

青森県公害センター所報

No. **9**

1989

青森県公害センター

終刊に寄せて

全国的な趨勢にある、行政改革という厳しい流れの中で、公害行政のあり方について昭和61年度から、青森県公害センターと青森県公害調査事務所の統合について検討されて来ました。

その結果、青森県衛生研究所と前2機関が統合され、平成2年4月1日付で、「青森県環境保健センター」という新機構になり、当センターはその支所として発足することになりました。

昭和46年4月、新産業都市として工業開発の中心地域である、八戸市に設置されて以来、健康で快適な生活環境づくりに所員一丸となって努力して来たところ、管内の環境質は良好な状況を維持できるようになりました。

さて、このたび、平成元年度の青森県公害センター所報第9号を編集しましたので、ご高覧賜わりたいと思います。

19年間の調査・研究のしめくくりとしては些か恥ずかしさを感じますが、貴重な基礎資料の編集と認識して戴ければ、今後の行政推進の一助になるものと確信しております。

当センター所報の最終刊としてお届けすることになりましたが今後とも御教示、ご支援願えれば、平成2年度以降も何らかの形で成果報告書として刊行できるのではないかと思いつつ、最終刊のことばに替えさせて戴きます。

平成2年3月

青森県公害センター

所長 西 館 篤

目 次

◦ 逆転層生成時での大気汚染物質の高濃度現象 —特にSO ₂ とSPMでの2例について— 吉田 毅・今 武純	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(8) —NO ₂ 変換モデルとリセプターでの検証— 吉田 毅・中道 敬・高橋昭則	14
◦ 青森県南地域における道路粉じん調査(IV) —降下ばいじん量の三次元分布の把握— 野田正志・今 武純	31
◦ 青森県南地域における道路粉じん調査(V) —浮遊粉じん発生量の推定— 今 武純・野田正志・吉田 毅	36
◦ 八戸地区の酸性雨の実態 —梅雨期の一降水の化学特性— 野田正志・斉藤輝夫	42
◦ 十和田湖の水質汚濁に関する考察 工藤 健・佐藤信博・工藤精一・根岸勝信・柞木田むつみ 荒屋敷秀俊・手代森光仁・対馬和浩	48
◦ 小川原湖湖心部における硫酸塩還元細菌 柞木田むつみ・工藤精一・対馬和浩・沢山修悦 手代森光仁・佐藤信博・奈良忠明	58
◦ 非特定汚染源に関する水質調査研究 —融雪期における河川の汚濁負荷— 工藤精一・奈良忠明・対馬和浩・工藤 健 関野正義・手代森光仁	65
◦ 八戸港の水質汚濁評価(II) —流入汚濁負荷と沿岸水域への影響— 工藤精一・対馬和浩・荒屋敷秀俊・柞木田むつみ・沢山修悦 工藤 健・根岸勝信・手代森光仁・佐藤信博・西館 篤	73

◦ 県南地域湖沼における内部生産COD 対馬和浩・工藤精一	78
◦ 県南公共用水域における底質の特性 対馬和浩・工藤精一・手代森光仁	82
◦ 坪川の重金属の経年変化 沢山修悦・工藤精一・根岸勝信・柘木田むつみ 工藤 健・対馬和浩・佐藤信博・手代森光仁	87
◦ 排水基準違反事業場の改善対策 根岸勝信・早狩敏男・工藤 健・柘木田むつみ	91
◦ 十和田湖休屋地区における雑排水浄化対策 —第1回アンケート調査— 根岸勝信・西館 篤・関野正義	96
◦ 十和田湖休屋地区における雑排水浄化対策 —第2回アンケート調査— 根岸勝信・西館 篤・関野正義	101
◦ 学会等研究発表	105

逆転層生成時での大気汚染物質の高濃度現象

— 特に SO₂ と SPM での 2 例について —

On the Phenomenon of Highly Concentrated Air Pollution under a Developing Temperature Inversion Layer — The Property of Two cases the Sulphur Dioxide and the Suspended Particulate Matter

吉田 毅・今 武純

1 はじめに

上空に気温の逆転層が生成されると、大気汚染物質の拡散が抑えられ、地上に高濃度をもたらす。

本報では、1988年度の八戸市内での大気汚染濃度の測定結果から、二酸化いおう (SO₂) 濃度 (1 時間値) が環境基準値を超えた例(1)と、浮遊粒子状物質 (SPM) 濃度 (日平均値) が環境基準を超えた例(2)の汚染機構について考察を加えたので報告する。

2 SO₂濃度の高濃度事例

1988年6月24日の日中、臨海部にある工業地帯から約 1.5~2.0km 内陸に位置する 2 地点で、SO₂ の 1 時間値 100 ppb を超える高濃度が出現し、さらに 3 km 以内での 3 地点でも 50ppb を超え、これらのうち 4 地点で年間での最高値を記録した。

2.1 測定地点とSO₂濃度との関係

図 1、2 に測定地点と、SO₂ 濃度の時刻変化を示した。(図中、主要発生源は既報¹⁾での発生源諸元をもち、測定地点のうち、工業高校は八戸市、八戸火力発電所と小中野変電所は東北電力(株)のデータを借用した。)

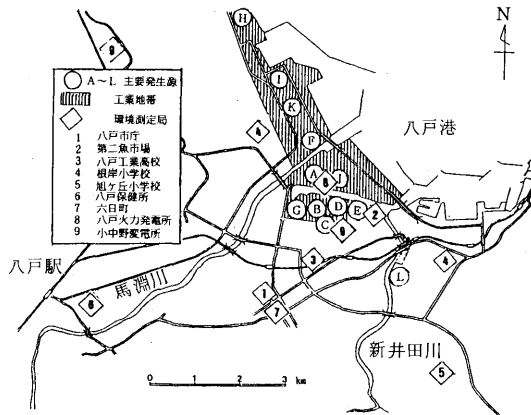


図 1 主な発生源と測定地点の関係

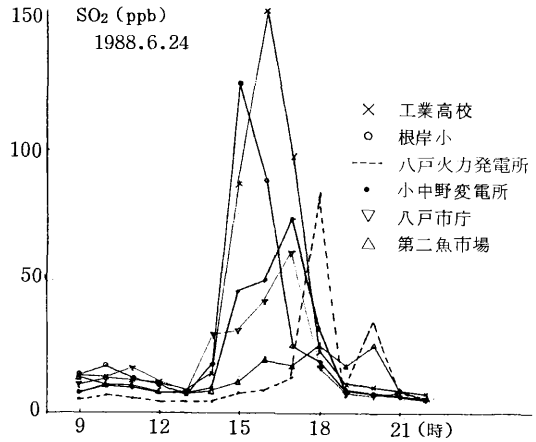


図 2 逆転層生成時のSO₂濃度変化

幸い、SO₂ の高濃度出現地域が工業地帯から八戸市内にとどまり、かつ出現した時間帯が短かく、限定された一過性の現象であったが、高濃度をもたらした原因の気象は、それほどめづらしいものではない。

2.2 気象現象の特徴

図 3 に 6 月 24 日の前後における気圧配置を示す。

日本の北には冷たいオホーツク海高気圧があり、太平洋高気圧が強まり偏東風が吹きつけている。

6月24日には梅雨前線が台風4号の北上で暖湿気流を運びながら北上している。日本海に低気圧が接近し、上層では強いESE~SE系の風が卓越していた。

25日には風が強まり、雲のち雨となった。

図1のNo.8 (八戸火力発電所)では、120mの高煙突の支柱を利用して6mと、45、76、120mとの気温差を測定し、かつ別棟の高度54mで風向風速の測定を行っている。

図4にそこでの風向、風速、120mと45mとの気温の時刻推移を示した。

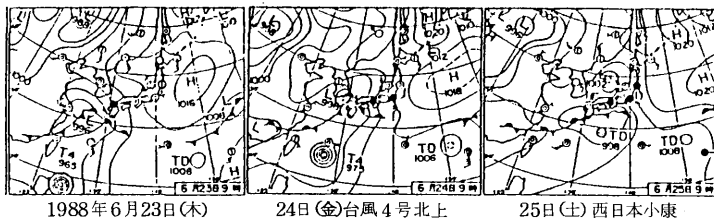


図3 気圧配置図(日本気象協会「天気」より)

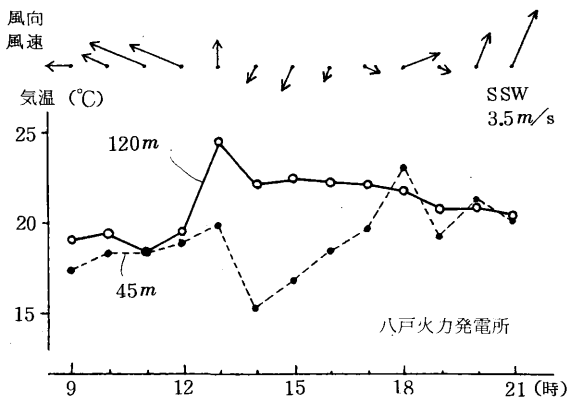


図4 風向風速と、高度120m, 45mでの気温の変化

朝方は太平洋高気圧からの吹込みで8:00頃よりE系の強い風が吹いたが、14:00すぎにはN系の風になり、さらに18:00すぎにはSW系の強い風へと反転した。

これは低気圧の接近、通過の典型的な風向のパターンを示しており、ちょうど18:00頃には八戸の北側を局地的な低気圧が通過したと考えられる。

図5に、同じ時間帯での気温の垂直分布を示した。なお、各時刻の1時間前の分布は図中、点線で表わした。

14:00には、それまでE系の風が冷たいN系の風に急変し、120mでの気温が45mでの気温より約4.5℃も高いという、信じ難い(普通は100mの高度で約1.0℃低い)ほどの強い気温の逆転が生じていた。

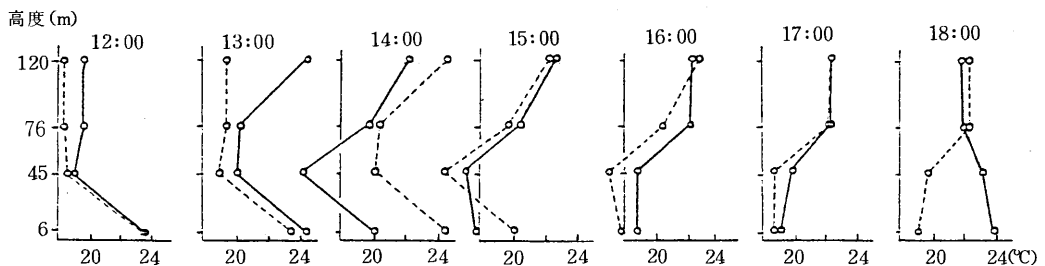


図5 気温の垂直分布(1988.6.24 八戸火力発電所)

これは、13:00から17:00にかけて、N系の冷たい気団が下層にもぐり込んで、地上付近の暖かい気層を押し上げた結果と考えられる。

(なお、ここでの温度差計での記録は、気温センサーが通風されていないことや、SE系の強風時には120m高度のセンサーが排ガスの影響を受ける等、精度に少し問題を残すが、

通常の有風時の機構解析には支障がない)

こうした風向の反転現象は、既報での海陸風の事例²⁾と類似しているが、この時には雲量が多く、日射も少ないことからその成因は全く異っている。

海からの冷たい風がクサビ状に内陸へ侵入した場合での侵入距離や気層の変質を見るために、図6に4地点での気温の時刻変化を示した。

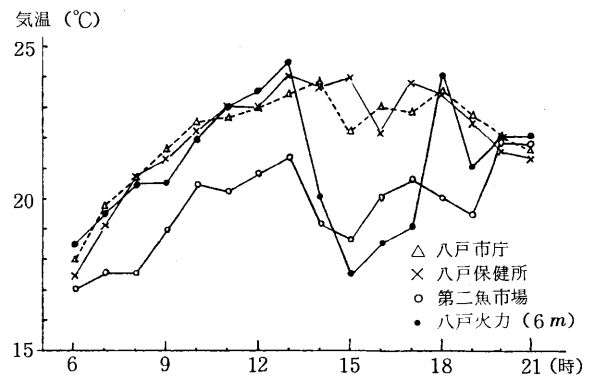


図6 気温の時刻変化(1988.6.24)

14:00頃から冷たいN系の風が内陸へ侵入しているが、地表からの熱伝達により下層の接地気層が暖められ、約7km内陸での八戸保健所局では、ほとんど地上付近の気温と等しくなって、変質している。

いま、大気汚染物質等の拡散を支配する大気安定度の指標として、熱的な原因による乱れのエネルギーと、大気乱流における鉛直方向の乱れのエネルギーとの比から Stability ratio (S.R.)は八戸火力発電所での気温の垂直布、地上45mでの風速データを用いると、

$$S.R = \Delta\theta \cdot 120m - 6m / U^2 \cdot 54m \quad (\text{deg} \frac{\text{sec}^2}{\text{m}}) \dots\dots (1)$$

で定義され、正の値が大きいほど、大気拡散のしにくさを表わす^{3,4)}

ここで、 $\Delta\theta$ は120mと6mでの温位差、Uは地上54mでの風速を表わす。

$$\Delta\theta / \Delta Z = \Delta T / \Delta Z + \Gamma_d,$$

ΔT は120mと6mでの気温差、

Γ_d は気温断熱減率 $-0.98 \text{ deg} / 100m$

図7に同じ時間帯でのS.R値を示した。

16:00 ~ 17:00では強い逆転層の生成と風速の減衰から、S.R値が10.0を超え、高濃度の出現時に大気拡散が大きく妨げられたことを裏づけている。

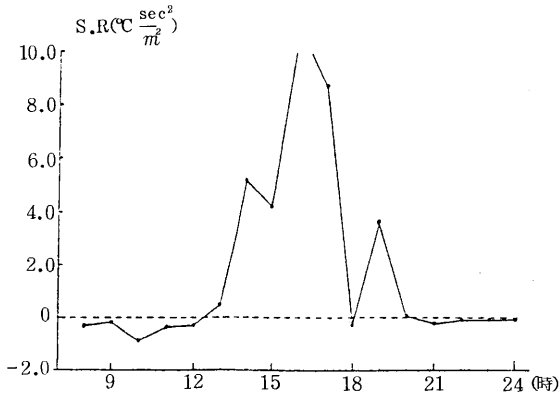


図7 S.R値の時刻変化(1988.6.24)

図8に、この時間帯での上空54mでの気塊の動きを見るために、13:00にちょうど観測地点を通過したとして、2時間前から9時間後までの風向風速から吹送距離を求めプロットした。

これは正しくは流跡線ではないが、例えば浮力をもたないノンリフトバルーンを放球したとし、この高さの気塊が上層風により大きく移送されないと仮定した場合での気塊の動きを見たもので、図中の数字は正時での気塊の位置を想定している。

これによると、強いE系の風で運ばれていた気塊は、13:00には方向を変え、工場からの排煙を一度Sの風で海上に運び出し、14:00には風向を反転し、NNEの風

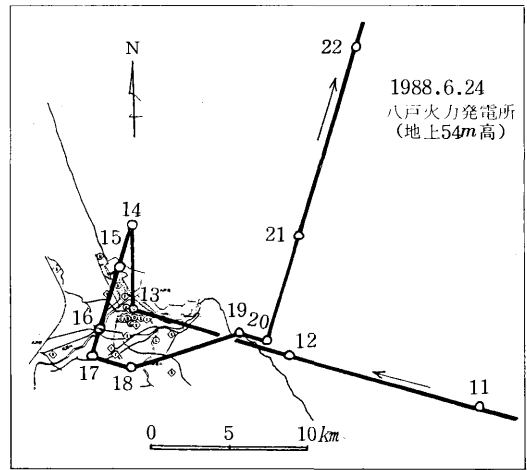


図8 地上54mでの流跡線図 (1988.6.24 八戸火力発電所)

でそれらの汚染気塊を内陸へ運び込んでいる。その後は17:00にWの風に変わり、さらに20:00から強いSSWの風で吹送された——ことを表わす。

つまり、上空での汚染気塊は内陸には十分に侵入しきれずに、工場地帯の周辺を反時計まわりに1周して、入ってきた角度と90°ちがう方向へ吹送したことが想定される。

2.3 SO₂の高濃度現象の成因

図2の各測定地点でのSO₂濃度の変化を解析する。

1) 根岸小局での高濃度

根岸小局では15:00にSO₂濃度が125ppbと、年間での最高値が測定された。

しかし、この時刻での第二魚市場局(24m)、八戸火力発電所局(54m)での風向は各々N、NNEであり、風上にはそれらしい発生源は存在しない。

ところが図8より、工場地帯から2~3時間前に一度海上へ運ばれた気塊の吹きもどし現象と見ると、ちょうど高濃度の出現時刻と、気塊の通過時刻とは一致する。

では、この根岸小局へはどの工場の影響と考えることが妥当であろうか。

表1、2に根岸小局での14:00~17:00までのSO₂、NO_x濃度とこの時間帯に操業していた近くの工場でのSO₂、NO_xの排出量(テレメータシステムによる常時監視データから推定)を示す。

特に近くにはNO_xを大量に排出しているA工場のDE-1、2号がある。

表1によると、SO₂が高濃度を示した15:00、16:00にはNO_x/SO₂比は各々0.43、0.49といずれもNO_xがSO₂の1/2以下であり、かつNO_x中のNO₂が0.59、0.70

表1 根岸小局でのSO₂,NO₂,NO_x濃度(1988.6.24)

	SO ₂ (ppb)	NO ₂ (ppb)	NO _x (ppb)	NO _x /SO ₂
14:00	18	21	29	1.61
15:00	125	32	54	0.43
16:00	88	30	43	0.49
17:00	25	29	38	1.52

表2 大手工場でのSO₂,NO_x排出量(1988.6.24 15:00)

工場,施設	SO ₂ (Nm ³ /h)	NO _x (Nm ³ /h)	NO _x /SO ₂	He (m)
J B-3,4	175	171	1.0	268
A DE-1	19	142	7.5	190
" DE-2	23	173	7.5	206
" K-2	9	3	0.3	152
" K-6	15	4	0.3	164

と大きいことから、この時間帯では近くのDE-1, 2号の影響は受けていなかったと考えられる。

もちろん、根岸小局でNO_xが高かった例は他にいくらかもあり、例えば6月9日の12:00には、SEの7.9m/s(第二魚市場局データ)の強い風の時に、NO_x濃度172, SO₂濃度が32ppbを記録し、NO_x/SO₂比は5.4, NO₂/NO_x比は0.33を示し、この時には明らかにDE-1, 2号の影響を受けたと考えられる時があった。

6月24日のような地表と上空で風向が異なり、短時間で風向が急変したようなケースでの大気拡散濃度の推定には、パフモデル⁵⁾を応用しなければならないが、ここでは参考までに120mと6mでの5℃の気温差、高度54mでの風速を1.5mとした場合での大手工場での有効煙突高度(He)を推定し、Heからの地表濃度への寄与を調べた。

上空に強い気温の逆転層がある時、微風時でのHeの推定式は伊藤⁶⁾によれば煙突の浮力と風速、大気温度傾度を知って求めることができる。

$$He = H_0 + \Delta h = H_0 + 2.7 \left(\frac{F}{U \cdot S} \right)^{1/3} \dots\dots\dots (2)$$

ここで $F = g \cdot V_s \cdot \left(\frac{D}{2} \right)^2 \cdot \left(\frac{T_s - T_a}{T_a} \right)$

$$S = \frac{g}{T} \left(\frac{\Delta T}{\Delta Z} + \Gamma_d \right)$$

g: 重力の加速度(m/s²), V_s: 煙突の排出速度(m/s)
 D: 煙突の排出口直径(m), T_s: 排煙温度(℃)
 T_a: 大気温度(℃)

算定したHeは表2に入れた。

排熱量や排出速度の大きいB-3, 4やDE-1, 2号はいずれも200mを超えるが、K-2, K-6等は150~160mと低い。

パフモデルでの地表濃度は、Heの対数にほぼ逆比例して地上に寄与を与えることから、当然、地表に近い煙源ほど測定局への影響は大きい。

これらのこともあわせて考えると、120m以上での逆転層の高度や強度が不明であるが、根岸小局へは近くのA工場のK-2, K-6のような比較的排出燃量の少なく、低い煙源の影響が大きかったことが推測される。

2) 工業高校, 小中野変電所局での高濃度

16:00から17:00を中心にSR値が増大し、排煙は逆転層内にとじ込められた。

工業高校, 小中野変電所局はK-2, K-6施設からはそれぞれN-NNE, N方向に位置するが、八戸火力発電所局での図8の流跡線から、この時間滞にはW系の風に支配されていたことから、汚染気塊はまず工業高校局を通過し、そのあとE方向にある小中野変電所局で高濃度を示したことが推定され、高濃度の出現時刻と地上54mでの気塊の動きとが一致している。

3) 八戸火力発電所, 第二魚市場局での高濃度

いずれも18:00と20:00にSO₂の高濃度を示しているが、初めの17:00から30分間の間に風向がNからSWに変化し、この間にA工場の風下になった。2回目の19:00には1時間ぐらいの内にNEからSWに反時計まわりに風向が反転しているが、その間にもWNWの風でA工場の風下にあたったため、高濃度の出現が気象現象と密接な関係にあることが確認された。

2.4 その他の汚染項目の特徴

図2での6地点のうち、SPMやNO_x濃度も同時に測定しているのは県が測定している3地点だけのため、SO₂濃度ほど情報がなく、詳しいことは分らないが、SPMは市内ではほぼ同時刻の18:00に0.08~0.10mg/m³のピークを示した。

図9に、八戸市内の自動車排ガス測定局である六日町局でのSPM, NO_x, NO₂, NMHC濃度の時刻推移を示す。(COはこの時欠測していた)。

六日町局での通常の濃度変化は、朝方と夕方に濃度の高まりを見るいわゆる“2山型”の高濃度出現パターンが多いが、この日は17:00にいずれの汚染項目もピークを示した。これは図7のS,R値の16:00のピークから約1時間遅れて対応している。

SPM濃度の0.130mg/m³は、隣りの八戸市庁局での0.116mg/m³とはほぼ同じレベルであったが、NO_x濃度の238ppb

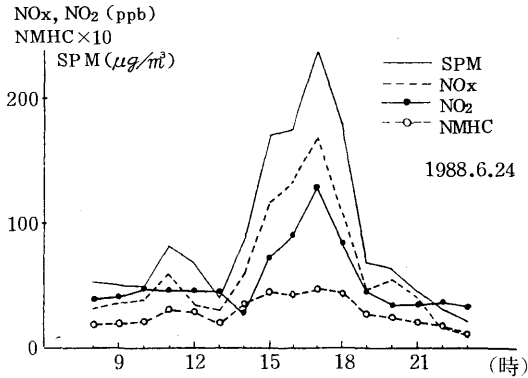


図9 自動車排ガス局でのSPM, NOx, NMHC濃度の変化

は、八戸市庁局での67ppbの約3.6倍と大きく異なり、中でもNO₂はそれぞれ49, 45ppbと同じであるが六日町局ではNOが八戸市庁局の約4倍を示した。

木村⁷⁾によれば、NO濃度はそこに存在するO₃量に支配され、NO₂濃度はほぼ一定値に近づくよう、車から排出されたNOガスが強い逆転層に上ぶたされ、そこでのO₃を使い果たして残った分のNO濃度が増えているものと考えられる。

もし、工業地帯からの移流でNO_xが大量に内陸へ運ばれたとすれば、移流の途中に周辺でのO₃と反応したNO₂が六日町局でのこの時間帯にもっと加算されてもいいはずだが、S.R値が大きくNO_x濃度が大きな値を示す時間帯の15:00から18:00には、車から排出されるNMHC濃度が通常の2~3倍に増大したが、これはほぼNO_x濃度に比例している。

これらのことから、工業地帯からのHeの大きい煙源からのSO₂, NO_xは、逆転層をつきやぶったか、又は上層の大気の中にとじ込められて、下層までは影響しなかったことが推定される。

2.5 ま と め

1988年6月24日には、八戸地区では局地的な低気圧の通過により、上空に強い逆転層が生成され、上空での気塊が反時計まわりをして海上にぬけた。

このため、短時間に、限定された地域でSO₂濃度が環境基準を超え、市内の6地点中、3地点で年間での最高値を記録した。

幸い、この時にはSO₂やNO_xの排出が大きい煙源はHeが大きいため、地表に大きな寄与を及ぼさなかったと考えられるが、自動車からの排ガスが停滞し、特にNO濃度を増大させた。

当地区ではこの種の気象現象に対応しての気象、汚染、発生源での監視ネットワークが充分とは言われず、再び

SO₂濃度の高濃度汚染が出現する可能性をもっている。

3 SPM濃度の高濃度事例

1988年8月2~3日にかけて、八戸市内での主な測定地点でSPM(浮遊粒子状物質)濃度の日平均値が、いずれも年間での最高値を示し、2局が2日連続して0.10mg/m³の環境基準を超えた。

3.1 SPM, SO₂, NO₂, Ox濃度の経日変化

図10に市内4局と、北に約50km離れた六ヶ所村の尾駮小局でSPM濃度の値(図中点線で示す)を示した。

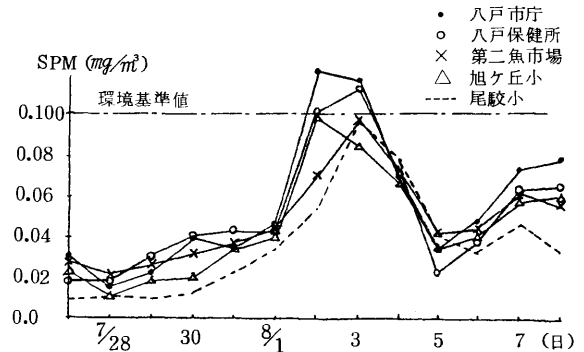


図10 SPM濃度(日平均値)の経日変化

これら市内の4地点はほぼ6kmの範囲内にあるが、ほぼ同様の動きを示し、ピーク時には7月27日から8月5日までの平均値に対し、約2~3倍を示している。

また尾駮小局は、ピークのズレがあるものの8月3日には0.098mg/m³と“非汚染地区”としては年間での最高値を記録した。

なお、八戸市内でのSPM濃度の測定はβ線吸収方式での重量濃度であるが、尾駮小局では光散乱方式でのDust計を15日間隔で測定したローボリウムエアサンプラーの値で重量換算(F値校正)したもので、この絶対値については後詳する。

また、春先に中国大陸から飛来する“黄砂現象”⁸⁾とは季節がズレていること、三沢の高層気象データから850mb以上の上空ではNNW系の風が吹いていること等から異なる現象と考えられる。

