

青森県公害センター所報

No. **8**

1 9 8 7

青森県公害センター

巻 頭 言

所 報 に 寄 せ て

地球45億年の歴史は、そのとてつもない長い進化の過程で、見事な自然界のバランスとサイクルを創り上げた。物質生命の連鎖は、宇宙太陽系の流転運動から仏教の輪廻の思想にまで通じる大自然システムの一環なのであろうか。

人類は、自力で酸素や栄養を生産出来ない最も貧慾かつ強大な消費集団である。文化の発展と幸福を謳い上げた経済振興策は、かつて何事にも勝る「善」であった。高い成長率に人々は酔いしれ、忍び寄る「悪」に気付く者は少なかった。

ほんの短い間に汚染はすすみ、重く息の長い代償を支払う破目になった結果、我々は次の世代に向けての反省と教訓を得た。豊かな繁栄への願望はなお果てしなく、環境保全への対応もまた限りなく避けて通れない。

仲間と共に続けている小さな努力と研鑽の集積が、子孫のために万葉と咲く日を信じていささかも疑わない。

昭和 63 年 3 月

青森県公害センター

所 長 原 子 昭

目 次

◦ 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(6) ーブルームモデルの地上濃度に及ぼすパラメータの精度ー 吉田 毅・早狩 進・高橋昭則	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(7) ー固定発生源でのNO _x 規制の問題点ー 吉田 毅・早狩 進・高橋昭則	17
◦ 北海道・東北における光化学汚染気塊の挙動 早狩 進・吉田 毅	27
◦ 降下ばいじん捕集方法の検討 ーデポジットゲージ法とダストジャー法の比較ー 野田正志・工藤真哉・斉藤輝夫	38
◦ 有害物質を用いない分析方法の検討(2) ー硫酸化物のPbO ₂ 法からアルカリ円筒ろ紙法へー 鶴飼広晃・野田正志・斉藤輝夫	43
◦ 粒度組成からみた湖沼底泥の重金属及び有機物の挙動 奈良忠明・野田正志・工藤精一	47
◦ 水田からのCOD、窒素及び燐の汚濁負荷 工藤精一・田中 貢・奈良忠明・庄司博光・手代森光仁 根岸勝信・佐藤信博	55
◦ 湖沼の富栄養化状態指標の比較検討 手代森光仁・佐藤信博・根岸勝信・奈良忠明・庄司博光 野呂幸男・小山田久美子・田中 貢	61
◦ 鷹架沼の富栄養化 対馬和浩・工藤 健・柞木田むつみ・手代森光仁・奈良忠明 庄司博光	66
◦ 青森県南地域における道路粉じん調査(Ⅲ) 野田正志・工藤真哉・斉藤輝夫・阿部征裕・鈴木寿秋	72

◦ 八戸市内の降下ばいじんについて 一年間降下量の経年変化— 今 武純・工藤真哉	83
◦ 八戸地区における使用燃料の変化と燃料中の硫黄分、窒素分の分析 久保沢洋一・野田正志・斉藤輝夫	89
◦ 固定発生源からの窒素酸化物について 斉藤輝夫・工藤真哉	95
◦ 十和田湖周辺事業場の排水調査 根岸勝信・佐藤信博・奈良忠明・工藤精一・田中 貢 庄司博光・手代森光仁	98
◦ 低沸点有機化合物の実態調査 柞木田むつみ・庄司博光・野田正志・佐藤信博・奈良忠明 工藤精一・根岸勝信	105
◦ 八戸港の水質汚濁評価 工藤精一・奈良忠明・根岸勝信・柞木田むつみ・手代森光仁 佐藤信博・庄司博光・田中 貢	112
◦ 回分型活性汚泥の現況 根岸勝信・奈良忠明・工藤精一・田中 貢・庄司博光 手代森光仁	119
◦ いわし荷揚げに伴う八戸港の汚濁 荒屋敷秀俊・工藤精一・根岸勝信・手代森光仁・奈良忠明	125
◦ 学会等研究発表	130

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(6)

—ブルームモデルの地上濃度に及ぼすパラメータの精度—

The Evaluation of Air Quality by Multiple Sources under Gusty Condition (6) - The Accuracy of the Parameters in Gaussian Plume Model

吉田 毅・早狩 進・高橋 昭則*

1 はじめに

前報(2), (3)^{1,2)}において, 疾風時のSO₂重合汚染濃度(1時間値)を推定し, リセプターにおける各発生源からの汚染寄与率を推定した。

本報では, 正規型ブルームモデルを使用する場合での煙の上昇高さ, 風速, 拡散幅等が地表濃度に及ぼす精度について検討したので報告する。

2 ブルームモデルと煙の上昇高さ

正規型ブルームモデルによる地上濃度は, 次式で与えられる。

$$C = \frac{q}{\pi \sigma_y \sigma_z U} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \times 10^6 \dots (1)$$

ここで,

- C : 地上濃度 (ppm)
- q : 放出強度 (Nm³/s)
- U : 風速 (m/s)
- σ_y : 水平方向拡散幅(風下距離と大気安定度の函数)(m)
- σ_z : 鉛直方向拡散幅(") (m)
- y : 煙軸から水平方向への距離 (m)
- H_e : 有効煙突高さ (m)

(1)式での, H_eは次のように定義される。

$$H_e = H_o + \Delta H \dots \dots \dots (\text{図1})^3) \dots \dots \dots (2)$$

これは, 実煙突高さ H_oに煙の上昇高さ ΔHを加えた仮想点源高さ H_eから煙が放出されるモデルのために, 煙源の 7~10倍ぐらいまでの風下距離 X までは, その適用を控える必要がある。⁴⁾

煙の上昇高さ ΔH を推定する理論式, 実験式は数多くあり, その適用範囲等も詳しく調べられている。^{5,6)}

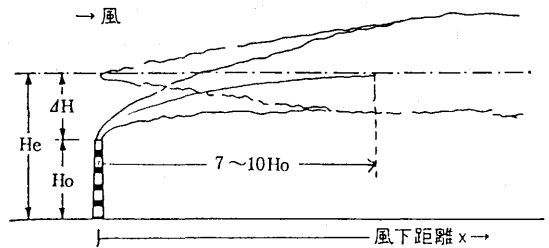


図1 有効煙突高さ H_e の定義³⁾

2.1 煙の上昇高さの推定

ここでは, 風速の ΔH へ及ぼす寄与や, ΔH の地上濃度への相対誤差を検討するため, 以下の3つの式についてその特徴を整理する。

2.1.1 Bosanquet(I)の式

Bosanquet(I)式(1950)は, 煙の上昇高さを運動量による上昇高さ H_mと, 浮力による上昇高さ H_tに分けて定義した。⁷⁾

$$H_m = \frac{4.77}{1 + \frac{0.43 U}{V_s}} \cdot \frac{\sqrt{Q T_1 V_s}}{U}$$

$$H_t = 6.37 g \frac{Q T_1 \Delta T}{U^3 T_1} (\log_e J^2 + \frac{2}{J} - 2)$$

$$J = \frac{U^2}{\sqrt{Q T_1 V_s}} (0.43 \sqrt{\frac{T_1}{g \cdot d\theta/dz}} - 0.28 \frac{V_s}{g} \cdot \frac{T_1}{\Delta T}) + 1$$

ここに, U: 風速(m/s), V_s: 排出速度(m/s), Q T₁: 温度 T₁における排ガス量(m³/s), T₁: 排ガス温度が大気密度と等しくなる温度(°K), ΔT: 排ガス温度と T₁との差(°C), g: 重力の加速度(9.8m/s²), dθ/dz: 大気の温位こう配(°C/m)

大気汚染防止法の硫黄酸化物や悪臭防止法での排出基準に用いられるHeは、上式で $T_1 = 288^\circ\text{K}$, $d\theta/dz = 0.0033^\circ\text{C}/\text{m}$, $U = 6\text{ m/s}$ とし、さらに ΔH を0.65倍し

$$\text{He} = \text{Ho} + 0.65 (\text{Hm} + \text{Ht}) \quad \dots\dots\dots (3)$$

と補正されている。⁷⁾

しかし、この理論式は1968年頃の知見をもとに導入されたものであり、当時の環境庁大気保全局の解説⁸⁾でも、「今後、式の妥当性について検討すること」となっていた。

この(3)式に関しては、

- ① $d\theta/dz$ がプラス ($> 0.$) でなくてはならず、中立($= 0.$) または不安定条件 ($< 0.$) では利用できない。
- ② 本来、Bosanquet (I) の ΔH は最大上昇高さ(安定時)を推定する式であり、実際には最大上昇高さになる前に拡散領域に入るため、 ΔH を0.65倍で補正したが、物理的に意味が不明である。
- ③ 風速の弱いところで ΔH を過大評価する。⁷⁾
- ④ 式の導入の根拠となった実測データの煙源規模は、70~1,500 kcal/s, $V_s = 8 \sim 10.8\text{ m/s}$ と比較的小規模のものであったが、それをオーソライズして大規模にも使われている。⁶⁾

等、種々の問題点が指摘されてきた。

著者らは、 SO_2 排出許容量の算定式が大規模煙源に有利に組立てられていることを指摘した^{9,10)}が、近い将来、Heの推定式も見なおすが必要と考えられる。

2.1.2 CONCAWE の式

総量規制マニュアル⁷⁾によるとCONCAWEの式(1968)は、 ΔH を風速Uと排出熱量 Q_H (cal/s)でまとめた実験式で次のように定義されている。

有風時、中小規模煙源 ($Q_H < 2 \times 10^6 \text{ cal/s}$)

$$\Delta H = 0.175 \cdot Q_H^{1/2} / U^4 \quad \dots\dots\dots (4)$$

ここで、 Q_H =排出熱量 (cal/s)

$$= C_p \cdot \rho \cdot \Delta T \cdot Q = 0.294 \times 10^3 \cdot Q \cdot \Delta T \quad \dots (5)$$

近似的には $\rho = 1.225 \times 10^3 \text{ g/m}^3$ (15°Cにおける排ガス密度)

Q = 単位時間当りの排ガス量 (Nm^3/s)

$C_p = 0.24 \text{ cal}/^\circ\text{K} \cdot \text{g}$ (定圧比熱)

$\Delta T = T_s - 15$ (排ガス温度(T_s)と気温との温度差)(°K)

U = 煙突頭頂部の風速 (m/s)

(4)式の導入に用いられた煙源規模は70~4,000 kcal/s, $V_s = 3.3 \sim 17\text{ m/s}$ と中小煙源向きである。⁶⁾なお、この式に関しては、

- ① 大気安定度の頃 ($d\theta/dz$) がない。⁷⁾
- ② 計算値が実測値よりも幾分か大きい。¹¹⁾

等の指摘がある。

2.1.3 Moses & Carson の式

同じく総量規制マニュアル⁷⁾によると、Moses & Carsonの式(1968)はCONCAWEの式と同様の実験式で、次のように定義されている。

有風時、大規模煙源 ($Q_H \geq 2 \times 10^6 \text{ cal/s}$)

$$\Delta H = (C_1 \cdot V_s \cdot D + C_2 \cdot Q_H^{1/2}) / U \quad \dots\dots\dots (6)$$

V_s = 煙の排出速度 (m/s)

D = 煙突の直径 (m)

ただし、 C_1, C_2 は大気安定度により、次のように変える。

$d\theta/dz$	C_1	C_2
< 0 (不安定)	3.47	0.33
$= 0$ (中立)	0.35	0.171
> 0 (安定)	-1.04	0.145

(6)式の導入に用いられた煙源規模は2~2,500 kcal/s, $V_s = 2.2 \sim 24.5\text{ m/s}$ と大規模向きで、排出熱量の外、運動量による上昇分も考慮されており、それらの項は大気安定度で変えてある。

図2はAPMS¹¹⁾の中にある(6)式の計算値と実測値の比較で、この時の Q_H は $1.2 \times 10^6 \sim 3.3 \times 10^8 \text{ cal/s}$ の範囲でよく合うと報告されている。

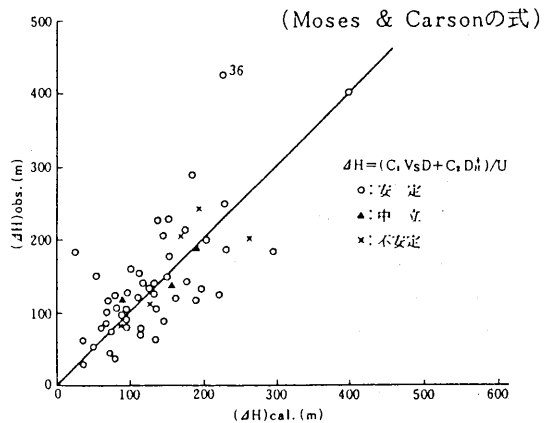


図2 (ΔH) obsと(ΔH) calの比較¹¹⁾

(6)式は大気安定度が中立状態の時には、第1項目<第2項目となり、かつ $C_2 = 0.171$ となることからCONCAWEの式に類似してくる。

一方、ジェットによる排気筒からの ΔH は

$$\Delta H = 3 \cdot \frac{V_s \cdot D}{U} \quad \dots\dots\dots (7)$$

で定義されている¹²⁾が、これと同じ ΔH の推定式は発電

用原子炉施設の安全解析に関する気象指針¹³⁾の中でも排出気体の温度が周囲大気に近い状態で、運動量のみが使われている。

つまり、(7)式はMoses & Carsonの(6)式と比較すると、大気が不安定の際の $Q_H = 0$ の時 $C_1 = 3.47$ の第1項だけの式に類似してくる。

2.2 煙の上昇高さの比較

前章では、3つの煙の上昇高さの推定式について検討したが、前出のAPMS委員会では、1971~1973年まで茨城県鹿島と、岡山県水島の2地域で大気拡散条件調査を行い、煙の上昇高さの観測と約10の上昇式についてその精度の検討を行なった。

その結果、Moses & Carsonの式およびCONCAWEの式の前測性が最も優れていることが報告¹¹⁾されている。

さらに朝倉⁶⁾は、火力発電所からの煙の上昇高さの比較を行った。

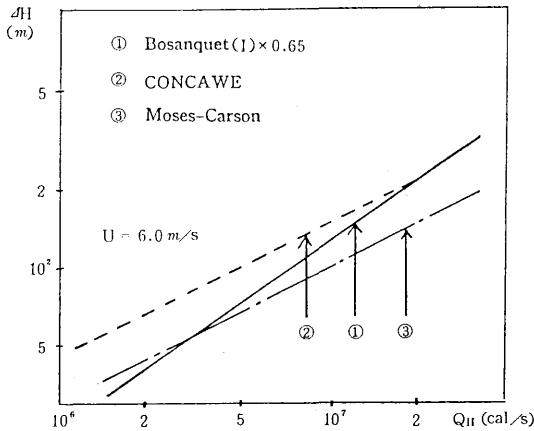


図3 煙の上昇高さとお排出熱量の関係⁶⁾

図3には原図の Q_H (KW)を Q_H (cal/s)に換算し、Bosanquet (I)式との比較のために $U = 6.0 m/s$ の場合を転記した。

排煙の条件は $T_a = 15 (^{\circ}C)$, $T_s = 115 (^{\circ}C)$,

$$D = 0.21 \times Q_H^{1/3} (m)$$

この図から

$Q_H < 2 \times 10^7 cal/s$ では

$\Delta H (CONCAWE) > \Delta H (Bosanquet(I) \times 0.65)$ であり、

$Q_H > 3 \times 10^6 cal/s$ では

$\Delta H (Moses \& Carson) < \Delta H (Bosanquet(I) \times 0.65)$

の傾向が読みとれる。

このことは、 SO_2 のK値規制や悪臭防止法での許容量qの算定式

$$q (Nm^3/h) = A \cdot C_{max} (ppm) \cdot He^2 (m) \dots\dots\dots (8)$$

に用いられているHeが、小規模煙源では過小に(小規模煙源ほど厳しく)、大規模煙源では過大に(大規模煙源ほど緩く)推定されていることを表わしていることに他ならない。

著者らは、先に(8)式の中のAが、大気が中立状態“C”の時と比較すると過大に評価されていることを指摘したが、これとはまた別のHeの問題であるので、これらのことは改めて後報(7)で検討する。

3 煙の上昇高さにあらず風速の寄与

3.1 相対誤差の精度

煙の上昇高さ ΔH を推定する実験式には、直接測定される風速U以外にも、排出速度Vs, 排出熱量 Q_H 等のパラメータが使われており、それぞれ ΔH 推定の精度にかかわっている。

いま間接測定に際し次式の X_1, X_2, \dots 等の値を観測し、yなる量の値を算出するとする。

$$y = f(X_1, X_2, \dots) \dots\dots\dots (9)$$

これらの量の観測に当って、 X_1 に $\delta X_1, X_2$ に $\delta X_2, \dots$ 等の誤差を生じたものとする、それらによって求めるyの値に生ずべき誤差 δy は、次式で与えられる。¹⁴⁾

$$\delta y = \frac{\partial f(X_1, X_2, \dots)}{\partial X_1} \delta X_1 + \frac{\partial f(X_1, X_2, \dots)}{\partial X_2} \delta X_2 + \dots (10)$$

このように、全体の誤差 δy は、単独の誤差によってyに生ずべき誤差の和になる。

そこで、微分可能なパラメータで組立てられている前出の2つの式について、煙の上昇高さ ΔH への各パラメータからの誤差を計算する。

3.2 相対誤差の計算

3.2.1 CONCAWEの式

(4)式をパラメータUと Q_H で偏微分し、 ΔH で割ると次のようになる。

$$\frac{\delta \Delta H}{\Delta H} = -\frac{3}{4} \frac{\delta U}{U} + \frac{1}{2} \frac{\delta Q_H}{Q_H} \dots\dots\dots (11)$$

いま一例として小煙源(A)の諸元で(11)式の値を計算する。

- $H_0 = 30 (m)$ $V_s = 6.1 (m/s)$
- $T_s = 230 (^{\circ}C)$ $Q_H = 3.4 \times 10^5 (cal/s)$
- $D = 1.06 (m)$ $U^2 = 6.0^{0.75} = 3.8 (m/s)$

とすると、CONCAWEの ΔH は26.6(m)になる。

仮にUと Q_H に10%の相対誤差があったとすると、 $\delta U \rightarrow 0.6 (m/s)$, $\delta Q_H = 3.4 \times 10^4 (cal/s)$ から、(11)式は、

$$-\frac{3}{4} \frac{\delta U}{U} + \frac{1}{2} \frac{\delta Q_H}{Q_H} = -0.075 + 0.05 = -0.025$$

となり、 ΔH はUが大きくなると低く(マイナス)、 Q_H が大きくなると高く(プラス)なること、さらに、第1項の風速の項が第2項の排出熱量の項よりも大きく寄与していること、そして、 ΔH には相対誤差として約2.5%の誤差を与えていることが分かる。

3.2.2 Moses & Carson の式

前出の(6)式をU, Vs, Q_H で偏微分し、 ΔH で割ると

$$\frac{\delta \Delta H}{\Delta H} = -\frac{\delta U}{U} + C_1 \cdot D \frac{\delta V_s}{U \cdot \Delta H} + \frac{1}{2} C_2 \frac{\delta Q_H}{U \cdot \Delta H \cdot Q_H} \dots (12)$$

と整理される。

いま一例として大煙源(B)の諸元で(12)式の値を計算する。

- Ho = 120 (m) Vs = 32.0 (m/s)
- Ts = 100 (°C) $Q_H = 9.2 \times 10^6$ (cal/s)
- D = 3.5 (m) U = 6.0 (m/s)

仮にU, Vs, Q_H にそれぞれ10%ずつの相対誤差があったとすると、

- $\delta U = 0.6$ (m/s)
- $\delta V_s = 3.2$ (m/s)
- $\delta Q_H = 9.2 \times 10^5$ (cal/s)

から(12)式は C_1, C_2 が大気安定度で変ることから、その時の ΔH と各項の寄与は表1のとおりになる。

表1 U, Vs, Q_H の $\delta \Delta H / \Delta H$ への寄与

大気安定度	大気安定度		
	不安定	中立	安定
C_1	3.47	0.35	-1.0
C_2	0.33	0.171	0.145
$\Delta H(U=6.0m/s)$	232.0	91.0	54.6
$-\frac{\delta U}{U}$	-0.1	-0.1	-0.1
$\frac{C_1 \cdot D \cdot \delta V_s}{U \cdot \Delta H}$	0.027	0.007	-0.033
$\frac{1}{2} C_2 \frac{\delta Q_H}{U \cdot \Delta H \cdot Q_H}$	0.036	0.048	0.068
$\frac{\delta \Delta H}{\Delta H}$	-0.037	-0.045	-0.065

つまり、大気が中立状態では、U, Vs, Q_H のうち、Uの項の寄与が最も大きい、大気が安定状態になるにつれてVsの寄与が減少し、 Q_H の寄与が増加することを表わしている。

4 Heの地上濃度に与える相対誤差

4.1 HeのXmax, Cmaxへの寄与

(1)式において

$$\left. \begin{aligned} \sigma_y &= \alpha \cdot X^m \\ \sigma_z &= \beta \cdot X^n \end{aligned} \right\} \dots \dots \dots (13)$$

とし、 $\partial C / \partial X = 0$ よりXmax, Cmaxを求めると次式になる¹⁾

$$X_{max}(m) = \left(\frac{He}{\sqrt{p} \cdot \beta} \right)^{\frac{1}{n}} \dots \dots \dots (14)$$

$$C_{max}(ppb) = \frac{q}{\pi U} \cdot \frac{10^9}{\alpha \cdot \beta} \cdot \exp\left(-\frac{1}{2} p\right) \cdot X_{max}^{-(m+n)} \dots (15)$$

ここで $p = \frac{m+n}{n}$

いま、(14)式で、Heを Δh だけ大きく推定した時の $X_{max1,2}$ の相対誤差を求めると、次式になる。

$$\frac{\Delta X_{2-1}}{X_{max1}} = \frac{(He + \Delta h)^{\frac{1}{n}} - He^{\frac{1}{n}}}{He^{\frac{1}{n}}} = \left(1 + \frac{\Delta h}{He}\right)^{\frac{1}{n}} - 1 \dots \dots \dots (16)$$

一方、(1)式で、Heを Δh だけ大きく推定した時の $C_{max1,2}$ の相対誤差を求めると、次式になる。

$$\frac{\Delta C_{2-1}}{C_{max1}} = \left(\frac{X_{max1}^{m+n}}{X_{max2}^{m+n}}\right) - 1 = 1 / \left(1 + \frac{\Delta h}{He}\right)^p - 1 \dots (17)$$

ここで、大気が中立状態の時 ($p = 2.0, n = 0.91$) に $\Delta h / He$ の、Xmax, Cmaxへ与える寄与を計算したのが表2である。

なお、ここでの C_{max1}, C_{max2} は、単純に各々、 X_{max1}, X_{max2} におけるCmaxを(15)式で求めたものであり、例えば、 Δh のプラス、マイナスによって、Cmaxへの寄与率はちがいが、Heが20%過大に見積られると、 X_{max2} は風下へ22%移動し、そこでの C_{max2} は C_{max1} よりも31%低くなっていることを表わしている。

逆にHeが20%過小に見積られると、 X_{max2} は風上へ22%近づくが、 C_{max2} は C_{max1} よりも56%高くなる。

表2 HeのXmax, Cmaxへの寄与

$\Delta h/He$	$\Delta X/X_{max}$	$\Delta C/C_{max}$
0.5	0.56	-0.56
0.2	0.22	-0.31
0.1	0.11	-0.17
-0.1	-0.11	0.23
-0.2	-0.22	0.56
-0.5	-0.53	3.00

4.2 相対誤差の推定式

(1)式をHeで微分すると、

$$\frac{\partial C}{\partial He} = C \left(-\frac{He}{\sigma z^2} \right)$$

となり、さらに ΔC と ΔH の相対誤差の関係は次式になる。

$$\frac{\Delta C}{C} = -\frac{He^2}{\sigma z^2} \cdot \frac{\Delta He}{He} \dots\dots\dots (18)$$

この式は、Heの精度がCに及ぼす寄与を表わしている。

(13, 14)式より、Xmaxのところでは、

$$\sigma z = He / \sqrt{p} \dots\dots\dots (19)$$

なる関係式が成立つから、(18)式は次のようになる。

$$\frac{\Delta C}{C_{max}} = -p \cdot \frac{\Delta He}{He} \dots\dots\dots (20)$$

ここではpが1.52 (不安定) ~ 3.5 (安定) の値をとるから、Heが増加すればCは減少し、かつ ΔHe はXmaxのところではCに対して大気が中立の場合約2倍の精度で影響を与えることを表わしている。

水野¹⁵⁾は、Moses & Carson式でHeの誤差を推定し、大気安定度の分類の誤りが最も大きな誤差要因をまねくとし、(6)式中のC₂の係数から、中立状態を誤って安定と判断するとHeは15%の過小評価になり、不安定と判断するとHeは92%の過大評価をすることを指摘している。

4.3 具体的な推定例

大分地域を対象とした昭和49年度環境庁委託の「環境アセスメント再評価手法開発研究」¹⁶⁾では、長期予測モデルの場合、全煙源の計算されたHeの値を機械的に、

±10%、±20%、±50%変動させたときの、メッシュ上での地上濃度の相対誤差が試算されている(表3)。

この報告書では、「Heを10%高くできれば、全域の地上濃度レベルは10~20%で下がると見なされる」と指摘されている。

表3 $\Delta h/He$ と $\Delta C/C$ の試算例¹⁶⁾

$\Delta h/He$	$\Delta C/C$
0.5	-0.40
0.2	-0.22
0.1	-0.11
-0.1	0.15
-0.2	0.34
-0.5	1.30

一方、岡山県水島地区を対象にした昭和50年度環境庁委託調査結果¹⁷⁾では、長期評価で「Heを低く見積った場合の地上濃度の増加割合の方が、高く見積った場合の減少割合よりはるかに大きい」とし、Heの+50%でCに-30%、逆にHeの-50%でCに+60%の誤差を生じたことを報告している。

しかし、いずれのレポートも長期予測モデルでのメッシュ上の全域の地上濃度レベルを相対誤差としてみているにすぎず、煙源からの風下距離や風速、さらにはHeの絶対値等によっても、結果は異なるものであり、一概に相対誤差の寄与を決定することはできない。

長期予測モデルの結果等からのみ、公害防止対策としてHeのかさ上げを必要以上に強調することは誤りであろう。

特に単一汚染源での煙の上昇高さを誤って高く推定してしまうと、地上寄与濃度を低く見積り、危険サイドの計算結果をまねくことは明らかである。

5 風速の地上濃度に与える相対誤差

風速を過大に見積ると、煙の上昇高さを低くし、地上濃度を増加させる。

一方、風速はブルームモデルの拡散式の分母にもあり、この項は逆に濃度を減少させる働きをするため、地上濃度を最も高くする危険風速(Umax)が存在する。ここでは地上濃度に及ぼす風速の精度を検討する。

5.1 相対誤差の推定式

(1)式をUで微分すると、

$$\frac{\partial C}{\partial U} = -C \left(\frac{1}{U} + \frac{He}{\sigma z^2} \cdot \frac{\partial He}{\partial U} \right)^*$$

*前報⁽³⁾での(1)式、及び19のレジメの式に誤りがあったので、改めて訂正する。

ここで

$$He = Ho + \frac{K}{Us} \dots\dots\dots (21)$$

とし、前式に代入し、次式を得る。

$$\frac{\Delta C}{C} = \left(\frac{He}{\sigma z^2} \cdot \Delta H \cdot s - 1 \right) \frac{\Delta U}{U} \dots\dots\dots (22)$$

この式は、HeとUの精度がCに及ぼす寄与を表わしている。

(22)式は、煙源に近いところでは風速が増せば地上濃度が増えるが、 σz が大きく、遠いところでは逆に減少することを表わす。

更にXmaxのところで(19)式の $\sigma z = He/\sqrt{p}$ を入れると、上式は次のように整理できる。

$$\frac{\Delta C}{C_{max}} = \frac{A \cdot \frac{\Delta H}{Ho} - 1}{\frac{\Delta H}{Ho} + 1} \cdot \frac{\Delta U}{U} \dots\dots\dots (23)$$

ここで

$$A = p \times s - 1$$

とする。

5.1.1 CONCAWEの式

(4)式の定義から $s = 0.75$ 、中立状態で $p = 2.0$ から(23)式のパラメータAは0.5となる。

Xmaxの地点で、 $\Delta H/Ho$ を変えた時の $\Delta U/U$ と、 $\Delta C/C_{max}$ (%)の関係を表4-1に示す。

$\Delta U/U$ の増減による $\Delta C/C_{max}$ への影響は $\Delta H/Ho$ が小さいほど顕著に表われる。

Xmax地点での地上濃度は、風速が20%増加すると $\Delta H/Ho = 1.0$ のあたりでは約5%しか減少しない。

ただし、大気が不安定状態の $p = 1.52$ では約9%と大きくなる。

5.1.2 Moses & Carsonの式

(6)式の定義から $s = 1.0$ 、大気の中立状態で $p = 2.0$ から(23)式のパラメータAは1.0となる。

Xmaxの地点で、 $\Delta H/Ho$ を変えた時の $\Delta U/U$ と、 $\Delta C/C_{max}$ (%)の関係を表4-2に示す。

表4-1 Ho, Uの変化と $\Delta C/C_{max}$ (%)の値₍₁₎

$\frac{\Delta H}{Ho} \backslash \frac{\Delta U}{U}$	-0.5	0	0.5	1.0	2.0
0.5	-125	-50	-25.0	-12.5	0
0.2	-50	-20	-10.0	-5.0	0
0.1	-25	-10	-5.0	-2.5	0
-0.1	25	10	5.0	2.5	0
-0.2	50	20	10.0	5.0	0
-0.5	125	50	25.0	12.5	0

表4-2 Ho, Uの変化と $\Delta C/C_{max}$ (%)の値₍₂₎

$\frac{\Delta H}{Ho} \backslash \frac{\Delta U}{U}$	-0.5	0	0.5	1.0	2.0
0.5	-150	-50	-16.7	0	16.7
0.2	-60	-20	-6.6	0	6.6
0.1	-30	-10	-3.3	0	3.3
-0.1	30	10	3.3	0	-3.3
-0.2	60	20	6.6	0	-6.6
-0.5	150	50	16.7	0	-16.7

Xmax地点での地上濃度は、風速が20%増加すると、 $\Delta H/Ho = 2.0$ ではむしろ7%増加し、 $\Delta H/Ho < 1.0$ では減少するが、大気が不安定状態になると、その傾向はますます大きくなる。

水野⁽⁵⁾は、プルームモデルでのXmax地点における風速での相対誤差を、+20%とした時の地上濃度での相対誤差は $\Delta H/Ho = 2.0$ でも-6.7%と推定している。条件は同じく本報での(23)式において $p = 2.0$ 、 $s = 1.0$ の場合を論じているが、氏のレポート15)の中の(14)式で符号の誤まりが見られるため、結論が異ったと思われる。

本来、(23)式は、HeがUの関数であり、かつCがHeとUの精度で変化することを表わしているだけで、例えば $\Delta U/U$ を0.1~1.0に増加させた時、 $\Delta H/Ho$ を機械的に保持しておいて $\Delta C/C$ を求めることは、現象的にはあり得ないし、そこでは $\Delta H/Ho$ も減少し、 $\Delta C/C_{max}$ も減少するはずである。

また、相対誤差は、その基準になる濃度が小さければ大きく、濃度が大きければ小さく評価されるので、ここではいずれにしても絶対誤差の評価はされていない。

5.1.3 煙がダウン・ウォッシュした場合の誤差

Q_H が小さい煙源で、仮に $U \geq \frac{1}{2} V_s$ でドラフトが生じた場合、 $\Delta H = 0$ とし、 $H_e = H_o$ とすると、(2)式に代入し、次式を得る。

$$\frac{\Delta C}{C} = -\frac{\Delta U}{U} \dots\dots\dots (24)$$

これは風速と濃度が反比例することを表わし、表4-1, 2での $\Delta H/H_o = 0$ のケースと一致する。

いま、 H_e の煙源があり、 X_{max} のところで H_o の煙源の濃度との比を求めると、(1)式より次の式が成り立つ。

$$\frac{C(H_o)}{C(H_e)} = \exp\left[-\frac{1}{2} p \left\{ \left(\frac{H_o}{H_e} \right)^2 - 1 \right\} \right] \dots\dots\dots (25)$$

ここで $p = 1.52 \sim 3.5$, $\Delta H = H_o$ とすると、 $C(H_o)/C(H_e) = 2 \sim 4$ の値をとる。

実際のダウン・ウォッシュは X_{max} の手前でも生じうるから、その時にはこの濃度比はさらに大きく、 X_{max} の後方では小さくなることが予想される。

このように、煙源から遠くなると濃度の相対誤差が減少することは(23)式からも明らかであるが、 X_{max} の地点で比較すると、風速を20%増加させると、ダウン・ウォッシュのケースが最も大きく20%の濃度減少をする。しかし CONCAWE の H_e では5~10%, Moses & Carson の H_e では0~5%ぐらい変化し、風速の寄与がこのように H_e の定義によってまちがってくる。

5.2 U_{max} と $\Delta U/U$, $\Delta C/C$ の関係

前報(3)²⁾ と19)において、煙源と特定のリセプターとの間には、そこでの地上濃度を最大にする危険風速(U_{max})が存在することを報告した。

5.1の最初の式を0とするUが求める U_{max} である。¹⁸⁾

$$U_{max}^s = \frac{K}{H_o} \cdot \frac{1 + \sqrt{1 + 4a^2}}{2a^2} \dots\dots\dots (26)$$

ここで $a = \frac{\sigma z}{\sqrt{s} \cdot H_o}$ とすると、

H_e は(2)式とすると、 U_{max} のところでは、次のような関係が成立する。

$$\frac{\Delta H}{H_o} = \frac{2a^2}{1 + \sqrt{1 + 4a^2}} \dots\dots\dots (27)$$

(26)式から U_{max} は大気が不安定状態のほど、リセプターとの距離が遠いほど小さくなる傾向をもつ。下図のように U_{max} の時に地上濃度がピークを持つことからその前後の風速では $\Delta U/U$ と $\Delta C/C$ は符号が逆転する。

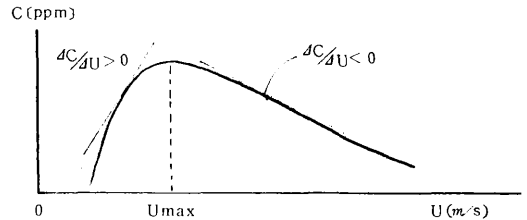


図4 U_{max} と $\Delta C/\Delta U$ の関係

従って5の章では、 U_{max} よりも小さいところのUでは、 $\Delta U/U$ を増加させると $\Delta C/C$ は増加するが、 U_{max} よりも大きいUでは $\Delta C/C$ は減少することに注意しなければならない。

つまり、風速の地上濃度に及ぼす相対誤差は、 X_{max} の前後か、 U_{max} の前後かによって変化するものであって、条件を固定せずに一般的な数量化をすることは無意味である。

5.3 具体的な推定例

前掲の大分地域を対象とした報告書¹⁶⁾では、高点煙源からの SO_2 発生量が全体の95%強もあるところで、長期予測モデルでのメッシュ濃度の全域(1 kmメッシュ 288 区画)の平均値から、次表の結果を報告している。

表5 $\Delta U/U$ と $\Delta C/C$ の試算例¹⁶⁾

$\Delta U/U$	$\Delta C/C$
0.5	-0.18
0.2	-0.08
0.1	-0.04
-0.1	0.08
-0.2	0.12
-0.5	0.32

一方、水島地区の報告¹⁷⁾による、風速変動と計算濃度の感度解析では次のように述べられている。

「(縦横25kmメッシュの)中央部に関しては、風速が弱化する」と濃度が高くなり、強くなると濃度が低下するという傾向を示しており、-50%~70%の弱体化で、ほぼ15%の濃度増加、70%の風速では、ほぼ15%の濃度低下がみられ、その間はほぼ直線的に増減する。」「周辺部に關する感度では、風速が弱くなると大きな負の相対誤差をもち、風速が強くなると、ある程度まで増加しその後減少するという傾向を示している。」

しかし、このような、全メッシュでの平均的な評価とは異なり、特定の煙源から特定のリセプターへ影響を及ぼす短期拡散モデル(1時間値)での汚染寄与率を求め場合には、リセプターと発生源との距離及び風速の絶対値から生じる絶対誤差を論じなくては、相対誤差だけでは汚染の寄与率を見誤る危険性がある。

6 排出ガス量の地上濃度に与える相対誤差

排出ガス量の過大な見積りは、煙の上昇高さを大きくして、地上濃度を低く推定する働きをする。しかし、一方では排ガス量の増大は一般的にSO₂の排出量を増加させるために、地上濃度を最大にする排出ガス量(Q_{max})が存在するはずである。

6.1 相対誤差の推定式

(1)式において、排出ガス量Qは排出熱量Q_H、SO₂排出量qと次のような関係があるものとする。

$$q = a \cdot Q = a \cdot Q_H / (C_p \cdot \rho \cdot (T_s - T_a)) \quad \dots\dots (27)$$

$$He = Ho + \Delta H = Ho + \frac{m' \cdot Q_H n'}{U^s} \quad \dots\dots (28)$$

(1)式をQのかわりにQ_Hで微分すると、次式となる。

$$\frac{\partial C}{\partial Q_H} = C \left(\frac{1}{q} \cdot \frac{\partial q}{\partial Q_H} - \frac{\partial He}{\partial Q_H} \cdot \frac{He}{\sigma z^2} \right) \quad \dots\dots (29)$$

この式に(28)式を代入すると次式を得る。

$$\frac{\Delta C}{C} = \left(1 - \frac{He}{\sigma z^2} \cdot \Delta H \cdot n' \right) \cdot \frac{\Delta Q_H}{Q_H}$$

この式は、HeとQ_Hの精度が、Cに及ぼす寄与を表わしている。

同様にX_{max}でのσz = He/√pを代入すると次式になる。

$$\frac{\Delta C}{C_{max}} = \frac{1 + A' \frac{\Delta H}{Ho}}{1 + \frac{\Delta H}{Ho}} \cdot \frac{\Delta Q_H}{Q_H} \quad \dots\dots (30)$$

ここで、A' = 1 - p · n'とする。

6.2 CONCAWEの式での推定

(4)式よりn' = 0.5, 中立状態でp = 2.0からA' = 0となる。

X_{max}の地点で、ΔH/Hoを変えた時のΔQ_H/Q_HとΔC/C_{max}(%)の関係を表6に示す。

表6 Ho, Q_Hの変化とΔC/C_{max}(%)の値

ΔH/Ho ΔQ _H /Q _H	-0.5	0	0.5	1.0	2.0
0.5	100	50.0	33.3	25.0	16.5
0.2	40	20	13.3	10.0	6.7
0.1	20	10	6.7	5.0	3.3
-0.1	-20	-10	-6.7	-5.0	-3.3
-0.2	-40	-20	-13.3	-10.0	-6.7
-0.5	-100	-50	-33.3	-25.0	-16.5

X_{max}地点での地上濃度は、排出熱量(排出ガス量と1.次の関係あり)が20%増加するとΔH/Ho = 1.0のあたりでは約10%増加する。さらに、大気が不安定状態になると、この傾向はますます大きくなる。

なお、Moses & Carson式は(28)式の型に整理されていないため、ここでは比較できないが、有風時の大規模煙源で朝倉ら⁶⁾は、

$$\Delta H = 0.23 Q_H^{1/2} / U^{3/4} \quad \dots\dots (31)$$

Q_H: 排出熱量(kcal/s)

を提案し、この場合もQ_Hのべき乗は1/2でありCONCAWEの式とべき乗が同じであるから、qとQ_Hに比例の関係が存在するかぎり同様の結果が期待される。

6.3 Q_{max}とΔU/U, ΔC/Cの関係

前報³⁾において、発生源の稼動状況(ロード)を排出ガス量Qを用いて、特定のリセプターとの間に地上濃度を最大にする排出ガス量(Q_{max})が存在することを報告した。

いま(29)式を0とすると、Q_Hが求めるQ_{Hmax}である。

$$Q_{Hmax}^{n'} = \frac{Ho \cdot U^s}{2m'} \left(\sqrt{1 + 4 \cdot \frac{\sigma z^2}{n' Ho^2}} - 1 \right) \quad \dots\dots (32)$$

(前報³⁾ではQ_{max}を求めたが全く同じ式になる)

このQ_{Hmax}では、特に煙源に近いところで、むしろ低いロードの時に地上濃度を大きくすることがある。

もちろん、U ≥ 1/2 Vsで前述のダウン・ウォッシュを生

ずれば、ロードの低下はVsの低下をまねくから、フルロードのみでなく、施設によって変化しうるロードの幅を確認してから寄与率を求める必要がある。

6.4 具体的な推定例

前掲の大分地域を対象とした報告書⁶⁾では、長期予測モデルでのメッシュ濃度の全域の平均値から、次表の結果を報告している。

表7 ΔQ/QとΔC/Cの試算例⁶⁾

ΔQ/Q	ΔC/C
0.5	0.38
0.2	0.15
0.1	0.08
-0.1	-0.08
-0.2	-0.16
-0.5	-0.44

その中で、 $\frac{\Delta C}{C} / \frac{\Delta Q}{Q} < 1.0$ についてはΔQ/QによるΔH/Heの効果が卓越しただろう一としているが、メッシュ平均のために、ΔQ/Qを負にした時の地上濃度での増加は表われていない。

7 拡散パラメータσy, σzが地上濃度
に与える相対誤差

(1)式において、拡散パラメータσy, σzの増加はいずれも地上濃度を減少させる役目をしているが、リセプターとの位置関係によってはその逆の現象もおこりうる。

7.1 σyのXmax, Cmaxへの寄与

(14)式の定義から、Xmaxはσyの関数ではないためにσyが変動してもXmaxは変わらない。

一方、(13)式、(14)式を(15)式に代入すると、拡散パラメータσy1でのXmaxにおけるCmax1は次の式になる。

$$C_{max1} = \frac{\sqrt{p} \cdot q}{\pi \sigma_{y1} \cdot He \cdot U} \exp\left(-\frac{p}{2}\right) \dots\dots\dots (3)$$

いま、σy1にΔσyの読み取り誤差を与えたσy2の時のCmaxでの相対誤差は、pが変わらないとすると次式で表わされる。

$$\frac{\Delta C}{C_{max1}} = \frac{1/\sigma_{y2} - 1/\sigma_{y1}}{1/\sigma_{y1}} = \frac{1}{1 + \frac{\Delta \sigma y}{\sigma_{y1}}} - 1.0 \dots (4)$$

この時のΔC/CmaxとΔσy/σyの関係は表8の通りである。

σyの±20%の誤差は、地上濃度の相対誤差にそれぞ

れ-17%, +25%の影響を与えている。

表8 σyのXmax, Cmaxへの寄与 p=2.0

Δσy/σy	ΔX/Xmax	ΔC/Cmax
0.5	0.0	-0.33
0.2	0.0	-0.17
0.1	0.0	-0.09
-0.1	0.0	0.11
-0.2	0.0	0.25
-0.5	0.0	1.00

7.1.1 相対誤差の推定式

(1)式をσyで微分すると

$$\frac{\partial C}{\partial \sigma y} = \left(\frac{y^2}{\sigma y^2} - 1\right) \cdot \frac{C}{\sigma y} \dots\dots\dots (5)$$

となり、さらにΔC, Δσyで整理すると次式になる。
ここでは、煙軸から直角方向への距離をyとする。

$$\frac{\Delta C}{C} = \left(\frac{y^2}{\sigma y^2} - 1\right) \cdot \frac{\Delta \sigma y}{\sigma y} \dots\dots\dots (6)$$

この式は、yとσyの精度がCに及ぼす寄与を表わす。いま、ブルームの式はy方向に正規分布を仮定していることから、y=0で中心軸濃度をCoとすると、y=σyで0.61 Co, y=2.15 σyでは1/10 Coの濃度を表わしている。

これらの関係を図5、表9に示す。
y=σy(ここでは中心軸濃度の0.61倍をとる)を境にして煙軸に近いy<σyのところでは異符号になる領域が生ずる。

このことから、煙軸上ではσyを20%増やせば、地上濃度も20%減少する。

ところが、y=σy(C/Co=0.61)ではどのようにσyを変化させても地上濃度は変化せず、煙軸からy=2.15 σy(C/Co=1/10)離れた地上濃度は、σyを20%増加させると逆に70%増加する。

例えばPasquillの線図からσyは3分平均濃度と言われており²⁷⁾、1時間値を求める時には時間てい減率1/5乗則と組み合わせるとσyは1.82倍になる(前報(4)参照)⁹⁾。このことから、平均化時間の増加等によっても、y方向の濃度分布が平滑化され濃度の増加と減少をもたらす地点が生ずる。このことも短時間濃度の推定をより難かしいものになっている。

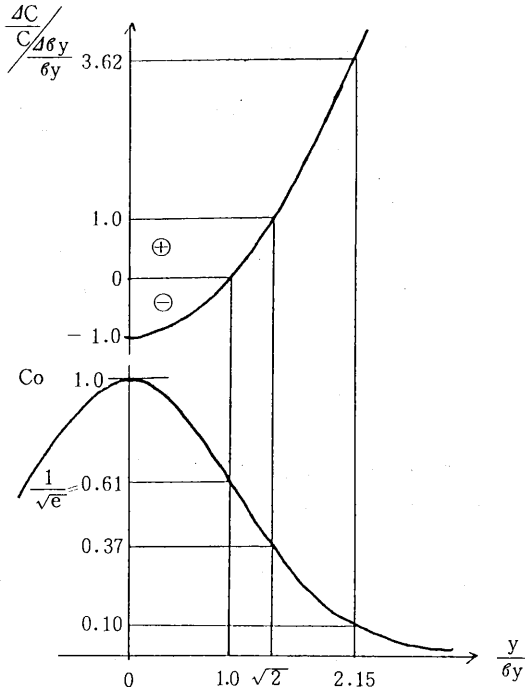


図5 Δσy/σyとy/σy, ΔC/Cとの関係 (p=2.0)

表9 Δσy/σyとy/σy, ΔC/Cとの関係

Δσy/σy \ y/σy	0	1.0	√2	2.15
0.5	-0.5	0	0.5	1.8
0.2	-0.2	0	0.2	0.7
0.1	-0.1	0	0.1	0.4
-0.1	0.1	0	-0.1	-0.4
-0.2	0.2	0	-0.2	-0.7
-0.5	0.5	0	-0.5	-1.8

7.2 σzのXmax, Cmaxへの寄与

いま(14式)において, Xmaxのところでの(19式)を代入すると,

$$X_{max} = \left(\frac{\sigma_z}{\beta}\right)^{\frac{1}{n}} \dots\dots\dots (37)$$

となる。ここでσzをΔσzだけ大きく推定した時のXmaxの相対誤差は次式になる。

$$\frac{\Delta X_{z-1}}{X_{max1}} = \left(\frac{\sigma_z + \Delta\sigma_z}{\sigma_z}\right)^{\frac{1}{n}} / \sigma_z^{\frac{1}{n}} - 1 = (1 + \Delta\sigma_z/\sigma_z)^{\frac{1}{n}} - 1 \dots\dots\dots (38)$$

一方, (38)式よりCmaxはσzの関数でないで、σzが変動してもCmaxは変わらない。

よって, σzをΔσzだけ増加した時のXmax, Cmaxの相対誤差は次表のようになる。(n=0.91, p=2.0の場合)

表10 σzのXmax, Cmaxへの寄与

Δσz/σz	ΔX/Xmax	ΔC/Cmax
0.5	0.56	0.0
0.2	0.22	0.0
0.1	0.11	0.0
-0.1	-0.10	0.0
-0.2	-0.22	0.0
-0.5	-0.53	0.0

σzを±20%変化させると, Xmaxは±22%の変化をするがCmaxは変わらない。

7.2.1 相対誤差の推定式

(1)式をσzで微分すると,

$$\frac{\partial C}{\partial \sigma_z} = \left(\frac{He^2}{\sigma_z^2} - 1\right) \cdot \frac{C}{\sigma_z} \dots\dots\dots (39)$$

となり, ΔC, Δσzで整理すると次式になる。

$$\frac{\Delta C}{C} = \left(\frac{He^2}{\sigma_z^2} - 1\right) \cdot \frac{\Delta\sigma_z}{\sigma_z} \dots\dots\dots (40)$$

この式はHeとσzの精度がCに及ぼす寄与を表わしている。

これらの関係を図6, 表11に示す。

σz < Heで煙源に近いところではσzが増加すると地上濃度は減少する。σz = Heでの地上濃度はσzの変化を受けない。σz = He/√p(ここではp=2.0)のXmaxのところではσzが20%増加すれば地上濃度も20%増加する。さらにσz ≥ He/√2では, σzの増加よりも地上濃度の増加率の方が大きくなる。このことも前述のσyと同様, 1時間平均値の推定を難しいものになっている原因の1つである。

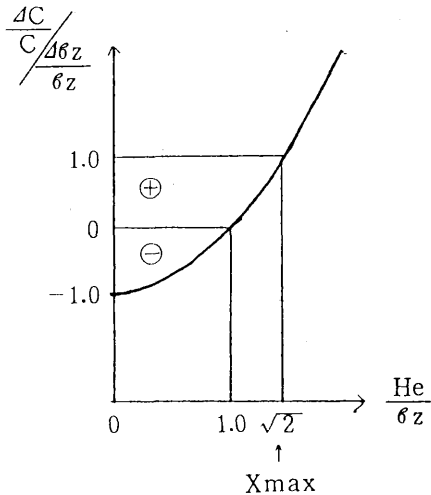


図6 $\Delta\sigma_z/\sigma_z$ と He/σ_z , $\Delta C/C$ との関係

表11 $\Delta\sigma_z/\sigma_z$, He/σ_z と $\Delta C/C$ との関係

$\Delta\sigma_z/\sigma_z$	He/σ_z	0	1.0	$\sqrt{2}$
0.5	-0.5	0	0.5	
0.2	-0.2	0	0.2	
0.1	-0.1	0	0.1	
-0.1	0.1	0	-0.1	
-0.2	0.2	0	-0.2	
-0.5	0.5	0	-0.5	

7.3 具体的な推定例

前掲した長期予測モデルでは、y方向の拡散は16方位の22.5°に対して一様分布を仮定しているため、 σ_y の検討はなされていない。

σ_z の長期予測モデルでは前掲の大分地域¹⁶⁾の場合、「高地点源による寄与濃度は σ_z を小さくするとすくなくなり、 σ_z を大きくすると濃くなる地点が多い。しかし他の煙源(面源、低地点源)は逆の傾向を示す。煙源から遠くはなれた地点では σ_z を小さくすると濃度は濃くなり、煙源近くでは逆の関係にある」とある。

さらに水島地区¹⁷⁾の場合には「複数煙源については±30%の σ_z パラメータの変動に関して、その相対誤差平均は3~4%以下と極めて低い感度しか示さず、高煙突が多いことからくる」と報告されている。

これらの結果は、先の単一汚染源での解析結果と必ずしも一致しない。

特に先の解析のように、煙源によっては σ_z の増加で

地上濃度が増加又は減少することがあるので複数の煙源からの重合濃度の場合には、これらが複合されていると考えられる。

8 風向の地上濃度に与える相対誤差

(1)式において、風向変動は主風向が変化しない場合にはその効果は大気安定度として σ_y , σ_z とパラメータ化されている。

しかし、短時間平均モデルを用いる場合、主風向が変化した場合には、特に風下において最も大きな誤差要因となる。

風向の誤差が濃度に与える影響は、水野¹⁵⁾の解析に詳しい。

いま、(1)式において発生源からリセプターまでの距離をxとし、それに直角方向にyをとると、 $C(x, 0)$ と $C(x, y)$ との相対濃度は次式で表わされる。

$$\frac{\Delta C}{C(x, 0)} = \frac{C(x, 0) - C(x, y)}{C(x, 0)} = 1 - \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \quad (41)$$

一方、 $C(x, y)$ において、煙の中心軸からyの距離は、xと発生源を見込む角度 θ との間で次式の関係が成立つ。

$$y = x \cdot \tan\theta \approx x \cdot \frac{\pi}{180} \theta \quad (42)$$

ここで θ は微小とし、 θ : degとする。

また、 σ_y は風向変動のパラメータ σ_θ (deg)をもつ大規模拡散の実験式²⁰⁾より、

$$\sigma_y = 0.0175 \cdot \sigma_\theta \cdot x \quad (43)$$

で整理された例がある。

(42), (43)式より $y/\sigma_y = \theta/\sigma_\theta$ となるので、(41)式は次のようになる。

$$\frac{\Delta C}{C(x, 0)} = 1 - \exp\left\{-0.47 \left(\frac{\theta}{\sigma_\theta}\right)^2\right\} \quad (44)$$

水野は σ_θ と θ を与え風向の誤差による濃度への影響を表12のようにまとめた。

それによると、不安定層では10度の風向誤差で中心軸上の濃度の相対誤差は10%であるが、安定層では40%近い誤差となる。

(43)式は、高煙源拡散実験に基づいた実験式である。

もともと σ_y はPasquill等によって(43)式の型にまとめられた。

表12 風向の誤差によるΔC/Cへの影響(水野)¹⁵⁾

$\sigma\theta$ θ	安定 10	中立 15	不安定 20 (度)
5 (度)	0.11	0.65	0.03
10	0.37	0.19	0.11
20	0.84	0.57	0.37
30	0.99	0.84	0.65

当初は $\pi/180 \cdot \sigma\theta = \alpha$ (定数), X^m のべき乗 m は1.0ではなく, 大気が中立状態の時には $m = 0.875$ にしていた⁶⁾。

これらの α , m については前報(4)⁹⁾でふれたので省略するが, Pasquill²¹⁾は, 等方乱流理論の仮定から, σy を次のように定義し, $f(x)$ を風下距離で定数として与えている。

$$\frac{\sigma y}{\sigma\theta} = \frac{\pi}{180} x \cdot f(x) \dots\dots\dots (45)$$

x, km	f(x)
0.0	1.0
0.1	0.8
1.2	0.7
0.4	0.65
1	0.6
2	0.4
4	0.4
10	0.33
> 10	$0.33 (10/x)^{1/2}$

$x \leq 10km$ までは σy は x の1次関数であるが, $x > 10km$ からは x の $1/2$ 乗に比例させている。

この(45)式は, (43)式を $f(x)$ で風下方向に縮小していることと等価である。

この(45), (42)式を(41)式に入れると新たに次式を得る。

$$\frac{\Delta C}{C(x,0)} \div 1 - \exp\left\{-\frac{1}{2} \cdot \frac{\theta}{f(x)^2 \left(\frac{\theta}{\sigma\theta}\right)^2}\right\} \dots\dots\dots (46)$$

例えば, $x = 1 km$ のところでは $f(x) = 0.6$ だから上式では $1/2 / f(x)^2 = 1.39$ となり, (44)式の係数0.47とは大きく異なる。新しく補正した値で水野と同じ条件で計算したものを表13に示す。

先の表12と比較すると10度の風向誤差の相対誤差は不安定層では10→30%と増加し, 安定層では40%→75%と大幅に増加する。

表13 風向の誤差によるΔC/Cへの影響

$\sigma\theta$ θ	安定 10	中立 15	不安定 20 (度)
5 (度)	0.29	0.14	0.08
10	0.75	0.46	0.29
20	0.99	0.92	0.75
30	0.99	0.99	0.96

つまり, 風向が1方位22.5度ズレると, 中立状態で風下約1 kmでは地上濃度に70%→95%以上も誤差をふくむことになる。

以上のことから, 短時間平均モデルにとって, 誤差要因としてもっとも大きいものが風向である。問題にする大気拡散の気象現象を十分に把握し, 一定の風が継続した時での評価をしなくては, 汚染の寄与率を大きく見誤る原因となる。

9 リセプターにおける検証

前章においては, プルームモデルを使用する場合でのパラメータの地表濃度に及ぼす精度について検討した。

ここでは具体的なリセプターでの重合濃度と, そこでのUmaxについて検証する。

9.1 リセプターでのUmaxの確認

1986年4月～1987年3月までのSO₂濃度, 風向, 風速データ(いずれも1時間値)を用い, リセプターNo.1 (八戸第二魚市場局)とNo.2 (八戸市庁局)での風向別風速階級別SO₂濃度を図7-1, 2に示した。円の中心から外側に風速の強さを表わす。

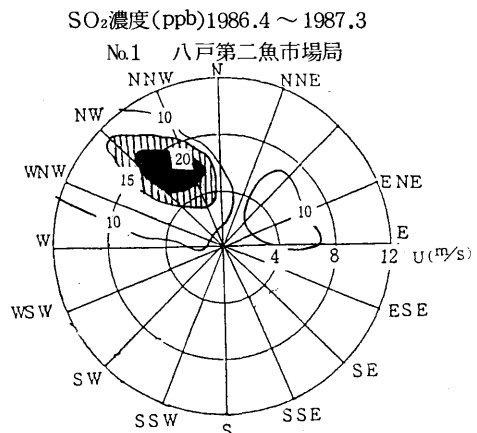


図7-1 風向別風速階級別SO₂濃度分布図(1)

工場地帯に隣接しているNo.1では, NW～NNWの方向からの $U = 5 \sim 9 m/s$ のところSO₂のCmaxが存在する。

SO₂濃度(ppb)1986.4~1987.3
No.2 八戸市庁局

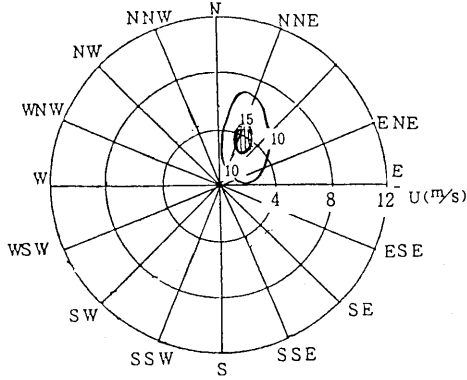


図7-2 風向別風速階級別SO₂濃度分布図(2)

No.2は臨海部から約2~3km内陸に位置し、NNE~NE方向のU=3~4m/sのところCmaxがみられる。ただし暖房期でのE方向からのSO₂高濃度は、多分に八戸市庁舎のボイラーの影響を受けているので、その時のデータは欠測にしてある²²⁾。

9.2 単一汚染源からのUmaxの存在

ある特定の発生源からリセプターへ及ぼす濃度Cを高めるUmaxは、前章5.2の(26)式で表わされる。

前報(2)¹⁾において、疾風汚染で問題になっているNo.2のリセプターでの重合汚染を推定した時には、U=6.0m/sのケースで汚染寄与率を決めたが、実際には発生源とリセプターとの位置関係により、各々の発生源から特有のUmaxが存在する。

ここでは前章3.1, 3.2のHeの算定に用いた2つの発生源(A), (B)からリセプターNo.1, No.2へのSO₂濃度を計算した。

なお、σ_y, σ_zには、ST. LouisでのMcElroyの実測値(1時間平均値)²³⁾を用い、さらに初期拡散幅σ₀を0~20mと変化させた。

用いたσ_y, σ_zは次式の通りである。

$$\left. \begin{aligned} \sigma_y &= \sigma_0 + 2.251 \cdot x^{0.608} \\ \sigma_z &= \sigma_0 + 0.029 \cdot x^{1.161} \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (47)$$

9.2.1 発生源(A)からの影響

排出熱量Q_Hが小さい煙源は、煙突自身や建物の影響を受けやすいので、CONCAWEの式でのHeと、U ≥ 1/2 · V_sでHe=H₀とダウン・ウォッシュさせた場合との比較を行った。No.1へはWNW, No.2へはNEの風向で試算した。

煙源(A)からリセプターNo.1, No.2への影響は表14, 図8-1, 2に示した。

煙源に近いリセプターNo.1では、Umax≒3~4m/sでダウン・ウォッシュでのCmaxを示す。しかし、No.2への影響は小さい。

表14 煙源(A)からリセプター(1), (2)への影響

リセプターNo.	リセプターへの距離(m)	風向	Umax(m/s)	UmaxのときのC(ppb)
(1)	330 (x=11H ₀)	WNW	σ ₀ =0 10.0	6.9(58.2)*
			=10m 6.0	10.3(48.8)
			=20m 4.0	12.8(39.2)
(2)	2,760 (x=92H ₀)	NE	σ ₀ =0 1.0	7.3(7.3)
			=10m 1.0	6.8(6.8)
			=20m 1.0	6.4(6.4)

* ()は煙をダウン・ウォッシュさせた時の値

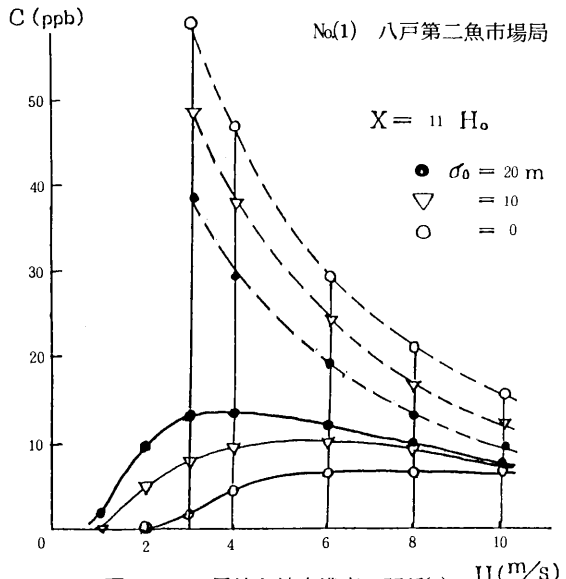


図8-1 風速と地表濃度の関係(1)
(図中の点線はダウン・ウォッシュ効果がある場合)

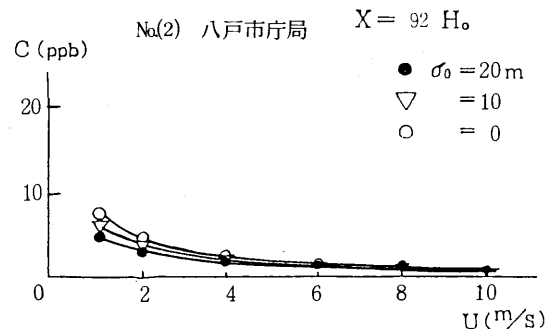


図8-2 風速と地表濃度の関係(2)

9.2.2 発生源(B)からの影響

排出熱量 Q_H が大きく、かつ V_s が大きい(B)からのリセプターNo.1, No.2への影響を表15, 図9-1, 2に示す。煙源に近いNo.1では U_{max} が $6\sim 8\text{ m/s}$ にピークを持つが、煙源に近すぎるために C_{max} よりも低い。しかしNo.2では $U_{max} \approx 2\text{ m/s}$ ぐらいの時にピークを示す。

表15 煙源(B)からリセプター(1), (2)への影響

リセプターNo.	リセプターへの距離(m)	風向	$U_{max}(m/s)$	U_{max} のときのC(ppb)
(1)	954 ($x = 8H_0$)	NW	$\sigma_0 = 0$ 13.0	12.6
			=10m 10.0	15.7
			=20m 8.0	18.2
(2)	3,035 ($x = 25H_0$)	NNE	$\sigma_0 = 0$ 2.0	30.7
			=10m 2.0	30.2
			=20m 2.0	29.7

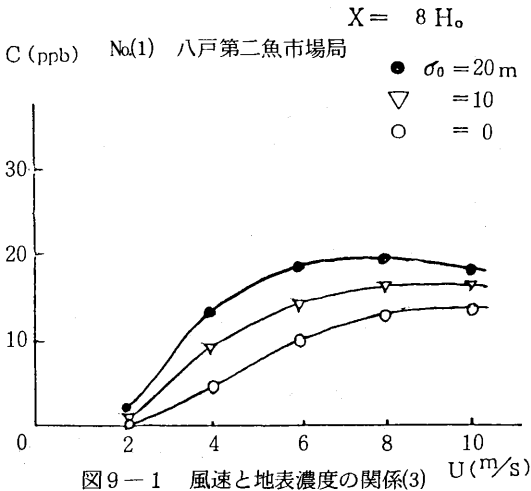


図9-1 風速と地表濃度の関係(3)

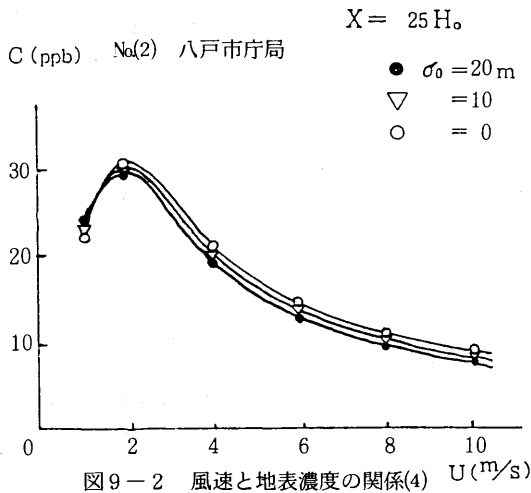


図9-2 風速と地表濃度の関係(4)

9.3 リセプターでの重合汚染濃度の推定

実際のリセプターでの重合濃度は、各々の発生源特有の U_{max} , C_{max} が、平滑化されたものである。

そこで発生源の諸元は前報(2)¹⁾の表5をベースに32本の大中煙源を用い、拡散パラメータは(4)式を使って風速を変化させながらリセプターNo.1, No.2への重合濃度を計算したのが図10-1, 2である。

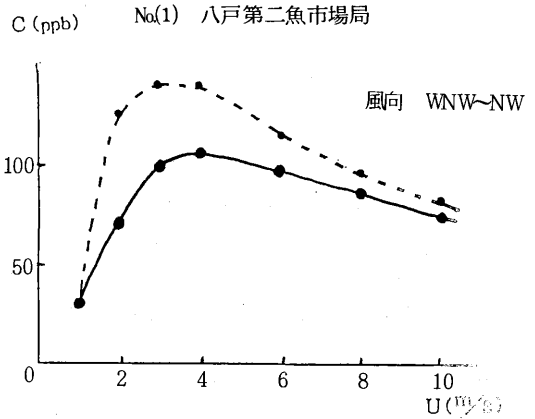


図10-1 重合汚染濃度の推定と U_{max}
 (図中の点線はダウン・ウオッシュ効果がある場合)

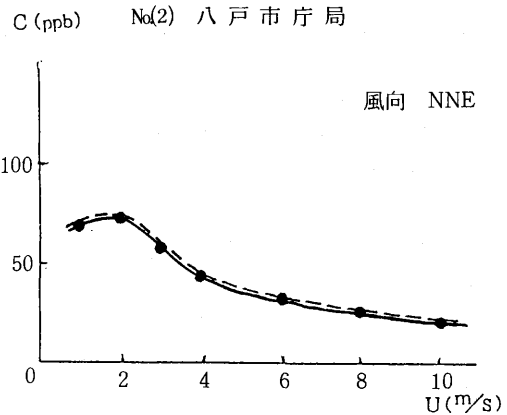


図10-2 重合汚染濃度の推定と U_{max}
 (図中の点線はダウン・ウオッシュ効果がある場合)

