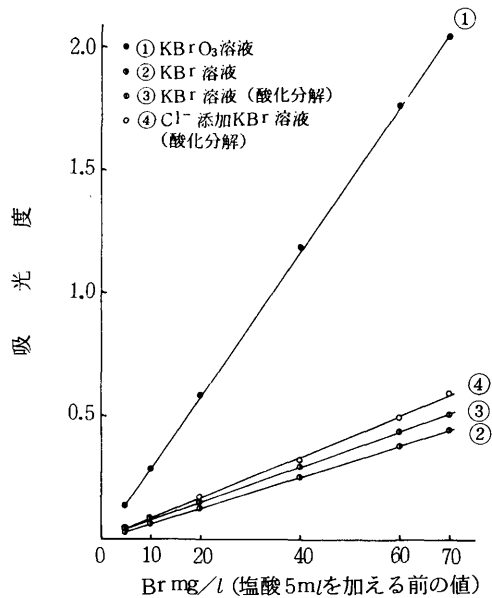


図5 臭化物イオン及び臭素酸イオンの影響

表4 臭化物イオン及び臭素酸イオンの影響

No.	Br 形態	Cl ⁻ 添加	酸化分解	Br (mg/l)						相関係数	回帰式 Abs=a×(Br)+b	
				5	10	20	40	60	70		a	b
①	BrO ₃ ⁻	無	無	0.136	0.286	0.587	1.186	1.763	2.042	0.9999	2.94 × 10 ⁻²	-0.004
②	Br ⁻	無	無	0.028	0.061	0.124	0.252	0.380	0.446	0.9999	6.41 × 10 ⁻³	-0.004
③	Br ⁻	無	有	0.040	0.080	0.150	0.296	0.439	0.510	0.9999	7.21 × 10 ⁻³	0.006
④	Br ⁻	有	有	0.045	0.084	0.170	0.324	0.497	0.596	0.9995	8.38 × 10 ⁻³	-0.002

Br 濃度は塩酸5mlを用いて pH 調整する前の値
Cl⁻添加量は [Cl⁻ mg/l] = 292 × [Br mg/l] による

表5 UV法の補正と総和法との比較

水域	No.	UV法 (T-N mg/l)	総和法 (T-N mg/l)	塩化物 イオン (mg/l)	UV法* (T-N mg/l)
汽水湖	1	0.31	0.23	1,500	0.27
	2	3.9	3.7	6,450	3.7
	3	4.7	4.3	6,000	4.5
	4	1.9	1.4	2,880	1.8
海	1	0.57	0.17	18,900	0.08
	2	0.70	0.14	19,000	0.21
	3	0.61	0.06	18,900	0.12
	4	2.6	2.0	14,400	2.2
	5	1.3	1.0	15,600	0.90
	6	1.0	0.55	16,900	0.56
	7	1.0	0.70	8,350	0.78
	8	0.64	0.17	18,000	0.18
	9	0.62	0.26	18,200	0.15
	10	0.64	0.11	18,500	0.16
	11	1.1	0.89	14,000	0.74
	12	0.62	0.28	18,600	0.14
	13	0.64	0.18	17,900	0.18
	14	0.64	0.21	18,100	0.17
	15	1.5	1.3	13,100	1.2
	16	2.2	1.6	7,550	2.0
	17	1.1	0.55	13,900	0.74
	18	1.2	0.91	5,950	1.0
	19	1.1	0.63	11,600	0.80
	20	0.81	0.19	16,400	0.39
	21	0.74	0.23	17,300	0.29
	22	1.3	0.83	11,700	1.0
	23	0.84	0.26	18,400	0.37
	24	1.6	1.4	9,000	1.4
	25	2.3	1.9	11,300	2.0
	26	1.2	1.0	16,000	0.80
	27	0.75	0.34	17,700	0.29
	28	0.76	0.40	18,000	0.30
	29	0.86	0.47	17,200	0.42
	30	0.62	0.11	18,500	0.14
	31	1.1	0.67	15,600	0.68
	32	0.63	0.27	18,600	0.15

UV法* は実測した塩化物イオンの量から(4)式を用いて補正した値

とした。

また、別に求めた硝酸態窒素の検量線の回帰式は、
 $(Abs.220) = 1.11 \times [NO_3^- - Nmg/l] \dots\dots(3)$
 (1)~(3)式より、

$$[NO_3^- - Nmg/l] = 2.58 \times 10^{-5} \times [Cl^- mg/l] \dots\dots(4)$$

すなわち、塩化物イオン19,500mg/lの海水では、
 $[NO_3^- - Nmg/l] = 2.58 \times 10^{-5} \times 19,500$
 $= 0.50$

0.50mg/l の窒素に相当する。

汽水湖4検体、海域32検体について全窒素濃度を測定した結果(表3、図3)を、(4)式を用いて補正したところ、総和法による測定値との間に比較的良好な関係が得られた(図6)。

しかし、陸水や工場排水等の混入する海域や汽水湖では、塩化物イオンと臭化物イオンの比が一定でなくなり、(1)式が成り立たなくなることが考えられるので、今後、検体数を増やして検討する必要がある。