SPM濃度と比較するため、図11, 12にSO₂, NO₂濃度を示した。

いずれの項目も8月2~3日にピークを持つが、環境濃度は低く、工場から離れた地点ほどその傾向が強い。

図13に、Ox濃度の1時間値の最高値を示した。

図中、八甲田のデータは田茂菴岳(1,324m)でのO₃濃度を加えたもので、8月2日に1時間値60ppbのピークを示しているが、八戸保健所局は尾駮小局よりもNOガ

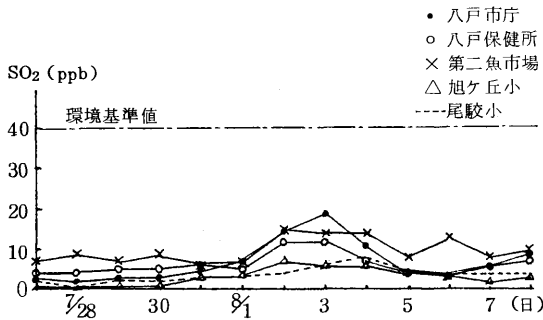


図11 SO₂濃度の経日変化(日平均値)

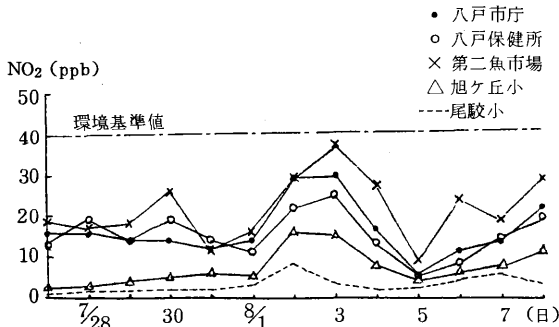


図12 NO₂濃度の経日変化(日平均値)

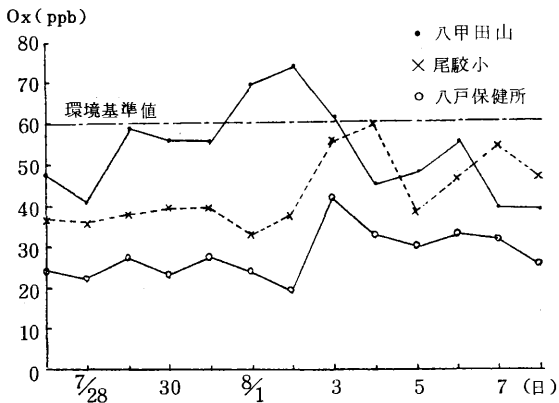


図13 Ox(O₃)濃度の経日変化
(1時間値の最高値)

ス等が多いため、O₃が消費されて低い値を示している。
 なお、8月1日には関東地方でも光化学オキシダントが報告された⁹⁾が、この期間、高層気象データから明確なS系の風を確認できないこと、また宮城県の大塚でも八甲田と同じ8月2日にO₃濃度のピークを記録していることから、この期間のSPM濃度が高い現象は、1986年7月下旬のS系の風で関東方面から汚染気塊が移入されたケース¹⁰⁾とは異ったメカニズムであろうと考えられる。

3.2 気象現象とSPM濃度の関係

図14に、期間中での代表的な日での気圧配置を示す。

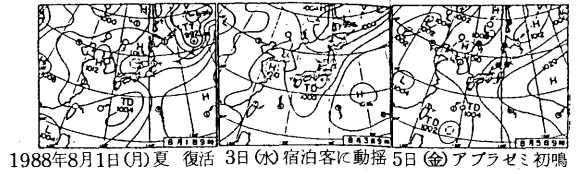


図14 気圧配置(日本気象協会「天気」より)

三沢での高層気象データによると、

8月1日の夜には、まだ冷たいオホーツク海高気圧の影響を受けているが、その後日本列島は暖かい帯状の高気圧におおわれ(気圧は8月3日の夜まで低下する)るに従い各地で昇温し、かつ空気が乾燥し、4日には八戸も最高気温を記録した。

しかし、5日には太平洋高気圧の縁にあたり、上空には湿ったS Wの風が吹き、大気の状態が不安定になって、県内でも曇りのち一時雨になった。

図15に、八戸保健所局と尾駮小局での日最高気温と日最低相対湿度の変化を示す。

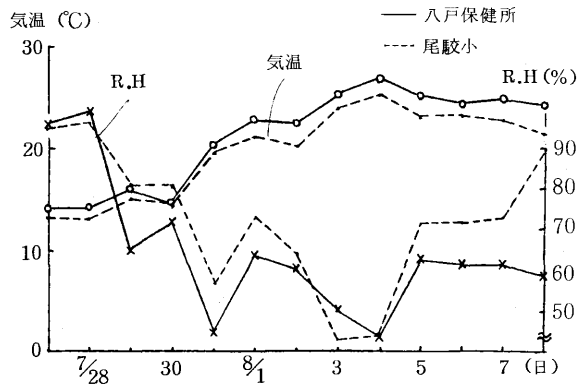


図15 気温(日最高値)と
R.H.(日最低値)との変化

北へ約50km離れている尾駮小局でも八戸とはほぼ同様の变化をしており、4日まで気温が上がり、空気は乾燥したが、5日には雨になったため、相対湿度も高くなった。

図16に、前出の八戸火力発電所(54m)での風向、風速、さらに120mと6mとの気温差のデータを示した。

普通、大気安定度が中立状態では、この高度差では約-1.0℃ぐらいの気温差が生じるが、高気圧の峰の通過した2日には約1.5℃も上空の気温が高く強い気温の逆転層が生じた。

これは、上空が高気圧におおわれると、空気が収束し

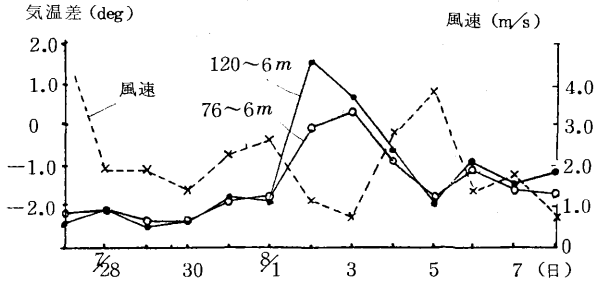


図16 八戸火力発電所での気温差と風速の変化

下層へ降りてくる途中で昇温し、上空に沈降性の逆転層³⁾を生じるため、それにつれて、地上の風速も弱まってくる。

しかし、さらに高気圧の後面に位置してくると、一般に気圧傾度が強まり、風速も強くなり、天候は下り坂にむかい、逆転層は急速に解消されていく。

図17に、この時の気象データを用いたS.R値(前出)を示した。

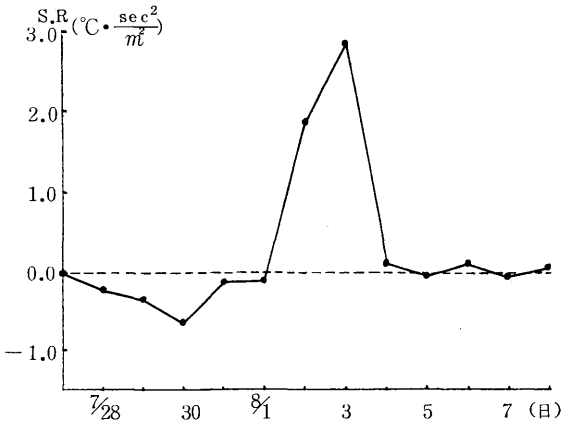


図17 S.R値の経日変化

前述したように、大気拡散を妨げる指標としてのS.R値は8月2～3日にピークをもち、図10, 11, 12で示した汚染物質濃度の変化と密接な関係があることが確認された。

図18に1988年度の八戸市庁局でのSPM濃度(日平均値)が0.05mg/m³以上のn=32ケでのS.R値との関係を示した。

これによれば、SPMの高濃度の時にはS.R値も大きい値をとる傾向がみられ、特に8月にはいずれの値も年間における最高値の時に一致している。

表3に、八戸市庁局でのSPM濃度とS.R値の月ごとの出現日数を示した。

これによると、S.R値が0.1以上の強度のものは9～10月に多いが、0.4以上の強度になると8月になり、S

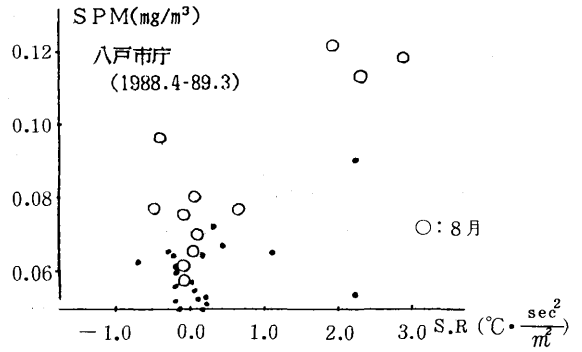


図18 八戸市庁局でのSPMとS.Rとの関係

表3 SPMとS.R値との月ごとの出現日数比較

	S.R ≥ 0.1 の 出現日数	S.R ≥ 0.4 の 出現日数	SPM $\geq 0.050\text{mg}/\text{m}^3$ の出現日数
4	1	1	2
5	3	0	5
6	7	2	5
7	1	1	3
8	6	4	12
9	8	1	0
10	11	1	1
11	4	0	0
12	1	0	1
1	2	0	1
2	0	0	0
3	1	0	2
計	45	10	32

PM濃度の8月での出現日数のピークと一致してくる。

また、SPM濃度が0.65mg/m³を超えた32日間のうち、高気圧の後面に位置していたのは26日間の約80%を占めていた。

しかし、SPM濃度が8月にのみピークを持つことは常識と異なるように考えられる。

これは、SPMが、大気中に浮遊する粉じんの中でも、特に粒径が10 μm 以下の微少粒子に限定して環境基準を設定しているため、実際、大気中の粉じんが問題となっているスパイクタイヤによる道路摩耗の粉じんや、裸地グラウンド等からの土壌の舞いあがり等の粒径の大きい粉じんは初めから除外されているためである。

また、夏場の光化学スモッグ等が発生している時にはガス状物質が粒子化(二次粒子)することが報告されており、夏場でのSPM濃度のピークはその可能性も大きいので、次章でSPM濃度と他の気象因子の関係等について解析する。

3.3 SPMの高濃度現象の成因

前章により、高気圧の後面でのS.R値とSPMの高濃度の間には密接な関係があることが分かったが、ではなぜ尾駮小局のような非汚染地区でも高濃度になるのだろうか。

このため、前述の8月2日から3日について、気象学的な観点から高濃度の出現機構を調べた。

3.3.1 メソスケールでの気象現象の特徴

約50km離れている八戸地区と六ヶ所地区とでの気流や、大気拡散に影響を与える大気安定度の類似性を見るため、図19に、ほぼ中間に位置する三沢での高層気象データから8月1日～3日までの12時間おきでの気温の垂直分布を示した。

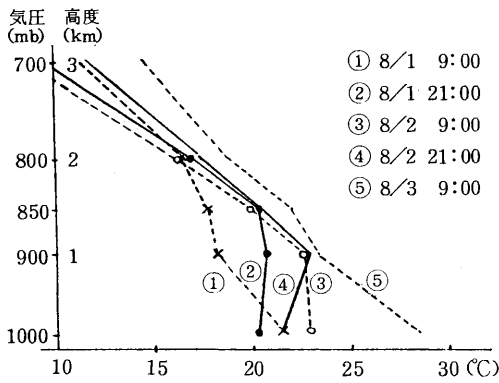


図19 三沢における700mbまでの気温の垂直分布

8月1日の9:00の図中②がちょうど気圧の峰にあたり、8月3日の21:00頃、つまり⑤のあとに気圧の谷が通っている。

従って高気圧の通過にともない、約1,500 m (およそ850 mb)あたりから下層に気温の逆転層が生じ、時間の経過とともに高度が低く、かつ強度が増し、特に図中③から④にかけては1000 mより下層に強い逆転層が生成された。

なお、図中④から⑤にかけて、700~850 mbの高度にR.Hが24~30%と、極めて乾燥した空気が上空から降りて来ており、これが8月4日の最高気温と日最低湿度出現の原因になっている。

8月3日の9:00の図中⑤からは気温の垂直分布がほぼ中立状態にもどっており、風速が強くなり、大気の拡散も促進され、これらの一連の変化は、そのまま八戸、六ヶ所地区での汚染物質の拡散の変化と一致している。

図20, 21に、八戸保健所(八戸)、谷地頭小(三沢)、尾駮小局(六ヶ所)での風向風速データを用い、8月2日の0100-1200、1200-2400までの前述の“流跡線”を示した。(図中、数字は正時での気塊の位置を想定している)

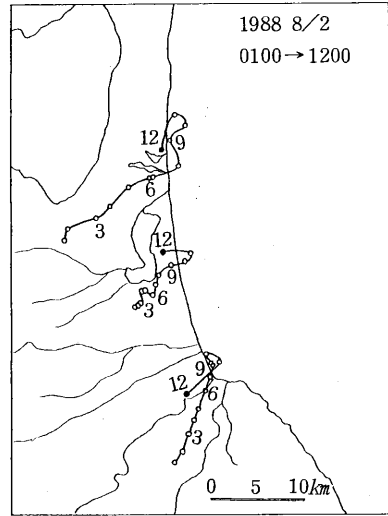


図20 流跡線図(1988.8.2 0100-1200)

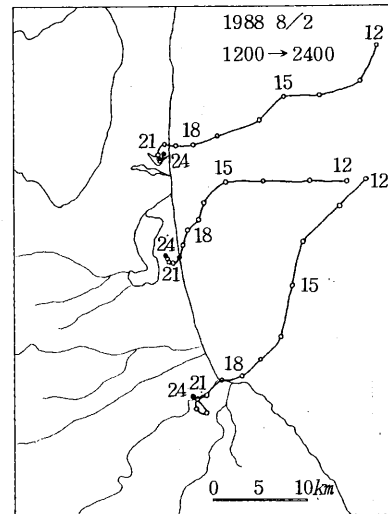


図21 流跡線図(1988.8.2 1200-2400)

例えば図20では、8月2日の12:00まで12時間前からの気塊の動き(厳密には正しくないが)をプロットしたもので、3地点とも約10km SW方向からスタートしており、9時すぎにはほぼ同時に海風によって風向が反転している。

また図21では、8月2日の24:00までの様子が、約30 km沖の海上から運ばれた気塊が、内陸へ近づくにつれてほぼ同時に3~4時間ほど停滞していることを示している。

これらのことから、この時の太平洋岸約50km以内での気象現象は、ほぼ同じメソスケールの中で同じような動きをしていたことが分かった。

3.3.2 SPM濃度の時刻変動

八戸保健所局と尾駮小局について8月2日～3日に関してSPMと他の汚染物質，気象データの関係について比較した。

1) 八戸保健所局の特徴

図22に，八戸火力発電所での気温差とS.R値を示し，図23に八戸保健所局での風向，風速，相対湿度，及びSPM，NO₂，SO₂，O_x濃度を示した。

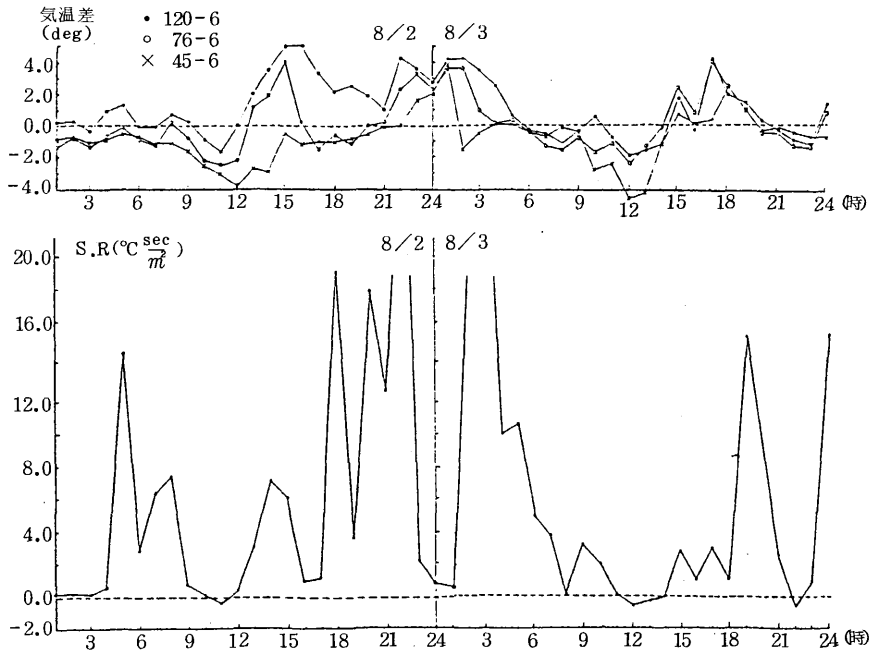


図22 気温差とS.R値の時刻変動（1988.8.2～3 八戸火力発電所）

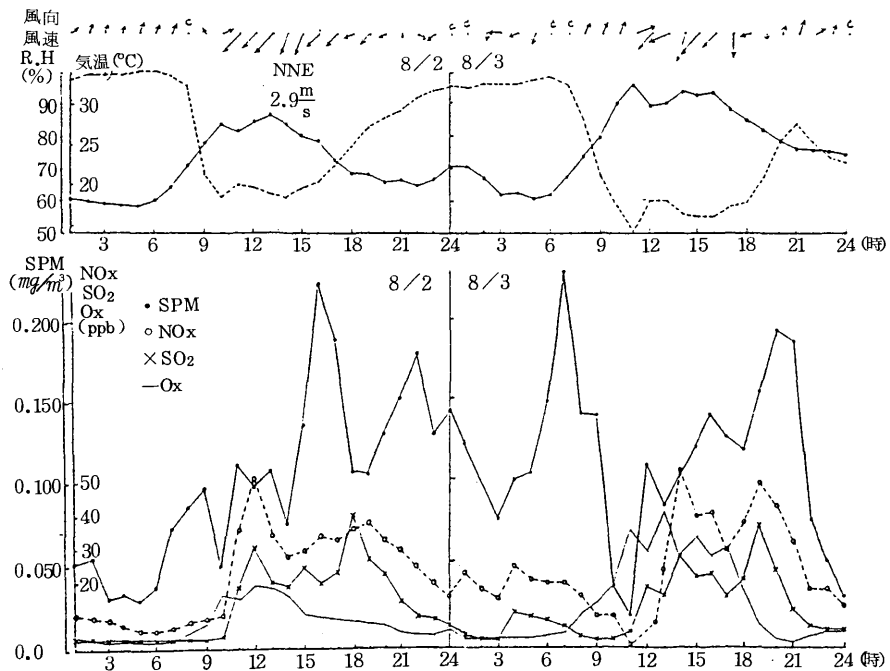


図23 気象因子と汚染物質濃度の時刻変動（1988.8.2～3 八戸保健所）

これらのことから、次のような特徴があげられる。

- 8月2日の12:00から8月3日の5:00までの約18時間、120mと6mとの気温差がプラスを示し、強い逆転層が存在した。
- 大気拡散の妨げの指標となるS.R値も、ほぼ同じ期間大きな値をとった。
- SPM濃度はNO₂、SO₂濃度の動きとはほとんど相関が見られず、むしろ120mと6mとの気温差が大きいところや、海陸風での風の滞留時刻等に高い値を示す。
- 工業地帯からのNE系の乾いた風が吹き込む時にはNO₂、SO₂濃度は高く、かつNO₂/SO₂比がほぼ2.0に近く、明らかに工業地帯の影響を受けているが、これらの汚染項目とSPM濃度との関係はあまり明確でない。

なおSW系の風になると、バックグラウンド値に近くまで低下する。

- Ox濃度(図23中の細線)は、風向反転時や夜間など大気の動きが弱まった時に、NOガス等と反応して5ppb以下まで低下するが逆転層の解消にともない。上層からのO₃も供給されるようである。

なお、8月2日の夜間、NO₂やSO₂濃度が減少しても、SPM濃度は増加を続け、8月3日のベースをあげているが栗田^{11, 12)}植田¹³⁾は、夏期の長距離輸送現象から、NO_x、SO_xのガス状汚染物質がO₃等での酸化反応によりサブミクロンオーダー(0.1~1μm)の二次粒子を生成し、全粒子に対する二次粒子の寄与が日を追って増大することを報告している。なかでもNO_x系の汚染物質は

すぐに酸化され、ガス状硝酸になり、沈着速度が大きいため、大気中に永く残留することはないが、SO_x系ガスからの硫酸塩エアロゾルは、ガス状物質の沈着速度よりも1ケタ小さいことから永く大気中に滞留することを指摘している。

この期間でのSPM濃度の増加は、気温が高く、相対湿度が下がったことから、裸地等で発じんしやすい状態にあったことは確かであるが、バックグラウンドのO₃が大量にあったこと、光化学反応をおこすNO_xやSO₂の汚染物質濃度が高かったこと等から、植田が指摘するような二次粒子が発生しSPM濃度を増加させた可能性が充分にありうる。

2) 尾駮小局の特徴

図24に、尾駮小局での風向、風速、相対湿度、及びSPM、NO₂、SO₂、Ox濃度を示した。

これらのことから、次のような特徴があげられる。

- SPM濃度は、8月2日、はじめはほぼバックグラウンド値であったが、陸風から海風へ反転した11:00頃から約6時間継続して0.08~0.09mg/m³の高濃度が続いた。
- さらに夜間を通して風が弱く、3日の6:00に0.160mg/m³とピークとなり、この時のOx濃度は夜間を通じて5ppb以下であった。
- 3日の日中にはSWの風が入り、Ox濃度もほぼ八甲田の同時刻と等しいレベルまで増え、風が強くなりSPM濃度は低下した。
- 8月2日の18:00頃にはNO₂濃度があがっているが、この時のNO/NO_x比は0.31とNOガスもあることから、八戸地区のように逆転層が生成されたためと考えられる。

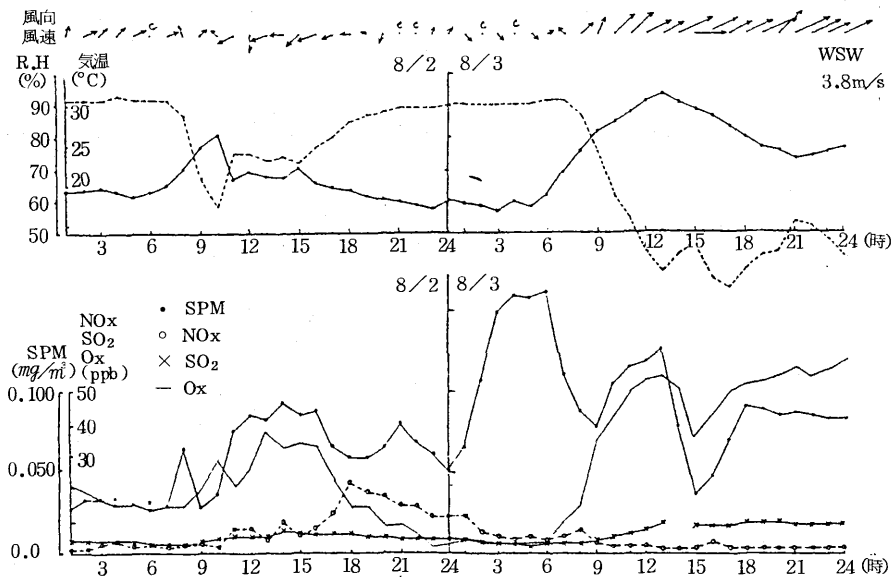


図24 気象因子と汚染物質濃度の時刻変動(1988.8.2~3 尾駮小局)

なお、図24から尾駮小局でのSPM濃度は8月2日の海風時、2日から3日の朝にかけての弱風時、3日の強い陸風時と、発生源からは異ったSPMであろうと考えられるが、中でも8月2日の夜から3日の朝にかけては、八戸ばかりでなく、青森市(約WSW方向60km)の本庁公園や堤町でのSPM濃度も同時に $0.10\text{mg}/\text{m}^3$ を超えていることから、図19の8月2日21:00(図中④)から8月3日9:00(図中⑤)の間に強い逆転層がほぼ中立状態まで解消されたことと深い関係があり、広域にわたり、SPM濃度の高濃度が出現していたことが想定される。

3.3.3 尾駮小局での“SPM値”について

初めに尾駮小局でのSPM値は、Dust計の値をローボリウムエアサンプラーの値で重量換算したことをことわったが、ここでは2つの問題点をあげる。

1) Ft値<1.0について

尾駮小局では約15日間単位でローボリウムエアサンプラーでSPM濃度を測定し、あらかじめ光散乱法のDust計で計測した値を割ったFt値を求め、重量換算の基礎データとしている。

図25に昭和63年度測定された15日間ごとのFt値と、環境庁の指針¹⁴⁾に準じて平滑化したF値(後述)を示した。

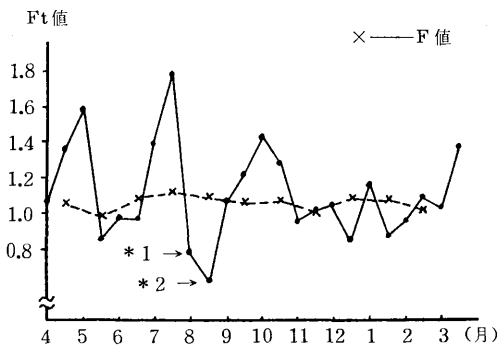


図25 尾駮小局でのFt値とF値(点線)
(昭和63年度)

なお図中*1印の値は、7月27日～8月12日までの期間の値で0.77、*2印の値は8月12日～29日までのほとんど偏東風が吹いた期間の値で0.60の値を示す。

今まで石塚¹⁵⁾や野田¹⁶⁾は、アンダーセンハイボリや、イオン量、重金属量の分析結果から、Ft値>1.0の場合には土壌や海塩粒子からの粗大粒子が多いことを報告している。

また工藤¹⁷⁾は、尾駮小局での黄砂現象の時(昭和54年3月29～4月16日まで)のFt値が1.52と大きな値をとったことを報告しているが、これらのことをあわせると、本解析期間中でのFt値0.77は、17日間での平均値とは言

え、予想に反し、粗大粒子よりも微小粗粒子が多かったことを示している。

参考までに、八戸地区でもSPM濃度の高濃度日を含む8月1日～6日まで4地点でFt値を測定していたが、いずれも0.83より小さかった。このことは、本解析期間中は、高気圧の後面に位置し、風が比較的弱く、海陸風の交替等があったものの、土壌や海塩粗粒子とは異なる微粒子がSPM濃度を高めていたことを意味する。

2) F値校正での誤差について

前述の環境庁のF値校正の指針¹⁴⁾では、1ケのFt値の採取期間に関係なく、Ft値の20ケの幾何平均値を用いて、Dust計の値をローボリウムエアサンプラーの値で補正するよう指導している。

しかし、ここでは指針に従うと約300日間の現象を平滑化することになり、季節のズレをひろい、不都合を生じる¹⁸⁾ことから便法として、前後約60日間での平滑化に留めてF値校正している。

ここでは期間中のDust計の値の0.77倍がSPM値としては妥当であったらうと考えられるが、平滑化したF値は1.09のため、実際には $1.09/0.77$ で約1.42、値を高く見積っていることになる。