リセプターNo.1では、 U_{max} が $3\sim 6\text{ m/s}$ ぐらいのところではCがピークをもち、かつダウン・ウオッシュさせた時には約50%も増加する。ここでは大中の煙源と、さらに近くの中煙源のダウン・ウオッシュで影響が出ている。

リセプターNo.2では、 U_{max} が 2 m/s ぐらいと低い。 U_{max} は(4)式により、リセプターとの距離が遠くなるほど、小さくなる傾向をもつために、これは明らかに大手の煙源からの影響と推定される。

なお、ここで重合濃度に用いた煙源データは、フルロードの稼動を想定した。また風向の出現率は、No.1リセプターへ影響するものは、WHW=6.7%、NW=2.8%とほぼ10%程度であり、No.2リセプターへのNNE=3.0%、NE=6.4%とこれもほぼ10%程度である。

9.1でのリセプター濃度が年平均値であり、9.3での推定値がフルロードの1時間値であるために、実測値と推定値の比較はこのままではできない。

これらのことから推定濃度の絶対値は年間で平均すれば大きく低下すると考えられるが、UmaxとそこでのCmaxの年間の平均値とが類似している。

ここで使用した大気拡散パラメータ σ_y 、 σ_z は、乱れの大きいMcElroyの係数を用いたが、総量規制マニュアル⁷⁾に言われているようなP-G⁴⁾D₁クラスのものを使うと、大中煙源ではXmaxは約5~6倍遠く、かつそこでのCmaxは $\frac{1}{5}$ ~ $\frac{1}{4}$ ぐらい低くなり、まず現状でのリセプター濃度の説明をつけることは不可能になる。

9.4 推定結果の評価

前章9.3で推定したリセプターでのUmax、Cmaxと、実際にU=6.0m/sとして固定した時との推定値とを比較する。

リセプターNo.1、No.2でのUmaxは4.0、2.0m/sであり、U=6.0m/sよりも小さい。

Cmaxはそれぞれ140、71ppbであり、U=6.0m/s 114、33ppbでは19、53%と低く見積られている。

このことから、Umax、Cmaxをベースにした $\Delta C/C_{max} \propto \Delta U/U_{max}$ は各々-0.37、-0.27となり、風速の誤差が地上濃度の誤差に及ぼす影響は、リセプターNo.2の方が大きい。

このように、地域汚染の重合濃度の推定をする場合には、風速を固定すると、それがリセプターでのUmaxとはズレてしまい、実際の濃度の評価ともあわなくなってくる。本来はリセプターでのUmaxの汚染寄与率で発生源からのウエイトを評価し、あとで出現頻度をかけて平滑化の方が、より明確になる。

10 ま と め

正規型プルームモデルを用いて地上濃度を推定する場合、パラメータの誤差と地上濃度の精度について検討した。

1) Bosanquet(1)式による有効煙突高度の推定値は、小規模煙源ほど過小に、大規模煙源ほど過大に見積られている。このため、大規模煙源で許容されているSO₂の排出量はHeで約10%過大に見積られ、地表濃度は約20%程度低目に評価されている。

著者らは前報(4)⁹⁾、(5)²²⁾と10)で、SO₂の許容算定式

qは、大気が中立状態(P-G⁴⁾C₁)では約7倍も、緩和された式が使用されていることを指摘してきた(7→2倍の誤まりであったので訂正する)。

今回のHeの過大な見積りもふくめ、大気汚染防止法でのSO₂許容算定式は、Heの式とあわせて見なおしを必要とする。

- 2) 煙の上昇高さに及ぼすパラメータU、Vs、QHの中ではUの項の変動が最も大きく影響する。
- 3) HeのCに対する相対誤差は、XmaxのところではHeの-10%の誤差に対し、約20%の誤差を与える。
- 4) UのCに対する相対誤差は、Xの距離で符号が反転し、X<Xmax、U<UmaxではマイナスでXmaxのところではUの20%の誤差に対し、HeをCONCAWE式で計算すると-5%、Moses&Carson式で推定すると約-7%の誤差を与える。
- 5) QHのCに対する相対誤差は、XmaxのところではQHの20%の誤差に対し、約10%の誤差を与える。
- 6) σ_y のCに対する相対誤差は、 $y = \sigma_y$ を境にして、 $y < \sigma_y$ では減少、 $y > \sigma_y$ では増加に作用する。
- 7) σ_z のCに対する相対誤差は、 $\sigma_z < He$ ではマイナスで、Xmaxのところでは σ_z の20%の誤差に対し、-17%の誤差を与え、 $X > Xmax$ ではさらに大きくなる。
- 8) 風向のCに対する相対誤差は、10度の風向誤差は不安定層で10~30%、安定層では40~75%と大きな誤差を与える。
- 9) 特定のリセプターにおいて地上濃度を高めている“みかけ”のUmax、Cmaxは、各々の発生源とリセプターで決定する各々のUmax、Cmaxとは必ずしも一致しない。
- 10) 一般に発生源から遠いリセプターほど、Umaxは小さくなる。
- 11) 複数のリセプターがある場合、そこでの発生源からの汚染の寄与率は、地域を一つの風速(例えばU=6.0m/s)で固定してしまうと、実態と合わないものになる。
この場合には、各々のリセプター特有のUmaxを見出し、その時の汚染の寄与率を優先すべきであり、あとでUmaxの出現頻度をかけて平滑化し、評価すべきである。

11 今後の課題

正規型プルームモデルは、物理的な現象とのあてはめはともかくとしても、数式が簡単で取扱い易いため、今後も、公害防止行政の中で使用されるだろうが、一般に推定値の精度の限界を十分に知りつつ適用する必要がある。

単なる定常プルームモデルばかりでなく、このモデル

を發展させ、準定常モデル²⁴⁾プルーム主軸のわん曲モデル²⁵⁾、さらには最近では上昇流、下降流のある場での対流を考慮した正規型拡散モデル²⁶⁾等があり、具体的な現象へのあてはめもふくめて、長時間平均モデルのみでなく、短時間モデルの改良も望まれている。

さらにUmaxが小さくなると、Heの推定に大きな誤差を生ずるため、新たにパフモデルの検討も必要となる。

文 献

- 1) 吉田 毅, 早狩 進, 松尾 章, 高橋昭則: 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, 青森県公害センター所報, 6, 7-17 (1983)
- 2) 吉田 毅, 早狩 進, 高橋昭則: 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, 青森県公害センター所報, 6, 18-25 (1983)
- 3) 森口 実: 大気中におけるばい煙の拡散, ppM — Vol. 4 No.4 42-55 (1973)
- 4) Briggs, G.A: Plume Rise, U.S. Atomic Energy Commission Office of Information Services. (1969)
- 5) 岡本真一, 岡西祥太郎, 広尾 純, 塩沢清茂: 排ガス上昇高さ計算式の比較と評価, 大気汚染研究, 第12巻第8, 9合併号, 26-35 (1977)
- 6) 朝倉一雄, 四方 浩: 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, p.93, 1982.
- 7) 環境庁大気保全局大気規制課編: 総量規制マニュアル, p.138 (1975)
- 8) 環境庁大気保全局編: 新訂大気汚染防止法の解説, 新日本法規, p.439 (1972)
- 9) 吉田 毅, 高橋昭則: 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(4) — 大気汚染防止法(K値規制)でのSO₂算定式の問題点, 青森県公害センター所報, 7, 1-9 (1985)
- 10) 吉田 毅, 原子 昭: K値規制のSO₂算定式における拡散パラメータの特性, 第27回大気汚染学会講演要旨集, p.466, (1986)
- 11) 根本 茂, 伊藤昭三: 有効煙突高の観測, 大気汚染予測制御システム(APMS)開発関連成果研究論文集新機械システムセンター, p.380, 120-132, (1977)
- 12) 伊藤昭三著: 環境工学 — 大気総入門, 朝倉書店, p.190, (1984)
- 13) 発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針について, 原子力委員会, (1977)
- 14) 真島正市, 磯部 孝編: 計測法通論講義, 東京大学出版会, p.245, (1967)
- 15) 水野建樹: プルームモデルの精度評価に関する一考察, 公害, Vol. 12 No.5, 52-59 (1977)
- 16) (株)日立製作所: 大気質に係る環境影響評価手法向上化に関する調査研究報告書, (昭和50年度環境庁委託) p.590 (1976)
- 17) (株)数理計画: 拡散計算の科学性 — 調査データの確度とその計算値に及ぼす影響 (昭和49年度環境庁委託) p.123, (1975)
- 18) 井上力太: 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)
- 19) 吉田 毅, 原子 昭: 疾風時におけるUmaxと, σ_0 , ダウン・ウォッシュ等との関係, 第28回大気汚染学会講演要旨集, p.259, (1987)
- 20) 山本 晋, 横山長之, 煙流拡散幅の推定法, 大気汚染研究, Vol. 9, No.2 (1974)
- 21) Pasquill, F: Atmospheric dispersion parameters in GAUSSIAN PLUME MODELING, EPA-600/4-76-0306 Part I (P59), Part II (P44), (1976)
- 22) 吉田 毅, 梅原 茂, 阿部征裕: 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(5) — 海風が侵入する時の内陸部における高濃度現象, 青森県公害センター所報, 7, 10-20 (1985)
- 23) James L. McElroy and Francis Pooler: ST. Louis dispersion study Volume II — Analysis, National Air Pollution Control Administration Publication No. AP-53 (1968)
- 24) 岡本真一, 横山長之: 準定常プルームモデルによる京浜地区SO₂高濃度汚染時の大気汚染シミュレーション, 公害, Vol. 14 No.5, 6 61-71 (1979)
- 25) 広尾 純, 林 正幸, 塩沢清茂: メソスケール領域におけるガウス型プルームモデル, 大気汚染学会誌, 第14巻, 第1号 25-30, (1979)
- 26) 横山長之, 蒲生 稔, 山本 晋, 鈴木基雄: 混合層中における対流を考慮した正規型拡散モデル, 公害, Vol. 21, No.6, 33-43 (1986)
- 27) Hanna, et al: AMS workshop on stability classification schemes and sigma curves — Summary of recommendations, Bulletin American Meteorological Society, Vol. 58, No.12 (1977)

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(7)

— 固定発生源でのNOx規制の問題点 —

The Evaluation of Air Quality by Multiple Sources under Gusty Condition(7) — Characteristics of NOx Emitted from Stationary Sources Regulated

吉田 毅・早狩 進・高橋 昭則*

1 はじめに

昭和62年10月、大気汚染防止法施行令の一部が改定され、新設される常用の大型ディーゼル機関もNOx規制の対象となった。

しかし、当地区の総発電量69,600kwに及ぶ既設の2つの大型施設は規制の対象から除外された。

工藤ら¹⁾は、そのディーゼル機関からのNOx排出係数(Nm³/10⁸kcal)が中型ボイラーの約15倍あったことを指摘していた。本報では、SO₂での地表濃度をにらんだK値規制とは異なり、単に排出口での濃度規制方式をとるNOx規制での問題点を検討したので報告する。

2 第二魚市場局でのSO₂, NOx, NO₂濃度の関係

疾風型重合汚染としてSO₂濃度の高い第二魚市場局における1986年10~12月でのSO₂, NOx(NO+NO₂)濃度の1時間値は図1のようになる。

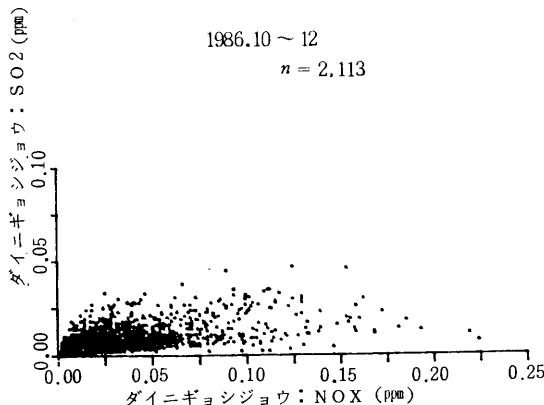


図1 第二魚市場局でのSO₂, NOx濃度の関係

期間中でのSO₂, NOxの最大値は各々、0.047, 0.224 ppmで、大きくバラつく。NOx濃度が大きくなってもSO₂濃度は0.05ppmよりは大きくない。

図2に、同じ期間中でのNO₂とNOx濃度を示した。NO₂が大きいところでのNO₂/NOxは1/3~1/4になり、つまりNO/NO₂の比では2~3になっている。

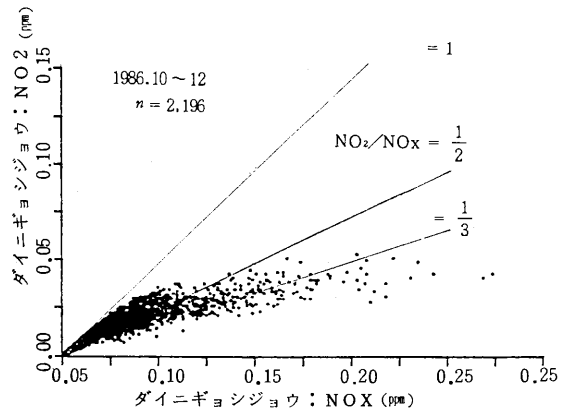


図2 第二魚市場局でのNO₂, NOx濃度の関係

図3に、NO/NOxと固定発生源風下吹送距離x(=uxt)との関係²⁾として、兵庫県での例をあげる。

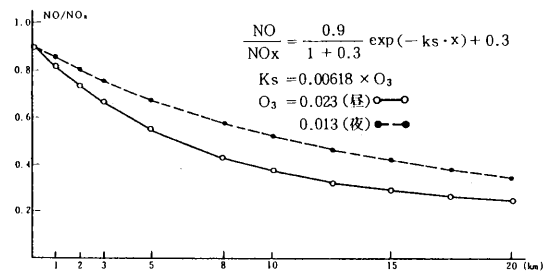


図3 距離別のNO/NOx計算値(固定源)²⁾

横軸はxよりも、風速を考慮した吹送時間t(=x/U)とした方が分かりやすいが、煙突から出されたNOがそこでのO₃の存在によりNO₂に変わっていく様子を実験式で示している。

第二魚市場局でのNO₂/NOxの1986年度の年平均値は0.54であったが、この値は自動車排ガス測定局では0.27、

Tsuyoshi YOSHIDA, Susumu HAYAKARI, *Akinori TAKAHASHI (八戸市公害対策課)

発生源から遠い鮫小学校局では0.67と市内でも幅を持っている。

図4には1986年度の第二魚市場局での風向別風速階級別NO₂平均濃度を示した。

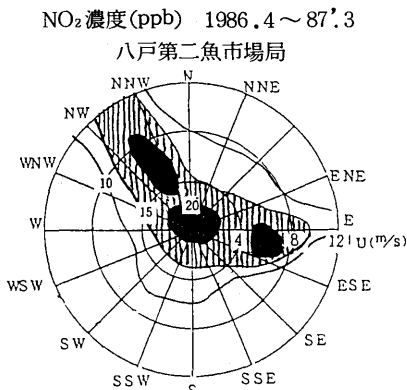


図4 風向別風速階級別NO₂濃度分布図

図中、外側に向って風速が強くなる。SO₂とは異なり、NO₂濃度の場合には、一般に風速が弱い朝夕に2山のピークをもつ特徴がある³⁾が、図4からはそれとは別にE方向とNW~NNW方向に風速の強いところで濃度の高まりがみられ、その風上に発生源が存在していることが推定される。

E方向からの高濃度は5月に集中しており、NO₂/NO_xの値はU=4~6 m/sのところ、0.47~0.51であることから、漁船の停泊地や、荷上げ場の影響と考えられる。

NW~NNW方向からの高濃度は、前報⁽⁶⁾の図7-1でのSO₂の濃度分布図と比較するとSO₂にはあったWNW方向での高濃度が消え、NNW方向が増えている。

この原因は、WNW方向の近くにあるボイラーからは高濃度のNOが排出されるが、まだNO₂に十分に酸化されていないために、SO₂のように“感じ、ないこと、一方NNW方向のNO₂は、SO₂よりも発生源から多量のNO_xが放出されていること、また風速が強くなるに従ってNO₂/NO_xの比が0.5→0.35へ変化すること(いずれも後章で述べる)等からも説明がつく。

3 常用大型ディーゼル機関のSO₂、NO_xの排出量

第二魚市場局のWNW~NNW方向に存在している大手工場(1.0~1.5 km風上)での主なSO₂、NO_xの発生施設の概要を表1に示した。(表中の工場A、Jは前報⁽⁴⁾の図上の番号と同一である)

一般に、ボイラー等の場合、燃料中のS分、N分からも推定されるが、SO₂よりもNO_xの排出量が少ない。表中のJは発電用大型ボイラーであるが、Aのディーゼル

機関DE-1、2号からのNO_xはSO₂の約5倍も多い。

表1 第二魚市場局の近くにあるSO₂、NO_xの主な発生施設

工場・施設名	* ₃ A	* ₄	* ₅ J	* ₆	
	DE-1	DE-2	B-3	B-4	
SO ₂ [Nm ³ /h]	42.3	59.2	153.0	146.6	
NO _x [Nm ³ /h]	205.3	287.4	125.0	128.0	
He(m)	* ₁ (1)	126.4	138.4	220.0	211.0
	* ₂ (2)	140.1	145.6	204.8	194.7
風 向	WNW~NW		NW~NNW		
リセプターとの距離 (m)	1,453	1,581	954	954	

- * 1 K値規制方式 (ΔH: Bosanquet(1)×0.65)
- * 2 Δh: Moses & Carson式 (U=U_{H0}補正)
- * 3 5,800 kw×5基のディーゼル機関
- * 4 5,800 kw×7基 "
- * 5 発電量 250,000 kwの発電用ボイラー
- * 6 " 250,000 kw "

昭和61年3月の青森県の「八戸地域公害防止計画」⁵⁾によると、昭和58年度の地域でのNO_x排出量は、
 固定発生源 7,875t/年
 移動 " 1,557t/年
 と推定されている。

昭和54年3月の環境庁の委託調査⁶⁾によると、昭和52年の八戸地区における固定発生源からのNO_x排出量のうち、このDE-1、2号だけで実に49%を占めていることが既に報告されており、この占める割合はその後大きく変わっていない。

4 NO_xの排出規制とNO₂の環境基準との関係

4.1 NO₂の環境基準緩和

昭和53年7月、環境庁告示により、「二酸化窒素に係る環境基準は1時間値の1日平均値が(従来0.02 ppm以下であったものを)0.04 ppmから0.06 ppmまでのゾーン内又はそれ以下」と改定された。

さらに、「環境基準は、従前と同様に1時間値の1日平均値を用いたが、この環境基準を維持した場合には、(昭和48年5月に)短期の指針として示された1時間値0.1~0.2 ppmをも高い確率で確保することができるものである」とし、1時間平均値での評価を除外してしまった。

この時にはまた、NO₂の測定に用いられるザルツマン係数が従来の0.72から0.84に改定されたことにより、

$$C_{NO_2}(\text{新}) = 0.72 / 0.84 \times C_{NO_2}(\text{旧})$$

と、新しい測定では0.86倍の値しか示さないことに改定されたため、従来の環境基準は2重に緩和されたことになる。

現在の第二魚市場局でのNO₂濃度は、1時間値の1日平均値が0.026ppm(昭和61年度)、1時間値の最高値は0.074ppmであるから、緩和された環境基準では充分にその範囲内であるが、従来使われた基準を超えており、かつその1時間値も0.1ppm相当であることから、決して低いレベルではない。

4.2 NO_xの排出規制と地上濃度の評価

昭和62年10月に行われた常用大型ディーゼル機関に対するNO_x規制に関しては、環境大気保全局長の私的諮問機関として設置された「固定型内燃機関大気汚染対策検討会」からの報告書⁷⁾が下敷となっている。

この中では「このような状況のまま放置されることは大気汚染防止上看過できない」とし、先に行った八戸地域でのディーゼル発電機の占める率等も引用され、「なお検討の過程において、大気環境面からみて事情の全く異なる地域に設置される設備を法制上同等に取り扱うのではなく、それぞれの地域の実態に適応したより効率的な対応が考えられるべき——との意見があったことを付記しておく」とも述べられていた。

しかし、実際の法施行令の一部改正では、常用の大型ディーゼル機関は昭和63年2月から規制の対象となったが、既設のNO_xは全く対象から除外された。

環境庁大気保全局大気規制課編の「ガスタービン・ディーゼル機関大気汚染防止対策ガイドライン」⁸⁾(1988)ではディーゼル機関の“平均的な”NO_x排出状況の施設を想定し、環境への影響の程度が試算されている。

それによるとNO₂の最大着地濃度は、サットン式を用い1時間値として規模別、燃料別の“平均値”は6~25ppb、日平均値を17~183ppbと推定しているが、当地区にある既設のディーゼル機関からの影響をどのように算出したかは明らかでない。

著者らは前報⁴⁾等で、SO₂濃度規制に用いられるこの種の最大着地濃度の推定式では、現状の汚染レベルの説明が充分つかないことを報告してきた。

この場合でもDE-1、2号機が水平距離約130mしか離れておらず、風下では各々が重ねられて推定値の約2倍になってしまうこと等は考慮されていない。

また日平均値の推定に1時間値×0.59の係数が使用されている。この係数は電源立地に関する環境影響調査書で、通産省が着地濃度を予測する場合に採られてきた¹⁰⁾が、これとても、発生源の型態で変わり得るものであって、物理的に意味をもつ係数ではない。

これらのことから、現在の法的に決められている着

地濃度の推定式からは、十分に汚染の推定がなされておらず、そのために固定発生源の汚染寄与率を過少評価している傾向がある。

本来、この種の発生源規制は、規制を行うことによって改善される環境濃度の推定が行われなくてはならないが、特にNO_x規制で行われている煙突出口での濃度(C₀)規制と着地濃度、さらには環境基準との対比は、SO₂規制よりもあいまいである。

さらに、発生施設からの現状濃度をほぼ認め、脱硝装置を必要としないレベルに規制値を作った施設ごと、年度ごとの排出濃度(C₀)の規制値の不統一は、今までSO₂規制等で行政が行ってきた規制の公平さを欠く恐れがある。

5 最大着地濃度(C_{max})推定式の問題点

本章では、正規型拡散式で求められる最大着地濃度の推定上の問題——特にX_{max}、C_{max}、q等種々のパラメータによる推定値のちがいでについて検討する。

SO₂のK値規制では、排出源からのSO₂の放出量q(Nm³/h)を、煙突での拡散効果と地上濃度の関係式で規制している。

正規型の大気拡散式において、水平、垂直方向での拡散パラメータσ_y、σ_zを、

$$\begin{aligned} \sigma_y &= \alpha \cdot X^m \\ \sigma_x &= \beta \cdot X^n \end{aligned} \quad \dots\dots\dots (5-0)$$

とし、∂C/∂X = 0なる最大着地距離X_{max}と、そこでの最大着地濃度C_{max}、排出量qとの関係は次式で表わされる⁴⁾。

$$\begin{aligned} X_{\max} &= \left(\frac{He}{\sqrt{p} \times \beta} \right)^{\frac{1}{n}} \\ &= B \times He^{\frac{1}{n}} \quad \dots\dots\dots (5-1) \end{aligned}$$

$$q = A \times C_{\max} \times He^p \quad \dots\dots\dots (5-2)$$

ここで、p = (m + n) / n

$$A = \frac{\pi \times \alpha \times \beta^{1-p} \times U}{10^6 \times \exp\left(-\frac{1}{2}p\right) \times p^{\frac{p}{2}}} \times 3,600$$

X_{max} : 最大着地距離 (m)

He : 有効煙突高度 (m)

q : 排出量 (Nm³/h)

C_{max} : 最大着地濃度 (ppm)

5.1 最大着地距離 (Xmax) の推定

表2はPasquill-Giffordの拡散パラメータ σ_y, σ_z での係数¹¹⁾を表わす。さらに乱れの大きい拡散パラメータとしてMcElroyの値¹²⁾も加えた。

表2 拡散パラメータの係数 (Koch¹¹⁾)

安定度	α	m	$x \leq x_1$			$x_1 < x \leq x_2$			$x_2 < x$	
			β	n	$x_1(m)$	β	n	$x_2(m)$	β	n
A	0.40	0.903	0.125	1.03	250	0.0083	1.51	500	0.000226	2.10
B	0.295	0.903	0.119	0.986	1,000	0.0579	1.09	10,000	0.0579	1.09
C	0.20	0.903	0.111	0.911	1,000	0.111	0.911	10,000	0.111	0.911
D	0.13	0.903	0.105	0.827	1,000	0.392	0.636	10,000	0.948	0.540
E	0.098	0.903	0.100	0.778	1,000	0.373	0.587	10,000	2.85	0.366
McE*	2.25	0.608	0.029	1.161	1,000	0.029	1.161	10,000	0.029	1.161

* McElroyのパラメータは1時間平均値¹²⁾

表3には(1)K値規制, (2)P-G線図での“D”クラス, (3)同じく“C”クラス, (4)乱れの大きい場でのMcElroyの各場合のXmaxと, その時のB, $\frac{1}{n}$ についてまとめた。

表3 XmaxでのB, $\frac{1}{n}$ の値

Xmax(m)算定式	B	$\frac{1}{n}$
(1) K値規制Sutton式	20.8	1.14
(2) P-G線図“D”クラス	2.3	1.57
(3) P-G “C”クラス	7.6	1.1
(4) McElroy	17.4	0.86

(1)はK値規制の式に用いられるサットンの式¹³⁾で,

$$Xmax = \left(\frac{He}{Cz} \right)^{\frac{2}{2-n}} \dots\dots\dots (5-3)$$

これは, $Cz = 0.07$ ($Ho = 100m$ 以上), $n = 0.25$ (Suttonの大気安定度のパラメータで中立に相当し, 5-0式での n とは関係ない) のケースに相当する。

これを正規型のP-G線図に評価しなおすと $n = 0.874$ (D~Cランク), $\beta = 0.049$ (A~Bランク)となり, 同一の大気安定度のランクには納まらない。

(2)は $1,000 < x < 10,000$ のケースである。

(3)は, 悪臭防止法で用いられているXmaxの推定式¹⁴⁾

$$Xmax = 7.36 \times He^{1.1} \dots\dots\dots (5-4)$$

に類似し, Sutton式では $Cz = 0.16$ の低煙源のところに相当する。

(4)は, 前報²⁾でのSO₂のトレーサー実験等から実際の地上濃度の再現性がよかった拡散パラメータである。

XmaxはB, n のほか, Heに大きく左右されるので, (1)式と他のパラメータでの式と比較した(表4)。

(1)は, 前報⁴⁾の表4と, 著者らの第27回大気汚染学会講演要旨集¹⁵⁾の中で, 計算の誤りがあったので表4の値に訂正する。

(2)はHeが大きくなると, (1)とあまり変わらない。

(3)は(1)でのXmaxの約 $\frac{1}{3}$ と近いところに推定されている。

(4)は(2)とは逆に, Heが大きくなるほど, Xmaxは近いところになる。

表4 HeとXmaxの関係

He	P-G “D” ₍₁₎ Xmax ₍₁₎ /Xmax ₍₂₎	P-G “C” ₍₃₎ Xmax ₍₁₎ /Xmax ₍₃₎	McE ₍₄₎ Xmax ₍₁₎ /Xmax ₍₄₎
10	3.3	3.0	2.3
20	2.5	3.1	2.8
50	1.7	3.2	3.6
100	1.2	3.3	4.3
200	0.9	3.4	5.3
300	0.8	3.4	5.9

5.2 排出許容量 (q) の推定

XmaxのところでのCmaxと, q, He (5-2)式に表2からp, Aを代入して整理すると表5のようになる。

表5 qとp, Aの値

SO ₂ 算定式q	p	A	(希釈係数)
(1) K値規制Sutton式	2.0	0.584	0.15
(2) P-G線図“D”クラス	2.42	0.071	0.55
(3) P-G “C”クラス	2.0	0.300	0.55
(4) McElroy	1.52	1.42	1.00

なお、ここで用いた(2), (3)での希釈係数は、Pasquill-Giffordの線図での σy が3分平均濃度に相当すると言われており^{16,17,18)}、1時間平均値にするための時間で減率を $1/5$ 乗則¹⁸⁾として、 σy を1.82倍¹⁹⁾したものである。

実際の気象安定度分類ではP-G "D"クラスが八戸地区では約64%あり²⁰⁾、この時の p は $1,000 < x < 10,000m$ の場合、表5より2.42の値をとり、大気汚染防止法で用いられる $p = 2.0$ とは明らかに異なる。

法で用いられている $p = 2.0$ を保持しようとする、表5よりP-G線図では"C"クラスに相当し、それは決って"D"クラスには対応しない。

従って、(1)と(3)でのAのちがいは、Sutton式と正規型の拡散式の型のちがいがら約2倍、さらに平均化時間の希釈係数の比 $(1)/(2) = 1/3.7$ との相乗作用として、結局約2倍のひらきが生じている。

表6に、 C_{max} は He に大きく左右されるので、(1)式と他のパラメータでの式とを比較した。

表6 Heと C_{max} の関係

He (m)	P-G "D" $C_{max}^{(1)}/C_{max}^{(2)}$	P-G "C" $C_{max}^{(1)}/C_{max}^{(3)}$	McE $C_{max}^{(1)}/C_{max}^{(4)}$
10	0.32	0.51	0.80
20	0.43	0.51	0.57
50	0.63	0.51	0.37
100	0.84	0.51	0.26
200	1.13	0.51	0.19
300	1.34	0.51	0.15

(1)の法律で用いられている式が他の(2), (3), (4)式よりも地表濃度を低く見積っているということは、逆の見方をすれば、排出量 q をそれだけ許容していることに他ならない。表7に、(1)式と他の式での q の比較を示した。

表7 Heと q の関係

He (m)	P-G "D" $q^{(1)}/q^{(2)}$	P-G "C" $q^{(1)}/q^{(3)}$	McE $q^{(1)}/q^{(4)}$
10	3.1	1.9	1.2
20	2.3	1.9	1.7
50	1.6	1.9	2.7
100	1.2	1.9	3.7
200	0.9	1.9	5.2
300	0.8	1.9	6.3

なお、第27回大気汚染学会講演要旨集¹⁵⁾の中で、P-G "C"クラスでの $A = 0.085$ 、 $q(1)/q(2) = 6.9$ としたのは正しくは $A = 0.300$ 、 $q(1)/q(2) = 1.9$ だったので、改めてここで訂正する。

(2)は、 $He = 100 \sim 200 m$ のところでは X_{max} 、 C_{max} ともあまり変わらないため、 q もほとんど同じ値をとる。

(3)式との差は、前述のとおりAのちがいがらのみ生じている。

(4)式と比較すると、 $He = 100 \sim 200 m$ のところでは X_{max} を4~5倍と大きく、 C_{max} は $1/4 \sim 1/5$ にうすく評価している、 q では4~5倍を許容していることになる。

5.3 有効煙突高度(He)推定上の問題点

K値規制での SO_2 排出許容量の計算に使われているHeの算定式(Bosanquet(1)式)に関しては、今までも種々の問題点が指摘されている^{10,21)}が、ここでは排出熱量のちがいで生ずる算定誤差について比較する。

前報²⁷⁾(6)において、法で用いられている Δh の算定式は Q_H が小さい時には、CONCAWEの式での Δh よりも低く推定されていることを示した。

また本報の表1より Q_H が大きく、かつ排ガス速度 V_s が大きい煙突ではMoses&Carsonの式での Δh よりも大きく推定されていることがある。

ここでは、表5のように法の(1)式では q の算定式でのHeのべき乗を $p = 2.0$ としているので、分かり安いためにP-G "C"のケースの(3)式と比較する。

従って排出量 q において、 $q(1)/q(3)$ の比は表5より、Aと He^2 との相乗効果から決定される。

例一 (小規模煙源の場合)

前報²⁷⁾(6)の発生源(A)でのHeの推定式では、法による $He = 36.9 m$ 、CONCAWEの式での $He = 56.6 m$ であった。

従って、 $q(1)/q(3)$ に各々のHeを入れると、

$$q(1)/q(3) = 0.584/0.300 \times (36.9)^2 / (56.6)^2 = 1.95 \times 0.43 = 0.83$$

となり、初め1.95倍の差があったものが、 Q_H の小さい煙源では皮肉にも法でのHeの推定式が低く見積られているために、0.83倍に縮小されていることを示している。

例二 (大規模煙源の場合)

前報²⁷⁾(6)の発生源(B)でのHeの推定式では、法による $He = 211 m$ 、Moses&Carson式での $He = 194.7 m$ であった。

従って、同様に $q(1)/q(3)$ は

$$q(1)/q(3) = 0.584/0.300 \times (211)^2 / (195)^2 = 1.95 \times 1.17 = 2.28$$

となり、初め1.95倍あった差を、 O_H が大きく、 V_s が大きい煙源では法でのHeの算定式が過大に見積られているために、さらに2.3倍まで許容しすぎていることになる。

以上、2つのケースを比較したが、この傾向はP-G「C」クラスにとどまらず、(4)式等になるとさらに大きな差となって表われる。

大気汚染防止法で、Heの算定式が採用された当時、その解説書¹³⁾は「排煙脱硫が普遍化していない現時点では高煙突拡散による対策を併用せざるをえず、したがって排出基準としても排出口の高さを対策効果として見る基準を採用せざるをえない」としていたが、さらに「有効煙突高さの算定を含めて、今後さらに慎重に検討を加え、より合理的なものとする必要がある」とも述べられている。

低い煙突高さを高く扱うと、その煙源による地上寄与濃度を低く見積り、排出量を過大に許容することからその濃度の推定は危険サイドの結果を示すこととなる。

このことから、現在SO₂でのK値規制で用いられている算定式の係数A、P、さらにはHeの推定式等は再検討されてよい。

6 NO_x規制と環境濃度の関係

前章において、大気汚染防止法で定めているC_{max}の算定式は低目に推定され、そのために大規模煙源ほど排出量qが許容されていることを論じた。

本章では、NO_x規制の場合、煙突出口での濃度C₀の規制を行っているが、これとC_{max}との関係及び環境基準との関係について検討する。

6.1 地表でのNO_x濃度の推定

表1のNO_x排出量の大きい施設から風速6.0 m/sで北西の風を吹かせた時の地表でのNO_x濃度を、それぞれパラメータ(2)、(3)、(4)で計算したものが図5である。

NO_x濃度は、初めのコンターを10ppbとし、等濃度線は20ppb増すごとに引いた。地図上の1メッシュの間かくは1,000 mである。

(2)の条件ではメッシュの中では10ppbしか表われない。

(3)では70ppbまで濃度は高くなる。

(4)ではDE-2号のNO_x排出量がDE-1号の1.4倍あることから、風下では重合され、130ppbレベルの高濃度地点が見られる。

特に(4)のケースがSO₂の地表濃度の再現性には優れていた⁴⁾ことから、これらの地上でのNO_xの推定値とNO₂との関係が問題となる。

6.2 C_{max}でのNO_xとNO₂との関係

表1の中からNO_xの排出量の大きいDE-1号を選び、今まで比較した(1)~(4)式でのC_{max}、X_{max}、さらには図3を用いてX_{max}までのNO₂/NO_xでの変換係数η決め、

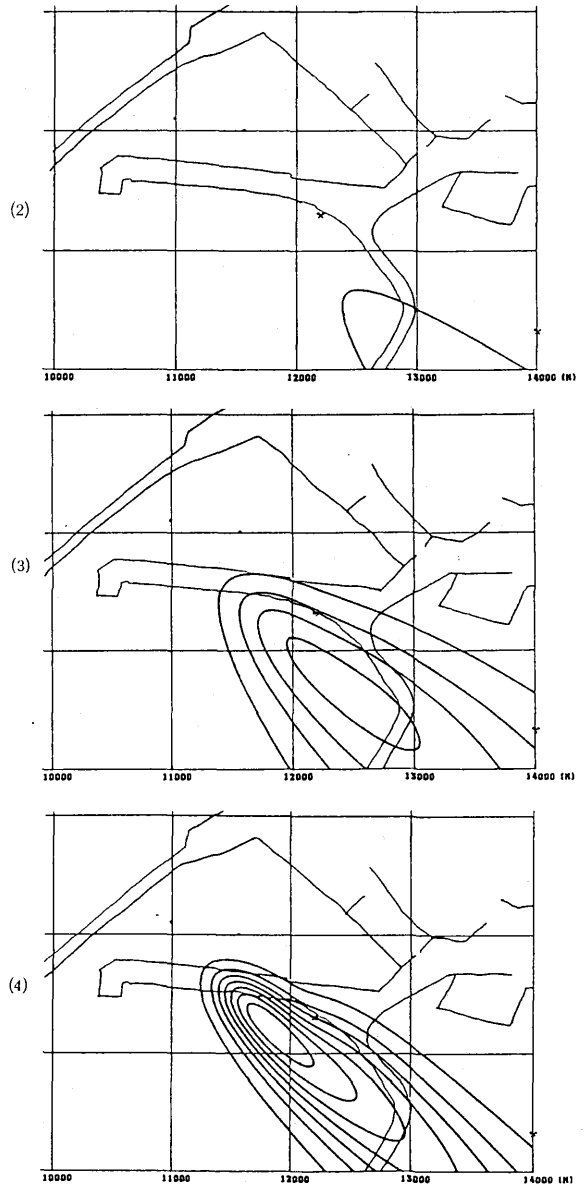


図5 (2)、(3)、(4)の条件でのNO_xの地表濃度

$$C_{max}(ppm) \text{ at } NO_2 = C_{max}(ppm) \text{ at } NO_x \times \eta \quad (6-1)$$

としてNO₂の最大着地濃度C_{max}を求め表8に示した。

(1)のほかの(2)~(4)式で求めたNO_xでのC_{max}は大きくちがっていたが、距離X_{max}までのNO₂/NO_xの変質の影響を考慮した場合、NO₂のC_{max}は表8よりほぼ0.01~0.02 ppmの範囲に推定される。

なお、表ではDE-1号だけのC_{max}を記入しているが、実際にはDE-2号が水平距離で約130 mしか離れておらず、いずれもC₀≒1,300 ppmのNO_xを放出して

いることから、実際にはさらに約2倍のNO₂濃度がXmaxのところまで推定される。

表8 XmaxでのNOxとNO₂との関係

	Cmax (ppm) at NOx	Xmax (m)	η	Cmax (ppm) at NO ₂
(1) K 値 規 制	0.022	5,152	0.47	0.010
(2) P-G "D."	0.024	4,487	0.45	0.011
(3) P-G "C."	0.043	1,572	0.24	0.010
(4) McElroy	0.092	1,123	0.20	0.018

6.3 第二魚市場局でのNOx, NO₂濃度

図6に、1986.10～12月までのNWの風が吹いた時の第二魚市場局における風速とNOx, NO₂の平均値を示した。

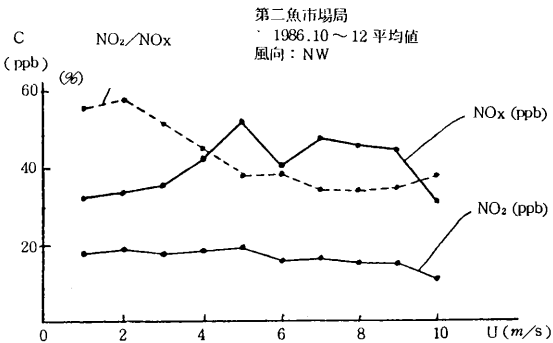


図6 風速とNO₂/NOxの関係

NOx濃度は風速の大きい5～8 m/秒のところまでピークを持ち、風速の大きいところほどNO₂/NOxの比率が低くなる。NOx中のNO₂は吹送距離が短いほど少なく、NO₂/NOxはXよりもt = X/Uと関係があることを示している。

図7に、表1の施設からのNOxが(4)の拡散パラメー

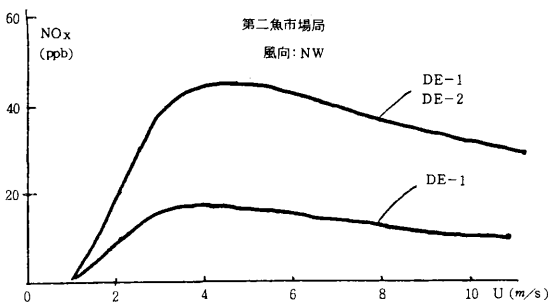


図7 第二魚市場局でのNOx濃度の推定

タの時に第二魚市場局へ及ぼすNOx濃度を推定した結果を示す。

風向はNWとした。

DE-1, 2号からは風速が3～5 m/秒の時に濃度がピークをもつことから、このUmaxは図6での実際のUmaxともほぼ対応がっている。

6.4 CmaxとCoとの関係

NOxの排出量をq (Nm³/h)とした時のCmax (ppm)at NOxは次式で表わされる。(第5章)

$$C_{max} \text{ (ppm)} = \frac{q}{A \times He^p} \quad (6-2)$$

いま、排出口でのNOx濃度Coは、乾きガス量をQ (Nm³/h)とすれば、

$$Co \text{ (ppm)} = \frac{q}{Q} \times 10^6 \quad (6-3)$$

で表わされるから(6-2)式は次のように整理される。

$$C_{max} \text{ (ppm)} = Co \text{ (ppm)} \times \frac{Q}{A \times He^p \times 10^6} \quad (6-4)$$

この式においてQ, Heはすでに発生源でSO₂に関するK値規制で規定されている数値であり、既述した通りA, pは大気安定度や風速によって決まる係数である。

従って(6-4)式はNOx規制のようにCoが規制されると、Cmaxは一義的に決定されることを表わしている。

逆の見方をすると、Coを施設ごとに変えている現在のNOx規制では、Cmaxは施設によりバラつき、規制の公平さを欠く恐れがある。

いま、SO₂及びNO₂に関する環境基準は、

SO₂ : 1日平均値が0.04ppm以下であること。

NO₂ : " 0.04～0.06ppmのゾーン内、又はそれ以下であること。

と規定されている。

従って、NO₂を考える場合、固定発生源から推定されるCmaxは、SO₂とほぼ同じレベルの厳しさで考えても決しておかしくない。

現在、八戸地区は「第6次公害防止計画」の3巡目に当たり、1976年9月からSO₂の排出規制はK=6.0(SO₂の1時間平均値でのCmax ≒ 0.010 ppm相当)に規制されている。

従って、NO₂の場合でも一応の目安として Cmax =

0.010 ppmを守ることを考えると、発生源での Co (ppm) at NOx と地表の Cmax (ppm) at NO₂ との関係は (6-1), (6-4) 式より次のようになる。

$$Co(\text{ppm})\text{ at NOx} = \frac{C_{\text{max}}(\text{ppm})\text{ at NO}_2 \times A \times H_e^P \times 10^6}{Q} \times \frac{1}{\eta} \quad (6-5)$$

この式に DE-1号での Q, Ho, Cmax=0.010 ppm at NO₂, さらに前述の(1)~(4)までのパラメータを入れて計算すると、NOxの法規制から除外された DE-1号の Co ≒ 1,300 ppm at NOx に対して表 9 のように許容される Co (ppm) at NOx が推定される。

ただし、η は NO₂/NOx の比であり、表 8 のように Xmax の関数であって(1)~(4)で異なる。

表 9 許容される Co の推定

	Co (ppm) at NOx
(1) K 値規制	591
(2) P-G "D" クラス	550
(3) P-G "C" クラス	303
(4) McElroy	140

表 9 では、NO₂ の Cmax (0.010 ppm)を守るために規制しなくてはならない NOx の Co (ppm) が(1)~(4)のケースごとに示されているが、現在甘すぎると指摘されてきた SO₂ での K 値規制の(1)式と比べても約 2 倍も大きすぎる。

特に、最も地上濃度の再現性に優れていた(4)式の場合では、現在の Co を約 1/10 までほぼ液体燃料使用の新設ボイラー並みのレベルまで低減しなければ、目的とする NO₂ の 1 時間値 Cmax = 0.010 ppm を風下で守れない。

なお、前述したように、DE-1, 2号はほぼ併設されているために、図 5 の(4)のケースのように各々の Cmax が重合することから、各々の Co をさらに低減しなければならぬことは勿論である。

齊藤ら²²⁾は、DE-1, 2号の煙道測定及び、使用 C 重油中の N 分の分析から、ディーゼル機関での NOx は約 9 割以上がサーマル NOx であることを報告している。

このことから、これらの施設での燃料による大巾な低 NOx 対策はほぼ不可能であり、脱硝装置の設置が必要となる。

同じく齊藤ら²²⁾は、セメント焼成炉からの NOx 排出量

も大きいことを指摘しており、同様の対策が必要となる。

7 NOx 規制の行政上での問題点

現在の SO₂ 排出規制では、K 値規制によって施設ごとの最大着濃度 Cmax を K 値によって強化し、それ以上の規制は K 値 3.5 以上の地域で総量規制の導入を法第 5 条で定めている。

一方、NOx 規制では昭和 56 年 6 月に総量規制方式の導入がはかられ、東京、横浜、大阪の 3 つの地域が法第 5 条の政令で定める指定地域となった。

この NOx に総量規制が導入されようとした時、経団連から規制強化不要論が出された経緯がある。

昭和 55 年 6 月の「大都市における NO₂ 環境濃度の予測と今後の対応について」²³⁾によると「法に基づく NOx 総量規制を新たに実施しなくても、既に実施されました実施予定の規制の効果によって、昭和 60 年度に環境基準を達成することが可能」とし、対応技術の困難さを強調して、環境庁をけん制したことがあった。

その理由として、東京都と横浜市での工場と自動車等の NOx 排出量割合を例に、東京都が工場 17.7%、自動車 82.3% なのに対し、横浜市では工場だけで 66.3% を占めることをあげ、「……しかし、この場合でも大規模な固定発生源は十分な拡散効果のある高い排出口を備えているので NO₂ 地上環境濃度に対する寄与は極めて小さく、その結果、固定発生源全体としては環境濃度に対する寄与の割合は排出量の割合より格段に小さいと推定されている。」として、煙突の拡散効果に期待していた。

しかし、現実には昭和 60 年度での環境基準の達成はできなかった。

環境庁大気保全局は、昭和 60 年 12 月、「大都市地域における窒素酸化物対策の中期展望」を公表した。

この中で、東京、横浜、大阪市等での総量規制 3 地域では固定発生源分の NOx 排出量は 20~30% 低減されるが、自動車など、移動発生源からの排出量は、自動車対策の見込み違い（走行量の伸び、車齢の伸び、ディーゼル車の割合の伸び、直噴式ディーゼル車の伸び等）があることを環境基準を達成できない主因にあげている。²³⁾

確かに移動発生源での規制の緩さは大型直噴式ディーゼル車など目をおおうものがあるが、はたして当初想定した固定発生源分の寄与量等の算定が適切であっただろうか。

本報では固定発生源からの NO₂ の地上濃度推定が特に低目に見積られていることを指摘した。

はじめから、固定発生源からの寄与を低く見積っていたら、20~30% 低減しただけでは当初目標にした環境濃

度の低下につながらないのは当然である。

上述したNO₂の環境基準の達成ができない地域に対しては、一応総量規制方式が導入されるが、他の地域に対しては、大気汚染防止法上は補完手段として第4条に地方自治体の上のせ規制条項を設けている。

しかし、上乘せは法の範囲内のことであり、排出口濃度C₀の強化や、既設の施設への法の適用などは勿論、含まれていない。

SO₂の低減対策としての脱硫装置は、もしつげずにK値規制の盲点であるH₀を高くすることでのがれようとしても、公害健康被害補償制度から排出しているSO₂量に相当する負荷金を徴収されるからブレーキがかかっている。

少くとも重質油+脱硫装置又は軽質油使用かをコストの面から検討する余地が残っている。

これに対してNO_x対策としての脱硝装置は、現在の法規制が排出口濃度であり、その濃度も現状の許容するレベルのものであるかぎり、設置が促進される要因はない。

昭和54年8月の環境庁大気保全局による「窒素酸化物の排出基準の改定（第4次規制）について」でも「大気汚染防止のために払われるばい煙排出者の努力は基本的には公平であるべき」と謳われている。

当地区は前述したとおり「第6次公害防止計画」策定地域であり、現在八戸市が独自の「公害健康被害補償条例」によって約35名の公害認定患者の救済に当たっている。

発生量の多い施設に対しては、これからも公害防止協定の排出基準の改訂等で、汚染の寄与からみた規制の公平さに基づいた排出量の削減のため、法の総量規制方式に準じた低減策が必要である。

8 ま と め

固定発生源でのNO_x規制の問題点を検討した。

- 1) 現在行われているNO_xでのC₀規制方式は、C_{max}との関係が欠如しており、施設ごとの規制値のバラつきがSO₂等で行ってきた規制の公平さを欠いている。
- 2) C_{max}から排出量qを決定する算定式において、

$$q = A \times C_{max} \times He^p$$

のA、p、さらにHeは、SO₂のK値規制にも共通するが、パラメータ及び用いる推定式の見なおしが必要である。

- 3) Sutton式とBosanquet(1)式との組み合わせで作られたK値規制のためのX_{max}、C_{max}は、P-G線図での正規型ブルームモデルと比較すると、

大気安定度の分類から出現頻度の多い“D”クラスで

はHeが100m～200mと大きくなるとほぼ同じ値を示す。しかし、実際のX_{max}、C_{max}とは、約3～5倍、約 $\frac{1}{2}$ ～ $\frac{1}{5}$ のちがいがあがる。

この原因は、

もともと、P-G線図での大気安定度は、平坦な草原のPrairie Grassで地上風速と日射量（夜間は雲量又は放射収支量）により分類されたものであり、¹⁰⁾風速が6.0m/sを超えると“D”クラスにロックされてしまい、機械的な乱流の卓越している場での対応は充分でなく、現状濃度の説明がつかないことによる。

- 4) C_{max}(at NO₂)を一定値以下に保つためのC₀(at NO_x)、A、p、NO₂/NO_xの変換率を用いた関係式を導き、法のNO_xの規制対象外とされた既設の常用大型ディーゼル機関に当てはめたとすると、現在のC₀の $\frac{1}{2}$ ～ $\frac{1}{10}$ に排出量を削減すべきであることが判明した。
- 5) 本来、NO_xの排出量が一定量以上の場合には、法的に総量規制を導入できない地域でも規制のみでなく、C_{max}規制を一部導入するか、総量規制に準じたNO_xの排出量削減方式を法的にも認めるべきである。
- 6) 昭和56年9月の国際環境変異会議で、ディーゼル自動車の排ガス中の微粒子に、発がん性物質のニトロピレンが多量に含まれていることが報告された。²⁵⁾

さらに第28回大気汚染学会の「大気汚染と癌の関係を考える」特別集会でも、ディーゼル排ガス中にニトロアレン、特に1-ニトロピレンの含有量が多いとの発表²⁶⁾が目ざされている。

軽油を燃料としたディーゼルエンジンは、その経済性のためトラックやバスにも広く使用されている。

このことから、ディーゼル機関からのばいじんは0.1g/Nm³等の濃度規制ではなく、排出量g/hrそのものが問題になりつつあり、本報でのNO_x規制の問題とあわせて、今後、注意を必要とする。

9 今後の課題

本報では疾風型のNO₂汚染について、特に固定発生源の汚染の評価を行ったが、さらに、

- ① 発生源別（固定発生源、移動発生源）の汚染寄与率の推定²⁴⁾
- ② 1時間平均値と日平均値、季節平均値との関係等を明らかにし、発生源規制とその環境濃度へ及ぼす影響を科学的に数量化する必要がある。

これまで、大気中へ放出された物質が希釈、拡散されて低濃度になれば、問題なし——とされてきたキライがある。しかし、最近では発生源からはるか離れた土地の草木を枯らす酸性雨中のSO₄⁻やNO₃⁻が指摘され、^{28, 29)}汚染

物質の輸送、拡散中での“変質³⁰⁾が問題になってきた。
SO₂規制として奨励された高煙突化による大規模拡散の“つけが、今後も森林等の生育をそこなわないという保証はない。

文 献

- 1) 工藤精一, 石塚伸一, 根岸勝信, 松尾 章, 山田良一, 差波弘信: 煙道から排出される窒素酸化物量の実態, 青森県公害センター所報, **4**, 23-27 (1979)
- 2) 環境庁大気保全局大気規制課編: 窒素酸化物総量規制マニュアル, 公害研究対策センター, (1982)
- 3) 差波弘信: 八戸市第二魚市場におけるSO₂, NO_x高濃度汚染の具体例, 青森県公害センター所報, **2**, 92-94, (1976)
- 4) 吉田 毅, 早狩 進, 高橋昭則: 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, 青森県公害センター所報, **6**, 7-17 (1983)
- 5) 青森県: 八戸地域公害防止計画, p70, (1986)
- 6) 青森県: ディーゼル発電設備に係るばい煙排出量実態調査 (昭和53年度環境庁委託排出基準等設定調査報告書) p21, (1979)
- 7) 固定型内燃機関大気汚染対策検討会: 固定型内燃機関に係る大気汚染防止対策」(概要), p28, (1987)
- 8) 環境庁大気保全局大気規制課編: ガスタービン, ディーゼル機関大気汚染防止対策ガイドライン, 公害研究対策センター, p159, (1988)
- 9) 吉田 毅, 高橋昭則: 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(4)——大気汚染防止法(K値規制)でのSO₂算定式の問題点, 青森県公害センター所報, **7**, 1-9 (1985)
- 10) 朝倉一雄, 四方 浩: 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, p93(1982)
- 11) Koch, R. C: Validation and Sensitivity Analysis of the Gaussian Plume Multiple-Source Urban Diffusion Model. Geomet. Inc Rockville, M. D, Glomet. EF-60, FLD/GP, BB. (1971)
- 12) James L. McElroy and Francis Pooler: ST. Louis dispersion study Volume II - Analysis, National Air Pollution Control Administration Publication, No. AP-53 (1968)
- 13) 環境庁大気保全局編: 新訂大気汚染防止法の解説, p825, (1972)
- 14) 環境庁大気保全局編: 逐条解説悪臭防止法, p276
- 15) 吉田 毅, 原子 昭: K値規制のSO₂算定式における拡散パラメータの特性, 第27回大気汚染学会講演要旨集, p466, (1986)
- 16) Gifford, F. A. : Atmospheric dispersion models for environmental pollution application, Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analysis, AMS, Boston, pp. 35-58 (1975)
- 17) Pasquill, F: Atmospheric dispersion parameters in GAUSSIAN PLUME MODELING, EPA-600/4-76-0306 Part I (P59), Part II (P44), (1976)
- 18) Turner, D. B: Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. U. S. Department of Health, Education, and Welfare (1967)
- 19) 北林興二, 菅原 清, 横山長之: 低煙源からの排ガス拡散(1), 公害, Vol. 17, No. 5, 83-91, (1982)
- 20) 細川可興, 吉田 毅, 早狩 進: 八戸地区における大気安定度分類と特徴, 青森県公害センター所報, No. 3, 105-109, (1977)
- 21) 森口 実: 大気中におけるばい煙の拡散, ppM-Vol. 4, No. 4, 42-55 (1973)
- 22) 斉藤輝夫, 工藤真哉: 固定発生源における窒素酸化物の由来, 昭和62年度環境保健部職員研究発表会「あすをひらく」(第22集) p70-71, (1988)
- 23) エネルギーと公害, No. 621 5-8 (1980) より引用
- 24) 西田 薫, 山本剛夫: 環境濃度から見た窒素酸化物の発生源別汚染寄与率の推定, 第19回大気汚染学会, p112, (1978)
- 25) 朝日新聞, 1981.9.19
- 26) 常盤 寛: 大気中の変異原物質, 発がん物質, 第28回大気汚染学会, 特別集会II, 145-153, (1983)
- 27) 吉田 毅, 早狩 進, 高橋昭則: 疾風型重合汚染濃度の評価に関する検討(6)——プルームモデルの地上濃度に及ぼすパラメータの精度, 青森県公害センター所報, **8**, 1-16, (1987)
- 28) 玉置元則: 大気汚染と酸性雨現象, 環境技術, Vol. 15, No. 8, 1-9 (1986)
- 29) 関口恭一: 大気中の酸性汚染物質とその環境影響, 群馬県衛生公害研究所年報, No. 19 121-172, (1987)
- 30) Garland, J. A.; Deposition of gaseous sulphur dioxide to ground, Atmos. Environ., Vol. 8, pp. 77-79 (1974)

北海道・東北における光化学汚染気塊の挙動

Behavior of high photochemical oxidant air mass in Hokkaido・Touhoku area

早狩 進・吉田 毅

1. はじめに

昭和53年度から六ヶ所村尾駮小学校局(図6)において大気汚染常時監視を継続してきた。局舎の近くにSO_x, NO_x, SPM等の大きな固定発生源や移動発生源がないことから、国内でも有数のバックグラウンド測定地点となっている。しかしながら、光化学オキシダントだけは県内で最大の工場地帯である八戸市内の測定局よりも高濃度を示しており、既報^{1),2)}のとおり、春期の成層圏O₃の沈降現象によるバックグラウンド汚染と考えられている。

例年、6月中旬以降はおさまってしまうO_x高濃度現象が、昭和61年度には7月末から8月初めにかけてSPMと連動する形で現れた。光化学反応過程におけるガス態から粒子状物質への変質が報告されている³⁾ため、他の公害試験研究機関のO_x・SPMデータの提供を受け、広域的に解析を試みた。

2. 県内のO_x, SPM濃度レベル

尾駮小学校局におけるO_x 1時間値の月最高値及びSPMの日平均値の月最高値の過去5ケ年間の平均値は、O_xでは4~5月にピークを持つ経月変化を示すが、SPMでは大きな変化がなく低濃度であった(図1)。

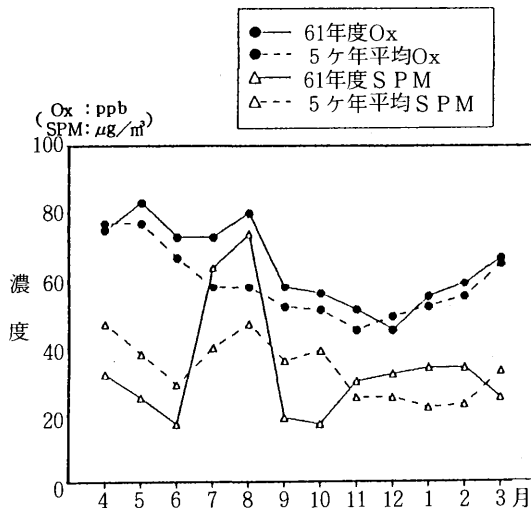


図1 尾駮局のO_x, SPMの経月変化

しかし、61年度においては、7~8月にO_x, SPMとも過去5ケ年間との開きが大きくなっている。過去5ケ年のO_x月最高値の8月の平均は58 ppbであったが、昭和61年度には80 ppbを記録した。同様に、SPMの場合は47 µg/m³に対し、74 µg/m³であった(図1)。これは、時刻推移(図3-2)に示すとおり、O_xとSPMが7月31日と8月1日を中心に上昇していたためである。

特徴的なのは、NO_xが少ないうえにかかわらず、風の弱くなる夜間にO_xがゼロ付近まで下がってしまうことである。また、近くの発生源の影響であれば風が強い日中にSPMが吹き払われるはずなのに、SPMの時刻変化が少なく長時間高濃度が続いたことである。

尾駮小学校局よりもさらに非汚染地域にある、海拔1,324 mの八甲田田茂岳(タモヤチ)岳(図6)八甲田ロープウェイ山頂駅(以後八甲田という)でも、昭和58年度以降O₃のバックグラウンド調査(国立公害研究所委託)を継続している。同時期の尾駮O_x, 八甲田O₃の時刻推移を比較すると、八甲田は日中若干低くなる傾向があるのに対し、尾駮は夜間に低く日中高くなる一山型の動きをしている(図2)。

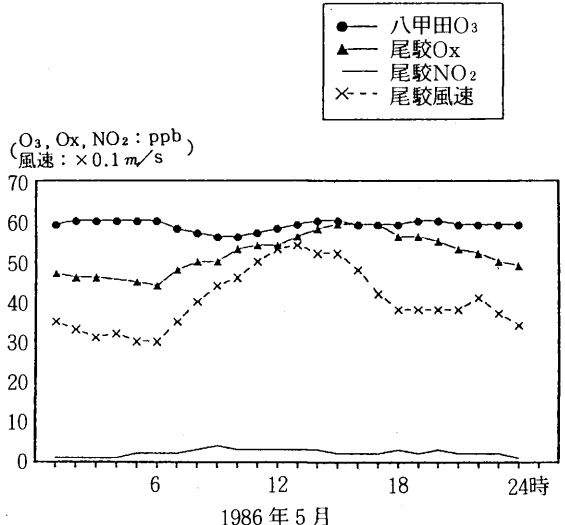


図2 尾駮と八甲田のO_x等の時刻推移

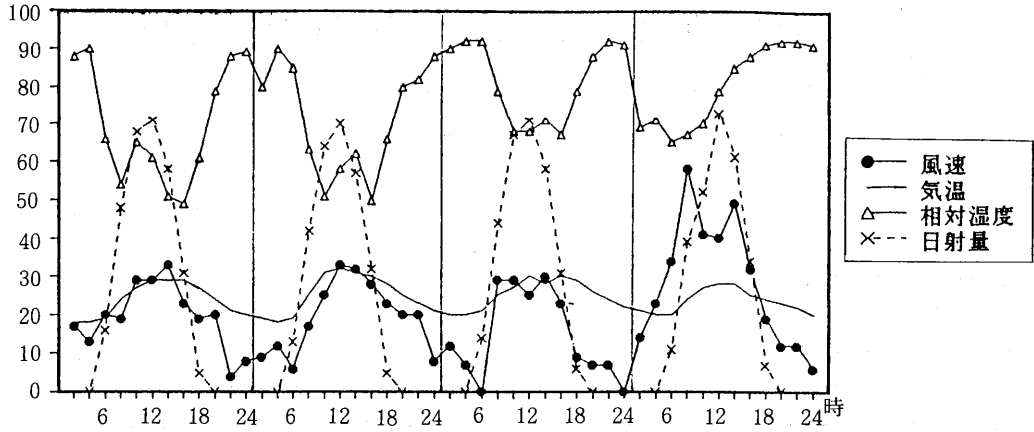


図3-1 尾駝局の気象データの推移

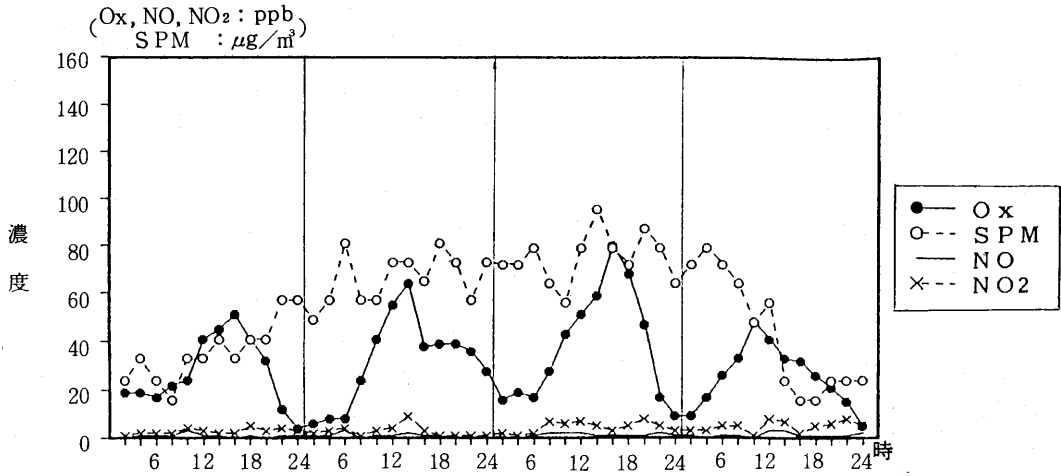


図3-2 尾駝局の汚染データの推移

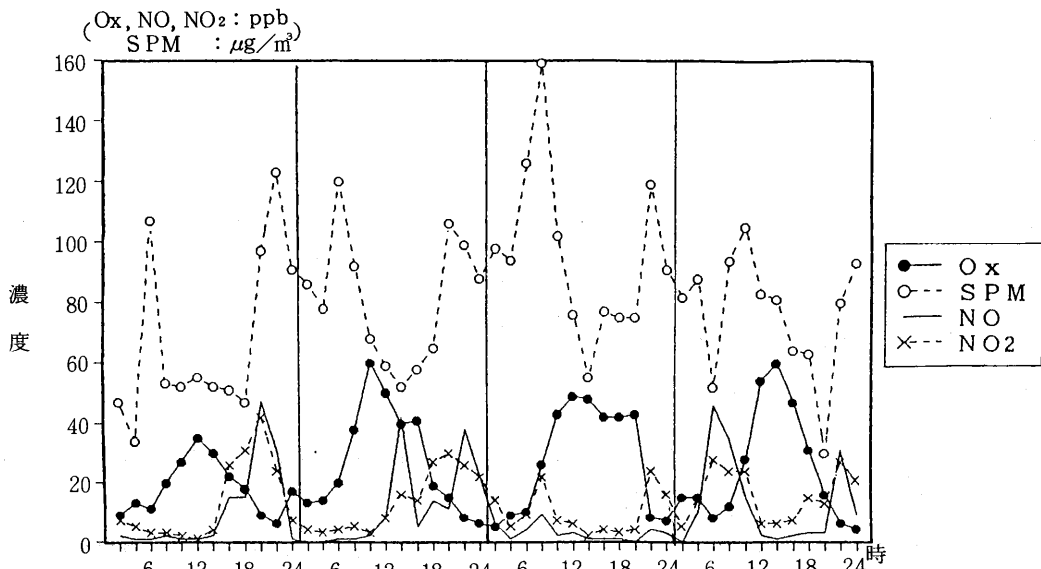


図3-3 八工大一高局の汚染データの推移 7月30日～8月2日

窒素酸化物発生源の近くでは、NOからNO₂への酸化の過程でO₃が消費されることが知られているが、尾駮ではNO_x濃度が大きくないので、NO₂の濃度だけでは説明がつかない。春期に、成層圏からの沈降O₃が八甲田と尾駮へ同時に到達すると仮定し、NO₂以外の原因によるO₃分解率を次のように定義した。

$$O_3 \text{ 分解率} = \frac{\text{八甲田}O_3 - (\text{尾駮}O_x + \text{尾駮}NO_2)}{\text{八甲田}O_3}$$

昭和61年5月の夜間(21時~5時)のO₃分解率と尾駮風速との関連をみると、O₃分解率は風速が小さいときに大きく、風速が弱ければ窒素酸化物に依らなくてもO₃が分解されることを示している(図4)。

次に、成層圏O₃の影響の強い4~5月においてもO_xとSPMが同時に高濃度になるかどうかを、尾駮局におけるO_x、SPMの日変化(図5)でみた。それによると、スパイクタイヤによる道路粉じんの影響の少なくなる5月には、O_x日最高値とSPM日平均値の間には強い相関がみられるが、SPM日平均値は当該高濃度日の半分以下のレベルであり、SPMの高濃度と成層圏O₃との関連は考えにくい。