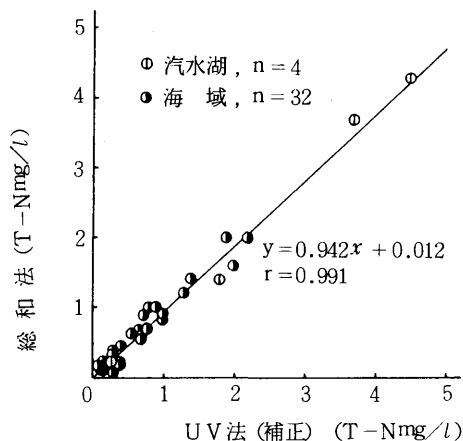


図6 UV法(補正)と総和法の比較

4 ま と め

総和法と告示法(UV法及びCu-Cdカラム法)により、公共用水域の全窒素測定について比較検討を行い、次の知見を得た。

- 1) 告示法は、総和法に比べ、少量の試料で一度に多数の測定を迅速に行うことができる。
- 2) UV法において酸化分解後ろ過操作を行う場合、ろ過剤はブランク値の上昇やバラツキを知った上で選択する必要がある。
- 3) アンモニア態窒素は、アルカリ性ペルオキソ二硫酸カリウムにより充分酸化分解され、生成した硝酸態窒素は、UV法及びCu-Cdカラム法により精度よく定量できる。
- 4) 告示法による全窒素測定値は、総和法による値とよく一致し、告示法は公共用水域の全窒素測定に充分適

用可能である。ただし、汽水湖水及び海水試料の全窒素をUV法により測定すると高い値が得られるので適用が難しい。

- 5) 汽水湖水及び海水試料であっても、塩化物イオンの量から臭化物イオンの量が推定できる試料については、UV法による全窒素測定値の補正がある程度可能である。

文 献

- 1) 石川県衛生公害研究所：昭和56年度環境庁委託業務結果報告書水質分析方法検討試験（全窒素測定方法の検討），昭和57年3月
- 2) 環境庁水質保全局：窒素・りん測定方法技術指針，昭和58年6月
- 3) 日本海洋学会：海洋観測指針（気象庁編），145－168（1981）

公共用水域における全燐測定の見直し

田中 稔・奈良 忠明

1 はじめに

昭和57年12月、水質汚濁に係る環境基準についての告示が一部改正され、湖沼における窒素とリンの環境基準及びその測定方法が追加された¹⁾。

新しい分析方法を採用するに当たっては、過去及び今後におけるデータの継続性を把握する必要がある。ここでは、湖沼における富栄養化現象の中で、藻類増殖の制限因子といわれているリンについて、告示法と当所で従前より実施している測定法を用いて若干の比較検討を行ったので報告する。

2 測定方法

2.1 分解方法

ペルオキシ二硫酸カリウム・オートクレーブ分解法¹⁾
(昭和57年12月環境庁告示、以下「告示法」という。)

酸性ペルオキシ二硫酸カリウム・ホットプレート分解法²⁾(Standard Methods, 以下「酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法」という。)

硫酸・硝酸分解法²⁾(Standard Methods)

硝酸・過塩素酸分解法²⁾(Standard Methods)

2.2 定量方法

アスコルビン酸還元モリブデン青吸光度法²⁾
(Standard Methods)

3 結果と考察

3.1 繰返し精度及び回収試験

告示法と酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法の再現性、正確さを知るため、実試料(A:リン濃度0.015mg P/l, B:リン濃度0.03mg P/l)に、リン0.5 µg及び5.0 µgを標準添加し、繰返し精度及び回収率試験を実施した。

その結果、変動係数は両法とも5%以下で、リン濃度の差も見られず非常に良好であった。次に回収率は、告示法に比べ、酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法は、若干低い値を示した。両法における0.1mg P/lの回収率は、90~101%で、低濃度の0.01mg P/lにおいても

表1 回収率及び精度試験

方法	試料	測定値 mg/l	平均 mg/l	標準偏差 mg/l	変動係 数 %	回収 率 %
酸性 ペル オキ シ二 硫 酸 カ リ ウ ム 分 解 法	1	0.009				90
	2	0.009				90
	A-3	0.0085	0.0086	3.7×10^{-4}	4.3	85
	4	0.0085				85
	5	0.008				80
告 示 法	1	0.092				92
	2	0.10				100
	B-3	0.094	0.0938	3.3×10^{-3}	3.5	94
	4	0.093				93
	5	0.094				90
告 示 法	1	0.011				110
	2	0.0098				98
	A-3	0.010	0.0103	5.2×10^{-4}	5.0	100
	4	0.010				100
	5	0.011				110
告 示 法	1	0.099				99
	2	0.101				101
	B-3	0.100	0.100	6.3×10^{-4}	0.6	100
	4	0.100				100
	5	0.100				100

80~110%値が得られ、かなり高い再現性と精度であった。

3.2 妨害物質の影響

3.2.1 鉄イオン

アスコルビン酸還元モリブデン青法の発色時における鉄イオンの影響については、数多く報告されているが、その妨害量は、分析者により異っている。

ここでは鉄イオンとして塩化第二鉄を用い、段階的に溶液を調製した後、リンを標準添加(0.2mg P/l, 0.5mg P/l)して検討した(図1)。

その結果、告示法では50mg Fe/l以上の第二鉄イオンが含まれた検体は分解後、分解びんの底に鉄の沈殿が生じたため、リン濃度は50mg P/lで減少し、400mg Fe/lでは発色しなくなった。これは、鉄の沈殿物にリンが吸着したためと思われる。なお、沈殿した検体についてはろ過を行ったが、No.5 Cのろ紙ではろ液が着色し、充分なる過が出来なかった。

酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法の場合、20mg Fe / l までは正常な発色であったが、50mg Fe / l 以上になると白濁が生じ、測定が不可能になった。ペルオキシ二硫酸カリウム分解における白濁現象は、高濃度のリン (0.8mg P / l 以上) が含まれている時生じるといわれている³⁾が、今回のように0.5mg P / l 程度でも、鉄が50mg Fe / l 以上含まれると、実験条件によっては白濁を生ずる。なお、白濁の原因には、モリブデン酸ア

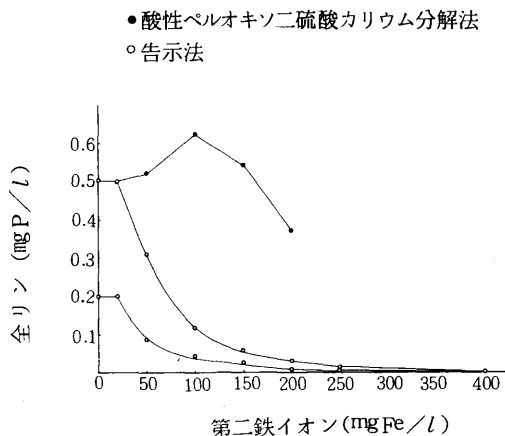


図1 鉄イオンの影響

ンモンの添加量や、発色時の温度なども関与するといわれている³⁾ことから、今後の検討課題である。

3.2.2: 塩素イオン

公共用水域等の環境水を測定する場合、汽水湖や海水等で塩分を多量に含む検体が多いため、塩素イオンの影響が懸念される。

ここでは、塩化ナトリウムを用いて塩素イオン濃度を、100~80,000mg Cl / l に調製した後、リンの濃度を0.5mg P / l, 0.2mg P / l, 0.1mg P / l とし、告示法と酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法の2法について検討した (図2)。

その結果、告示法の場合リン濃度0.1mg P / l では50,000mg Cl / l までは回収率100%であったが、80,000 mg Cl / l では発色しなかった。0.2mg P / l においても20,000mg Cl / l まで良好であった。しかし、50,000 mg Cl / l では、通常、高濃度のリンが含まれているとき生ずるといわれる³⁾白濁現象が、見られた。80,000mg Cl / l では発色を示さなかった。比較的濃度の高い0.5 mg P / l では、10,000mg Cl / l で白濁を生じたため、汽水湖底層や河口域での使用には問題が残されている。

酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法の場合、告示法より若干回収率は低いが、リン濃度0.1mg P / l, 0.2mg

P / l とともに80,000mg Cl / l まで影響は見られなかった。0.5mg P / l では告示法同様白濁した。その濃度は50,000mg Cl / l 以上であった。

しかし、通常の環境水は塩素イオン20,000mg Cl / l

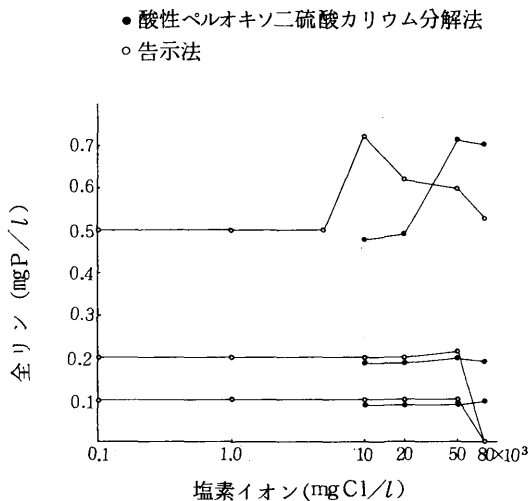


図2 塩素イオンの影響

以下であるため、直接の影響はないと思われるが、リン0.2mg P / l 以上の場合、残留塩素を除去するため亜硫酸水素ナトリウムを添加する必要があるであろう。一方酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法は、塩素イオンの妨害を受けないため、0.5mg P / l までは測定可能である。

3.2.3 硫化物イオンの影響

最近、湖沼等の富栄養化調査として、層別採水を行うことが多い。特に底泥付近においては、強い硫化水素臭をしていることがある。本県においては、小川原湖最深部の底泥1m層で硫化物イオン濃度100mg S / l 程度検