環境庁は今までのこうした問題点を改めず、むしろ1時間値を直接重量法で測定するβ線吸収法等の測定機の普及にのみつとめているが、以上の2つの問題点を総合すれば、現行でのF値校正は、粒径の小さいところでの値を過大評価し、逆に粒径の大きいところ(例えばスパイク粉じんや土壌の舞い上がり)での値を過小評価させる働きをしている。

従って、重量法の値と、F値校正した値とを比較する場合には今後も十分な注意を必要とする。

3.3.4 二次粒子生成の可能性

図26に、前述した八戸火力発電所の地上54mでの風向風速データを基に、8月1日9:00から8月4日6:00までの約3日間での気塊の動きを流跡線としてトレースしてみた。(図中、数字は気塊の位置を想定している)

これによると、8月1日に一度海上に運ばれた気塊が、海風で内陸へ約30～40km運ばれたあと、8月2日には1日前とほとんど同じ位置にもどったことになり、さらに8月3日にかけても海陸風で循環しているだけで強い西風で海上へ吹送される8月3日の夜までの3日間は大気がこの地域に“閉鎖”されていたことを示す。

しかも、不思議なことに、この期間、海風、陸風が吹送しているにもかかわらず、前節で見たようにSPMの中には海塩粒子や土壌粒子のような粗大粒子がふくまれていないことを考えると、この間に強い日射と、気温の上昇により、工場等から排出されるNOx、SO₂ガスから

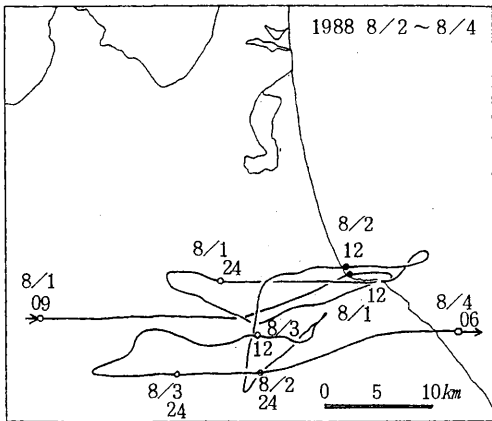


図26 流跡線図 (1988.8.2~8.4)

硫酸塩エアロゾルのような微小な二次粒子や有機エアロゾル¹⁹⁾が生成され、大気中でSPM濃度を増加させたことは容易に考えられる。

また植田¹⁹⁾は、植物から大量に放出されるテンペル類など天然起源の炭化水素もNOx等の汚染物質の存在や、光化学オキシダントによって酸化され、粒子化することを報じているが、全粒子に占める割合等は不明である。

この図から、少なくとも八戸地区での工業地帯での汚染物質が、直接、S系の風で尾駮小局まで運ばれた様子はないが、こうした大気閉鎖系をなす海陸風の循環によって汚染物質が蓄積され、県内の太平洋岸において均一化されることは充分に考えられる。

普段は、“非汚染地区”の六ヶ所村も、この規模の循環スケールでは、近郊での野辺地、青森地区でのNOxやHCガス等を取り入れ、それらからの二次粒子の生成もあり得よう。

3.4 ま と め

1988年8月2~3日にかけて、高気圧の後面に沈降性逆転層が生成され、工業地帯の八戸地区ではSPM濃度が環境基準を超えたが、この時の日射量や気温から、NOx, SOxガスから硫酸塩エアロゾルや有機エアロゾル等の微小な二次粒子が生成しSPM濃度を増加させた可能性が高い。

また、非汚染地区の尾駮小局でのSPM濃度はF値校正で、実際のSPM濃度よりも約1.4倍も過大評価されていた。

従来、粉じん濃度は土壌の舞い上がりや海塩粒子など風の強いところでは粗大粒子の影響が大きいが、夏場でのSPM濃度は弱風時に特に微小粒子の影響が大きくなる。

4 今後の課題

強度の気温の逆転層が生成されると、大気の拡散が著しく阻害され、本報で報告したようなSO₂やSPMの高

濃度現象が生ずる。

特にSO₂濃度に関しては、今まで秋から冬にかけてNW系の強い風の時に、工業地帯の風下で疾風型重合汚染をおこす第二魚市場局があるため、3ヶ月間、発生源にSO₂の排出量の削減や工夫を要請して高濃度の出現日数を低減させてきた²⁰⁾が、この種の局地的な低気圧や前線の通過時における気象現象は現在の監視ネットワークでは充分把握することが困難である。

もし、大手工場等からのSO₂排出量がこのままほぼフル操業を続け、かつこの種の気象現象の出現頻度が多くなれば、気象ファックスの導入や、気温の垂直分布データのテレメ化によるリアルタイムでの監視を必要とする。

また、高気圧の後面での沈降性逆転の生成時において、海陸風循環の閉鎖性大気中では、NOx, SOx系排ガスからの二次粒子の生成が指摘され、SPM濃度の削減対策をより複雑なものにしている。

この種の現象時には、短時間でのエアロゾル粒子の分級捕集や、有機エアロゾルの確認調査等により、SPMの人為的起源と自然的起源の発生源寄与の評価^{21, 22)}等を行い、汚染機構の解明調査を必要とする。

なお、光散乱法によるDust計の値をローボリウムエアサンプラーの値でF値校正する場合には、微小粒子の寄与を過大評価し、粗大粒子の寄与を過少評価するため、β線吸収法でのSPM値と比較する場合には注意を要する。

5 おわりに

本報での汚染機構の解析にあたり、八戸市、三沢市それに東北電力(株)八戸火力発電所から資料を提供していただき、さらに宮城県保健環境センター、青森県公害調査事務所より測定データを教えていただいた。

また、気象現象の解釈について八戸測候所の山道主任技術専門官から貴重な御助言をいただいた。

ここに厚く感謝いたします。

文 献

- 1) 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)
- 2) 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)
- 3) 大気汚染研究全国協議会編: 大気汚染ハンドブック (3) 気象編, コロナ社, p486 (1970)
- 4) 新良宏一郎編: 環境大気概説, 環境技術研究会, pp. 64 (1985)
- 5) 岡本真一, 塩沢清茂: 大気拡散シミュレーションのためのパフモデルとその適用例, 産業公害, Vol. 24, No.10, 14-23 (1988)
- 6) 伊藤昭三者: 環境工学 — 大気総入門, 朝倉書店, p.193
- 7) 木村富士男, 椎橋正幸: 定常近似法によるNO, NO₂の反応拡散モデルの長期平均濃度への適用, 大気汚染学会誌, **23**, 41-51 (1988).
- 8) 大気汚染研究協会: 黄砂エアロゾルに関する調査研究(昭和63年度環境庁委託業務結果報告書) (1989)
- 9) 環境庁大気保全局企画課: 昭和63年光化学大気汚染関係資料, (1989)
- 10) 早狩 進, 吉田 毅: 北海道・東北における光化学汚染気塊の挙動, 青森県公害センター所報, **8**, 27-37 (1987)
- 11) 栗田秀實: 傾度風が弱い場合の東京湾地域から中部山岳地域への大気汚染物質の長距離輸送(I), 全国公害研会誌, Vol. 12, No. 2, 55-65 (1987)
- 12) 栗田秀實: 傾度風が弱い場合の東京湾地域から中部山岳地域への大気汚染物質の長距離輸送(II), 全国公害研会誌, Vol. 12, No. 3, 2-10 (1987)
- 13) 植田洋匡: 浮遊粒子状物質中の二次粒子の生成と大気中での挙動, 公害と対策, Vol. 26, No.2 157-162 (1990)
- 14) 環境庁大気保全局長: 昭和47年6月1日環大企第88号, 浮遊粒子状物質に係る測定方法について
- 15) 石塚伸一, 山田良一: 八戸市における浮遊粉じん及び重金属, 水溶性成分の粒径分布, 青森県公害センター所報, **5**, 20-29 (1981)
- 16) 野田正志, 斉藤輝夫, 蝦名信明, 小山一眞: 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, 青森県公害センター所報, **7**, 74-79 (1985)
- 17) 工藤精一, 松尾 章, 早狩 進: むつ小川原地域における浮遊粒子状物質の特性, 青森県公害センター所報, **5**, 10-19 (1981)
- 18) 松尾 章, 早狩 進, 吉田 毅, 原子 昭: 浮遊粒子状物質のF値に与えるサンプリング時間と平均化時間の影響, 第22回大気汚染学会講演要旨集, 526 (1981)
- 19) 角脇 怜: 大気有機エアロゾルの二次生成, 大気汚染学会誌, Vol. 24, No. 5, 6 414-418 (1989)
- 20) 吉田 毅, 早狩 進, 松尾 章, 高橋昭則, 原子 昭: 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 — 拡張パラメータの決定と重合汚染濃度の推定, 全国公害研究会誌, Vol. 11, No. 3 27-32 (1986)
- 21) 笠原三紀夫: 大気エアロゾルの発生源寄与解析法, 大気汚染学会誌, Vol. 24, No. 5, 6 411-414 (1989)
- 22) 芳住邦雄ら: 東京都における浮遊粒子状物質へのリセプターモデルによる発生源寄与の評価, 東京都環境科学研究所年報 1989, 3-10

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(8)

— NO₂ 変換モデルとリセプターでの検証 —

The Evaluation of Air Quality by Multiple Sources under Gusty Condition(8) — Application and Verification of Reactive Diffusion Model of NO₂

吉田 毅・中道 敬・高橋 昭則*

1 はじめに

現在、発生源におけるNO_xの排出規制と、NO₂の環境濃度との関係が不明であり、公害防止計画上での発生源規制の位置づけがあいまいである。

前報(7)¹⁾では、第二魚市場局においてNO₂濃度がNW～NNWの風向でやはり疾風型の汚染を示していることを示した。

本報では、正規型ブルームモデルにNO→NO₂への変換モデルを追加し、特定の施設からリセプターへのSO₂、NO_x、NO₂濃度の推定を行い実測値との比較検討を行ったので報告する。

2 NO₂ 変換モデル

図1に本報で取り扱う主な発生源とリセプターとの位置関係を示す。

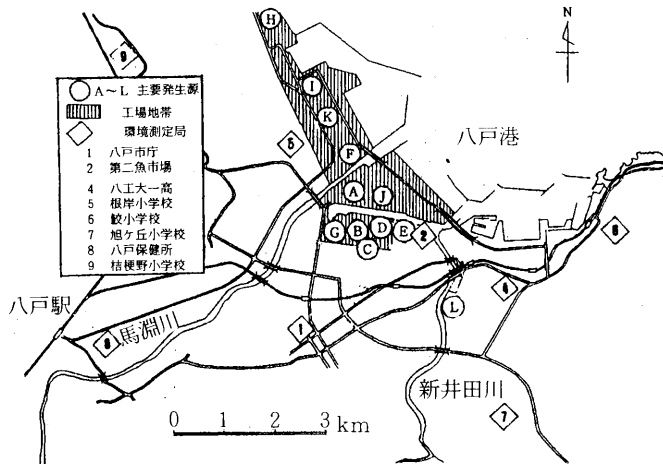


図1 発生源及び測定局位置図

図2に第二魚市場局(以後、リセプターNo.2と呼ぶ)における、1988年10～12月までのNO_x(NO+NO₂)濃度とNO₂濃度の関係を示す。

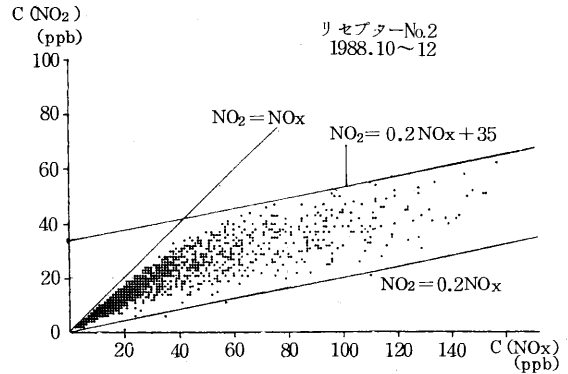


図2 リセプターNo.2でのNO_x-NO₂濃度の関係

図の中でNO₂/NO_xの値は、発生源との距離によっても0.1～1.0ぐらいの変化をしようが、実際にはNO_x濃度の大きいところで、NO₂濃度は上限値をおさえられている。

木村ら²⁾は、NOからNO₂への反応モデルとして、NOのO₃との反応のみでなく、光分解反応によりNO₂が一部、NOにもどるとし、NO_x濃度の大きいところのNO₂濃度は、NO₂+O₃の値に漸近することを導いており、この種のNO→NO₂への変換モデルは、今まで拡散現象からの実験式³⁾や光化学反応モデル^{4,5)}など、種々提案されているが、本報ではNO_x濃度を大気拡散式で推定するため、数式的に取り扱いやすい実験式の1つである指数近似モデル⁶⁾を用いる。

2.1 指数近似モデル

NO_xのNO₂への変換率ηは次式で定義される。

$$\eta = 1 - \frac{C(\text{NO})}{C(\text{NO}_x)} = 1 - \frac{\alpha}{1 + \beta} \{ \exp(-Kt) + \beta \} \dots (1)$$

Tsuyoshi YOSHIDA, Satoshi NAKAMITHI, Akinori TAKAHASHI * 現八戸市役所

ここで α は煙源に近い初期濃度でのNO_x中に占めるNOの含有率から0.9, β は煙源から遠方でのNO₂/NO_x反応平衡から0.3がとられている。

Kは風速とバッググラウンドオゾン濃度の積に比例するとされ、

$$K = K_s \cdot U \cdot [O_3] \dots\dots\dots (2)$$

と定義されたが、(2)式は $X = U \cdot t$ を代入すれば

$$K = K_s \cdot [O_3] \cdot X / t \dots\dots\dots (3)$$

と変型でき、リセプターと発生源との距離Xだけに関係し、Uには関係しなくなる。

さらにここでの K_s , $[O_3]$ は、発生源や昼、夜で異なった値、例えば、

- K_s : 0.0062 [固定発生源, 船舶],
- : 0.208 [移動, 家庭]
- $[O_3]$: 0.023 [昼],
- : 0.013 [夜]

が与えられている。

本報では、固定発生源における、主に日中での現象を取り扱うので、それらの値を決めると(1)式は(3)式をへて次式に整理され、リセプターと発生源との距離Xだけの関数になる。

$$\eta = A' - B' \cdot \exp(-K'X) \\ = 0.79 - 0.69 \cdot \exp(-1.4 \times 10^{-4} \times X) \dots\dots (4)$$

このモデルでは η は0.1~0.8をとりうるが、発生源強度には関係なく、かつ図2でのNO_x濃度が大きいところでのNO₂濃度へのブレーキは評価できないので、そこのNO₂濃度は実際よりも大きく見つる傾向にある。

3 Cmax (NO₂) の算定

固定発生源でのNO_x規制において、風下での最大着地濃度地点 X_{max} (NO₂)は、NO→NO₂への変換をともなうことからSO₂やNO_xでの X_{max} とは異なり、厳密解が求まらない。

ここでは、Cmax (NO₂)を2つの方法で算定し、それらと比較する。

3.1 Cmax (NO₂) の算定方法 (A)

NO_xの発生源規制を行う場合、その施設から風下での地上濃度 (NO₂) の推定も必要であるが通常の大気拡散式とNO₂の変換モデルの(1)式を組みあわせると、固定発

生源の風下での地上濃度C (NO₂)は、次式で表わされる。

$$C(NO_x) = \frac{q}{\pi \sigma_y \sigma_z U} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{He^2}{2\sigma_z^2}\right) \times 10^9 (5) \\ C(NO_2) = C(NO_x) \times \{A' - B' \exp(-K'X)\} \dots\dots (6)$$

ここで、

- C (NO_x), C (NO₂): 地上濃度 (ppb)
- q: NO_x 排出量 (Nm³/sec)
- U: 風速 (m/sec)
- σ_y : 水平方向拡散幅 (m)
- σ_z : 鉛直 " (m)
- He: 有効煙突高さ (m)
- X: 煙源からリセプターまでの水平距離
- y: " " 鉛直 "

いま(6)式をXで微分しても、 $\partial C(NO_2)/\partial X = 0$ なる X_{max} (NO₂)は求まらず、従ってCmax (NO₂)の厳密解は求まらない。

そこで前報(7)¹⁾で例として用いたA工場のNo.6〔ディーゼル発電機 (5,800 kw × 5基)〕での近似解を求めた。使用する発生源データは以下の通りである。

- Ho = 60.0 m
- Ts = 310°C
- Vs = 25.9 m/s
- QH = 9.3 × 10⁶ cal/s
- NO_x = 205.3 (Nm³/h) (SO₂ = 42.5 Nm³/h)

また、風速はU = 6.0 m/sとし、使用する拡散パラメータは、乱れの大きい場でのMcElroyの値 (1時間値)⁷⁾とし、次式のようにXの陽関数とした。

$$\sigma_y = 2.251 \cdot X^{0.608} \\ \sigma_z = 0.029 \cdot X^{1.161} \dots\dots\dots (7)$$

比較のために総量規制マニュアル⁶⁾等では使われるP-G線図での(D), (C)クラスのパラメータも、3分平均濃度^{8,9)}を $1/5$ 乗則^{10,11)}で×0.55と補正し、1時間値とした。

なお、Heの算定はK値規制方式ではボサンケ(I)の $\Delta H \times 0.65$ から126.4m、それ以外はQH > 2 × 10⁶ cal/sよりMoses & Carson式より140.1mとし、A', B', K'は(4)式の値とした。

これらのデータを用いた時の、拡散パラメータのちがひによる X_{max} (NO₂), Cmax (NO₂)の近似解を表1

に示す。

既報(2)¹²⁾のSO₂濃度のシミュレーションで再現性を確かめた(4)の結果と比較すると、

表1 Cmax(NO₂)の算定結果推定法(A)

拡散パラメータの違い	Xmax(NO ₂) (m)	Cmax(NO ₂) (ppb)
(1) K値規制 Sutton式	6,560	6.1
(2) P-G線図(D)	6,720	8.2
(3) P-G線図(C)	2,160	8.6
(4) McElroy	1,400	14.1

K値規制に用いられている(1), 及び総量規制マニュアル方式での(2), (3)ではXmax(NO₂)を遠く、かつそこでのCmax(NO₂)を低く見つもりすぎている。

図3にリセプターNo.2における1987.10~12月の工業地帯のNW方向の風下に限定した時の、風速階級別のSO₂, NO₂, NOx, 濃度平均値を示した。

各汚染物質の濃度とも風速の増加にともなって濃度が高くなる傾向がみられるが、NOx濃度にくらべNO₂の濃度が少ない。

U = 8 m/sぐらいでの急激なNOx濃度の増加の原因は、11月13日E工場は休止、D工場は魚油使用にもかかわらず、C(NOx)=0.208ppm, η=0.17を記録したことから、リセプターの風上の岸壁で漁船の稼動があったかもしれない。

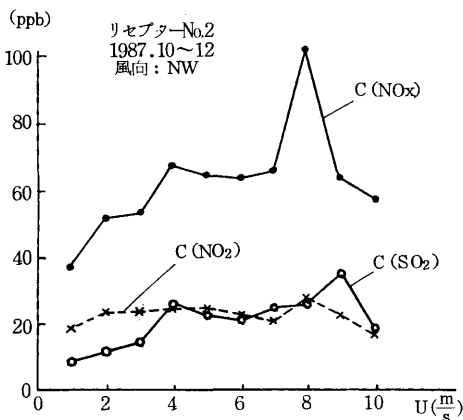


図3 リセプターNo.2での汚染濃度と風速の関係

図3のデータを基に、NO₂/NOxとOx(⇔O₃)の、風速による変化を示した。

NO₂/NOxは風速の増加により減少し、O₃は風速の弱いところではNOに喰われて低い値を示すが、U ≥ 3 m/sぐらいではこの時期での月平均24ppbと大差がない。

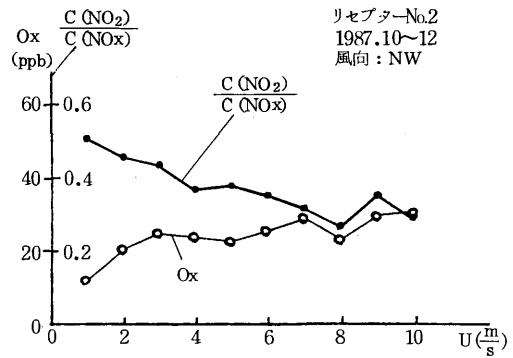


図4 NO₂/NOx, Ox濃度の風速変化

このことは、風速の増加にともない、リセプターまで吹送される時間が短くなり、その分NO→NO₂への反応が遅れること、つまり、ηはXだけではなくやはりX/U=tにも関係していることを示している。

一方、このηは、NOのガス塊とO₃との反応から、当然大気中の乱流強度やNOガスの発生量等の発生源強度により変わりうる値であり、有風時ではO₃の供給バランスとも関係する。

いま(1)式におけるα, βはそのままにし、Kt=KX/Uとして図4からKを求めるとK=1.0×10⁻³の値が得られた。

これは(4)式での値よりも大きい。さらに図4は3ヶ月間の全日データであり、期間を“昼”に限定すると、この時のηの値よりも大きくなることは十分推定される。

3.2 Cmax(NO₂)の算定方法(B)

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、

$$\sigma_y = \alpha \cdot X^m \dots \dots \dots (8)$$

$$\sigma_z = \beta \cdot X^n$$

とし、∂C/∂X=0なる最大着地距離Xmaxと、そこでの最大着地濃度Cmax, 排出量qとの関係は次式で表わされる。¹²⁾

$$X_{max} = \left(\frac{He}{\sqrt{p} \times \beta} \right)^{\frac{1}{n}} \\ = B \times He^{\frac{1}{n}} \dots \dots \dots (9)$$

$$q = A \times C_{max} \times He^p \dots \dots \dots (10)$$

ここで、p=(m+n)/n, αは1時間平均値への換算値を用いると、

$$A = \frac{\pi \times \alpha \times \beta^{1-p} \times U}{10^9 \times \exp(-\frac{1}{2} p) \times p^2} \times 3,600$$

Xmax : 最大着地距離 (m)
 He : 有効煙突高度 (m)
 q : 排出量 (Nm³/h)
 Cmax : 最大着地濃度 (ppb)

いま NOx の排出量を q とすれば(10)式より

$$C_{max}(NO_x) = \frac{q}{A \cdot He^p} \dots\dots\dots (1)$$

で表されるから、もし次式がある精度の中で許容されるとすれば、(6)式での C(NO₂) の近似解から Cmax(NO₂) を求めなくても(1)式で Cmax(NO_x) 及び(9)式での Xmax(NO_x) の η から Cmax(NO₂) は推定可能となる。

$$C_{max}(NO_2) \doteq C(NO_2) \text{ at } X_{max}(NO_x) \quad (a)$$

$$C_{max}(NO_2) \doteq C(NO_2) \text{ at } X_{max}(NO_2) \quad (b)$$

||

$$C_{max}(NO_x) \times \eta \text{ [at } X_{max}(NO_x)] \dots (12)$$

(c)

図5に Xmax(NO₂) での Cmax(NO₂) = (a)、(6)式での(5)式の Xmax(NO_x) での C(NO₂) = (b)、Xmax(NO_x) での Cmax(NO_x) = (c) の関係を示す。

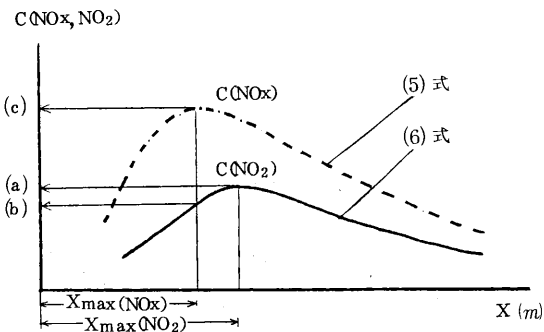


図5 (a), (b), (c)の関係

前章と同様に、拡散パラメータがちがう場合での Xmax C(NO_x), C(NO₂) を表2に示す。

Xmax(NO_x) と、そこでの Cmax(NO_x), 及び C(NO₂) の傾向は前章と変らない。

表2 Cmax(NO₂)の算定結果推定法(B)

拡散パラメータの違い	P	A	Xmax(NO _x) (m)	Cmax(NO _x) (ppb)	Xmax(NO _x)でのη (ppb)	Cmax(NO ₂) (ppb)
(1) K値規制 Sutton式	2.0	0.584	5,540	12.3	0.472	5.8
(2) P-G線図 (D)	2.42	0.071	5,140	16.8	0.454	7.6
(3) P-G線図 (C)	2.0	0.300	1,730	32.8	0.248	8.1
(4) McElroy	1.52	1.42	1,240	64.8	0.210	13.6

3.3 算定方法の比較

算定法(A), (B)で得られた結果を図6(1)~(4)に示す。

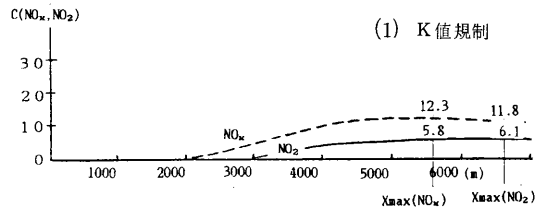


図6(1) Cmax(NO₂), Xmax(NO_x)での C(NO₂) K値規制

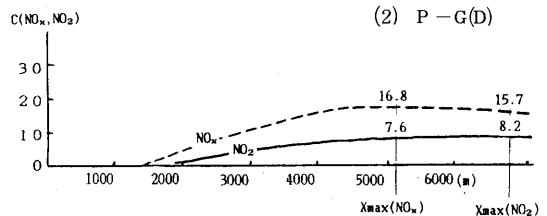


図6(2) Cmax(NO₂), Xmax(NO_x)での C(NO₂) P-G(D)

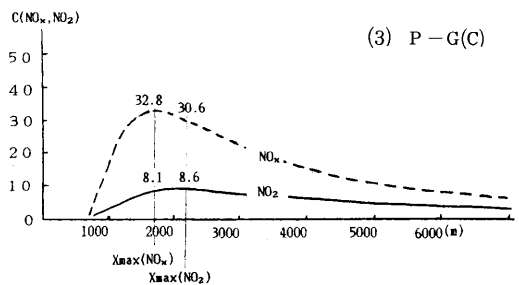


図6(3) Cmax(NO₂), Xmax(NO_x)での C(NO₂) P-G(C)