八戸市内の比較的中心部から離れたところにある八工大一高局の同時期の汚染項目の推移(図3-3)をみると、NO_xの影響が強く、尾駮小学校局ほどO_xが高濃度を示していない。SPMは、風の弱い時には尾駮小学校局の濃度よりもはるかに高濃度となり、近隣の発生源の影響を示しているが、風が強い時には、尾駮小学校局と同程度までは低下するものの、それ以下には下がりきれない傾向がある。この時の主風向から考えて、O_x、SPMが両局舎のさらに南側から約3m/sの風に乗って運ばれてきた可能性があるが、八戸の南側にはSPMの大きな発生源は見あたらない。

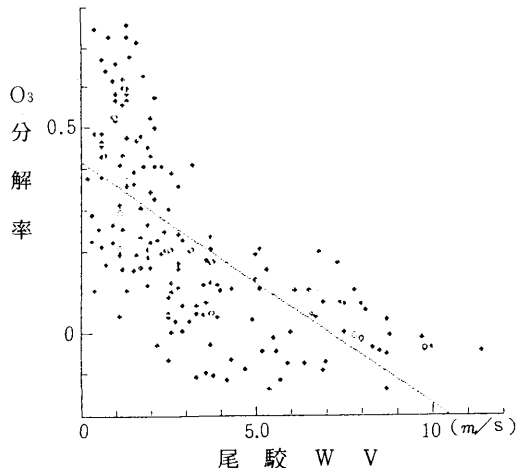


図4 風速とO₃分解率の関係

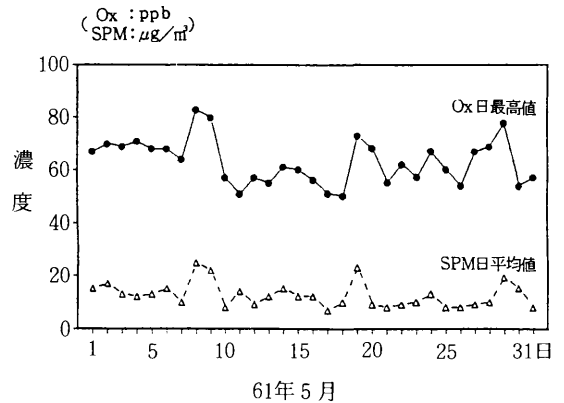
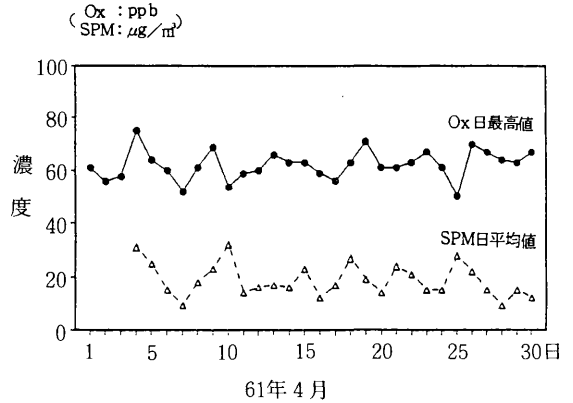


図5 尾駮局の汚染データの日変化

3. 他機関の収集データ

O_x、SPMが県外からもたらされた可能性があるため、他県の公害試験研究機関及び行政機関に依頼し、昭和61年7~8月のO_x、SPM(またはSP)のデータを収集した。

最初、北海道、東北から比較的NO_x濃度の低い観測局(表1の上12局、図6の●印)を抽出した。ただし、その地域を代表する観測局が1局しかない岩手県や山形市周辺については、市街地にある観測局ではあるが、解析に用いることとした。北海道、東北地域のO_x日最高値、SPM日平均値の昭和61年7~8月の日変化(図7、8)は、7月末に集中している。

相関行列(表2)もほとんどの局舎間でよい相関を示している。

このことから、関東からの移流も考えられたので、比較的NO_x濃度レベルの低い地点を選んで、関東の一部(表1の下7局)データも追加収集した。

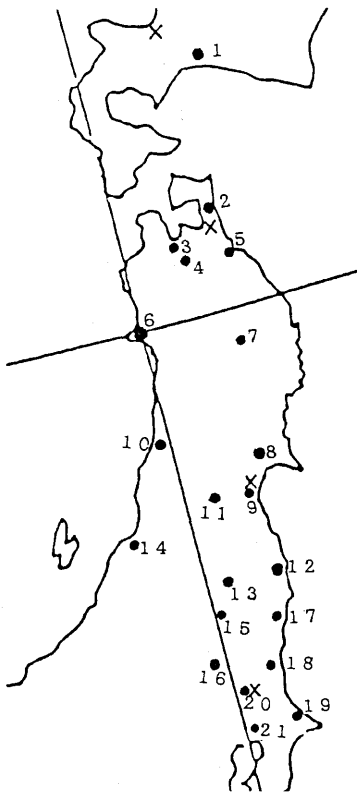


図6 解析対象局配置図

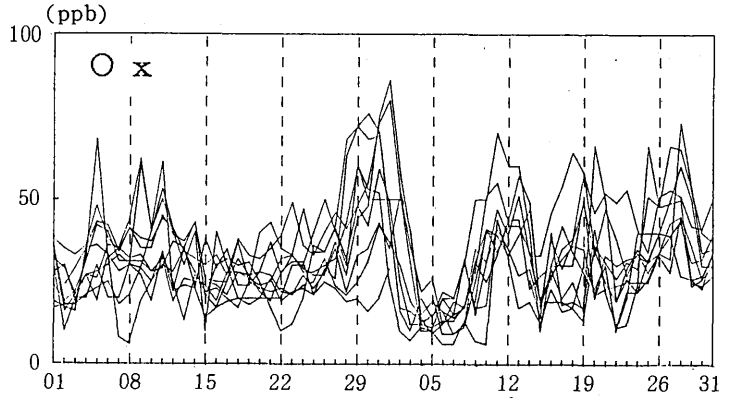


図7 北海道・東北のOx日最高値の推移

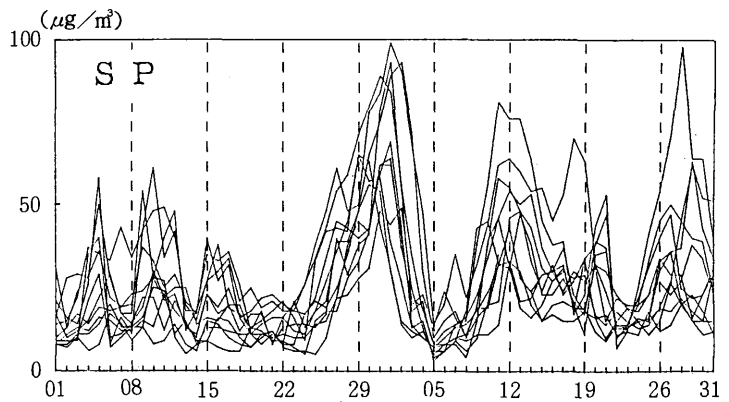


図8 北海道・東北のS P日平均値の推移

表1 解析対象局一覧

番号	市町村	測定局名	用途	測定局管理機関	Ox	SPM	NOx
1	厚真町	上厚真	準工	苫小牧地方環境監視センター	33	(14)	5
2	六ヶ所村	尾駸小学校	住	青森県公害センター	40	15	4
3	青森市	本町公園	風致	青森県公害調査事務所	--	21	29
4		(八甲田田茂泡)	未	青森県公害センター	45	--	--
5	八戸市	八戸工大第一高校	住	青森県公害センター	31	34	20
6	男鹿市	船川	住	秋田県環境技術センター	29	(14)	3
7	盛岡市	内丸	商	岩手県公害センター	22	28	28
8	涌谷町	国設麓岳	未	宮城県保健環境センター	30	(15)	3
9	仙台市	中山	住	仙台市	27	17	12
10	酒田市	酒田保健所	住	酒田保健所	28	(21)	9
11	山形市	県公害センター	商	山形県公害センター	20	(40)	21
12	大熊町	大熊	未	福島県いわき公害対策センター	26	(19)	3
13	郡山市	朝日	住	福島県郡山公害対策センター	29	(28)	17
14	聖籠町	杉谷内	未	新潟県	31	18	11
15	黒磯市	市民健康センター	商	栃木県	35	34	15
16	宇都宮市	雀宮小学校	住	"	32	(45)	21
17	北茨城市	北茨城中郷	未	茨城県	32	(26)	9
18	水戸市	水戸石川	住	"	32	(33)	14
19	鹿島市	鹿島宮中	住	"	34	24	11
20	新治村	国設筑波	未	"	35	17	7
21	我孫子市	湖北台	住	千葉県	31	38	22

注) 濃度は60年度平均値 (ppb, $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
SPMの()は浮遊粉じん濃度

表2 相関係数行列 (Ox日最高値, SP日平均値)

	苫小牧	青森	秋田	岩手	山形	宮城	福島	新潟
苫小牧		0.612	0.394	0.435	0.510	0.307	0.182	0.388
青森	0.910		0.510	0.424	0.393	0.470	0.483	0.713
秋田	0.789	0.833		0.392	0.479	0.380	0.187	0.626
岩手	0.634	0.647	0.732		0.453	0.102	0.057	0.448
山形	0.620	0.593	0.726	0.811		0.386	0.376	0.573
宮城	0.638	0.589	0.552	0.614	0.741		0.717	0.349
福島	0.522	0.451	0.428	0.533	0.648	0.873		0.492
新潟	0.689	0.721	0.842	0.840	0.856	0.643	0.556	

上段: Ox (r > 0.261 のものは危険率5%で有意)

下段: SP (r > 0.252 のものは危険率5%で有意)

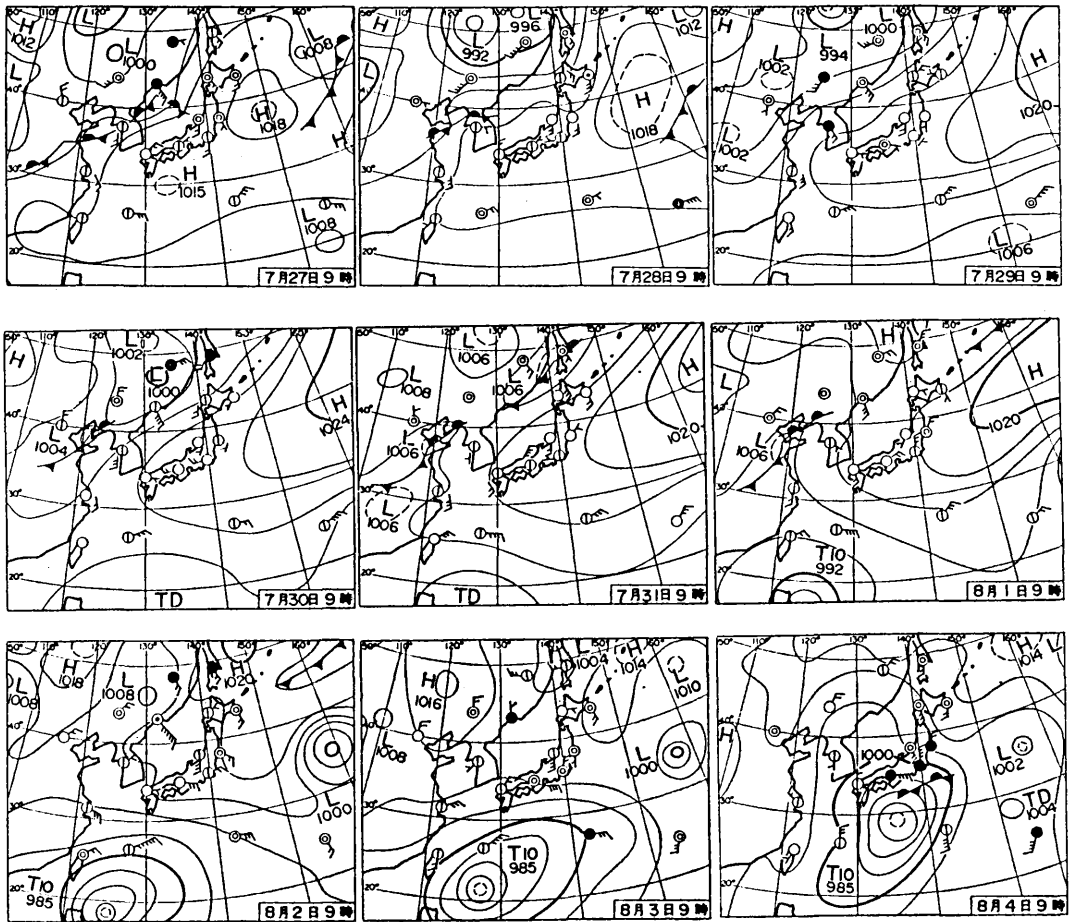


図9 天気図 (昭和61年7月27日~8月4日)

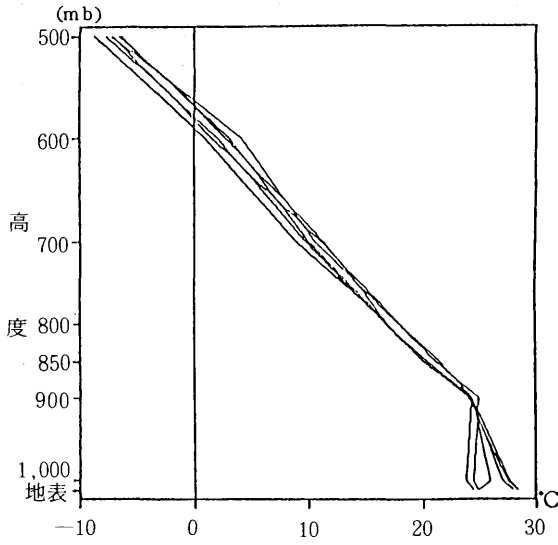


図10 仙台における気温垂直分布(29~31日)

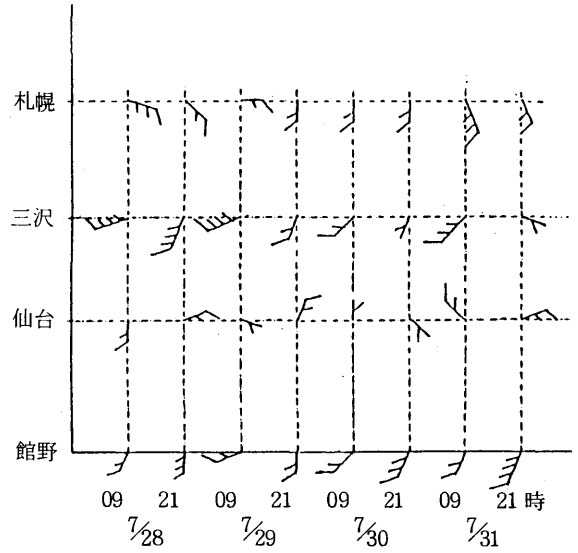
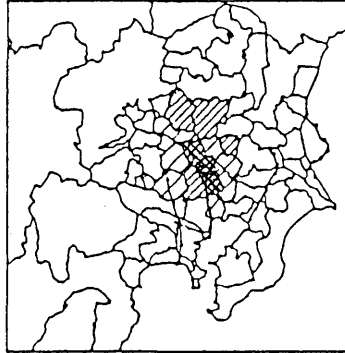


図11 高度100m(1,000m) 風向風速の変化

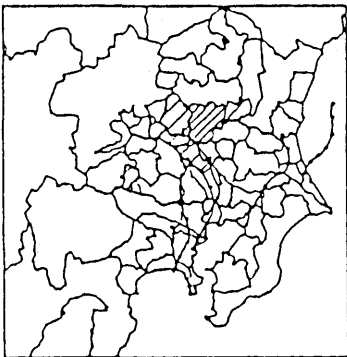
1986/07/28 最高濃度 (161ppb)



1986/07/29 最高濃度 (206ppb)



1986/07/30 最高濃度 (142ppb)



1986/07/31 最高濃度 (158ppb)



〔 凡 例 〕

- Ox 濃度ランク
- 120 - 160 ppb
 - 160 - 200 ppb
 - 200 - 240 ppb

図12 高濃度出現状況 (出典：昭和61年光化学大気汚染関係資料)

4. 高濃度時の気象状況

天気図(図9)に示すように、この年の梅雨明けは関東以南で7月27日、東北も1日遅れの28日であった。梅雨明け直後から移動性高気圧の後面に入り、台風の影響の出始める8月4日までの間は好天気が続き、7月28日山形で35.3℃、29日は釜石で38.1℃、福島で37.0℃、30日は札幌で33.5℃を示すなど、北海道、東北でこの夏の最高気温を記録している。

仙台における高層気象データを基に7月29~31日の9時、21時の気温垂直分布(図10)をみると、3日間の気温分布は安定しており、900mb付近を境に、上層と下層の気温減率に差がみられ、上層では西の強風が吹き、下層は2~3mの南風が卓越していた。

高層気象データのある札幌、三沢、仙台、館野(図6の×印)における7月28~31日の9時、21時の風向風速の推移(図11)によると、当該期間の関東以北は広く弱い南風が支配したことがわかる。

5. 関東における光化学スモッグ発生状況

環境庁大気保全局、光化学大気汚染関係資料(昭和61年版)の7月末Ox高濃度出現状況(図12)によると、7月29日の206ppbを最高に、当該期間関東内陸部で光化学スモッグが発生していた。図には鹿島、千葉、東京、鎌倉付近からAMeDASを基にした4本の流跡線も描かれているが、この期間SSWの風が卓越していた。

当所で入手した関東東部の7地点のOx濃度も、宇都宮雀宮局を最高に各地点で高濃度を示しているが、特に、SPも同時に高濃度を示している宇都宮、黒磯は光化学汚染気塊の通り道となった可能性が高い(図13、14)。

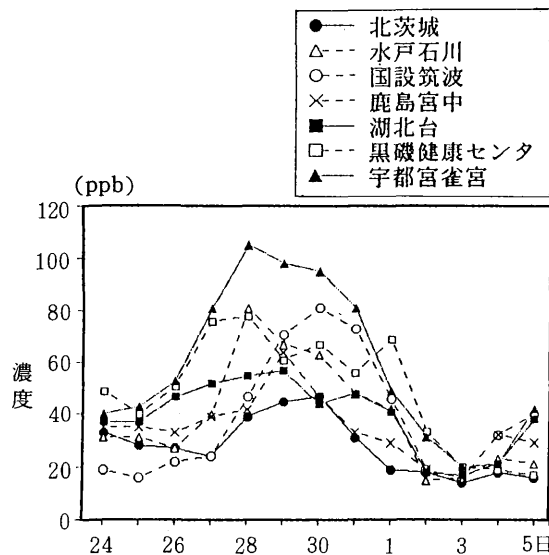


図13 関東におけるOx濃度の推移

6. Ox, SPMの日変化

関東で発生した光化学汚染気塊が弱い南風に運ばれたとすると、南北の局舎間でOxとSPMのピークに時差を持つ可能性がある。南から宇都宮雀宮、福島大熊、宮城籠岳、青森尾駮、北海道厚真の5局についてOx日最高値とSPM日平均値の日変化(図15)をみた。SPMは一部SPも含んでいるために絶対値としての比較はできないものの、時期を同じくして南から北にOx, SPMのピークが移動しているのが明らかである。宮城籠岳と青森尾駮両局の間は約270kmあり、当時の日中の風速約3m/sが半日吹いていたとして1日に130kmの移動速度と仮定すると、両局間の約2日のピークのずれは妥当なものである。

関東以北の汚染気塊の移動過程を追跡するためには、都市域でのNOxによる破壊を受けないSPMの方が適している。SPM(一部SPを含む)の日平均値のピークがどのように移っていったかをみると(図16)、東北全体に汚染気塊が輸送されていった様子を伺い知ることができる。東西方向への移流速度が緩やかなのは、東北内陸部の奥羽山脈が影響しているものと思われる。

7. 相互相関解析による時差の推定

汚染気塊の移動速度が遅いため、日単位で十分時差を明らかにすることができたが、移動速度が早く時刻単位の時差しかない場合には、その時差を明らかにすることはなかなか困難である。また、Oxのように、夜間汚染気塊が滞留した場合に地表近くでOx濃度が下がり、見かけ上一山型の時刻推移を示す物質については、さらに解析が困難である。

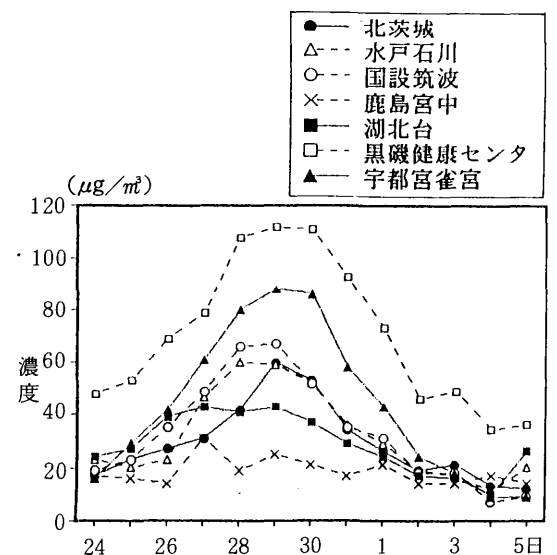


図14 関東におけるSPM濃度の推移

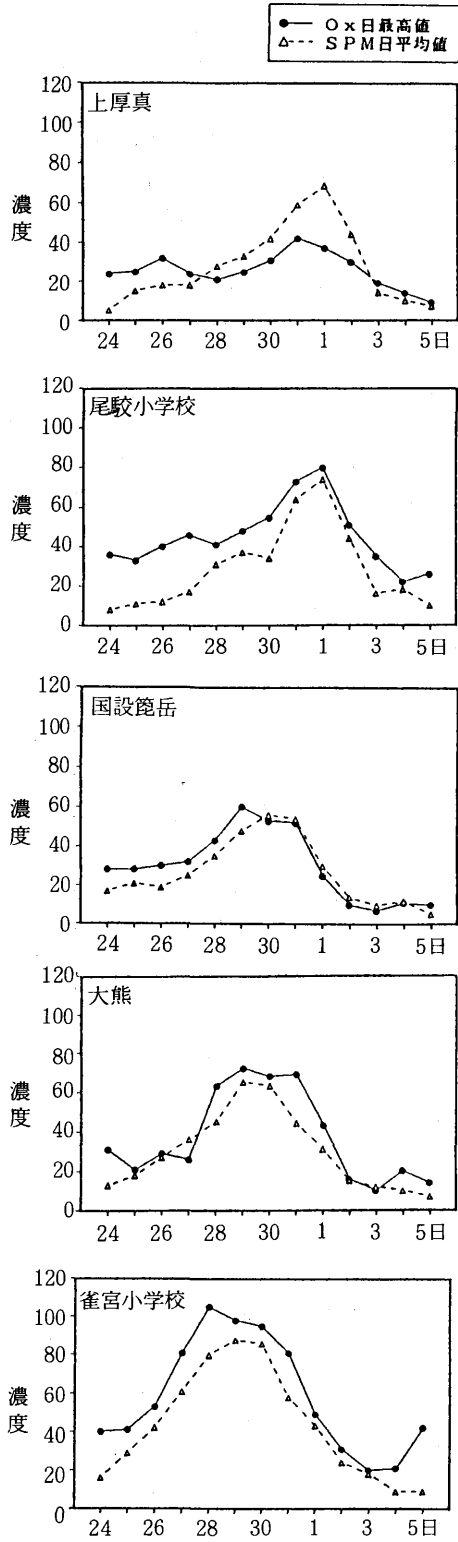


図15 代表局のOx, SPの経日変化

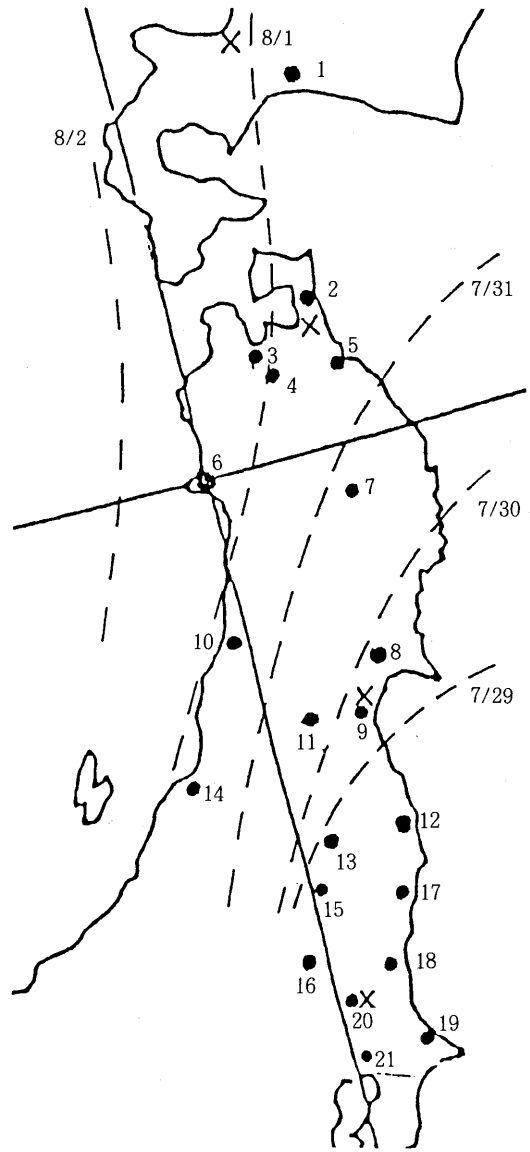


図16 SP日平均値のピークの推移

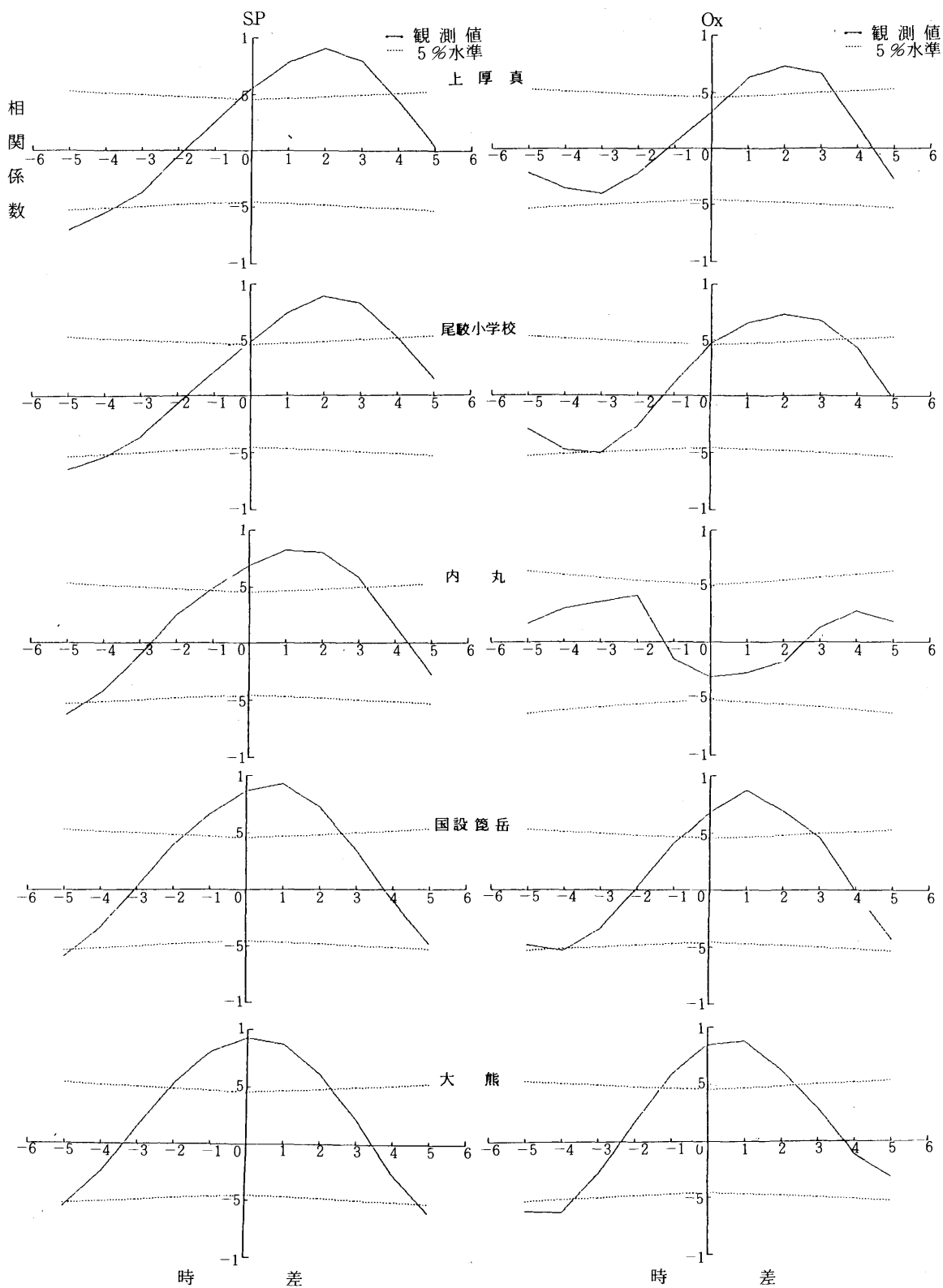


図17 日代表値を用いたクロス・コレログラム
(雀宮小学校局に対する相互相関図)

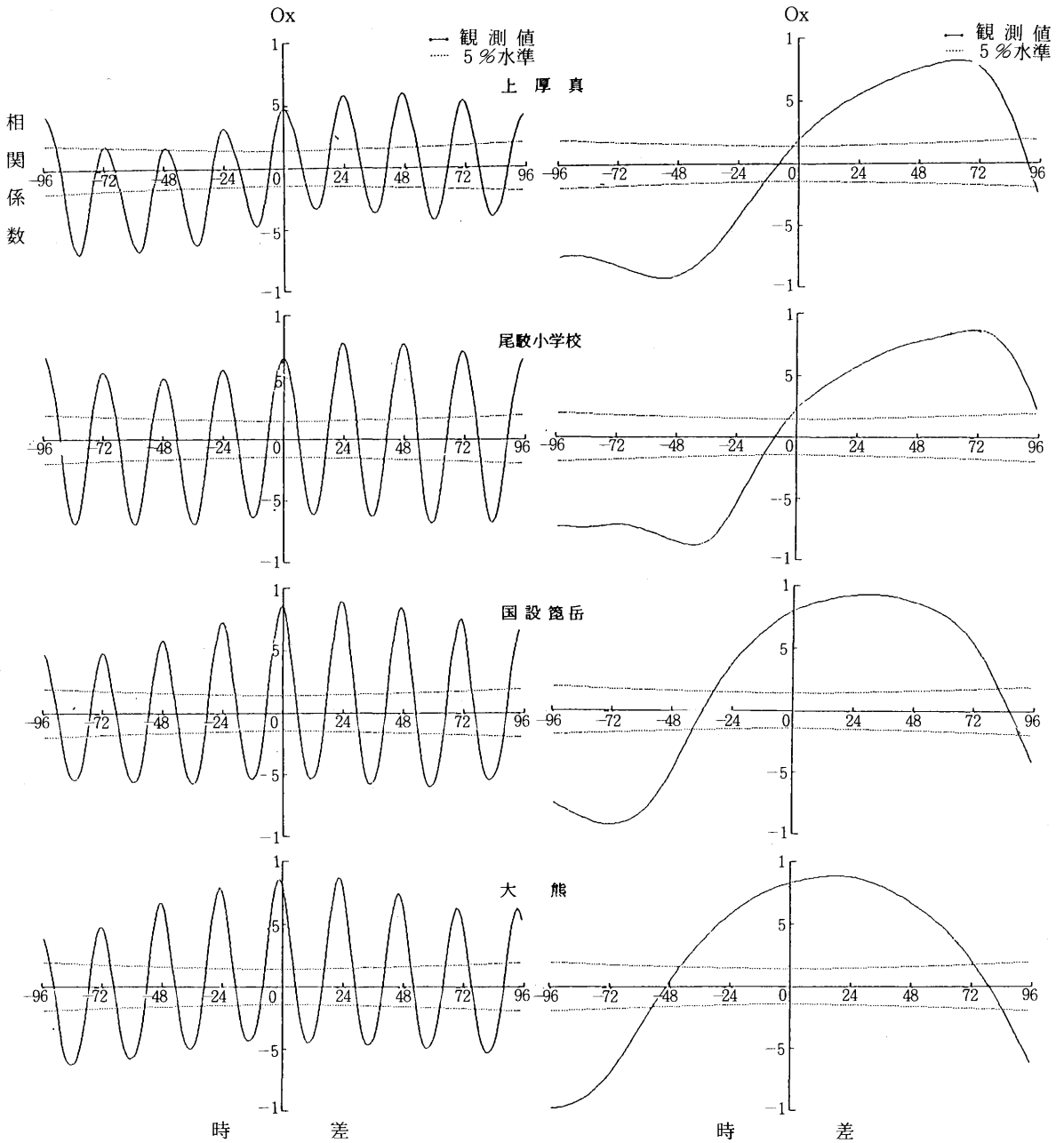


図18 1時間値を用いたクロス・コログラム
(移動平均処理前)

図19 1時間値を用いたクロス・コログラム
(移動平均処理後)

時系列の時差の解析方法の一つとして、相互相関解析、または、系列相関解析と呼ばれる方法がある。この手法は、時系列の周期性の有無を検出するために行なう自己相関解析と解析方法は同じである。自己相関解析は基になる時系列とそれの時間をずらした時系列との相関係数を求めるのに対し、相互相関解析は異なる項目の時系列間の相関係数を求める。離れた地点の時系列データ間に相互相関解析を適用することによって、一方が他方に与える影響の遅れを調べることができる。

この手法を宇都宮雀宮局をベースとして、O_x高濃度時期の大熊、籠岳、内丸、尾鮫、上厚真の各局O_x日最高値、SP日平均値に適用した結果(図17)は、移動発生源の影響の大きい内丸局のO_xを除いて、図15、16のピークの時差とよく一致している。そこで、この手法を1時間値時系列に当てはめると、SPではほぼ同様の結果であったが、O_xの場合はどの局のO_xも前述の尾鮫、八戸工大一高両局の時系列(図3-2、3)と同様に、一山型の時刻推移が強く現れ、24時間の周期成分だけが目だってしまった(図18)。従って、24時間周期成分除去のために各時系列に対して項数24の反復移動平均処理を施した後に再び相互相関解析を試みたところ、プラス側に極大値が現われた(図19)。宇都宮に対して、大熊、籠岳は約1日の遅れ、尾鮫や上厚真は約3日の遅れでO_x濃度が変化していたことが明らかとなった。

8. おわりに

- (1) 昭和61年7月末～8月初めに北海道・東北全域でO_x、SPの同時上昇が観測された。
- (2) 当時の気象条件から、関東地域で発生した光化学汚染気塊が東北北部まで移流した可能性が強い。
- (3) 移流によって生じたと考えられる時系列の時差が相互相関解析によって明らかとなった。

今回の解析に当たり、常時観測データを提供いただいた各公害試験研究機関に対し、深く感謝致します。

文 献

- 1) 早狩：北国におけるオキシダント濃度の特性，青森県公害センター所報No.6，P.1～6（1983）
- 2) 梅原，吉田等：北国におけるオキシダント濃度の特性(2)，青森県公害センター所報No.7，P.21～26(1985)
- 3) 大喜多敏一：大気中のガスや粒子状物質の変遷について，気象研究ノートNo.7，P.329～363（1975）

降下ばいじん捕集方法の検討

— デポジットゲージ法とダストジャー法との比較 —

The Evaluation of Sampling Method of Dust Fall
— Comparison of Deposit Gauge Method and Dust Jar Method —

野田 正志・工藤 真哉・斉藤 輝夫

1 はじめに

デポジットゲージによる降下ばいじんの測定は、大気汚染の状況を比較的簡単に測定でき、また、試料の捕集量も多いことから、各種成分の分析が可能であるという利点がある。しかし、設置場所が限定され、運搬や分析操作性に難点があるため、目的によっては、ダストジャーなどの方法が用いられている。

さらに、降下ばいじん量は、測定方法により異なり、その比率も、測定地点の状況により変わるといわれている。^{1,2)}

当所では、従来、降下ばいじんの測定は、デポジットゲージにより行なってきたが、近年、道路粉じん調査等で、ダストジャーによる測定も行なわれるようになった。そこで、両法のデータ比較のため、周辺に顕著な発生源のない建物屋上と、特に、道路からの巻きあげなどの影響を受ける地点について、デポジットゲージとダストジャーによる降下ばいじん量の比較をしたので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

昭和61年8月～昭和62年12月

2.2 調査地点

八戸市内の2地点で行った(表1, 図1)。

表1 調査地点の概要

地点	道路端から の距離(m)	採取高 さ(m)	備考
青葉町	4.7	1	国道45号線の道路沿
新産都 市会館 屋上	40	17 (屋上か ら1m)	西に海岸段丘, 東に 八戸港を望む工業地 帯の一角

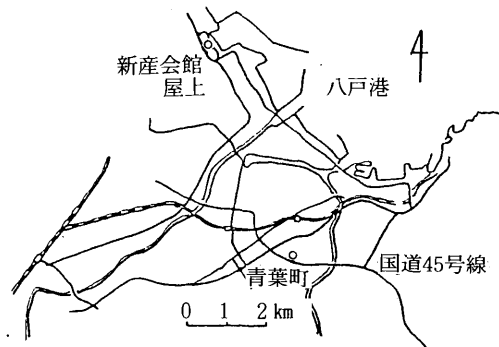


図1 調査地点

2.3 採取方法

捕集容器内径: デポジットゲージ 約30cm
ダストジャー 約10cm
0.01MCuSO₄·5H₂O: デポジットゲージ 10ml添加
ダストジャー 1ml添加

捕集期間: 約1ヶ月

2.4 調査項目

不溶性成分: Na.5Cのろ紙でろ過後, 風乾し秤量
溶解性成分: 一定量を磁製皿にとり, 水溶上で蒸発
乾固後, 約90°Cで2時間乾燥後, 秤量
(計算時に, 硫酸銅の量を引く)
総量: 不溶性成分+溶解性成分

3 結果及び考察

3.1 新産都市会館屋上

両法の降下ばいじん中に占める溶解性成分の割合を求めたところ, 昭和62年4月を除き, ほぼ一定の傾向にあった(図2)。

昭和62年4月は, 最大瞬間風速35.9(m/s), 8時から16時30分まで“砂じん嵐”を記録した特異日(4月22日)を含むため³⁾, 以下の処理から除いた。

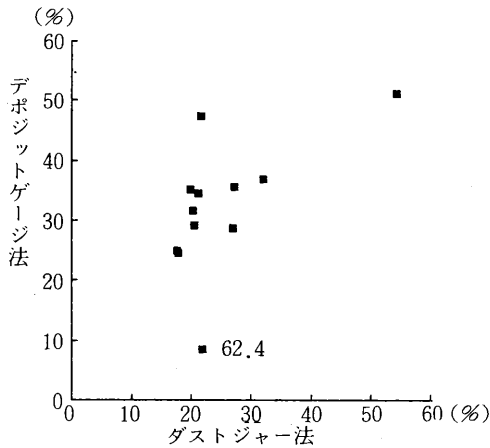


図2 溶解性成分の割合（新産都市会館屋上）

降下はいじん量は、不溶性成分、溶解性成分、総量とも、ダストジャー法が、デポジット法に比べて、それぞれ、2.08倍、1.27倍、1.97倍と高かった（表2、図3、4、5）。

これは、測定地点が、四階建ての建物の屋上であることから、設置面からの舞い上がりが少なく、捕集されるばいじんは、降下によるものが主と考えられるため、口径が広いロートで捕集しているデポジットゲージでは、試料の再飛散が多いと思われる。

相関係数は、溶解性成分が0.991と高く、ついで、総量、不溶性成分となっており、3項目とも、危険率1%で有意であった（表2）

つぎに、t検定を行ったところ、両法には、危険1%で有意な差は認められなかった（表2）。

表2 相 関 関 係

	n	r	回 帰 式	X/Y	t 値
不溶性成分	12	0.774*	$Y=0.469 \cdot X + 0.464$	2.08	- 5.245**
溶解性成分	11	0.991*	$Y=0.884 \cdot X - 0.149$	1.27	- 4.987**
総 量	11	0.855*	$Y=0.710 \cdot X - 0.097$	1.97	- 6.399**

n：個数 r：相関係数 X：ダストジャー法

Y = デポジットゲージ法

*：危険率1%で有意

**： " で有意な差なし

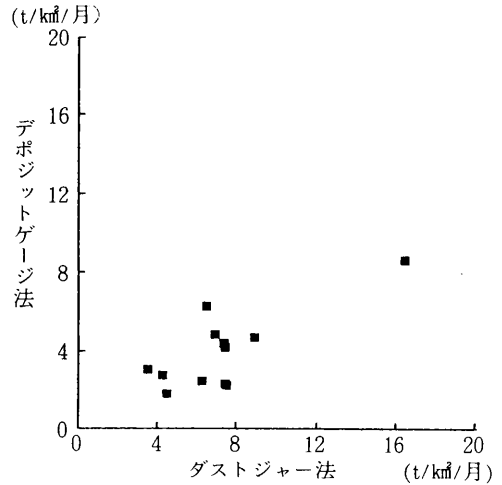


図3 不溶性成分（新産都市会館屋上）

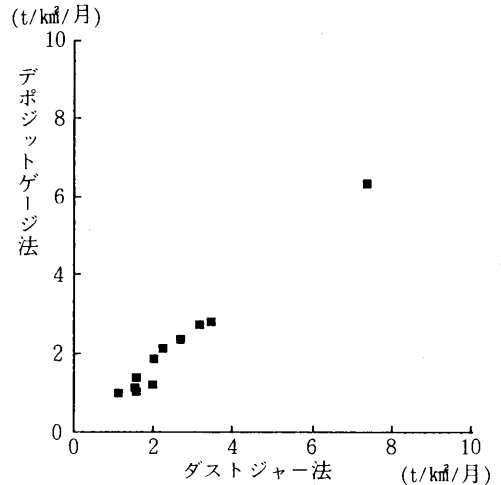


図4 溶解性成分（新産都市会館屋上）

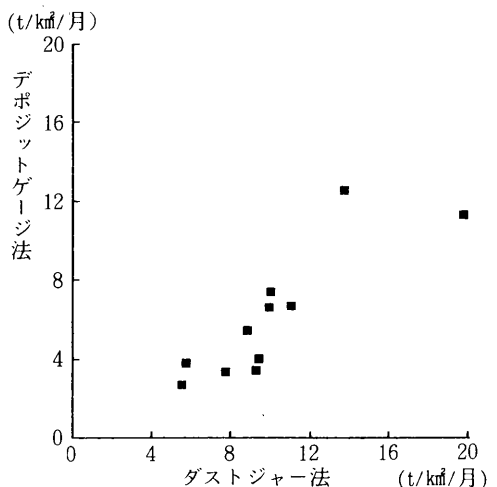


図5 総量（新産都市会館屋上）

表3 デポジットゲージ法とダストジャー法との比較

	測定年月	青葉町			新産都市会館屋上		
		A	B	B/A	A	B	B/A
不 溶 解 性 成 分	61.8	11.06	6.12	0.55	—	11.40	—
	9	11.90	9.19	0.77	8.41	16.12	1.92
	10	10.76	8.78	0.82	4.16	7.11	1.71
	11	11.05	12.56	1.14	1.61	4.25	2.64
	12	42.71	54.54	1.28	2.11	7.18	3.40
	62.1	46.56	55.39	1.19	2.23	5.99	2.69
	2	44.12	67.77	1.54	2.01	7.27	3.62
	3	70.02	60.82	0.87	4.45	8.67	1.95
	4	—	30.42	—	(9.25)	(4.20)	(0.45)
	5	—	9.96	—	4.57	6.69	1.46
	6	10.77	8.32	0.77	3.82	—	—
	7	9.61	8.50	0.88	5.68	—	—
	8	7.78	5.58	0.72	5.73	—	—
	9	10.38	8.23	0.79	6.06	6.23	1.03
10	—	—	—	2.81	3.24	1.15	
11	13.07	13.76	1.05	3.93	7.15	1.82	
12	—	62.78	—	2.55	4.03	1.58	
平均	—	—	0.95	—	—	2.08	
溶 解 性 成 分	61.8	3.26	2.35	0.72	—	2.94	—
	9	2.78	1.61	0.58	2.65	3.34	1.26
	10	2.72	2.04	0.75	2.23	2.56	1.15
	11	1.88	2.15	1.14	0.85	1.00	1.18
	12	5.71	3.25	0.57	1.08	1.85	1.71
	62.1	2.73	2.52	0.92	0.89	1.47	1.65
	2	2.96	2.65	0.90	1.76	1.91	1.09
	3	5.48	4.18	0.76	2.00	2.11	1.06
	4	—	5.73	—	(0.85)	(1.12)	(1.32)
	5	—	2.86	—	2.60	3.03	1.17
	6	2.89	1.55	0.54	1.65	—	—
	7	2.82	2.79	0.99	2.65	—	—
	8	2.61	2.63	1.01	5.11	—	—
	9	6.65	4.26	0.64	6.23	7.22	1.16
10	—	—	—	1.13	—	—	
11	2.32	1.53	0.66	1.26	1.45	1.15	
12	—	2.26	—	1.00	1.42	1.42	
平均	—	—	0.78	—	—	1.27	
総 量	61.8	14.32	8.47	0.59	—	14.34	—
	9	14.68	10.80	0.74	11.06	19.46	1.76
	10	13.48	10.82	0.80	6.39	9.67	1.51
	11	12.93	14.71	1.14	2.46	5.25	2.13
	12	48.42	57.79	1.19	3.19	9.03	2.83
	62.1	57.91	49.29	0.85	3.12	7.46	2.39
	2	47.08	70.42	1.50	3.77	9.18	2.44
	3	75.50	65.00	0.86	6.45	10.78	1.67
	4	—	36.15	—	(10.10)	(5.32)	(0.53)
	5	—	12.82	—	7.17	9.72	1.36
	6	13.66	9.87	0.72	5.47	—	—
	7	12.43	11.29	0.91	8.33	—	—
	8	10.39	8.21	0.79	10.84	—	—
	9	17.03	12.49	0.73	12.29	13.45	1.09
10	—	—	—	3.94	—	—	
11	15.39	15.29	0.99	5.19	8.60	1.66	
12	—	65.04	—	3.55	5.45	1.54	
平均	—	—	0.91	—	—	1.97	

A：デポジットゲージ法 B：ダストジャー法

3.2 青葉町

両法の降下ばいじん中に占める溶解性成分の割合を求めたところ、ほぼ一定の傾向にあった(図6)。

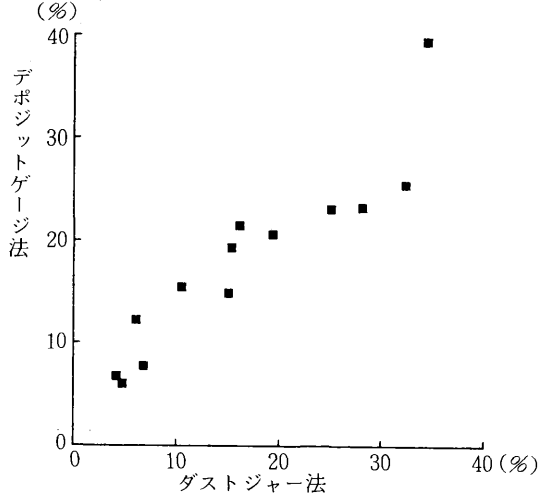


図6 溶解性成分の割合(青葉町)

不溶性成分は、新産都市会館屋上に比べて、12月～4月に大幅に増加している。この地点は、道路端ということもあり、道路粉じんの舞い上がり等の影響を強く受けていることがわかる。

この地点では、ばいじん量の増加する冬期間は、不溶性成分、総量は、ダストジャー法がやや高くなる傾向があるが(表3)、全般的には、ダストジャー法が低く、測定期間の平均で、不溶性成分、溶解性成分、総量は、デポジットゲージ法の0.95, 0.78, 0.91であった。

このように、道路など、横からの要素を強く受ける地点では、デポジットゲージのように、口径が広い容器が捕集効率が良いと思われる。

なお、両法の相関係数は、3項目とも0.85以上と高く、危険率1%以上で有意であった(表4)。

表4 相 関 関 係

	n	r	回 帰 式	X/Y	t 値
不溶性成分	13	0.930*	$Y = 0.759 \cdot X + 0.548$	0.95	-0.656
溶解性成分	13	0.851*	$Y = 1.418 \cdot X + 0.208$	0.78	2.085
総 量	13	0.925*	$Y = 0.579 \cdot X + 13.255$	0.91	-0.270

n : 個数 r : 相関係数 X : ダストジャー法

Y : デポジットゲージ法

* : 危険率1%で有意

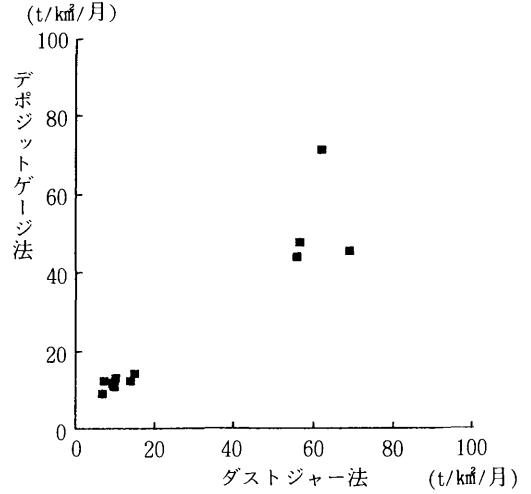


図7 不溶性成分(青葉町)

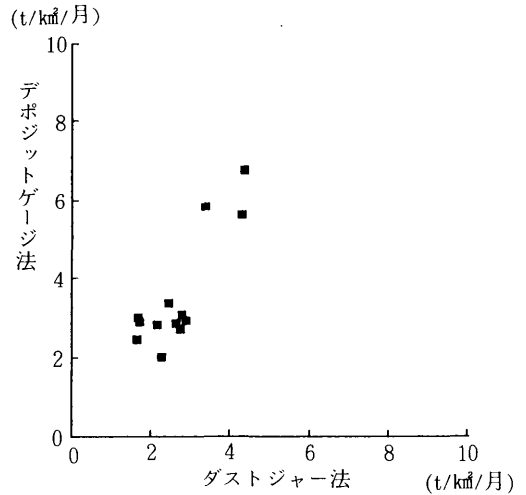


図8 溶解性成分(青葉町)

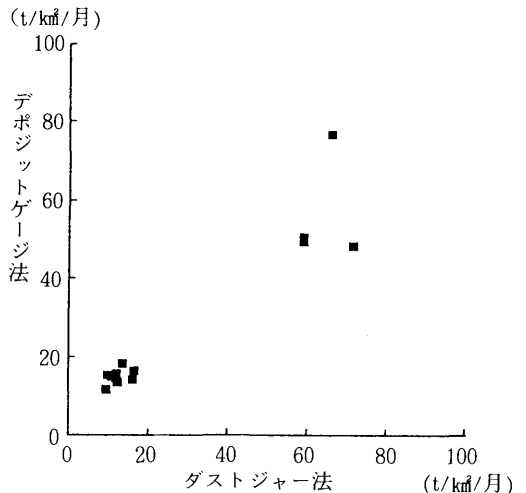


図9 総量(青葉町)

しかし、t検定の結果、両法間には、有意な差が見られた(表4)。

4 ま と め

降下ばいじんの測定における、デポジットゲージ法とダストジャー法の比較をしたところ、次のことがわかった。

- 1) 屋上及び道路端における、両法の相関係数は、不溶性成分、溶解性成分、総量とも、0.77以上で、危険率1%で有意であった。
- 2) 屋上など、降下が主な要因である場合、デポジットゲージでは、再飛散のため、捕集量が低くなる傾向があり、ダストジャー法はデポ法に比べ、1.27~2.08倍であった。
- 3) 道路からの舞い上がりなど、横からの要素が強い場合、デポジットゲージの様に、口径の広い方が捕集量が多く、ダストジャー法は、デポ法に比べ、0.78~0.95程度であった。
- 4) t検定を行なったところ、屋上では、3項目とも有意な差は見られなかったが、道路端では、3項目とも有意な差があった。

5 文 献

- 1) 環境庁企画調整局研究調整課環境測定分析法編集委員会編：環境測定分析法註解第1巻, 299—307(1984)
- 2) 志水正樹, 吉田謙一, 佐藤静雄：デポジットゲージ法とダストジャー法の比較研究, 川崎市公害研究所年報, Vol.1(1972)
- 3) 八戸測候所：地上気象観測日原簿, 昭和62年4月

有害物質を用いない分析方法の検討(2)

—硫黄酸化物のPbO₂法からアルカリ円筒ろ紙法へ—

Improved Measurement for the Use of Non-toxic Substance (II)
 Measurement of Atmospheric Sulphur Dioxide
 from Lead Dioxide Method to Filter Paper
 Impregnated with Alkali

鶴飼広晃・野田正志
 齊藤輝夫

1 はじめに

大気中の硫黄酸化物の簡易測定法として、一般的に二酸化鉛法^{1,2)}(以下PbO₂法)が採用されている。しかし、この方法は、有害物である二酸化鉛(毒物及び劇物取締法の劇物)を使用するため、作業環境や廃棄物、廃液処理の面から、あまり好ましくない。そこで、この有害物のPbO₂を用いないで、かつ、従来の設備器具を活用でき、従来の値(経年変化)との比較が可能な方法を検討するため、窒素酸化物、フッ素の簡易測定法で使用しているアルカリろ紙法³⁾が応用できないか、PbO₂法との比較を試みたので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

昭和61年5月～昭和62年12月

2.2 調査地点

八戸市内8地点で行った(図1)。

2.3 測定方法

(1)PbO₂法

素焼き円筒に布(サンホライズブロード60番, 11cm×11cm)を巻き、PbO₂粉末(D S・I・R標準品)を1円筒あたり4gとなるよう計量し、トラガントゴム溶液でペースト状にして塗布面積100cm²となるよう塗りつける。一昼夜風乾後、百葉箱中で約1ヶ月放置し、塩化バリウム重量法により定量した。

(2)アルカリ円筒ろ紙法

東洋ろ紙No.526を表面積100cm²の円筒状にし(図2)Na₂CO₃(10H₂O)溶液で浸潤、一昼夜風乾後、百葉箱にPbO₂シリンダーと並べて約1ヶ月放置し、塩化バリウム重量法により定量した。なお、アルカリ円筒ろ紙については、3種類の方法で行った(表1)。また、B法

の場合、ろ紙をPbO₂シリンダーに巻きつけ、上、下部をテープで止め、裏面を覆いで使用した。

- | No. | 測定地点 |
|-----|----------|
| 1 | 第2千葉幼稚園 |
| 2 | 根岸小学校 |
| 3 | 第2魚市場 |
| 4 | 県機械金属試験所 |
| 5 | 八戸工業高校 |
| 6 | 八戸市庁 |
| 7 | 八戸工大一高 |
| 8 | 旭ヶ丘小学校 |

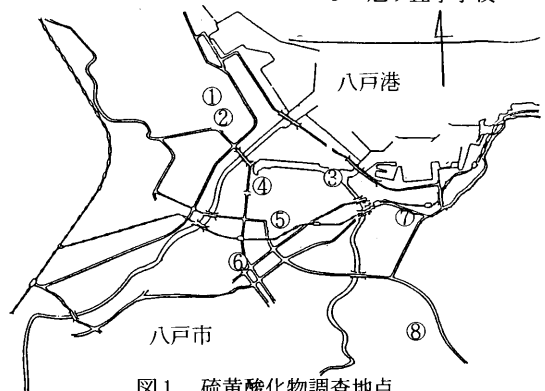


図1 硫黄酸化物調査地点

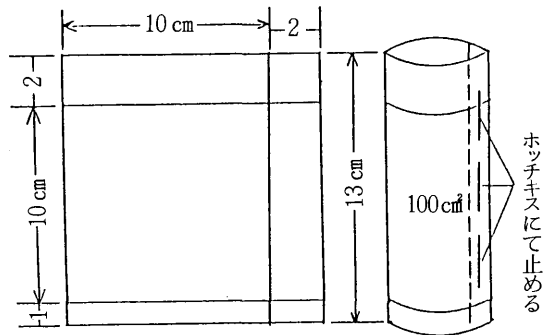


図2 アルカリ円筒ろ紙

表1 アルカリ円筒ろ紙の種類

	A法	B法	C法
Na ₂ CO ₃ 濃度(%)	30	30	60
曝露面	表裏	表	表裏

Hiroaki TURUGAI, Masashi NODA, Teruo SAITOU

3 結果及び考察

3.1 曝露方法の検討

アルカリ円筒ろ紙A法とB法を比較した(図3)。(mgSO₃/d/100cm³)

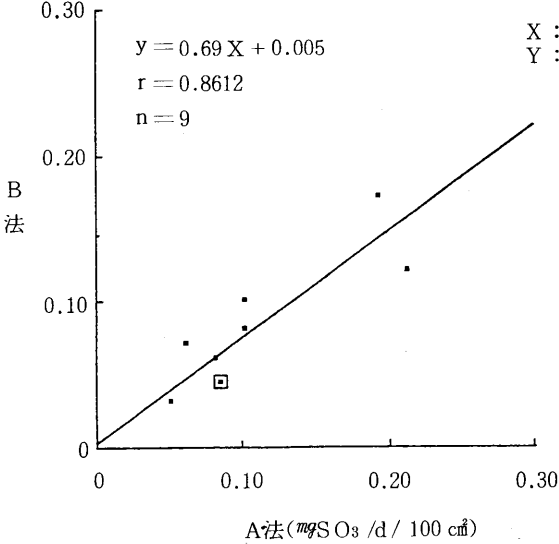


図3 アルカリ円筒ろ紙A法とB法の比較

その結果A法がB法より高い値を示すことから、裏面でも反応していると思われる。しかし、PbO₂法との相関がB法ほどよくないことから、裏面での反応が一定でない事が予想される。

3.2 Na₂CO₃濃度の検討

アルカリ円筒ろ紙A法におけるNa₂CO₃濃度、30%と60%を比較した(表2)。

表2 Na₂CO₃濃度の検討

図 1	A 法		B 法	
	30%Na ₂ CO ₃		60%Na ₂ CO ₃	
②-1)	0.05	0.07	0.07	0.07
2)	0.07	0.07	0.07	0.07
3)	0.06	0.06	0.06	0.06
③-1)	0.24	0.26	0.26	0.26
2)	0.36	0.29	0.29	0.29
3)	0.37	0.37	0.37	0.37
⑦-1)	0.06	0.07	0.07	0.07
2)	0.14	0.09	0.09	0.09
3)	0.10	0.11	0.11	0.11
\bar{X}	0.16	0.15	0.15	0.15

(単位 mgSO₃/d/100cm³)

その結果、30%及び60%Na₂CO₃濃度で比較したところ、0.4(mgSO₃/d/100cm³)付近までは差がないと思われる。

3.3 PbO₂法とアルカリ円筒ろ紙A法との比較

昭和61年5月から62年12月までの両法による硫酸化物濃度を比較した(図4)。その結果、PbO₂法とアルカリ円筒ろ紙A法との相関は有意であった(r=0.888,危険率1%)。また、回帰式は、(PbO₂法=0.969×(アルカリ円筒ろ紙A法)+0.01)であった。

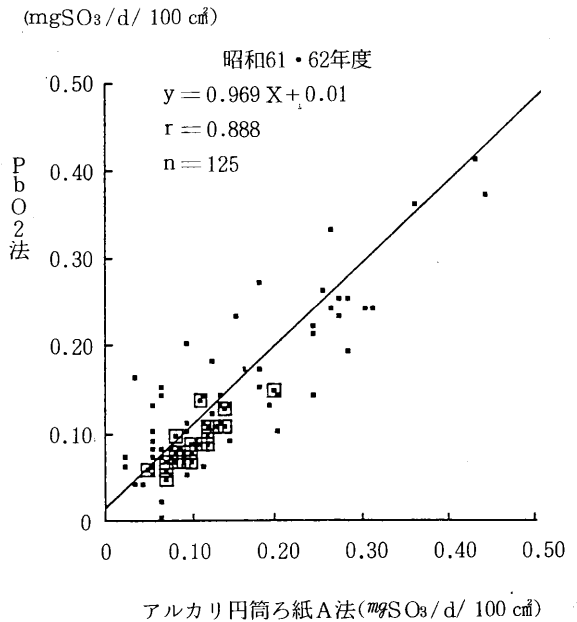
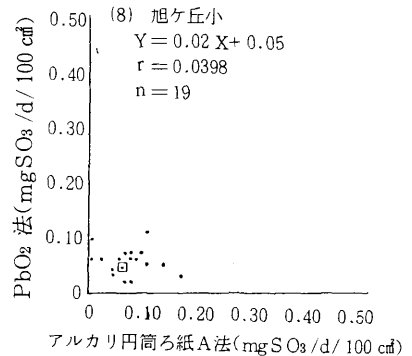
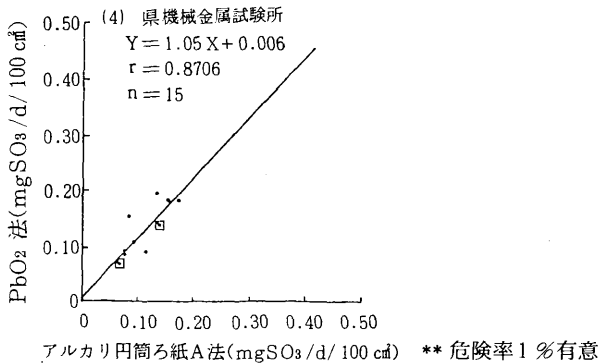
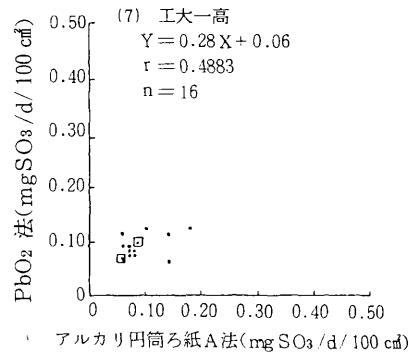
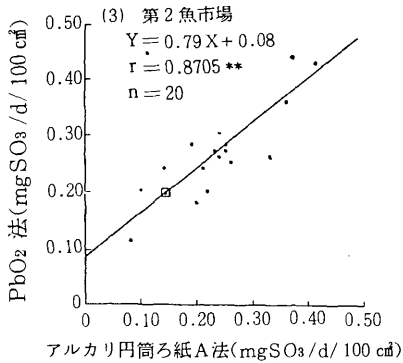
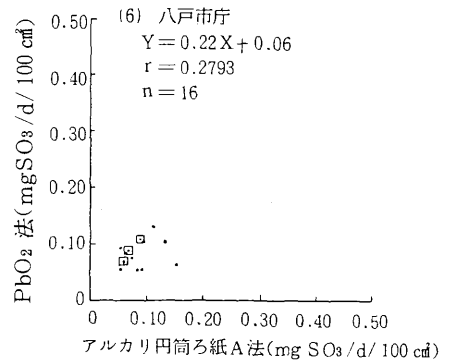
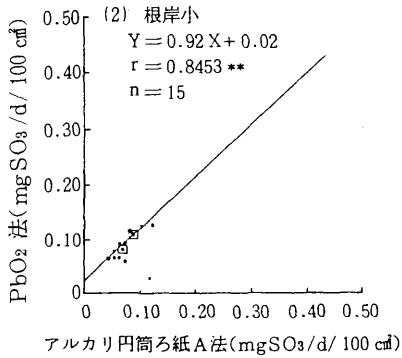
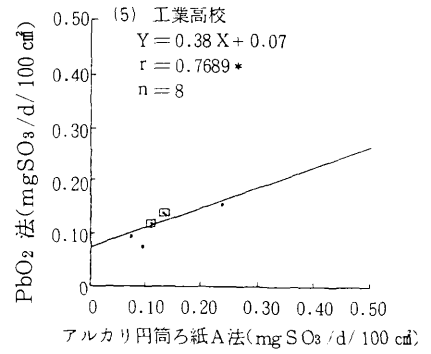
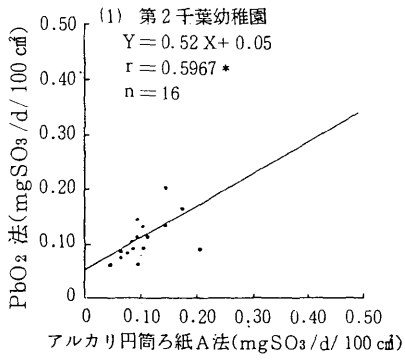


図4 PbO₂法とアルカリ円筒ろ紙A法の比較

測定地点毎の両法による硫酸化物濃度を比較した(図5-1から図5-8まで)。その結果、図5-1)、第2千葉幼稚園から図5-5)、工業高校までの5地点においては、危険率1%又は5%において相関が見られ、特に県金材試で高相関が得られた。以上の5地点は共に海側に位置している。逆に図5-6)、八戸市庁から図5-8)、旭ヶ丘小においては相関は得られなかった。この3地点は、相関の見られる5地点に比べて内陸に位置している。内陸地点に相関の見られない原因は、濃度的に低い値である事や風速の違いなどが影響していると思われ、今後検討していきたい。



** 危険率1%有意
 * " 5%有意

図5-(1)~(8)測定地点毎の両法による硫酸化物濃度の比較

3.4 平均値の差の検定

PbO₂ 法とアルカリ円筒ろ紙A法との平均値の差の検定をした結果、8地点とも有意な差はみとめられなかった。(表3)

表3 平均値の差の検定

測定地点	n	to t (0.01)		
第2千葉幼稚園(日計)	16	-0.08	2.95	有意差なし
根岸小学校	15	0.84	2.98	〃
第2魚市場	19	-1.00	2.88	〃
県機械金属試験所	16	-0.09	2.95	〃
八戸工業高校	8	-0.04	3.50	〃
八戸市庁	16	0.29	2.95	〃
八戸工大一高	20	1.81	2.86	〃
旭ヶ丘小学校	15	0.78	2.98	〃

4 ま と め

大気中の硫黄酸化物簡易測定法としてのPbO₂ 法は有害物質を使用することから、アルカリ円筒ろ紙法への切り替えが可能かどうか検討した。

1) 曝露面が両面のアルカリ円筒ろ紙A法は、表面のみのB法に比べ、濃度が高く、裏面でも反応していると思われるが、その反応は一定ではないようである。

2) アルカリ円筒ろ紙法でのNa₂CO₃ 濃度は、硫黄酸化物濃度が0.4 (mgSO₃/d/100cm³)までの場合、30%で十分と思われる。

3) アルカリ円筒ろ紙A法は、硫黄酸化物濃度が0.4 (mgSO₃/d/100cm³)までは、PbO₂ 法とよい相関があった。

4) PbO₂ 法とアルカリ円筒ろ紙A法との相関において海側の地点では相関は見られたが、内陸では相関は見られなかった。

5) 両法の平均値の差の検定においては、特に差は見られなかった。

6) 一部の地域においては今後も継続して調査する必要があるが、一般地域での常時監視には切り替えが可能であると考えられる。

文 献

- 1) 寺部本次著：大気汚染測定法の実際，74—83
技報堂（1969）
- 2) 日本薬学会編：衛生試験法注解，1081（1980）
- 3) 日本薬学会編：衛生試験法注解，1082（1980）