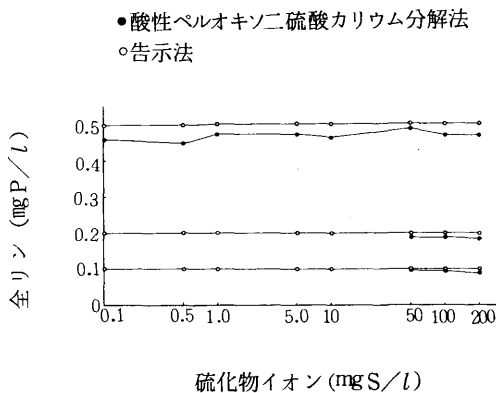


図3 硫化物イオンの影響

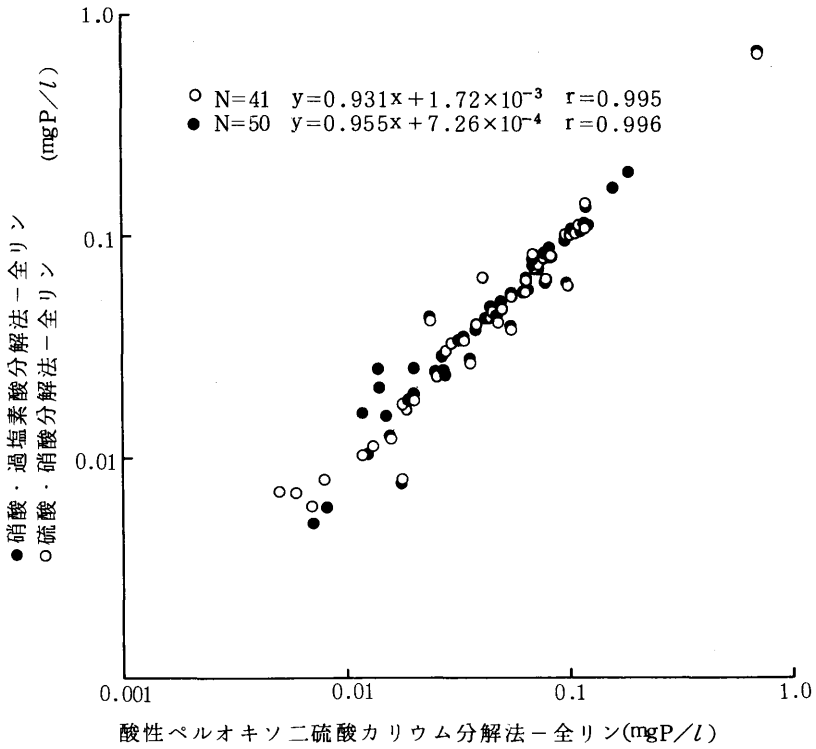


図4 酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法と硫酸・硝酸及び硝酸・過塩素酸分解法との関係

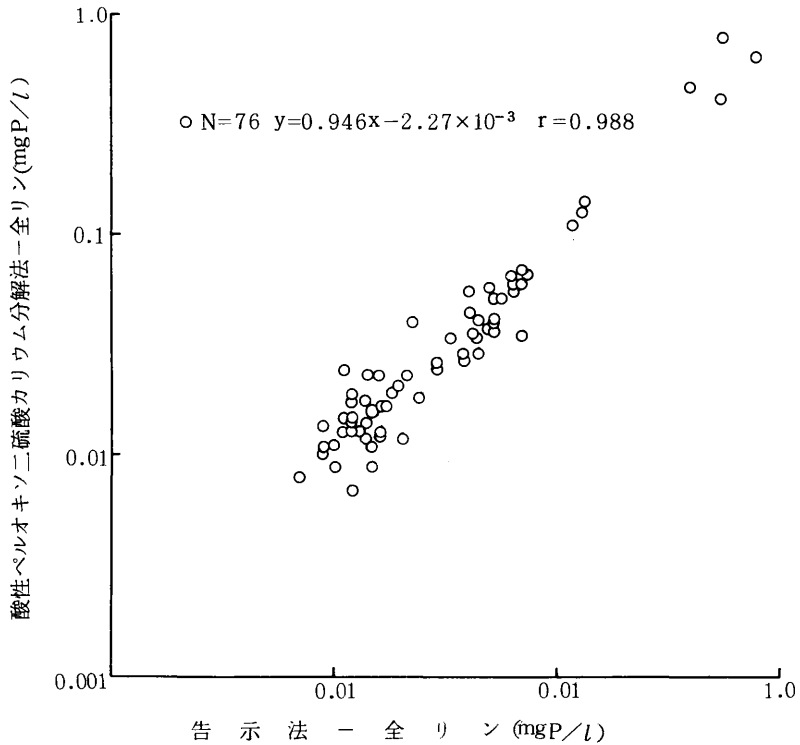


図5 告示法と酸性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法との関係

出されているため、硫化物イオンによるリン測定への影響を検討した(図3)。

その結果、告示法の場合硫化物イオン濃度200mgS/lまで全く影響はみられなかった。また、酸性ペルオキソ二硫酸カリウム分解法においても同様であった。

3.3 実試料による分解法の比較定量

実試料による分解法の比較検討については、酸性ペルオキソ二硫酸カリウム分解法と、硫酸・硝酸分解法、硝酸・過塩素酸分解法及び、告示法との3系統について行った(図4, 図5)。

結果、定量下限値付近の試料においては多少のバラツキはみられたが、全体においては、高い相関係数が得られた。したがって今回実施した海域、湖沼等の環境水については、分解法の違いによる有意な差はないと判断される。

4 ま と め

- 1) 酸性ペルオキソ二硫酸カリウム分解法と告示法の精度、回収率は、ともに良好であった。
- 2) 妨害物質として、鉄イオンについて検討した結果、リン濃度が高い場合、20mgFe/lを越えると強い負の影響を受ける。
- 3) 塩素イオンについては、リン濃度により差がみられ0.5mgP/lでは10,000mgCl/lから白濁を生じたため、汽水湖や海水においては注意が必要である。
- 4) 硫化物イオンの影響は、全く見られなかった。
- 5) 当所で実施している測定法と告示法は、ほとんど差がないため、告示法への切替えが可能と思われる。