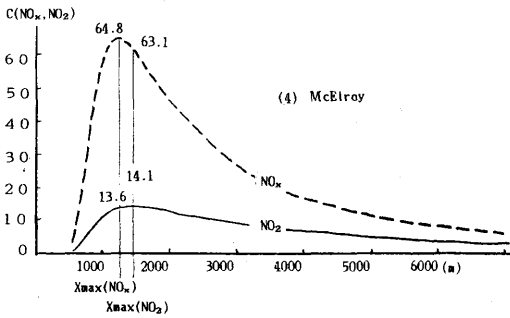


図6(4) Cmax(NO2), Xmax(NOx)でのC(NO2) McElroy

これらの比較から次のことが分った。

- 1) 乱れの少ない拡散パラメータほど, Xmaxが遠く, かつそこでのCmaxは低い。
- 2) $X_{max}(NO_2)/X_{max}(NO_x) \approx 1.2 \sim 1.3$ となり, Cmax(NO2)がCmax(NOx)よりも遠く低くなる。
- 3) (6)式でのC(NO2) at Xmax(NOx)=(b)は, (6)式でのCmax(NO2)=(a)と比較すると(a)/(b) $\approx 1.04 \sim 1.08$ となり, 4~8%の範囲にとどまる。

従って, 発生源から放出されたNOxの風下での最大着地濃度Cmax(NO2)は, (6)式の近似解を解かなくても, (12)式からほぼ推定可能である。

4 NOxでのCo規制の問題点

4.1 CsとCmax(NO2)との関係

大気汚染防止法でのNOx排出規制は, 排出口でのNOx濃度Csだけの規制であり, 地表でのCmax(NOx), 及びCmax(NO2)との関係は不明である。

いまCs(ppm)は, 乾きガス量をQ(Nm³/h)とすれば,

$$Cs(NOx) = \frac{q}{Q} \times 10^6 \dots\dots\dots (13)$$

で表わされるから, (11)式は次式のようになり,

$$Cs(NOx) = Cmax(NOx) \times \frac{A \cdot He^p \cdot 10^6}{Q} \dots\dots\dots (14)$$

Cs(NOx), q(NOx), Cmax(NOx)の関係が明らかになる。

さらにCs(NOx)とCmax(NO2)との関係は, (6)式においてCmax(NO2)での厳密解が解けなくても, 前節で得られた(12)式を用いると次式のように整理される。

$$Cs(NOx) \approx Cmax(NO_2) \times \frac{A \cdot He^p \cdot 10^6}{Q \cdot \{A' - B' \exp(-K' \cdot X_{max} \text{ at } NO_x)\}} \dots\dots\dots (15)$$

そこで固定発生源において, SO2でのK値規制のように, NO2でもとりあえず施設ごとの着地濃度を一定値以下に抑えようとする, すでにK値規制で定められているHo, He, Qを用いると(15)式よりCs(NOx)が求まる。

SO2とNO2との環境基準, 及び当地でのSO2のK値=6.0の値を考慮し, 仮に各施設ごとのCmaxをCmax(NO2) ≤ 0.010 ppm (1時間平均値)に抑えようとするれば, 前節で用いたA工場でのNo.7煙突(ディーゼル発電機DE-1号)のCs(NOx)は, 表2の拡散パラメータのちがいから表3のように計算される。

表3 許容されるCs(NOx)の算定

拡散パラメータの違い	Cs(NOx) (ppm)
(1) K値規制 Sutton式	1,250
(2) P-G線図(D)	1,540
(3) P-G線図(C)	1,500
(4) McElroy	780

(表3は前報(7)¹⁾の表9及び著者らの第29回大気汚染学会講演要旨集¹³⁾の中で, 計算ミスがあったのでこの値に訂正する。)

計算例として用いたこの施設ではCs(NOx)=1,300(ppm)なので, SO2対策で再現性のよかった拡散パラメータ(4)をあてはめると現状での約60%以下にNOxを削減しなくては地上でのCmax(NO2) ≤ 0.010 ppm (1時間値)を守れない。

しかも, この施設と約130mと隣接して, さらに1.6倍のNOxを抑出する(No.7煙突DE-2号)があり, 風下では明らかに重合されることから, 重合地点での地上濃度を0.010 ppm以下にするためには, 2つの施設からの排出量を現状の約1/4以下に抑えなくてはならないことを意味する。

昭和53年度の八戸市内のNOx排出量調査¹⁴⁾では, これら2つのディーゼル機関(12基)から放出されるNOx量は, 市内の固定発生源の約50%を占めていたが, 現在の大気汚染防止法では, 例えば, ばいじん濃度規制のように規模の大きいものほど排出濃度も厳しくされている中で, これらの2つの施設はいずれも昭和50年3月に設置されたものなので, 規制の適用除外とされた。

大気中に大量に放出されているディーゼル機関からのNOxは, Cmax(NO2)を生じさせるXmax(NO2)よりも風下でさらに広域に大気を汚染していることから, 単にCmax(NO2)のみを考えて排出量q(NOx)を規制してはならないし, 施設ごとの地上での重合を無視したCs

規制では、法の公平な適用を欠いている。

4.2 最近のCs規制の強化

環境庁は1988年2月から、都市部で普及の著しいコージェネレーションシステムによる常用の新設ガスタービン・ディーゼル機関からのNOx規制を目的とし、大気汚染防止法に基づく全国一律規制を施行した。

そのうち、常用ディーゼル機関の新設施設に係るNOx排出基準は表4のとおりである。

表4 大気汚染防止法での新設ディーゼル機関に関するNOx排出基準

施設の規模	区分	規 模	(O ₂ = 13%換算)				備 考
			63.2	1.2	2.2	3.2	
燃料の燃焼能力が重油換算1時間当たり50リットル以上	(大型)	シリンダー内径400mm以上	1,600 ppm	1,400 ppm	1,200 ppm		3年2月1日以降可及的速やかに950ppmとする。
	(小型)	シリンダー内径400mm未満		950 ppm			

しかし、現在、NOxの総量規制が行われている3地域ではいずれもこれらの基準が甘すぎるとして1989年2月から独自の指導要綱を施行している¹⁵⁾。基準の厳しさはO₂換算で異なるが3地域ともほぼ等しい。

例えば、東京都の場合、ディーゼル機関としてO₂ = 13%に換算すると、第1種地域(汚染の著しい地域)と第2種地域(第1種地域以外の区域)とで規制を変えているが指導基準値は表5(1)~(2)のとおりである。

表5(1) 東京都での新設ディーゼル機関に関するNOx排出基準<第1種地域>

施設の規模	基準値(ppm: O ₂ 13%換算)	
	平成3年3月31日までに設置されるもの	平成4年4月1日以後に設置されるもの
燃料の燃焼能力が重油換算25ℓ/h以上のもの	190	110
同 25ℓ/h未満のもの	500	380

表5(2) 東京都での新設ディーゼル機関に関するNOx排出基準<第2種地域>

施設の規模	基準値 (ppm: O ₂ 13%換算)	
施設の定格発電出力が2,000 kw以上のもの	270	(380)
同 2,000 kw未満のもの	500	(610)

(注) ()内の値は平成3年3月31日までの間適用する暫定基準値を示す。

これによると、第1種及び第2種地域での基準値は国の一律規制値の1/5 ~ 1/3.5に相当する。

一方、ディーゼル排ガスの脱硝技術も、既に種々検討されているが、通産省でも、燃料噴射時期の遅延による二段燃焼だけでも、NOxが50%以上削減できることを報告しており¹⁶⁾ コージェネレーションシステムの普及拡大により、現在急速に開発されつつある。

本報で例示した常用大型ディーゼル機関は、5,800kw × 5 (A-No.6 煙突)、5,800kw × 7基 (A-No.7 煙突)という規模でいずれも昭和50年3月から操業され、昭和63年9月には、A-No.7 煙突にさらに5,200kw × 2基(Cs = 950ppm)が追加された。

既設の施設は大気汚染防止法の適用除外であり、当時の公害防止協定において、現在のCs = 1,300ppmが締結され

たが、この排出基準は、前述の東京都での第2種地域の基準を採用したとしても、4~5倍もゆるい基準である。地域の中での汚染負荷量を考慮した場合、既存の施設であっても脱硝技術の導入等をはかり、積極的にNOxの削減対策を推進させる必要がある。

5 リセプターにおける特定施設からのNOx, NO₂濃度の算定

いま、固定発生源が複数あり、特定の施設からリセプターに及ぼす汚染寄与濃度を算定する場合には、大気拡散式によらなくてはならない。

この手法が、実際のNO₂濃度をどれだけ説明しうるか、単一汚染源と複数汚染源の場合について検討した。

5.1 単一汚染源——L工場のセメントキルンからの場合

1989年4月、図1のリセプターNo.4(八工大一高局)において、風向がWSWの時に通常よりも数倍高いSO₂濃度が測定された。あとでこの原因は約1,200m風上にあるL工場のセメントキルン原料の石灰石中にS分の高い鉱石が混入したことが判明し、改善されたが、ここでは4月13日11:00~12:00の環境データ、発生源データを基にして、2つの異なる手法(A),(B)により、リセプターNo.4でのSO₂, NOx, NO₂汚染寄与濃度を算定した。

なお、当時の気象条件は、U = 5.6 m/s, Ta = 16°C(いずれもリセプターNo.2の第二魚市場局)であり、リセプターNo.4でのSO₂, NOx, NO₂濃度(1時間値)はそれぞれ43, 38, 17 ppbであった。

発生源に関する諸元は表6のとおりである。

表6 発生源データ

諸元	記号	値	単位
煙突高度	Ho	78.2	m
煙突直径	D	3.97	m
乾き排ガス量	Q	305,730	Nm ³ /h
排ガス温度	Ts	120	°C
SO ₂ 排出量	q(SO ₂)	150.4	Nm ³ /h
SO ₂ 排ガス濃度	Co(SO ₂)	492	ppm
NOx排出量	q(NOx)	92.4	Nm ³ /h
NOx排ガス濃度	Co(NOx)	302	ppm(On=6.8%)

5.1.1 算定方法(A)

リセプターで測定されたSO₂, NOx, NO₂濃度と、対象とする施設でのSO₂とNOxの排出量の比を知ることによって、次式の関係から汚染寄与濃度が求まる。

$$C(SO_2) = C(SO_2)s + a \tag{16}$$

$$C(NOx) = C(NOx)s + b \tag{17}$$

$$C(NO_2) = C(NO_2)s + c \tag{18}$$

$$\frac{C(SO_2)s}{C(NOx)s} = \frac{q(SO_2)s}{q(NOx)s} \tag{19}$$

$$C(NO_2)s = C(NOx)s \times \{ A' - B' \exp(-K' \frac{X}{U}) \} \tag{20}$$

ここで各々の記号は次の意味をもつ。

C(SO₂), C(NOx), C(NO₂): リセプターでの実測値(ppb)

C(SO₂)s, C(NOx)s, C(NO₂)s: 対象とする発生源sからの寄与濃度(ppb)

a, b, c: 他の発生源からの寄与濃度(ppb)

$\frac{q(SO_2)s}{q(NOx)s}$: 対象とする発生源からのSO₂とNOxの排出量比

A', B', K': NO₂変換モデルでの定数(ここではA'=0.79, B'=0.69, K'=1.0×10⁻³とした)

X: 対象とする発生源とリセプターとの距離(m)

U: 地上風速(m/s)

(16), (17), (19)式よりbは次式により求まり、

$$b = C(NOx) - \{ C(SO_2) - a \} \times \frac{q(NOx)s}{q(SO_2)s} \dots (21)$$

これは、

$$\frac{q(NOx)s}{q(SO_2)s}$$

とaの精度により、一義的に決定される。

表7に、リセプターNo.4での、SO₂, NOx, NO₂濃度の実測値(obs)とL工場セメントキルンからの推定濃度(cal)を示した。

表7 セメントキルンからの寄与濃度, 寄与率(%)

項目	Cobs	Ccal		
		a=0	a=5	a=10
C(SO ₂)	43	43(100)	38(88)	33(77)
C(NOx)	38	26(68)	23(61)	20(52)
C(NO ₂)	17	6(35)	5(29)	5(29)

()内は汚染寄与率(%)

風上方向に大きなSO₂の発生源がないことと、今までの実測値等から、リセプターNo.4へ寄与するSO₂濃度のバックグラウンド値はa≒5ppbぐらいがほぼ妥当と考えられるが、これによるとセメントキルンからのSO₂, NOx, NO₂濃度の汚染寄与率はそれぞれ約90, 60, 30%と算定され、特にNOx, NO₂は他の発生源(例えば移動発生源)の影響を大きく受けていることが分る。

この算定手法は、実測値の間での汚染寄与度の推定には使えるが、将来にむけての発生源の削減計画などの試算には使えない。

5.1.2 算定法(B)

固定発生源の風下にあるリセプターでの地上濃度を求めるには、SO₂濃度の算定には(5)式のq(NOx)をq(SO₂)に変えて求めた。

拡散パラメータσ_y, σ_zは乱れの大きい場のMcElroyの1時間平均値の(7)式を用いた。

Heの算定は、QH>2×10⁶cal/sなので、Moses & Carson式(C₁=0.35, C₂=0.171)とし、U=5.6m/sの時にHe=140.0mになる。

風向、風速データは、リセプターNo.2のものを用いたが、そこでの風向が“WSW”だったため、方位をさらに4分割し、風向による推定値の精度を調べた。

NOx濃度の算定は、求めたSO₂濃度にq(NOx)/q(SO₂)比をかけて(19)式、NO₂濃度は(20)式から求めた。

なお、風向が、発生源とリセプターとの延長上と角度θ異なる場合には、NO₂変換モデルでのXは、1-cosθだけ短くなるが、1方向(16方位)でも7.6%、これによるηは4%以下しか変化しないために、計算にはほとんど無視しうる。

表8に、WSWの風向を中心にW～SWまで変化させた時のSO₂、NO_x、NO₂濃度の算定値を示した。

表8 セメントキルンからの寄与濃度
単位(ppb)

風向(角度)	C(SO ₂)	C(NO _x)	C(NO ₂)
W 22.5	1	1	
- 17.0	6	4	1
- 11.3	21	13	3
- 5.6	42	26	6
WSW 0	49	30	7
- 5.6	36	22	5
- 11.3	15	9	2
- 17.0	3	2	
SW 22.5	1	1	

○ 風向による算定精度の問題

ブルームモデルでの地上濃度に及ぼす風向の精度は前報(6)¹⁷⁾の(4)式、表13より、22.4/4、22.4/2度の風向変化が、地上濃度に約-20%、-50%の大きな誤差を与えることを示した。16方位で実測される“WSW”風向には本質的に±22.4/2度の誤差を内包していることから算定値の平滑化を必要とすることから、ここでは“WSW”を中心に±22.4/4での算定値を加えて平均した。

○ 風速による算定精度の問題

風速の地上濃度に及ぼす精度は同じく既報(6)の(2)式、表4-2により、Xmaxのところでの風速の30%の減少変化に対して、地上濃度としては約20%の増加を与えることを示した。

大気拡散計算に用いた地上風速は、リセプターNo.2のものであり、過去の解析例¹⁸⁾では、No.4での風速はNo.2の風速の約70%を示していたことから、拡散計算での風速には何んらかの補正を要する。

一方、(9)式よりSO₂、NO_xのXmaxは1,238 mとなり、ちょうどこの距離はリセプターと発生源との距離に相当している。

また、既報(3)¹⁹⁾において、発生源とリセプターの間には、地上濃度を最大にする風速(Umax)があることを示したが、これによるとUmax = 5.1 m/sとなり、この風速でのSO₂、NO_xの測定値ではU = 5.6 m/sの時の約20%の濃度増加をみた。

しかし、NO₂濃度に関してはXmax、Cmaxでの厳密解が求まらないように、(6)式をUで偏微分してもUmaxの厳密解は求まらない。

しかも、NO₂変換モデルでのK'を(6)式又は(20)式にするかで、結果に大きく影響するので、風速の変化による推

定値の精度はさらに今後の検討を要する。

5.1.3 算定法(A)、(B)での比較

表9に算定法の異なる方法でのセメントキルンの汚染濃度(cal)と実測濃度(obs)を示した。

表9 算定法のちがいによる寄与濃度
単位(ppb)

Cobs	Ccal(A)	Ccal(B)	(B)/(A)
C(SO ₂) 43	38	44	(1.2)
C(NO _x) 38	23	27	(1.2)
C(NO ₂) 17	5	6	(1.2)

大気拡散式を用いた(B)法がこの場合には約20%ほど(A)法よりは高めになっている。

また、実測値に占める(B)法での割合は、SO₂、NO_x、NO₂濃度はそれぞれ102%、71%、35%となり、SO₂濃度は高めの推定だがNO_x、NO₂濃度からみると、セメントキルン以外からの影響が多いことが分かり、(A)法で求めたa = 0 ppbの時の算定結果と類似している。

この結果、大気拡散式を用いての推定方法でも(B)法のように、乱れの大きいMcElroyの拡散パラメータを用いるとSO₂濃度の再現性がよく、かつNO_x濃度の推定、さらにはNO₂変換モデルを用いてのNO₂濃度の算定が十分可能であることが分った。また、対象とする発生源からの汚染寄与濃度を知ることにより、その発生源における排出量の削減と環境濃度との関係を試行実験することが可能である。

5.2 複数の汚染源——A工場のディーゼル機関の場合

図7に、1987年10～12月の、リセプターNo.2とNo.4での風向別NO₂、NO_x濃度を示す。

リセプターNo.2では、NO_x濃度を高くする発生源がNW～NNW、NE、E方向に存在するが、NW方向にはSO₂濃度を高くする工場地帯があり、この方向でのNo.2、No.4でのC(NO₂)/C(NO_x)の値は各々0.36、0.57と、発生源に近い方が小さい値をとる。

工場地帯には当地区の固定発生源からのNO_x排出量の50%を占めるA工場のNo.6～7煙突(ディーゼル機関DE-1、2号)があるため、風下にあたるリセプターNo.2、No.4に及ぼすSO₂、NO_x、NO₂の汚染寄与濃度(1時間平均値)の算定を行った。

5.2.1 拡散計算

(1) 環境、発生源データ

図8に1988年10月22日9:00の気圧配置を示す。

この日は弱い冬型の気圧配置で、WNW～NWの強い風が吹き、リセプターNo.2でのSO₂濃度の日平均値が

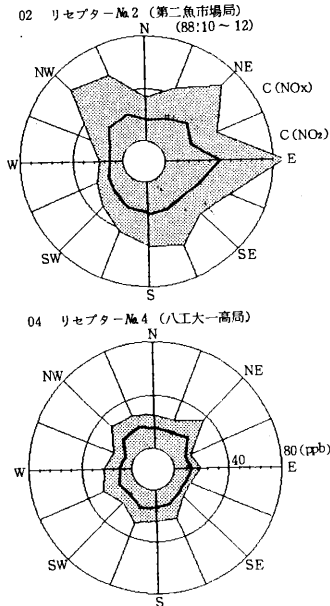
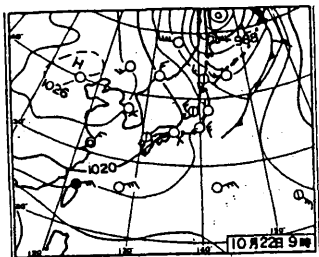


図7 リセプターNo.2, No.4での風向別NO₂, NO_x濃度

33ppb, 18:00に82ppb(1時間値)と高い値を示した典型的な疾風型重合汚染が出現している日であった。



弱い冬の気圧配置で、最多風向はWNW

図8 88'10/22 9:00の気圧配置図

表10に10月22日13:00~14:00のリセプターNo.2, No.4での環境データを示す。

風向, 風速のデータはリセプターNo.2にしかなく, リセプターNo.4の気象観測機器はS62.4に撤去したため, チャート紙からこの時間帯での平均値を読みとった。

表10 88'10/24 14:00の環境データ

リセプター 項目	No. 2	No. 4
C(SO ₂)	73(ppb)	21(ppb)
C(NO _x)	128(〃)	71(〃)
C(NO ₂)	35(〃)	27(〃)
風 向	WNW~NW	
風 速	8.0(m/s)	
気 温	16.0(°C)	

表11 1988.10/24 14:00の発生源データ

工場番号	煙 突	排ガス温度(°C)	排ガス速度(m/s)	SO ₂ 排出量(Nm ³ /h)	NO _x 排出量(Nm ³ /h)	NO _x /SO ₂	Ho(m)	
A	0	K 2	250	5.3	7.9	2.7	60*	
	2	K 3	270	7.7	16.0	5.6	60	
	5	K 6	260	12.5	13.4	6.3	60	
	6	DE-1	310	25.0	29.6	171.7	5.8	60
	7	DE-2	295	29.7	39.7	214.4	5.4	60
D	17	B-2,3	230	6.0	1.5	0.5	30*	
E	18	B	250	4.3	2.3	0.5	22.5*	
J	29	B-3	130	17.3	73.1	57.0	120.0	

*ダウン・ウォッシュ効果でHe=Hoとした

表11に同時時間帯での8本の煙突データを示す。(工場の記号は図1と一致する。)

ちょうどこの時は, 10~12月の3ヶ月間, リセプターNo.2でのSO₂濃度が環境基準を超えないよう, これら4工場に対し, SO₂排出量の削減を求めている時期でもあり, 各工場ともフルロードではない。

D工場ではそのためにS分のほとんど無視しうる魚油への切りかえを行っていた。J工場のNo.30は休止していた。

A工場のNo.6~No.7煙突は9基中8基のディーゼル機関が稼動中で, SO₂の排出ではJ工場のNo.29煙突(発電用ボイラー3号)とほぼ等しく約70Nm³/hであったが, NO_x排出量は, 約7倍に相当する380Nm³/hを排出している。この施設でのq(NO_x)/q(SO₂)は5.4~5.8であり, 他のボイラー等の8~10倍と異常に大きい。

(2) 汚染寄与濃度の算定方法

前章で用いた算定法(A)は, 複数の煙源が存在する場合には式中でのa, b, cの設定があいまいになり, 精度が悪いものになることから, ここでは算定法(B)の拡散式によった。

算定法(B)による重合計算は基本的には既報(2)¹²⁾に準じたが, 次の点について特徴を持つ。

- 大気安定度の拡散パラメータはMcElroyの(7)式を用いた。
- Heの推定には $Q_H < 6 \times 10^6 \text{ cal/s}$ でかつ $U \geq \frac{1}{2} V_s$ のときには $He = Ho$ とダウン・ウォッシュ効果を取り入れたが, これはロードによる Q_H と V_s の低下により生じ, 表11中, 3本の煙源が該当した。
- NO₂変換モデルを適用する場合, 吹送距離Xを風向の変化で補正したが, NO₂濃度に与える影響は前節のように無視しうる。なおモデルは(6)式のK'Xモデルのかわりに前節で得られた $K' \cdot \frac{X}{U}$ モデルを使用した。
- この拡散計算では主な固定発生源のみを扱い, 工場内の煙源以外から排出されているものや, 移動発生

源からのものは対象から外した。

5.2.2 算定結果

以上の条件のもとに、SO₂、NO_x、NO₂濃度に関してリセプターNo.2、No.4での対象とする発生源からの汚染寄与濃度を求めた。

(1) SO₂濃度

図9に、リセプターNo.2における風向を少しずつ変えた時のSO₂重合汚染濃度を示す。図中の区分は主な施設ごとの汚染寄与と区分を表わす。

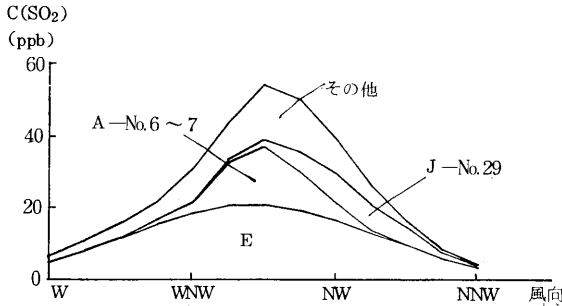


図9-(1) リセプターNo.2でのSO₂濃度

重合濃度はWNW-NWを中心に、実測値の74%を示している。

特にE工場のボイラーのダウン・ウォッシュ効果が出て、大きく寄与している。前章で、1時間平均値の推定では風向変化による相対誤差が大きいのことを述べたが、ダウン・ウォッシュ効果でHe→Hoと煙源を低く見積ったE工場の風向による変化は鈍い。A工場のNo.6~7も20ppbぐらいの寄与を示している。D工場のボイラーは魚油燃焼のため、寄与がない。

図9-(2)に、リセプターNo.4での同様の結果を示す。

E工場の影響は遠すぎてなくなり、かわりにA工場のNo.6~7、JのNo.29でほぼ10ppbを占め、これは実測値の約67%を示している。

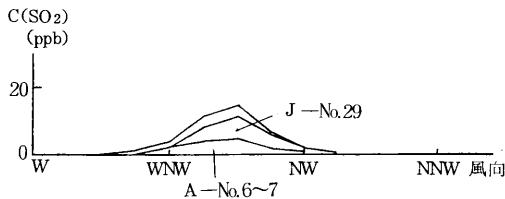


図9-(2) リセプターNo.4でのSO₂濃度

なお、リセプターNo.4ではS62.4月から風向風速計を撤去したため、推定値との風向の確認はできないが既報¹⁸⁾での風向の同時性調査の結果では、リセプ

ターNo.2でWNW、NWの時にはリセプターNo.4ではいずれもWを示す頻度が多かったことから、地型等の影響を受けて実際には推定値よりもW方向にズレて出現していることも考えられる。

(2) NO_x濃度

図10-(1)に、前節で求めたSO₂濃度の発生源でのq(NO_x)/q(SO₂)の比をかけて算定したリセプターNo.2でのNO_x濃度を示す。

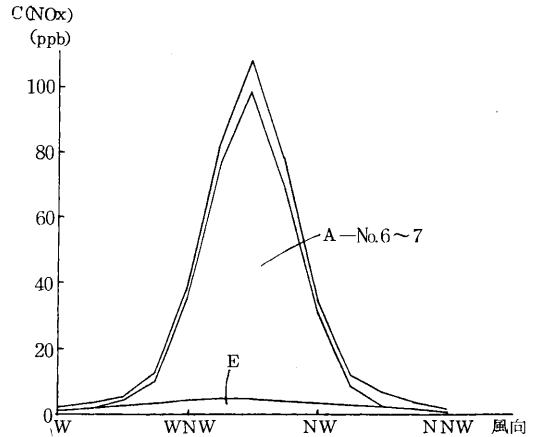


図10-(1) リセプターNo.2でのNO_x濃度

SO₂濃度の図9-(1)とちがいで、近くでのE工場からの寄与がなくなり、NO_x排出量がケタが多いA工場のNo.6、~7煙突のディーゼル機関だけで占められている。

かつ、風向変化での推定値の精度が大きく変って、ピークのWNW-NWでは実測値の67%を示している。

図10-(2)にリセプターNo.4でのNO_x濃度を示す。

実測値との風向のズレは前述の通りである。

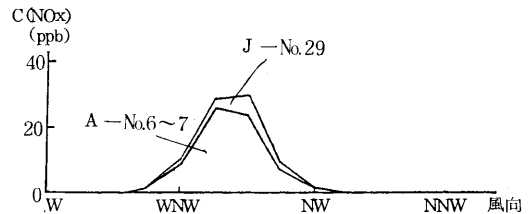


図10-(2) リセプターNo.4でのNO_x濃度

ほとんどがAのNo.6~7で占められ、JのNo.29との重合で30ppbとなる。しかし、これは実測値の42%にすぎず、推定に用いた8本の煙源以外に発生源がある(主に移動発生源)ことを示していると考えられる。