粒度組成からみた湖沼底泥の重金属及び有機物の挙動

Behavior of Heavy Metals and Organic Matter in Lake Sediments according to Particle Distribution

奈良忠明* 野田正志 工藤精一

1 はじめに

底質は水質に比較し、長年にわたる汚濁の履歴を反映しやすいことから、重金属などの調査対象とされてきた¹⁾。しかし、底質汚染の評価に当たっては、汚染物質の含有量に加えて、粒度組成の把握が必要とされ、両者の関係については河川²⁾及び海域³⁾での検討が多いようである。特に、粒度組成は汚染物質の含有量を決定する要因の一つであるとともに、堆積環境を知る上で重要な手掛かりとなりうる。

著者らは、小川原湖と同湖に隣接する姉沼及び内沼の底泥を例とし、粒度組成から湖沼底泥の重金属及び有機物の堆積機構を考察した。

2 方 法

2.1 調査年月日 1978～'86

2.2 調査地点 (図1)

2.3 調査対象湖沼の概要 (表1)

2.4 粒度分析

エクマンバージで採泥した後、吸引濾過して試料とし衛生試験法に準拠した。ふるい分けは、2000～840 (F 1), 840～420 (F 2), 420～210 (F 3), 210～105 (F 4), 105～53 (F 5), 53～37 (F 6) 及び 37 μm (F 7) 以下の7分画とし、過酸化水素等による有機物処理は行わなかった。なお、本法を用いた小川原湖の地点3及び5の回収率(ふるい分けした試料/ふるい分けする前の試料)は95% (N=4), 98% (N=4)で

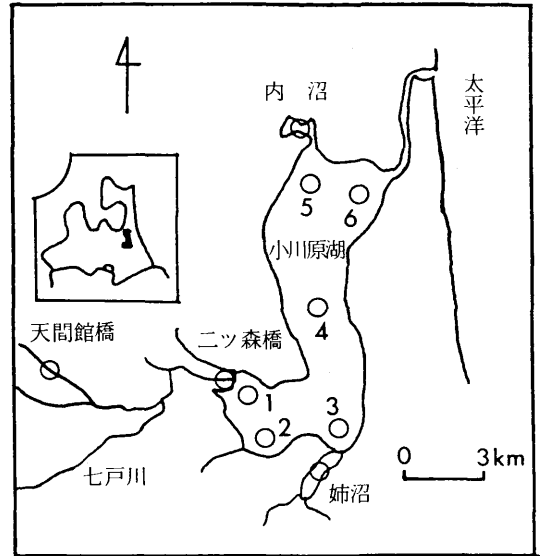


図1 調査地点

あった。

2.5 重金属の分析

ふるい分けした試料を105℃で乾燥後、硝酸・過塩素酸分解して原子吸光法又は分光光度法によった。

2.6 有機物の分析

重金属と同様にふるい分けした試料を105℃で乾燥後、強熱減量(底質調査法)、炭素及び窒素(土壤養分分析法)、⁴⁾ 燐等を分析した。クロロフィル分解物⁵⁾は吸引

表1 調査対象湖沼の概況

対象湖沼	COD* (mg/l)	湖面積 (km ²)	平均水深 (m)	湖沼型	採泥年月
小川原湖	2.6 ± 0.4	62.69	10.5	汽水	1978～'83
姉沼	5.0 ± 1.2	1.60	1.3	淡水	1978.7～10
内沼	6.2 ± 1.1	0.97	2.4	淡水	1986.8

* 湖心における平均値±標準偏差 (1981～1986)

* Tadaaki NARA (現青森県公害調査事務所)
Masasi NODA, Seiichi KUDOU

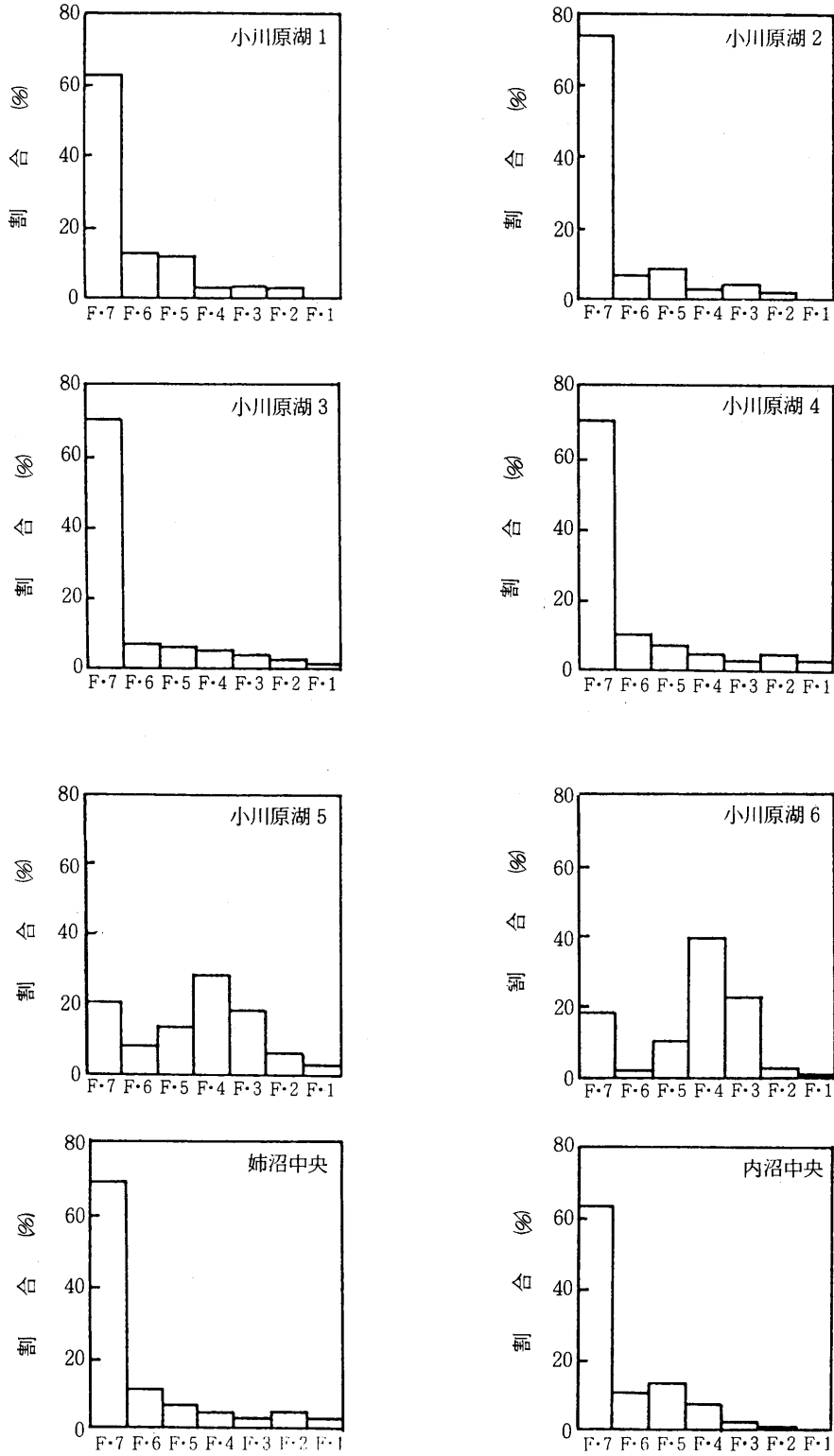


図2 小川原湖、姉沼及び内沼の粒度分布

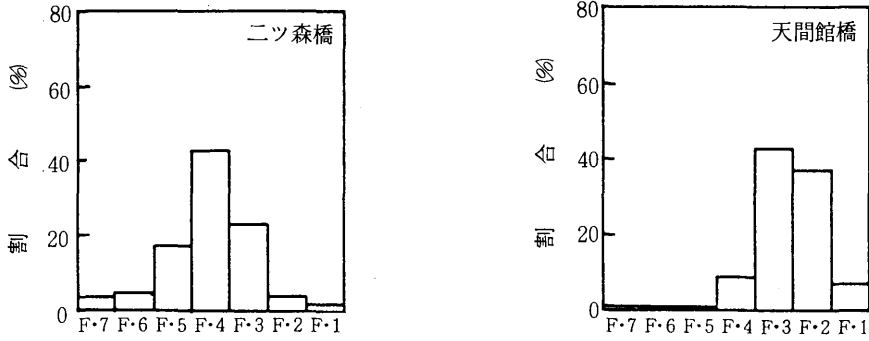


図3 小川原湖流入河川の粒度分布

濾過した湿試料を用いた。

3 結果と考察

3.1 粒度分布

小川原湖、姉沼及び内沼の底泥がどのような粒径から構成されているかをみた(図2)。ここでは、2000 μ mを越える割合が最大3%以下であったので、同分画を除いた結果、三湖沼とも湖心では37 μ m以下のシルトと粘土の占める割合が高い上に、他の分画もほぼ同じ分布をしていた。しかし、小川原湖流出部の地点6とそれに連なる地点5は砂と泥からなる二山の分布であった。

同地点は潮汐によって底層を通して海水が混入する⁶⁾と考えられ、比較的微細粒子が堆積しにくい環境にあるといえよう。

また、小川原湖へ流入する最大河川である七戸川河口のニツ森橋は420~105 μ m分画の占める割合が高く、砂質であった。さらに、同地点から約10km上流の坪川の天間館橋ではより粗に分布していた(図3)。

以上のことから、小川原湖内の底泥は河川流入部から湖心にかけての泥と流出部の砂まで分布していたので、背景調査とともに湖水流動からの検討が必要である。

3.2 粒径別からみた重金属及び有機物の挙動

粒度組成が近似している小川原湖及び姉沼中央部の底泥を用いて、粒径別の重金属及び有機物を調べた。

小川原湖では、微細なほどCd, Cu, Zn及びMnが高かった。Mnは岩石など一次鉱物を由来とする場合はFeと同じ挙動を示すことが多い。しかし、小川原湖のように比較的深く、還元状態となっている時は、溶出、酸化、沈殿などの過程を繰り返しながら底泥表面に集積する⁷⁾と考えられるので、還元下におけるMnの挙動を知る必要がある。

また、Fe, As, P及び強熱減量(I・L)は粗になるほど高く、FeはAsの共沈とPの蓄積に関与してい

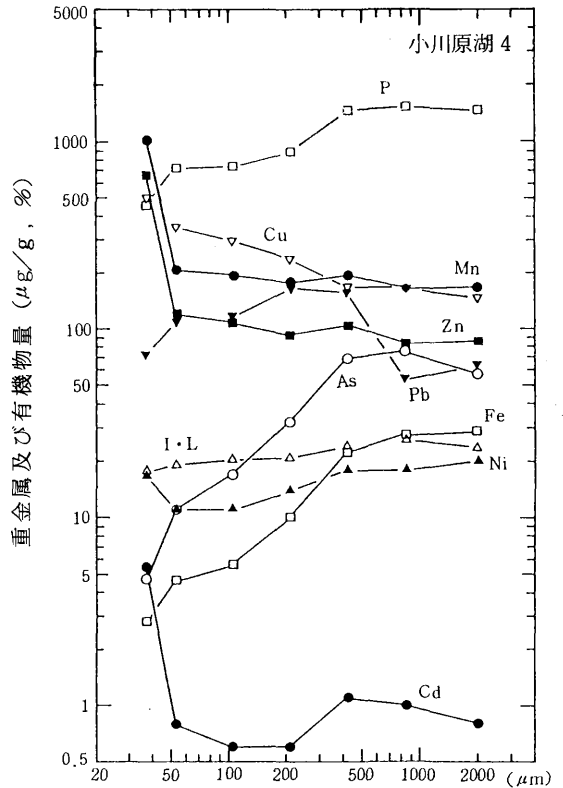


図4 小川原湖の粒径別重金属及び有機物量(その1)

ると考えられる。PはF1~F3で高く、その大半は無機態で有機態は少なかった。無機態Pの中ではFe型が最も多く、次いで難溶性で、Al型とCa型は少なかった⁸⁾。NiとPbは粒径による変化はみられず、ほぼ一定していた(図4)。

一方、姉沼はMnを除いて、粒径別による重金属及び強熱減量の変化はみられなかった。MnはF1~F3で高く、小川原湖と逆の結果となった(図5)。

次に、砂と泥の二山から構成されている小川原湖の地点5をみると(図6)、F4を境として重金属及び有機

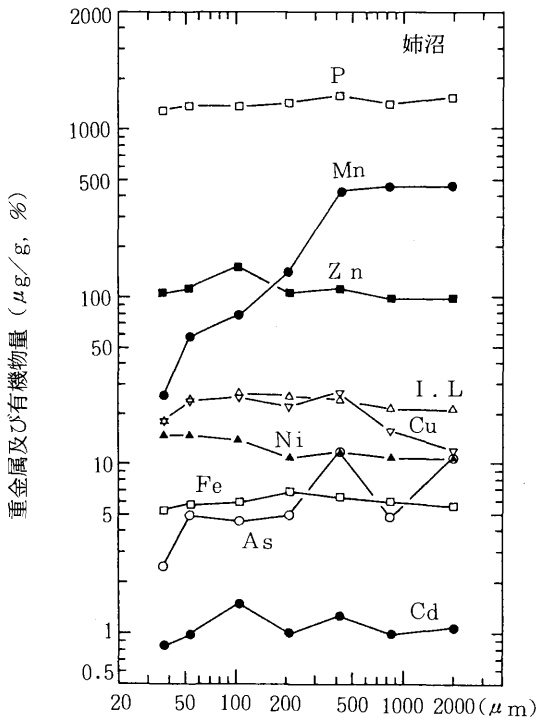


図5 姉沼の粒径別重金屬及び有機物量

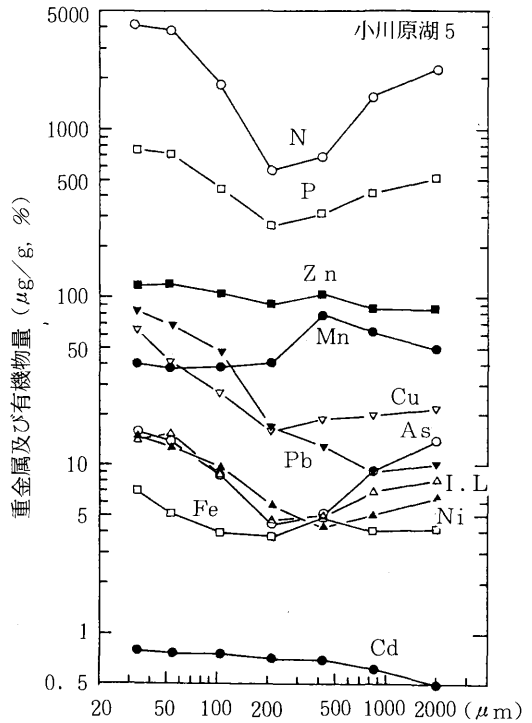


図6 小川原湖の粒径別重金屬及び有機物量(その2)

物ともに粗と微細粒子で高い傾向にあり、河川でみられるような分布⁹⁾をしていた。

今回は、粒度と化学成分をより現場に近い状態で検討することを目的としたため、有機物の処理をしなかったが、湖沼底泥は、流速を伴う河川底泥と大きく異なることが予想されたので、データの集積を図る必要がある。

3.3 微細泥率と重金屬及び有機物の関係

粒径別における成分量の把握は底泥の堆積機構を知る上で有効であるが、多大の時間と労力を必要とする。

一方、底質の粒度特性を表わす指標に微細泥率(73又は53 μm 以下の微細泥重量百分率)があり、河川¹⁰⁾や海域¹¹⁾では、重金屬及び有機物との間に高い相関関係が成立するといわれている。両者の関係をみると、強熱減量、有機の炭素及び窒素のように比較的良好な関係にあるもの、Cd、Cu及びZnのように微細泥率は同じであっても含有量が大きく異なるもの、Fe、As、Hg及びPbのように微細泥率の増加とともに含有量が漸増するもの、Mnのように微細泥率のほとんど関係なく大きく散布するも

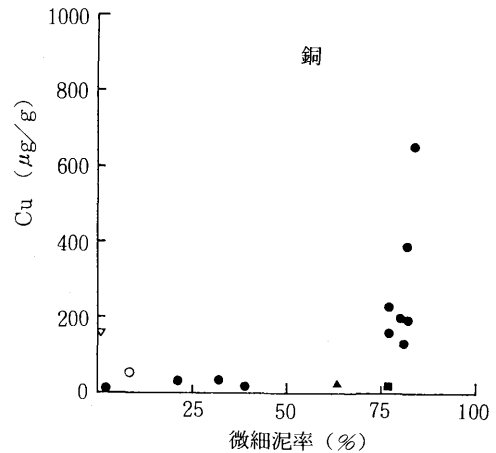
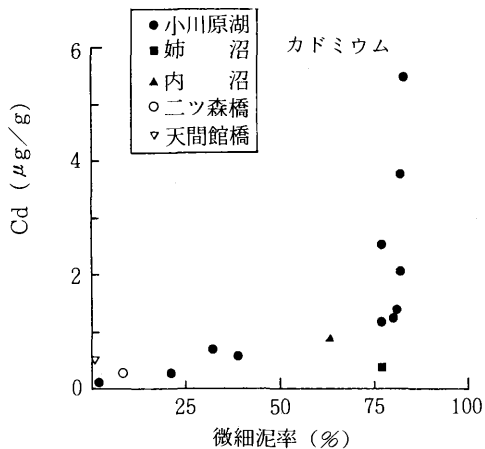


図7 微細泥率と重金屬及び有機物量の関係(その1)

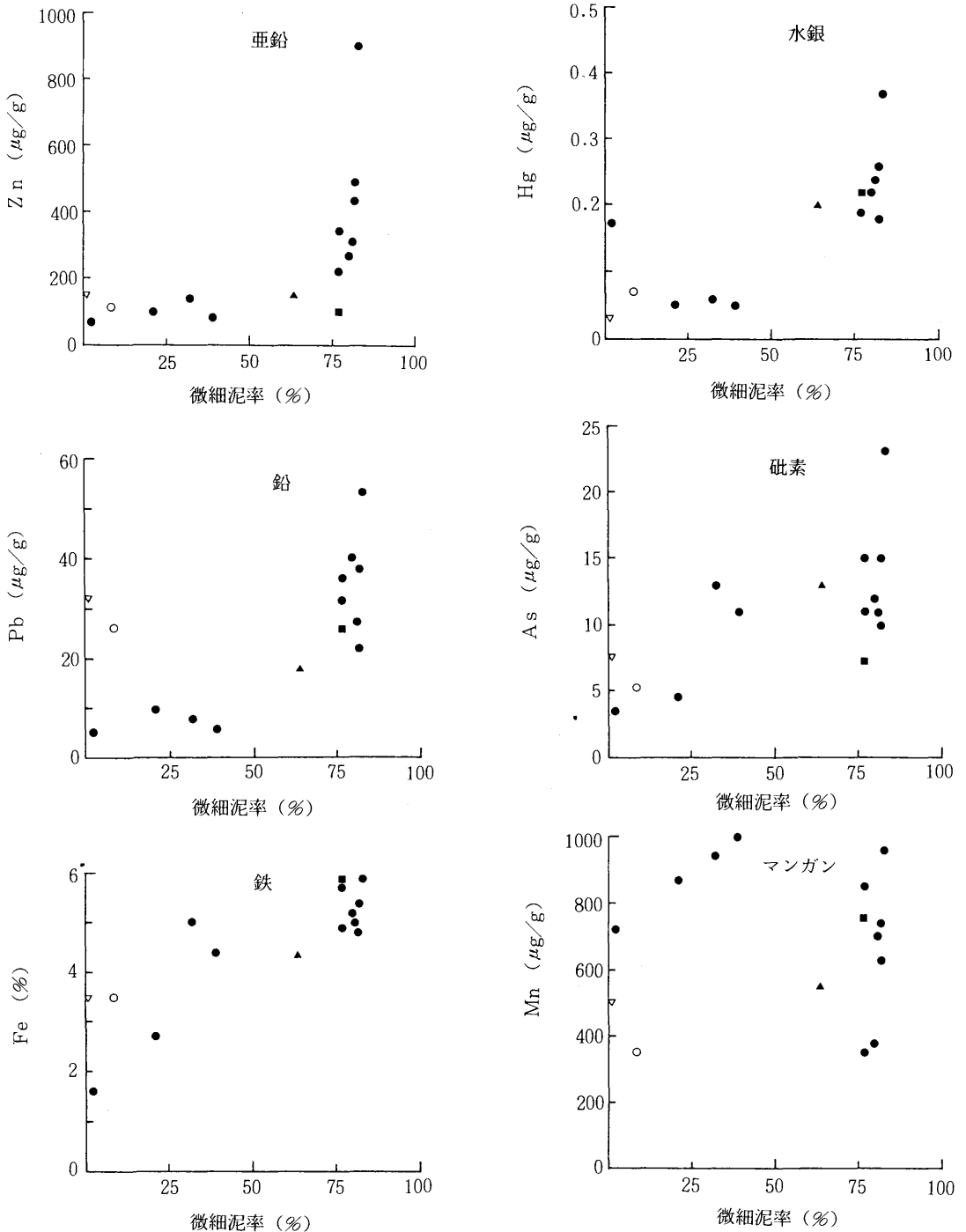


図8 微細泥率と重金属及び有機物量の関係(その2)

の、T-Crのように微細泥率に関係なく一定しているものに区分された(図7~9)。

以上のことから、対象とする湖沼によって底泥成分に違いがみられ、小川原湖はCd、Cu及びZn、姉沼及び

内沼は有機物の高いことが明らかとなった。前者は流入河川の埴川上流に旧上北鉱山をかかえていること¹²⁾、後者の姉沼は三沢市及び周辺町村の生活排水を集めていることなどから、流域内における汚濁の状況を反映している

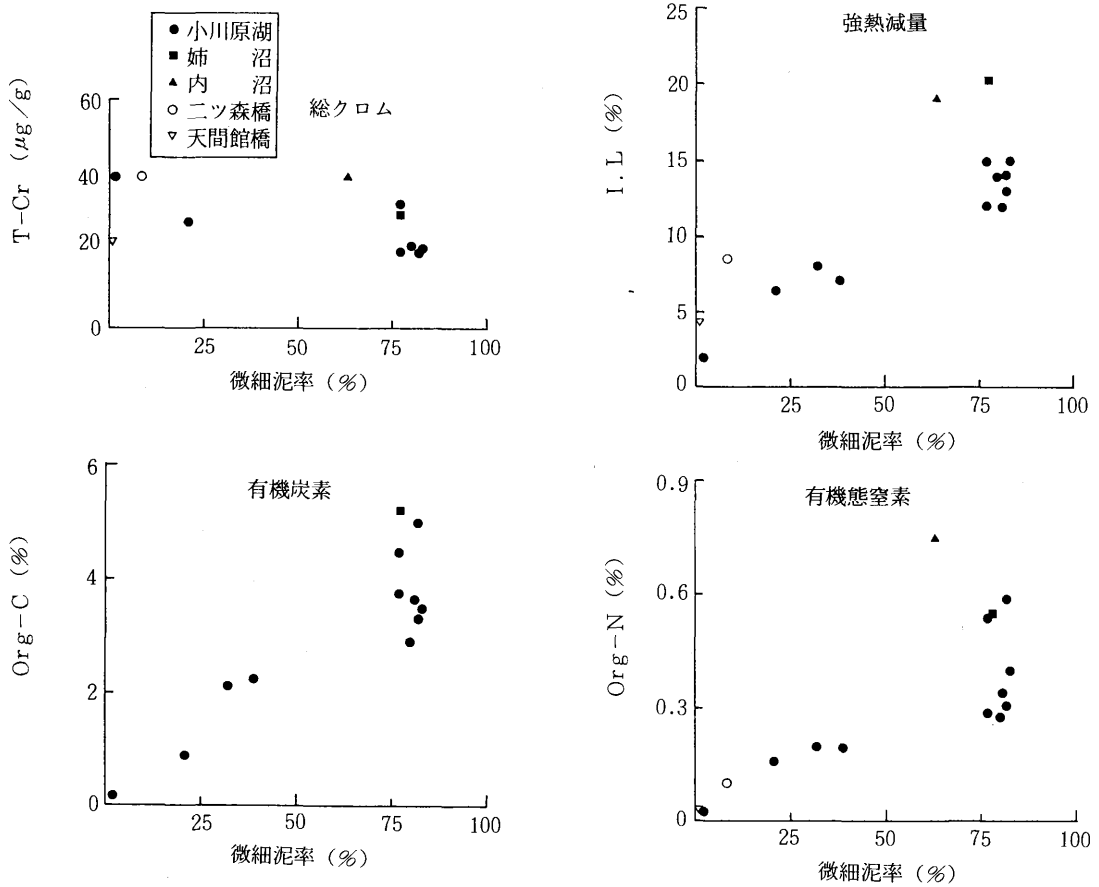


図9 微細泥率と重金属及び有機物量の関係(その3)

といえる。

3.4 湖沼底泥の堆積機構

湖沼堆積物の起源は河川等を通して流入される外来性と植物プランクトンなどの内生性由来に分けられる¹³⁾。

ここでは、Fe、Al及び無機態Pを無機物、有機の炭素窒素、燐及びクロロフィル分解物を有機物として、小川原湖の水平分布をみた。

AlとPは河川流入部で高く、湖心へ向うにつれて低くなり、後者でより顕著であった(図10)。Feは前二者ほど明瞭ではなかった。Pが河川流入部で多く堆積する現象は極度に富栄養化した霞ヶ浦や印旛沼¹⁴⁾でもみられ、Al、Feとの共沈や吸着によると考えられる。

一方、炭素をはじめとする有機物は、無機物と異なり湖心に向うほど高くなっていった(図11)。このことは、河川由来の微細で比重の小さい物質ほど運搬されやすいこと¹⁵⁾、クロロフィル分解物のように植物プランクトンの増殖によるものとの双方が考えられる。

小川原湖と隣接する姉沼は植物プランクトンの増殖が

より盛んである¹⁶⁾が、クロロフィル分解物は小川原湖より少なかった。水深の深浅すなわち酸素供給の有無が有機物の分解に強くかかわっていることがうかがわれ、特にクロロフィル分解物で顕著であった。

4 まとめ

小川原湖と同湖に隣接する姉沼及び内沼の底泥を例として、粒度組成から湖沼底泥の重金属及び有機物の挙動を把握した結果、以下の知見を得た。

- (1) 三湖沼とも湖心では37μm以下のシルトと粘土の占める割合が高く、他の画分もほぼ同じ分布をしていた。しかし、小川原湖の流出部は砂と泥から成る二山の分布であった。
- (2) 粒径別にみると、小川原湖では、微細なほどCd、Cu、Zn及びMnが高く、Fe、As、P及び強熱減量は粗になるほど高かった。

一方、姉沼はMnを除いて、粒径別にみる重金属及び強熱減量の変化はみられなかった。

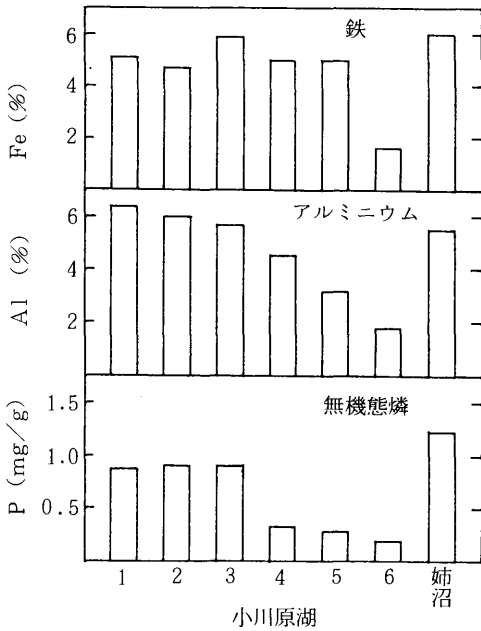


図10 無機物の水平分布

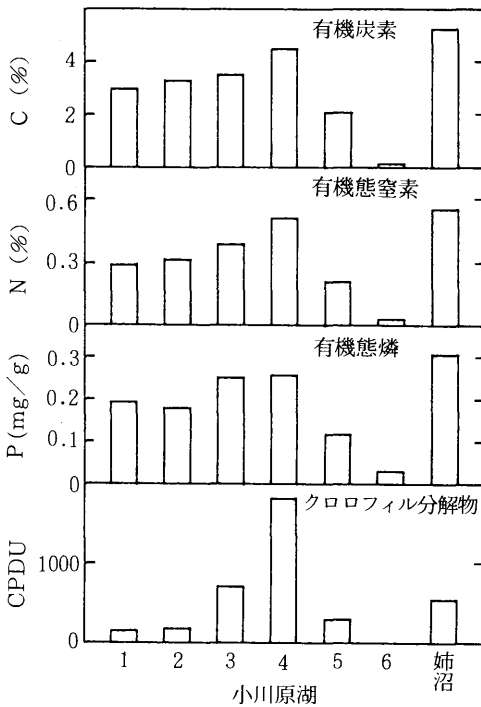


図11 有機物の水平分布

(3)微細泥率と化学成分の関係から、対象とする湖沼によって底泥成分に違いがみられ、小川原湖はCd, Cu及びZn, 姉沼及び内沼は有機物の高いことが明かとなり流域内における汚濁の状況を反映していた。

(4)無機物と有機物の堆積機構に違いがみられ、前者は河川流入部で高く、後者は湖心で高かった。特に、後者については河川による運搬のほか、植物プランクトンが大きく関与していると考えた。

文 献

- 1) 柴原真理子, 山崎理恵子, 西田和夫, 鈴木潤三, 鈴木静夫, 西田英郎, 多田 史: 河川底質土の重金属分布(第3報) 全国主要河川の河口付近の重金属分布, 衛生化学, Vol. 21, No. 4, 173-183 (1975)
- 2) 日本公衆衛生協会: カドミウム環境汚染調査方法の標準化に関する研究, 環境保健レポート, No. 2, 29-47 (1971)
- 3) 小林節子, 宇田川 理: 東京湾底質の粒度分布, 用水と廃水, Vol. 19, No. 11, 94-102 (1977)
- 4) G. Anderson: Factors Affecting the Estimation of Phosphate Esters in Soil, J. Sci. Food Agri., 11, 497-503 (1960)
- 5) 環境庁企画調整局研究調整課: 環境測定分析参考資料(補遺), 22-23 (1979)
- 6) 奈良忠明, 小山田久美子, 野田正志, 庄司博光, 野呂幸男, 早狩敏男, 田中 稔, 山崎喜三郎, 佐藤信博: 汽水小川原湖の水質環境と植物プランクトン, 青森県公害センター所報, No. 7, 46-54 (1985)
- 7) 川島宗継, 中川利宏, 中島美栄子, 塩田 晃, 谷口孝敏, 板坂 修, 高松竹次郎, 松下録治, 小山睦夫, 掘 太郎: 琵琶湖堆積物における種々の元素の鉛直分布と化学的性質, 滋大紀要, 第28号, 13-29 (1978)
- 8) 奈良忠明, 原子 昭: 小川原湖の底泥における磷の挙動(2)粒度分布, 第17回水質汚濁学会講演集, 245-246 (1983)
- 9) 小倉久子: 河川底質の粒度組成と重金属含有量について, 千葉県水質保全研究所研究報告, 第3号, 3-13 (1975)
- 10) 小倉久子, 鎗田 功, 小林節子, 中島 淳: 河川における重金属の堆積機構, 水質汚濁研究, Vol. 2, No. 3, 173-180 (1979)
- 11) 西村 肇, 熊谷幹郎: 瀬戸内海の汚染-重金属による汚染, 科学, Vol. 44, No. 2, 103-109 (1974)
- 12) 西沢睦雄, 和泉四郎, 原子 昭: 青森県産シジミ貝と関連河川, 湖沼のCd 分布, 青森県衛生研究所報, No. 11, 74-84 (1970-1972)
- 13) 石渡良志, 高松信樹, 石橋智子: 密度の違いを利用

- した湖底堆積物中の外来性及び自生生物質の分離, 陸水学雑誌, Vol. 38, No. 3, 94—99 (1977)
- 14) Jun Nakajima, Isao Yarita, Setuko Kobayashi and Hisako Ogura: Fractionation of Phosphorus in Sediments of Eutrophic Lake and River, Jap. J. Limnol., Vol. 40, No. 3, 129—136 (1979)
- 15) 小林節子, 宇田川 理: 湖沼における底質汚染物質の蓄積について—とくに手賀沼底質の実態と汚染過程用水と廃水, Vol. 16, No. 6, 21—28 (1974)
- 16) 奈良忠明, 小山田久美子, 今 武純, 西沢睦雄: 富栄養に関する調査(その1), 小川原湖・姉沼について, 青森県公害センター所報, No. 4, 128—134 (1979)

水田からのCOD, 窒素及び燐の汚濁負荷

Water Pollution Load of COD, Nitrogen and Phosphorus from Paddy Field.

工藤精一 ・ 田中 貢* ・ 奈良忠明** ・ 庄司博光**
手代森光仁 ・ 根岸勝信 ・ 佐藤信博

1 はじめに

湖沼などの水質環境の保全に当たっては、工場及び生活排水などの人為汚濁に加えて、農耕地や降水由来の汚濁源からの負荷を考慮する必要がある。

特に、農耕地の中では、水田からの窒素、燐の負荷やその収支を把握することが重要とされ、それらに関する報告¹⁻¹¹⁾もみられるが、用排水の系統や地域によって、環境汚染に対する評価が異なっており、未だ不明の点も多いようである。

ここでは、富栄養化の進行が懸念されている小川原湖^{12, 13)}汚濁負荷調査の一環として、同流域において占有率の高い水田からの負荷を求めるとともに、窒素と燐の物質収支を試みたので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

昭和60年5月～昭和60年10月

表1 測定項目及び分析方法

項目	分析方法	備考
SS	GFPろ過法	JISK 0102
全COD	酸性KMnO ₄ 法	"
溶解性COD	"	ろ液についてのCOD
全窒素	告示法(UV法)**	アルカリ性ペルオキソ二硫酸カリウム分解
全燐	滴定法***	ケルダール分解
	告示法(アスコルビン酸還元法)**	ペルオキソ二硫酸カリウム分解
	アスコルビン酸還元法***	硝酸一過塩素酸分解
NH ₄ -N	インドフェノール法	
PO ₄ -P	アスコルビン酸還元法	

*水質 ***土壌及び稲

2.2 調査水田

調査対象とした水田は、毎日の水収支を必要としたため、比較的近距離の水田を選定した。同水田(倉石村)は区画整理の上、用水路と排水路が区分されている(図1)。

面積は、水田A, Bが各々28a, 水田Cは12.5aである。

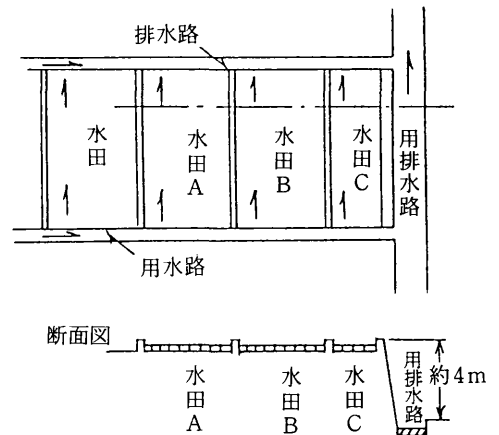
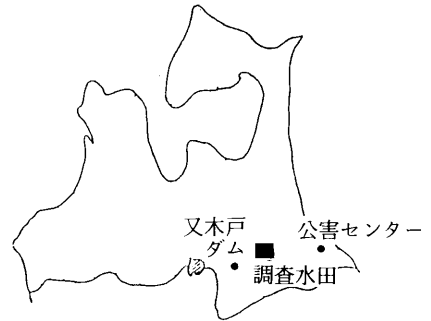


図1 調査水田

Seiichi KUDOU, Mitsuhito TESHIMORI, Katsunobu NEGISHI, Nobuhiro SATOU

* Kou TANAKA (八戸市公害対策課)

**Tadaaki NARA, Hiromitsu SYOUJI (青森県公害調査事務所)

2.3 蒸 発 散 量

30cm×46cmのポリバット（公害センター屋上に設置）に水を張り、水位の増減量と降水量（八戸測候所で測定）から算出した。

2.4 水 収 支

毎日の蒸発散量、降水量及び田面水の水位測定から流入量と流出量を算出した。

2.5 水 質 調 査

月に1回程度、用水及び田面水の水質を測定した。また、田植え期の用水については、代かき時の落水の流入による変動が考えられたので、5回測定した。

2.6 施 肥 方 法

元肥（ポリホス 208 P）として4月下旬に、水田A、Bに各々、窒素24kg、磷40kg及び加里36kg、水田Cには、窒素10.8kg、磷18kg及び加里16.2kgを施肥した。

また、追肥（NK化成2号）として7月下旬に、水田A、Bに各々、窒素3.2kg、加里3.2kg、水田Cには、窒素1.44kg、加里1.44kgを施肥した。

2.7 測定項目及び分析方法

表1のとおりである。

表2 試験田の水収支

区 分	流 入 量 ($m^3/10a$)	流 出 量 ($m^3/10a$)
水田A 28a	用 水	浸 透 2,083
	雨	蒸 発 散 576
		落水1(代かき) 35
		落水2(除草剤) 12
		落水3(台風) 35
計	計 2,741	
水田B 28a	用 水	浸 透 2,386
	雨	蒸 発 散 576
		落水1(代かき) 35
		落水2(除草剤) 7
		落水3(台風) 28
計	計 3,032	
水田C 12.5a	用 水	浸 透 4,609
	雨	蒸 発 散 576
		落水1(代かき) 35
		落水2(除草剤) 14
		落水3(台風) 33
計	計 5,267	

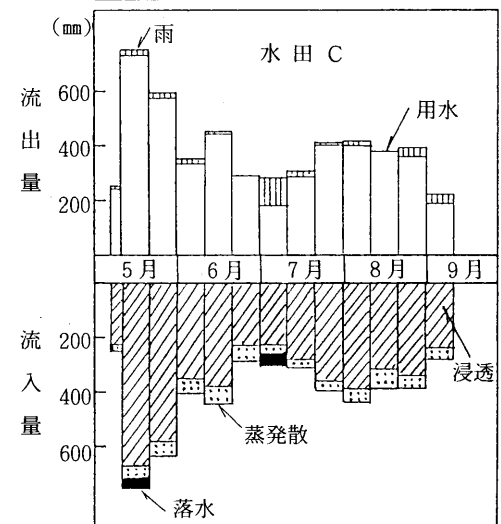
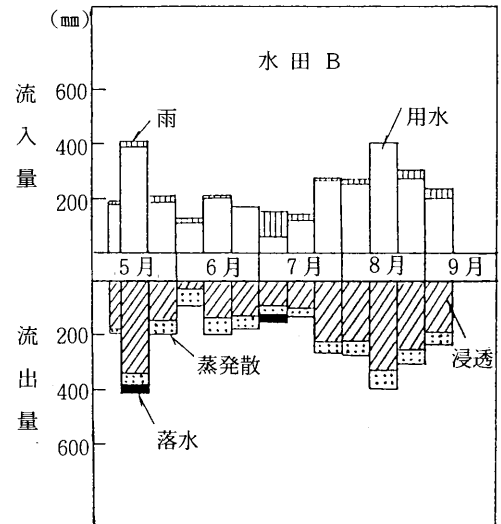
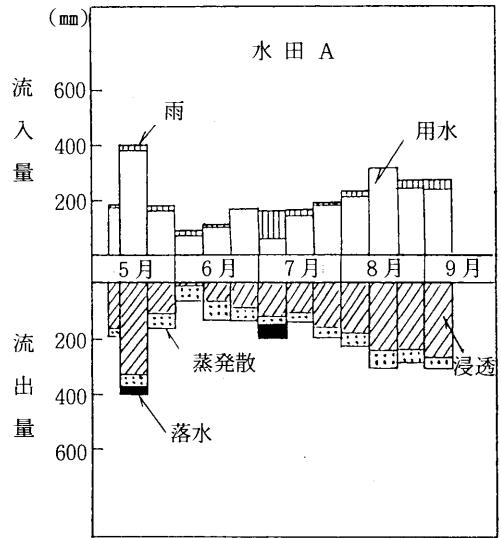


図2 旬別の水収支

3 結果と考察

3.1 水収支

水田Aの総流入量 2,744 mm, 総流出量 2,741 mm, 水田Bの総流入量 3,142 mm, 総流出量 3,032 mm, 水田Cの総流入量 5,112 mm, 総流出量 5,267 mmとなり, 3 試験田における水収支は, ほぼ一致した(図2, 表2)。

水田Cが前二者に比較して, 2 倍近くの水を必要とした原因は, 田面と排水路との高低差が約 4 mあるところから, 浸透量が増大したものと考えられる。

流入量の大半は用水, 流出量の大半は浸透で占められていた。用水を多量に必要とする時期は, 5月中旬の水田植え期が一番多く, 次いで8月中旬の出穂期であった。

落水は, 5月中旬の代かき時及び7月上旬の台風と除草剤散布時であった。

3.2 用水, 田面水及び落水の水質

用水の水質は, 田植え期に高濃度を示し, SS, 全窒素が顕著であることから, 同時期は代かきによる落水が排水路に相当量流入しているものと考えられる。田植え期を除いては, ほぼ一定の値であった(表3)。

田面水の水質は, 水田Aの9月3日を除いて, 用水と同程度, 若しくは, それ以下の値であった(表4)。

落水の水質は, 代かき時(5月17日)が非常に高く, SSが2,000 mg/l, 全CODが320mg/lで, それに伴って全窒素, 全窒素の値も高くなった(表4)。代かき時の落水は, 水田土壌のほかに元肥の一部流出をも反映していると考えられる。

また, 7月の落水は, 台風による増水と除草剤散布(7月4日)によるものであるが, 代かき時よりも溶解性CODが高く, 黄色を呈していた。7月は, 田面水の水温が高い上に, 稲による成長が活発に行われている時期であることから, 腐植のような土壌有機物が溶出又は分解していることをうかがわせた。

3.3 窒素及び磷の物質収支

耕作期間における窒素及び磷の物質収支を把握するため, 水田Bにおいて用水, 降水及び肥料を流入負荷, 落水, 浸透及び収穫を流出負荷として収支を試みた(図3)。

表4 田面水及び落水の水質 (mg/l)

区分	項目	田面水			落水	
		6/21	8/1	9/3	5/17	7/4
水田A	SS	4	5	120	2,000	44
	全COD	4.2	3.9	17	320	41
	溶COD	2.9	2.7	3.4	6.4	32
	全窒素	1.8	1.4	2.4	17	1.5
	全磷	0.05	0.05	0.27	11	0.28
水田B	SS	5	2	33	760	5
	全COD	4.1	5.0	8.6	73	23
	溶COD	3.1	2.9	3.3	3.7	22
	全窒素	1.8	1.7	1.9	6.8	0.81
	全磷	0.04	0.07	0.13	1.0	0.08
水田C	SS	4	2	25	1,300	14
	全COD	4.5	3.5	6.0	120	21
	溶COD	3.2	2.7	3.7	4.6	20
	全窒素	1.6	1.5	1.7	9.1	0.83
	全磷	0.04	0.04	0.07	0.75	0.08

単位: kg/10 a

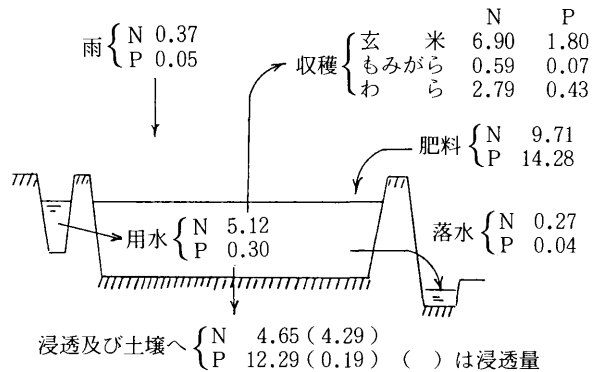


図3 水田Bにおける窒素及び磷の収支

表3 用水の水質

項目	(mg/l)								
	5/7	5/8	5/9	5/14	5/16	6/5	7/16	8/9	9/3
SS	170	93	44	33	37	12	20	17	9
全COD	10	8.5	5.6	6.0	6.0	4.5	3.7	5.5	4.2
溶COD*	3.9	3.5	2.4	2.6	2.8	2.7	2.4	2.8	3.0
全窒素	2.1	1.8	1.9	2.1	2.0	1.7	1.3	—	1.5
全磷	0.19	0.15	0.09	0.13	0.12	0.04	0.05	—	0.04

* : 溶解性COD

表 5 大気降下物の栄養塩負荷測定結果

地点：又木戸ダム（新郷村）

調 査 期 間	57. 6 . 15	7 . 13	8 . 16	9 . 16	10 . 12	11 . 10		
	7 . 13	8 . 16	9 . 16	10 . 12	11 . 10	12 . 15		
日 数 (日)	28	34	31	26	29	35		
貯 水 量 (l)	3.50	8.13	12.10	1.22	4.92	9.67		
降 水 量 (mm)	50	18	275	17	71	140		
不溶解性物質 (g)	0.0825	0.0821	0.1166	0.0613	0.1086	0.1720		
pH	4.9	5.2	5.1	5.3	5.4	5.0		
溶解性COD (mg/l)	—	—	—	—	—	—		
COD降下量 (kg/km ² ・期間)	—	—	—	—	—	—		
COD降下量 (kg/km ² ・30日)	—	—	—	—	—	—		
アンモニア性窒素(mg/l)	0.40	0.44	< 0.01	0.10	0.12	0.09		
亜硝酸性窒素(mg/l)	0.001	0.001	0.001	< 0.001	0.006	< 0.001		
硝酸性窒素(mg/l)	0.17	0.21	0.11	0.27	0.31	0.11		
溶解性有機態窒素(mg/l)	0.13	0.14	< 0.05	0.31	0.08	< 0.05		
懸濁性有機態窒素(mg/l)	0.04	0.05	0.04	0.16	0.14	0.02		
全 窒 素(mg/l)	0.74	0.84	0.15	0.84	0.65	0.22		
窒素降下量 (kg/km ² ・期間)	37.6	99.2	26.3	14.9	47.2	30.9		
窒素降下量 (kg/km ² ・30日)	40.3	87.6	27.2	17.1	48.8	26.5		
溶解性全磷 (mg/l)	0.011	0.038	0.007	0.015	0.048	0.003		
懸濁性全磷 (mg/l)	0.009	0.013	0.004	0.012	0.024	0.003		
全 磷 (mg/l)	0.020	0.051	0.011	0.027	0.072	0.006		
磷降下量 (kg/km ² ・期間)	1.01	6.02	1.93	0.47	5.15	0.84		
磷降下量 (kg/km ² ・30日)	1.09	5.31	1.87	0.55	5.32	0.72		

調 査 期 間	58. 4 . 13	5 . 16	6 . 10	7 . 5	8 . 11	9 . 13	10 . 26	11 . 24
	5 . 16	6 . 10	7 . 5	8 . 11	9 . 13	10 . 26	11 . 24	12 . 21
日 数 (日)	33	25	25	27	33	43	29	27
貯 水 量 (l)	3.20	9.01	12.27	15.05	17.50	10.35	1.60	4.87
降 水 量 (mm)	46	131	178	218	254	150	23	70
不溶解性物質 (g)	0.3809	0.1924	0.0710	0.1696	0.1110	0.1582	0.1309	0.1505
pH	5.6	5.2	5.2	6.0	5.9	5.5	5.1	5.1
溶解性COD (mg/l)	6.0	1.4	0.8	3.2	2.5	1.2	4.4	3.2
COD降下量 (kg/km ² ・期間)	279	183	142	700	636	180	102	226
COD降下量 (kg/km ² ・30日)	253	220	171	778	578	125	105	251
アンモニア性窒素(mg/l)	0.25	0.25	0.23	0.28	1.00	0.09	0.26	0.10
亜硝酸性窒素(mg/l)	0.006	0.002	0.002	< 0.001	0.002	< 0.001	< 0.001	< 0.001
硝酸性窒素(mg/l)	0.85	0.18	0.13	0.12	0.10	0.10	0.21	0.13
溶解性有機態窒素(mg/l)	0.41	< 0.05	< 0.05	2.83	1.40	0.05	0.49	0.27
懸濁性有機態窒素(mg/l)	0.56	0.17	0.03	0.17	0.21	0.07	0.30	0.14
全 窒 素(mg/l)	2.07	0.60	0.39	3.40	2.71	0.31	1.26	0.64
窒素降下量 (kg/km ² ・期間)	96.3	78.6	69.5	744	689	46.6	29.3	45.3
窒素降下量 (kg/km ² ・30日)	87.5	94.3	83.4	826	626	32.5	30.3	50.3
溶解性全磷 (mg/l)	0.009	0.001	0.001	0.139	0.109	0.012	0.026	0.015
懸濁性全磷 (mg/l)	0.109	0.021	0.004	0.014	0.771	0.018	0.107	0.144
全 磷 (mg/l)	0.118	0.022	0.005	0.153	0.880	0.030	0.133	0.159
磷降下量 (kg/km ² ・期間)	5.49	2.88	0.89	33.4	223	4.51	3.09	11.2
磷降下量 (kg/km ² ・30日)	4.99	3.45	1.07	37.2	203	3.14	3.20	12.5

降水による窒素、磷の負荷は、又木戸ダム（新郷村）において、デポジット法で実施した雨水調査の結果（表5）を用いた。

浸透量は、毎日の水位測定から降水と蒸発散量を引いた値に水質を乗じた。施肥量及び収穫量については表6の値を用いた。

その結果、窒素の流入負荷の7割が施肥、次いで用水で、降水はほとんど関与しなかった。逆に、流出負荷の大半は収穫によるものであり、約7割が水稻に吸収利用された形となった。

一方、磷の流入負荷は9割が施肥で占められており、用水及び降水はほとんど関与しなかった。また、磷の流出負荷は窒素と異なり、2割程度しか収穫に利用されなかった。磷は窒素に比較し、浸透量が非常に少ないことから、その大半は耕作土壤に吸着、保持されていると考えられる。

3.4 水田からの汚濁負荷量

毎日の水管理の中で、汚濁負荷の原因となる落水は、今回のケースでは、代かき、台風、除草剤散布時の3回と少なかった。

3試験田の平均値は、代かき時に窒素0.39kg/10a、磷0.15kg/10a、全COD5.99kg/10a、台風及び除草剤散布時に窒素0.05kg/10a、磷0.01kg/10a未満、全COD1.24kg/10aとなり、そのほとんどは代かき時の負荷で、河川の窒素及び磷濃度等に対し一時的な影響を与えることが予想される。

3.5 環境水質に及ぼす水田の影響とその対策

代かきを除く耕作期における汚濁物質の収支をみると、

水田は汚濁物質を貯留する結果となったので、浄化機能を有していると考えられる。

しかし、代かき時の落水は、一時的にかなりの汚濁源となり得る。その影響は、小川原湖へ流入する砂土路川、中津川のような流域に水田の多い河川で観測され、窒素、磷及び全CODの濃度が高くなっているのがわかる（図4、図5）。

したがって、水田からの汚濁負荷量低減対策として、代かき時の落水を循環又は再利用し、環境への流出を少なくする水管理の徹底を図ること、田植え時の施肥を土壤中に深く注入し、肥料成分の流出を防ぐことなどがあげられよう。

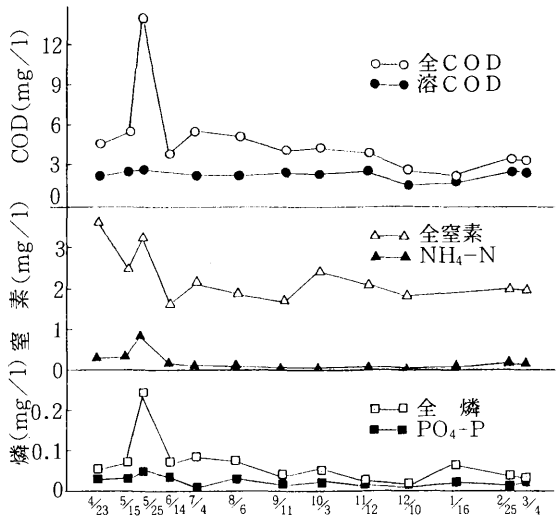


図4 砂土路川の水質経月変化（昭和59年度）

表6 施肥量及び収穫量

区分	収		穫		施肥量 (kg/10a)				
	収穫 (kg/10a)	比率 (%)	窒素 (mg/g)	磷 (mg/g)	元肥 窒素	元肥 磷	追肥 窒素	追肥 磷	
水田A	玄米	576	46.6	11.8	3.2	8.57	14.3	1.14	0
	もみがら	144	11.6	4.2	0.42				
	わら	517	41.8	5.8	1.0				
	土壤	—	—	3.8	1.5				
水田B	玄米	580	46.9	11.9	3.1	8.57	14.3	1.14	0
	もみがら	150	12.1	3.9	0.49				
	わら	507	41.0	5.5	0.84				
	土壤	—	—	2.5	1.3				
水田C	玄米	574	46.4	11.6	3.3	8.64	14.4	1.15	0
	もみがら	152	12.3	4.1	0.61				
	わら	511	41.3	5.8	0.86				
	土壤	—	—	2.2	1.2				

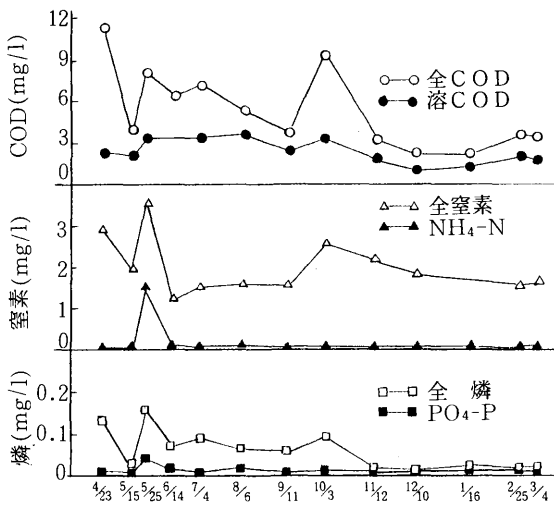


図5 中津川の水質経月変化(昭和59年度)

4 ま と め

- 1) 試験田における水収支はほぼ一致した。流入量の大半は用水, 流出量の大半は浸透で占められていた。
- 2) 代かきに伴う落水時の水質は, SS, 全CODが非常に高く, それに伴って窒素, 磷も上昇するところから, 一時的に環境の汚濁源となり得る。
- 3) 水田における窒素及び磷の物質収支を試みた結果, 窒素は約7割が作物として収穫された。一方, 磷はほとんど土壤中に集積され, 作物には2割しか利用されなかった。
- 4) 水田からの汚濁負荷量は, 代かき時に環境への流出を少なくする水管理を徹底するとともに, 田植え時の施肥を土壤中に深く注入することなどによって, かなり低減できるものと考えられる。

文 献

- 1) 田淵俊雄: 田畑における栄養物質の挙動, 用水と廃水, 27(4), 10-15 (1985)
- 2) 国松孝男: 農耕地からのN, P負荷(その1), 環

境技術, 14(1), 114-119 (1985)

- 3) 国松孝男: 農耕地からのN, P負荷(その2), 環境技術, 14(2), 195-202 (1985)
- 4) 高村義親, 田淵俊雄, 張替泰, 大槻英明, 鈴木誠治, 久保田治夫: 水田の物質収支に関する研究(第2報) 新利根川流域の湿田およびリンの収支と排出について, 日本土壌肥科学雑誌, 48(9, 10), 431-436 (1977)
- 5) 高村義親, 田淵俊雄, 張替泰, 西村伸夫, 大槻英明, 久保田治夫, 鈴木誠治, 大崎和三: 水田の物質収支に関する研究(第3報) 霞ヶ浦流域の乾田における窒素およびリンの収支と排出について, 日本土壌肥科学雑誌, 50(3), 211-216 (1979)
- 6) 国松孝男, 中村久郎, 金木亮一: 処理水の水田還元一希釈液肥カンガイにおけるNH₄-NおよびNO₃-N濃度と水田のN収支一, 農土誌48(11), 11-18 (1980)
- 7) 牧野宏, 野崎隆夫, 篠崎光夫: 窒素化合物における大気と水質汚染の関連性一水田における窒素収支について一, 神奈川県公害センター年報, 10, 50-59(1978)
- 8) 前川勉, 尾嶋勉, 八木光行, 加藤賢二, 青木啓子, 田川専照, 塩谷勝夫: 水田による河川水質への影響(有機物・窒素・リンの流出), 福井県公害センター年報, 6, 252-266 (1976)
- 9) 中村栄一, 田中宏明, 小森行也: 汚泥負荷の原単位に関する調査, 土木研究所資料(昭和61年度下水道関係調査研究年次報告書集), 143-150 (1987)
- 10) 山本哲也: 水田からの汚濁負荷が河川水質に及ぼす影響(第1報)一ポット試験による浸透流出の検討一, 茨城県公害技術センター年報, 19, 200-207 (1986)
- 11) 田淵俊雄, 高村義親: 集水域からの窒素・リンの流出, 東京大学出版会, 75-129 (1985)
- 12) 奈良忠明, 小山田久美子, 今武純, 西沢睦雄: 富栄養に関する調査(その1) 小川原湖・姉沼について, 青森県公害センター所報, 4, 128-134 (1979)
- 13) 奈良忠明, 小山田久美子, 野田正志, 庄司博光, 野呂幸男, 早狩敏男, 田中稔, 山崎喜三郎, 佐藤信博: 汽水小川原湖の水質環境と植物プランクトン, 青森県公害センター所報, 7, 46-54 (1985)

湖沼の富栄養化状態指標の比較検討

Comparative Study on Trophic State Index in Lakes

手代森光仁・佐藤 信博・根岸 勝信
 奈良 忠明*・庄司 博光*・野呂 幸男**
 小山田久美子***・田中 貢****

1 はじめに

湖沼の富栄養化問題が各方面で論ぜられ、その機構解明・防止対策等のため種々の調査研究が行われている。しかしながら、富栄養化を示す定量的な物さしがはっきりしないため、今までの湖沼分類の多くは、貧栄養・中栄養・富栄養といった具合に大まかな分類方法をとっているにすぎない。近年、Carson,¹⁾によって透明度 (Secchi Dish Transparency, SD) から計算される富栄養化状態指標 (Trophic State Index, TSI) TSI (SD) が提案され、大槻らは我が国の主な24の調和型湖沼について調査し適応度を試みた。また、相崎ら³⁾はクロロフィルa濃度を基準とした富栄養化状態指標 TSI (Chl-a) を提案している。

今回、環境庁の委託を受けた青森県自然保護課からの依頼により昭和60年7月～9月に実施した青森県東部18湖沼について、富栄養化度による分類を試みたので報告する。

2 調査方法

2.1 調査時期

昭和60年7月～9月

2.2 調査地点

図1のとおり

2.3 調査項目

水温、透明度 (SD)、pH、DO、COD、SS、大腸菌群数 (E. Coli)、T-N、T-P、塩素イオン (Cl⁻)、DO飽和率 (DO%) の11項目について、湖心表層水を分析した。

また、下層水 (底泥から1m上層) について、水温、DO、DO%を分析した。

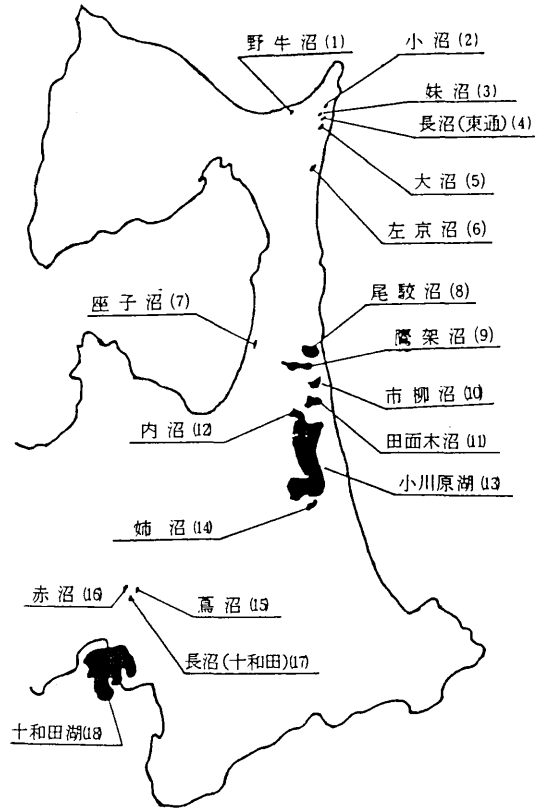


図1 調査地点

Mitsuhiro TESHIMORI, Nobuhiro SATOU, Katsunobu NEGISHI, *Tadaaki NARA, *Hiromitsu SYOJI (公害調査事務所), **Yukio NORO (青森県公害課), ***Kumiko Oyamada (八戸保健所), ****Kou TANAKA (八戸市公害対策課)

表1 各湖沼の調査データ

No	湖沼名	面積 kd	測定 月 日	水温 °C	pH	DO mg/l	COD mg/l	SS mg/l	大腸菌数 MPN/100ml	T-N mg/l	T-P mg/l	塩素イオン mg/l	透明度 m	DO飽和率 %	底泥1m層 DO%
1	野牛沼	0.03	8.22	24.0	7.5	8.2	4.4	14	2.0×10 ²	0.69	0.051	4,900	(0.4)	104	—
2	小沼	0.01	8.28	24.0	7.4	6.9	9.7	6	7.0×10 ²	0.52	0.030	40	1.3	84	30
3	妹沼	0.03	8.28	24.8	8.0	8.8	4.1	< 1	1.7×10 ²	0.20	0.003	25	3.5	108	111
4	長沼(東通)	0.04	8.26	27.0	8.2	8.5	3.6	< 1	6.4×10 ²	0.27	0.006	25	5.0	108	39
5	大沼	0.24	8.26	27.0	7.5	7.1	4.0	1	3.5×10 ³	0.25	0.006	31	4.5	90	45
6	左京沼	0.09	8.6	25.0	7.7	7.8	4.9	1	4.1×10 ³	0.28	0.015	29	2.5	96	35
7	座子沼	0.09	8.22	27.5	7.8	7.8	8.7	14	2.5×10 ³	0.72	0.045	44	0.8	100	97
8	尾駁沼	3.71	7.15	20.3	8.4	8.2	3.9	1	3.9×10 ³	0.20	0.015	5,850	4.0	98	97
9	鷹架沼	5.83	7.15	20.8	8.4	8.8	8.6	13	1.3×10 ³	0.91	0.063	35	1.0	101	97
10	市柳沼	1.71	7.17	21.0	9.2	9.3	23	30	7.3×10 ²	2.6	0.11	22	0.7	107	88
11	田面木沼	1.59	7.17	21.3	8.3	8.9	8.4	8	2.3×10 ²	0.53	0.053	39	1.5	103	88
12	内沼	0.97	8.7	27.3	9.1	9.9	6.0	7	1.6×10 ²	0.59	0.035	23	1.4	126	38
13	小川原湖	62.69	8.7	25.5	8.7	8.4	3.1	2	6.5	0.54	0.007	530	3.5	104	43
14	姉沼	1.60	8.7	27.8	8.3	8.7	7.4	5	7.0×10	0.71	0.049	24	1.3	111	74
15	葛沼	0.06	9.11	19.0	7.3	8.9	2.0	1	5.6	0.15	0.006	12	6.2	99	22
16	赤沼	0.05	9.9	21.0	4.9	8.0	< 0.5	< 1	2	0.12	< 0.003	9	16.5	92	93
17	長沼(十和田)	0.03	9.11	15.5	7.2	9.2	1.4	< 1	1.3×10	0.17	0.006	13	(1.0)	95	—
18	十和田湖	61.06	7.22	17.8	8.0	9.1	0.9	< 1	5.9	0.08	0.005	20	12.5	99	85

透明度の()は全透であることを示す

3 結果と考察

3.1 測定結果と各湖沼の特徴

この調査の対象湖沼は面積1ha以上の天然湖沼である。降雨が少なく調査時掲水状態にある湖沼が多かった。面積では小川原湖と十和田湖が飛び抜けて大きく、鷹架沼、尾駁沼、市柳沼、田面木沼、姉沼、内沼の順で続き、三沢市から六ヶ所村にかけ大平洋側に集中している。また、葛沼、赤沼、長沼(No17)、十和田湖の4湖沼は、湖面が標高400m以上のところに位置している。

測定結果のpHをみると、尾駁沼以外でpH 8.0を超えている湖沼ではDO飽和率が100%を超える過飽和の状態を示し、植物プランクトンによる生産活動が活発なことが予想される。特に市柳沼では湖水が緑色を呈し、COD 23mg/l、SS 30mg/lと高い値を示した。また、酸性湖として知られる赤沼のPHは4.9であった。

夏期成層期の深水層酸素量が富栄養化の目安になると言われており、今回の調査で下層水のDO飽和率が50%以下で明らかに躍層を形成している湖沼は、小沼、長沼(No4)、大沼、左京沼、内沼、小川原湖、葛沼の6湖沼であった。これらの湖沼は多少なりとも底泥に有機物を含み、ある程度富栄養化された湖沼であると推定される。

3.2 T-N、T-P及びSDの関係

植物プランクトンは増殖するため、体組成に近い比でN、Pを体内にとり込むことが知られている。この比は10:1~25:1の範囲にある。⁴⁾ 図2に示すように7割の湖沼でこの関係を満たしている。残り3割の湖沼のうち長沼(No4)、大沼、小川原湖は、下層水におけるDO飽和率が50%以下で躍層を形成していることが影響していると思われる。しかし、これらの湖沼は植物プランクトンの増殖に対しPが制限因子となっていると考えられ、今後人為汚染によるPの流入が富栄養化を助長する懸念がある。pHが4.9の赤沼は、酸性湖という特殊な立地条件によるものであろう。図2中のI~VIの数字は、湖沼の窒素及びリンに係る環境基準の数値を適用したものである。これによって湖沼の富栄養化度を5~6のグループに分けることができる。例えば、I~IIの領域が貧栄養湖、III~IVが中栄養湖、IV~Vが富栄養湖、VIが過栄養湖という分類である。

また、湖水中のN、P量と植物プランクトン量との間には密接な相関関係があり、植物プランクトン量とSDの間にはきれいな逆相関関係が成り立つ⁴⁾ことが知られている。今回の分析項目に植物プランクトン量を示すもの(例えばChl-a)がないため、そのかわりとしてSDとT-N、SDとT-Pの関係をみた(図3、4)。予想どおりき