文 献

- 1) 環境庁告示第140号, 昭和57年12月25日
- 2) American Public Health Association: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th edition (1975)
- 3) 愛知県公害調査センター, 大阪府公害監視センター: 昭和55年度環境庁委託業務結果報告書, 全磷測定方法の検討

十和田湖柱状堆積物の重金属濃度 及びその形態について

野田 正志

1 はじめに

十和田湖の底質に高濃度の重金属が含有されている要因について、底質と周辺土壌や岩石との関連性について調査してきたが、今回、底質における重金属の堆積機構や底質での挙動を知るため、柱状採泥を実施し、各層における重金属濃度及びその存在形態について調査した。

2 調査方法

2.1 試料採取方法

湖内9地点で(図1)、エクマンバージ採泥器により採取した底質に、ビニール製パイプを差し入れて凍結させた後、各層に区分し風乾した。風乾後、ガラス製乳鉢で粉碎して試料とした。

2.2 分析方法

2.2.1 全量分析

Cu,Zn,Pb : HF分解後²⁾、原子吸光法により定量。

Mn,Fe

T-P : " モリブデン青法により定量。

As : " ³⁾⁴⁾、ブルシン-CHCl₃法により定量。

2.2.2 重金属の形態別定量

図2の分別溶出法⁵⁾⁶⁾により、重金属を各形態に分け、Cu,Zn,Pb,Mn,Fe は、原子吸光法により定量し、As は、DDTC - Ag,ブルシン - CHCl₃法により定量した。