(3) NO₂濃度

求めたNO_x濃度にNO₂変換モデルで吹送距離XでのNO→NO₂への反応を考慮してNO₂濃度を算定した。

図11-(1)に、リセプターNo.2でのNO₂濃度を示す

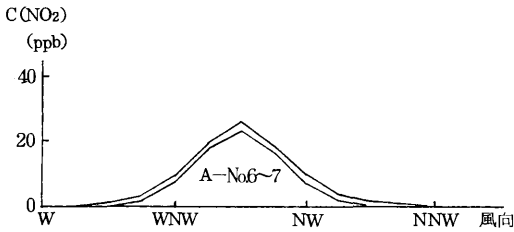


図11-(1) リセプターNo.2でのNO₂濃度

ほとんどがA工場のNo.6~7の影響であり、実測値の71%を示す。NO_x濃度の100 ppbのうち、吹送距離1,260 m流れるうちにNOがNO₂に酸化され、NO₂濃度としては約1/5の25 ppbとして評価されている。

図11-(2)に、リセプターNo.4でのNO₂濃度を示した。

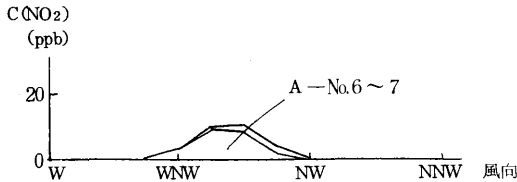


図11-(2) リセプターNo.4でのNO₂濃度

同様にA工場のNo.6~7の影響であるが、吹送距離が約3,600 mと長いため、その間での反応も進み、NO_x濃度の30 ppbのうち、約1/3の10 ppbとして評価されている。

しかし、このNO₂濃度もNO_x濃度と同様に、実測値の27 ppbと比べると約37%と少なく、他の移動発生源等からの影響を受けていることが十分推察される。

ただし、NO₂変換モデルにおいては、1本の発生源から放出されたNOガスは、空気中のO₃と十分反応することを前程としているが、ここで複数のNOガスが重合された場合、そこでの反応が期待通り進行するかどうかは、今後検討を要する。

5.2.3 算定結果と考察

拡散計算での推定値(cal)から、実測値(obs)をどこまで説明しうるか検討した。

表12に、リセプターNo.2, No.4での実測濃度と前章で求めた重合推定濃度を示した。

表によると、リセプターNo.2, No.4とも推定値が実測値よりも低く、特にNo.2におけるSO₂, NO_x, NO₂濃度の再現率は71~84%と、比較的そろって低い。

表12 推定値(cal)と実測値との比較(U=8.0m/s)
(ppb)

リセプター No.	No. 2			No. 4		
	(a) obs	(b) cal	($\frac{b}{a}$) \times 100	(a) obs	(b) cal	($\frac{b}{a}$) \times 100
C(SO ₂)	73	54	(74)	21	14	(67)
C(NO _x)	128	108	(84)	71	30	(42)
C(NO ₂)	35	25	(71)	27	10	(37)

()内は占める率をあらわす。

これには、推定値が、リセプターNo.2の風上にある主な8本の煙源しか対象にしなかったことにも起因しようが、

- 拡散モデル、入力データの妥当性
- 他の発生源からの寄与濃度分の評価
- B.G値の実測濃度への寄与分の評価

等の影響が考えられる。

(1) 風速データの推定値への影響

図12-(1), (2)に、風速データを変化させた時でのリセプターNo.2におけるSO₂の推定濃度を示した。図中のU=8.0 (m/s)での値が前掲図9-(1)での風向断面を示しており、風速が弱くなると推定濃度が高くなり、かつ、当然のことながら対象となる施設からの汚染寄与濃度の割合も変わってくる。

この傾向は、NO_x, NO₂ともほぼ共通している。

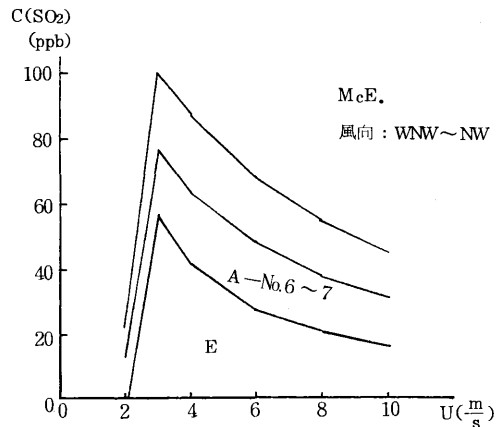


図12-(1) 風速とSO₂濃度の変化(リセプターNo.2)

前章における拡散計算にはリセプターNo.4 (測風高度25m)での風速データを用いたが、拡散式に代入する風速データに関しては測風高度に関して定義がない。

既報¹⁸⁾の解析では、このリセプターNo.4での風速データと市内の他の7地点(当時)とデータとの比較から、他の地点は0.44~0.82の比率で低いことが報告されている。

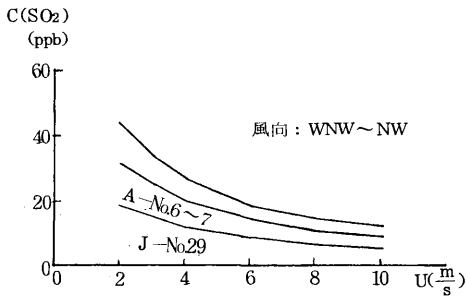


図12-(2) 風速とSO₂濃度の変化(リセプターNo.4)

また前掲の総量規制マニュアル⁶⁾では、地上風を“地面から10m程度”として取り扱っているの、拡散式で用いられた地上25mでのU=8.0 m/sは、風速を高めて評価し、推定値を低く見積ったきらいがある。

大気安定度が“中立”の場合、接地境界層内での風速の垂直分布は一般に1/7乗則で表わされるから、⁶⁾次式で補正した。

$$U_{25} = U_s \cdot \left(\frac{25}{s}\right)^{1/7} \dots\dots\dots (2)$$

ここでs：測風高度

これより地上25mでの風速8.0 m/sは7.0 m/sと補正され、この風速で推定しなおした結果を表13-(1), (2)に示す。

表13-(1) 推定値と実測値との比較(U=7.0 m/s) (リセプターNo.2)

	(a) obs (ppb)	(b) cal (ppb)	b' ($\frac{b'}{a}$)×100	(c) A-No.6~7 (ppb)	($\frac{c}{a}$)×100
C(SO ₂)	73	60	82	18	25
C(NO _x)	128	115	90	102	80
C(NO ₂)	35	27	77	25	71

表13-(2) 推定値と実測値との比較(U=7.0 m/s) (リセプターNo.4)

	(a) obs (ppb)	(b) cal (ppb)	b' ($\frac{b'}{a}$)×100	(c) A-No.6~7 (ppb)	($\frac{c}{a}$)×100
C(SO ₂)	21	16	76	5	24
C(NO _x)	71	35	49	25	35
C(NO ₂)	27	14	52	10	37

表中にはA-No.6~7(常用大型ディーゼル機関)の汚染寄与濃度も入れた。

前掲の表12(U=8.0 m/s)の場合と比較すると推定値が各々増加し、実測値に占める割合はNo.2においてSO₂(74→82%), NO_x(84→90%), NO₂(71→77%)と増えた。No.4の場合にもほぼ同様の傾向を示している。

(2) 風下における濃度減衰

リセプターNo.2→No.4までの水平距離は2,053 mあり、ほぼWNWの風下に位置していることから、図13-(1), (2), (3)にSO₂, NO_x, NO₂での煙源からリセプターNo.2, No.4方向への汚染寄与濃度の推定値(WNW-NW, U=7.0 m/s)を示す。(ここでは地表濃度を示した)

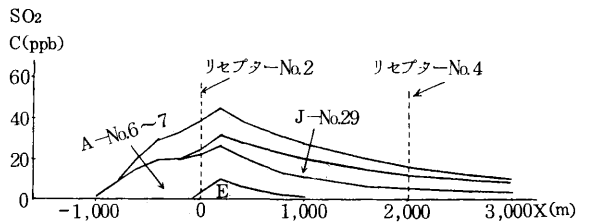


図13-(1) 風下における濃度減衰(SO₂)

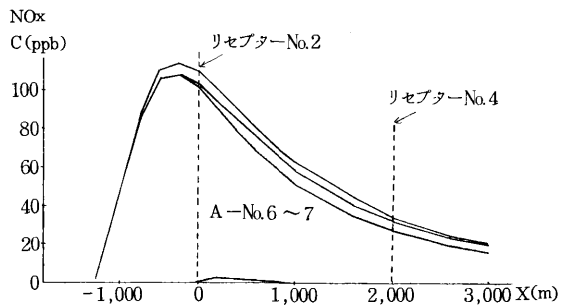


図13-(2) 風下における濃度減衰(NO_x)

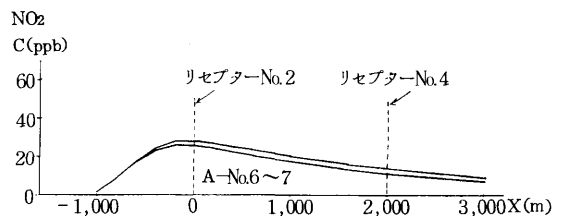


図13-(3) 風下における濃度減衰(NO₂)

これによると、リセプターNo.2の近くでは、SO₂, NO_x, NO₂濃度ともほぼピークを示し、No.4では大きく減衰し

ていること、かつこの時の風向ではNOx, NO₂濃度はほとんどがA-No.6~7からの影響を受けていくことが分かる。

(3) 総量規制マニュアルでの濃度推定

一方、当時のJ工場にある120m~6mでの気温減率も-1.5℃とほぼ“中立。”であり、P-G線図での大気安定度も(D)に分類されることから3.1章と同様、比較のためP-G(D)の場合も計算した。

図14-(1), (2), (3)には、総量規制マニュアル⁶⁾で使われている拡散モデル(ダウン・ウォッシュ効果なし), 拡散パラメータ(P-G(D))の場合での結果を示した。

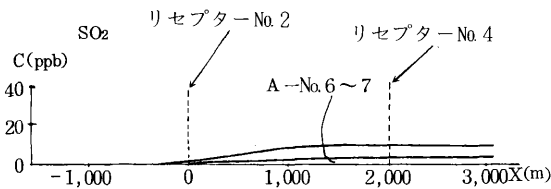


図14-(1) 風下における濃度減衰(SO₂)

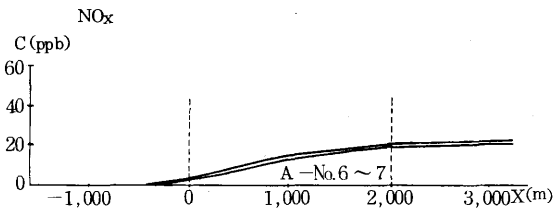


図14-(2) 風下における濃度減衰(NOx)

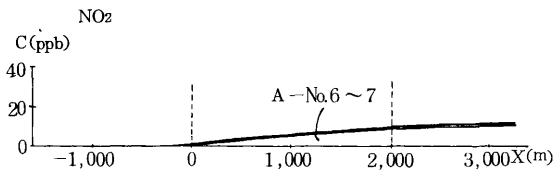


図14-(3) 風下における濃度減衰(NO₂)

リセプターが発生源に近いところでは推定値が低すぎてSO₂, NOxとも出現している高濃度の説明が全くつかない。

つまり、総量規制マニュアル等で固定発生源の汚染寄与濃度を算定すると、リセプターに近いところでは特に

低く評価しすぎている。

環境庁は昭和63年12月、「窒素酸化物対策の新たな中期展望」²⁰⁾を発表し、昭和61年度に続き62年度も全国でのNO₂濃度が悪化したとし、特に自動車対策の重視をにかけている。

しかし、悪化の原因を「特に環境基準非達成局数の増加は、大気汚染物質が拡散されにくい気象条件が高い頻度で発生したことも影響」としてあげているが、固定発生源からの汚染寄与率の算定が甘すぎて、その分、リセプターに近い移動発生源の汚染寄与濃度のウェイトを大きく見すぎているきらいはないだろうか。

(4) リセプターNo.4での推定値と実測値のズレの原因

図15-(1), (2), (3)に、リセプターNo.2, No.4でのSO₂, NOx, NO₂濃度での実測値と推定値の関係を図示した。(なお、リセプター間にはほぼ2,000mあり、実際の濃度が直線減衰していないのは前掲の図13, 14でも明らかである。

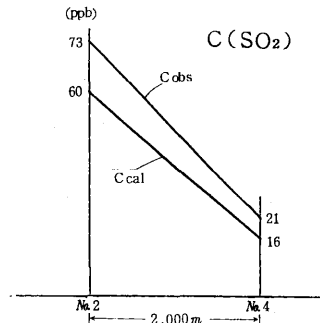


図15-(1) リセプター間での濃度減衰(SO₂)

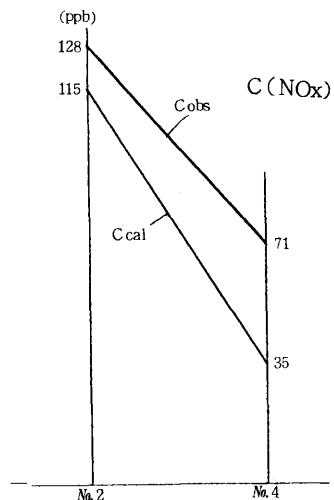


図15-(2) リセプター間での濃度減衰(NOx)

表14 リセプターNo.4でのNOx, NO2の過剰量
(単位 : ppb)

項目	C obs	C cal	
		ΔCA	ΔCB
C (SO ₂)	21	1 (5)	0 (0)
C (NOx)	71	32 (45)	38 (54)
C (NO ₂)	27	9 (33)	7 (26)

()内は実測値に占める割合(%)

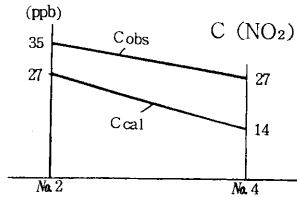


図15-(3) リセプター間での濃度減衰(NO₂)

これによると、SO₂濃度は実測値と推定値での濃度減衰がほぼ類似している。

NOx, NO₂濃度の場合には、主な発生源がリセプターNo.2より風上でCmaxを持つにもかかわらずリセプターNo.4で推定値よりも実測値が増加している。

NO₂濃度では、他の項目と明らかにちがいが、濃度減衰がゆるやかであり、推定値のNO₂変換モデルによる風下でのηの増加の効果があらわれ、実測値の現象をよくシミュレートしている。

いま、SO₂濃度の場合、シミュレーション結果によるリセプターNo.2とNo.4での濃度減衰の比が、実測値のそれと類似していたことから、図15より、計算から推定されるNo.4でのSO₂, NOx, NO₂の過剰濃度を次式で求めた。

$$\Delta C_A = C_4 \text{ obs} - C_2 \text{ obs} \times \left(\frac{C_4}{C_2}\right)_{\text{cal}} \dots\dots\dots (23)$$

一方、NOx濃度の推定はC(SO₂)×q(NOx)/q(SO₂)から求められるから、リセプター間での(NOx/SO₂)での濃度傾度が実測値でもほぼ保証されるとし、C₄(NOx)obs, ΔC_Bを次式で求めた。

$$\Delta C_B = C_4(\text{NOx})\text{obs} - C_4(\text{NOx})\text{obs} \dots\dots\dots (24)$$

ただし、C₄(NOx)obsは他の濃度との間に次の関係が成立つとする。

$$\left(\frac{C_2(\text{NOx}) - C_4(\text{NOx})}{C_2(\text{SO}_2) - C_4(\text{SO}_2)}\right)_{\text{cal}} = \left(\frac{C_2(\text{NOx}) - C_4(\text{NOx})}{C_2(\text{SO}_2) - C_4(\text{SO}_2)}\right)_{\text{obs}} \dots\dots (25)$$

これらのΔC_A, ΔC_Bの推定結果を表14に示す。

これらから、リセプターNo.2からNo.4の間でNOxの移動発生源等からの発生が32~38ppbあり、リセプターNo.4ではその実測値に占める割合は約50%に相当していることが推定される。

(5) A-No.6~7からの汚染寄与濃度

常用の大型ディーゼル機関(A-No.6~7)からリセプターNo.2, No.4への汚染寄与濃度は表15のとおりである。

表15 A-No.6~7の汚染寄与濃度
(単位: ppb)

リセプターNo. 汚染項目	C ₂ cal	C ₄ cal
C (SO ₂)	18 (25)	5 (24)
C (NOx)	103 (80)	25 (35)
C (NO ₂)	25 (71)	10 (37)

(注) ()内は実測値に占める割合(%)

リセプターNo.2ではNOx, NO₂濃度がそれぞれ103, 25ppbと、実測値に占める割合はそれぞれ80, 71%と圧倒的に大きい。

また、リセプターNo.4では、A-No.6~7からの汚染物質は希釈され、逆に、途中の移動発生源からのNOxの寄与が増えることから、NOx, NO₂濃度の汚染寄与率は35, 37%と減少している。

なお、この汚染寄与率は、あくまでも特定日時(この場合には1988年10月22日13~14:00)の場合であり、風上での煙源に移動していないもの、フルロードでないもの、低いおう分の魚油を燃焼させている施設等があること等から、固定したものでないことはもち論である。

一方、A-No.6~7での重合汚染濃度が必ずしもリセプターNo.2, No.4で最大値をもつ保証はない。

そこで、実際のNo.6とNo.7の煙源は約130m離れているが、SO₂, NOxの排出量がほぼ等しいので、風下で単純に重合されるとし、予想されるXmaxと最大地上濃度Cmaxを表16に示した。

SO₂, NOx濃度は、風速の減少によりやはりXmaxは遠くなるが、そこでのCmaxは各々約20, 110ppbで、ほとんど風速に関係なく一定値を示す。

NO₂濃度のXmaxは、SO₂, NOx濃度のXmaxよりも1.1~1.2倍遠くに出現し、そこでのCmax(NO₂)は、風速の弱いところで高濃度を示す。

表16 A-№6～7からの風下での汚染濃度

U ($\frac{m}{s}$)	Xmax (m)	SO ₂ (ppb)	NOx (ppb)	Xmax (m)	NO ₂ (ppb)
2.0	2,360	18	100	2,560	60
4.0	1,640	21	117	1,840	41
6.0	1,340	20	113	1,540	30
8.0	1,120	19	104	1,340	23
10.0	1,120	17	97	1,340	19

従って、この常用大型ディーゼル機関が、現在のCs = 1,300ppmのNOx排出濃度を例えば $\frac{1}{4}$ 以下に改善すれば、風下でのNOx濃度は30 ppb以下に低減され、そこでのNO₂濃度も10~15 ppb以下に低減される。

一方、ディーゼル機関の排ガスの微粒子成分(0.1~0.3 μ m)が健康に及ぼす影響は、今までも種々、指摘されている。

- 1) 微粒子中には変異原性、発癌性を有する各種の多環芳香族が吸着されており、それからは排出過程で発癌性のあるニトロアレン等が生成されること^{21,22)}
- 2) 微粒子のラットへの吸入実験では高率の肺癌が発現し、排ガス中の微粒子をとり除いた実験では有意な差はなかったこと²³⁾
- 3) ディーゼル機関の自動車排ガスに関する発ガンリスク報告²⁴⁾では、これからの肺癌の発見は、ディーゼル微粒子の規制強化によって半減できると推定していること。

このように、特にディーゼル機関からの排ガスは、他の汚染物質のように、濃度規制ではなく、まずE P等で発癌性が指摘されている微粒子を除き、かつ脱硝技術を導入しての低NOx化等の早急な対策が望まれ、排出量規制が必要である。

(6) J-№29, 30からの汚染寄与濃度

本報で取り扱った具体的な日時の場合では、J-№29はハーフロードであったこと、J-№30は休止中、またこれらの施設のWNW~NWの風下にリセプター№2, №4がないこと等から、この施設からの汚染寄与濃度は低かった。

しかし、この2つは大型の発電用ボイラーであり、昨年1年間での自主測定の間でもJ-№29,30からのSO₂は132, 82N $\frac{m^3}{h}$, NOxは105, 106N $\frac{m^3}{h}$ と排出量がともに大きい。

これらの煙源はだきあわせて集合煙突化されており、当然、風下では重合されている。

そこで前章(4)と同様に予想されるXmaxと、最大地上濃度Cmaxを求め、表17に示した。

表17 J-№29, 30からの風下での汚染濃度

U ($\frac{m}{s}$)	Xmax (m)	SO ₂ (ppb)	NOx (ppb)	Xmax (m)	NO ₂ (ppb)
2.0	2,800	46	46	3,000	29
4.0	1,900	42	42	2,200	16
6.0	1,700	37	37	2,000	11
8.0	1,500	32	32	1,700	8
10.0	1,500	28	28	1,600	6

SO₂, NOx濃度はともに30~40 ppbと等しいが、NO₂濃度は風速が弱いところで、遠方で高濃度を示している。前掲の表16と比較するとSO₂濃度では約2倍、NOx, NO₂濃度では約 $\frac{1}{3}$ の汚染寄与率を示す。

従来、この種の大気拡散式における1時間値の濃度予測は、長時間平均値とは異なり、期待する精度を得ることがむずかしいとされてきた。^{25,26,27)}

以上のように、複数の固定発生源からの疾風型重合汚染の場合、NOx, NO₂濃度もSO₂濃度とほぼ同様に、拡散モデル(ダウン・ウォッシュ効果, NO₂変換モデルを含む)、拡散パラメータ(乱れの大きいMcElroyの係数)、さらにはリセプターで得られた風速データの補正等を適切に行えば、風下にあるリセプターでの各施設からの汚染寄与濃度の算定が±20%程度の推定誤差を含む精度で可能なことが分った。

6 ま と め

SO₂の重合汚染濃度の推定方法を利用し、NO₂変換モデルを使って、NOx, NO₂濃度の算定へ拡大し、以下のことが分った。

1. 正規型大気拡散式とNO₂変換モデルとからXmax(NO₂)はXmax(NOx)の約1.2~1.3倍遠くに出現し、そこでのCmax(NO₂)はCmax(NOx)よりも低くなる。
しかも、大気安定度が“不安定、なほど、近くに高く出現し、総量規制マニュアルでの拡散パラメータ(P-G(D)等)では、“安定、側に位置しており、固定発生源からの汚染寄与濃度を少なく見積っている。
2. 固定発生源からのCmax(NO₂)は、

$$C_{max}(NO_2) \div C_{max}(NO_x) \times$$

$$[A' - B' \cdot \exp\{-K' \cdot X_{max}(NO_x)\}]$$

でほぼ表示しうる。

3. 固定発生源での排出口濃度Cs(ppm)と、Cmax(NO₂)とは次式が成り立つ。

$$Cs(NO_x) = C_{max}(NO_2) \times$$

$$\frac{A \cdot He^P \cdot 10^6}{Q \cdot \{A' - B' \cdot \exp\{-K' \cdot X_{max}(NO_x)\}\}}$$

地上での $C_{max}(NO_2)$ を与えると一義的に C_s が決定される。

4. この関係式から地上での重合汚染濃度 $C_{max}(NO_2)$ を 0.010 ppm (1時間値) 以下にするためには、当地区にある常用の大型ディーゼル機関の C_s は現在の約 $\frac{1}{4}$ 以下に低減しなくてはならない。
5. 固定発生源における NO_x , NO_2 の重合汚染濃度の推定は、正規型の拡散式に NO_2 変換モデルを用い、 He の推定にダウン・ウォッシュ効果、拡散パラメータに乱れの大きい McElroy の係数等を用いると、十分な精度をもった算定が可能である。

ただし、風速は地上10m程度での補正值とし、風向は平滑化を必要とする。

6. 上記の大型ディーゼル機関からの風下 X_{max} では風速に関係なく SO_2 濃度は約 20 ppb, NO_x 濃度は 110 ppb が出現するが、 NO_2 濃度は風速が弱いほど、遠くに高くでる特徴をもつ。

例えば $U = 2.0 \text{ m/s}$ では $X_{max} = 2,560 \text{ m}$ のところで $C_{max}(NO_2) = 60 \text{ ppb}$ と高くなる。

7 今後の課題

本報では、固定発生源のブルームモデルを用いて、有風時の NO_x , NO_2 重合汚染濃度の推定を行ったが、対象とする発生源の寄与濃度を明らかにして行政目的の NO_x 規制に結びつけるためには、さらに無風時でのパフモデルでの検証も必要である。

また、今後のモータリゼーションの発達にともない、軽重油使用のディーゼル乗用車の占める割合の増加が予想されるが、その中でもトラック、バス等、直接噴射式の大型車に対する NO_x , 黒煙規制は大巾に遅れていることもあり、²⁸⁾ 移動発生源からの寄与濃度を求める拡散モデルでの検証もまた必要である。

さらに、従来は欧米での大気汚染の実態から、雨水の酸性化はほとんど大気中の SO_x に起因していると考えられがちであったが、最近では、 HNO_3 を含む NO_x 系汚染物質が、雨水の質的变化をもたらし、酸性雨現象に大きな役割を果たしていることが分ってきた。²⁹⁾

現在の大気汚染防止法のもとに、高煙突からの SO_x , NO_x の空気中への大量放出が許容されているかぎり、高煙突化による拡散希釈効果の弊害としての、長距離輸送に基づく二次汚染物質に起因する被害、例えば植物など生態系破壊が懸念される。^{30,31)}

改めて、公害の未然防止の観点から、再考を要す。

文 献

- 1) 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(7) — 固定発生源での NO_x 規制の問題点, 青森県公害センター所報, **8**, 17-26 (1987)
- 2) 木村富士男, 椎橋正幸: 定常近似法による NO , NO_2 の反応拡散モデルの長期平均濃度への適用, 大気汚染学会誌, **23**(1) 41-51 (1988)
- 3) 横山長之, 山本 晋: NO_x の大気拡散の予測について, 産業公害, **12**, 867-872 (1975)
- 4) 池田有光, 平岡正勝: 大気中の二酸化窒素の汚染濃度予測モデル(I) — 理論的検討, 大気汚染学会誌, 第14巻 第6号 27-38 (1979)
- 5) 池田有光, 平岡正勝: 大気中の二酸化窒素の汚染濃度予測モデル(II) — 経験公式, 大気汚染学会誌, 第15巻 第5号 35-40 (1980)
- 6) 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)
- 7) James L. McElroy and Francis Pooler: ST. Louis dispersion study Volume II — Analysis, National Air Pollution Control Administration Publication, No. AP-53 (1968)
- 8) Gifford, F. A.: Atmospheric dispersion models for environmental pollution application, Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analysis, AMS, Boston, pp. 35-58 (1975)
- 9) Pasquill, F.: Atmospheric dispersion parameters in GAUSSIAN PLUME MODELING, EPA-600/4-76-0306 Part I (P59), Part II (P44), (1976)
- 10) Turner, D. B.: Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates. U. S. Department of Health, Education, and Welfare (1967)
- 11) 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)
- 12) 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)
- 13) 吉田 毅, 西館 篤: NO_x 規制 (固定発生源) での拡散パラメータに関する一考察, 第29回大気汚染学会講演要旨集, 508 (1988)