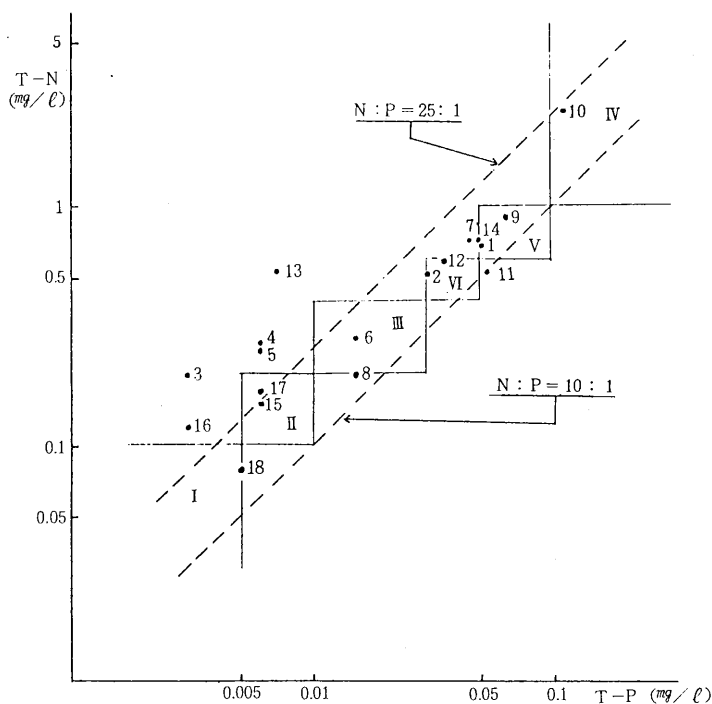


図2 T-NとT-Pの関係

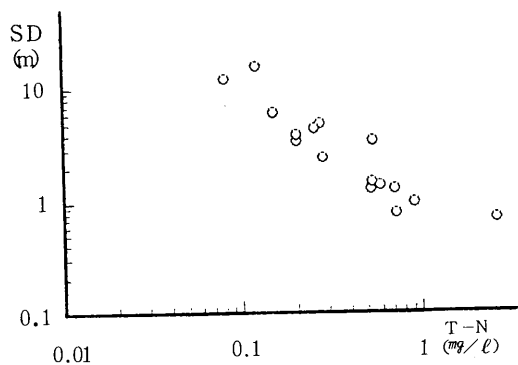


図3 SDとT-Nの関係

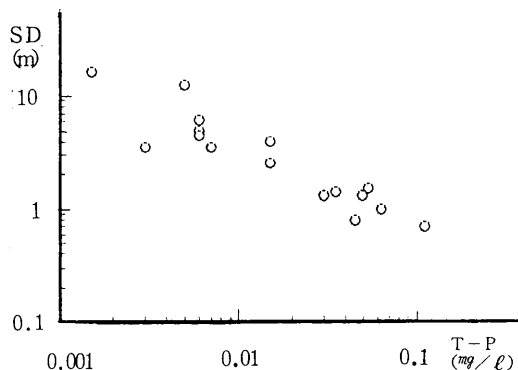


図4 SDとT-Pの関係

れいな相関がみられ、間接的に Chl-a と N, P との間に量的関係が成立することがわかる。これらのことから, N, P 量をもって富栄養化度の判定を試みるのも 1 つの方法として有効であろう。

3.3 主成分分析結果

表層水分析項目のうち, 季節要因及び地域特性に左右される水温, その水温と密接な関係にある DO, また汽水湖がいくつかあるので塩素イオン, それに湖沼特性の大きい pH を除いた 7 項目について主成分分析^{5,6)}を行った。

第 1 主成分 Z₁ は, COD, SS, T-N, T-P と高い正の相関, SD と負の相関があることから, 汚濁の程度を示す因子と考えられる。ただし, 第 1 主成分区と SD との相関はそれほど強くなかった。野牛沼及び長沼 (No17) の SD が全透であり, 実際より低い値のまま計算されたことが影響しているであろう。また, 第 2 主成分 Z₂ は大腸菌群数と正の相関, DO 飽和率と負の相関があること

から, 生物活動に伴う有機物の分解を示すものと思われる。

これら第 1 主成分 Z₁ と第 2 主成分 Z₂ の寄与率を加えると 78.7% となる。このことは, Z₁ と Z₂ の 2 成分をもって上記測定 7 項目については 8 割方説明することができることを示している。

3.4 Z 因子得点と TSI

因子得点による湖沼の順位づけ⁷⁾と同じ手法を用い, 各湖沼の Z 因子得点を求め, 得点の少ない順に並べたのが表 3 である。この得点は各湖沼のデータを平均 0, 分散 1 に基準数値化し, これと因子負荷量の積を総和したものである。SD を除く 6 項目の因子負荷量は正であるので, これらの数値が高ければ得点も高くなり, 汚濁の度合も大きくなる。また, SD の因子負荷量は負であるので, SD が大きくなれば得点は低くなり, 汚濁の度合は小さくなる。参考として, Carlson¹⁾ が提唱した富栄養化状態指標 (TSI) の値も示した。なお, この値は次の計算式により求めた。

$$TSI (SD) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln (SD)}{\ln 2} \right)$$

$$TSI (T-P) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln (48/T-P)}{\ln 2} \right)$$

因子得点を求めた結果、清澄な湖沼として上位にランクされた 4 湖沼は南八甲田に位置する湖面標高 400 m 以上の湖沼で、人為汚染の影響が少ない場所にある。しかし、鳶沼に関しては調査時躍層が認められ、下層水の DO 飽和率は 22.2 % で富栄養化が進行している疑いがある。また、十和田湖はここ数年来ワカサギの異常繁殖、透明度の低下等が指摘され、観光客の増加に伴う汚濁の進行が危惧されている。

それに続くグループとして、尾駮沼以下因子得点がマイナスの 6 湖沼が続く。先の 4 湖沼を貧栄養湖とすれば、これら 6 湖沼は中栄養湖に分類されるであろう。ただし、TSI (SD) と TSI (T-P) を比較すると、小川原湖、姉沼、大沼で極端に TSI (T-P) が低い。平常時より P の値が低かったのか、元々低いのかはわからないが、循環期のデータが欲しい所である。一般に、我が国の湖沼の循環期は春秋 2 回で、この循環期最後の時が表層における栄養塩大となる。これ以後、植物プランクトンの増殖によって無機栄養塩がとり込まれ、植物プランクトンの死とともに一部は深層へと沈降し表層水中の栄養塩類はしだいに減少していく。このため、夏期に測定された今回のデータは、見かけ上富栄養湖を貧栄養湖のように見せる可能性がある。以上のことから、今回の調査で富栄養化度を TSI (T-P) によって判定するのは非常に危険である。むしろ、TSI (SD) を基準に判断するのが、最も簡便で確実な方法であると言える。

小沼以下は因子得点がプラスで、18 湖沼の中で比較的汚濁の進んだ湖沼である。栄養度でいうと鷹架沼までの 7 沼は富栄養湖、市柳沼は因子得点 6.25 が示す通り過栄養湖となるであろう。これらの湖沼は TSI 得点による分類ともよく一致する。

このように、多数の分析項目を主成分分析して得られる因子得点から、湖沼の富栄養化度を連続的に評価・判断できる。しかし、欠測値があると因子得点を求めることができないこと、因子得点はあくまでインプットされた湖沼内での相対的な数値にすぎないことの二つが最大の欠点である。一方、TSI (SD) は水深が浅く全透の湖沼には適用できないし、TSI (T-P) は湖沼の状態、季節による変動が大きい。また、P の分析精度がそれほど高いとはいえず、TSI (T-P) の適用にはもう一桁の分析精度が望まれる所である。

4 ま と め

- 1) 多くの湖沼で N : P 比が 10 : 1 ~ 25 : 1 の範囲にあり、N、P の濃度関係から湖沼の富栄養化度をいくつかのグループに分けることができる。
- 2) SD と T-N、SD と T-P それぞれに逆相関係

表 2 主成分分析結果

成 分	Z ₁	Z ₂
COD	0.94 (0.45)	-0.05
SS	0.94 (0.45)	-0.15
F. Coli	0.59 (0.28)	0.70
T-N	0.93 (0.44)	-0.24
T-P	0.96 (0.45)	-0.13
SD	-0.66 (-0.31)	-0.43
DO%	0.32 (0.15)	-0.56
固 有 値	4.46	1.05
累積寄与率%	63.7	78.7

() 内は因子負荷量

E. Coli は対数変換して計算

表 3 Z の因子得点と TSI

湖 沼 名	Z の因子得点	TSI (SD)	TSI (T-P)
赤 沼	-3.04	19.6	20.0
十 和 田 湖	-2.47	23.6	27.4
鳶 沼	-1.85	33.7	30.0
長沼 (十和田)	-1.48	-	30.0
尾 駮 沼	-1.15	40.0	43.2
小 川 原 湖	-1.09	41.9	32.2
妹 沼	-0.95	41.9	20.0
大 沼	-0.90	38.3	30.0
長 沼 (東通)	-0.85	36.8	30.0
左 京 沼	-0.40	46.8	43.2
小 沼	0.42	56.2	53.2
姉 沼	0.79	56.2	60.3
内 沼	0.81	55.1	55.4
田 面 木 沼	0.96	54.1	61.4
野 牛 沼	1.40		60.9
坐 子 沼	1.63	63.2	59.1
鷹 架 沼	1.92	60.0	63.9
市 柳 沼	6.25	65.1	72.0

が成り立つ。

- 3) 主成分分析の結果、汚濁の程度を示す因子として COD, SS, T-N, T-P, SD の 5 項目が挙げられる。
 - 4) TSI (SD) により湖沼の富栄養化度を判断するのが、最も簡便で確実な方法と思われる。また、主成分分析の結果求められる因子得点から湖沼の富栄養化度を連続的に判定できる。
 - 5) 因子得点による分類から、最も清澄な湖沼として赤沼、最も汚濁の進行している湖沼として市柳沼が選ばれた。
- 1) Carlson, R. E: A trophic state index for lakes, Limnol. Oceanogr., 22, 361 - 369 (1977)
 - 2) 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣・福島式彦: カールソン富栄養化状態指標の我国調和型湖沼群への適応性の検討とその問題点, 国立公害研究所報告, 23, 3 - 12 (1981)
 - 3) 相崎守弘・大槻 晃・福島武彦・河合崇欣・細見 正明・村岡浩爾: 修正カールソン富栄養化状態指標の日本湖沼への適用と他の水質項目との関係, 国立公害研究所報告, 23, 13 - 31 (1981)
 - 4) 日本水質汚濁研究協会編: 湖沼環境調査指針 222 - 236 (1982)
 - 5) 奥野忠一・久米 均・芳賀敏郎・吉沢 正 多変量解析法, 日科技連 (1971)
 - 6) 高橋昭則: マイクロコンピュータによる多変量解析法, 青森県公害センター所報, No. 5 54 - 71 (1982)
 - 7) 今 武純・鹿原正志・関野正義・奈良忠明・小山田久美子・野田正志・田中稔: 富栄養に関する調査 (その 3) 35 - 39 (1982)

鷹架沼の富栄養化

Eutrophication of Lake Takahoko

対馬 和浩・工藤 健・柘木田むつみ
手代森光仁・奈良 忠明*・庄司 博光*

1 はじめに

鷹架沼は、青森県内で第4位の面積をもつ湖沼(淡水、富栄養湖)であるが、むつ小川原地域大規模開発計画でむつ小川原港の内港区となる予定であったことから、海域(C類型)として環境基準が設定されている。このため、昭和60、61年度のCODが環境基準を超えて全国ワースト1の海域であると報道された。著者らは鷹架沼の現状と汚濁機構を解明するために調査を行い、若干の知見を得たので報告する。

2 鷹架沼の概要

鷹架沼は南北半島のつけ根にあたる上北郡六ヶ所村にあり、東西に長く中央部でややくびれた浅い湖沼で、西から戸鎖川、室ノ久保川、前川の3河川が流入している。南北は台地が広がり、西部の河川沿いにわずかの平地がある。東部は低地で、狭い水路が防潮水門を経て太平洋に続いている(表1、図1、2)

表1 鷹架沼の概要¹⁾

項目	測定値
水面標高	1.0 m
面積	5.83 km ²
最大水深	7.0 m
平均水深	2.69 m
容積	0.0141 km ³
湖岸線延長	21.06 km
水表面層0m	26.5 °C
温底層6m	23.0 °C
結氷	有(1~2月)
流入河川数	3
流出河川数	1

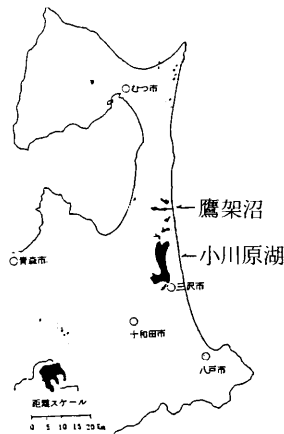


図1 位置図

3 調査方法

当所では、鷹架沼については昭和49年度から、戸鎖川、室ノ久保川については昭和50年度から水質測定を行っているので、これらの調査結果²⁾を用いて解析した。また、発生源の立入調査は主として昭和62年1月に実施した。

4 調査結果及び考察

4.1 鷹架沼の水質

鷹架沼の入口③地点は比較的流量の多い戸鎖川、室ノ久保川の影響を受けやすい。春~夏期にかけて、河川の影響がCODが上昇するにつれて③地点のCODも上昇し7月頃に最大になる(図3)。中央②、出口①地点ではCODの上昇は遅く9月頃に最大となり、河川の影響が少ないと考えられる。富栄養化の状況を把握するため、主として出口①、中央②地点に着目して解析した。

昭和50年~61年のCODは、出口①、中央②地点では3.4~9.2(平均6.2)mg/lで、季節による変動が大き

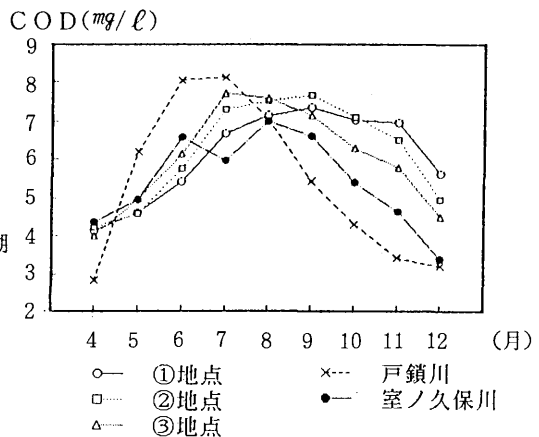
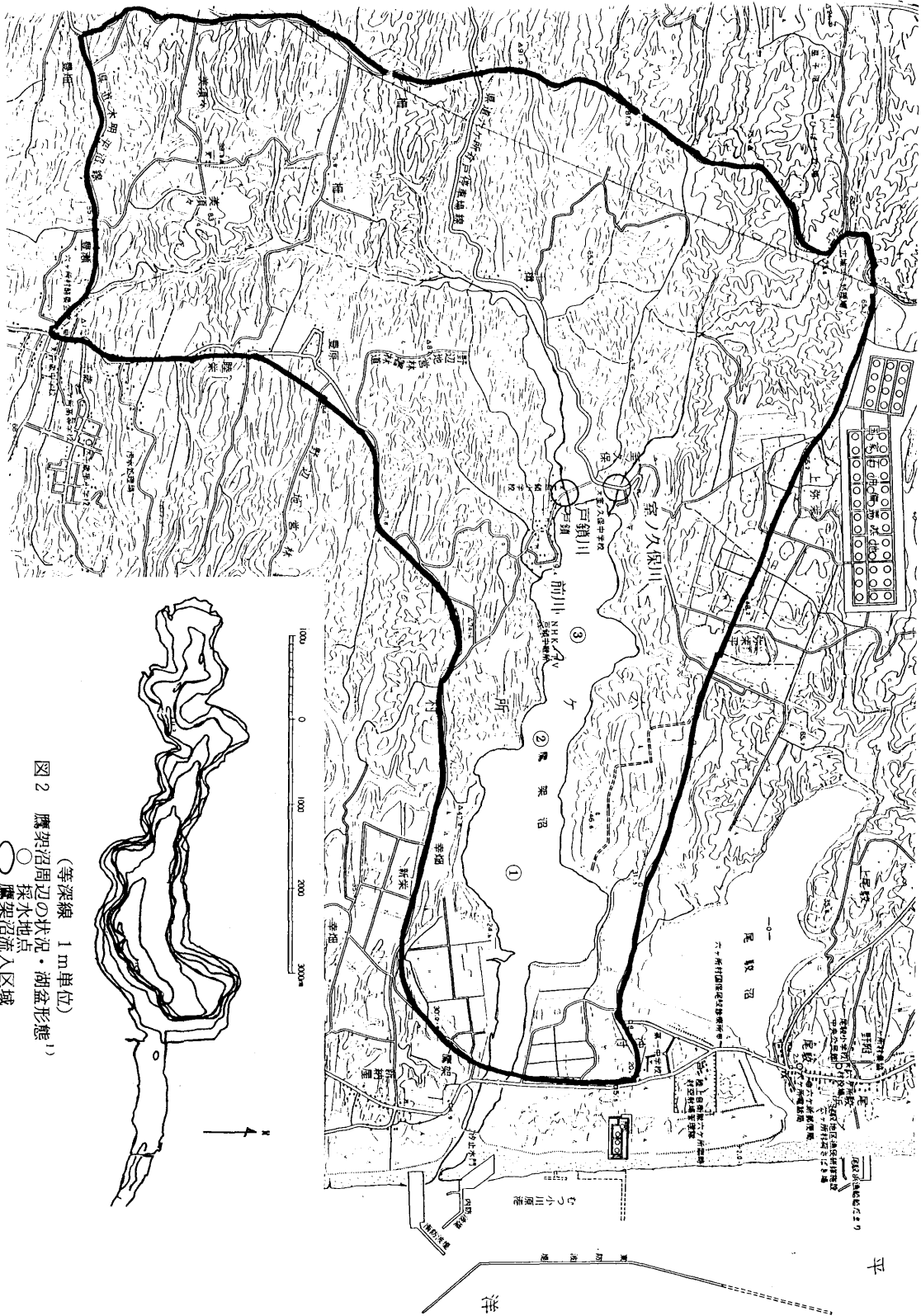


図3 CODの地点別経月変化
(昭和49-62年平均)

図2 鷹架沼周辺の状況・湖盆形態
 (等深線 1m単位)
 ○ 採水地点
 ○ 鷹架沼流入区域



く、植物プランクトンが増殖する夏～秋期にかけて最大になる(図4)。この季節は、植物プランクトンの光合成によると考えられるPHの上昇がみられる。

鷹架沼では、植物プランクトンの指標であるクロロフィルaとCODの相関関係が成立している(図5)。これから、 $(COD\text{mg}/\ell) = 1.61(\text{クロロフィルa}\mu\text{g}/\ell) + 4.56$ ($r = 0.68, N = 46$) の関係式をみちびいて、植物プランクトンによるCOD(内部生産のCOD)を見積った(図4)。周辺に大きな汚濁源がないので、内部生産のCODは夏～秋期にかけて全体の約5割を占めるようになる。この季節のCODは植物プランクトンの増殖に支配されている。

また、植物プランクトンの増殖因子である窒素・リンは、それぞれ $0.14 \sim 1.2$ (平均 0.46) mg/ℓ , $0.019 \sim 0.13$ (平均 0.045) mg/ℓ であり、CODと同様に夏～秋期にかけて高くなる傾向がみられた。

CODの経年変化は、出口①地点では増加傾向を示しているが、中央②地点では増加傾向が見られない(図6)。これは中央②地点においても流入河川のCODの影響が若干残るためであると考えられる。しかし、流入河川の影響を受けにくい指標であるクロロフィルaは顕著に増加し(図7)、鷹架沼の富栄養化が進行しているものと考えられる。

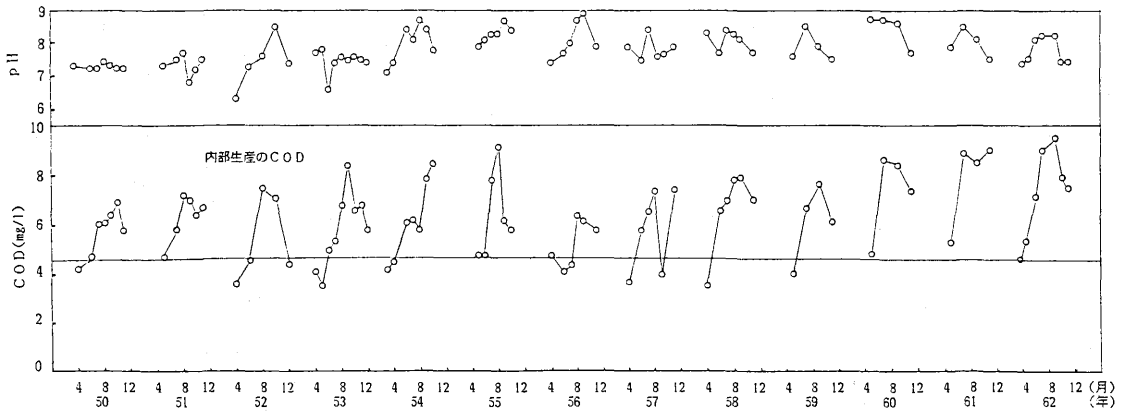


図4 CODの経月変化(出口①地点)

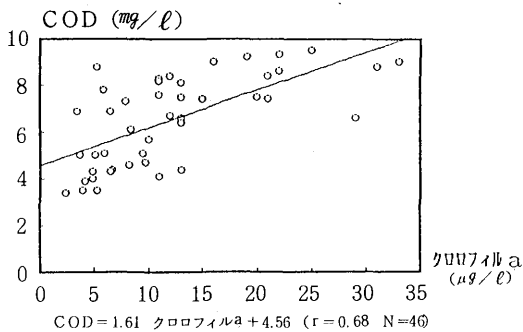


図5 CODとクロロフィルaの相関

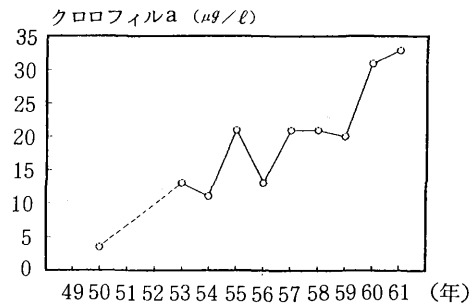


図7 クロロフィルaの経年変化(中央②地点, 夏期値)

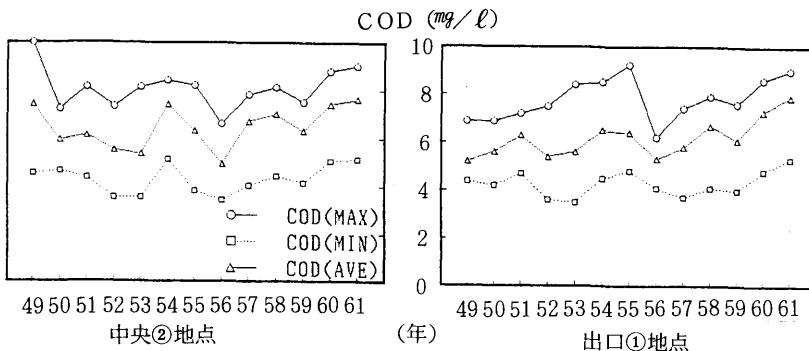


図6 CODの経年変化

溶存酸素は通年で飽和に近い測定値が報告されているが、出口①地点では昭和54年8月17日に表層で 8.5 mg/l 、5 m層で 1.8 mg/l の測定値が報告されている³⁾。昭和60年7月15日¹⁾は、表層で 8.6 mg/l 、5 m層で 8.6 mg/l と変化が見られないことから、条件（表層水温が 25°C 程度になる頃）によっては底層に貧酸素層が形成されると推定される。鷹架沼の富栄養化の状況を示す指標として興味深い。

塩素イオンは減少傾向を示している（図8）。鷹架沼東部の低地が開拓され、この農業用水確保のため昭和41年に防潮水門が完成した。このため、以前には西～中央東部で $0.25 \sim 0.83 \sim 0.84\%$ ⁴⁾であった塩素量が昭和61年には $33 \sim 36 \sim 36 \text{ mg/l}$ と減少し淡水化が進んでいる。しかし、昭和56年に塩素イオンが再び増加している。この時期はむつ小川原港の防波堤建設の時期と一致する。防波堤により潮流が変化し、湖口に砂が堆積しやすくなり、度々、湖口が閉塞した。湖口閉塞時は見かけの海水水位が上昇し、海水水位が 1.2 m を超えると水門から鷹架沼に海水が流入する。さらに、波によって海水が補給

されることで多量の海水が鷹架沼に流した（図9）。海水水位が 1.2 m を超えた昭和55年12月～56年1月に海水が鷹架沼に流入（図10）し、このため56年の出口①地点の塩素イオンは4～9月で $300 \sim 230 \sim 160 \sim 110 \sim 72 \text{ mg/l}$ となっている。また、海水の流入による希釈効果によってCOD、クロロフィルaが減少したと推察される。

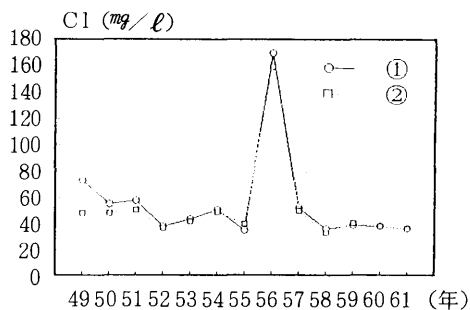


図8 塩素イオン平均値の経年変化

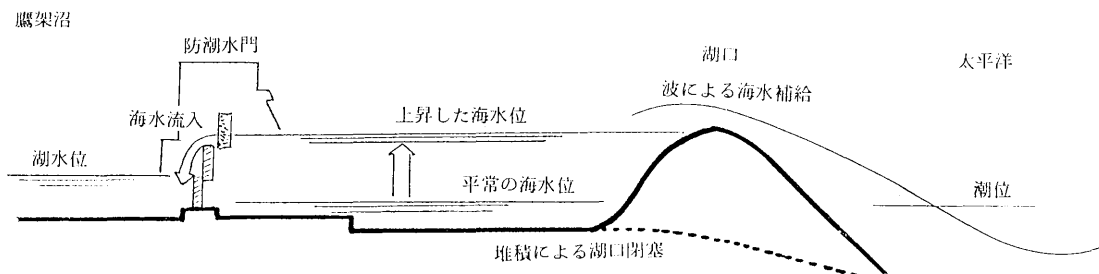


図9 湖口閉塞による海水流入の模式図

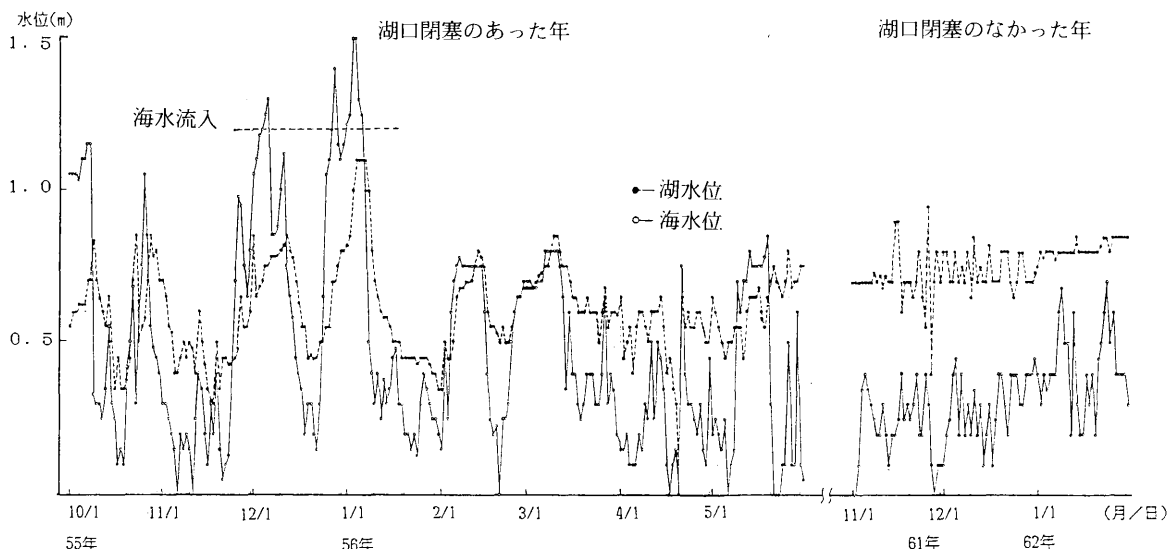


図10 海水位と湖水位の変動（上北土地改良事務所のデータ⁵⁾から抜粋）

4.2 流入河川の水質

比較的流量の多い戸鎖川、室ノ久保川の汚濁負荷量を計算した(表2)。両河川とも中小河川であり降雨によって著しく流量が増加し水質が悪化するため、採水日に降雨の影響があった昭和56、57年の汚濁負荷量が高くなっている。

なお、戸鎖川のCODは2.4~12mg/l、総窒素0.22~1.39mg/l、総リン0.019~0.23mg/lで、室ノ久保川のCODは3.2~13mg/l、総窒素0.19~1.62mg/l、総リン0.018~0.18mg/lを示し、変動が大きい。またCODの月別平均値は戸鎖川で6~7月、室ノ久保川で6、8月が最大であり、周辺の農地の影響が推察される(図3)。

4.3 鷹架沼の物質収支

河川の汚濁負荷量の影響を把握するため、湖容積と、流入水量・汚濁負荷量から物質収支を推定すると以下のようになる。ただし、流量の少ない前川は計算から除外し、流入水量と流出水量は同じとした。

(1) 水収支

- a 鷹架沼の容積 $1.41 \times 10^7 \text{ m}^3$
- b 流入河川の水量 $74.0 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{日}$
- 回転日数 $a/b = 190 \text{ 日}$

(2) COD収支

- c 中央・出口地点のCOD平均値 6.2 mg/l
(昭和53年~61年)
- d 流入河川の負荷 436 kg/日

回転日数 $a c / d = 200 \text{ 日}$

(3) 窒素収支

- e 中央地点の窒素平均値 0.46 mg/l (昭和52年~61年)
- f 流入河川の負荷 53.5 kg/日
- 回転日数 $a e / f = 121 \text{ 日}$

(4) リン収支

- g 中央地点のリン平均値 0.045 mg/l (昭和50年~61年)
- h 流入河川の負荷 5.38 kg/日
- 回転日数 $a g / h = 117 \text{ 日}$

鷹架沼の水とCODが流入河川により交換される日数は、それぞれ190日、200日と比較的長くほぼ同じ日数であることから、河川のCOD負荷による急激な汚濁は少ないと考えられる。しかし、植物プランクトンの増殖因子である窒素、リンの回転日数は水収支より70日程度早く、流入する窒素、リンの約35%が湖沼内に蓄積する。また、冬期は水質測定を行っていないが、積雪で汚濁負荷が減少すると考えられるため、12月下旬~3月初旬の汚濁負荷がないものとするのと次のおりである。

(5) 窒素蓄積率

- i 流出窒素量 $b e \times 365 = 12459 \text{ kg/年}$
- j 流入窒素量 $f \times 286 = 15301 \text{ kg/年}$
- 蓄積量 $j - i = 2842 \text{ kg/年}$
- 蓄積率 18.5%

表2 河川から流入する汚濁負荷量の経年変化

項目	河川名	53年	54年	55年	56年	57年	58年	59年	60年	61年	平均
COD	戸鎖川	279	171	371	370	430	216	278	233	188	
	室ノ久保川	154	90	208	161	423	127	70.1	64.6	71.6	
	計	433	281	579	531	853	343	348	297	259	436
SS	戸鎖川	410	115	857	*3870	*7930	417	419	234	181	
	室ノ久保川	196	101	445	717	2510	155	72.8	61.2	222	
	計	606	216	1300	4580	10400	532	491	295	403	2091
総窒素	戸鎖川			22.0	47.0	83.9	20.1	38.7	19.4	21.7	
	室ノ久保川			14.5	13.3	67.9	8.29	4.87	6.47	6.20	
	計			36.5	60.3	151	28.3	43.5	25.8	27.9	53.3
総リン	戸鎖川	1.12		3.53	2.22	13.0	1.72	2.86	2.31	1.58	
	室ノ久保川	0.556		2.89	1.01	7.52	0.996	0.445	0.880	0.519	
	計	1.67		6.42	3.23	20.5	2.71	3.30	3.19	2.09	5.38
流量	戸鎖川	47.5	28.5	58.7	66.5	63.1	42.3	58.8	38.0	38.9	
	室ノ久保川	28.5	17.3	31.1	28.5	46.7	22.5	15.6	19.9	13.8	
	計	76.0	45.8	89.8	95.0	109.8	64.8	74.4	57.9	52.7	74.0

(単位： 負荷量 kg/日, 流量 千m³/日)

注* 昭和56年8月27日, 56年9月25日, 57年8月30日 降雨の影響

(6) リン蓄積率

$$k \text{ 流出リン量 } = bg \times 365 = 1215.4 \text{ kg/年}$$

$$l \text{ 流入リン量 } = h \times 286 = 1538.6 \text{ kg/年}$$

$$\text{蓄積量 } l - k = 323.2 \text{ kg/年}$$

$$\text{蓄積率 } = 21.0 \%$$

このモデルにおいても、窒素、リンの流入量の約20%が湖沼内に蓄積する。降雨によって流入負荷量が増加することを考慮すると、鷹架沼の現状は潜在的に内部生産が増加し富栄養化しやすい状況にあると推定される。

4.3 発生及び流出負荷量

昭和62年1月に実施した発生源の立入調査と既往調査による原単位から、鷹架沼流入域における現状のCOD発生及び流出負荷量を計算したところ、それぞれ892kg/日、237kg/日であった(表3)。昭和48年当時⁶⁾と比較すると、発生負荷量は約400kg/日増加しているが、流出負荷量は18kg/日の微増であった。発生負荷量は牛と豚によるものが多く、実態調査の結果、畜産系のし尿処理は大多数が牧草地への散布であることから、畜産系の流出負荷量が更に高くなると考えられる。また、河川

表3 COD発生及び流出負荷量とその割合

	昭和48年度		現在			
	発生負荷量	流出負荷量	発生負荷量	流出負荷量		
人口 ^① 人 kg/日	1769	33.7 (6.9)	33.7 (15.4)	994	19.0 (2.1)	19.0 (8.0)
牛頭 ^② 頭 kg/日	523	277.0 (57.1)	27.7 (12.6)	1121	594.0 (66.6)	59.4 (25.0)
豚頭 頭 kg/日	151	19.6 (4.0)	2.94 (1.3)	1092	141.0 (15.8)	21.2 (8.9)
工業 数 kg/日	2	0.5 (0.1)	0.5 (0.2)	2	0.5 (0.1)	0.5 (0.2)
水田 ^③ k m ² kg/日	2.55	30.6 (6.3)	30.6 (14.0)	1.17	14.0 (1.6)	14.0 (5.9)
牧草地 k m ² kg/日	0.017	0.2 (0.0)	0.2 (0.1)	0.017	0.2 (0.0)	0.2 (0.1)
畑 k m ² kg/日	4.10	49.2 (10.1)	49.2 (49.2)	4.10	49.2 (5.5)	49.2 (20.7)
山林 k m ² kg/日	36.6	73.2 (15.1)	73.2 (33.4)	36.6	73.2 (8.2)	73.2 (30.8)
その他 k m ² kg/日	10.6	1.0 (0.2)	1.0 (0.5)	12.0	1.2 (0.1)	1.2 (0.5)
合計 kg/日		485.0	219.0	892.3	237.9	

() はパーセント

注① 昭和48年度住民登録、六ヶ所村昭和61年1月現在、東北町昭和61年11月現在

② 家畜については、昭和48年度農林統計、昭和58年2月(六ヶ所村)昭和61年2月(東北町)現在

③ 土地利用については、昭和45年農業センサス、なお現在については、昭和59年(六ヶ所村)の水田面積を記載し、他の土地利用については昭和48年度と同じとした。

から流入する汚濁負荷量が表3の流出負荷量より200kg/日多く、鷹架沼への流達率(流入負荷量/流出負荷量)が1.83と高いことから、畜産系の流出率が0.2~0.3に高くなると推定される。この場合、流出率が0.2になると畜産系の流出負荷は全体の5割を占める。

また、鷹架内港区が開港され海水が導入された場合のCODは3mg/l以下になると推定されている⁷⁾が、現状は湖沼であるため、水質の改善は望めないと考えられる。

5 ま と め

鷹架沼は防潮水門の完成によって淡水化しているが、湖沼内に窒素・リン等栄養塩類が蓄積し、富栄養化が進んでいると考えられる。

また、汚濁負荷は畜産系を含む農業に起因するものが大きい。これからの汚濁源は散在しているため、汚濁負荷量を減少させることは容易でないと推定される。

文 献

- 1) 環境庁：第3回自然環境保全基礎調査、湖沼調査報告書、東北版(1)、2-60(1987)
- 2) 青森県：公共用水域測定結果、昭和49年度版~昭和61年度版
- 3) 青森県：第2回自然環境保全基礎調査、湖沼調査報告書、1-218(1979)、環境庁委託調査
- 4) 小久保清治、川村輝良：青森県上北湖沼群のプランクトンに就て、陸水学雑誌、14、2、35-65(1949)
- 5) 青森県上北土地改良事務所：発茶沢潮止堰堤内外水位月報原簿
- 6) 青森県：むつ小川原開発第2次基本計画に係る環境影響評価報告書、234(1977)
- 7) むつ小川原石油備蓄株式会社：むつ小川原石油備蓄に係る環境保全調査報告書、98(1980)

青森県南地域における道路粉じん調査（Ⅲ）

Composition of Dust around the Road in the South-East District of Aomori Prefecture (Ⅲ)

野田 正志・工藤 真哉・斉藤 輝夫
阿部 征裕*・鈴木 寿秋**

1 はじめに

冬期に積雪や路面凍結の起こる地方では、自動車の安全走行のため、スパイクタイヤが広く普及している。しかし、最近では、冬期間にみられる浮遊粉じん等の増加の要因に、スパイクタイヤが路面を削り取ることにあるのではないかと、各地で、スパイクタイヤの装着と道路粉じんとの関係を定量的に見るための調査が行なわれている^{1) 5)}。そして、スパイクタイヤ使用の禁止、自粛期間の設定⁶⁾やスタッドレスタイヤの使用推進など、行政側の対策もとられはじめている。また、最近では、メーカー側で、スパイクタイヤ製造中止も検討され出している⁷⁾。

こうした中で、当所においても、昭和58年から、道路粉じん調査を継続し、実態の検討をしてきたが^{8) 9)}、今回、これまでの調査結果をもとに、経年的に、道路粉じんの実態について検討したので報告する。

2 調査内容

2.1 調査期間

昭和58年10月～昭和62年12月

2.2 調査地点

八戸市内5地点、十和田市内1地点で行った(図1,表1)。

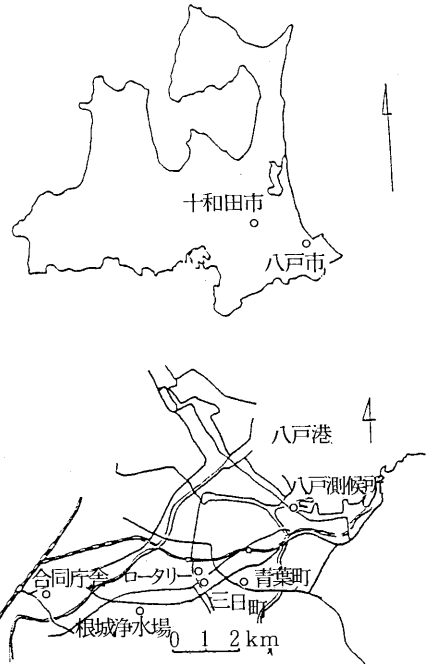


図1 調査地点

表1 調査地点の概要

地域	地点名	主要路線名	主要路線からの距離 (m)	採取高さ (m)	走行台数 ¹⁰⁾ (台/12hr)
八戸市	合同庁舎前	県道八戸百石線	3	1.2	5,300(推定)
	市庁前ロータリー	県道本八戸(停)線	1 ~ 2.5	1.2	9,001
	三日町交差点	国道 340 号線	0	2	9,890
	青葉町	国道 45 号線	4.7	1	23,518
	根城浄水場	市道 348 号線	300	1.2	—
十和田市	十和田タクシー前	国道 4 号線	0.7	1.2	7,833

Masashi NODA, Shinya KUDOU, Teruo SAITOU

* Yukihiro ABE (青森県公害課), **Toshiaki SUZUKI (八戸市公害対策課)

2.3 調査項目

気 象¹¹⁾: 降雪の深さ, 積雪日
 降下ばいじん: デポジットゲージ及びダストジャー
 浮遊粉じん: ハイボリウムエアサンプラー
 // (粒径分布): 同 上 (アンダーセントタイプ)
 浮遊粒子状物質: ローボリウムエアサンプラー及びβ線吸収法
 道路堆積土砂: 風乾後, 200メッシュの篩を通した
 道路周辺土壌: 同 上
 アスファルト舗装材: コアで採取後, メノウ乳鉢等で粉碎, 風乾後, 200メッシュの篩を通した
 自動車排気煙: ガソリン車 (主に乗用車), ディーゼル車 (主に大型貨物車) の排気筒よりブラシで集め, 風乾した
 燃 焼 ガ ス: 枯草の焼却中に, ハイボリで採取
 重 油 灰: 電気集じん機で捕集したものを採取
 スパイクタイヤ装着率: 駐車場及び信号待ちの車から計測

2.4 分析方法¹²⁾

ベンゼン抽出物: ソックスレー抽出後, 重量法
 マンガン, 鉄, 亜鉛: HNO₃-HClO₄-HF 分解後, 原子吸光法
 カルシウム: 同 上 (ランタン溶液添加)
 アルミニウム: 同 上 (N₂O-C₂H₂使用)
 チ タ ン: 同上 (鉄溶液添加後N₂O-C₂H₂使用)
 バ ナ ジ ウ ム: 同 上 (フレームレス使用)

3 結果及び考察

3.1 気 象

八戸測候所における降雪の深さ (月平均) は, 昭和59年度が最大で, 次いで, 60年度となっており, 特に59年

2月と61年2月は, 80cmを超えた。また, 舗装面の摩耗や粉じんの舞い上がりに関係があると思われる, 積雪のあった日の割合は, 59年1, 2月, 60年1月, 61年1月が特に高かった (図2)。

3.2 降下ばいじん

3.2.1 降下ばいじん量

デポジットゲージにより測定した降下ばいじん量 (不溶解性成分+溶解性成分) は (図3), 市庁前ロータリーにおいて, スパイクタイヤの装着がはじまる12月から増加しはじめるが, 1, 2月に, やや減少する。これらの月は, 積雪日の割合が高いことから, 路面の摩耗や路面からの舞い上がりか抑えられたものと思われる。また, 3月になると, スパイクタイヤの装着が高い割には, 積雪日の割合が低くなることから, どの年も, 降下ばいじん量が大きく, 特に, 61年3月は, 最高の52.17 (t/km²/月)であった。しかし, 59年度は, 3月の積雪日の割合が高かったこともあり, ピークは, 翌4月となっていた。

また, 青葉町における降下ばいじん量は, 市庁前ロータリーより全般的に高く, 62年2月の125.92 (t/km²/月)を最高に, 100 (t/km²/月)を超えた月が3回あった。そして, ロータリー同様, 積雪日の割合の高かった月の降下ばいじん量は, それほど増加していなかった。

次に, 降下ばいじん中の不溶解性成分の割合は, 5~11月は, 70~80%であるが, 降下ばいじん量の増加する12~4月は, 85~95%と高くなっており, スパイクタイヤにより削り取られたアスファルト舗装材の影響が考えられる。

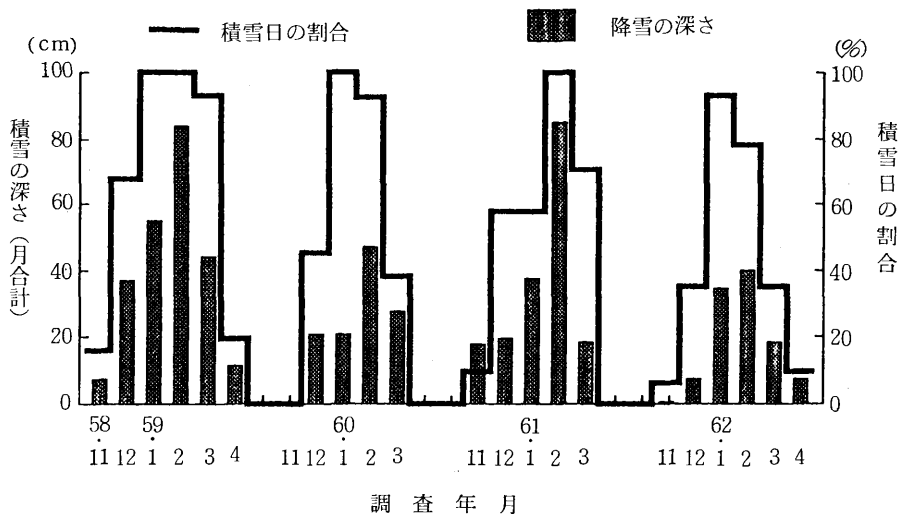


図2 気象概況 (八戸測候所)

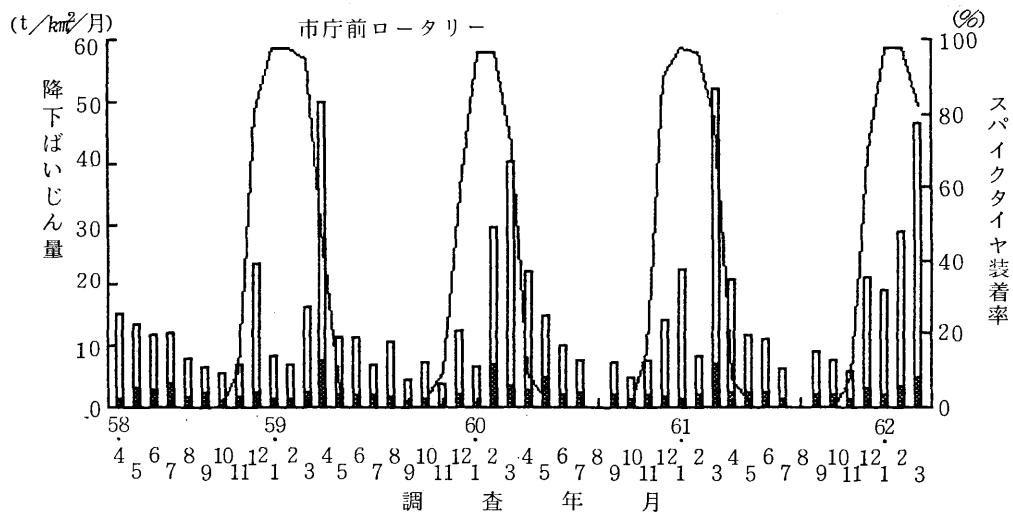
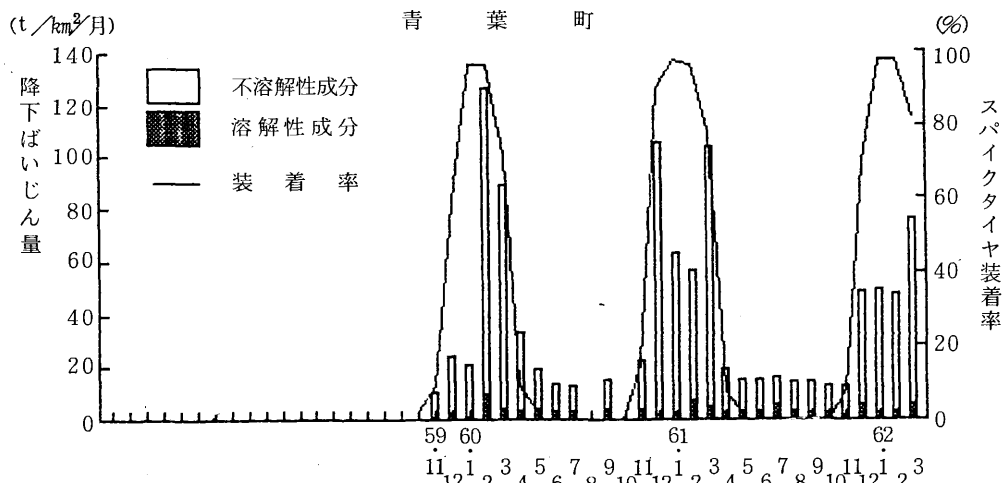


図3 スパイクタイヤ装着率と降下ばいじん量

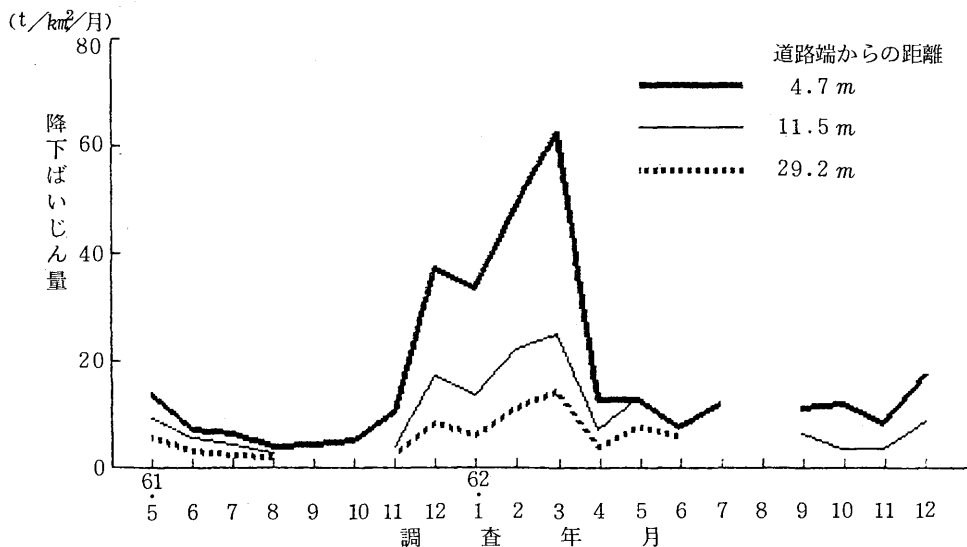


図4 距離減衰調査(合同庁舎前)

表2 合同庁舎における風向と割合

測定年月	61.5	6	7	8	9	10	11	12	62.1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
主風向	WSW	ENE	E	NE	-	SSW	SSW	WSW	SW	WSW	SW	WSW	WSW	ENE	SW	ENE	SW	SW	SW	SW
主風向の割合(%)	21.3	19.8	23.3	13.6	-	29.1	23.6	23.5	24.3	19.6	22.0	22.8	18.7	17.6	24.9	19.8	18.9	23.3	18.3	23.1
NNWの割合(%)	0.8	2.2	0.9	1.6	-	0.4	0.4	1.9	0.7	1.9	1.4	1.4	0.6	1.4	2.4	2.1	1.8	2.3	1.1	1.7

3.2.2 距離減衰

合同庁舎前で、道路端より、4.7 m, 11.5 m, 29.2 m の3地点で、2 mの高さにダストジャーを設置し、降下ばいじん量を測定した(図4, 5)。

測定値の最高は、62年3月の道路端から4.7 mの地点の63.17 (t/km²/月)であった。また、各測定地点とも、61年12月から62年3月にかけて高かった。

4.7 mに対する11.5 m, 29.2 m地点の降下ばいじん量の割合は、スパイクタイヤ装着期が、それぞれ、70~100%, 40~60%で装着期になると40~60%, 20~35%と減少した。

測定地点に、道路から鉛直方向に吹く風(NNW)の割合は(表2)、各月とも、0.4~2.4%と少なかったが、冬期の主風向は、道路方向から測定地点に吹いている。

また、不溶性成分と溶解性成分の割合をみると、12

月から4月にかけて、道路端に近い地点ほど、不溶性成分の割合が高く、スパイクタイヤに削り取られたアスファルト舗装材が粗大粒子を多く含んでいることから¹³⁾道路端に近いほど、巻き上げによる影響を受けているものと思われる。

3.3 浮遊粉じん

3.3.1 浮遊粉じん濃度

ハイボリウムエアサンプラーによる、浮遊粉じん濃度は(図6, 7)、スパイクタイヤ非装着期では、合同庁舎前、市庁前ロータリーで、通常70~150 (μg/m³)で、八戸地域の対照地点である根城浄水場の20~60 (μg/m³)に比べて、約2~3倍であった。また、十和田タクシー前では、道路端に近いこともあり、100~250 (μg/m³)と、八戸市内の3地点よりも高かった。

次に、スパイクタイヤ装着期では、各地点とも、非装着期に比べて、浮遊粉じん濃度は高くなっているが、測定時の路面状況や気象条件により、測定値は大きく変動している。

合同庁舎前や市庁前ロータリーでは、通常500~1,500 (μg/m³)で、非装着期の7~10倍、根城浄水場が40~200 (μg/m³)で2~3倍であった。

また、十和田タクシー前では、気象条件等により、バラツキが大きかったが、ほぼ、500~3,000 (μg/m³)と、非装着期の5~12倍であった。

3.3.2 粒径分布

浮遊粉じんの粒径は、≥7.0 μm の割合が非装着期で、45~55%であったが、装着期には、50~65%に増加した。逆に、≤1.1 μm の微小粒子は、20~27%から15~23%へ減少した。(図8)。

これは、2 μm以上の粒子が93%程度を占めるアスファルト粉じん¹³⁾の増加によるものと思われる。

次に、各粒径毎の成分をみると(表3)、非装着期には、粒径が小さくなるにつれて、ベンゼン抽出物は増加するが、Ca, Mn, Feは逆に減少する。

装着期は、ベンゼン抽出物が、粒径が小さくなるにつれて、やや増加の傾向が見られたが、Ca, Mn, Feは、あまり差が見られなかった。

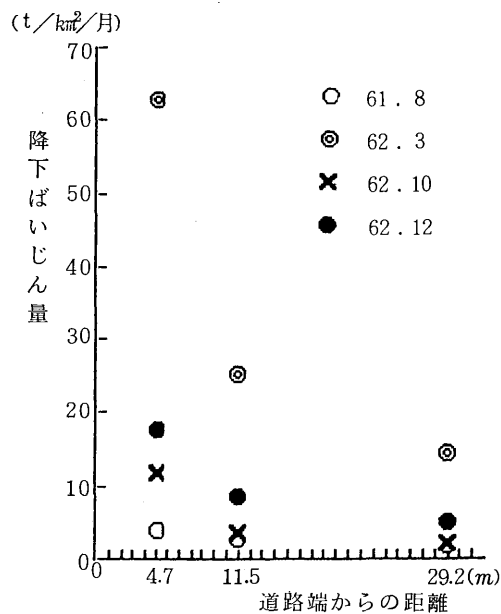


図5 降下ばいじんの距離減衰

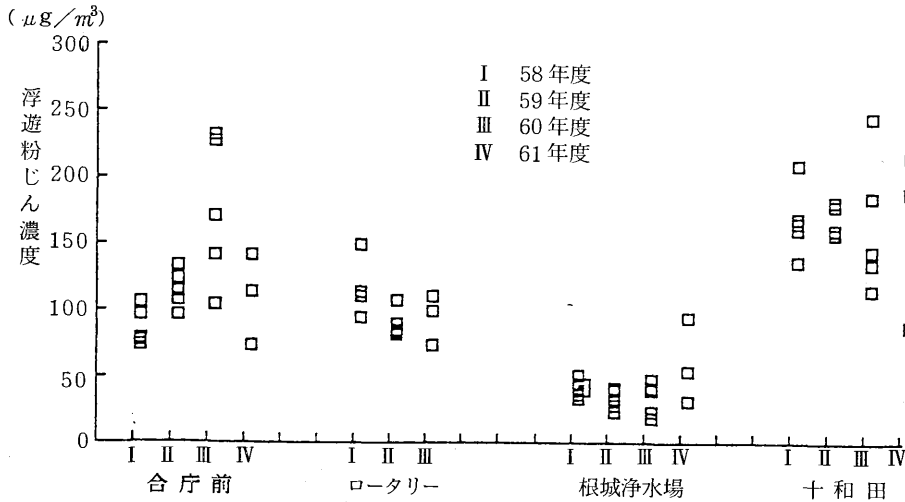


図6 浮遊粉じん調査 (非装着期)

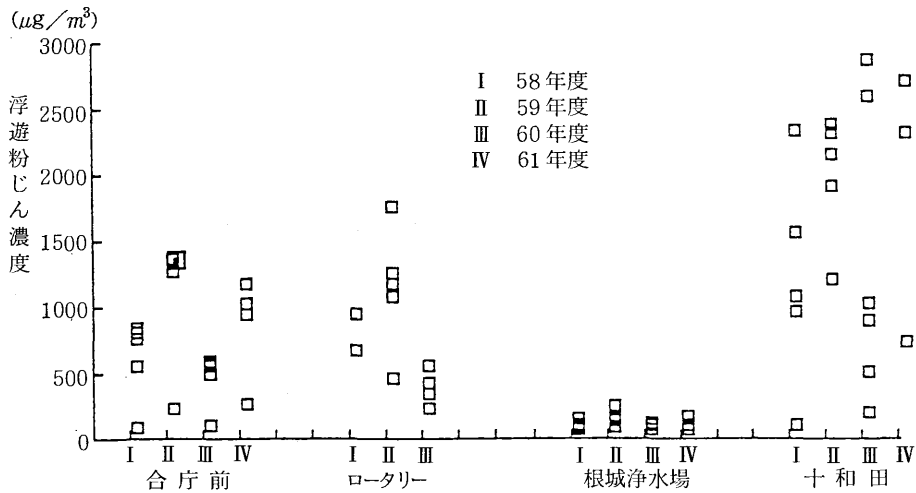


図7 浮遊粉じん濃度 (装着期)

表3 粒径別浮遊粉じんの各成分濃度

採取年月日	ステーション	粒径範囲 (μm)	B-抽出物 (%)	Ca (%)	Mn (%)	Fe (%)
59. 10.22	1	≥ 7.0	2.9	3.6	0.081	4.0
	2	3.3~7.0	3.3	4.0	0.072	3.7
	3	2.0~3.3	7.1	3.1	0.059	2.2
	4	1.1~2.0	14.5	3.6	0.043	2.1
	5	≤ 1.1	21.0	1.2	0.030	1.1
	平均		7.5	3.1	0.065	3.2
60. 3.11	1	≥ 7.0	4.5	4.0	0.080	3.8
	2	3.3~7.0	4.9	4.2	0.076	3.5
	3	2.0~3.3	4.8	3.1	0.074	3.9
	4	1.1~2.0	6.6	3.7	0.073	3.3
	5	≤ 1.1	9.0	4.3	0.075	3.0
	平均		5.4	4.0	0.078	3.6

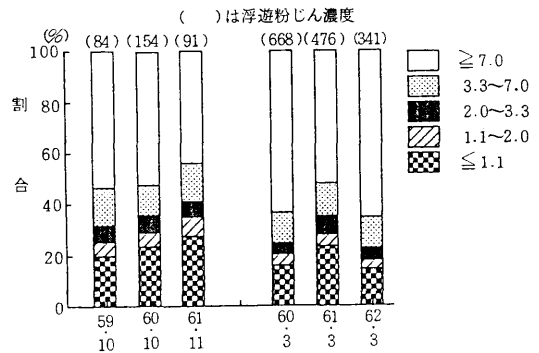


図8 浮遊粉じんの粒径別割合

3.4 浮遊粒子状物質

3.4.1 ローボリウムエアサンプラー法

浮遊粒子状物質濃度は(図9)、スパイクタイヤ非装着期では、 $20\sim 70(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ と、環境基準レベルの $100(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を超えていなかったが、装着期の3月では、 $100\sim 360(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ と約2~7倍になり、3地点すべてで、環境基準レベルを超えた。特に十和田タクシー前では、調査期間に降雪のあった62年3月を除く、他の3月には、いずれも $200(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を超えた。特に60年3月は、10日間の平均で、 $366(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ だった。これは、他の年度に比べて、積雪日の割合が低かったうえに、調査期間中のスパイクタイヤの装着率が約90%と高かったため、舗装面の摩耗や粉じんの舞い上がりが増加したためと思われる。

3.4.2 β 線吸収法

昭和60年より、三日町交差点で行った調査では、浮遊粒子状物質濃度が、月平均で、非装着期 $40\sim 60(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ 、装着期 $60\sim 85(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ であった。また、スパイクタイヤ装着の影響を受けられる12~4月についてみれば、積雪日の多かった61年2月、62年1月を除き、各月の日平均値の2%除外値が $100(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を超えた(図10)。

また、61年3月、4月は、日平均値が $100(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を超えた日数が、それぞれ、10日(38.5%)、8日(26.7%)あり、両月は、その月だけで、環境基準の長期的評価である、年間の日平均値の2%除外値が $100(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を超えていた。浮遊粒子状物質は、人体に影響があると言われてきていることから^{14, 17)}、スパイクタイヤ装着期の環境の悪化が懸念される。

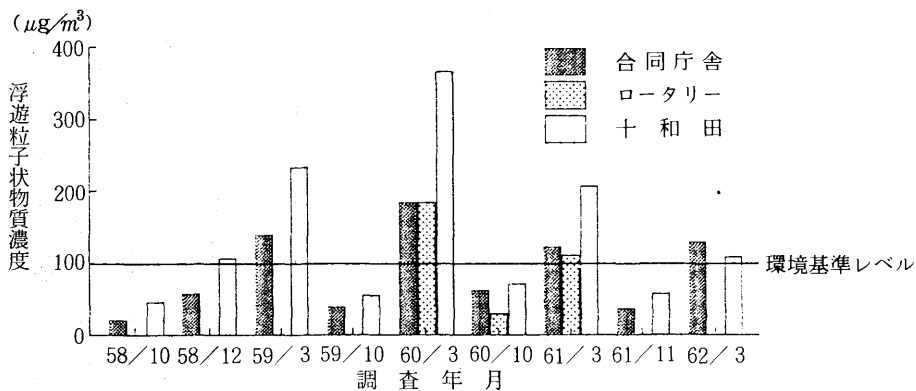


図9 浮遊粒子状物質濃度 (L.V法)

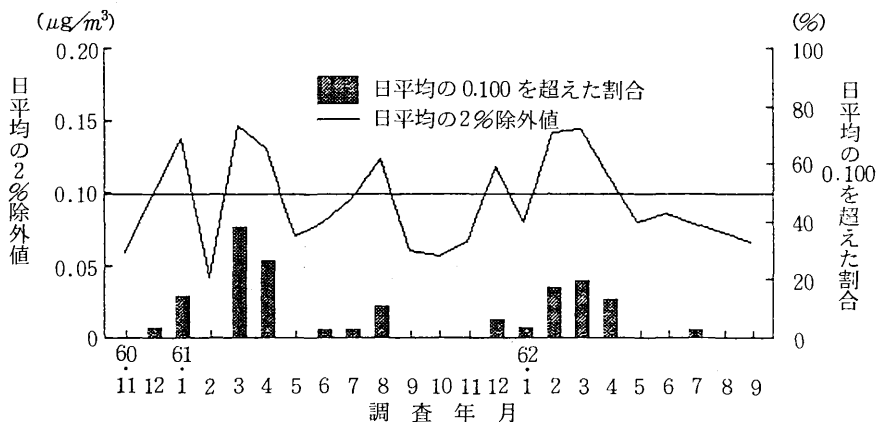


図10 浮遊粒子状物質濃度 (β線吸収法) の月別評価

3.5 アスファルト舗装材からの寄与率の推定

これまでの調査で、スパイクタイヤ装着期には、降下ばいじん、浮遊粉じん、浮遊粒子状物質が、非装着期に比べて大幅に増加することがわかった。

そこで、それらの増加の要因の一つと考えられる、スパイクタイヤにより削り取られたアスファルト舗装材の割合を、八戸市の合同庁舎前と市庁前ロータリーの2地点について、CEB法¹²⁾(Chemical Element Balance Method)を用いて算出した。

なお、発生源としては、道路堆積土砂は、測定地点周辺土壌、アスファルト舗装材を、他については、根城浄水場で採取した、枯草の燃焼ガスが、粒径別浮遊粉じんでの微小粒子の成分に類似しているため、燃焼由来として加えた。

また、計算に用いた成分は、合同庁舎では、ベンゼン抽出物、Ca、Fe の3項目、市庁前ロータリーは、Mnを加えた4項目である。

3.5.1 粒径別浮遊粉じん

スパイクタイヤ非装着期、装着期の各ステージごとに寄与率を計算した結果(図11)、アスファルト由来が、非装着期に、 $> 1.1\mu\text{m}$ に40~50%存在しており、 $\leq 1.1\mu\text{m}$ では10%程度に減少する。また、装着期では、各ステージとも、35~60%程度で、他の年度でも、45~80%と高い寄与を示している。

次に、燃焼ガス由来は、非装着期では、 $< 3.3\mu\text{m}$ に占める割合が高く、特に、 $\leq 1.1\mu\text{m}$ では、40%前後であった。また、装着期でも、微小粒子中ほど、その割合は高く、 $\leq 1.1\mu\text{m}$ では、約10%程度であった。

なお、土壌由来は、特に、非装着期では、微小粒子に占める割合が低くなっていた。

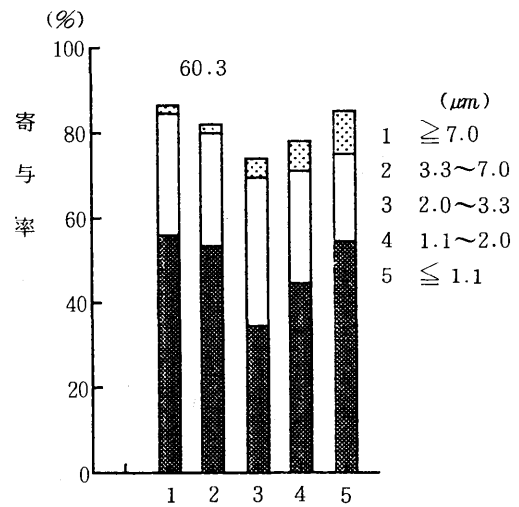
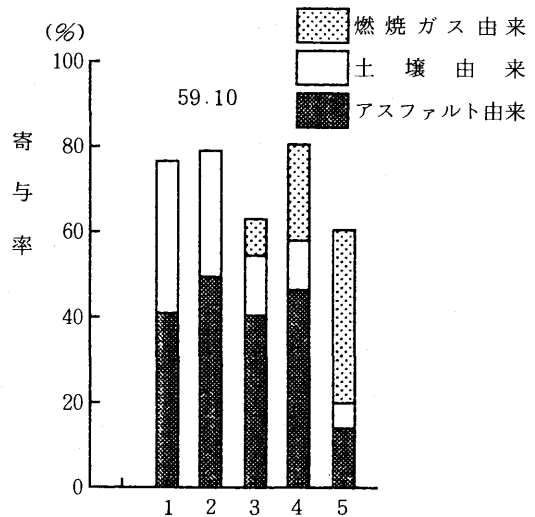


図11 寄与率 (粒径別浮遊粉じん)