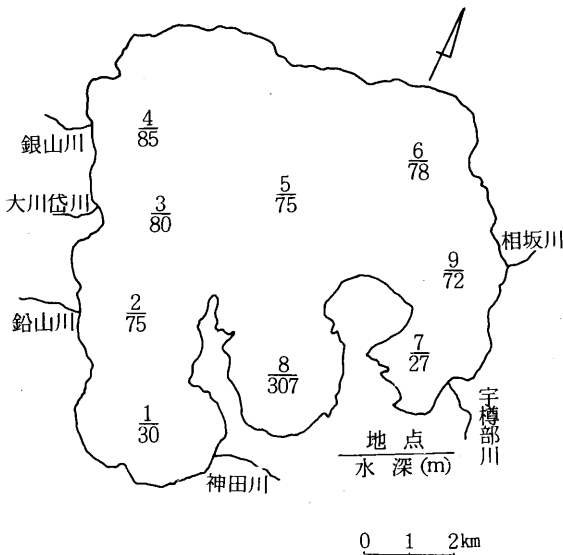


図1 試料採取地点及び水深

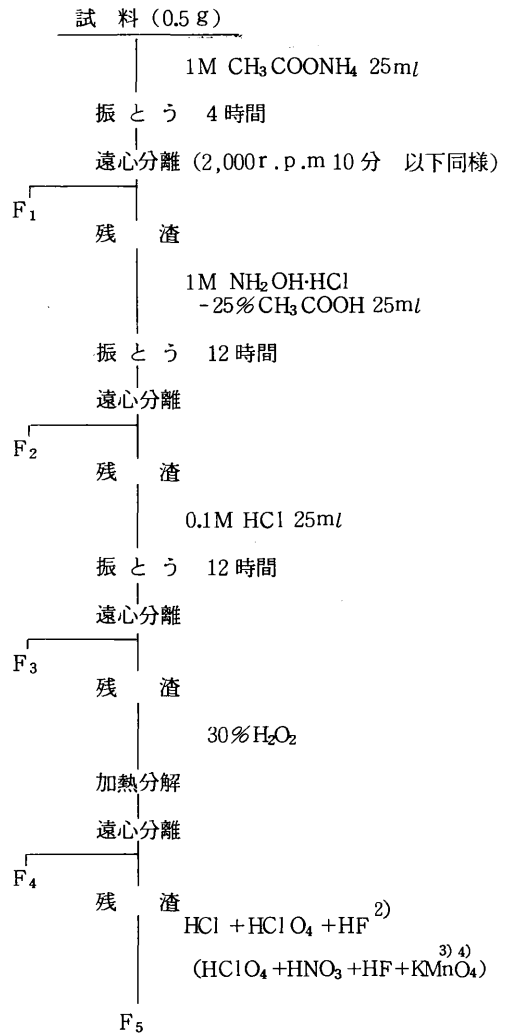


図2 分別溶出法

表1 各層の重金属濃度

単位 $\mu\text{g/g}$

地 点	層 (cm)	Cu	Zn	Pb	As	Mn	Fe(%)	T-P
1	0 - 1.5	230	1,200	490	40	2,000	3.7	1,100
	3.0	180	1,000	690	28	900	2.3	700
	4.5	500	5,500	2,600	130	270	3.2	570
	5.5	220	1,100	800	76	350	3.5	470
2	0 - 1.1	170	1,400	340	45	5,000	3.9	1,300
	2.0	240	1,300	540	41	15,000	4.8	1,300
	4.0	380	1,100	850	61	2,900	5.5	1,800
	5.5	340	1,600	940	45	2,200	4.3	1,100
3	0 - 1.0	50	500	50	11	900	3.4	550
	2.0	65	600	100	21	2,300	4.0	700
	3.0	40	420	45	9.9	1,700	3.8	600
	4.5	35	320	45	7.8	700	3.6	500
4	0 - 1.5	230	1,000	640	63	1,700	3.2	850
	3.0	500	1,500	1,400	73	12,000	3.2	750
	4.0	530	3,000	1,300	110	2,000	3.4	570
	5.5	540	2,100	1,400	100	2,400	3.5	700
	6.5	680	1,600	1,700	120	8,500	6.5	5,000
5	0 - 1.7	370	1,500	440	59	3,200	4.9	1,300
	3.4	230	1,400	500	67	3,800	4.1	1,100
	4.8	260	1,300	590	67	6,800	4.3	1,200
	6.0	150	1,000	360	71	12,000	4.0	850
6	0 - 1.1	210	1,300	190	52	2,800	4.0	1,300
	2.5	270	1,200	340	59	4,200	4.1	1,100
	3.8	160	950	440	61	9,200	4.0	1,200
	6.5	220	1,100	510	68	2,000	5.0	2,600
7	0 - 0.6	160	2,300	180	37	1,400	4.1	2,800
	2.0	120	1,700	190	33	850	2.9	850
	3.5	85	1,400	190	41	670	2.7	570
	6.0	80	1,500	140	96	720	3.1	470
8	0 - 0.4	150	820	180	270	6,000	5.2	2,500
	1.7	230	1,100	200	130	1,800	2.9	550
	3.2	150	650	310	75	1,900	3.4	470
	5.3	80	470	200	63	1,300	2.6	250
	6.5	85	320	160	92	1,400	2.9	300
9	0 - 2.0	160	920	180	47	5,700	3.1	770
	4.0	250	1,300	340	54	8,500	4.1	1,500
	5.0	110	900	340	100	3,500	5.5	3,300
	6.5	120	950	260	41	1,900	3.4	1,100

3 結果及び考察

3.1 各層の重金属調査結果

湖内9地点より採取した柱状試料の外観は、黒色から茶系の泥状がほとんどであり、一部に灰白色の層がみられた。また、十和田湖の一次的底質といわれている⁷⁾ 灰青色泥は確認されなかった(図3)。

柱状試料を外観の違いにより層別に区分した後、各層について重金属の分析を行った結果(表1),Cu,Zn,Pb,Asについては、大川岱川前面を除く広い地域で高濃度に検出された。Mnは、層により、多少の変動はあったが、ほぼ同程度であると思われる。また、Feは各層とも同程度であった。T-Pは、一部に高い層がみられたが、ほぼ同程度であった。

各項目間の相関をみると(表2),Cu,Zn,Pbの各間とFeとT-Pの間に強い相関がみられた。AsやMnについては、相関はみられなかった。

また、各層の色相と重金属濃度との間にも、明確な関係はみられなかった。

3.2 重金属の形態調査

各層について、重金属の存在形態や堆積状況を知るために分別溶出を行った。溶出方法については種々考えられるが、ここでは、琵琶湖について調査した中島ら⁵⁾⁶⁾の方法によった。

各フラクションで溶出すると思われる重金属の形態は次のとおりである⁵⁾⁶⁾。

F₁: 水で溶出しやすい状態(間隙水中のものを含む)並びに堆積物に含まれる粘土鉱物、有機物及び鉄やマンガンの水酸化物や酸化物の表面に交換吸

表2 相関行列表

	Cu	Zn	Pb	As	Mn	Fe	T-P
Cu	1.000	0.611*	0.867*	0.340*	0.259	0.340*	0.330*
Zn		1.000	0.775*	0.266	-0.077	-0.032	0.045
Pb			1.000	0.317	0.118	0.143	0.169
As				1.000	0.118	0.269	0.307
Mn					1.000	0.401*	0.283
Fe						1.000	0.832*
T-P							1.000