- 14) 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）1-21, (1979)
- 15) 藤原寿和：コージェネレーションシステムにおける排ガス規制の現状と対策技術 - 東京都における事例から -, 公害と対策, Vol. 25 No.4 14-24 (1989)
- 16) 工業技術院公害資源研究所ニュース：コージェネレーション用ディーゼル排ガスの脱硝技術, 官公庁公害専門資料第23巻, 第6号 54-56 (1988)
- 17) 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(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)
- 18) 細川可興ら：八戸地区の気象因子と汚染機構 - 特に風向データの具体的な利用例, 青森県公害センター所報, 2, 84-87 (1976)
- 19) 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)
- 20) エネルギーと環境, No.1037 9-10 (1989)
- 21) 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, (1988)
- 22) 芳倉太郎, 神浦俊一, 岡本章良, 田中正宣, 榊元慶子, 福島 実, 黒田孝一：大気及びディーゼル排ガス粉じん中のジニトロピレン, 生活衛生, 32, 231-239 (1988)
- 23) 河端美則, 宇田川 忠, 樋口一枝, 山田博之, 橋本尚子, 岩井和郎, ディーゼル排ガス粒子の気管内注入による肺障害と発癌, 大気汚染学会誌, 23(1) 32-40 (1988)
- 24) 小林 剛：自動車排ガスの発ガンリスク報告, 公害と対策, Vol. 24, No.14 84-90 (1988)
「特集：酸性雨/酸性雨及び光化学反応物質討論会」, 全国公害研究会誌, Vol. 13, No.1 1-46 (1988)
- 25) 株式会社数計画：拡散計算の科学性 - 調査データの精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)
- 26) 株式会社立製作所：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)
- 27) 川島栄吉, 中嶋廉幸, 泉 善博, 田島隆俊：Plume Modelによる大気汚染予測手法について - 短時間値一, 大気汚染研究, 第11巻 第1号 32-38 (1976)
- 28) 「自動車公害防止技術に関する第10次報告」と今後の対応について, 官公庁公害専門資料第23巻第5号, 50-52 (1988)
- 29) 玉置元則：わが国の酸性雨問題の現状, 環境技術, Vol. 17 No.11 1-9 (1988)
- 30) 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)
- 31) 「特集：酸性雨/酸性雨及び光化学反応物質討論会」全国公害研究会誌, Vol. 13, No.1 1-46 (1988)

青森県南地域における道路粉じん調査(Ⅳ)

— 降下ばいじん量の三次元分布の把握 —

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

— Spatial Distribution of Dust Fall —

野田 正志*・今 武純

1 はじめに

冬季の道路粉じんの増加とスパイクタイヤ装着の関係
を定量的に見る調査は、すでに、各方面で行われている。

それに伴い、条例等によりスパイクタイヤ装着期間の
制限等を定めたり、スタッドレスタイヤモニター制度を
取り入れている自治体も増えている。

また、メーカー側も、スパイクタイヤを、平成2年末
までに製造中止、平成3年3月末までに販売中止を決定
している。

こうした中で、当所では、昭和62年度に環境庁の委託
を受けて“スパイクタイヤによる粉じん挙動寄与実態調
査”を行った。

今回、その調査の一部である、道路沿線における、降
下ばいじん(不溶性成分)の水平分布、垂直分布につ
いて得た知見を報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

昭和62年11月2日～昭和63年3月31日

2.2 調査地点及び調査箇所

青森県八戸市で行った(図1, 表1)。

表1 降下ばいじんの調査箇所

地上高 (m)	①	②	③	④	⑤	⑥
	道路端からの距離(m)					
	-10	2	5	10	20	50
1.5		○	○			
2.5	○	○	○	○	○	○
5.0		○	○			
10.0		○	○			

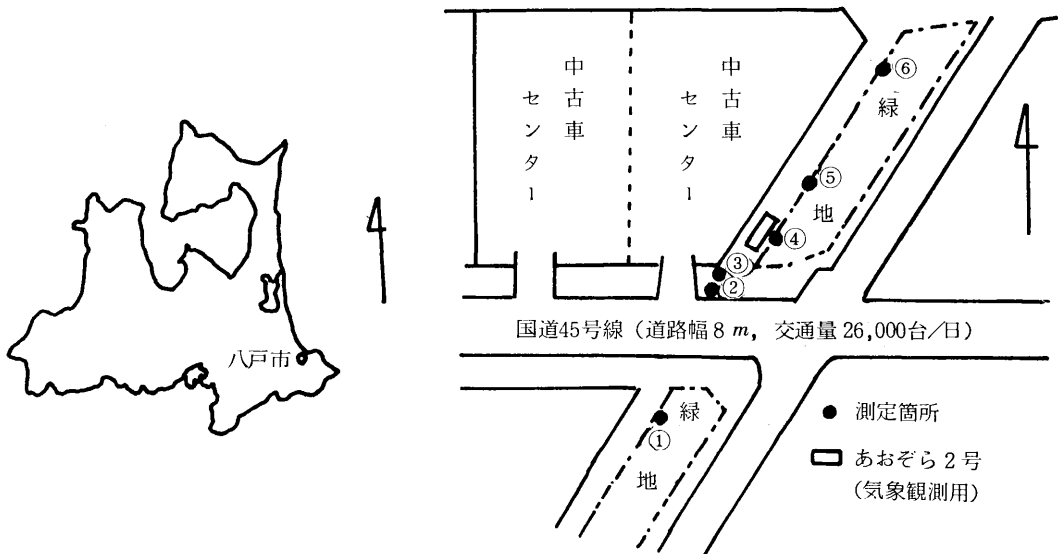


図1 調査地点

* Masashi NODA (むつ保健所), Takezumi KON

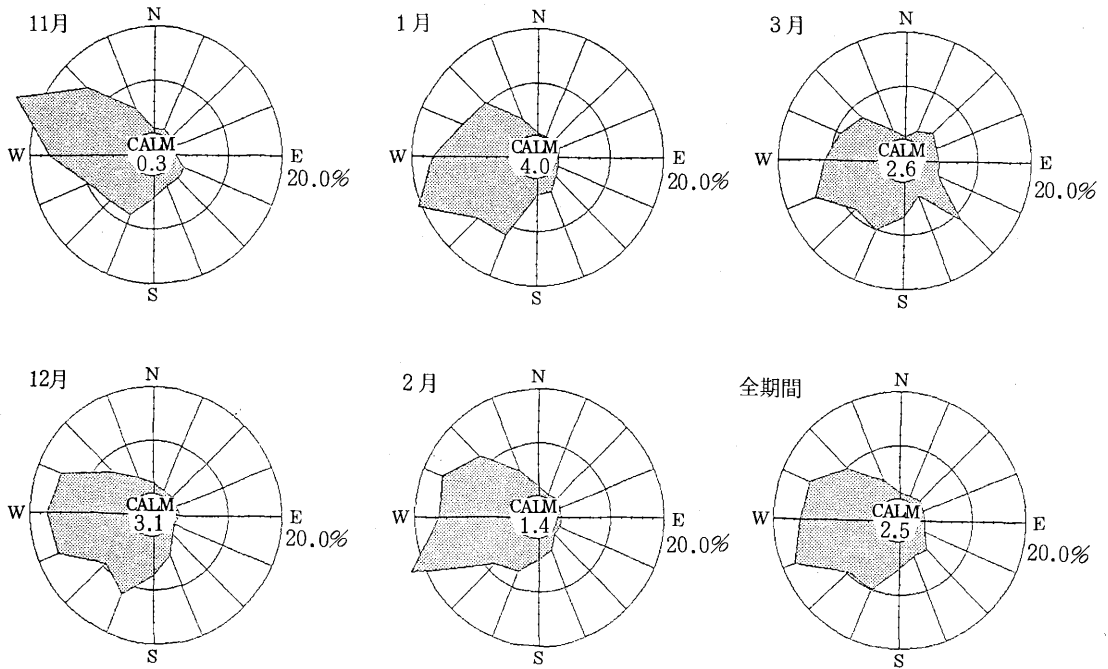


図2 風配図

2.3 測定項目

降下ばいじん：ダストジャー（口径10cm）により，1箇所2検体採取。試料は，No.5 Cのろ紙でろ過後，風乾，秤量し，不溶解性成分量を求めた。

降下ばいじん：（株）シンセイ企業製レーザー粒径分布の粒径分布計により，ダストジャー中の降下ばいじんの粒径分布を求めた。

気象：自動測定機により風向，風速を測定した。

3 結果

3.1 気象

初雪は，11月24日だった。降雨（雪）があったのは，各月とも約10日間だった。

また，調査期間中は，西寄りの風が主であり，各々の測定地点（図1）は道路（幅8m）より風下に位置した（図2）。

3.2 スパイクタイヤ装着率

11月下旬からスパイクタイヤの装着が始まり，12月中旬から3月中旬までは，95%以上の装着率であるが，調査終了時の4月14日には，30%であった（図3）。

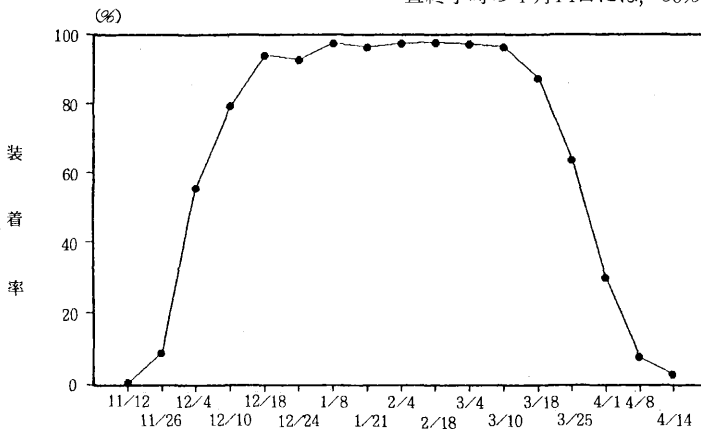


図3 スパイクタイヤ装着率推移

表2 降下ばいじん(不溶解性成分)測定結果

測定箇所		11月	12月	1月	2月	3月	
距離(m)	地上高(m)	(11/2~12/1)	(12/1~1/6)	(1/6~2/1)	(2/1~3/1)	(3/1~3/31)	
①	10	2.5	6	7	8	12	16
②	2	1.5	18.07	77.20	111.29	104.51	131.51
			2.5	7.23	31.31	31.93	36.62
	5.0	3.32	10.54	11.01	13.48	16.74	
		10.0	1.98	4.32	5.20	6.34	7.53
③	5	1.5	8.23	34.91	46.89	40.56	59.76
			2.5	5.51	22.33	25.11	25.95
	5.0	3.47	10.32	10.86	13.27	17.72	
		10.0	1.98	4.41	4.99	6.35	8.12
④	10	2.5	7.02	23.76	30.70	31.85	45.27
⑤	20	2.5	3.52	10.76	13.66	13.55	20.31
⑥	50	2.5	2.76	6.22	7.21	7.62	12.55

3.3 降下ばいじん量

各地点における降下ばいじん量(不溶解性成分)は、スパイクタイヤ装着率の低い11月が、2~18(t/km²/月)であった。そして、装着率の高い12月~3月には、4~130(t/km²/月)と、各地点とも2~7倍増加していた(表2)。

3.4 降下ばいじんの水平分布

地上高2.5mにおいて、道路端からの距離と降下ばいじん量の関係を見たところ、大気汚染移動監視測定車の影響を受けたと思われる10m地点を除いて、降下ばいじん量は、道路端からの距離に対して対数的に減少していた(図4)。

また、10m地点の降下ばいじん量は、道路の風上10m地点(図1の①地点)の1.5~3.5倍になっていた。

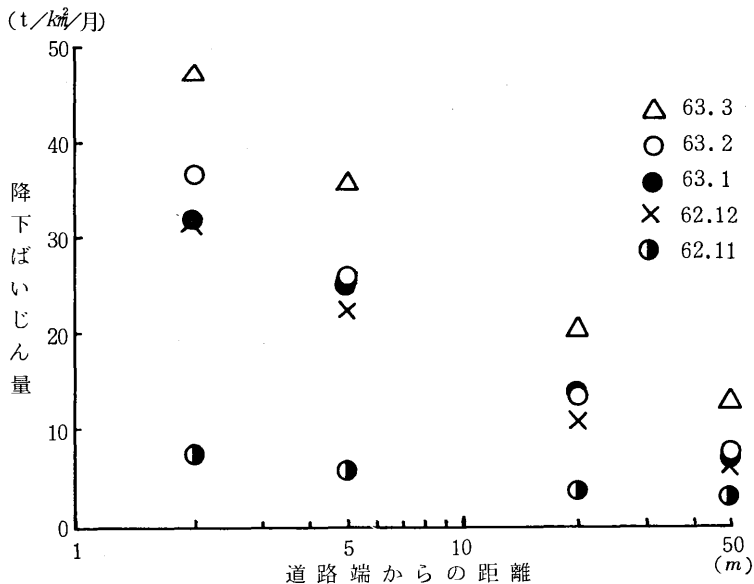


図4 降下ばいじんの水平分布

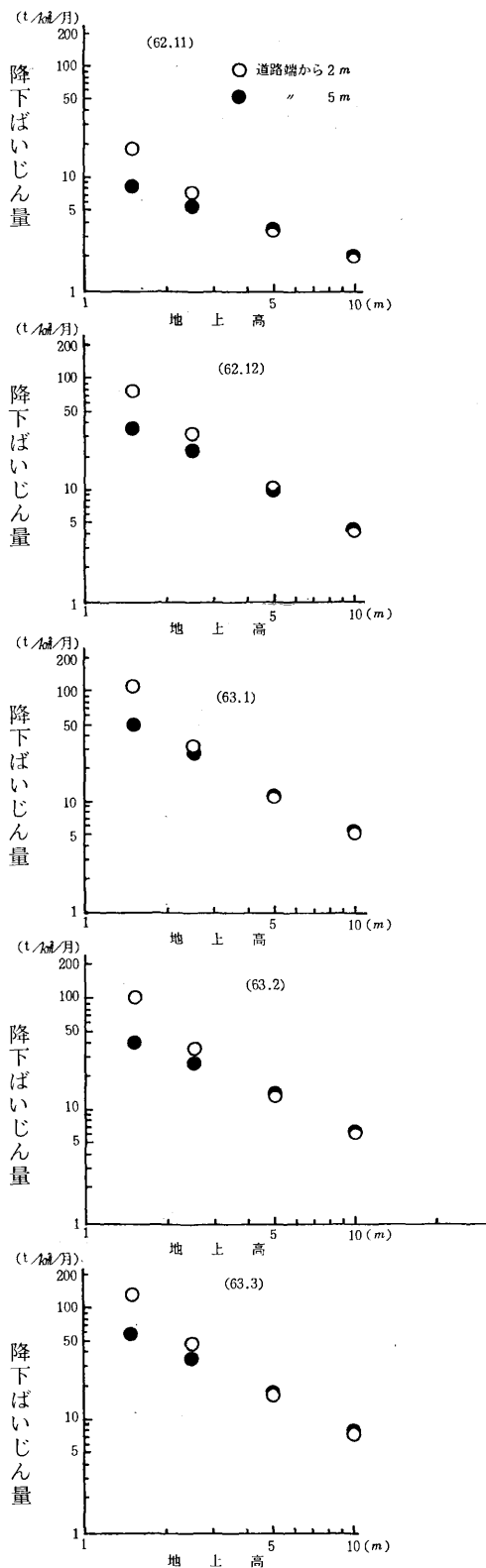


図5 降水ばいじんの垂直分布

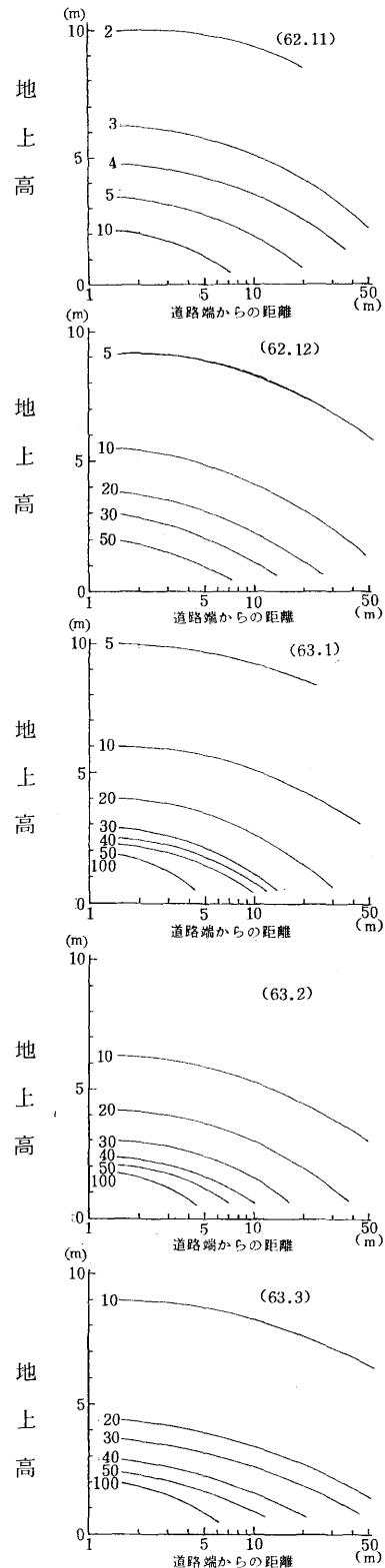


図6 降水ばいじんの濃度分布

3.5 降下ばいじんの垂直分布

道路端2m及び5m地点における地上高と降下ばいじん量の関係を見たところ、降下ばいじん量は、垂直方向に対して指數的に減少していた(図5)。また、地上高5m及び10m地点における降下ばいじん量は、道路端2mと5m地点では、ほとんど変わりはなかった。

3.6 降下ばいじんの濃度分布

降下ばいじん濃度分布を求めたところ、道路端に近く、かつ道路面に近い所ほど高く(図6)、粉じんの粒径の影響がうかがえる。

また、降下ばいじんの平均粒径は10~27 μ mだったが、道路端に近く、かつ道路面に近い所ほど、粒径が大きい傾向がみられた。(表3)

3.7 そ の 他

環境庁から目安として¹⁾示されたスパイクタイヤによる粉じんに係る降下ばいじんの測定地点(車道端から5.0m、かつ高さ2.5mの地点)の降下ばいじん量は、降下ばいじんの一番多かった車道端2m、高さ1.5mの地点に比べてほぼ20~30%であった(表2)。

4 ま と め

道路沿線における粉じん調査を行ったところ、次のことがわかった。

- (1) 道路面から2.5mにおける降下ばいじん量(不溶性成分量)は、道路端からの距離に対して、對数的に減少する。
- (2) 道路面から5m以上では、道路端2~5m間では、降下ばいじん量に明らかな差は見られなかった。
- (3) 降下ばいじん量は、道路面からの高さに対して指數的に減少する。
- (4) 環境庁から目安として示された測定地点(道路端から5m、かつ道路面から2.5m)における降下ばいじん量は、本調査で一番降下ばいじん量の多かった地点(道路端から2m、かつ道路面から1.5m)に比べると、20~30%と少なく評価されていた。

文 献

- (1) 環境庁大気保全局自動車公害課長:スパイクタイヤによる粉じんに係る降下ばいじんの測定地点について、(1986)

表3 降下ばいじんの平均粒径 単位: μ m

測定箇所		11月	1月	3月	
距離(m)	地上高(m)				
2	1.5	25.8	23.0	27.1	
	2.5	19.3	16.4	20.5	
	5.0	15.0	13.4	14.9	
	10.0	—	11.0	11.3	
5	1.5	18.7	21.7	20.8	
	2.5	18.4	16.1	19.7	
	5.0	15.0	12.9	15.9	
	10.0	—	10.9	10.7	
④	10	2.5	24.1	18.0	25.2
⑤	20	2.5	16.9	14.7	20.1
⑥	50	2.5	17.7	12.2	15.1

(注) 平均粒径: 降下ばいじん累積粒径分布の50%値

青森県南地域における道路粉じん調査(V)

— 浮遊粉じん発生量の推定 —

Composition of Dust around the Road in the South-East District of Aomori Prefecture(V)
Estimate Amount of Generated Airborne Particulate Matter

今 武純・野田 正志・吉田 毅

1 はじめに

北国におけるスパイクタイヤによる道路粉じん問題は、条例や要綱等によりスパイクタイヤの使用期間の制限等を定めている自治体も多く、また昭和63年6月に公害等調整委員会で調停が出され、平成2年12月でスパイクタイヤの製造中止することになった。さらに法令によりスパイクタイヤの使用を禁止することも検討されている¹⁾

青森県においてもスパイクタイヤによる道路粉じん実態調査を昭和57年度より実施しており^{2), 3), 4)}昭和62年度には環境庁の委託を受けて「スパイクタイヤによる粉じん挙動寄与実態調査」を実施した。この調査では、これまであまり調査がなされていなかった道路粉じんの距離および鉛直方向での降下量の減衰、採取された道路粉じんの粒径分布等について調査を実施し、降下ばいじんの立体的な濃度分布および粉じんの粒径分布を元に道路からの浮遊粉じん発生量の推定をしたので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

昭和62年11月から昭和63年3月まで。

2.2 調査地点

八戸市の中心部から約2km離れた八戸市諏訪3丁目13番、国道45号線(両側2車線)に面した地点で調査を実施した。交通量は調査期間内に実施した結果では約26,000台/日あり、周囲は緑地帯や商店が多くまた大きな建物や発生源はない(図1)。

2.3 調査箇所

降下ばいじんを距離および鉛直方向の減衰調査をするために、距離は2, 5, 10, 20, 50mの5ヶ所、鉛直方向は1.5, 2.5, 5.0, 10.0mの4ヶ所で測定をした(表1)。

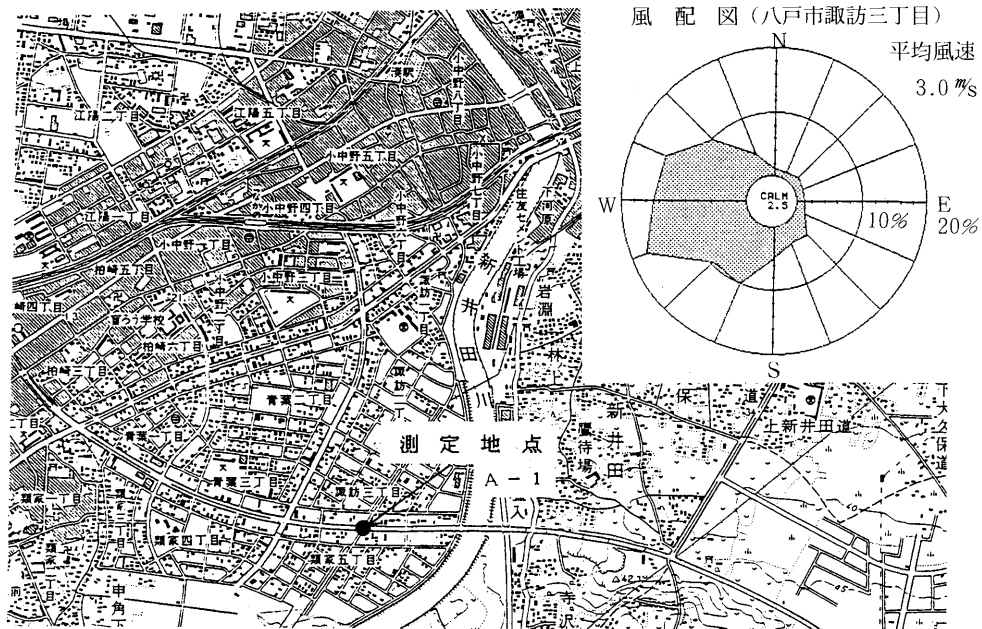


図1 粉じん等調査地点

表1 降下ばいじん調査箇所

地上高(m)/距離(m)	2	5	10	20	50
1.5	○	○			
2.5	○	○	○	○	○
5.0	○	○			
10.0	○	○			

2.4 測定項目

降下ばいじん：ダストジャー法

降下ばいじんの粒径分布：(株)セイシン企業製レーザー粒度分布測定装置 (SK LAZER MICRON SIZER PRO 7000S)

気象 (風向・風速)：連続観測

3 結果及び考察

3.1 気象概況

調査期間中の気象概況は次のとおりである。

<11月>

周期的に低気圧が通り、しばしば冬型の気圧配置になる。24日には初雪を観測した。気温は全般的に低く、月初めと20日前後に降雨があった。

<12月>

月初めと終りに冬型の気圧配置になったものの、晴の穏やかな日が続いた。下旬にまとまった降雪があった。

<1月>

12月に引き続き晴の暖かい日が多かった。冬型の気圧配置は長続きせず、時々降雪はあったものの降水量にして2~3mm程度であった。

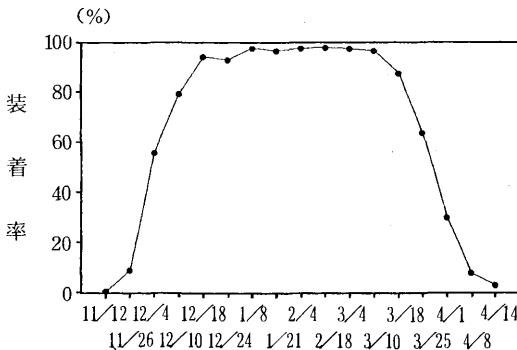


図2 スパイクタイヤ装着率推移

<2月>

これまでの暖冬傾向が一転して、強い冬型の気圧配置の続く日が多かった。5日にまとまった降雪があった。

<3月>

2月の強い寒気もゆるみ、時々冬型の気圧配置になるものの比較的暖かい月であった。低気圧の通過に伴いまとまった降雪雨があった。

3.2 スパイクタイヤ装着状況

八戸市におけるスパイクタイヤの装着状況は、初雪を観測した11月下旬からスパイクタイヤの装着が始まり、12月中旬から3月中旬まではほぼ95%以上の装着率で推移し、4月上旬には10%以下となっている (図2)。

3.3 降下ばいじん

降下ばいじんの調査を11月から3月に、採取位置を車道端からの距離及び採取高さを変えて、表1の採取位置でダストジャー法により実施した。降下ばいじん中の不溶性成分全量 (以下降下ばいじん量) の測定結果をみると、スパイクタイヤ非装着期の11月には2~20t/km²/月であったが、スパイクタイヤ装着期の12月には4~80t/km²/月と2~4倍に増加し、3月には8~130t/km²/月と4~7倍に増加し、いずれの採取位置でもスパイクタイヤ装着期には非装着期よりも降下ばいじん量が増加している (図3)。