表4 発生源の成分濃度

	B-抽出物 (%)	Ca (%)	Mn (%)	Fe (%)	Al (%)	Ti (%)	Zn (μg/g)	V (μg/g)
土壌 (合同庁舎) (n=2)	0.01	2.0	0.087	8.9	9.0	0.73	140	230
“ (ロータリー) (n=1)	0.04	3.8	0.25	9.2	8.4	1.3	280	200
アスファルト舗装材 (n=7)	7.2	6.9	0.042	2.1	6.0	0.31	55	49
自動車排気煙 (ガソリン車)	33.3	0.35	0.037	5.1	1.0	0.025	2,000	8.3
“ (ディーゼル車)	4.4	0.48	0.033	10	—	<0.02	1,400	2.0
燃 焼 煙	49.4	0.85	0.016	0.6	—	—	—	—
重 油 灰	<0.04	0.065	0.004	4.4	0.081	<0.02	210	1,400

3.5.3 浮遊粉じん

ハイボリウムエアサンプラーにより捕集された、40 μ m以下の浮遊粉じんに占めるアスファルト舗装材の割合は、スパイクタイヤ非装着期に、合同庁舎前で10~46%、市庁前ロータリーで、22~53%を示した。装着期には、それぞれ、45~78%、45~71%と増加しており、スパイクタイヤにより削り取られたアスファルト粉じんの影響がうかがえる(図12)。

また、土壌の割合は、非装着期、装着期とも、ほぼ、20~30%程度で、大きな差は見られなかった。

次に、燃焼ガス由来は、非装着期には、合同庁舎前で0~20%、市庁前ロータリーでは3~16%であったが、装着期になると、それぞれ、0~7%、1~4%と減少している。これは、燃焼ガス由来の浮遊粉じん量は、非装着期、装着期で、あまり差がみられないが、アスファルト粉じん等の増加の割合が大きいため、相対的に寄与率が低下したと思われる。

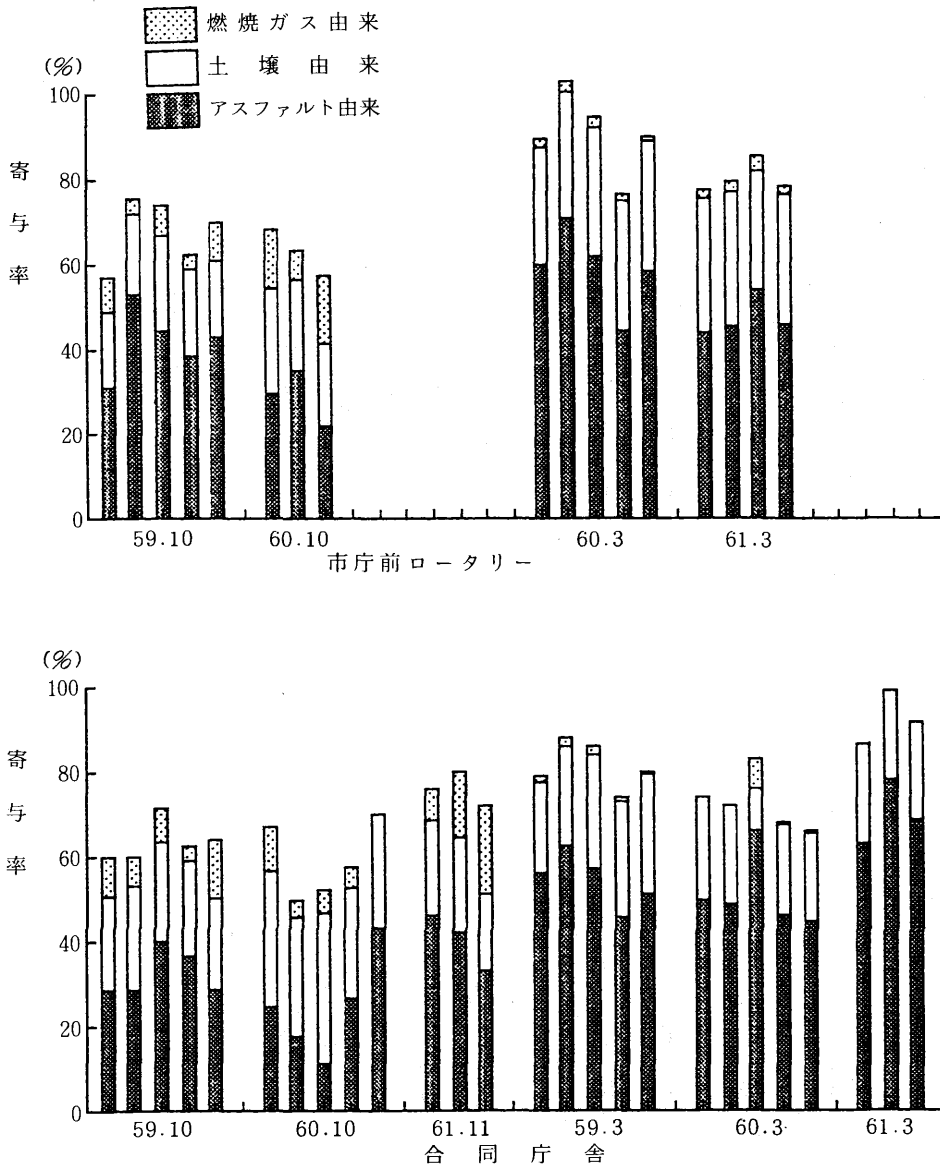


図12 寄与率 (浮遊粉じん)

3.5.3 浮遊粒子状物質

ローボリウムエアサンプラーで捕集した、 $10\mu m$ 以下である、浮遊粒子状物質に占める、アスファルト粉じんの割合は、非装着期には、合同庁舎前で、12~21%、市庁前ロータリーで36%であった。そして、装着期では、それぞれ、38~45%、45%へと増加した(図13)。

土壌由来は、粒径別浮遊粉じんで見られたように、非装着期が低く、特に、市庁前ロータリーで顕著であった。

燃焼ガス由来は、試料の粒径も微小なことから、全般的に高く、非装着期には、合同庁舎前で8~35%、市庁前ロータリーで27%、装着期では、それぞれ、0~10%、7.5%であった。

3.5.4 道路堆積土砂

200メッシュの篩を通した道路堆積土砂($< 74\mu m$)に占めるアスファルト粉じんの割合は、非装着期には、合同庁舎前で8~22%、市庁前ロータリーが32%と、土壌由来の55~60%、45%に比べて低いのが特徴である(図13)。

そして、装着期になると、合同庁舎前で43~55%、市庁前ロータリーで51~55%とアスファルト粉じんの占める割合は増加し、土壌由来は、それぞれ、29~34、21~45%と減少した。

以上のように、スパイクタイヤ装着期には、道路堆積土砂、浮遊粉じん、浮遊粒子状物質のいずれも、スパイクタイヤにより削り取られた、アスファルト舗装材の占

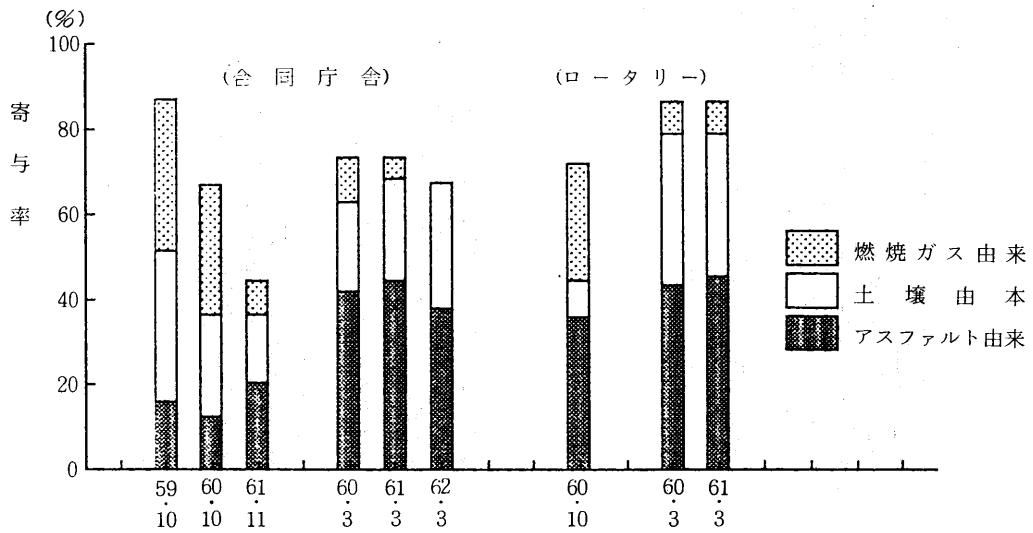


図13 寄与率 (浮遊粒子状物質)

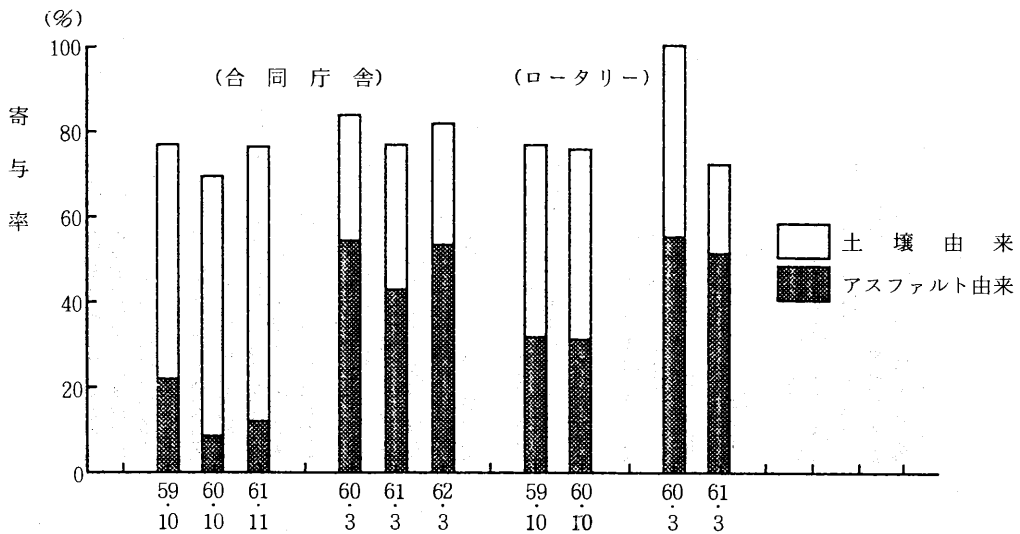


図14 寄与率 (堆積土砂 < 74 μm)

表5 騒音レベル(中央値)の予測値¹⁸⁾

	東北鋼材		八戸高校		長者小学校		グリーンフラワー	
	予測値	実測値	予測値	実測値	予測値	実測値	予測値	実測値
スパイクタイヤ 非装着期(A)	65.3	65.7	68.0	67.2	65.8	66.8	66.3	66.3
スパイクタイヤ 装着期(B)	65.7	71.2	68.3	70.7	65.5	74.8	65.4	70.9
(B) — (A)	+0.4	+5.5	+0.3	+3.5	-0.3	+8.0	-0.9	+4.6

める割合が増加している。しかし、非装着期においても比較的多く含まれていることから、スパイクタイヤにより削り取られたアスファルト舗装材は、蓄積により、通年にわたって影響を与えていることがわかる。

また、スパイクタイヤの装着は、道路粉じんの増加による影響だけでなく、スパイクタイヤを装着した自動車が行き交うことにより、騒音レベルが上昇することが観測されており¹⁸⁾(表5)、多方面にわたり、生活環境の悪化をもたらすと言えよう。

4 ま と め

昭和58年より継続して行ってきた、スパイクタイヤの非装着期及び装着期における道路粉じん実態調査により、次のことがわかった。

- 1) 降下ばいじん量は、スパイクタイヤ装着による影響を受ける12～4月には、通常の4～10倍となり、不溶解性成分の割合も増加する。
- 2) 12～4月には、道路端に近いほど、降下ばいじん量の増加する割合が高く、そして、不溶解性成分の割合も増加する。
- 3) 浮遊粉じん濃度の非装着期から装着期の増加は、道路からの影響を受けない地域で2～3倍であったが、道路端では5～10倍であった。
- 4) スパイクタイヤ装着期の浮遊粉じんは、非装着期に比べて、 $\geq 7.0\mu\text{m}$ の粗大粒子が増加し、 $\leq 1.0\mu\text{m}$ の微小粒子は減少する。
- 5) スパイクタイヤ非装着期の浮遊粉じんは、粒径が微小になるにつれ、ベンゼン抽出物が増加し、Ca, Mn, Feが減少する傾向がある。
- 6) L.V法による浮遊粒子状物質濃度は、スパイクタイヤ装着期には、道路端の地点で、環境基準のレベルを超えていた。
- 7) β 線吸収法による浮遊粒子状物質濃度の12～4月における、各月の日平均2%除外値は、積雪の多かった月を除き、すべて、 $100(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を超えた。特に、

61年3月、4月は、月の日平均値が $100(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ 以上の日が8日以上あり、その月だけで、年の平均値の2%除外値が $100(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を超えるほど、環境が悪かった。

- 8) 道路堆積土砂、浮遊粉じん、浮遊粒子状物質に占めるアスファルト舗装材の割合を、CEB法により算出したところ、装着期の3月には、いずれも、40～60%程度と、非装着期より増加した。
- 9) スパイクタイヤ非装着期の寄与率が約20～40%あることから、アスファルト粉じんは、年間を通して、粉じんととの関係が密接である。
- 10) スパイクタイヤの装着は、道路粉じんの他、騒音の増加など、多方面にわたり、生活環境に影響を与えている。

謝 辞 パナジウム分析にあたり、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、小井川 明技査、石藤 勝技師に深謝いたします。

5 文 献

- 1) 新潟県公害研究所：昭和57、58年度特定研究、道路粉じんによる大気汚染実態調査報告書、昭和59年3月
- 2) 宮城県：自動車用タイヤによる粉じん等対策調査報告書(昭和58年度環境庁委託調査)、昭和59年3月
- 3) 加藤拓紀、野口 泉、松本 寛：札幌市における大気中浮遊粉じんへのアスファルト粉じんの影響、北海道公害防止研究所報、No.12, 13-21(1985)
- 4) 宮城県保健環境部：スパイクタイヤの使用に伴う大気汚染の影響調査結果、昭和60年度宮城県公害資料(大気編)、57-73(1985)
- 5) 植山洋一、古川昌範、山田寿寛、高田敏夫、正通寛治、久島鉄郎、稲津悦朗：スパイクタイヤによる道路粉じん調査(第3報)、福井県公害センター年報、No.16, 99-121(1986)
- 6) 環境庁：スパイクタイヤ公害・対策実態調査、環境と測定技術、No.1, Vol.15, 25-28(1988)

- 7) 朝日新聞：1988年1月29日
- 8) 阿部征裕、工藤精一：青森県南地域における道路粉じん調査(I)，青森県公害センター所報，No.6，63-67 (1983)
- 9) 阿部征裕，鈴木寿秋：青森県南地域における道路粉じん調査(II)，青森県公害センター所報，No.7，68-73 (1985)
- 10) 青森県土木部：道路交通センサス (1983)
- 11) 日本気象協会青森支部編：青森県気象月報，昭和58年11月-昭和62年4月
- 12) 環境庁大気保全局：スパイクタイヤによる浮遊粉じん中の各成分濃度等測定方法指針，昭和58年12月
- 13) 加藤拓紀，松本 寛，井高 一：スパイクラベリング試験機より発生したアスファルト粉じん及び路上堆積物の分析，北海道公害防止研究所報，No.9，17-20 (1982)
- 14) 河合清文，横山栄二編：環境大気汚染研究のための吸入実験，176 (1979)
- 15) 日本弁護士連合会：スパイクタイヤ公害の現状と規制のあり方，33-49 (1985)
- 16) 浮遊粒子状物質測定法等検討会：浮遊粒子状物質の測定方法について，3，昭和56年3月
- 17) 大喜多敏一著：大気保全学，産業図書，203-206，(1982)
- 18) 八戸市環境衛生部：昭和61年版八戸市公害白書

八戸市内の降下ばいじんについて

一年間降下量の経年変化一

Study of Dust Fall in Hachinohe City

今 武純・工藤真哉

1 はじめに

八戸市は日本有数の漁業の町であると同時に昭和39年に新産業都市に指定以来、非鉄金属・パルプ等の工場が立地するなど、青森県内では最も工業化が進んでいる。

大気汚染の調査は昭和40年に降下ばいじんの測定を開始して以来、テレメータシステムによる常時監視、二酸化鉛法による硫酸化合物の測定、アルカリ沓紙による窒素化合物・フッ素化合物の測定など多くの調査を実施している。大気汚染の調査方法として簡便なデポジットゲージ法による降下ばいじんの測定は多くの自治体で実施さ

れており、これまでのデータから種々の解析結果が報告されている。^{1),2),3)}今回筆者らは20年以上にわたって測定されている降下ばいじんがどのように変化してきているかについてまとめ、若干の知見が得られたので報告する。

2 調査方法

降下ばいじんの測定は昭和40年6月に八戸市内6地点で開始した。その後、測定地点の増加、移転を経て現在は14地点で測定を実施しているが、用途地域別の内訳は、住居(住専)地域7、商業地域2、工業(工

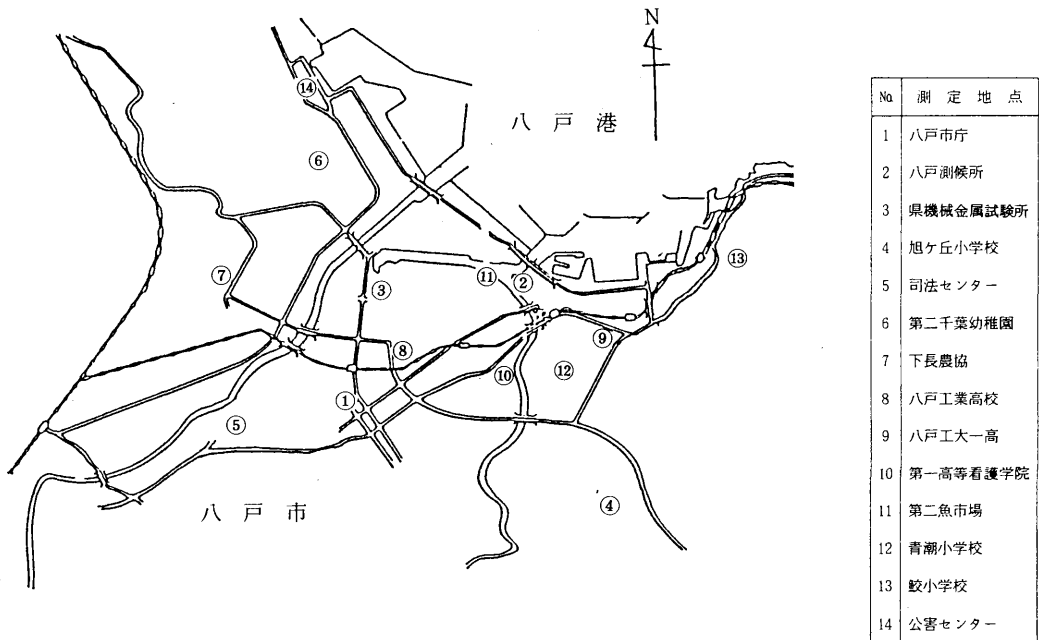


図1 降下ばいじん調査地点

表1 年度別降下ばいじん調査地点

地点\年度	用途	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61
1.八戸市庁	商業	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
2.八戸測候所	住居	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
3.県機械金属試験所	工専	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
4.旭ヶ丘小学校	住専	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
5.司法センター	商業	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
6.第二千葉幼稚園 ¹⁾	未	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
7.下長農協	未				○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
8.八戸工業高校	住居				○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
9.八戸工大一高 ²⁾	住専				○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
10.第一高等看護学院 ³⁾	住専				○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
11.第二魚市場	工業							○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
12.青潮小学校	住専											○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
13.鮫小学校	住居											○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
14.公害センター	工専													○	○	○	○	○	○	○	○	○	○

1) 40～45年度は自衛隊官舎で測定。52年度に日計幼稚園から第二千葉幼稚園に改称。

2) 49年度に八戸電波高校から八戸工大一高に校名変更。

3) 43～55年度は小中野小学校で測定し、56年度に第一高等看護学院に移設。

表2 八戸市内項目別平均降下量経年変化

年度	pH	不溶性性全量	タール分	溶解性全量	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺
40	6.4	40.78	1.60	43.42	5.80	8.13	1.54
41	6.4	56.23	1.53	42.09	8.57	13.15	6.12
42	6.1	77.14	1.87	59.07	11.46	13.82	7.31
43	6.1	65.98	0.94	58.05	11.62	12.65	7.03
44	6.3	75.00	0.86	46.46	6.25	12.70	8.24
45	5.9	76.44	1.25	43.50	8.25	10.69	4.94
46	5.5	110.11	1.04	43.71	11.00	10.12	4.72
47	5.7	67.23	0.83	34.13	8.57	9.04	4.18
48	5.7	82.71	1.11	36.60	6.38	10.13	4.41
49	5.5	77.69	1.08	35.26	6.93	10.16	3.90
50	5.6	59.50	0.85	28.31	5.47	7.36	2.83
51	5.6	70.08	0.93	24.77	3.61	6.91	2.95
52	5.8	60.86	0.87	24.59	4.36	7.00	2.69
53	6.0	68.53	0.82	20.62	3.21	6.02	2.65
54	5.8	57.93	0.87	23.83	3.93	6.09	2.82
55	5.5	52.71	1.01	28.97	6.70	6.31	2.65
56	6.0	44.04	0.73	23.27	4.53	5.40	2.42
57	6.2	45.39	0.85	27.36	7.50	5.65	2.70
58	6.1	46.01	0.81	26.73	4.52	4.77	2.88
59	6.1	39.76	0.71	21.61	4.38	6.48	2.73
60	6.4	39.24	0.70	17.64	3.02	4.57	2.39
61	6.2	40.83	0.69	18.54	3.42	3.83	2.27

単位：t / km² / 年 (pHを除く)

表3 八戸市内地点別降下量

項目 地点	pH			不溶解性全量			ター ー ル 分			溶 解 性 全 量		
	最 大	最 小	平 均	最 大	最 小	平 均	最 大	最 小	平 均	最 大	最 小	平 均
1. 八戸市庁	6.8	5.6	6.3	231.37	33.36	100.17	2.99	0.74	1.90	79.65	18.72	37.31
2. 八戸測候所	6.8	5.4	6.2	100.30	42.24	63.02	3.02	0.64	1.06	72.88	19.92	38.90
3. 県機械金属試験所	6.5	5.1	5.8	197.73	50.76	99.50	2.08	0.91	1.35	92.01	17.64	40.51
4. 旭ヶ丘小学校	6.3	4.7	5.8	58.95	19.68	30.82	1.42	0.37	0.64	49.45	10.92	21.55
5. 司法センター	6.3	4.6	5.6	66.12	21.14	42.28	1.56	0.61	0.83	42.12	10.56	20.65
6. 第二千葉幼稚園	6.4	4.6	5.5	70.45	25.38	50.56	2.26	0.42	0.84	74.13	15.96	31.13
7. 下長農協	6.2	4.6	5.3	54.02	22.10	39.89	0.91	0.50	0.66	33.60	12.24	20.31
8. 八戸工業高校	6.8	5.3	6.1	145.66	37.20	76.24	1.81	0.83	1.12	47.54	15.48	27.41
9. 八戸工大一高	7.0	5.8	6.4	74.29	31.08	52.00	1.07	0.49	0.65	62.01	18.36	33.89
10. 第一高等看護学院	6.9	6.1	6.5	171.84	30.60	74.85	1.27	0.67	0.92	65.04	17.16	36.21
11. 第二魚市場	6.2	4.9	5.7	107.48	37.20	58.69	1.22	0.51	0.78	82.03	18.48	41.31
12. 青潮小学校	6.5	5.3	6.3	98.04	31.44	51.76	0.70	0.33	0.51	30.24	19.92	24.70
13. 鮫小学校	6.7	5.0	6.0	47.04	25.92	38.46	0.76	0.47	0.59	46.08	16.80	28.37
14. 公害センター	6.1	4.9	5.5	50.88	35.28	43.26	0.77	0.42	0.62	32.64	16.44	23.11

項目 地点	Cl ⁻			SO ₄ ²⁻			Ca ²⁺		
	最 大	最 小	平 均	最 大	最 小	平 均	最 大	最 小	平 均
1. 八戸市庁	11.83	2.45	6.05	13.44	4.34	8.28	9.55	1.07	4.95
2. 八戸測候所	13.72	3.48	7.08	21.23	4.25	10.17	13.22	2.20	5.02
3. 県機械金属試験所	12.88	2.86	6.84	29.37	4.20	12.57	11.01	2.08	4.83
4. 旭ヶ丘小学校	11.74	2.42	5.56	11.08	1.68	4.02	3.80	0.80	1.88
5. 司法センター	10.64	1.73	4.79	9.01	2.42	4.82	3.99	0.96	1.99
6. 第二千葉幼稚園	17.08	2.89	7.32	11.76	3.49	6.56	4.35	0.80	2.13
7. 下長農協	10.49	2.30	4.85	8.82	2.89	5.06	2.65	1.11	1.72
8. 八戸工業高校	9.50	2.29	4.69	15.00	3.55	6.97	11.02	2.39	3.98
9. 八戸工大一高	11.29	2.78	5.80	15.16	3.56	8.38	14.96	2.89	5.52
10. 第一高等看護学院	10.30	2.69	5.22	14.17	2.88	7.67	15.78	2.54	6.04
11. 第二魚市場	16.87	2.46	7.50	34.26	5.88	15.49	6.26	1.64	2.94
12. 青潮小学校	6.71	2.56	3.72	7.13	2.99	4.82	4.58	2.41	3.61
13. 鮫小学校	15.12	4.18	7.56	7.32	2.87	5.08	3.36	1.96	2.47
14. 公害センター	10.10	3.48	5.95	7.51	4.21	5.51	2.28	1.48	1.77

単位：t/km²/年
(pHを除く)

専) 3, 未指定2となっている(図1, 表1)。分析項目は、年度によって増減があるものの、貯水量、pH、不溶解性成分(全量、タール分、灰分)、溶解性成分(全量、Cl⁻、SO₄²⁻、Ca²⁺)については継続して測定を実施している。

今回は、pH、不溶解性全量、タール分、溶解性全量、Cl⁻、SO₄²⁻、Ca²⁺の年間降下量の経年変化について検討した。なお、年間降下量は以下のとおり計算した。

$$\text{年間降下量} = \left(\frac{\sum \text{月間降下量}}{\text{測定月数}} \right) \times 12$$

$$\text{pH} = -\log \left(\frac{\sum (10^{\text{pH}} \times \text{貯水量})}{\sum \text{貯水量}} \right)$$

3 結果および考察

3.1 pH

pHの最小値は47年度に自衛隊官舎、49年度に司法センター、下長農協で4.6という値が観測されている(表3)。

また、経年変化では八戸市内全体の平均値は、40~44年度まではpH6.0以上あったのが、45~55年度まではpH6.0以下の値が続く、その後、上昇し、pH6.0以上になっている(表2, 図2)。測定地点別でみると低いpH

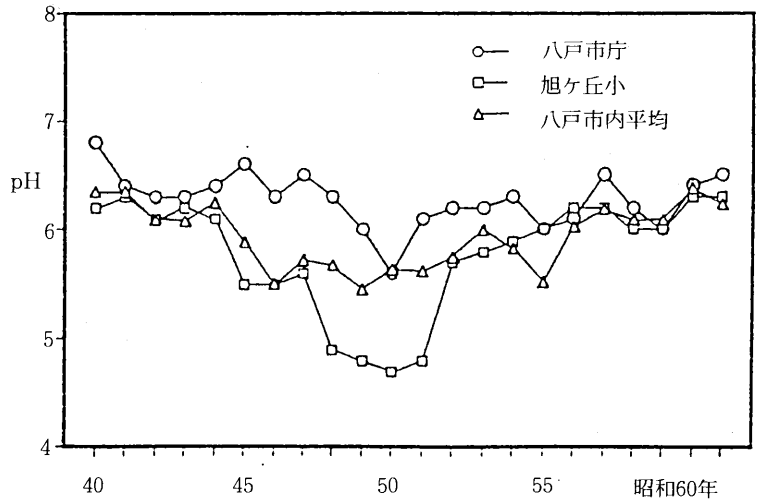


図2 pH 経年変化

が観測された45~55年度は、市街地より効外の方がpHが低くなっており、pHで1位の差がみられた。それ以外の時はあまり差はみられなかった。

3.2 不溶解性成分

○ 不溶解性全量

不溶性性全量の最大値は46年度に八戸市庁で、231.37 t / km² / 年であり、また46年度は八戸市内平均値でも最も不溶性性全量の多い年であった。最小値は60年度に旭ヶ丘小学校で、19.68 t / km² / 年であった。八戸市内の平均値の経年変化では、46年度に110.11 t / km² / 年の最大値を示したが、その後減少し、61年度は、40.83 t / km² / 年とピーク時の1 / 3程度まで減少している(表2, 表3, 図3)。

地点別にみると、不溶性性全量の年間平均降下量の最も多いのは八戸市庁で、100.17 t / km² / 年、最も少ないのは旭ヶ丘小学校の30.82 t / km² / 年と3倍程度の開きがあり、市街地、工専地域等が高く、郊外や住宅地で低い傾向にある(表3, 図3)。

○ タール分

タール分の年間降下量は42年度に八戸測候所で3.02 t / km² / 年と高い値を示しているが、全体としての傾向は不溶性性全量と同様で現在はピーク時の1 / 3程度まで下がっている(表3)。

地点別にみると、タール分年間平均降下量の多いのは八戸市庁で1.90 t / km² / 年、少ないのは青潮小学校の0.51 t / km² / 年と約4倍程の開きがある(表3)。また、八戸市庁が他の地点と異なった変化をみせているが(図4)、これは八戸市庁の測定場所が昭和53年度まで道路の近傍に位置していたためである。54年度からは現在地の4階屋上に移している。

3.3 溶解性成分

○ 溶解性全量

溶解性全量の年間降下量が最も多かったのは42年度県機械金属試験所の92.01 t / km² / 年、最も少なかったのは60年度司法センターの10.56 t / km² / 年であった(表3)。八戸市全体の経年変化では42年度の59.07 t / km² / 年をピークに減少し、60年度に17.64 t / km² / 年とピーク時の1 / 3程度ま

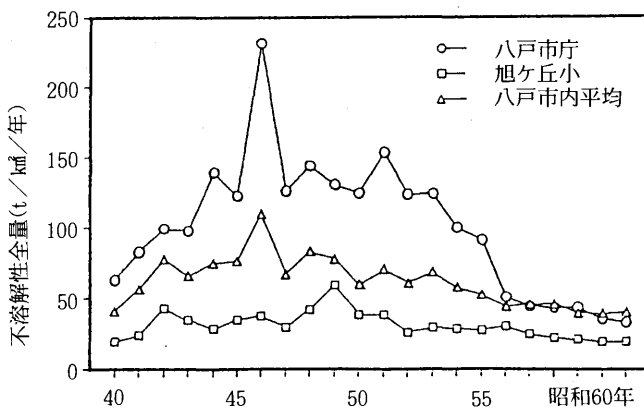


図3 不溶性性全量経年変化

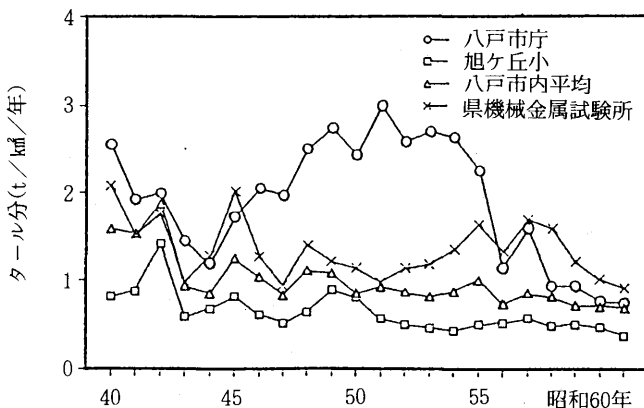


図4 タール分経年変化

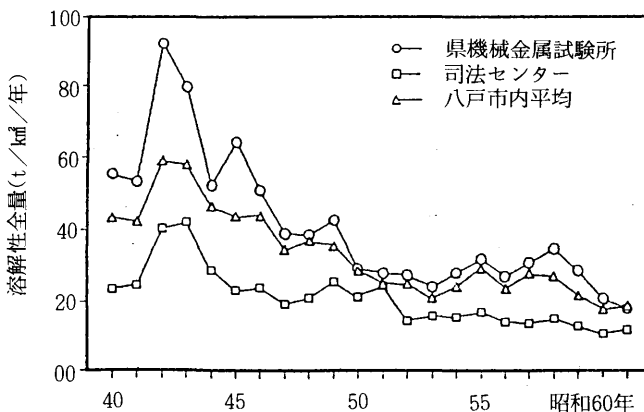


図5 溶解性全量経年変化

で下がっている(表3, 図5)。
 地点別の平均年間降下量が最も多いのは第二魚市場の41.31t/km²/年, 最も少ないのは司法センターの20.65t/km²/年と2倍の開きがあり, 海に近い地点で降下量の多い傾向にある。

○Cl⁻

Cl⁻年間降下量が最も多かったのは46年度の第二魚市場で16.87t/km²/年, 最も少なかったのは60年度の司法センターで1.73t/km²/年であった(表3)。八戸市全体での年間降下量の経年変化では43年度に11.62t/km²/年と最も多く, 60年度に3.02t/km²/年と最も少なかった。Cl⁻は年間の変動が大きいものの減少傾向がみられる(表2, 図6)。地点別に平均年間降下量の多いのは鮫小学校の7.56t/km²/年, 最も少ないのは青潮小学校の3.72t/km²/年となっており, 海に近い地点で多い傾向にある。

○SO₄²⁻

SO₄²⁻年間降下量が最も多かったのは46年度第二魚市場で34.26t/km²/年, 最も少なかったのは58年度旭ヶ丘小学校1.68t/km²/年であった(表3)。八戸市全体での年間降下量の経年変化では42年度に13.82t/km²/年を最も多く, 61年度に3.83t/km²/年と最も少なかった(表2)。

第二魚市場において, 46年度から50年度にかけて年間降下量が大きく変化しているが(図8)、周囲の発生源の状況が大きく変化していることが反映していると思われる。すなわち①昭和47年3月にN工場の硫酸製造中止②火力発電所の排煙脱硫装置の設置③重油中硫黄分の低下などである。

○Ca²⁺

Ca²⁺年間降下量が最も多かったのは44年度小中野小学校で15.78t/km²/年, 最も少なかったのは40年度旭ヶ丘小学校, 40年度自衛隊官舎で0.80t/km²/年であった(表3)。

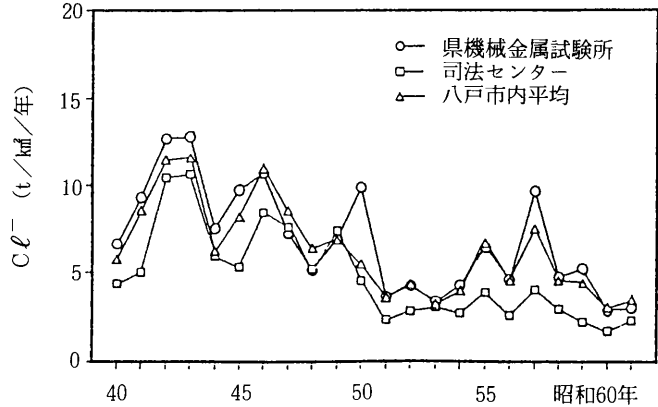


図6 Cl⁻経年変化

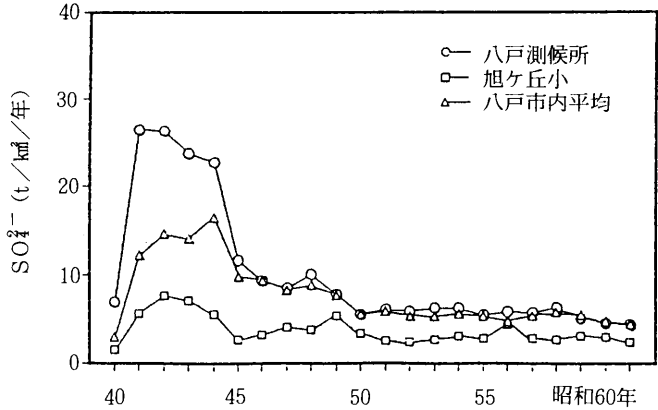


図7 SO₄²⁻経年変化

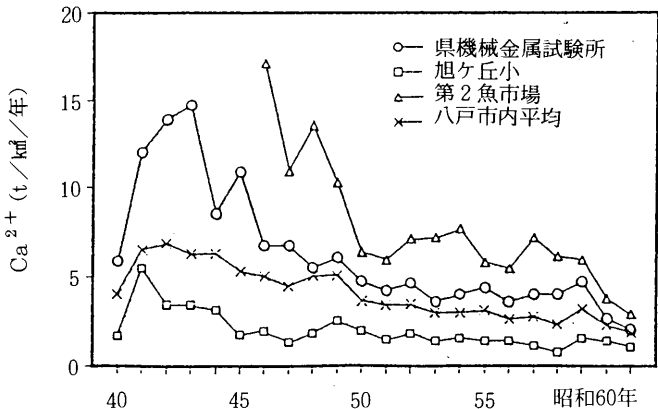


図8 Ca²⁺経年変化

八戸市全体での年間降下量の経年変化では44年度に8.24 t/km²/年と最も多く、40年度に1.54 t/km²/年と最も少なかったが50年度以降は2 t/km²/年台と横ばい状態にある(表2, 図8)。

4 ま と め

(1)pHは昭和45～55年度にpH 6.0以下と低かった。また郊外で低い傾向にあった。

(2)不溶性成分は昭和46年度をピークにその後減少し、61年度にはピーク時の $\frac{1}{3}$ まで減少した。また、市街地で高い値を示した。

(3)溶解性成分は昭和42, 43年度をピークにその後減少し、61年度にはピーク時の $\frac{1}{3}$ 程度まで減少した。また、海に近い地点で高い値を示した。

今回は降下ばいじんの年間降下量の経年変化についてまとめたが、今後季節変動、測定項目間の関係等の検討が必要と思われる。

参 考 文 献

- 1) 細川可興, 和泉四郎, 珍田雅隆, 吉田毅, 大野晴治, 差波弘信, 関格, 早狩進, 鈴木実, 成田忠義: 八戸地区における降下ばいじんの解析, 青森県公害センター所報No.1, 33-45(1975)
- 2) 細川可興, 和泉四郎, 吉田毅, 根岸勝信, 鈴木実, 差波弘信, 小林繁樹, 成田忠義: 八戸地区における降下ばいじん中の重金属, 青森県公害センター所報No.2, 75-83(1976)
- 3) 石塚伸一, 根岸勝信, 工藤精一, 松尾章, 山田良一: 降下ばいじん調査(その1) 溶解性成分に関する考察, 青森県公害センター所報No.4, 44-49(1979)

八戸地区における使用燃料の変化と燃料中の硫黄分、窒素分の分析

The Variation of The Amount of Fuel and The Analysis of Sulfur and Nitrogen Determinations in Hachinohe District.

久保沢洋一・野田 正志・斉藤 輝夫

1 はじめに

青森県公害センター管内では、ばい煙発生・関係施設数が約1300余りあり、燃料として重油利用が全体の79%を占めるが、省エネルギー対策として、21%の施設が石炭、廃タイヤ等を利用している。

2 八戸市のエネルギー消費量

青森県内における燃料使用料（A重油換算）は、表1のとおりである。そのうち八戸市が県全体の約80%以上を占めている。昭和53年度をピークに減少傾向にあったものが55年度以降ほぼ横ばいになっている。

表1 燃料使用量（A重油換算）経年変化

年 度	青森県全体(A) 千kℓ	八 戸 市(B) 千kℓ	B/A (%)
昭和			
52	1,770	1,585	89.5
53	1,938	1,740	89.8
54	1,794	1,511	84.2
55	1,512	1,222	80.8
56	1,599	1,347	84.2
57	1,554	1,292	83.1
58	1,430	1,178	82.4
59	1,524	1,274	83.6

3 燃料の種類と使用料の変化

八戸地区大手12工場における燃料使用量¹⁾を、昭和48年度から61年度までについて比較した（表2）。

原重油使用量は、昭和48年度の124.7×10⁴kℓをピークに49年度のオイルショックから年々減少し、この13年間に45%になっている。

51年度の灯油の使用が前年度に比べ2.7倍に増加しているが、これは、T鉄鋼工場が新たに操業を開始したことによる。また、55年度より燃料転換が始まり、廃タイヤ、木屑の利用、そして56年度には石炭化が本格的にスタートした。57年度には新たに魚油の利用も始まっている。この年にH工場の重油石炭混焼ボイラーの廃止があり、石炭の使用料が3万トン減少したが、T金属工場が逆に使用を開始したことにより全体的に前年度並になっている。58年度はN工場の木屑ボイラーの稼動があり、木屑が約30倍近く増加した。

全般的にオイルショック以来、石炭、魚油、廃タイヤなどへの燃料転換がはかられ、さらに近年低硫黄分の重油、魚油等の使用などにより、これら燃料の燃焼に伴い発生する硫黄酸化物の量は年々減少傾向にある。

4 硫黄酸化物(SO₂)の排出量

八戸市内大手12工場で使用している燃料から硫黄酸化物排出量(SO₂)の経年変化を調べてみた(図1)。ただし、黒液以外の燃料については脱硫効率は考えないこととした。

原油及び重油(以下原重油)については、昭和48年度のピーク時から比較すると、53年度を除いて年々減少し61年度には約80%も減少している。原因は48年度平均硫黄分の低下と使用量の減少である。

石炭は55年度より使用量が増加したことで、及び硫黄分の増加のため、54年度との比較では、61年度は36倍も増加している。

表2 八戸市内大手12工場の燃料使用量経年変化

年度	原重油 (kl/年)	平均S分 (%)	灯油 (kl/年)	平均S分 (%)	石炭 (t/年)	平均S分 (%)	LPG (t/年)	平均S分 (%)
48	124.7×10 ⁴	1.66	2,271	0.005	69,710	0.43	4,856	<0.01
49	97.3×10 ⁴	1.56	2,105	0.006	36,092	0.41	5,148	<0.01
50	110.3×10 ⁴	1.19	2,349	0.005	17,923	0.40	4,055	<0.01
51	111.5×10 ⁴	1.07	6,350	0.005	17,351	<0.5	5,097	<0.01
52	107.2×10 ⁴	0.89	5,564	0.003	29,926	<0.43	5,121	<0.01
53	116.5×10 ⁴	0.96	6,642	0.004	21,221	<0.42	4,355	<0.01
54	102.0×10 ⁴	0.87	6,505	0.003	15,588	<0.42	4,831	<0.01
55	82.7×10 ⁴	0.90	7,213	0.002	82,293	1.04	3,942	<0.01
56	82.6×10 ⁴	0.72	7,012	0.003	192,445	1.28	4,524	<0.01
57	70.6×10 ⁴	0.71	6,005	0.004	190,364	1.23	4,887	<0.01
58	61.9×10 ⁴	0.75	4,684	0.005	212,337	1.25	4,951	<0.01
59	60.5×10 ⁴	0.75	4,796	0.006	240,792	1.21	5,312	<0.01
60	52.4×10 ⁴	0.76	5,852	0.006	232,072	1.24	5,148	<0.01
61	55.7×10 ⁴	0.76	6,128	0.005	194,604	1.24	4,546	0.001

年度	黒液 (t/年)	平均S分 (%)	廃タイヤ (t/年)	平均S分 (%)	木屑・木皮 (t/年)	平均S分 (%)	魚油 (kl/年)	平均S分 (%)
48								
49								
50								
51	31.6×10 ⁴	0.35			6,275			
52	30.5×10 ⁴	0.35			6,598			
53	31.0×10 ⁴	0.35			6,649			
54	32.7×10 ⁴	0.82			5,672			
55	33.3×10 ⁴	1.50	749	1.8	2,371	0.18		
56	30.6×10 ⁴	1.50	5,275	1.9	3,840	0.18		
57	32.9×10 ⁴	1.50	4,626	1.8	629	0.18	3,020	0.3
58	35.6×10 ⁴	1.50	2,756	1.7	18,856	0.06	2,367	0.3
59	37.9×10 ⁴	1.50	1,624	1.6	21,736	0.04	2,310	0.3
60	37.6×10 ⁴	1.50	1,624	1.6	19,740	0.04	856	0.3
61	40.2×10 ⁴	1.83	4,159	1.7	19,890	0.04	6,225	0.27

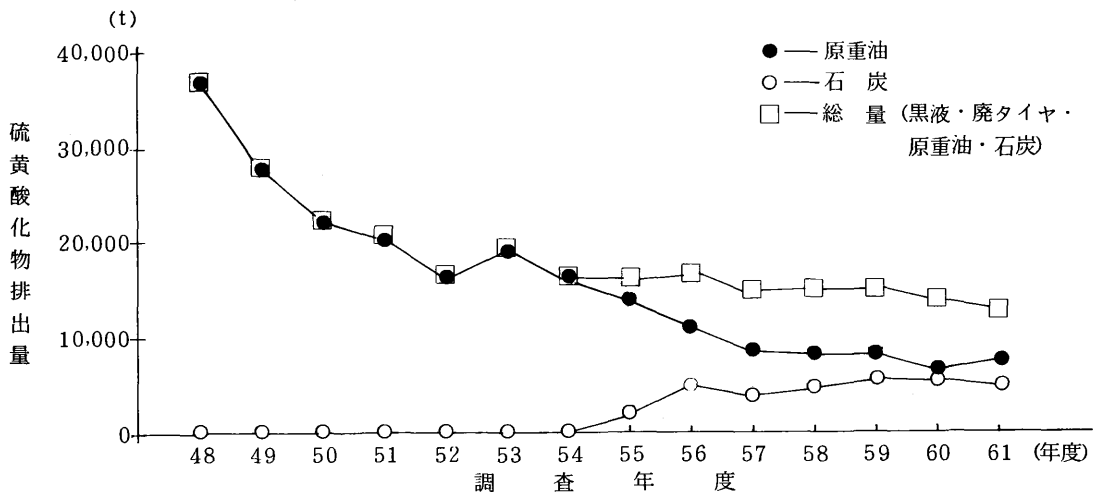


図1 硫黄酸化物排出量 (SO₂) 経年変化

黒液については、平均S分の増加及び使用量の増加により排出量は増加しているが、脱硫率95%のため量的に低い値である。

原重油、石炭、廃タイヤ、黒液を加えた全排出量については、昭和48年度に比べ約65%減少している。

5 使用燃料別の施設の状況

当センター管内における、ばい煙発生・関係施設で使用する燃料を調査した(表3)。

2種類以上の燃料を使用している施設もあるため実設置数以上の施設になっているが、圧倒的に重油利用が多い。魚油利用施設が26施設と多いのは、水産都市八戸の特徴といえるだろう。

表3 使用燃料別施設数

使用燃料	ばい煙発生施設 (大气污染防治法)		ばい煙関係施設 (青森県公害防止条例)		
	施設数	比率 (%)	施設数	比率 (%)	
液体燃料	A 重油	521	49.6	301	79.6
	B "	202	19.2	15	4.0
	C "	82	7.8	2	0.5
	魚油	26	2.5	0	0
	灯油	36	3.4	40	10.6
	廃油	5	0.5	1	0.3
	黒液	3	0.3	0	0
	副生油	2	0.2	0	0
	軽油	1	0.1	0	0
	原油	3	0.3	0	0
小計	881	83.9	359	95.0	
固体燃料	木材紙類	93	8.9	4	1.1
	石炭・微粉炭	4	0.4	0	0
	コークス	9	0.9	0	0
	廃タイヤ	8	0.8	4	1.1
	小計	114	10.9	8	2.1
気体燃料	L P G	18	1.7	4	1.1
	都市ガス	13	1.2	1	0.3
	ブタンガス	3	0.3	2	0.5
	溶鉱炉ガス	19	1.8	0	0
	その他	2	0.2	4	1.1
	小計	55	5.2	11	2.9
合計	1,050	100	378	100	

(昭和62年3月31日現在)

6 燃料中の硫黄分、窒素分

6.1 試料の分析方法

重油及び重油以外の燃料は、各々昭和50年～62年、昭和57年～62年までの立入検査時に採取した検体を分析した値である。

表4 分析方法

項目	燃料	試料の分析方法	規格
硫黄分	重油	放射線式(励起法) 燃焼管式(空気法)	JIS K 2541
	重油以外	全硫黄定量方法	JIS M 8813
窒素分	重油	ケルダール法	JIS K 2609
	重油以外	窒素定量方法	JIS M 8813

6.2 重油中における硫黄分

昭和51年度から5年毎の、当センター内において分析した重油中の硫黄分について観察した(図2, 3, 4)。

また、昭和50年度から61年度まで分析した重油中の硫黄分平均濃度の経年変化をみた(図5)。

多少、検体に偏りがあった年度もあるが、昭和50年度と61年度を比較すると、A, B, C重油とも平均硫黄分は、20%～30%減少している。また、A, B, C重油を含めた全測定数の平均硫黄分については、昭和50年度2.09 (wt%), 56年度1.38 (wt%), 61年度0.92 (wt%)であった。

このことから、他所の報告³⁾でも見られるように、八戸地区でも重油中の硫黄分含有率は減少傾向にある。

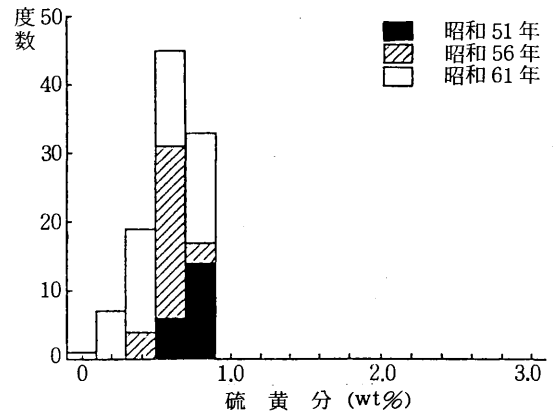


図2 A重油硫黄分濃度度数分布

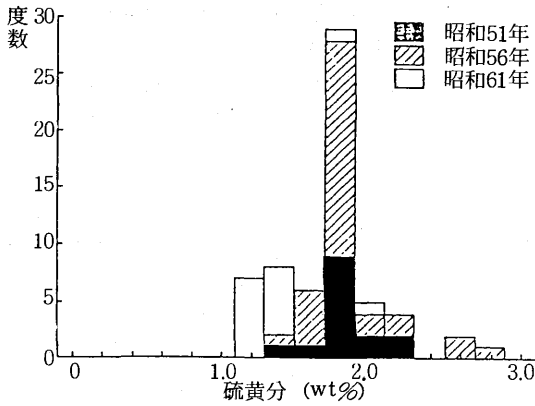


図3 B重油硫黄分濃度度数分布

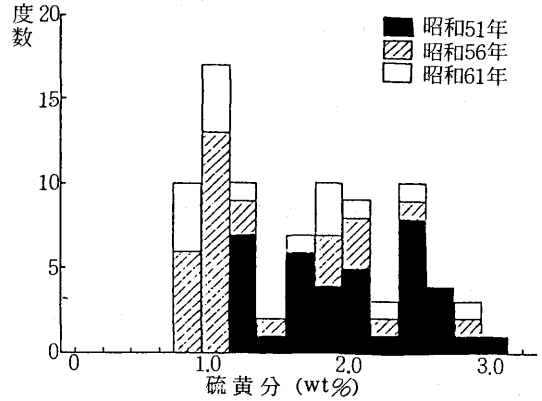


図4 C重油硫黄分濃度度数分布

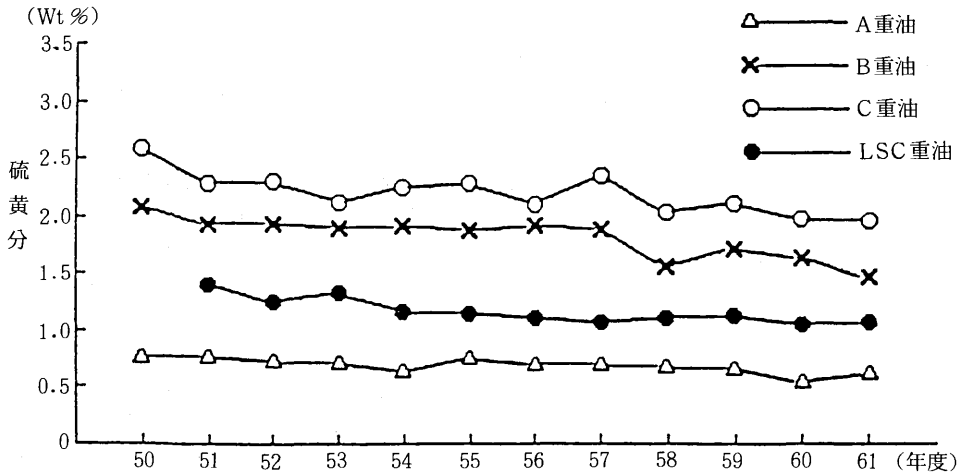


図5 重油中硫黄分平均濃度経年変化

6.3 重油中の硫黄分、窒素分の関係

重油中の硫黄分は、重質油になるほど多く含まれており、また窒素分についても同様の傾向にあることから、硫黄分と窒素分の関係について検討した(図6)。

結果、次の式が得られた。

$$y = 0.095x + 0.001 \quad (r = 0.740 \quad n = 76)$$

x : S分 (wt%) y : N分 (wt%)

このことから、硫黄分が増加すれば、窒素分も増加している。

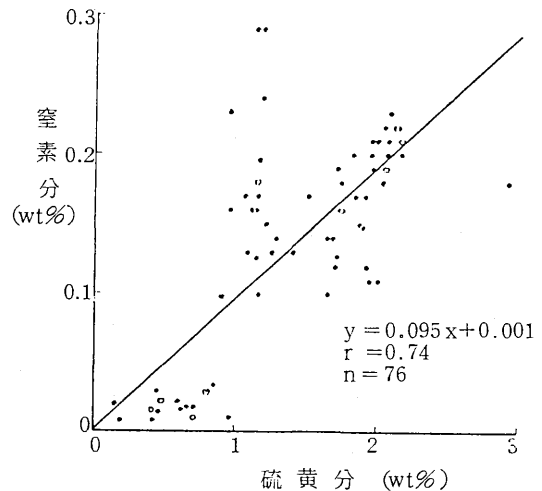


図6 重油中のS分とN分の関係

相関係数 $r = 0.74$ は比較的高いものの、バラツキがみられる。これは、低硫黄A重油(LSA), 低硫黄C重油(LSC)を含んでいると思われるため、これらを除き、さらにA, B, C重油とも同数の分析値を用いての相関を調べた(図7)。

その結果, $r = 0.91$ と硫黄分と窒素分の高い相関が得られた。

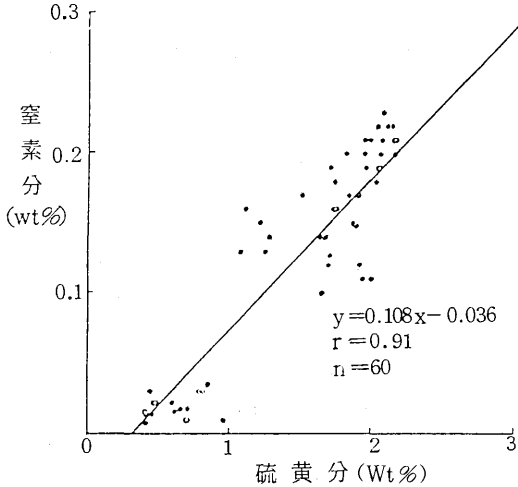


図7 重油中のS分とN分の関係 (LSA, LSC除く)

6.4 重油以外の燃料中の硫黄分, 窒素分

昭和57年度より, 重油以外の燃料について, 硫黄分, 窒素分を分析した(表5)。

今回, 重油以外の燃料中の硫黄分, 窒素分についての試料数が不足して詳しく検討できなかったが, 分析時において次の問題点がでた。

1) 廃タイヤ

廃タイヤの硫黄分については, メーカー別, 種類別による硫黄分の違いはみられないが, 窒素分については, 値のバラツキがみられた。これは, 試料に鋼線及び綿布等の混入がある場合, また表面層及び内面層を試料とした場合に分析値が大きく変わるとされる。よって試料とする部分を統一する必要がある。

2) 黒液

常温で固形状のため, 燃焼法及びボンベ法での分析では, 完全に燃焼しにくく, また燃焼温度を変えた場合に値が変化するため, 正確な硫黄分が分かりにくい。

今後, 黒液については, エシュカ法で検討する必要がある。

表2 重油以外の燃料中のS分, N分

燃料の種類	硫黄分 (wt%)			窒素分 (wt%)	
	燃焼法	ボンベ法	不燃焼性		
石炭	1	0.45	0.41		
	2	2.28	2.06		
	3	0.77		0.24	
	4	0.78			1.87
	5	0.52			0.63
	6	0.39			1.44
微粉炭	0.48			1.29	
廃タイヤ	1	1.48	1.64		
	2	1.58	1.72		
	3	1.76		0.12	
	4	1.55	1.57	0.13	1.00
	5	1.66	1.56	0.25	1.30
	6	1.72	1.70	0.11	0.27
黒液	1	1.24	3.24		
	2	1.61	2.82		
	3	1.98	3.31	1.46	
	4	0.86	1.94	1.48	0.074
	5	1.44	2.24	1.47	0.078
	6	1.44	1.16	1.59	0.11
魚油	1	<0.02	<0.02		
	2	<0.02		<0.02	
	3	0.02			0.015
	4	<0.02			0.028
	5	0.05			
	6	0.08			
木屑	1	<0.02	<0.02		
	2	0.04			
	3	0.02			
	4	<0.02			0.028
木皮	0.03			0.23	
副生油	1	0.58		1.62	
	2	0.24		1.11	
	3	0.04		0.015	
	4	<0.01		0.10	
	5		0.04	0.069	
	6		0.10	1.10	
重油灰	13.86	14.48	0.73	8.24	
アスファルト ピッチ	3.48	3.52	0.02	0.29	

3) 木 屑

試料として広葉樹が多いため、硫黄分は少ないが、今後針葉樹との比較検討をしたい。窒素分は内皮、外皮で違う感じがする。また、硫黄分以外の微量重金属等についても検討してみる必要があると思われる。

4) 重 油 灰

これは、重油ボイラー（原油、ナフサ、C重油の混焼式）で発生するばいじんを電気集じん機で捕集した灰であるが、今年度よりセメントキルンで新たに燃料として使用しはじめた。補助燃料として使用のため主燃料との比率が低く硫酸化合物、窒素酸化合物の量にはあまり影響はないが、使用燃料として量が増加したり、さらに、単品として燃焼する場合には、13%～14%の硫黄分では、当然考慮しなければならないと思われる。

5) アスファルトピッチ

アスファルトを燃料として利用しようという動きは、セメント業界などで普及しているといわれるが、当管内では、まだ使用届はだされていない。しかし、硫黄分3.5%程度あり、単品として燃焼させる時には当然考慮しなければならない。

6) 石 炭

石炭は、産出する炭田、炭鉱により硫黄分は異なるが、当所で分析した試料は、ほとんどオーストラリア産であり硫黄分も0.40～0.80 (wt%) の範囲である。

7) 魚 油

化製場から生産される魚油は、低硫黄分でほとんど問題になる値はでていない。ただ、一時腐食防止の目的で硫酸を加えたことがあったので、今後注意していきたい。

7 ま と め

- 1) 青森県内における燃料使用料（A重油換算）のうち、八戸市が約80%以上を占めている。
- 2) 八戸地区における大手工場の燃料使用量は、重油使用が年々減少傾向にある。代替として廃タイヤ、魚油、石炭が増える傾向にあるが、硫酸化合物濃度は年々減少している。これは、重油の平均硫黄分の低下及び良質油への変換、省エネ対策によるものと思われる。
- 3) 硫酸化合物排出量は、石炭、黒液は増加しているが、原重油においては、昭和48年度と比べ61年度には、約80%も減少している。全体的にみても約65%減少している。
- 4) 重油中の硫黄分、窒素分の間には、正の相関があり、特にL S A、L S Cを除くと、 $r = 0.91$ と高い。
- 5) 重油灰における硫黄分、窒素分の値が各々、14 (wt%)、8 (wt%) と高いので大気汚染への影響について、今後検討してみる必要がある。

重油以外の燃料の硫黄分、窒素分の分析については、(株)産業公害医学研究所八戸分室に協力をいただいたことを感謝いたします。

文 献

- 1) 青森県公害センター：昭和51年度～昭和60年度業務年報、燃料使用状況
- 2) 青森県：環境白書（昭和60年版）、硫酸化合物、29 - 32
- 3) 宮城県保健環境部：昭和60年度宮城県公害資料（大気編）、54 - 56

固定発生源における窒素酸化物について

Nitrogen Oxides from Stationary Source

齊藤 輝夫・工藤 真哉

1 はじめに

大気汚染防止法上の有害物質である窒素酸化物（以下 NO_xと略す）の主な発生源として、自動車・船舶・航空機などの移動発生源と、ボイラー・ディーゼル機関・セメント焼成炉・廃棄物焼却炉などの固定発生源があげられる。NO_xとしては、N₂O・NO・N₂O₃・NO₂・N₂O₄・N₂O₅・NO₃・N₂O₆などが知られているが、普通、燃焼に伴って生成するのは、ほとんどNOであり、空気中の酸素と反応してNO₂となる。燃料の燃焼により発生するNO_xは、主に次の二つの経路により生成される¹⁾

- ① 燃焼用空気中の窒素と酸素が、高温状態において反応してNOとなるThermal（熱的）NO_x。
- ② 燃料中の各種窒素化合物が、燃焼時に酸化されてNOとなるFuel（燃料）NO_x。

これらについて、固定発生源（ばい煙発生施設とディーゼル発電機）に対する立入測定等により得られたデータを検討した。

2 調査方法

2.1 煙道中の窒素酸化物

大気汚染防止法及び公害防止協定に基づき、J I S K 0104 に定めるP D S法（フェノールジスルホン酸吸光度法）により測定（NO₂換算）した。なお、燃料の使用量については、聞き取りによった。

2.2 燃料中のN分及びS分

重油のS分については、J I S K 2541放射線式（非分散蛍光X線分析法）により測定した。また、N分と重油以外のS分については、分析（J I S K 2609, M8813）を依頼した。

3 結果

昭和59年度からの煙道の測定結果（表1）では、ディーゼル発電機のNO_xが、1,415 ㎍、セメント焼成炉のNO_xが、510 ㎍（スポットの値で、1日平均値ではない）

と高かった。また、B・C重油使用のボイラーについては、NO_x濃度が高いと予想された施設が多かったためか、大気汚染防止法の排出基準値前後の値となった。

表1 窒素酸化物（酸素濃度換算）の平均値

施設の種類	燃料	平均値 [㎍]	最大値 [㎍]	施設数	備考
発電用ボイラー	C 重油	130	1	
ボイラー	A 重油	91	120	3	
〃	B 重油	161	300	11	
〃	C 重油	212	240	5	(含L S C)
〃	木屑	95	120	4	木皮チップ
〃	魚油	69	1	
〃	黒液	64	1	製紙工場
〃	都市ガス	49	1	
〃	L P G	100	1	
セメント焼成炉	石炭等	510	1	廃タイヤ
乾燥炉	C 重油	< 20	1	
ディーゼル発電機	C 重油	1,415	1,600	2	

次に、燃料の分析結果（表2）では、C重油のS分がB重油のS分より低くなったが、これは、C重油の中にL.S.C(Low Sulfur C) 重油が多かったためと思われる。なお、A重油のN分については、立入時及び届出時の重油成績表によった。また、L P Gと都市ガスの成分については、データが少ないので表にのせていない。

4 考察

立入測定の結果からNO₂換算NO_x排出係数²⁻³⁾を(1)式により計算すると(図1)

$$\text{排出係数 (NO}_x\text{kg}/10^3\text{kcal)} = \frac{\text{乾き排ガス量(Nm}^3\text{/h)} \times \text{窒素酸化物濃度(} \mu\text{m)} \div 22.4(\text{l/mol}) \times 46(\text{g/mol})}{\text{燃料使用料(l/h)} \times \text{比重} \times \text{高発熱量(kcal/kg)}} \quad (1)$$

表2 燃料のN分及びS分

燃料の種類	N分(%)	検体数	S分(%)	検体数
A 重油	(0.01)	—	0.608	220
B 重油	0.17	3	1.652	71
C 重油	0.21	11	1.452	63
魚油	0.022	2	0.014	18
木屑(木皮)	0.14	3	0.015	4
黒液	0.09	3	1.32*	5
石炭(微粉炭)	1.33	7	0.70	11
廃タイヤ	0.86	3	1.57	8
廃油	0.039	3	0.28	4
副生油	0.692	6	0.22	4

* 燃焼法(1,350℃)による

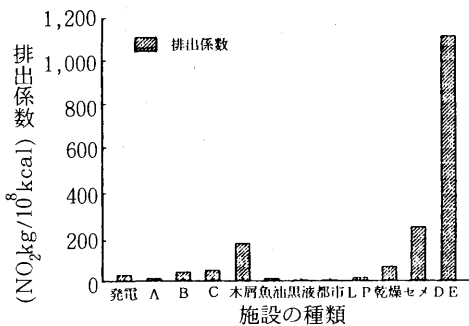


図1 NO₂換算NO_x排出係数

ディーゼル発電機の排出係数が、1,115と高く、また、セメント焼成炉も257と高かった。ボイラーの中では、木屑が183と高かったが、ガス・魚油・A重油・黒液は低かった。なお、環境庁の調査によれば、A重油を使用しているディーゼル機関は、平均437、最大742となっており、測定したディーゼル発電機は、高い方と思われる。また、同調査でのセメント焼成炉(乾式)は、平均127、最大295となっている。

ここで、燃料中のN分がすべてNO_xに転換した場合(転換率100%)と、転換率を30%⁹⁾とした場合を考慮してみると(図2)、排出係数を求める式は、(2)式のとおりとなる。

$$\frac{\text{排出係数}}{\text{燃料使用量}(\ell/h) \times \text{比重} \times \frac{N分(\%)}{100} \times \frac{46}{14} \times \text{転換率}} = \frac{\text{燃料使用量}(\ell/h) \times \text{比重} \times \text{高発熱量}(\text{kcal/kg})}{N分(\%) \times 46 \times \text{転換率}} \dots\dots (2)$$