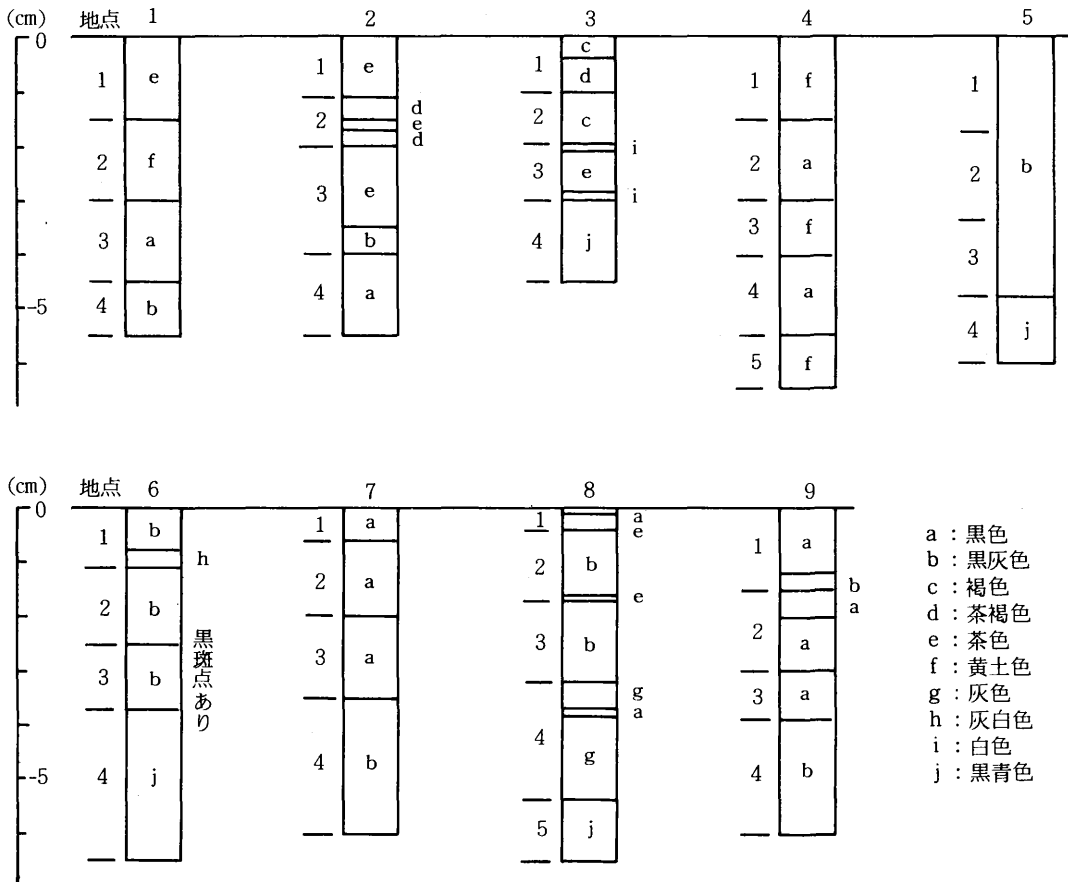


図3 柱状試料の模式図及び層区分

着的にゆるやかに結合した状態の元素。

F₂ : 水酸化物, 酸化物や酸可溶性硫化物のフラクションに含まれる元素。

F₃ : 主に硫化物及び一部水和酸化物のフラクションに含まれる元素。

F₄ : 鉄を除き, 主に有機物と結合した状態で存在する元素。

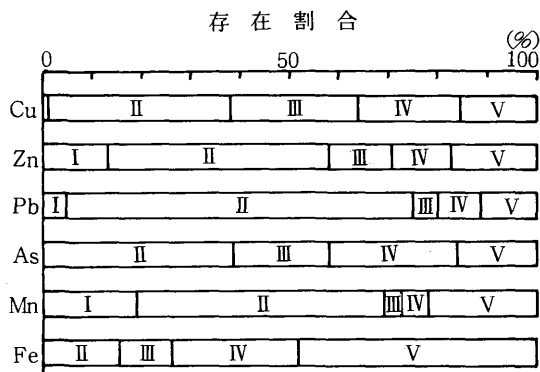
F₅ : ケイ酸塩として存在する元素。

その結果, Cu,Zn,Pb はF₁ の割合が少なく, F₂ が40~70%占めていることから, 主に水酸化物, 酸化物や酸可溶性硫化物として存在していると思われる。

As は, F₁ にほとんど存在せず, F₂ に40%前後存在していた。As は水酸化物として存在しないことから, Fe などの水酸化物と共沈して堆積するものと思われる。

Mn は, F₁ に20%, F₂ に50%存在し, F₂, F₃ に溶出する割合は小さかった。

Fe は, F₁ に存在せず, F₅ に50%と大半を占めることから, 主にケイ酸塩として存在していると思われ, また, Fe を除く他の重金属のF₅ の割合は10~20%であった。



I : F₁ で溶出する重金属量
 II : F₂ で "
 III : F₃ "
 IV : F₄ "
 V : F₅ "

図4 重金属の形態別存在割合

以上のように, 湖内底質の柱状試料について, 各層の重金属濃度及びその形態について調査した結果, ほとんどの層で重金属濃度が高く, また, その存在形態についても, 重金属の種類により特徴的である。

しかし, 1. 採取した底質の層が浅い上に, 湖内の一次的底質といわれている灰青色泥が確認できなかった。2. 十和田湖がカルデラ湖であるため, 地形が複雑で湖底に大きな起伏があることや, 3. 鉾山排水を含む河川を含めると5河川が湖内各所へ流入しているため, 底質の堆積状況が地点により大きく異っていた, などの理由により, 湖内底質への重金属の堆積機構や蓄積挙動について十分説明できなかった。今後の課題としたい。

文 献

- 1) 野田正志: 十和田湖底質の周辺土壌及び岩石との関連性, 青森県公害センター所報, No.6, 57-62(1983)
- 2) 野田正志, 関野正義, 原子 昭: 十和田湖周辺岩石の重金属(その1) - Cu,Zn,Pb,Cd,Mn,Ni,Co について -, 青森県公害センター所報, No.4, 120-124 (1979)
- 3) S. TERASHIMA: THE DETERMINATION OF ARSENIC IN ROCKS, SEDIMENTS AND MINERALS BY ARSINE GENERATION AND ABSORPTION SPECTROMETRY, Analytica Chemica Acta, 86, 43-51 (1976)
- 4) 野田正志: 岩石中の砒素の分析-岩石の分解方法の検討-, 青森県公害センター所報, No.5, 96-98 (1981)
- 5) 中島 進: 琵琶湖柱状堆積物中の重金属元素(マンガ, 鉄, ヒ素, 鉛, 銅, 亜鉛, コバルト, ニッケル)の形態分別, Jap. J. Limnol, 43, 2, 67-80 (1982)
- 6) 中島 進, 森井ふじ: 琵琶湖湖底堆積物中のマンガ, 鉄, ヒ素の蓄積機構, 農学研究, 59, 189-210 (1982)
- 7) 青森県: 十和田湖環境調査研究報告書, 昭和33年8月