降下ばいじん量と距離の関係を見るため、地上からの高さ2.5m地点での11月・1月・3月の降下ばいじん量を普通目盛で、道路端からの距離を対数目盛でプロットしたところ (図4)、気象等を測定するために設置した大気汚染移動監視測定車の影響を受けたと思われる10m

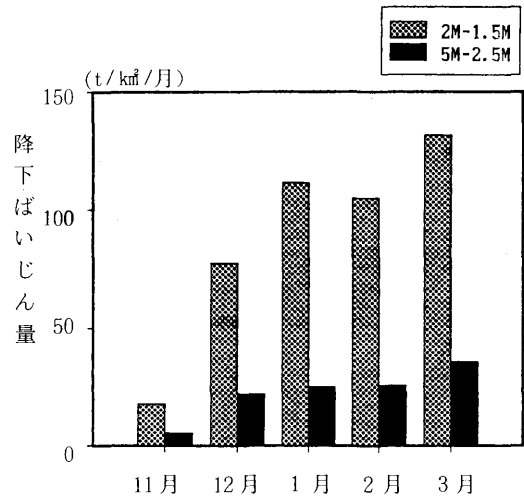


図3 降下ばいじん経月変化

地点を除くと、降下ばいじん量は距離に対して対数的に減少しており、道路端からの距離50m地点1月の降下ばいじん量は11月の2m地点とほぼ等しい値になっている。また、降下ばいじん量と高さの関係を見るため、道路端からの距離2m及び5m地点における11月と3月の降下ばいじん量と地上からの高さを両対数でプロットしたところ(図5, 図6), 降下ばいじん量は鉛直方向に対して指数的に減少しており、道路端からの距離5mにおける地上からの高さ1.5mの11月の降下ばいじん量と地上からの高さ10mの3月の降下ばいじん量がほぼ等しい値になっている。

3.4 降下ばいじんの粒径分布

降下ばいじんの粒径分布を粒度分布測定装置を用いて測定した。この粒度分布測定装置は、試料を水溶液中に混濁させた混濁液がセル系を循環している間にセルにレーザー光を当ててレーザー光のフラウンホーファー回折により粒度分布を測定するもので、192μm以下の範囲の粒径を測定可能である。この測定で得られる粒径分布は体積百分率であるため粒径別降下ばいじんは粒径による密度の変化はないものとして計算した。

降下ばいじんの平均粒径(降下ばいじん累積粒径分布の50%値)は車道から離れるに従って小さくなり(表3), また浮遊粒子状物質として評価される粒径10μm以下の降下ばいじんの全降下ばいじん中に占める割合は車道から離れるに従って増加している(表4)。

3.5 浮遊粉じん発生量の推定

これまでに得られた鉛直方向の降下ばいじん量分布及び粒径分布の結果をもとに、主風向に直角方向の無限線源における正規型ブルーム拡散式を用いて道路からの浮遊粉じん発生量の推定を試みた。無限線源に直角方向の正規型ブルーム拡散式は、

$$C(x, z) = \frac{2q}{(2\pi)^{1/2} \cdot \sigma z \cdot u} \exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{Z}{\sigma z}\right)^2\right) \dots \dots (1)$$

- 但し C(x, z) : 車道端からの距離 X m, 地上高 Z m における浮遊粉じん濃度 (μg/m³)
- σz : 車道端からの距離 X m における鉛直拡散幅 (m)
- u : 平均風速
- q : 道路からの浮遊粉じん発生量 (μg/m・s)

で与えられる。(1)式から浮遊粉じん発生量 q を求める式は

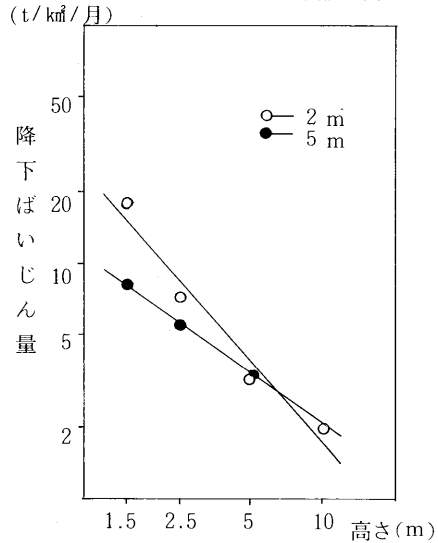
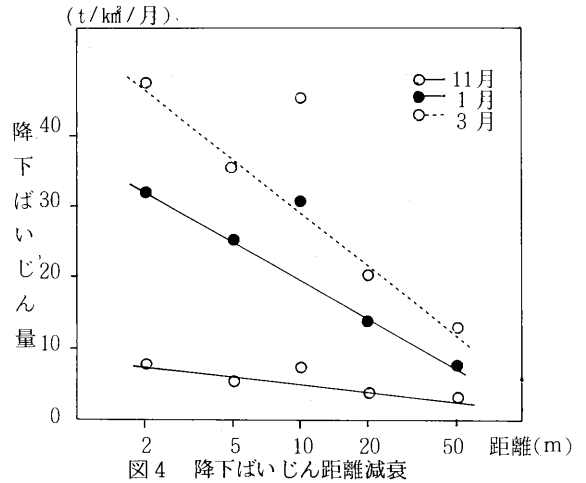


図5 降下ばいじん鉛直分布(11月)

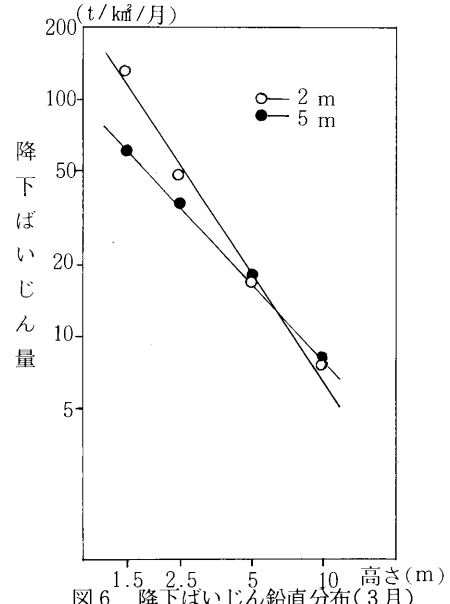


図6 降下ばいじん鉛直分布(3月)

表3 降下ばいじん平均粒径 単位: μm

測定箇所		11月	1月	3月
距離(m)	地上高(m)			
2	1.5	25.8	23.0	27.1
	2.5	19.3	16.4	20.5
	5.0	15.0	13.4	14.9
	10.0	—	11.0	11.3
5	1.5	18.7	21.7	20.8
	2.5	18.4	16.1	19.7
	5.0	15.0	12.9	15.9
	10.0	—	10.9	10.7
10	2.5	24.1	18.0	25.2
20	2.5	16.9	14.7	20.1
50	2.5	17.7	12.2	15.1

(注) 平均粒径: 降下ばいじん累積粒径分布の50%値

表4 降下ばいじん量(10 μm 以下) 単位: $\text{t}/\text{km}^2/\text{月}$

測定箇所		11月	1月	3月
距離(m)	地上高(m)			
2	1.5	4.59(25.4%)	33.50(30.1%)	35.78(26.9%)
	2.5	2.23(30.9%)	11.53(36.1%)	14.69(31.1%)
	5.0	1.27(38.4%)	4.53(41.1%)	6.36(38.0%)
	10.0	— (—)	2.43(46.8%)	3.43(45.6%)
5	1.5	2.61(31.7%)	14.25(30.4%)	18.88(31.6%)
	2.5	1.78(32.3%)	9.21(36.7%)	11.49(32.1%)
	5.0	1.29(37.2%)	4.56(42.0%)	6.52(36.8%)
	10.0	— (—)	2.35(47.0%)	3.88(47.8%)
10	2.5	1.71(26.5%)	10.68(34.8%)	12.54(27.7%)
20	2.5	1.24(35.2%)	5.35(39.2%)	6.50(32.0%)
50	2.5	0.91(33.1%)	3.17(43.9%)	4.82(38.4%)

(注) ()内の数値は全降下ばいじん量に占める10 μm 以下の降下ばいじん量の割合

$$q = C(X, Z) \cdot (2\pi)^{1/2} \cdot 6z \cdot$$

$$u / \exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{Z}{6z}\right)^2\right) \dots \dots (2)$$

となる。(2)式から浮遊粉じん発生量の推定には浮遊粉じん濃度、鉛直拡散幅及び平均風速が必要である。平均風速は、同時に行なった気象調査から3.0 m/s という測定結果が得られている(図1)。浮遊粉じん濃度と鉛直拡散幅は以下に述べる方法により求めた。

3.5.1 浮遊粉じん濃度の推定

これまでに八戸市においてダストジャー法による降下ばいじん量とハイボリュームエアサンプラーによる浮遊粉じん濃度を同一地点で測定しており、その結果をもとに浮遊粉じんの沈降速度を求め⁵⁾さらに求められた浮遊粉じんの沈降速度にストークスの式を適用して浮遊粉じんの粒径を求めた。このようにして求められた浮遊粉じんの粒径が、測定地点は異なるものの今回の調査で得られた降下ばいじんの平均粒径と一致していれば、逆に降下ばいじんの平均粒径から浮遊粉じん濃度を推定できることになる。

$$\text{沈降速度}(\text{m}/\text{s}) = \frac{\text{降下ばいじん量}(\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s})}{\text{浮遊粉じん濃度}(\mu\text{g}/\text{m}^3)} \dots \dots (3)$$

(3)式に八戸市において降下ばいじん量 (1ヶ月当り

を1秒当りに換算)と浮遊粉じん濃度を一緒に測定した結果を代入して浮遊粉じんの沈降速度を計算したところスパイクタイヤ非装着期には $W=0.024(\text{m}/\text{s})$ 、装着期には $W=0.026(\text{m}/\text{s})$ という値が得られた(表5)。

(ストークスの式)

$$d = \left\{ \frac{(18 \cdot \eta \cdot w)}{(\rho_s - \rho) \cdot g} \right\}^{1/2} \dots \dots (4)$$

但し d: 粒径 (m)

η : 空気の粘性率 ($1.82 \times 10^{-5} \text{kg}/\text{m} \cdot \text{s}$)

w: 沈降速度 (m/s)

ρ_s : 土壤密度 ($2 \times 10^3 \text{kg}/\text{m}^3$)

ρ : 空気密度 ($1.27 \text{kg}/\text{m}^3$)

g: 重力加速度 ($9.8 \text{m}/\text{s}^2$)

(4)式に空気の粘性率等の定数⁶⁾及び表5の沈降速度を代入して浮遊粉じんの粒径を計算したところ、スパイクタイヤ非装着期には $d=20.0(\mu\text{m})$ 、装着期には $d=21.6(\mu\text{m})$ となった。この値は調査地点は異なるものの今回の調査で得られた非装着期 $d=18.7(\mu\text{m})$ 、装着期 $d=20.8(\mu\text{m})$ (表6及び表7、距離5m、高さ1.5m)とよく一致しており、このことは、降下ばいじんの平均粒径から浮遊粉じん濃度を推定してもよいと思われる。

今回の調査で得られた降下ばいじん量及び平均粒径をもとに浮遊粉じん濃度を計算した。(4)式より沈降速度wを求める式は

表5 降下ばいじんの沈降速度

	降下ばいじん量 ($mg/m^2 \cdot s$)	浮遊粉じん濃度 ($\mu g/m^3$)	沈降速度 (m/s)
11月	2.55	105	0.024
3月	17.3	655	0.026

表6 降下ばいじんの平均粒径の計算値と実測値の比較

	計算値	実測値
11月	20.0	18.7
3月	21.6	20.8

単位： μm

$$W = \frac{d^2 \cdot (\rho_s - \rho) \cdot g}{18 \cdot \eta} \dots\dots\dots (5)$$

となる。(5)式に表6の平均粒径及び(4)式の定数を代入して距離別・高さ別に沈降速度を求めたところ 0.007～0.044 m/s となった(表7)。さらに(3)式から浮遊粉じん濃度を求める式は

$$\text{浮遊粉じん濃度}(\mu g/m^3) = \frac{\text{降下ばいじん量}(\mu g/m^2 \cdot s)}{\text{沈降速度}(m/s)} \dots\dots\dots (6)$$

のようになる。(6)式に(5)式から求めた沈降速度及び降下ばいじん量を代入して浮遊粉じん濃度を計算したところスパイクタイヤ非装着期の11月には 100～200 $\mu g/m^3$ 、スパイクタイヤ装着期の1・3月には 300～1400 $\mu g/m^3$ となり、これまでの調査で得られている値^{2), 3), 4)}と良く一致していた。

3.5.2 鉛直拡散幅(6z)の推定

3.5.1で求めた浮遊粉じん量の鉛直分布から鉛直拡散幅を求めた。鉛直拡散幅の求め方については岡本らが文献に「濃度の鉛直分布より計算された鉛直方向拡散幅」として述べている方法に従った。⁷⁾計算結果は表8のとおりであった。

3.5.3 道路からの浮遊粉じん発生量の推定

3.5.1及び3.5.2で推定した浮遊粉じん濃度・鉛直拡

表7 浮遊粉じん等測定結果

測定年月		62. 11月			
距離(m)	高さ(m)	平均粒径(μm)	沈降速度(m/s)	浮遊粉じん濃度($\mu g/m^3$)	
2	1.5	25.8	0.040	175	
	2.5	19.3	0.022	127	
	5.0	15.0	0.013	98	
	10.0	—	—	—	
5	1.5	18.7	0.021	151	
	2.5	18.4	0.020	107	
	5.0	15.0	0.013	103	
	10.0	—	—	—	
測定年月		63. 1月			
距離(m)	高さ(m)	平均粒径(μm)	沈降速度(m/s)	浮遊粉じん濃度($\mu g/m^3$)	
2	1.5	23.0	0.032	1340	
	2.5	16.4	0.016	769	
	5.0	13.4	0.011	386	
	10.0	11.0	0.007	286	
5	1.5	21.7	0.028	1150	
	2.5	16.1	0.016	728	
	5.0	12.9	0.010	497	
	10.0	10.9	0.007	364	
測定年月		63. 3月			
距離(m)	高さ(m)	平均粒径(μm)	沈降速度(m/s)	浮遊粉じん濃度($\mu g/m^3$)	
2	1.5	27.1	0.044	1150	
	2.5	20.5	0.025	728	
	5.0	14.9	0.013	497	
	10.0	11.3	0.008	364	
5	1.5	20.8	0.026	888	
	2.5	19.7	0.023	600	
	5.0	15.9	0.015	456	
	10.0	10.7	0.007	447	

表8 鉛直拡散幅 単位(m)

距離\月	11月	1月	3月
2 m	4.88	6.45	7.45
5 m	6.45	7.90	10.0

表9 浮遊粉じん発生量計算結果 単位($mg/m \cdot s$)

距離\月	11月	1月	3月
2 m	2.66	20.1	21.6
5 m	2.80	18.9	23.3

散幅を(2)式に代入して道路からの浮遊粉じん発生量を計

算した。2 m地点での浮遊粉じん濃度・鉛直拡散幅をもとに計算した浮遊粉じん発生量の値と5 m地点でのそれとの間に差は認められず、スパイクタイヤ非装着期の11月の浮遊粉じん発生量は約 $3\text{ mg}/\text{m}\cdot\text{s}$ であったが、スパイクタイヤ装着期の1・3月には $19\sim 23\text{ mg}/\text{m}\cdot\text{s}$ と6～8倍に増加していた(表9)。この値は寺西が報告した値⁸⁾より大きく、スパイクタイヤ装着期には10倍以上大きい値となっていた。

4 ま と め

スパイクタイヤによる道路粉じんの影響調査を実施したところ以下に示す結果が得られた。

- (1) 降下ばいじん量は、スパイクタイヤ装着期には非装着期の4～8倍多くなっており、距離に対しては対数的に、地上からの高さに対しては指数的に減衰している。
- (2) 降下ばいじんの平均粒径は、道路から離れるほど、地上から高くなるほど小さくなった。
- (3) 降下ばいじんの平均粒径から浮遊粉じん濃度を推定することは可能であり、今回の調査ではこれまでの調査結果と良く一致していた。
- (4) 道路からの浮遊粉じんの発生量は、スパイクタイヤ非装着期には $3\text{ mg}/\text{m}\cdot\text{s}$ 、装着期には $20\text{ mg}/\text{m}\cdot\text{s}$ 前後であった。

参 考 文 献

- (1) 粕谷明博, 佐久間文明: 特集/脱スパイクと沿道粉じん対策, スパイクタイヤ問題の最近の動向と脱スパイクへの道, 公害と対策, Vol.24 No.14 (1988), 36-47
- (2) 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
- (3) 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
- (4) 野田正志, 工藤真也, 斎藤輝夫, 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(III), 青森県公害センター所報, No.8, 72-82
- (5) 新良宏一郎: 大気中の“ふんじん”についての拡散計算, 環境技術, Vol.2 No.11, 58-59, (1973)
- (6) 理科年表(昭和60年), 東京天文台編纂, 丸善
- (7) 岡本真一, 北林興二: 正規型ブルール拡散式による自動車排出ガス濃度測定における問題点, 公害, Vol.20, No.3, 40-50 (1985)
- (8) 寺西宏保: 自動車走行に伴う粉じんの排出係数について, 第26回大気汚染学会講演要旨集(1985), 144-152

八戸地区の酸性雨の実態

— 梅雨期の一降水の化学特性 —

Characteristics of Acid Rain in Hachinohe

— Chemical Properties of Individual Rain in Rainy Season —

野田 正志*・斉藤 輝夫

1 はじめに

近年、酸性雨による環境への影響が世界各地で報告されており、原因究明や防止のための調査・研究に力が注がれている。

当所でも、昭和62年度から、北海道・東北ブロック酸性雨合同調査に加わり、調査を行っている。

今回、その中で、梅雨期における、八戸地区の一降水について、若干の検討を行ったので、その報告をする。

2 調査内容

2.1 調査期間

- (1) 昭和62年 6月15日～7月14日
- (2) 昭和63年 6月20日～7月20日
- (3) 平成元年 6月19日～7月17日

2.2 調査地点

新産都市会館屋上（表1，図1）。

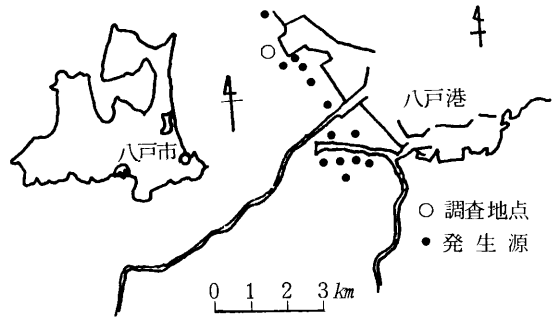


図1 調査地点

表1 調査地点の概要

自然条件	付近の状況
東は、八戸港に面して（約200m）あり、西は、30m程度の海岸段立がせまっている。	周辺には、大手製紙工場、非鉄金属精錬所、製鉄所、鉄工所やNH ₄ Cl使用のメッキ工場がある。なお、建物の煙突・排気口も近くにある。

2.3 採取方法

採取面積962cm²（直径350mm）のテフロン製ロートをもつ雨水採取装置を用いて（図2）、一降水ごとに採取した。

ロートは、朝夕の2回、洗浄しておいた。

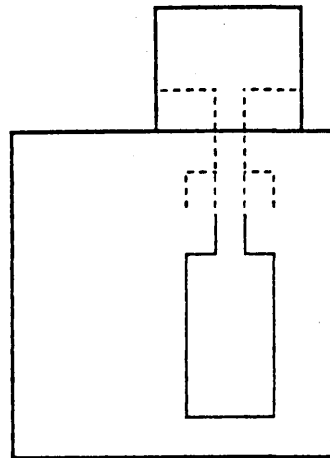


図2 採取装置

*現むつ保健所

2.4 測定項目及び測定方法

pH, E.C等10項目について行った(表2)。

なお, pH, E.Cは, 採取試料から分取し直接測定し, 他の項目は, 孔径0.8 μmのメンブランフィルターでろ過後に測定した。

表2 測定項目及び測定方法

項目	測定方法
pH	ガラス電極法
E.C	導電率計法
SO ₄ ²⁻	グリセリン-アルコール法, イオンクロマト法
NO ₃ ⁻	銅-カドミウムカラム還元法, "
Cl ⁻	チオシアン酸第二水銀法, "
Na ⁺	原子吸光法
K ⁺	"
Mg ⁺	"
Ca ²⁺	"
NH ₄ ⁺	インドフェノール法

3 結果及び考察

期間中に採取した一降水のうち, 全項目測定された, 26降水を解析に用いた(表3)。

3.1 イオンバランスとE.Cのチェック

測定データの精度チェックのため, 全カチオンと全アニオンの関係及び, E.Cの実測値と計算値の関係を求めた(図3, 4)。

T-C/T-Aの範囲は, 0.26~1.46で, 平均は0.88であった。そして, T-C/T-Aが0.8以下の陰イオン過多の降水は35%あった。

E.Cの実測値/計算値の範囲は0.78~1.87で, 平均は1.06であった。そして, 実測値/計算値が0.8~1.2に入ったのは, 81%で, 両者は, はば一致していた。

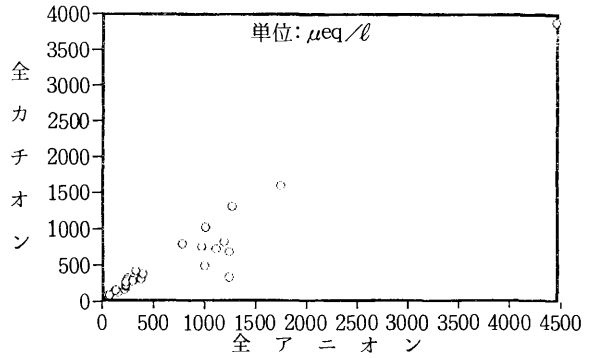


図3 全カチオンと全アニオンの関係

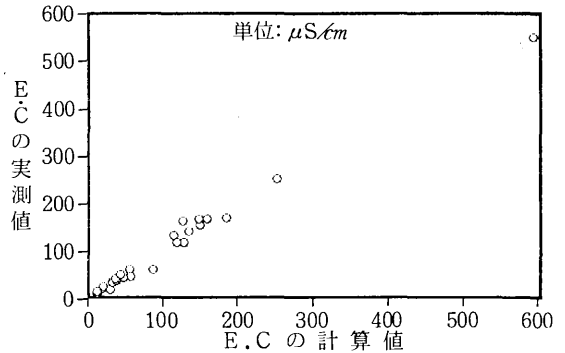


図4 E.Cの実測値と計算値の関係

表3 基礎統計量

項目	平均値	最大値	最小値	標準偏差	変動係数(%)
pH	5.05*	6.66	3.8	0.13	2.4
E.C	99.8	549	7.5	22.5	22.6
SO ₄ ²⁻	22.2	112	1.3	4.9	22.3
ex. SO ₄ ²⁻	21.5	103	1.25	4.66	21.7
NO ₃ ⁻	1.64	5.4	0.12	0.31	18.7
Cl ⁻	8.8	74	0.4	3.0	34.3
Na ⁺	3.0	36	0.16	1.4	47.1
K ⁺	1.61	15	0.01	0.66	41.2
Ca ²⁺	1.92	7.4	0.07	0.39	20.3
ex. Ca ²⁺	1.81	6.04	0.06	0.35	19.6
Mg ²⁺	0.39	3.5	0.02	0.14	36.3
NH ₄ ⁺	4.99	23	0.46	1.08	21.6

*降水量換算平均値

3.2 測定結果の概要

- (1) pHは、最小値が3.8で、酸性雨の目安とされる、5.6以下の降水は、全体の54%であった(図5)。
- (2) SO_4^{2-} は、最大値が112(mg/l)で、平均値は、22.2(mg/l)と高く、また、海塩由来を除いたex. SO_4^{2-} が、 SO_4^{2-} の91.5~99.8%と高いことから、付近にある硫酸製造施設の影響も考えられる。
- (3) Cl^-/Na^+ の範囲は、0.61~21.79、平均は、5.32と海水の1.80を超える降水が85%あり、 NH_4^+ 濃度の高いことも合わせて、付近のメッキ工場からの NH_4Cl の影響を受けていると考えられる。
- (4) Ca^{2+} の81.6~99.6%がex. Ca^{2+} であることから、 Ca^{2+} は、海塩による影響は少ない。

3.3 各項目間の相関関係

各項目間の相関関係を見たところ(表4)、降水量は、ほとんどの項目と負の相関があった。しかし、pHとは相関は見られず、降水量に関係なく、pHは、ほぼ、4.5~6の範囲にあった(図6)。