転換率100%の場合は、発電用ボイラーと木屑・C重油・黒液を使用するボイラーで、実測値を超えており、

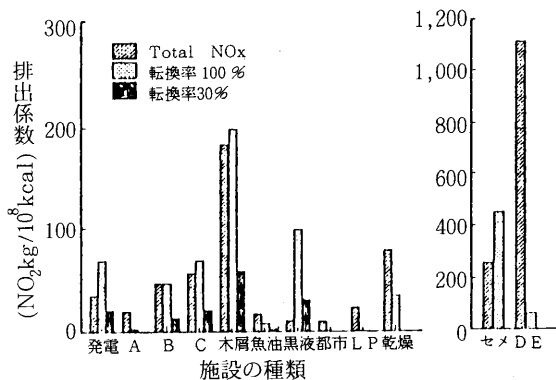


図2 TotalNO_xとFuelNO_x

転換率を30%とすると、黒液を除いて実測値内に収まる。黒液については、実測値が転換率10%くらいになっており、かなり低い転換率と予想される。

A重油・黒液・ガス以外を使用しているボイラーでは、Thermal NO_xとFuel NO_xの比が2:1となっている。A重油などのN分がほとんどない燃料を使用しているボイラーについては、大部分Thermal NO_xと考えられる。

また、ディーゼル発電機の場合は、転換率を100%としても、実測値の6%しかなく、ほとんどThermal NO_xと考えられる。セメント焼成炉については、実測値が転換率60%くらいになっており、転換率は低いものと思われる。

ボイラーについて、燃料がLSC重油からA重油に換ったところを比べてみると(表3)、排出係数で、LSCが79、A重油が29となり、約1/3になった。また、濃度でみると、LSCが185ppm、A重油が120ppmと、約2/3になった。

表3 燃料の転換(C→A重油)効果

燃料の種類	濃度(O ₂ 換算)	排出係数	検体数
L S C 重油	185 ppm	79	2
	↓	↓	
A 重油	120 ppm	29	1

5 ま と め

1 ディーゼル発電機は、NO_xの排出濃度が、1,415 ppm、排出量が、265 Nm³/h、排出係数が、1,115と、

他の施設に比較してかなり高かった。このNO_xは、9割以上Thermal NO_xによると考えられる。

- 2 木屑ボイラーは、液体燃料を使用するボイラーに比べて排出係数が高かった。
- 3 セメント焼成炉については、測定がスポットであり、燃料がN分の高い石炭なので、Fuel・Thermal NO_xの割合や量がはっきりしない。
- 4 NO_xの排出量を計算すると(図3)、ディーゼル発電機(DE-1, 出力29,000 kWh。他にDE-2, 出力40,600 kWhがある。)が、265(Nm³/h)、セメント焼成炉が179、発電用ボイラー(B-4, 出力250,000 kWh。他にB-3, 出力250,000 kWhがある。)が73となった。他の施設は、1桁以下であり、排出量は少ない。

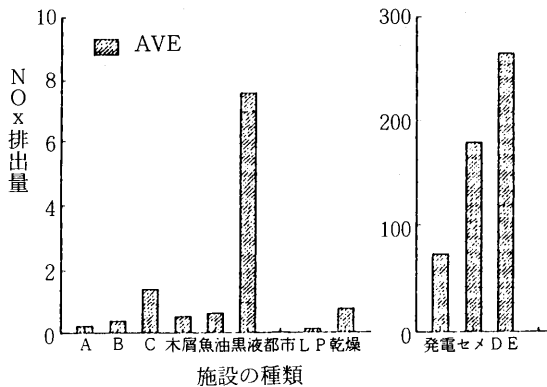


図3 NO_x排出量(Nm³/h)

固定発生源のNO_x排出量に占めるディーゼル発電機の割合は、昭和53年度八戸地域で、48.9%^{10,11)}、他の地域でも37%から95%¹²⁾となっており、かなり大きな割合を占めている。また、Thermal NO_xが多いため、排煙脱硝や低NO_x燃焼等の対策が早急に必要と思われる^{13,14)}。

参 考 文 献

- 1) 公害防止の技術と法規編集委員会編：新訂・公害防止の技術と法規〔大気編〕(1982. 8)
- 2) 環境庁大気保全局企画課編：固定燃焼施設における大気汚染物質の排出係数に関する調査報告書(1976.7)
- 3) 環境庁大気保全局大気規制課編：窒素酸化物総量規制マニュアル(1982. 5)
- 4) 鈴木将夫・飯村 晃・星野 充：ばい煙発生施設における石油系燃料油中の窒素分の実態並びに硫黄分及び排出ガス中窒素酸化物濃度との関係、千葉県公害研究所報告、第19巻第1号、25~32(1987)
- 5) 村田元秀、島 洋久、長井喜久、田村穂積、木本雅仁、海津芳正：固定発生源よりのNO_xの排出係数、三重県公害センター年報、第2号、20~25(1974)
- 6) 環境アセスメント導入にかかる窒素酸化物排出実態調査、富山県公害センター業務年報、第4号、73~89(1976)
- 7) 水畑 孝、池田正宣、前田 泉、畑 宏、井上堅太郎：固定発生源におけるNO_x排出係数、岡山県公害防止センター研究報告、3巻1号、36~42(1976)
- 8) 後藤英昭、永井澄男、酒井茂克、鎌田 紀：固定発生源における窒素酸化物の排出、北海道公害防止研究所報、第2号、77~81(1975)
- 9) 窒素酸化物調査検討委員会：窒素酸化物低減技術の開発現状と適用性、公害と対策Vol.13No.5, 1~23(1977)
- 10) 青森県環境保健部公害課：窒素酸化物基準設定基礎調査報告書(1978. 3)
- 11) 青森県環境保健部公害課：昭和53年度排出基準等設定調査報告書(1979. 3)
- 12) 環境庁大気保全局大気規制課編：ガスタービン・ディーゼル機関大気汚染防止対策ガイドライン(1988.1)
- 13) 村田元秀、島 洋久、高塚美和、伊藤典喜、山田幸延、白井宣一郎、高橋正昭、村井孝悦：固定発生源からの窒素酸化物排出量低減対策に関する研究、三重県公害センター年報、第3号、73~78(1975)
- 14) 水畑 孝、池田正宣、前田 泉、畑 宏、樋口 稚：固定燃焼装置および燃焼操作の改善によるNO_x抑制技術の一考察、岡山県公害防止センター研究報告、3巻1号、25~35(1976)

十和田湖周辺事業場の排水調査

Investigation of Waste Water for surrounding Lake Towada

根岸勝信 ・佐藤信博 ・奈良忠明*
工藤精一 ・田中 貢**・庄司博光*
手代森光仁

1 はじめに

十和田湖は青森、秋田両県の県境に位置し、十和田八幡平国立公園の中核をなす。その澄んだ湖水と景観の美しさは、年間約250万人の観光客を満足させるに十分である。

しかし、近年水質の悪化が徐々に進行しつつあり、昭和30年代には20m近くあった透明度が、最近では12m前後まで低下した。昭和59年及び61年度にはCODが環境基準（湖沼AA類型1種）を超えるなど、楽観できない状況にある（図1）。

水質悪化の大きな要因の一つには湖畔集落からの排水があり、これまで、水質汚濁防止法に基づく特定事業場に対する上乘せ排水基準の設定、新增設事業場のし尿浄化槽に対する厳しい指導基準設定、あるいは排水の地下浸透化の指導等により、汚濁負荷量の削減が図られてきた。そして現在、湖畔集落で発生する全排水の処理を目的に、昭和65年度一部供用開始、70年度全面完成予定で公共下水道の建設が進められている。

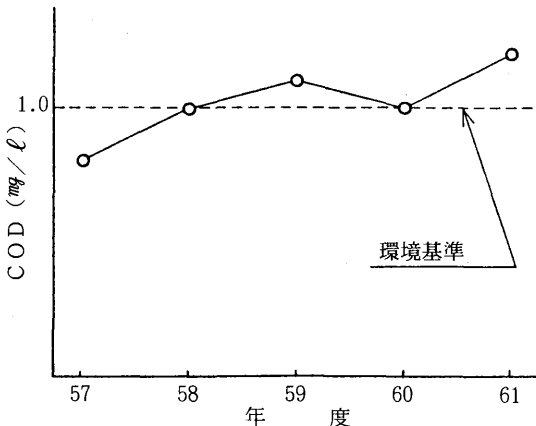


図1 COD (75%値) の推移

ここでは、公共下水道使用を目前に控えた十和田湖周辺（青森県の区域）の特定事業場について、排水の現況を報告する。

2 調査の内容

- (1) 調査期間 昭和60年度及び61年度
- (2) 調査地域 青森県上北郡十和田湖町大字奥瀬字十和田の内、休屋、宇樽部及び子の口地区（図2）
- (3) 調査対象 水質汚濁防止法に基づく特定事業場
- (4) 調査方法 立入（一部電話）による聞き取り調査及びJIS K 0102による排水検査

3 届出状況

昭和62年3月31日現在、十和田湖地域における特定事業場の届出数は61件あり、その内訳は表1に示すとおりである。

国立公園内という特殊な立地環境のため、ほとんどが

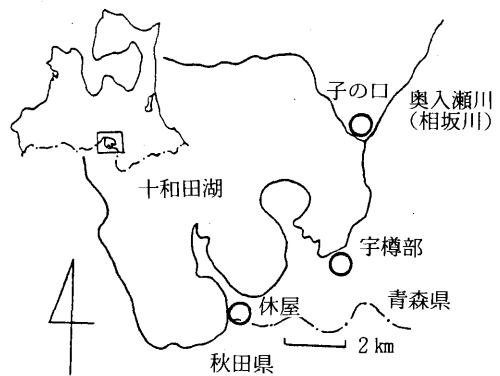


図2 調査地域

Katsunobu NEGISHI, Nobuhiro SATOU, Seiichi KUDOU, Mitsuhiro TESHIMORI

* Tadaaki NARA, Hiromitsu SYOJI (青森県公害調査事務所)

** Kou TANAKA (八戸市公害対策課)

旅館業で58件を占め、その内民宿が34件、その他の旅館（いわゆる旅館、ホテル、国民宿舎等）が24件である。1件ずつある豆腐製造業と洗たく業は、いずれも1民宿が同一敷地内で営業しているものである。下水道終末処理場は建設中である上、放流先が十和田湖の流出河川である相坂川となっており、以下の調査対象から除外した。

表1 特定事業場の届出状況（S.62.3.31現在）

特定施設番号	業種	休屋	宇樽部	子の口	計
17	豆腐製造業	1			1
66の2	旅館業	27(1)	25	6	58(1)
	〔 民 宿 〔 其 他 の 旅 館 〕 〕	10	22	2	34
		17(1)	3	4	24(1)
67	洗たく業	1			1
73	下水道終末処理場		1(1)		1(1)
	計	29(1)	26(1)	6	61(2)

() は排水量50m³/日以上の内数

表2 一般排水の処理状況

全 地 域					
処 理 方 法	豆製造腐業	民 宿	其 他 旅 館	洗く た 業	計
地下浸透	合併浄化槽	5	8		13
	単独浄化槽	1	1		2
	処理なし	9	2		11
放 流	合併浄化槽	1	4		5
	単独浄化槽		1		1
	油水分離槽		1		1
	処理なし	1	16	6	1
休 止 中		2	1		3
計	1	34	24	1	60
休 屋 地 区					
処 理 方 法	豆製造腐業	民 宿	其 他 旅 館	洗く た 業	計
地下浸透	合併浄化槽	5	8		13
	単独浄化槽	1	1		2
	処理なし	2	1		3
放 流	合併浄化槽		3		3
	単独浄化槽		1		1
	油水分離槽		1		1
	処理なし	1	2	2	1
休 止 中					
計	1	10	17	1	29

地区別では休屋が最も多く29件、次いで宇樽部26件、子の口6件で、休屋はその他の旅館が多く、宇樽部は民宿が多い。

なお、日間平均排水量50m³以上の生活環境項目規制対象事業場は、下水道終末処理場を除き休屋の1旅館業のみで、他は排水量50m³/日未満か、地下浸透等により公共用水域への放流がないものである。

4 排水処理状況

4.1 一般排水（ちゅう房、入浴施設等）処理

60事業場について調査した結果、表2のとおりであった。

地下浸透化の指導により、26事業場（43%）が地下浸透や蒸発散方式であったが、半数を越す31事業場では依然として排水が放流されていた。休業や廃業で使用されていないものは3事業場あった。

放流の内では合併浄化槽で処理しているのが5事業場、準単独浄化槽処理1、油水分離槽処理1で、約80%24事業

宇 樽 部 地 区					
処 理 方 法	豆製造腐業	民 宿	其 他 旅 館	洗く た 業	計
地下浸透	合併浄化槽				
	単独浄化槽				
	処理なし	7	1		8
放 流	合併浄化槽	1			1
	単独浄化槽				
	油水分離槽				
	処理なし		12	2	
休 止 中		2			2
計		22	3		25
子 の 口 地 区					
処 理 方 法	豆製造腐業	民 宿	其 他 旅 館	洗く た 業	計
地下浸透	合併浄化槽				
	単独浄化槽				
	処理なし	1			1
放 流	合併浄化槽		1		1
	単独浄化槽				
	油水分離槽				
	処理なし	1	2		3
休 止 中			1		1
計		2	4		6

場はせいぜいため升程度の未処理放流であった。特に、その他の旅館は半数が合併浄化槽等で処理しているのに対し、民宿は17軒中16軒が未処理放流で、事業規模の差が現われている。

地区別では、休屋の約60%が地下浸透等で放流していないのに対し、宇樽部と子の口では逆に60%以上が放流であった。また、休屋では放流の内半数近くが合併浄化槽等による処理をしているのに対し、宇樽部と子の口はほとんどが未処理放流であった。

4.2 し尿処理

豆腐製造業と洗たく業は民宿と共用のため、58旅館業について調査した(表3)。

浄化放流されているのは約1/4の15事業場だけで、他は浄化浸透やくみ取り方式で放流していなかった。し尿系排水の放流が少ないことは、汚濁負荷量削減に大きく寄与していると考ええる。

地区別では、民宿の多い宇樽部にくみ取り方式が集中していた。

5 排水の現況

5.1 調査結果

21事業場30検体について排水検査を実施した結果、表4のとおりであった。また、事業場及び排水の種類別に、各項目の濃度範囲と算術平均値を図3に示した。

pHは4.4~8.9の範囲で6.0~8.0に約70%が集中していた。CODは3~530 mg/lで平均105 mg/l、SSは3~510 mg/lで平均74 mg/lであった。富栄養化に係る制限因子としてはT-Pが0.18~14 mg/lで平均3.5 mg/l、T-Nは1.2~150 mg/lで平均27 mg/lであった。

民宿はその他の旅館に比較し、CODをはじめ全般的に濃度範囲が広く、高い傾向が見られた。

排水の種類別では、未処理一般排水が全般に濃度範囲が広く、平均ではCODとSSが他の排水より高い濃度であった。し尿浄化槽排水はT-PとT-Nで高い濃度を示し、逆に合併浄化槽排水は、全項目とも最も低い平均濃度であった。

5.2 排水基準との比較

十和田湖地域は、水質汚濁防止法に基づく上乗せ排水基準の適用区域であるが、生活環境項目について排水基準が適用になるのは1事業場のみである。ここでは、全事業場に基準が適用になると仮定し、基準値と比較して結果を表5に示した。

21事業場の内、15事業場(71%)で基準不適合の項目があった。民宿は11軒中9軒(82%)、その他の旅館では10軒中6軒(60%)が基準に不適合であった。

項目別では、CODとSSが基準を越す事業場が多く、

表3 し尿処理状況

全 地 域				
処 理 方 法	民 宿	その他の旅館	計	
くみ取り	15	2	17	
地下浸透	合併浄化槽	5	8	13
	単独浄化槽	5	5	10
放 流	合併浄化槽	1	4	5
	単独浄化槽	6	4	10
休 止 中	2	1	3	
計	34	24	58	

休 屋 地 区				
処 理 方 法	民 宿	その他の旅館	計	
くみ取り	4	1	5	
地下浸透	合併浄化槽	5	8	13
	単独浄化槽	1	3	4
放 流	合併浄化槽		3	3
	単独浄化槽		2	2
休 止 中				
計	10	17	27	

宇 樽 部 地 区				
処 理 方 法	民 宿	その他の旅館	計	
くみ取り	10	1	11	
地下浸透	合併浄化槽			
	単独浄化槽	4	1	5
放 流	合併浄化槽	1		1
	単独浄化槽	5	1	6
休 止 中	2		2	
計	22	3	25	

子 の 口 地 区				
処 理 方 法	民 宿	その他の旅館	計	
くみ取り	1		1	
地下浸透	合併浄化槽			
	単独浄化槽		1	1
放 流	合併浄化槽		1	1
	単独浄化槽	1	1	2
休 止 中			1	1
計	2	4	6	

表4 排水検査結果

所在地	事業場	届出 宿泊者		排水の種類	排水処理	透視度 (cm)	水 質					備 考			
		排水量 (m^3 /日)	(人) 能力当日				pH	COD (mg/l)	SS (mg/l)	T-P (mg/l)	T-N (mg/l)		大腸菌群数 (個/ ml)		
休 屋 宇樽部	民宿 A	4.6	60	—	入浴, 厨房等	な	し	3.5	4.4	190	91	1.9	21	—	
	" B	2.5	35	3	総 合	し 尿 浄 化 槽		10	6.3	69	48	1.7	12	—	排水処理はし尿のみ
	" C	1.2	20	5	"	"	"	10	6.4	67	54	1.8	7.9	—	"
	" D	1.9	20	6	入浴, 厨房等	な	し	—	7.1	3	3	0.18	2.3	—	
	" E	2.1	15	3	"	"	"	30以上	6.5	96	44	1.8	10	—	
	" F	2.7	30	18	"	"	"	11	5.1	200	99	2.1	23	—	
	" G	7	40	2	厨 房 等	"	"	—	6.4	250	130	4.6	59	—	
	" H	1.8	28	7	"	"	"	—	5.3	400	270	9.7	27	—	
	" I	1.4	15	0	"	"	"	1.5	7.5	530	510	7.6	80	—	
	" J	0.9	20	0	"	"	"	30以上	7.6	16	15	1.6	1.2	—	
	子の口	" K	15	30	—	入浴, し尿	し 尿 浄 化 槽		4	5.8	230	140	6.0	61	1.6×10^6
休 屋 旅館 A	A	84	600	600	総 合	し 尿 浄 化 槽		7	6.8	81	120	5.7	17	9.8×10^3	排水処理はし尿のみ
				350	"	"		6	6.3	86	64	3.9	21	9.4×10^3	"
				650	"	"		—	8.9	100	77	11	12	—	"
	" B	16	45	—	"	合 併 浄 化 槽		—	6.9	38	22	—	27	8.0×10^4	
				10	"	"		30以上	7.2	11	8	0.36	3.6	—	
				—	"	"		18	7.2	18	25	0.43	3.5	—	
	" C	17	113	80	"	"	"	—	7.1	52	32	3.4	32	—	
	" D	6.4	26	11	入浴, 厨房等	な	し	—	5.4	110	80	1.7	11	—	
	" E	7.7	60	40	"	"	"	—	6.4	83	68	0.97	20	—	
	" F	36	150	48	入 浴	油 水 分 離 槽		—	6.9	11	7	0.21	1.6	—	
				—	厨 房 等	"		—	5.8	39	22	0.53	4.3	—	
—				し 尿	し 尿 浄 化 槽		—	7.3	93	110	2.8	21	—		
" G	17	100	—	し 尿, 厨房等	し 尿 浄 化, 油水分離		10	6.8	52	28	1.6	11	—		
			—	厨 房 等	浄 化 槽		13	6.2	46	26	0.93	9.0	—		
宇樽部	" H	23.5	96	—	総 合	"		28	7.3	9	10	2.4	22	2.3×10^5	排水処理はし尿のみ
	" I	6	40	10	厨 房 等	な	し	—	7.0	20	15	0.51	2.3	—	
子の口	" J	30	43	43	総 合	合 併 浄 化 槽		30以上	6.5	16	9	0.30	1.6	1.1×10^6	

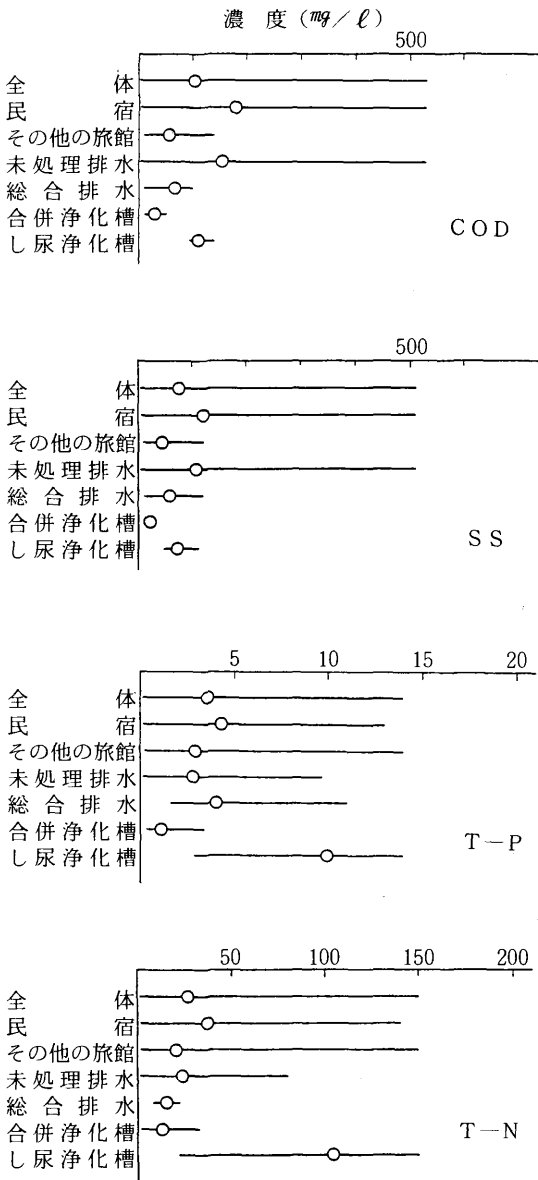


図3 濃度範囲と算術平均値

表5 排水基準との比較

区分	事業場数	不適合事業場	項目別不適合事業場数				
			pH	COD	SS	T-P	T-N
民 宿	11	9 (82%)	3	9	9	0	1
その他の旅館	10	6 (60%)	2	6	5	0	1
計	21	15 (71%)	5	15	14	0	2
仮定の排水基準 (mg/l)			5.8~8.6	50	40	16	120

中には基準値の10倍以上の民宿もあった。排水規模が小さいとはいえ、好ましくない状況であり、何らかの対策が講じられてよい。

基準とは別に、大腸菌群については4事業場7検体のみの検査ではあったが、9,400~1,600,000個/mlといずれも大量に検出されており、衛生面からも問題が残されている。

6 排水の汚濁負荷量

今回の排水検査結果を基に、十和田湖地域で年間に発生する排水の汚濁負荷量を試算した。

6.1 排水量の推定方法

基本的には〔排水量〕=〔用水量〕と仮定し、用水としては町営水道が普及しており、その使用量はここ数年横ばい状態である(図4)ことから、昭和60年度の有収水量を用いた。

- (1) 湖畔集落の排水

$$〔排水量〕 = \left[\begin{array}{c} \text{町営水道} \\ \text{有収水量} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{地下水利用事} \\ \text{業場の排水量} \end{array} \right]$$

- (2) 特定事業場の排水

$$〔排水量〕 = \left[\begin{array}{c} \text{水道利用事業} \\ \text{場の排水量} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{地下水利用事} \\ \text{業場の排水量} \end{array} \right]$$

- (3) 水道利用事業場の排水

$$〔排水量〕 = \left[\begin{array}{c} \text{町営水道有収水量} \end{array} \right]$$

- (4) 地下水利用事業場の排水

$$〔排水量〕 = \left[\begin{array}{c} \text{届出排水量 (m}^3\text{/日)} \end{array} \right] \times 30\text{日} \times 7.5\text{ヶ月}$$

- (5) 放流事業場の排水

一般排水やし尿処理水の量を分けることが困難なため、いずれかが放流されていれば、全放流と仮定した。

- (6) 地下浸透事業場の排水

一般排水、し尿処理水ともに放流されていない事業場で発生する排水。

6.2 排水濃度の決定方法

排水量において、一般排水やし尿処理水の分別が困難なため、排水濃度は全検査結果の平均を用いることとした。そして、検査結果の濃度分布が、各項目ともおおむね対数正規分布を示した(図5)ことから、幾何平均値を求めた。

幾何平均値 (mg/l)

COD	58	SS	41
T-P	1.9	T-N	13

この値は、検査対象が全て旅館業であったことから、一般家庭や飲食店の排水と類似するものとして、湖畔集落排水の負荷量計算にも使用した。

6.3 汚濁負荷量の計算結果

〔排水量〕に〔排水濃度〕を乗じて得た汚濁負荷量を排水量と共に表6に示した。

休屋、宇樽部及び子の口の全集落で、年間に発生する排水量は約30万 m^3 で、その汚濁負荷量はCOD 17.23 t, SS 12.18 t, T-P 0.564 tそしてT-N 3.86 tとなり、その内82%が休屋に集中している。

特定事業場で発生する排水量は約17.5万 m^3 で、全集落排水の59%を占めており、COD 10.14 t, SS 7.17 t, T-P 0.332 tそしてT-N 2.27 tであった。この内84%が休屋に集中している。また、特定事業場の排水の内41%の約7.1万 m^3 が放流されており、その汚濁負荷量はCOD 4.14 t, SS 2.92 t, T-P 0.135 tそしてT-N 0.93 tであった。やはり休屋で多く、72%を占めている。

特定事業場排水の59%が地下浸透になっていることは、有効な汚濁負荷量削減策と考えるが、窒素については、

地下浸透してもその多くは硝化し、地下水を介して湖内に流出する可能性もあり、¹⁾今後の課題である。

次に、十和田湖の貯水量は約 $2.19 \times 10^9 m^3$ とされている²⁾が、試算した汚濁負荷量が湖内に単純拡散した場合の湖水の上昇濃度を表7に示した。

全集落の排水が放流されたとすれば、COD 4.1 ppb, SS 2.9 ppb T-P 0.13 ppb T-N 0.9 ppbの上昇となる。その内約1/4が放流事業場の排水によるものである。これは、湖水の検査値を直ちに左右するレベルではないが、閉鎖性水域の特殊性に加え、排水の70~80%以上が、唯一の流出河川奥入瀬川(相坂川)に最も近い休屋に集中していること、また、かつて魚が住めなかった十和田湖も、今では多種多様の動植物が繁殖し出したことを考え合わせると、今後加速度的に汚濁を進行させる要因として、無視できないと考える。

待たれる公共下水道の全面完成までは、まだ数年を要する。その間、湖水の汚濁進行を阻止する努力が望まれるところであるが、一部事業場では下水道建設への期待から、独自の積極的な排水対策を控える向きもあり、現状の排水放流が当分続くことが予想される。今後も十和田湖の汚濁防止のため、関係機関と調整を図りながら、汚濁負荷量の削減に努めたい。

なお、今回の調査にあたり、資料提供等の御協力をいただいた十和田保健所並びに十和田湖町に対し、深く感謝する。

7 ま と め

1. 十和田湖地域で特定事業場の届出は61件あり、その内58件が旅館業で、宇樽部では民宿が多く、休屋ではその他の旅館が多い。
2. 一般排水(ちゅう房, 入浴等)を放流しているのは31事業場で、その内排水処理をしているのは7事業場だけであった。
3. し尿処理水を放流しているのは15旅館業で、他は地下浸透やくみ取り方式であった。

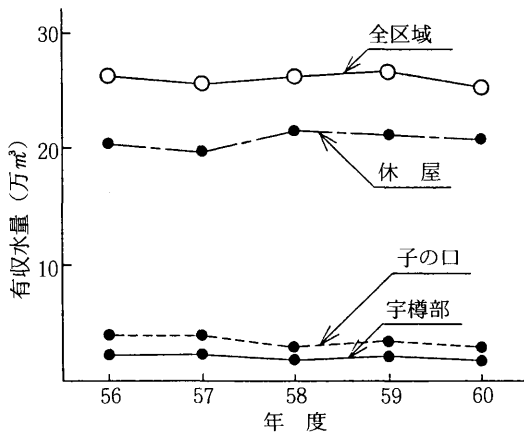


図4 十和田湖地域有収水量の推移

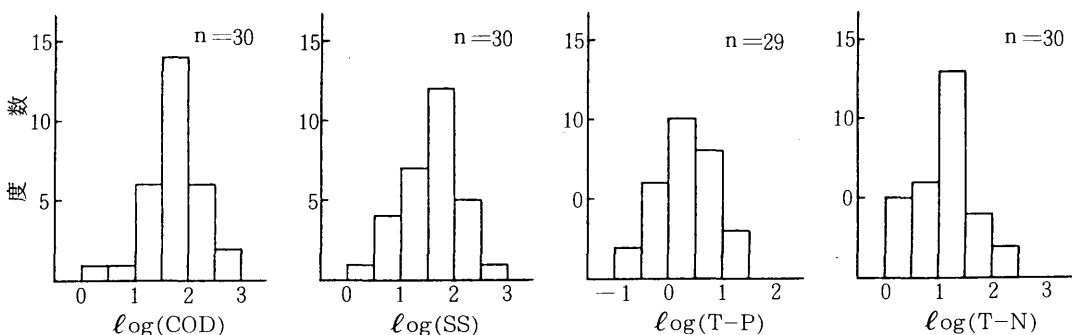


図5 濃度分布

表 6 汚濁負荷量

湖畔集落で発生する排水

区 分	排 水 量 (千 m^3 /年)			地 区 の 割 合 (%)	汚濁負荷量 (t/年)			
	町営水道利用	自家水道利用	合 計		COD	SS	T-P	T-N
休 屋	206.2	38.2	244.4	82	14.18	10.02	0.464	3.18
宇 樽 部	17.2	6.8	24.0	8	1.39	0.98	0.046	0.31
子 の 口	28.7	0	28.7	10	1.66	1.18	0.055	0.37
全 区 域	252.1	45.0	297.1	100	17.23	12.18	0.564	3.86

特定事業場で発生する排水

区 分	排 水 量 (千 m^3 /年)			地 区 の 割 合 (%)	汚濁負荷量 (t/年)			
	地 下 浸 透	放 流	合 計		COD	SS	T-P	T-N
休 屋	96.2	51.2	147.4	84	8.55	6.04	0.280	1.92
宇 樽 部	7.0	13.5	20.5	12	1.19	0.84	0.039	0.27
子 の 口	0.3	6.6	6.9	4	0.40	0.28	0.013	0.09
全 区 域	103.5	71.3	174.8	100	10.14	7.17	0.332	2.27

特定事業場から放流される排水

区 分	排 水 量 (千 m^3 /年)			地 区 の 割 合 (%)	汚濁負荷量 (t/年)			
	民 宿	そ の 他 の 旅 館	合 計		COD	SS	T-P	T-N
休 屋	5.7	45.5	51.2	72	2.97	2.10	0.097	0.67
宇 樽 部	7.3	6.2	13.5	19	0.78	0.55	0.026	0.18
子 の 口	2.4	4.2	6.6	9	0.38	0.27	0.013	0.09
全 区 域	15.4	55.9	71.3	100	4.14	2.92	0.135	0.93

(注) 豆腐製造業・洗たく業は民宿に含む。

表 7 単純拡散による湖水濃度の上昇

区 分	湖 水 濃 度 上 昇 値 (mg/l)			
	COD	SS	T-P	T-N
湖 畔 集 落 排 水	0.0041	0.0029	0.00013	0.0009
特 定 事 業 場 排 水	0.0024	0.0017	0.00008	0.0005
特 定 事 業 場 の 放 流 排 水	0.0010	0.0007	0.00003	0.0002

- 旅館業排水の検査結果は、pHが4.4～8.9、COD3～530 mg/l 、SS3～510 mg/l 、T-P0.18～14 mg/l 、T-N1.2～150 mg/l で、全項目とも民宿がその他の旅館より高い傾向があった。
- 上乘せ排水基準との比較では、71%の事業場が不適合で、CODとSSが基準を越すケースが多かった。また、大腸菌群数が高い値で、衛生面の問題もある。
- 排水の汚濁負荷量を試算した結果、休屋、宇樽部、子の口の全集落では、年間にCOD17.23t、SS12.18t、T-P0.564t、T-N3.86tが発生し、その内59%が特定事業場から発生する。また、特定事業場の排水の41%が放流されており、発生量、放流量共に休屋に70%以上が集中している。
- 排水が湖水に対し、直ちに影響を与えるものではないが、湖水を取り巻く環境を凝視するとき、加速的に

汚濁を進行させる要因となり得る。

文 献

- 松沢克典, 松井優實, 矢野伸一: 土壌浸透による生活雑排水の処理(土壌カラム実験), 長野県衛生公害研究所研究報告, 8, 15-19, (1985)
- 金子光美, 国包章一, 橋爪健一郎: 国立公園内湖沼の水質汚濁の現況(1), 用水と廃水, 23, 5, 36-43, (1981)

低沸点有機化合物の実態調査

Investigation of Volatile Halogenated Hydrocarbons in Waters

柞木田むつみ・庄司 博光*・野田 正志・佐藤 信博
奈良 忠明*・工藤 精一・根岸 勝信

1 はじめに

昭和57年、環境庁が井戸水を中心とする地下水汚染実態調査を開始して以来、¹⁾トリクロロエチレン等による環境汚染の問題が論議されてきた。環境庁、通産省、厚生省および建設省などにおいて、その取り扱い方針等について幾多の措置や指導がなされている。調査の対象は、当初の地下水から公共用水域・事業場排水へと広がった。昭和62年度には、改正化審法が施行になり、難分解性と人体毒性に対する懸念から、他の物質に先がけ、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンが、指定化合物として規制されるに至った。^{2,3)}

この報告は、昭和58年度より、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタンの3物質について、当所管内の公共用水域・地下水・事業場排水を調査した結果の概要である。

2 調査方法

2.1 調査期間

公共用水域

昭和58年9月1日～昭和63年1月20日
地下水
昭和60年2月19日～昭和63年1月15日
事業場排水
昭和61年2月18日～昭和63年1月21日

（調査は主に12月から3月に行った。）

2.2 調査地域および検体数

公共用水域 20地点 (28検体)

八戸前面海域、第一工業港、馬淵川、相坂川、五戸川、三沢川、浅水川、小川原湖流入河川

地下水 28地点 (41検体)

八戸市、十和田市、三戸町、名川町

事業場 最終排水 27事業場 (41検体)

工程排水 9事業場 (36検体)

八戸市、十和田市、三戸町、野辺地町、五戸町、

階上町、名川町、福地村

2.3 調査項目

昭和58年度

トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン

昭和59年度～昭和62年度

トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、

1,1,1-トリクロロエタン

2.4 測定方法

公共用水域・地下水

溶媒抽出ガスクロマト法

事業場排水

ヘッドスペースガスクロマト法

(一部高濃度の場合は溶媒抽出法)⁴⁾

ガスクロマトグラフ条件

島津GC-7AG

カラム: 20%シリコーンDC-550 クロモリルBW-AW-DMCS (60~80メッシュ) 3mm×3m

カラム槽温度: 78°C

検出器: ⁶³Ni-ECD

検出器温度: 219°C

N 流量: 50ml/min

3 結果および考察

3.1 公共用水域の汚染状況

調査20地点(図1)のうち、昭和58年度には、八戸市および十和田市を通る主要河川の新井田川・馬淵川・相坂川を対象に、トリクロロエチレンとテトラクロロエチレンの汚染状況をみだが、いずれの河川も、両物質とも不検出であった。

昭和60年度には、八戸市・十和田市の市街地および工業地帯からの汚染度を把握するため、新井田川・馬淵川・五戸川・第一工業港として八戸前面海域を、また、農村地帯の実態を知るために、浅水川および小川原湖に流入

Mutsumi TARAKITA, Masashi NODA, Nobuhiro SATO, Seiichi KUDOU

Katunobu NEGISHI

* Hiromitsu SYOUJI, Tadaaki NARA (青森県公害調査事務所)

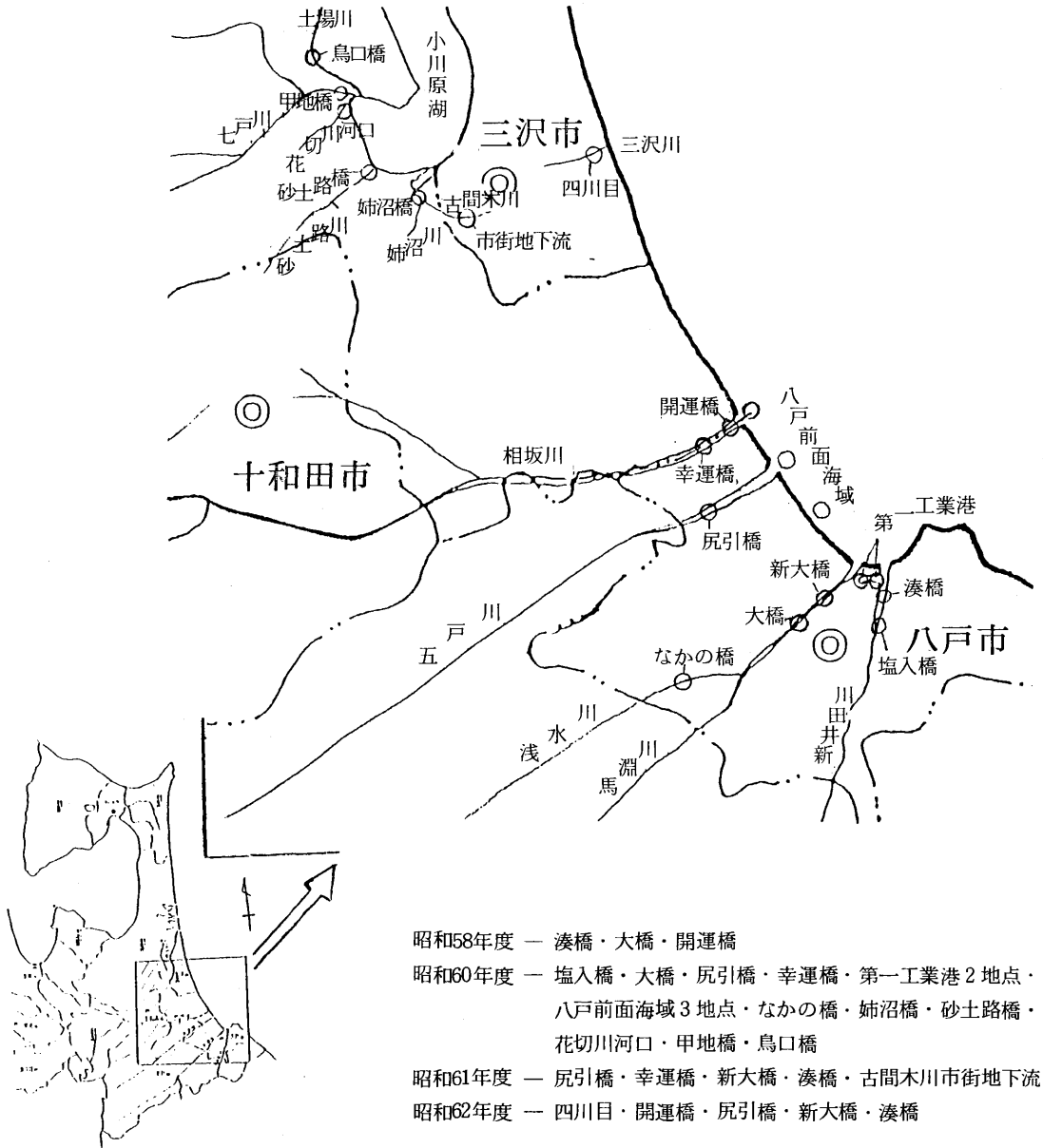


図1 公共用水域調査地点および調査年度

する5河川を調査した。その結果、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタンのいずれも不検出であった。

昭和61年度には、五戸川・相坂川・馬淵川・新井田川に加えて、三沢市街地の排水が流入する古間木川を調査した。その結果、新井田川でテトラクロロエチレン、古間木川で1,1,1-トリクロロエタンの存在が認められたが、測定限度未満であり、他の河川では、測定3項目とも不検出であった。

昭和62年度には、新井田川・馬淵川・五戸川・相坂川・

三沢川を対象に調査を行ったが、三沢川で測定限度未満のトリクロロエチレンを認めた以外、測定3物質とも不検出であった。

従って、これまで調査を行った範囲の公共用水域については、特に問題がないと考える。

3.2 地下水の汚染状況

28地点中11地点から、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタンを検出した。

(図2)。

これら測定3項目のうち、検出頻度(表1)が最も高かったのはテトラクロロエチレンであり、また、比較的高濃度のものが検出されたのも、テトラクロロエチレンであった。

地点24, 27, 28は、いずれもテトラクロロエチレンを使用しているクリーニング工場の敷地内の地下水である。地点27は、昭和61年11月と昭和63年1月に調査したが、二度目の調査時には、テトラクロロエチレン濃度が、約3倍に増加しており、水道水の暫定基準を超えていた。地点24, 28は、暫定基準を超えてはいないが、近似値を示していた。これらは、いずれも冷却水および洗浄水にのみ使用されているので、直接の支障はないが、地下水汚染の観点から⁵⁾、今後の動向を見守る必要がある。

地点7, 14, 15のトリクロロエチレンについては、地層・地下水位^{6,7)}、井戸の状況⁸⁾、図3のグラフの変動・検出地点付近に現在トリクロロエチレンを使用する事業場がないこと。10年位前まで土壌に直接トリクロロエチレン廃液を投入していたと思われる事業場が地点15に隣接してあったことを考え合わせると、同水系を介した過去の汚染に因るものと思われる。同時に検出されるテトラクロロエチレンについては、図3に

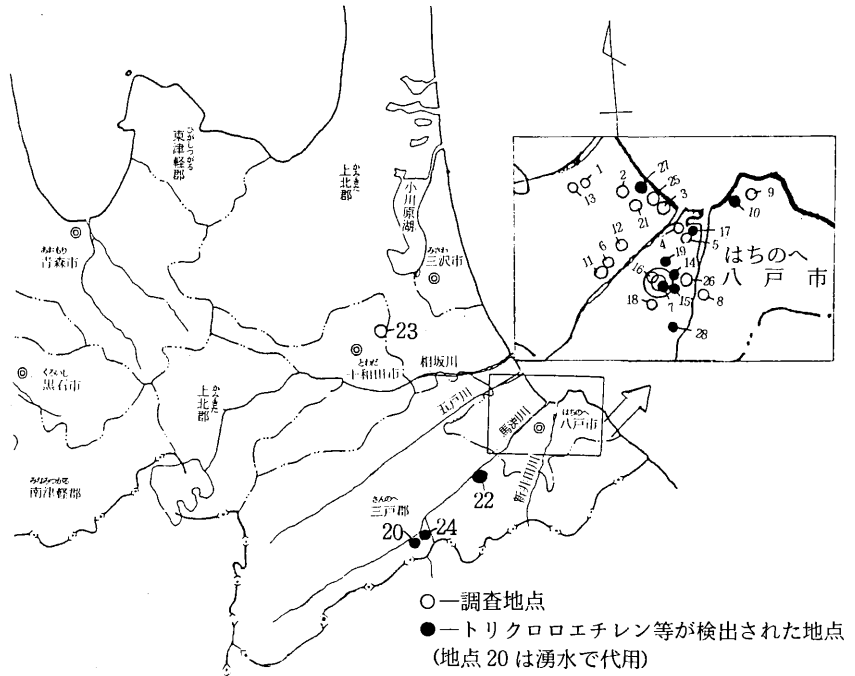


図2 地下水調査地点

表1 地下水からの検出状況

単位 $\mu\text{g}/\ell$

地点No	調査年月日	トリクロロエチレン	テトラクロロエチレン	1,1,1-トリクロロエタン
7	60. 2 . 19	2.3	4.6	<0.5
	61. 1 . 28	3.1	5.5	"
	62. 2 . 25	3.2	5.8	"
	63. 1 . 13	2.0	4.5	"
10	60. 2 . 19	<1	<0.5	4.6
	61. 1 . 28	"	"	3.3
	62. 2 . 26	"	"	3.0
14	61. 1 . 28	1.3*	0.3*	<0.5
	62. 2 . 25	1.0*	0.2*	"
	63. 1 . 13	<1	0.8	"
15	61. 1 . 28	6.5	0.3*	"
	62. 2 . 25	5.9	0.2*	"
17	62. 3 . 4	<1	3.7	"
19	62. 2 . 25	"	2.5	"
20	62. 2 . 25	"	2.5	"
22	62. 12 . 25	"	1.2	"
24	62. 12 . 25	"	9.1	"
	61. 11 . 4	"	5.7	"
27	63. 1 . 13	"	16	0.8
	63. 1 . 15	"	9.8	"

地点 No.20 は湧水
*は J I S 法の定量下限以下のもの

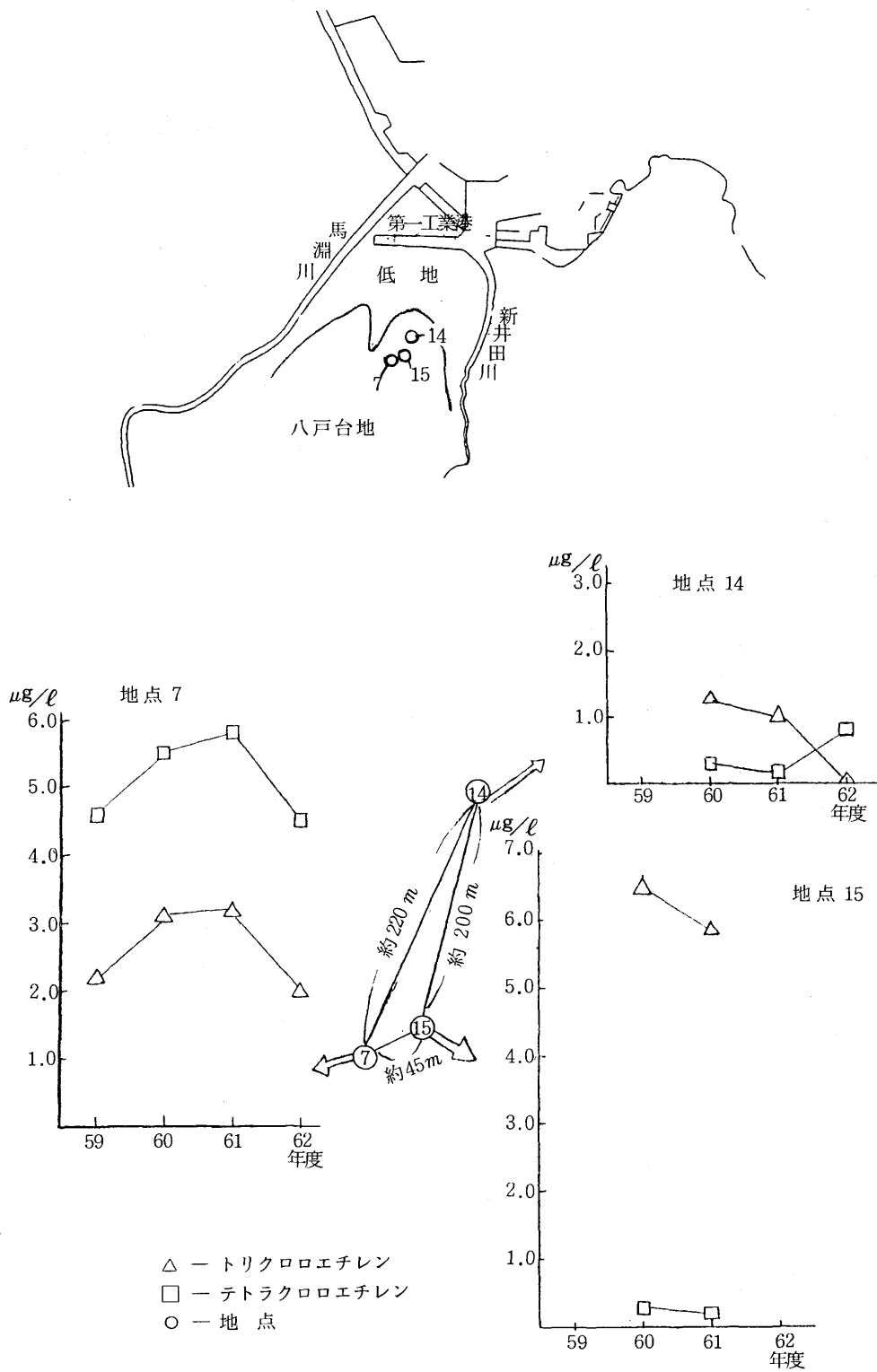


図3 地点7, 14, 15の位置図と濃度変化

示したグラフの変化と濃度から、トリクロロエチレンとは汚染経路が異なるものと考える。

地点22は、二年前までテトラクロロエチレンを使用していた事業場内の地下水で、付近にテトラクロロエチレンを使用している事業場がないことから、過去の汚染の残存ではないかと思われる。

3.3 事業場の排出状況

昭和60年度から昭和62年度の間に調査した27事業場の最終排水の状況は表2のとおりである。

事業場No.1からNo.24までは、ドライクリーニングを行う洗濯業であり、No.25からNo.27までは、その他の事業場である。

管理目標を超過した事業場12件のうち、11件がドライ

クリーニング工場であり、超過項目は、テトラクロロエチレンであった。残りの1件は、その他の業種でトリクロロエチレンが超過していた。

昭和61年度の調査結果は、テトラクロロエチレンが管理目標を超過している場合が圧倒的に多く、環境庁が行った集計結果と類似傾向を示す。洗濯業について、管理目標の超過率は、環境庁発表（61年度⁹⁾の37.4%に対し当所管内では50%と、排水処理対策の遅れが見られた。

テトラクロロエチレンの全需要の44%が、ドライクリーニング業に使用されていること¹⁰⁾、テトラクロロエチレンによる地下水汚染範囲とドライクリーニング工場の関連が密なること^{11,12)}、水中・土壌中での難分解性等から、ドライクリーニング業に対する指導が徹底されてよい。

表2 事業場排水の管理目標超過状況

事業場No.	調査期間	調査回数	管理目標超過回数	超過項目	排水の放流水系
⊗ 1	62.12	1			新井田川
○ 2	61.2～63.1	4	4	テトラクロロエチレン	〃
○ 3	61.2～62.1	2			〃
⊗ 4	62.1	1			〃
⊗ 5	61.2～61.6	2	1	テトラクロロエチレン	馬淵川
6	61.12～62.12	2	1	〃	〃
○ 7	62.12	1			〃
○ 8	62.1	1			五戸川
⊗ 9	62.1	1			〃
○ 10	62.1～62.12	2	2	テトラクロロエチレン	〃
⊗ 11	62.2	1			相坂川
12	61.2～61.11	2	1	テトラクロロエチレン	〃
13	60.2～61.3	1	1	〃	三沢川
14	61.2	1			野辺地川
15	63.1	1			道仏川
⊗ 16	61.3～61.12	3	3	テトラクロロエチレン	第一工業港
17	61.3	1	1	〃	〃
⊗ 18	62.1～63.1	2	2	〃	〃
⊗ 19	61.12～63.1	4	4	〃	第二工業港
○ 20	61.12	1			地下浸透
21	61.2	1			下水道
○ 22	62.1	1			〃
○ 23	61.2～61.11	3			〃
24	61.2	1	1	テトラクロロエチレン	〃
25	62.12	1			馬淵川
26	62.12	1			〃
27	62.12	1	1	トリクロロエチレン	〃

事業場No.1～24が洗濯業、No.25～27がその他
○ 61年度調査事業場 ⊗ 61年度超過事業場

ドライクリーニングの一般的工程 (図6) をみると、排水1は、分離槽からの未処理排水であり、排水2・3・4は、コンデンサーを通る間接冷却水で、本来、テトラクロエチレンとは接触しない排水である。また、排水5は、排水1を活性炭または曝気により処理した水である。

表3に、テトラクロエチレン濃度の範囲を示した。排水1と排水5には、明らかな濃度差が見られた。また処理を行った排水5は、排水1よりは低濃度であったものの、暫定的管理目標値を超えていた。

新たに活性炭処理装置をつけた事業場の最終排水について調査したところ、当初は管理目標値以下になったが、洗濯量の多い事業場では、数ヶ月で再び超過するものが出てきた。

活性炭処理には、適切な活性炭の管理交換が必要と判断された。

最終排水濃度についてドライクリーニング工場を指導した結果、排水1を別容器にとり、処理業者に委託する方法を選択した業者もあるが、これらの施設の中には、なお管理目標を超えている事業場も見受けられた。

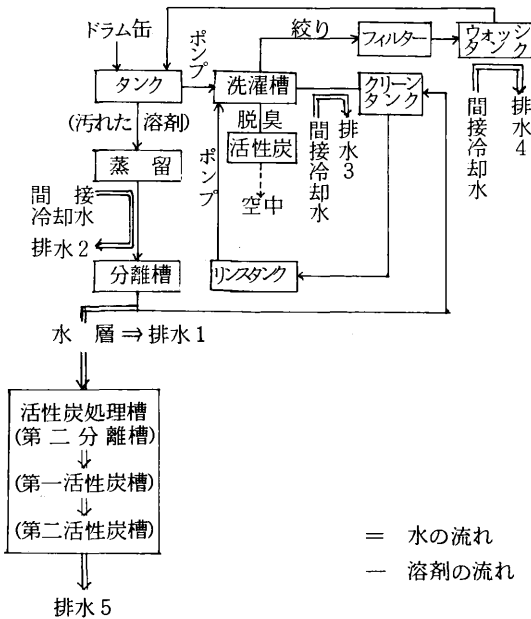


図6 ドライクリーニングの一般的な工程

表3 ドライクリーニング工程別排水濃度

排水の種類	検体数	テトラクロエチレン検出範囲
排水1	3	5800 ~ 35000
排水2・3・4	16	0.5 ~ 760
排水5	7	120 ~ 2400

単位 $\mu\text{g}/\ell$

クリーニング業は、有機物を含む排水を排出していることもあり、テトラクロエチレンの沈降性¹²⁾、吸着性⁸⁾、濃縮性¹⁴⁾などを考えると、排水路の状況から、管理目標値以下になるまで時間がかかる事業場もあると思われる。

事業場の立入調査時の状況も考え合せ、管理目標の超過原因には、処理装置の不備または管理不良、使用済みフィルターの野ざらし、ドライクリーニング機の管理不良、排水路の汚染などがあげられる。

事業者側の理解を深めるため、点検の簡易な方法の採用、たとえば、検知管による測定方法¹⁵⁾も有効であろう。

4 まとめ

- 1 公共用水域からは、トリクロロエチレン・テトラクロロエチレン・1.1.1-トリクロロエタンのいずれも検出されなかった。
- 2 地下水からの検出率は、測定3項目の中では、テトラクロロエチレンが最も高かった。このうち、水道水の暫定基準を超えていたもの、もしくは、その基準に近いもの3件は、いずれもテトラクロロエチレンを使用しているドライクリーニング工場の敷地内の地下水であった。
- 3 事業場排水で管理目標を超えていたものは、12事業場あり、そのうち11事業場がドライクリーニング工場であった。
- 4 洗濯業者に対しては、濃度の概念と簡易な測定方法を含む知識の啓蒙と自主管理の徹底が有効と考える。

5 参考文献

- 1) 石飛博之：飲用井戸等衛生対策要領について、公害と対策、23 (6), 47~48, (1987)
- 2) 環境庁環境保健部保健調査室：化学物質と環境、官公庁公害専門資料、23 (1), 1~3, (1988)
- 3) 牧野利孝：有害化学物質対策の現状と今後の課題、環境技術、17(1), 32~40, (1988)
- 4) 佐々木一郎：トリクロロエチレン等の測定方法について、環技協ニュース、8 (2), 8~10, (1987)
- 5) 中杉修身：地下水への汚染物質浸入の機序、公害と対策、23 (10), 23~28, (1987)
- 6) 青森県：八戸地区地下水利用等基礎調査 (解析編) 報告書、(1980)
- 7) 楡井久、佐藤賢司、日野隆信：地下水源の汚染監視と今後、公害と対策、23 (10), 29~36, (1987)
- 8) 八戸市：八戸市の臨海地域における地下水塩水化実態調査報告書、(1979)
- 9) 環境庁水質保全局水質管理課・水質規制課：トリクロロエチレン等の排出状況及び地下水等の汚染状況に

- ついて, 官公庁公害専門資料, **23** (1), 24~35, (1988)
- 10) 村田徳治: 環境汚染と化学物質, 公害と対策, **22** (9) 49~55, (1986)
- 11) 玉川勝美, 大金由夫, 三島靖子, 関 敏彦, 角田行
: 低沸点有機塩素化合物による環境水汚染, 仙台市衛生試験所報, **14**, 277 ~ 283, (1984)
- 12) 大金由夫, 広島紀似子, 加藤由美, 高畑寿太郎, 玉川勝美, 三島靖子, 関 敏彦, 角田 行: 低沸点有機塩素化合物による環境水汚染, 仙台市衛生試験所報, **16**, 285 ~ 294, (1986)
- 13) 向井 哲: 塩素化脂肪族化合物の土壌吸着と分解, 生態化学, **9** (1), 15~25, (1986)
- 14) 津久井公昭, 西井戸敏夫: 有機塩素系溶剤の底質中での分解, 東京都公害研究所年報, 102 ~ 106, (1980)
- 15) 関口忠男, 豊田和典, 土橋洋司, 小林紀男: 検知管による水中有機塩素化合物の簡易分析法, 栃木県公害研究所年報, **11**, 34~ 39, (1987)

八戸港の水質汚濁評価

The Pollution Assessment of Water Quality for Port Hachinohe

工藤 精一・奈良 忠明*・根岸 勝信・柞木田むつみ
手代森光仁・佐藤 信博*・庄司 博光*・田中 貢**

1 はじめに

八戸港の臨海部には、製紙、非鉄、金属、化学肥料、水産加工場が立地しており、同港には、これらの工場排水や魚の水揚げに伴う汚水、生活排水、河川水等が流入する。八戸港には工業港や防波堤が構築され、閉鎖性水域の拡大とともに、富栄養化による水質汚濁が懸念されるようになった。

八戸港に関しては、水質汚濁特性や富栄養化等についての報告¹⁻⁹⁾があり、工場排水や生活排水等陸域からの流入によって引き起こされる一次汚濁と藻類の増殖による二次汚濁の状況を知ることが必要とされている。

海域の汚濁要因を解明する上で、多変量解析法は有益な情報を提供してくれるところから、ここでは、主成分分析法とレシオマッチング法を用いて、八戸港における水質の総合評価を試みたので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間及び調査回数

昭和59～60年度（4月、6月、8月、10月、12月、2月の6回/年）

2.2 調査地点

八戸港の水質測定地点15地点のうち、栄養塩類を測定している8地点（図1）を解析対象とした（類型指定は、St.11がA、St.3、St.9、St.15がB、St.1、St.2、St.6、St.7がC類型である。なお、昭和59、60年度の2年間とも環境基準未達成の地点は、St.3、St.11、St.15である）。

2.3 調査項目及び測定方法

表層から採取した試料について、水温（WT）、透明度（SD）、クロロフィルa（Chl-a）、大腸菌群数（Coli）等の15項目を測定した。窒素は、アンモニア性窒素（NH₄-N）、硝酸性窒素（NO₃-N）、亜硝酸性窒素（NO₂-N）、有機態窒素（Org-N）とし、リンは、リン酸性リン（PO₄-P）、有機態リン（Org-P）に区分した（表1）。

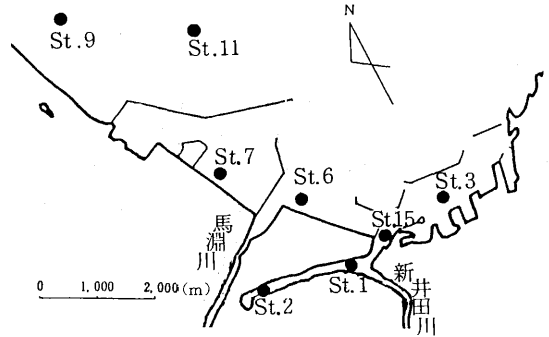


図1 調査地点

表1 調査項目及び測定方法

項目	測定方法
透明度	30cmセッキー板
pH	ガラス電極法
DO飽和率	ウィンクラージ化ナトリウム変法
COD	酸性KMnO ₄ 法
SS	メンブランフィルターろ過法
Cl ⁻	サリノメーター法
NH ₄ -N	インドフェノール法
NO ₃ -N	Cd・Cuカラム還元一ナフチルエチレンジアミン法
NO ₂ -N	ナフチルエチレンジアミン法
Org-N	(ケルダール窒素) - (NH ₄ -N)
T-P	酸分解後モリブデン青法
PO ₄ -P	モリブデン青法
Org-P	(T-P) - (PO ₄ -P)
Chl-a	三波長による吸光度法
大腸菌群数	BGLB培地による最確数法

Seiichi KUDOU, Katsunobu NEGISHI, Mutsumi TARAKITA, Mitsuhiro TESHIMORI, Nobuhiro SATOU

* Tadaaki NARA, Hiromitsu SYOUJI (青森県公害調査事務所)

** Kou TANAKA (八戸市公害対策課)

3 結果と考察

3.1 八戸港の水質の概況

8地点の2年間にわたる測定値の基礎統計量（最小値，最大値，平均値，標準偏差値，変動係数）から，変動係数の大きなものは，Chl-a, NO₃-N, NO₂-N, PO₄-Pであり（表2），これらは，各々の地点で経月変化が大きいと同時に，地点間の値にも大きな差がみられた（図2，図3）。Chl-aは，夏期と冬期の季節変動が明瞭で，夏期に最高となった（図5）。

Cl⁻については，St.1で2300 mg/l, St.6で2100 mg/lの低い値がみられ，それに伴ってpHも減少していることから，新井田川や馬淵川による淡水の影響がかなり大きいものと考えられる。

有機汚濁の指標であるCODの経月変化は，各地点とも，おおむね，夏期に高く，冬期に低い値となる季節周期がみられた。特に，第一工業港内のSt.1, St.2, それに連なるSt.15, St.3では夏期と冬期の変化が顕著であった。外海のSt.9は，季節周期がみられず，St.6も春期に値が高くなることもあり，他の地点の推移とは異なっていた（図4）。

また，表2の基礎統計量から，CODの平均値は3.6 mg/l, Chl-aは8.4 μg/lとなったので，八戸港を海域の栄養度に区分する¹⁰⁾と，富栄養域に該当すると考えられる。

この要因として，第一工業港や防波堤が港内水の停滞をもたらし，富栄養化を助長していることが考えられる。

表2 基礎統計量

項目	最小値	最大値	平均値	変動係数(%)
1 WT (°C)	4.0	25.0	13.0	49
2 SD (m)	0.5	9.0	3.0	59
3 pH	7.3	8.6	8.0	3
4 DO (%)	12	167	91	27
5 COD (mg/l)	0.7	11	3.6	65
6 SS (mg/l)	<1	62	7.4	143
7 Cl ⁻ (mg/l)	2,100	18,700	14,900	26
8 NH ₄ -N (mg/l)	<0.02	1.6	0.28	119
9 NO ₃ -N (mg/l)	<0.003	2.2	0.24	157
10 NO ₂ -N (mg/l)	<0.001	0.24	0.019	152
11 Org-N (mg/l)	<0.1	2.1	0.44	111
12 PO ₄ -P (mg/l)	<0.005	0.82	0.096	152
13 Org-P (mg/l)	<0.005	0.24	0.039	131
14 Chl-a (μg/l)	0.3	86	8.4	184
15 log·Coli	<0.3	5.4	3.1	41

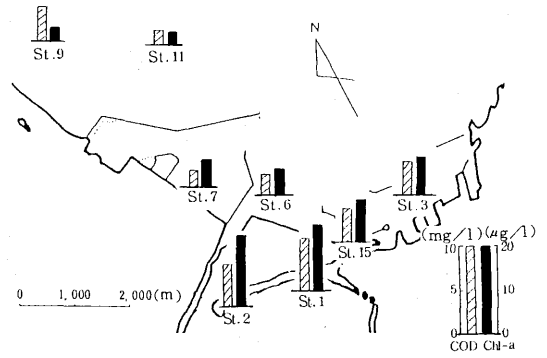


図2 各地点のCOD濃度とChl-a濃度 (昭和59, 60年度の平均値)

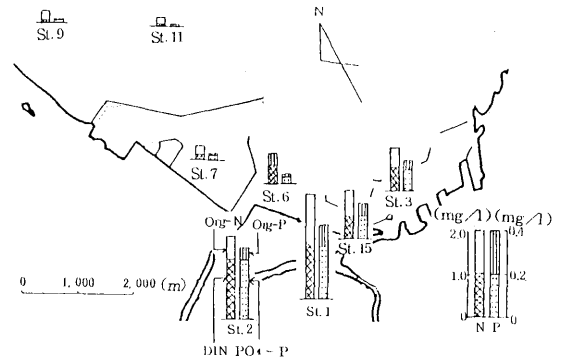


図3 各地点の窒素濃度と磷濃度 (昭和59, 60年度の平均値)

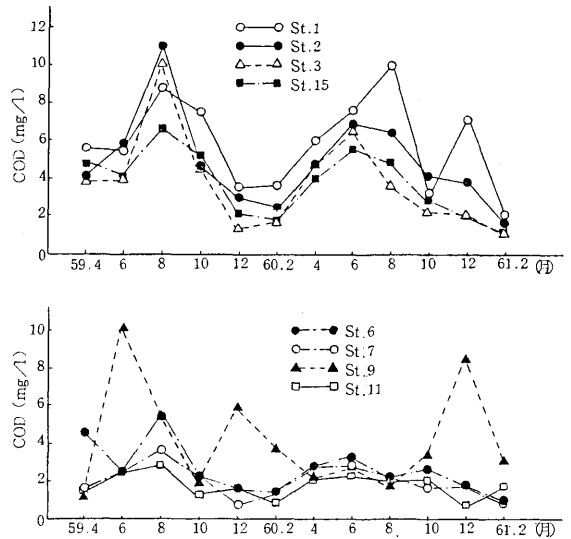


図4 CODの経月変化

前述したSt.1, St.2, St.3, St.15ではCODとともにChl-aの値も高く（図2），藻類の増殖が行われていることをうかがわせる。これらの地点は，溶存性無機態窒素（DIN：NH₄-N + NO₂-N + NO₃-N）

が、T-Nの50%以上、また、 PO_4-P はT-Pの60%以上を占めている(図3)ことから、藻類に直接利用される栄養塩類は比較的豊富に存在しているといえる。

そこで、St.1, St.2, St.3と外海のSt.11の4地点を選んで、Chl-a, 無機栄養塩類, 水温の経月変化をみると、St.1, St.2及びSt.3のChl-aの値は、夏期(8月)に急激に高くなるが、冬期(12~2月)にはSt.11とほぼ同じレベルとなっている(図5)。無機栄養塩類のDINと PO_4-P は、St.2, St.3で6月頃までは高い値であるが、夏期(8月)には減少し、秋期に再び増加するという推移を示した。特に、 PO_4-P は夏期に減少する傾向が顕著にみられた(図6, 図7)。

前述したように、八戸港の調査地点の多くは、十分な無機栄養塩類の供給がなされている上に、DIN/ PO_4-P 比も、おおむね5~15である¹¹⁾ことから、同港では、夏期に無機栄養塩類が藻類の増殖に活発に利用されている⁹⁾地点が多いといえよう。