学 会 等 研 究 発 表

名 称	年 月	題 名	共同研究者 (○印 発表者)
第16回水質汚濁学会	57. 3	小川原湖の底質におけるリンの挙動 —特に有機態リンについて—	○奈良忠明・原子 昭
第8回北海道・東北ブ ロック公害研究連絡会 議	57. 9	オキシダントと気象との関係について	○早狩 進
	"	家庭雑排水の汚濁負荷量について	○今 武純
	"	メチレンブルー活性物質(MBAS)の 測定について —底質中のMBASの分析方法の検討—	○小山田久美子
第23回大気汚染学会	57.11	むつ小川原地域における浮遊粒子物質の 特性	○工藤精一・原子 昭・早狩 進・松尾 章
第9回環境保全公害防 止研究発表会	57.11	北国におけるオキシダント濃度の特性	○早狩 進・吉田 毅・原子 昭
	"	湖沼の富栄養化状態指標の主成分分析	○今 武純・奈良忠明・小山田久美子・ 野田正志・田中 稔
'83 環境保健部研究発 表会	58. 1	大気汚染における大気汚染安定度の評価 (その2) —トレーサー実験と拡散パラメータの 決定—	○吉田 毅・早狩 進・松尾 章・高橋 昭則
	"	大気汚染制御のための予測システム(そ の2) —昭和56年度におけるいおう酸化物削 減対策の概要—	○高橋昭則・吉田 毅・早狩 進・工藤 精一・松尾 章・根岸勝信・大坂長嗣 ・山田良一・工藤真哉
	"	固定発生源から排出されるばいじん中の 重金属成分	○工藤精一・成田忠義・松尾 章
	"	家庭雑排水の汚濁負荷量調査(洗剤につ いて)	○田中 稔・山崎喜三郎・坂本正昭・奈 良忠明・小山田久美子・早狩敏男・今 武純・野田正志
	"	工場排水の窒素・リンの実態	○早狩敏男・山崎喜三郎・坂本正昭・奈 良忠明・小山田久美子・今 武純・野 田正志・田中 稔
	"	十和田湖の重金属	○野田正志
	"	「報告」放射性廃棄物処理 —最近の欧州4ヶ国での現状をみて—	○吉田 毅
第17回水質汚濁学会	58. 3	小川原湖の底質におけるリンの挙動(II) —粒径分布について—	○奈良忠明・原子 昭
水	58. 6	海域における汚染指標細菌の分布と消長	○小山田久美子・奈良忠明・石田平四郎 原子 昭
第9回北海道・東北ブ ロック公害研究連絡会 議	58.10	道路粉じん調査方法の統一について	○阿部征裕
	"	河川及び湖沼における全窒素・全リンの 測定	○庄司博光・田中 稔
	"	生活雑排水と洗剤	○田中 稔
第24回大気汚染学会	58.11	疾風時における初期拡散幅とダウンウオ ッシュの影響 —実煙突を用いたトレーサー実験—	○吉田 毅・早狩 進・松尾 章・高橋 昭則・原子 昭

名 称	年 月	題 名	共同研究者 (○印 発表者)
第24回大気汚染学会	58.11	疾風時における変化と地表の高濃度の関係	○吉田 毅・原子 昭
	"	同時調査による酸性雨現象の地域特性 研	○玉置元則(兵庫県公害研究所)・坂本正昭(青森県公害センター)・牧野宏(神奈川県公害センター)・松本光弘(奈良県衛生研究所)・大原真由美(広島県環境センター)・渡辺弘(兵庫県公害研究所)
	"	風の影響を除去した二酸化鉛法による亜硫酸ガスの測定(2)	○植弘澄子・溝口次夫(国立公害研究所)山田良一・工藤真哉(青森県公害センター)・長谷川利雄(関西産業公害防止センター)
第10回環境保全公害防止研究発表会	58.12	湖沼底質中の重金属 —十和田湖の底質と周辺土壌及び岩石の関連性—	○野田正志・原子 昭
*84 環境保健部研究発表会	59. 1	廃船の屋外燃焼に伴うばい煙発生 —廃船処理の現状と今後の課題—	○小林繁樹
	"	製紙工場周辺における悪臭の実態調査について —アンケートによる住民意識—	○高橋昭則
	"	二酸化鉛法を用いたSO _x 濃度の測定 —百葉箱とファン付シェルターとの測定値の相違—	○工藤真哉
	"	青森県南部における雨水(酸性雨)の実態調査	○早狩敏男・坂本正昭
	"	回分型活性汚泥処理施設の現況	○山崎喜三郎・奈良忠明・小山田久美子 早狩敏男・野田正志・田中 稔
	"	環境水における全リン測定の検討	○田中 稔・奈良忠明
	"	ひ素をめぐる自然の仕組み	○原子 昭

編集委員 山 崎 喜三郎
住 澤 智
小 林 繁 樹
小山田 久美子
野 田 正 志

青森県公害センター所報

第 6 号

昭和 59 年 3 月発行

〒 031 八戸市大字河原木字北沼1の131
編 集 所 青 森 県 公 害 セ ン タ ー
電 話 八 戸 (0178) 28 - 6700

印 刷 所 〒 031 八 戸 市 大 字 町 組 町 12
青 森 毎 日 新 聞 社 印 刷 局
電 話 八 戸 (0178) 43 - 1621