また、水温の経月変化(図8)は、Chl-aの経月変化とその推移が類似していることから、藻類が増殖しやすい栄養塩類の条件下では、水温の上昇が藻類の増殖に大きく関与していることは明らかである。しかし、St.3の昭和60年6月~8月の推移にみられるように、水温とChl-aの推移が一致しない場合もあり、他の気象要素(日照時間や気温)を加えた検討が必要である。

3.2 主成分分析法の結果

主成分分析を行った結果、固有値が1.0以上の主成分の数は3個であった(表3)。

第1主成分, 第2主成分, 第3主成分の累積寄与率は各々41.0%, 57.3%, 69.7%であり, 第3主成分までで約7割が説明できる。

第1主成分(Z_1)の因子負荷量は、COD, NH_4-N , Org-N, Org-P, Coliが高い正の相関を示し, SD, pH, DO飽和率, Cl^- が負の相関を示すことから、陸

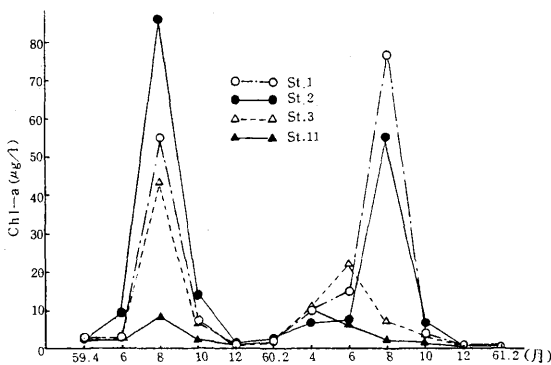


図5 Chl-aの経月変化

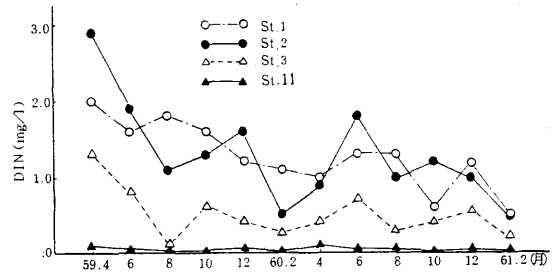


図6 DINの経月変化

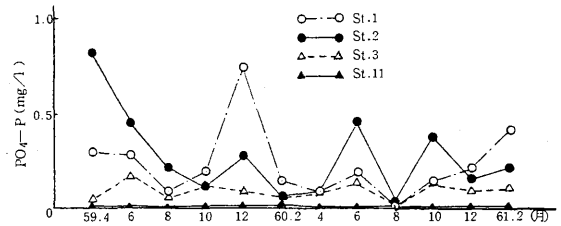


図7 PO_4-P の経月変化

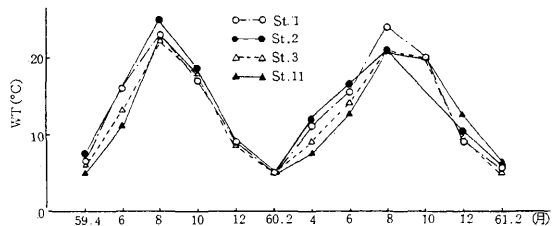


図8 水温の経月変化

域から流入する工場排水, 生活排水等の有機物や栄養塩類による一次汚濁の程度を表わす成分と考えられる。

第2主成分(Z_2)の因子負荷量は、Chl-aが最も高い正の相関を示し、次いでpH, WT, DO飽和率の順である。一方、 NH_4-N と PO_4-P は負の相関を示していることから、 Z_2 は、藻類の増殖による二次汚濁(内部生産)の程度を表わす成分と考えられる。

第3主成分(Z_3)の因子負荷量は、 Cl^- が高い正の相関を示し、陸域由来の NO_3-N が負の相関を示していることから、河川水の影響度を表わす成分と考えられる。

次に、第1主成分と第2主成分の因子負荷量分布(図9)をみると、 Z_1-Z_2 平面上では、 Z_1 が負の値を示すpH, DO飽和率, Cl^- , SDのグループ、 Z_1 と Z_2 の両方が正の値を示すChl-a, WT, COD, Org-N, Org-P, SSの主に有機汚濁成分のグループ、 Z_1 が正、 Z_2 が負の値を示す PO_4-P , NH_4-N , NO_3-N , Coli

の主に無機栄養塩類のグループに大別される。

Z₁軸上では、汚濁成分とCl⁻が正と負の値をとっていることから、海水による希釈効果をも表わしていると考えられる。

また、Z₂軸上で、Chl-aとPO₄-P、NH₄-N、N O₃-Nの正と負の分布が明瞭にみられ、無機栄養塩類を利用して藻類が増殖することを示している。さらに、pH、DO飽和率が、Chl-aと同じ正の値をとっていることも上記の現象を裏付けている。

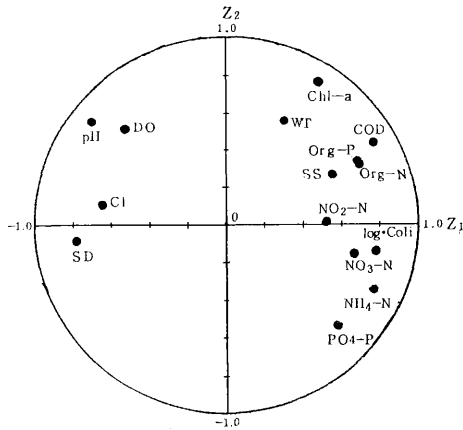


図9 Z₁とZ₂の因子負荷量分布

CODのZ₁及びZ₂の因子負荷量は、前者がより大きく、一次汚濁によるCODが二次汚濁によるCODよりも大きくなり、既報²⁾と同様の結果となった。八戸港の調査地点を総合的にみた場合に、このような結果となったが、栄養塩類とChl-aの挙動から、個々の地点では、二次汚濁によるCODの方が大きい地点も存在すると考えられる。

次に、各月の汚濁状況を明確にするため、Z₁とZ₂のスコアを各地点別にプロットした(図10)。

Z₁が正の大きな値をとる程一次汚濁度が高く、Z₂が正の大きな値をとる程藻類の増殖による二次汚濁度が高いことを示している。すなわち、第1象限は、一次汚濁と二次汚濁が現われている月がプロットされ、第3象限は、両者による汚濁の影響が少ないことを示している。

第一工業港内のSt.1及びSt.2は、8月が第1象限の高い方に、2月が第3、4象限に位置し、各月のスコアの動きも大きい。両地点に関しては、一次汚濁度及び二次汚濁度が夏期に高く、冬期に低くなる明瞭な季節的变化を示しており、調査地点の中では、最も汚濁された地点に属するものと考えられる。

St.7、St.9及びSt.11は、8月が第2象限、2月が第3象限に位置し、各月のスコアの動きが小さいことから、一次汚濁度及び二次汚濁度の低い地点と考えられる。

表3 主成分分析の結果

成分	Z ₁	Z ₂	Z ₃
固有値	6.15	2.45	1.86
累積寄与率(%)	41.0	57.3	69.7
1 W.T	* 0.116	** 0.288	* 0.355
2 SD	-0.317	-0.788	-0.059
3 pH	-0.280	-0.694	0.360
4 DO (%)	-0.210	-0.522	0.327
5 COD	0.309	0.766	0.277
6 SS	0.219	0.545	0.169
7 Cl ⁻	-0.261	-0.648	0.076
8 NH ₄ -N	0.305	0.756	-0.229
9 NO ₃ -N	0.261	0.647	-0.108
10 NO ₂ -N	0.210	0.522	0.018
11 Org-N	0.274	0.681	0.203
12 PO ₄ -P	0.228	0.566	-0.344
13 Org-P	0.278	0.691	0.218
14 Chl-a	0.190	0.472	0.488
15 log. Coli	0.320	0.795	-0.094

* : 固有ベクトル ** : 因子負荷量

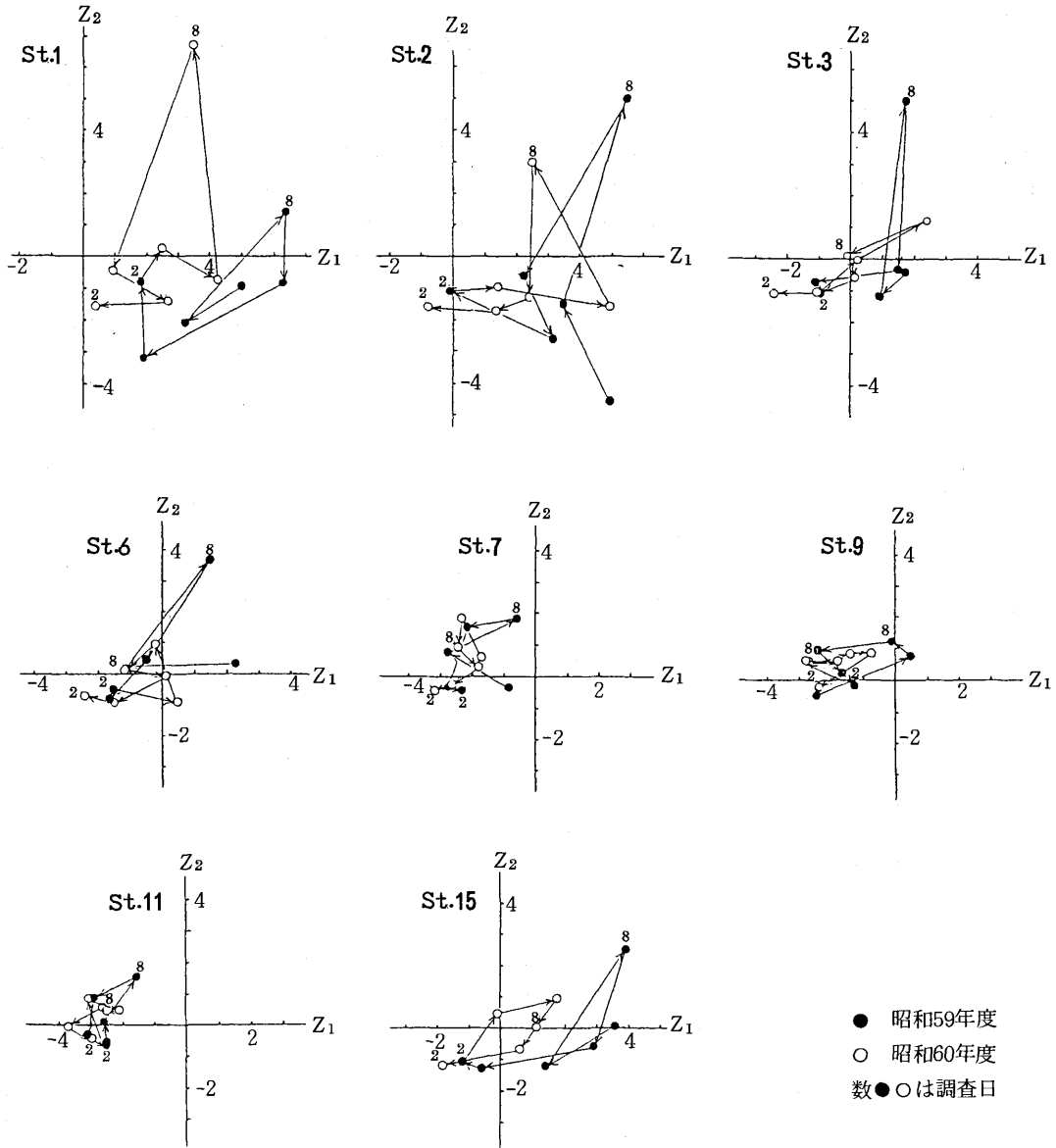


図10 第1主成分と第2主成分のスコア

特に、St.11は八戸港の対照点と考えられるが、夏期の水質については、今後とも注目する必要がある。

St.3, St.6及びSt.15は、一次汚濁度及び二次汚濁度が前二者の中間的な地点と考えられる。

次に、St.1, St.2, St.3, St.6及びSt.11について、 Z_1 と Z_3 のスコアをプロットすると(図11)、 Z_3 が高い負の値をとるほど、河川水の影響が強いことを示している。

図11には示していないが、St.15はSt.3と、St.7、

St.9はSt.11と類似した動きをしている。St.6では Z_3 が負の値を示すことが多く、馬淵川の影響の頻度が多いと考えられる。St.11は、スコアの動きも小さく、河川の影響はほとんどみられない。

St.1, St.2, St.3, St.6, St.15の地点で、 Z_3 が高い負の値を示している月は、いずれも、昭和59年4月(4月19日)であり、融雪等による河川水の影響が強かったことがうかがわれる。

特に、同日の採水時は、典型的な干潮時であったこと

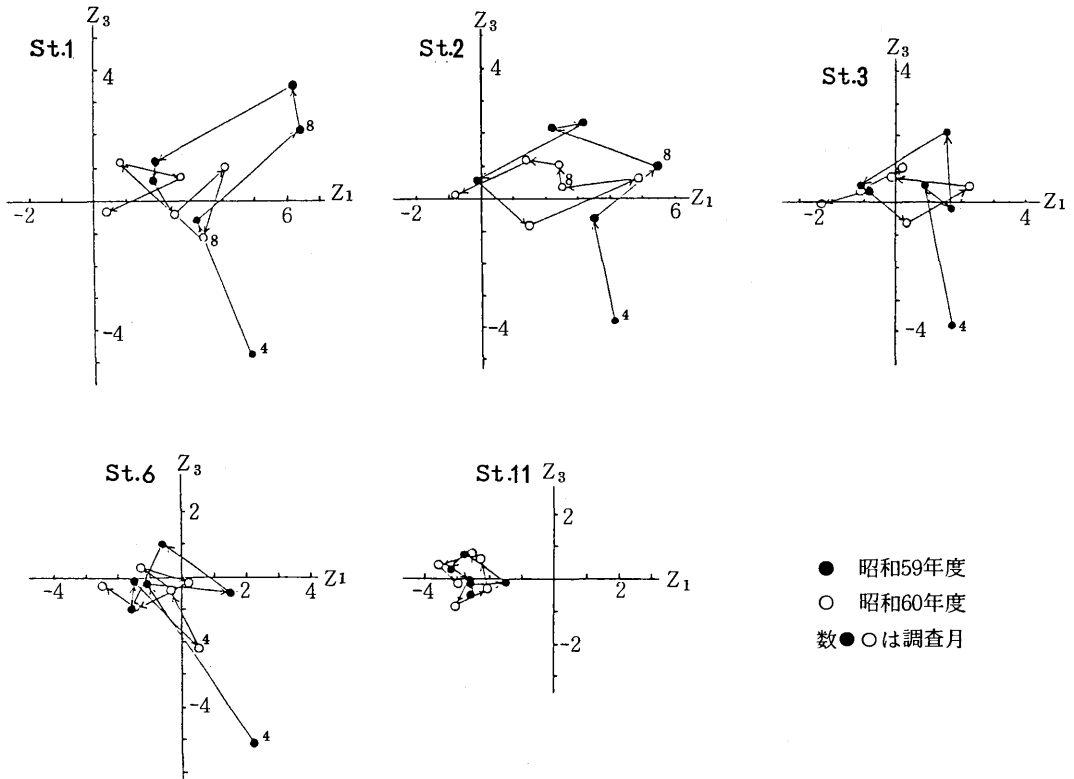


図11 第1主成分と第3主成分のスコア

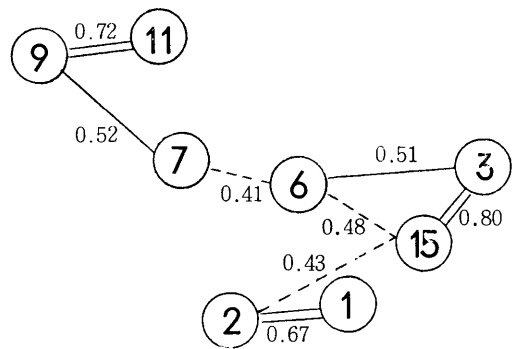
から、St.6が馬淵川の影響を受けるのは予想されたところであるが、新井田川河口から約2 km離れた第一工業港内のSt.2や鮫・白銀前面のSt.3まで河川水の影響が及んでいるのは興味深い。

St.1, St.2で河川水の影響を受けているとみられる昭和59年4月の Z_1 の値は、一次汚濁度の高い方に属しており、河川水も時には一次汚濁源となり得ることが考えられるので、春の融雪や降雨時の水質にも注目する必要がある。

3.3 レシオマッチング法による分類

夏期(8月)及び冬期(2月)の各地点の2年間の平均値を用いて、レシオマッチング法により類似度(基準値=1.5)を求め、0.4以上のもののみを示した(図12)。

St.1とSt.2, St.3とSt.15, St.9とSt.11の類似度が0.60以上と高く、これら3グループと、その他のSt.6, St.7の4グループに分類できた。このことは、図10, 11のスコアの動きからみた各地点の類似性を裏付けている。レシオマッチング法で4グループに分類された各地点



(基準値=1.5, 類似度0.4以上)

図12 各地点間の類似度

は、第一工業港や防波堤で区分される地域であり、汚濁源の相違や河川水及び海水の影響度もその要因として考えられる。

4 ま と め

2年間にわたる八戸港8地点の調査結果から、同港の水質評価を試み次の知見を得た。

- 1) 第一工業港内のSt.1及びSt.2と、それに連なるSt.3及びSt.15では、Chl-a、CODの値が高く、特に、St.2、St.3では、夏期にDINとPO₄-Pの減少とともに、Chl-aが急激に増加することから、藻類の増殖が活発に行われているといえる。
- 2) 主成分分析の結果、第1主成分(Z₁)は一次汚濁の程度を、第2主成分(Z₂)は藻類増殖による二次汚濁の程度を、第3主成分(Z₃)は河川水の影響度を表わす成分と考えられる。各地点の月別のスコアの動きから、一次汚濁、二次汚濁及び河川の影響度が季節又は月別で明瞭に区分された。
- 3) レシオマッチングの結果、第一工業港や防波堤で区分された地域など4グループに分類され、汚濁形態や汚濁源の相違、河川水の影響度が反映されていると考えられた。

今後の課題として、工場排水、生活排水、いわし荷揚げによる血水¹²⁾、河川水等の汚濁負荷量の算定を基に、各地点に寄与する主要汚濁源の究明と夏期に汚濁が進行することに対する詳細な検討が必要である。

文 献

- 1) 細川可興、和泉四郎、小山田久美子、根岸勝信、高橋克雄、奈良忠明、関野正義、小山田順：八戸前面海域の水質調査結果（第1報）、青森県公害センター所報、1、154—158（1975）
- 2) 今武純、奈良忠明、小山田久美子、高橋克雄、高橋昭則、野田正志：青森県南部における公共用水域の水質汚濁特性、青森県公害センター所報、4、98—109（1979）
- 3) 奈良忠明、小山田久美子、今武純、西沢睦雄：富栄養に関する調査（その2）八戸港の富栄養化について、青森県公害センター所報、4、135—140（1979）
- 4) 関野正義、西沢睦雄、野田正志、高橋昭則、奈良忠明、高橋克雄、今武純、小山田久美子：閉鎖性水域の水質底質汚染の解明（第1報）八戸第一工業港について、青森県公害センター所報、4、110—119（1979）
- 5) 青森県衛生部、八戸工業地帯前面海域の水質調査、昭和40年度
- 6) 青森県衛生部、八戸工業地帯前面海域の水質調査、昭和41年度
- 7) 青森県衛生部、八戸工業地帯前面海域の水質調査、昭和45年度
- 8) 青森県、八戸市：八戸工業地帯前面海域魚介、藻類生態調査報告書、昭和54年度
- 9) 北沼地区前面海域水質保全協議会：北沼地区全面海域底生生物実態調査報告書、昭和56年度
- 10) 日本地球化学会編：水汚染の機構と解析、234—236 産業図書（1980）
- 11) 江場弘樹、木村康男、大塚治子、高梨俊治、宇佐見義博、近藤正夫、荻田晴久、伊藤正幸：伊勢湾の栄養塩の挙動、愛知県公害調査センター所報、14、72—82（1986）
- 12) 荒屋敷秀俊、工藤精一、根岸勝信、手代森光仁、奈良忠明：いわし荷揚げに伴う八戸港の汚濁（第2報）、青森県公害センター所報、8、投稿中（1987）
- 13) 向井徹雄、滝本和人、市川康夫、今本幸弘、古室雅義：多変量解析法による広島湾の水質評価、水処理技術、21（1）、25—31（1980）
- 14) 古武家善成、北村弘行：播磨灘中北部における栄養塩類の季節的変動、兵庫県公害研究所研究報告、11、25—32（1979）

回分型活性汚泥の現況

The Present State of Waste Water Treatment by Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Process

根岸勝信 奈良忠明* 工藤精一
田中貢** 庄司博光* 手代森光仁

1 はじめに

食品製造業等の有機性汚濁排水の処理方法として、現在では活性汚泥法が最も一般的になっている。とりわけ、回分型活性汚泥装置は自動制御技術が開発されてから、単純構造による低コストが支持され、比較的資本力の小さい、日間排水量50～200 m³程度の工場に普及している。

活性汚泥法は、従来からバルキング現象等に見られる汚泥管理の難しさが指摘¹されている。回分型装置では、ばっ気と原排水流入を交互に行なう、制限ばっ気方式の採用^{2,3)}などによって好結果が得られた報告もあり、運転管理が適切であれば連続型装置より良好な処理水が得られる、優れた施設とも言える。

しかし、実際には自動制御の過信から汚泥を流出させるなど、排水基準に抵触するケースが多くなっている。

当所では前々報⁴⁾で、水産加工場の回分型装置について数件の汚泥流出事例を紹介したが、今回は県南地域における、現行の上乗せ規制完全実施後の立入調査結果⁵⁾を整理し、回分型装置の汚泥流出状況を明らかにした。

2 調査範囲

(1) 期間

昭和55年度～61年度（7年間）

本県の上乗せ排水規制は、昭和48年度から54年度までに、業種や項目により順次施行された。

(2) 地域

図1に示す当所の管轄区域

本県では公害に関して行政区域を2分し、2公所で分担しており、当所は八戸市など3市15町6村を管轄している。区域の約半分が上乗せ排水規制区域で、回分型装置を有する事業場のほとんどが、この区域に集中している。

(3) 対象事業場

日間平均排水量50 m³以上の食品製造業（特定施設番号2～18の2）

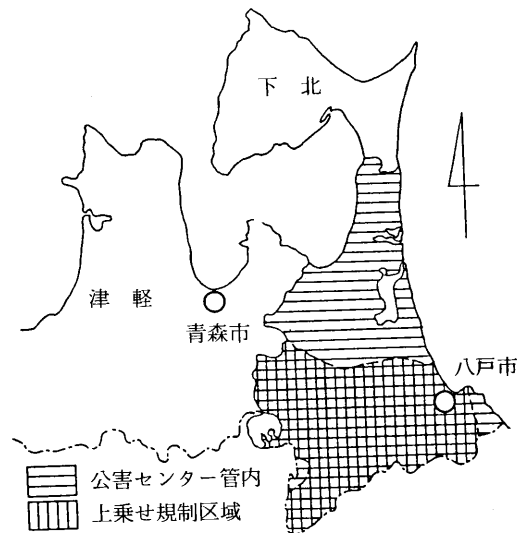


図1 調査地域

3 回分型装置の構造

回分型装置の基本的構造を図2及び図3に示した。

ばっ気槽が調整槽や沈澱槽を兼ねており、その排水処理フローは、①原排水流入、②ばっ気、③汚泥沈降、④処理水放流、で1サイクルとし、通常1日1サイクルで運転するため、深夜から早朝に処理水を放流することが多い。

処理水の放流方式には、主にフロート式と固定式の2種類あり、汚泥が流出した場合、後述のように各々異なった流出パターンを示す。

フロート式は図2のとおり、放流パイプが可動式にな

Katsunobu NEGISHI, Seiichi KUDOU, Mitsuhito TESHIMORI

* Tadaaki NARA, Hiromitsu SYOUJI (青森県公害調査事務所)

** Kou TANAKA (八戸市公害対策課)

っており、その取水口部分にフロート（浮子）がついていて、汚泥沈降後、上澄みの上層から放流する方式である。フロートやパイプの破損が多いようである。

固定式は図3のとおり、放流ポンプ又は放流パイプの取水口部分が、ばっ気槽の中程に固定されていて、上澄みの下層から放流する方式である。

その他、管内には維持費節減のため、連続型装置のばっ気槽のみで回分使用している工場もあり、その放流方式は、排水パイプを手動で上澄み中に差し入れて放流するもので、原理的にはフロート式に含まれる。

4 回分型装置の設置状況

昭和62年3月31日現在、当所管内における食料品製造業の届出及び活性汚泥装置の設置状況は表1のとおりである。

届出件数は540件あり、その内日間平均排水量50 m^3 以上の生活環境項目規制対象工場は75件である。

排水を活性汚泥法で処理しているのは、水産食料品製造業の40工場をはじめ全部で61工場、その内回分型装置は46%の28工場である。放流方式別ではフロート式16工場、固定式12工場となっている。

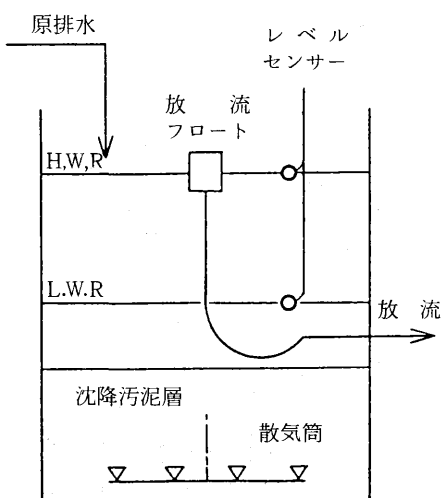


図2 フロート式装置

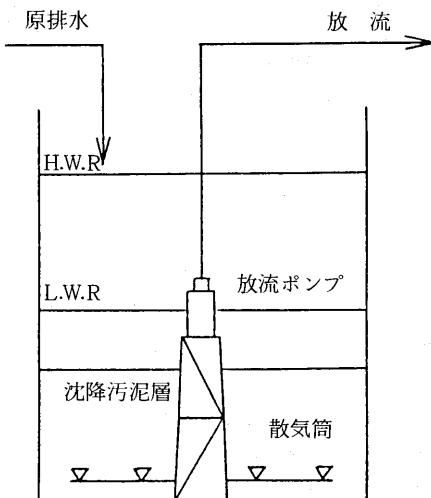


図3 固定式装置

装置の設置時期については図4に示すように、昭和54年度以前は設備費や運転コストの高い連続型装置の設置が主体であったが、55年度以後は低価格の回分型装置が主体となった。また回分型の内では、維持管理の容易な固定式の割合が55年度以後多くなっており、しかも経費節減からか排水規模に対して処理能力にゆとりのない施設が多いようである。これは、排水処理施設

表1 活性汚泥装置設置状況

昭和62年3月31日現在

特定施設番号	業種	届出件数	排水量 50 m^3 /日以上	活性汚泥 設置工場	装置タイプ		放流方式	
					連続型	回分型	フロート式	固定式
2	畜産食料品製造業	36	11	10	7	3	2	1
3	水産食料品製造業	147	47	40	19	21	7	14
4	農産保存食料品製造業	24	1	0	0	0	0	0
5	みそ・しょう油製造業	31	2	2	2	0	0	0
8	パン・菓子・製あん業	8	0	0	0	0	0	0
9	米菓・こうじ製造業	4	0	0	0	0	0	0
10	飲料製造業	32	2	2	2	0	0	0
11	動物系飼料等製造業	19	6	1	0	1	1	0
12	油脂製造業	2	2	2	2	0	0	0
16	めん類製造業	37	1	1	0	1	0	1
17	豆腐・煮豆製造業	198	3	3	1	2	2	0
18の2	冷凍調理食品製造業	2	0	0	0	0	0	0
計		540	75	61	33	28	12	16

が、資本金のある工場から整備されてきたことや、景気の動行などの理由によるものと思われる。

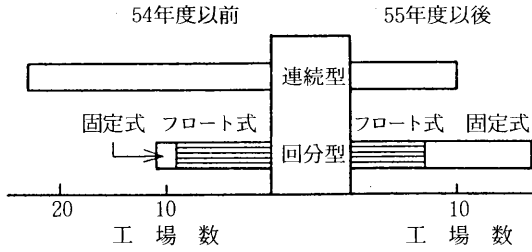


図4 設置時期の比較

5 排水の現況

排水を活性汚泥処理している食料品製造業について、排水基準不適合状況を表2及び表3に示した。

延べ375回の立入検査をした結果、30%の113件が不適合であったが、連続型の不適合率22%に対し、回分型

表2 排水基準不適合状況(昭和55~61年度)

区分	延検査件数	不適合件数	不適合率(%)
回分型	123	59	48
┌ フロート式	86	36	42
└ 固定式	37	23	62
連続型	251	54	22
合計	375	113	30

表3 不適合項目(昭和55~61年度)

区分	pH	BOD(COD)	SS	不適合件数
回分型	5(8%)	52(88%)	45(76%)	59
┌ フロート式	4(11%)	30(83%)	28(78%)	36
└ 固定式	1(4%)	22(96%)	17(74%)	23
連続型	18(33%)	30(56%)	27(50%)	54
合計	23(20%)	82(73%)	72(64%)	113

注) ()内の%は不適合件数比

参考) 上乗排水基準 [mg/l] BOD 130(100), COD 100(80), SS 150(120)

表4 不適合の原因(昭和55~61年度)

	フロート式	固定式	合計
汚泥流出	27(75%)	17(74%)	44(75%)
処理不十分	7(19%)	6(26%)	13(22%)
その他	2(6%)	0(0%)	2(3%)
不適合件数	36(100%)	23(100%)	59(100%)

注) ()内の%は不適合件数比

は2倍以上の48%であった。これは、連続型が比較的資本金のある事業場に多いことから、専従員配置等の管理体制が整備されているのに対し、回分型は自動制御の過信から放流水のチェックさえしていない、いわゆる付け放しが多いためと考える。

回分型の中で、比較的新しい施設の多い固定式の不適合率が62%と高いのは、能力に余裕のない施設が多いのも一因と思われる。

項目別では、視覚など人間の感覚で、ある程度汚濁状況が判断できるBOD(COD)とSSの違反が、連続型では違反件数の50%程度であるのに対し、回分型では80%前後と多くっており、放流水のチェック体制の違いを裏付けている。

pHについて回分型の違反が少ないのは、ばっ気停止時の脱窒効果が、硝化によるNO₃増加を抑制することが考えられる。

次に、回分型の不適合事例59件について原因を検討した結果、表4に示すとおり、汚泥が流出したケースが最も多く75%を占めていた。ばっ気や活性菌の不足で有機物が残った状態、つまり処理不十分のまま流出したものは22%、その他3%であった。

放流の方式による大きな差はみられず、当所管内の回分型装置は、汚泥流出防止が最重要課題といえる。

6 回分型装置の処理能力の現況

実際の現場で稼動している回分型装置について、どの程度の除去率が得られているのか、実測したので紹介する。

測定方法は、原排水と処理水を各々初期、中期、後期の3回検査し、その平均値から除去率を計算した。ただし、処理水は汚泥が流出した場合(視覚による)の値を除き、上澄みだけの値とした。

結果は表5のとおりで、BODはAプロイラーの83%が最低で、他は95%以上の高い除去率であった。CODもAプロイラー以外は90%前後の高い除去率であった。SSは58~98%で

表5 回分型活性汚泥の機能検査

工場	原 材	号 番 号	メーカ	使用開始年	ばっ気時間 沈降時間	処理能力 (m^3 /日) 当日の水量 (m^3 /日)	MLSS (mg/l)	能力 (上段:原水 mg/l 中段:処理水 mg/l 下段:除去率%)										
								pH	BOD	COD	SS	油分	T-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Org-N	T-P
A	鳥 肉, 小 麦 粉	2	自 社	19	150	4,000	5.6~6.0	410	210	230	43	5.1	<0.01	<0.03	38	6.0	3.3	
							7.0	71	88	91	15	0.17	<0.01	0.05	15	1.8	0.07	
B	チ キ ン カ ッ	3	N 化 学	14	150	10,000	6.9~7.5	1,300	500	240	12	160	8.7	0.05	<0.03	160	28	26
							7.5~7.6	50	51	100	<5	12	1.7	2.2	0.61	7.8	4.6	0.92
								96	90	58		92					84	
C	冷 凍 食 品	3	Nフィルター	10	100	6,100	7.1~7.6	430	220	110	28	100	5.2	0.10	1.1	98	14	13
							6.6~6.7	9	19	32	<5	27	18	0.39	6.5	2.9	1.2	0.54
								99	91	71		73					91	
D	サバ,赤魚,イカ,カレイ	3	Nクリスタル	18	200	2,000	7.2	1,100	410	380	120	120	5.9	0.27	<0.03	120	17	11
							7.3	34	51	72	<5	58	56	<0.01	<0.03	2.3	3.6	2.2
								97	88	81		52					79	
E	イワシ, 赤魚, サバ	3	T 工 業	13	50	6,400	6.8~7.0	970	470	390	180	130	4.8	0.01	0.91	130	22	21
							6.3	7	27	22	<5	18	3.4	1.8	12	1.2	12	12
								99	94	94		86					45	
F	サ ケ, サ バ	3	N 化 学	13	150	2,200	6.1~6.8	1,200	620	1,200	120	40	0.02	0.28	88	21	19	
							7.1~7.2	<5	37	22	16	12	2.9	1.0	1.0	21	21	
								>99	94	98		87					0	
H	大 豆	17	N 化 学	15	50	5,000	8.7	820	710	45	36	0.4	<0.01	0.07	36	5.1	1.7	
							7.6~7.7	<5	8	5	0.9	<0.1	<0.01	0.05	0.8	0.22	0.17	
	豆 腐, 納 豆			58	7	45												

表6 汚泥流出時の水質

工場	号番号	水 質 (mg/l)											
		pH	BOD	COD	SS	油分	T-N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	Org-N	T-P	PO ₄ -P
B	水産 3	7.3	980	1,400	4,100	13	350	2.1	0.11	<0.03	350	270	0.78
D	産業 3	7.1	600	480	1,100	43	160	57	<0.01	<0.03	110	26	8.7
E	水産 3	6.4	2,000	4,700	13,000	210	1,400	20	0.04	8.3	1,400	630	39

BOD, CODよりやや低い傾向が見られる。

富栄養化因子では、窒素がNO₂, NO₃-Nでは処理後増加傾向があるものの、T-Nとしては52~97%で、S,Sと同程度の除去率であった。リンは0~96%と大きくばらついたが、7工場中5工場では70%以上の比較的良好な除去率を示した。

処理水の水質は、いずれも上乘せ排水基準を満足するものであった。

ところで、以上のことは排水の放流時に、汚泥の沈降分離が正常に完了した場合を想定したもので、実際にはB, D, Eの3水産加工場で、放流後期に汚泥が流出し、その水質は表6のとおりであった。項目によっては、原排水の濃度を大幅に超える水質であった。

汚泥の流出は、排水処理に対する全ての努力を無にする結果になっている。

7 汚泥流出の原因と対策の現況

回分型装置について、汚泥流出問題の重要性を明らかにしてきたが、次にその原因と改善対策の現況を整理した。

44件の汚泥流出事例について検討した結果、その流出パターンは図3に示す6タイプがあり、表7のとおり分類できた。

各流出パターンの原因については、処理水の放流方式によって異なるが、概ね表8のように考えられる。

当所管内における汚泥流出の主な原因とその件数は、次のとおりであった。

- ①初期放流水への混入 10件
- ②汚泥の浮上 14件
- ③汚泥の沈降不良 26件

これらについての対策は、必ずしも十分な対応ができていないのが現状であるが、初期放流問題では、放流開始から1分前後の放流水を自動的に、あるいは手動で原水槽へ返送する装置をつけることにより、ほぼ解決を見ている。

また、汚泥の浮上問題については、ばっ気槽内溶存酸素計の設置とブロワーを連動させるなどし、ばっ気量を調整する方法がやと

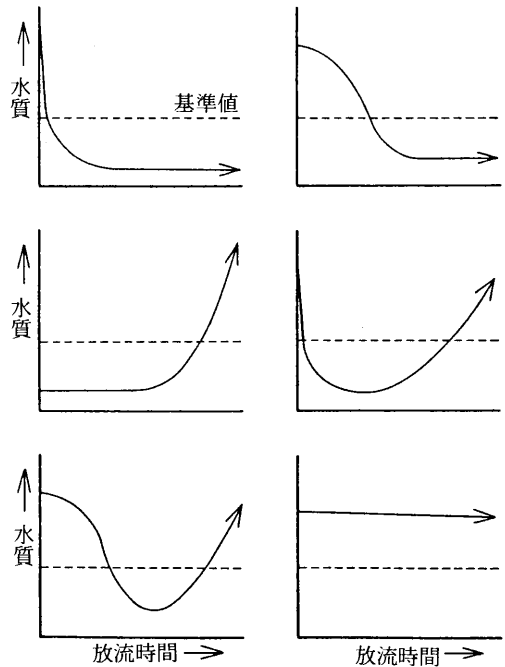


図5 汚泥の流出パターン

表7 タイプ別汚泥流出件数

タイプ	流出パターン	フロート式	固定式	合計
1	放流初期に短時間流出する	2	3	5
2	放流初期から長時間流出する	6	4	10
3	放流後期に流出する	9	5	14
4	タイプ1とタイプ3の組合わせ	4	1	5
5	タイプ2のタイプ3の組合わせ	1	1	2
6	初期から後期まで流出し続ける	4	3	7
不明		1		1
計		27	17	44

表8 汚泥流出の原因

タイプ	フロート式	固定式
1	排水パイプ中に前日流出した汚泥が残留したり、ばっ気中の汚泥が浸入したものが、放流初期に数10秒間流出する(初期放流水への混入)。	
2	過ばっ気等で一部の汚泥が気泡の付着浸入により、浮上し吸込まれる(汚泥の浮上)。	汚泥の増化やバルキング等により汚泥層が放流ポンプ(取水口)より下まで沈降しない(沈降不良)。
3	汚泥の沈降不良により、汚泥層が放流層下限の下まで沈降しない。	汚泥の浮上により、上澄み表層水の流出時に混入する。
4	初期放流水への混入と沈降不良。	初期放流水への混入と汚泥の浮上
5	一部汚泥の浮上と沈降不良。	汚泥の沈降不良と一部の浮上。
6	油分の付着浸入による汚泥の軽質化、汚泥の急増、バルキングの進行等で沈降性が極度に悪化し、全体が懸濁状態になる。	

普及しつつあり、このケースは最近少なくなっている。

沈降不良問題については、汚泥の増加による場合が多く、根本原因に処理能力の余裕のなさが挙げられることから、当所では処理能力拡張、あるいは油水分離施設や汚泥の自動引抜き装置等、周辺設備の充実などを要望してきた。しかし、ほとんどの場合が資金不足を理由に、一時的な汚泥引抜き等で急場をしのいでいる状況で、違反を繰返すケースもある。

糸状菌などの微生物に起因するバルキングによる沈降不良については、制限ばつ気法を試みている工場もあるが、多くは糸状菌抑制剤や汚泥の交換に頼っているのが現状である。

8 ま と め

- (1) 当所管内の食料品製造業における回分型装置の設置状況は、昭和62年3月31日現在、規制対象75工場の内28工場で、フロート式16工場、固定式12工場となっており、特に固定式は昭和55年度以後の設置が多い。
- (2) 昭和55～61年度における回分型装置での排水基準不適合率は48%で、中でも固定式が62%と高い不適合率であった。また、項目別ではBOD(COD)とSSの違反が多く、放流水のチェック体制に問題がある。
- (3) 回分型装置での不適合原因は、汚泥の流出が最も多く75%を占めており、その防止が最重要課題である。
- (4) 実際の現場で稼動している回分型装置での除却率はBOD83～99%以上、COD58～99%、SS58～98%、T-N52～97%、T-P0～96%で、一部を除き良好な結果であった。しかし、汚泥を流出させると、これらの成果も無にする結果になる。
- (5) 汚泥流出パターンには6つのタイプがあるが、それらの主な原因は、①初期放流水への汚泥混入、②汚泥の浮上、③汚泥の沈降不良である。
- (6) 初期放流問題については、放流水の返送装置の設置ではほぼ解決し、汚泥の浮上についてもばつ気量調整が普及し、改善されつつある。沈降不良については、一時的な汚泥引抜きや薬品によるバルキング抑制等に頼り、抜本的な改善対策はなかなか図られていない。

文 献

- 1) 石田耕一、桜井敏郎、須藤隆一、平井正直、真柄泰基、渡部勇：活性汚泥法、280—294、思考社、(1980)
- 2) 太宰宙朗、風袋則夫、高原義昌：バルキング防止のための新しい回分式活性汚泥法の開発、下水道協会誌19、214、17—25、(1982)
- 3) 岡田光正、須藤隆一、寺蘭克博：回分型活性汚泥法による窒素、リンおよび有機物の同時除去に関する研

究、水質汚濁研究、10、12、741—748、(1987)

- 4) 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：水産加工場における回分型活性汚泥処理と現況、青森県公害センター所報、6、95—99、(1983)
- 5) 青森県公害センター：工場・事業場排水水質調査結果、(1973—1983) (1984—1986)

いわしの荷揚げに伴う八戸港の汚濁（第2報）

Effect of Bloody Wastewater Discharged from a Sardine Boat on Water Pollution in Port Hachinohe (Part II)

荒屋敷秀俊・工藤精一・根岸勝信
手代森光仁・奈良忠明*

1 はじめに

八戸港及び八戸前面海域は海域A、B及びC類型として環境基準が設定されているが、年々、富栄養化の傾向にある。八戸港における主汚濁源は産業排水や生活排水であるが、全国有数の水揚げ量を誇る魚市場での魚の血水も汚濁源のひとつとして考えられる。血水は、特に、いわしやさば荷揚げ時に発生し、時として港内を赤褐色に染める程大きな影響力をもっている。昭和60年のいわしとさばの水揚げ数量は約50万トンで、全水揚げ数量の約7割を占めており、特に最近10年間の推移では、いわしの水揚げ数量が急速に増加してきている（図1）¹⁾。さらに、いわしの水揚げ時期が5月から12月までの長期にわたっており（図2）、環境へ与えるインパクトが大きいと考えられる。

八戸港における最近の汚濁状況^{2),3)}及びいわし荷揚げに伴う港湾の汚濁⁴⁾とその環境保全対策⁵⁾については、既に報告されている。本報では、八戸港の汚濁源究明の一環として、いわし血水の成分及び環境へ与える影響度について報告する。

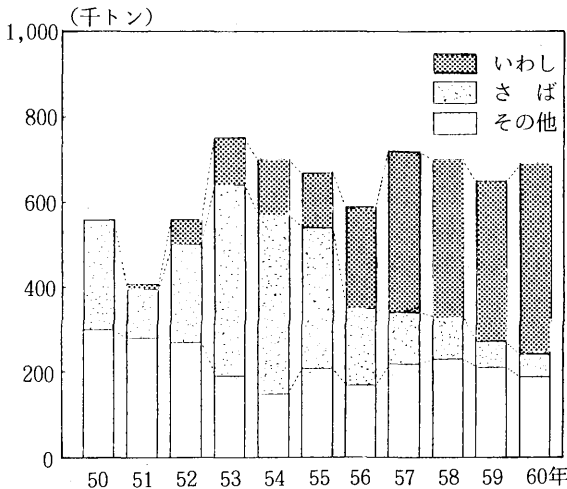


図1 八戸港における水揚げ数量の推移

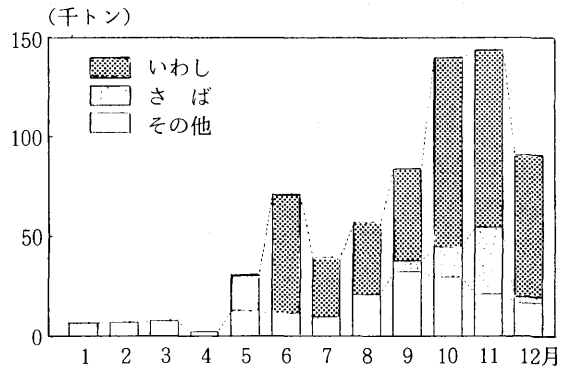


図2 月別水揚げ数量（昭和60年）

2 調査方法

八戸港には第一、第二、第三と3つの魚市場が存在するが、いわし、さばの類は東端に位置する第一魚市場に水揚げされる。本調査では、第一魚市場岸壁近傍を中心とする海域の汚濁状況を把握するために、数点の調査地点を設定した。調査地点を図3に示した。

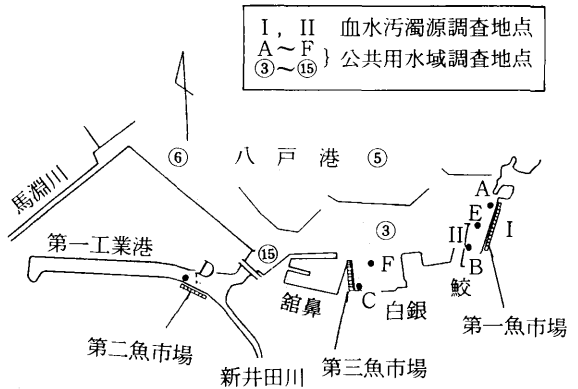


図3 調査地点図

血水汚濁源調査地点I、IIでは、第一魚市場岸壁で水揚げ中の船及び運搬用トラックの排水口から直接採取し

Hidetoshi ARAYASHIKI, Seiichi KUDOU, Katsunobu NEGISHI, Mitsuhiro TESHIMORI

* Tadaaki NARA (青森県公害調査事務所)

た。また、公共用水域St. A, B, C, Dでは岸壁から、その他のSt. E, F, ③, ⑤, ⑥, ⑩ではチャーターした船上から採取した。

調査の時期は、図2より、水揚げ数量の多くなる6月から10月(昭和62年)とし、いわし血水調査は6月から8月に、公共用水域調査は8月に、そしてさば血水調査は10月にそれぞれ実施した。

調査項目及び分析方法は、表1に示すとおりである。

調査項目	分析方法
pH	ガラス電極法
BOD	ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法
COD	100°C KMnO ₄ 消費量
SS	GFP法
NH ₄ -N	インドフェノール青吸光光度法
NO ₃ -N	Cu-Cdカラム還元・ナフチルエチレンジアミン吸光光度法
NO ₂ -N	ナフチルエチレンジアミン吸光光度法
Org-N	(ケルダール窒素) - (NH ₄ -N)
T-N	総和法
PO ₄ -P	汙液-モリブデン青吸光光度法
T-P	モリブデン青吸光光度法
血色素	シアンメトヘモグロビン法 ^{6), 7)}

3 結果及び考察

3.1 いわし血水中の各成分濃度

船及びトラックから採取したいわし血水中の各成分濃度は、pHは6.4~6.6とほぼ一定であったが、BOD, COD等はいずれもかなり高い値を示した。

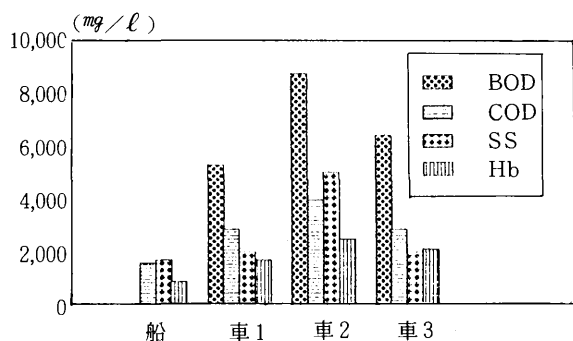


図4 いわし血水中の各成分濃度

図4に示したように、BOD 5,400~8,800 mg/l, COD 1,600~4,000 mg/l, SS 1,700~5,100 mg/lであり、血色素(Hb)は840~2,500 mg/lであった。窒素、リンについては、図5のとおりT-Nが745~945 mg/lと高く、その形態は約95%がOrg-Nで、残りが

NH₄-Nであった。NO₃-NやNO₂-Nはほとんど検出されなかった。リンはT-Pが128~166 mg/l検出され、そのうちの約50%強が溶存性のPO₄-Pであった。BOD/COD=2であること及び窒素、リンの形態より、いわし血水は高濃度の有機性汚濁源であることが示された。

また、いわしは荷積みの方法及びその魚体の特性から、他の魚種に比して血水が発生しやすいといえる。

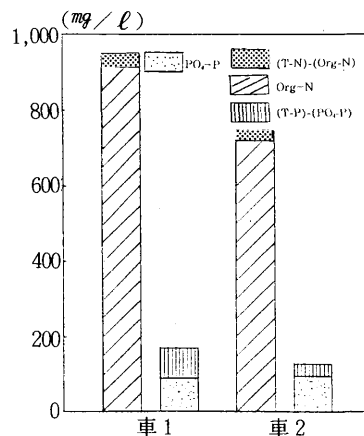


図5 いわし血水中の窒素、リン濃度

3.2 公共用水域への影響

いわし血水汚濁源近傍を初めとする公共用水域の各調査地点における測定結果を図6~図8に示した。いわし血水汚濁源に最も近いSt. A, Bは、第一魚市場とその西側岸壁にはさまれた閉鎖的な水域内にある。その測定結果では、BOD 120~260 mg/l, COD 55~130 mg/l, SS 39~170 mg/l, 血色素 100~130 mg/lと各成分濃度は非常に高く、かつ窒素、リンの形態もいわし血水汚濁源のそれと良く類似していた。しかし、汚濁源から少し離れたSt. Eにおいては、SSが少し高いものの他の成分濃度は比較的lowく、相当の拡散が行われていることがうかがわれた。また、それより西側に位置するSt. C, D, Fにおいては、各成分濃度の傾向がいわし血水汚濁源と異なっており、その影響を受けていないことが推測された。さらに、防波堤外のSt. ⑤では、血水の影響は無視できるほどの濃度に低下していた。

一方、BOD, COD, SS, 血色素, 窒素, リンの各濃度を調査地点ごとの類似度で表わしたレシオマッチングの結果では、St. A, Bとの類似性をもつ地点は他にみられなかった(表2)。

これらの結果より、いわし血水汚濁源による汚染範囲は、第一魚市場の水揚げ岸壁近傍の極く狭い範囲に限られていることが推測される。また、いわし血水中には、SSの値にみられるように、肉質、内臓等の固形物が相当量含まれていることから、港内水のみならず、港内底

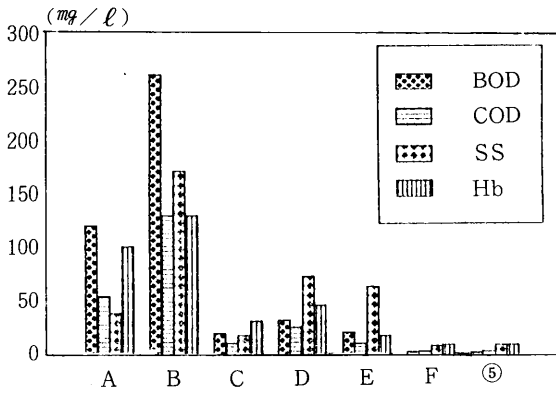


図6 公共用水域の各成分濃度

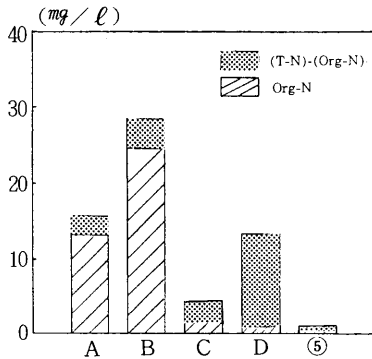


図7 公共用水域の窒素濃度

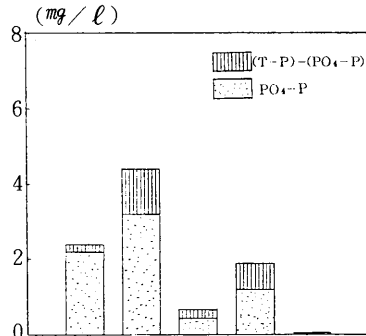


図8 公共用水域のリン濃度

表2 各調査地点間の類似度(基準値=1.5)

	A	B	C	D	③	⑤	⑥	⑯
A	0.491	0.145	0.091	0.127	0.109	0.055	0.218
B	0.164	0.109	0.073	0.109	0.109	0.200
C	0.236	0.345	0.236	0.218	0.273
D	0.145	0.073	0.109	0.218
③	0.364	0.382	0.418
⑤	0.509	0.418
⑥	0.200
⑯

質の汚染も顕著であると考えられる。第一魚市場岸壁近傍の血水汚染水域は、港内の水の流動あるいは潮流の方向によっては拡散の恐れがあり、その場合には、第一魚市場東側の蕪島方面及び南浜海域までの影響も懸念される。

3.3 さば血水との比較

八戸港は、いわしに次いでさばの水揚げ量が多いので、さば血水の濃度についても同様に測定した。その結果、SSが一部で4,300 mg/lと高いものの、BOD 2,600~3,200 mg/l, COD 1,000~1,300 mg/l, 血色素 620~670 mg/l, T-N 310~410 mg/l, T-P 56~98 mg/lといわし血水のはぼ30~50%の値であった。これは、さばがいわしに比べて、魚体が大きく荷積みによる魚体のくずれが少ないこと、盛漁期が気温の低い秋に集中していること等により、血水が発生しにくいと思われる。

一方、窒素、リンの形態においては、さばはいわしと同様、Org-N/T-N=95%, PO₄-P/T-P=50%強の値であった。

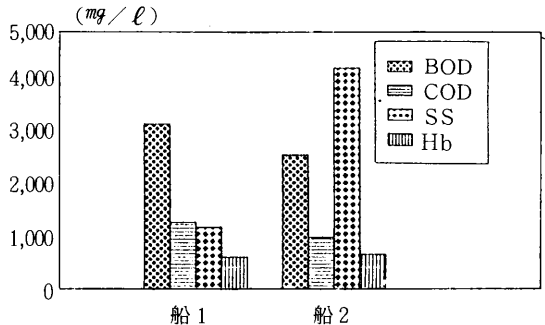


図9 さば血水中の各成分濃度

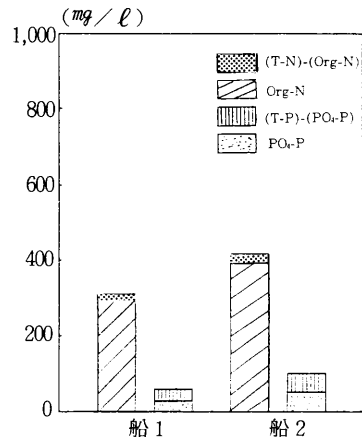


図10 さば血水中の窒素、リン濃度

尚、本調査で、いわし、さば血水汚濁源及び公共用水域の測定項目のひとつとして採用した血色素は、その測定値が他の項目と非常に良い相関を示した(図11(a))

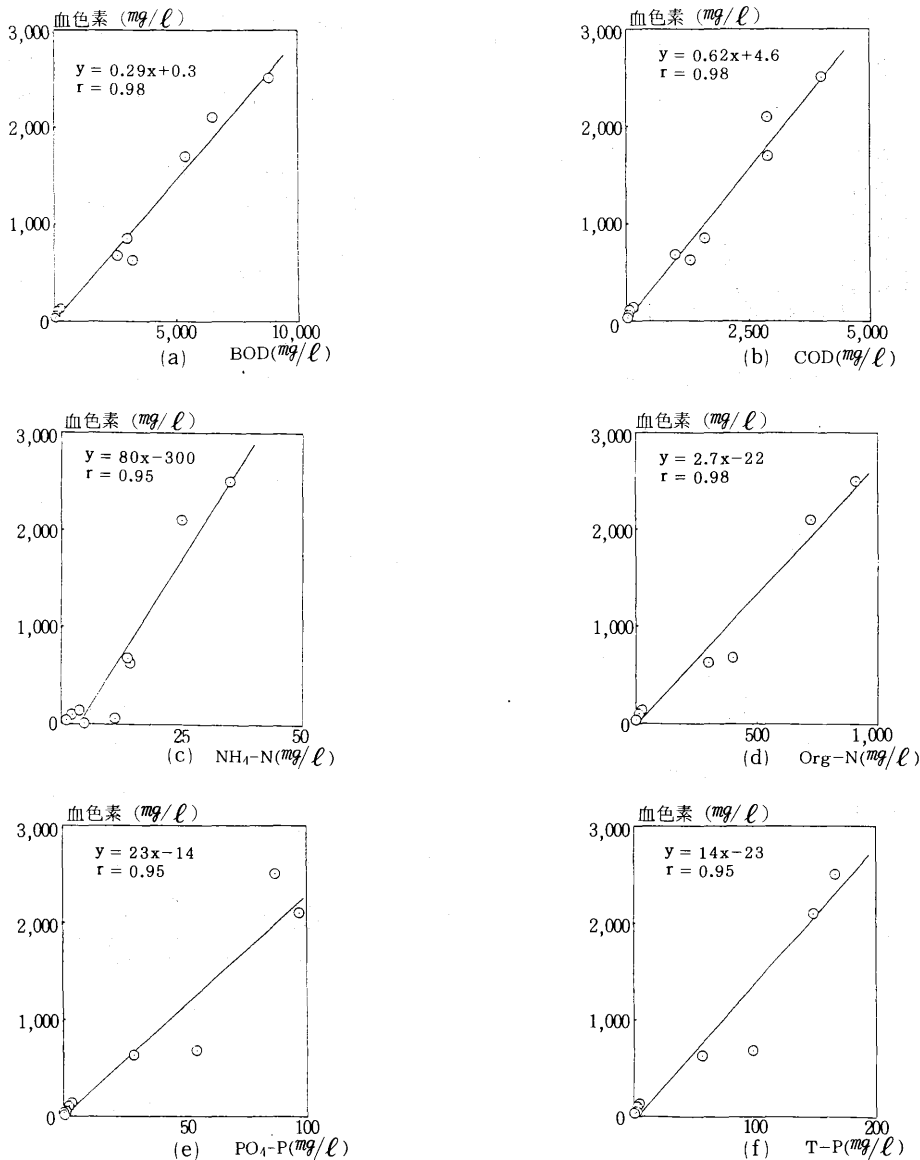


図11 血色素とBOD、COD、 NH_4-N 、Org-N、 PO_4-P 、T-Pの相関

～(f))。それは特に、BOD、COD、Org-Nに対して、 $r=0.98$ と顕著であった。したがって、血水が環境へ及ぼす影響調査においては、血色素の測定が良い指標となり得ると思われる。

3.4 血水由来の汚濁負荷量

八戸港における、いわし及びさば血水に由来する汚濁負荷量の算定を試みた。試算の条件として、次の3点を設定した。

- (1) 血水汚濁源は、船から排出されるものに代表させる。トラックからの血水濃度は船からのものより高

いが、量的に少なく無視した。

- (2) 血水発生量は、いわし、さばともに水揚げ数量の10パーセントとする。
- (3) 血水由来の汚濁負荷量の計算には、血水のCOD値を用いることとし、いわし及びさば血水のCOD値は、実測値より、それぞれ $2,000 mg/l$ 、 $1,000 mg/l$ とする。

試算の結果、図12に示すとおり、いわし及びさば血水に由来するCOD負荷量は、昭和60年において約95トン/年(固形分換算)となり、10年前のほぼ4倍に達して

いる。また、最近10年間の全水揚げ数量では大きな変化がないものの、血水由来の汚濁負荷量は増加の傾向がみられる。これは、いわしの水揚げ数量が急増していることに起因しており、両者には比例関係が認められた(図13)。試算によれば、昭和60年における負荷量の約9割がいわし由来のものと推定される。

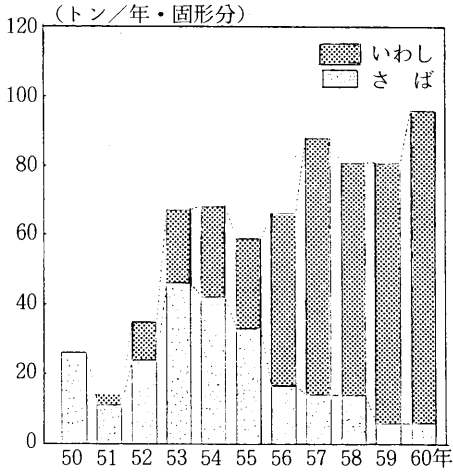


図12 いわし、さば血水由来のCOD負荷量の推移(試算)

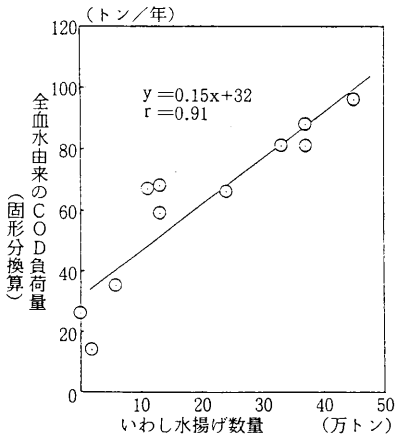


図13 いわし水揚げ数量と全血水由来COD負荷量の関係

4 ま と め

- (1) いわし血水はBOD, COD, SSの濃度の高い有機性排水であり、また窒素、リンの濃度も高いところから、富栄養化への影響が懸念される。
- (2) さば血水は、いわしに比べるとわずかに低い濃度であるが、窒素、リンの形態では、いわしとほぼ同様であった。
- (3) 血水が環境へ及ぼす影響調査においては、指標物質として、血色素の測定が有効であった。
- (4) レジオマッチングの結果より、いわし血水の汚染

水域は、第一魚市場岸壁近傍の極く狭い範囲に限られている。

- (5) 血水由来の汚濁負荷量は、いわしの水揚げ数量に比例し年々増加の傾向にあるとみられる。

今後の課題としては、汚染水域における汚濁の進行及び拡散状況の把握があげられる。

文 献

- 1) 八戸市経済部水産事務所水産課：八戸の水産統計資料編(昭和61年版)
- 2) 青森県：公共用水域水質測定結果(昭和60年度), (昭和61年度)
- 3) 工藤精一, 奈良忠明, 根岸勝信, 柞木田むつみ, 手代森光仁, 佐藤信博, 庄司博光, 田中貢：八戸港の水質汚濁評価, 青森県公害センター所報, 8, 投稿中(1987)
- 4) 野呂幸男, 奈良忠明, 庄司博光, 小山田久美子, 山崎喜三郎：いわしの荷揚げに伴う港湾の汚濁, 青森県公害センター所報, 7, 108 - 109 (1985)
- 5) 八戸海上保安部：まき網漁船の海難及び海洋汚染の防止等について(1982)
- 6) 山田勝己, 武田登, 小川克公, 橋本周久：マサバおよびマイワシのミオグロビンの性状, 日水誌, 45, 1335 - 1339 (1979)
- 7) 川内広明, 岸浪菊江子, 春日文枝, 渡辺富久子：臨床化学試験法, 広川書店, 133 - 134 (1971)

学 会 等 研 究 発 表

名 称	年 月	題 名	共同研究者 (○印 発表者)
第12回北海道・東北ブロック公害研研究連絡会議	61.10	新井田川の水質汚濁機構について	○佐藤信博
	〃	デポジットゲージ法による過去20年間の雨水中の各種イオン量の傾向	○早狩 進
	〃	管内湖沼の富栄養化について	○手代森光仁
第27回大気汚染学会	61.11	K値規制のSO ₂ 算定式における拡散パラメータの特性	○吉田 毅・原子 昭
	〃	北国におけるオキシダント濃度の特性(Ⅱ) —八甲田山でのO ₃ と気圧配置—	○梅原 茂・吉田 毅・早狩 進・原子昭・溝口次夫(国立公害研究所)
第13回環境保全公害防止研究発表会	61.12	脱硫剤から発生する硫黄酸化物による局地汚染例	○工藤真哉・梅原 茂・鈴木寿秋・斉藤輝夫
	〃	回分型活性汚泥の現況と問題点	○根岸勝信・奈良忠明・工藤精一・田中貢・庄司博光・手代森光仁
全国公害研会誌 Vol. 11 No. 3	61.12	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 —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・原子 昭
第22回青森県環境保健部職員研究発表会	62. 1	デポジットゲージ法による過去20年間の雨水中の各種イオン量の傾向	○早狩 進・工藤真哉
	〃	浮遊粒子状物質(SPM)の測定方法の検討 —光散乱法とβ線吸収法の比較—	○野田正志・斉藤輝夫・蝦名信明 小山一真(日本電気興業(株))
	〃	八戸港の水質汚濁状況	○工藤精一・奈良忠明・田中 貢・庄司博光・手代森光仁・佐藤信博
	〃	十和田湖周辺事業場の排水調査	○根岸勝信・工藤精一・手代森光仁
	〃	湖沼底質の粒度組成と重金属及び有機物量の関係 —小川原湖と姉沼を例として—	○奈良忠明・野田正志
	〃	水田からのCOD・窒素及びリンの汚濁負荷	○田中 貢・奈良忠明・庄司博光・手代森光仁・根岸勝信・佐藤信博
	〃	トリクロロエチレン等排出実態調査	○柞木田むつみ・庄司博光・根岸勝信 工藤精一・奈良忠明・佐藤信博
第21回水質汚濁学会研究発表会	62. 3	小川原湖の底泥におけるリンの挙動(Ⅲ) —垂直分布—	○奈良忠明・原子 昭
第13回北海道・東北ブロック公害研研究連絡会議	62.10	Ox, SPM等の広域高濃度事例の解析について	○早狩 進
	〃	トリクロロエチレン等排出実態調査	○柞木田むつみ
	〃	生活雑排水の汚濁負荷実態調査について	○工藤 健
第28回大気汚染学会	62.10	疾風時におけるUm _{ax} と、σ ₀ , ダウン・ウォッシュ等との関係	○吉田 毅・原子 昭
第14回環境保全公害防止研究発表会	63. 1	北国におけるOxとSPの夏期高濃度現象	○早狩 進・吉田 毅・原子 昭 仁平 明(宮城県保健環境センター)

名 称	年 月	題 名	共同研究者 (○印 発表者)
第23回青森県環境保健 部職員研究発表会	〃	水田からのCOD・窒素及び磷の汚濁負荷	○工藤精一・田中 貢・奈良忠明・庄司 博光・根岸勝信・手代森光仁・佐藤信 博・原子 昭
	63. 1	地震によるH工場からのZnO, CdO 流出 事故での環境濃度の推定	○吉田 毅・鶴飼広晃
	〃	有害物質を用いない分析方法の検討(そ の2) —硫黄酸化物のPbO ₂ 法からアルカリ 円筒ろ紙法へ—	○鶴飼広晃・斉藤輝夫・工藤真哉
	〃	固定発生源における窒素酸化物の由来	○斉藤輝夫・工藤真哉
	〃	公害に対する意識調査	○根岸勝信・佐藤信博・工藤精一・梅原 茂・斉藤輝夫
	〃	いわし血水の成分調査	○荒屋敷秀俊・工藤精一・根岸勝信 手代森光仁
	〃	鷹架沼の汚濁状況	○対馬和浩・工藤 健・柞木田むつみ 手代森光仁

編集委員 森 林 健
吉 田 毅
佐 藤 信 博
今 武 純
工 藤 健

青森県公害センター所報

第 8 号

昭和 63 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