そして、降水量とE.Cの間には、負の相関が見られ、降水量の増加に伴い、E.Cの減少が見られる(図7)。

また、pHとE.Cの間には、相関は見られないが、E.Cの増加に伴い、pHの分布範囲が狭くなり、pHは6付近に収束する傾向が見られた(図8)。

pHと降水量を除く項目間では、ほとんどが、危険率が1%で、正の相関が見られた。

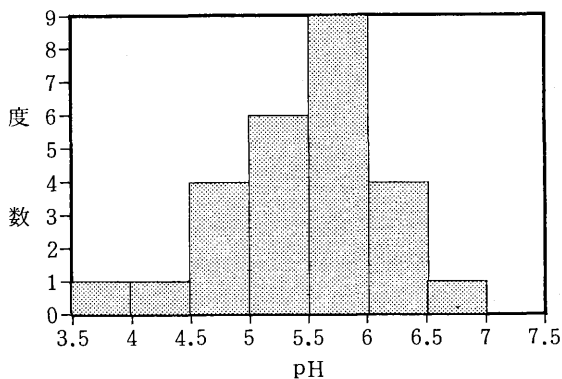


図5 pHのヒストグラム

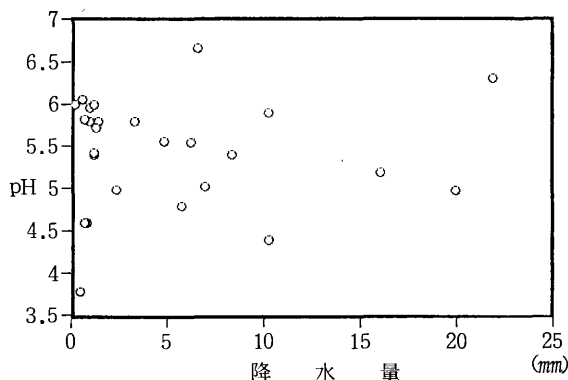


図6 pHと降水量

表4 相関係数行列

	pH	E.C	SO_4^{2-}	ex. SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	Na^+	K^+	Ca^{2+}	ex. Ca^{2+}	Mg^{2+}	NH_4^+	降水量
pH		0.228	0.335	0.330	-0.228	0.270	0.411*	0.482*	0.398*	0.390*	0.376	0.318	0.015
E.C			0.973**	0.971**	0.680**	0.940**	0.748**	0.546**	0.922**	0.917**	0.927**	0.914**	-0.495*
SO_4^{2-}				1.000**	0.603**	0.884**	0.705**	0.533**	0.926**	0.923**	0.928**	0.957**	-0.442*
ex. SO_4^{2-}					0.601**	0.878**	0.692**	0.521**	0.924**	0.922**	0.923**	0.957**	-0.441**
NO_3^-						0.628**	0.528**	0.367	0.593**	0.588**	0.629**	0.527**	-0.657**
Cl^-							0.811**	0.569**	0.878**	0.867**	0.926**	0.819**	-0.490*
Na^+								0.854**	0.735**	0.711**	0.781**	0.660**	-0.388
K^+									0.602**	0.582**	0.587**	0.506**	-0.272
Ca^{2+}										0.999**	0.899**	0.859**	-0.454*
ex. Ca^{2+}											0.889**	0.854**	-0.452*
Mg^{2+}												0.864**	-0.440*
NH_4^+													-0.407*
降水量													

pHを除き log 変換した *危険率5%で有意 **危険率1%で有意

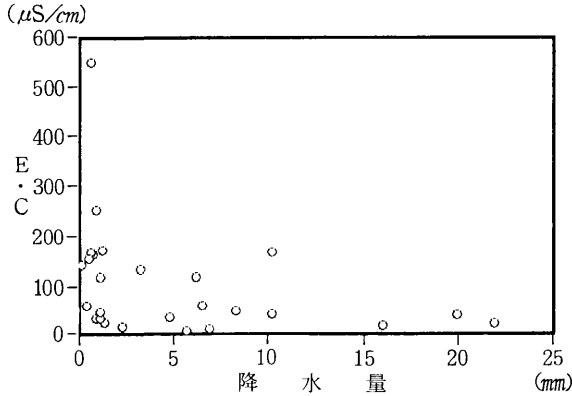


図7 E.Cと降水量

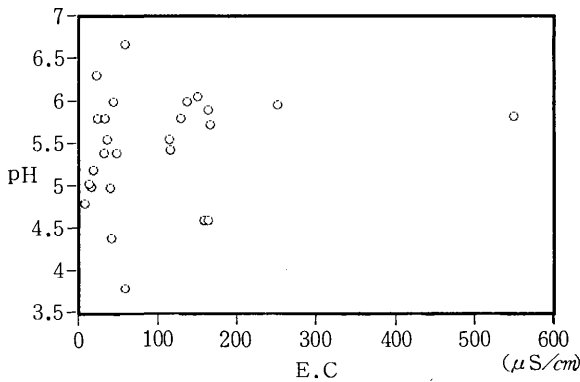


図8 pHとE.Cの関係

表5 主成分分析結果

	Z ₁		Z ₂	
	固 有 因 子 ベクトル	固 有 因 子 負 荷 量	固 有 因 子 ベクトル	固 有 因 子 負 荷 量
pH	0.107	0.274	-0.912	-0.932
SO ₄ ²⁻	0.374	0.960	-0.018	-0.018
NO ₃ ⁻	0.281	0.721	0.371	0.380
Cl ⁻	0.355	0.911	0.124	0.127
Na ⁺	0.360	0.923	-0.009	-0.010
K ⁺	0.361	0.927	-0.098	-0.100
Ca ²⁺	0.346	0.889	0.036	0.037
Mg ²⁺	0.368	0.944	0.015	0.016
NH ₄ ⁺	0.358	0.920	-0.066	-0.068
固 有 値	6.584		1.044	
寄 与 率(%)	73.2		11.6	
累 積 寄 与 率(%)	73.2		84.8	

3.4 降水間の関連性

各降水の成分の特徴から、降水間の関連性を見るために、主成分分析とクラスター分析を行った。

3.4.1 主成分分析

9項目を用いて主成分分析を行った結果、第2主成分までの累積寄与率は85%であった(表5)。

そして、第1主成分は、pHを除く8項目の総合汚染因子と考えられる。また、第2主成分は、pHを示す因子と考えることができる(図9)。

各降水は、Z₁、Z₂に対するスコア散布図により、大きく2つのグループに分けることができた(図10)。

- (I) Z₁が一定で、Z₂が変化するグループ。
- (II) Z₂が一定で、Z₁が変化するグループ。

そして、(I)は、

- (III) Z₂が0付近のグループ。
- (IV) Z₂が高いグループ。
- (V) Z₂が低いグループ。

また、(II)は、

- (VI) Z₂が0付近のグループ。
- (VII) Z₂が高いグループ。

に分けられた。

3.4.2 クラスタ分析

類似度計算方法に標準化ユークリッド平方距離、分析方法として、最短距離法を用いてクラスター分析を行ない、各降雨間の関連性について検討した(図11)。

その結果、主成分分析による分類と同様に、総合汚染因子が一定でpHが変化するグループと、pHが一定で、総合汚染因子が変化するグループに分けることができた。

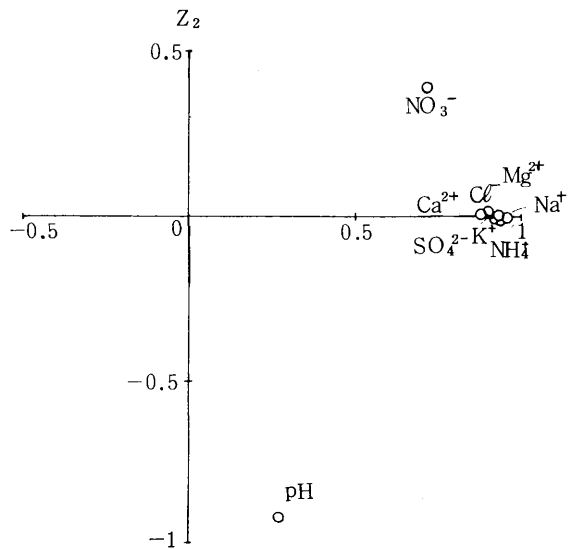


図9 各変数の因子負荷量

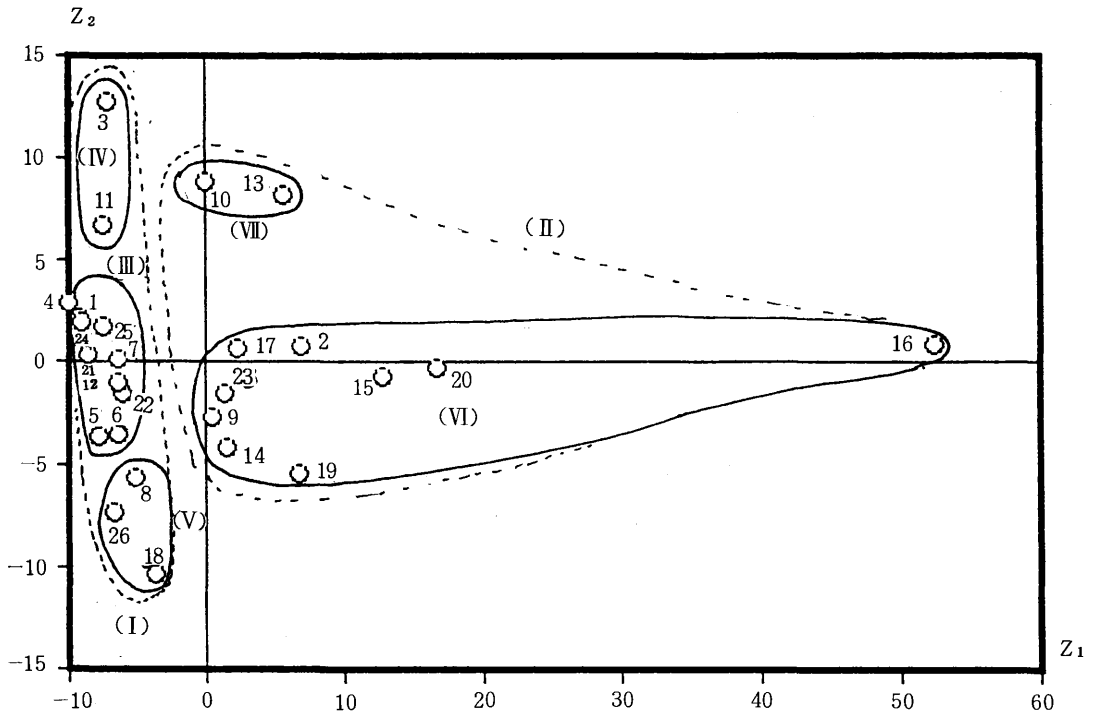


図10 各降水のスコア散布図

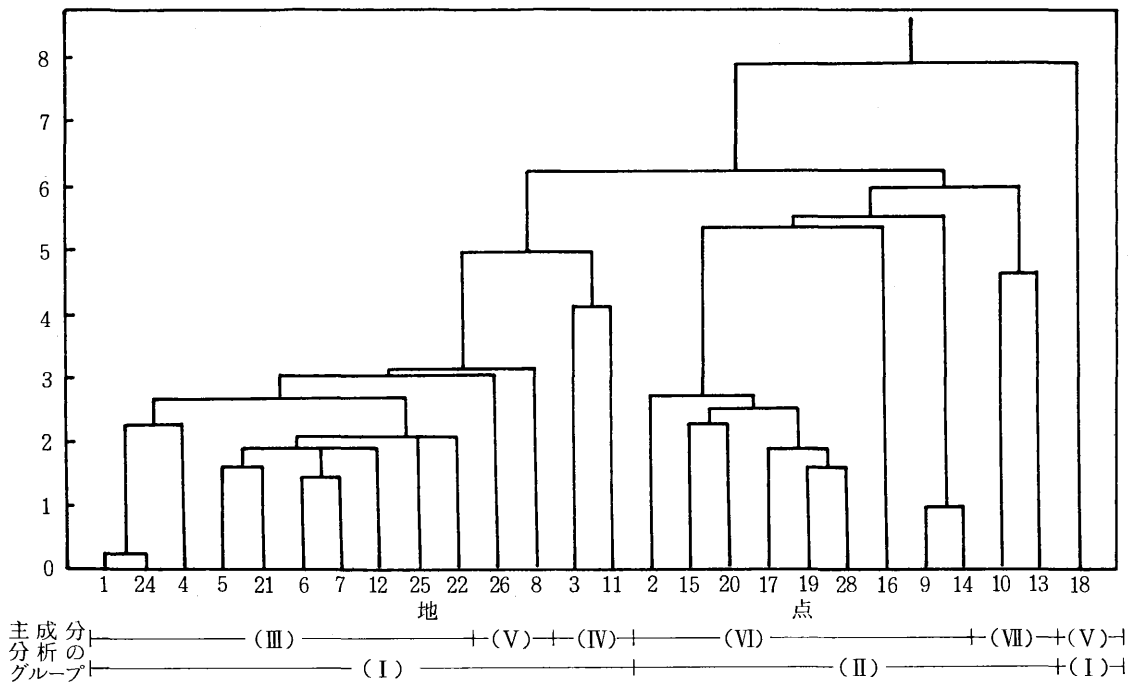


図11 クラスタ分析によるデンドログラムと主成分分析によるグループの関係

4 ま と め

昭和62年より、八戸市において採取した、一降水26検体について検討したところ、次のことがわかった。

- (1) イオンバランスのチェックの結果、陰イオン過多の降水が35%あった。
- (2) E.Cの実測値と計算値は、ほぼ一定していた。
- (3) pHの最小値は3.8で、5.6以下の降水は54%あった。
- (4) SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 NH_4^+ は、付近の発生源の影響がうかがえる。
- (5) 降水量は、ほとんどの項目と負の相関があった。
- (6) E.Cの増加に伴い、pHは6付近に収束する傾向がある。
- (7) 各イオン間には、高い正の相関が見られた。
- (8) 主成分分析及び、クラスター分析を行ったところ、降水は、pHと、pHを除く他の成分からなる総合汚染因子の関連から、大きく2つのグループに分けることができた。

十和田湖の水質汚濁に関する考察

Studies on Water Pollution of Lake To wada

工藤 健・佐藤 信博*・工藤 精一・根岸 勝信・
 柞木田むつみ・荒屋敷秀俊**・手代森光仁***・対馬 和浩

1 はじめに

十和田湖は青森県と秋田県の県境に位置し、周辺一帯は十和田八幡平国立公園に指定され、年間約280万人の観光客が訪れる景勝地となっている。

同湖は典型的な貧栄養湖で、昭和46年に水質に係る環境基準湖沼A A類型(表-1)に指定されている。しかし数年前からCODが環境基準を超え、また昭和60年頃にはワカサギが異常繁殖し、その後関係者の努力もあって鎮静化しているものの、生物相の変化も危惧されるなど、湖水の汚濁に対する危機感が急激に強くなっている。

ここでは、公共用水域水質測定結果及び環境庁委託調査結果から、十和田湖の水質汚濁について報告する。

表-1 湖沼の環境基準

湖沼A A類型	pH : 6.5以上8.5以下
	DO : 7.5 mg/l以上
	COD : 1 mg/l以下
	SS : 1 mg/l以下
	大腸菌群数 : 50 MPN / 100 ml以下

2 十和田湖の概況

十和田湖の集水域は約66km²(湖面積は除く)で、山林原野が97%を占め、宅地や農地は休屋、子ノ口及び宇樽部地区等に若干存在するだけで大部分が国有林となっている。

また、湖水は観光放流、発電及び灌漑等に利用されるほか、湖内ではひめますを中心に漁業も行われている(表-2)

表-2 十和田湖の諸元

緯度	40° 29' N	満水位標高	400.0 m
成因	二重カルデラ湖	最低水位標高	398.3 m
流域面積	126.0 km ²	利用水深	1.67 m
湖面積	59.8 km ²	観光放流量(昼間)	1.4~5.6 m ³ /s
湖周囲	48.1 km	“(夜間)	0.28 m ³ /s
湖容積	4.2 km ³	発電最大使用水量	20.0 m ³ /s
最大水深	326.8 m	発電常時使用水量	10.0 m ³ /s
平均水深	71.0 m	灌漑用水対象面積	4,260 m ² /s

3 調査方法

調査地点、調査項目及び分析方法等を表-3、4及び図-1、2に示す。

4 結果及び考察

4.1 湖水

水温：年度によって差はあるが、表層の水温は4月の低い時で3℃前後、夏には24~26℃まで上昇する。5~50m層では4月、5月及び11月は表層とほぼ同温であるが5月過ぎから水温躍層が形成される(図-3)。

8月の躍層は主として表層から25m層にかけて存在し、温度差が14~18℃、10月は温度差が7.9~9.4℃とやや弱まり、11月にはさらに弱まって25~50m層に移り、湖水の循環期に入りつつあることを示している。

また、水深が約30mと比較的浅いNo.1地点では、躍層の解消する時期が早く、さらに浅いNo.7地点では8月に弱い躍層が見られるに過ぎない。

Ken KUDOU,*Nobuhiro SATOU (青森県公害課), Seiichi KUDOU, Katsunobu NEGISHI, Mutsmi TARAKITA,

**Hidetoshi ARAYASHIKI (八戸市公害対策課),

***Mitsuhito TESHIMORI (十和田保健所), Kazuhiro TSUSHIMA

表-3 調査方法等

調査名	調査地点	調査回数	調査水深	調査項目
公共用水域水質測定	図-1に示す9地点	年8回(青森県5回, 秋田県3回) 4月から11月まで各月1回	表層, 5m層	pH, DO, COD, SS, 大腸菌群数 T-N, T-P, クロロフィル- <i>a</i> ,
湖内環境水(昭和62年度)	"	4回	表層, 5, 25, 50m層 ※	pH, DO, COD, SS, 大腸菌群数, DIN, PO ₄ -P, T-N, T-P, クロロフィル- <i>a</i> , 植物プランクトン
流域流入河川等委託調査(昭和63年度)	図-1の3, 7を除く7地点	3回	表層, 25, 50m層	植物プランクトン
流域流入河川等委託調査(昭和62年度)	図-1に示す6河川	4回	—	pH, DO, COD, SS, 大腸菌群数, DIN, PO ₄ -P, T-N, T-P
流域流入河川等委託調査(昭和63年度)	図-1に示す6河川	2回	—	pH, DO, BOD, COD, SS, 大腸菌群数, DIN, PO ₄ -P, T-N, T-P, 溶解性COD
湖内環境水(昭和62年度)	図-2に示す9地点	1回(秋)	表層(地点5, 6は表層, 10m層)	T-N, T-P, 溶解性COD, DIN, PO ₄ -P, T-N, T-P
湖内環境水(昭和63年度)	図-2に示す8地点 (地点4を除く)	1回(春)	表層(地点4, 5は表層, 10m層)	"

※ 水深が25m以下の地点は10, 15, 20m層も調査

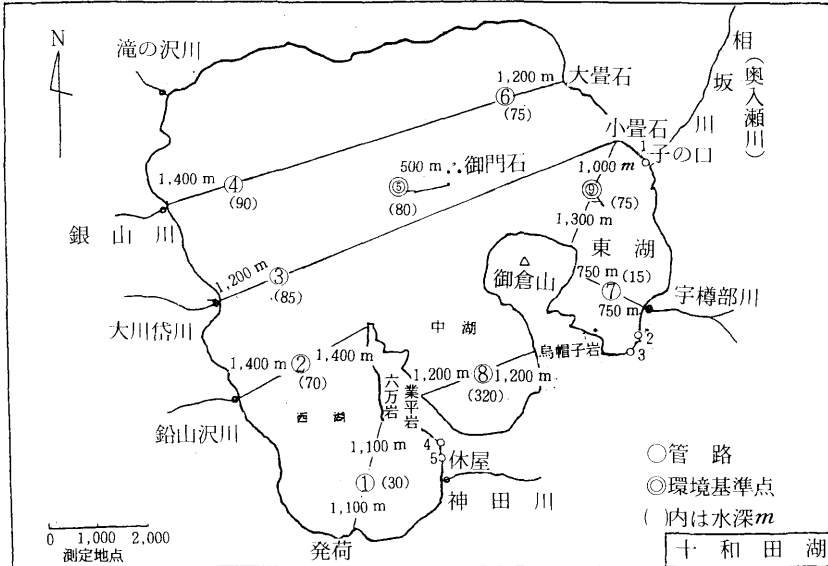


図-1 湖内水及び流入河川等調査地点

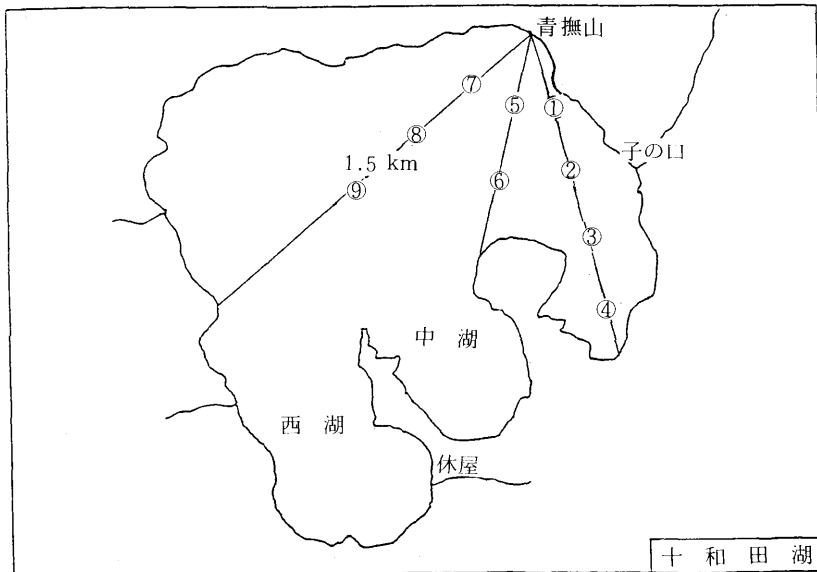


図-2 戻水調査地点

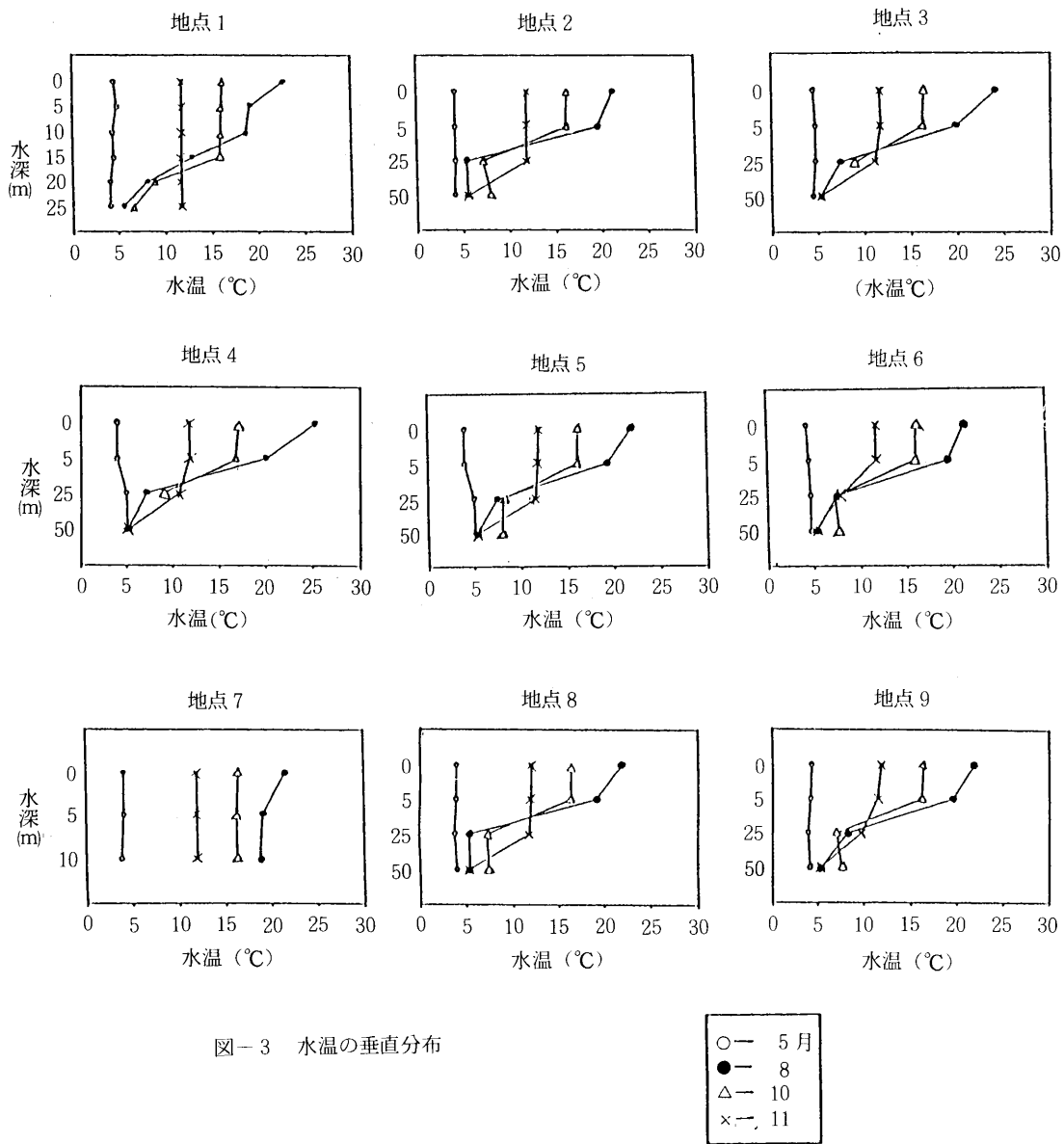


図-3 水温の垂直分布

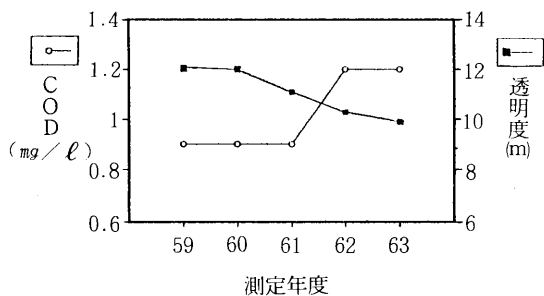


図-4 透明度及びCODの経年変化(全平均値)

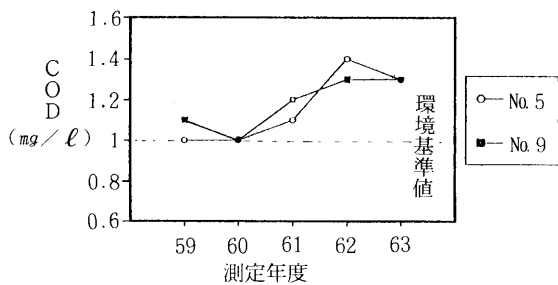


図-5 環境基準点におけるCOD(75%値)

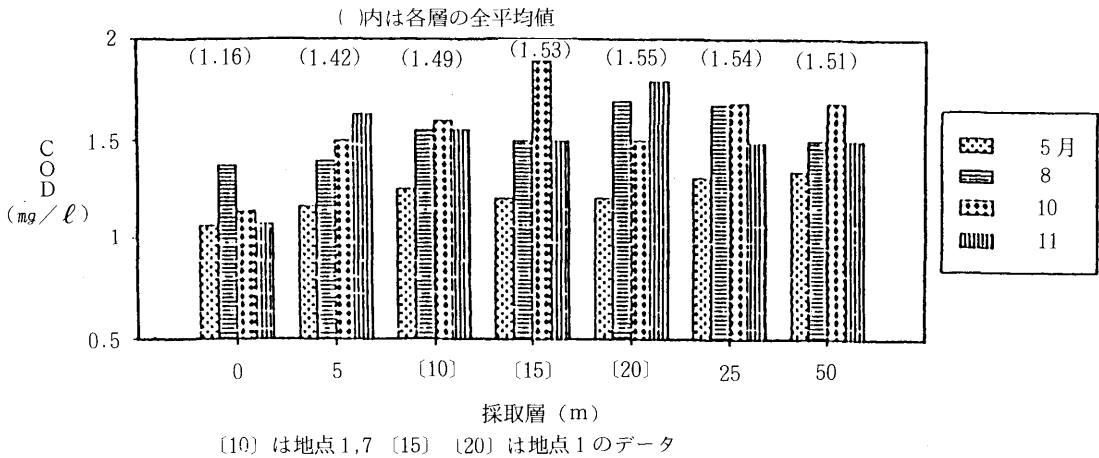


図-6 各層の月別COD (9地点平均)

透明度：湖沼の水質を最も端的に表現し得る指標と考えられる透明度は、昭和60年度の12m (9地点平均値) から徐々に減少し、63年度には9.9mとなっている(図-4)。

また、地点や季節によってかなり変動はあるものの規則性は認められない。

pH:春は約7.5, 夏は植物プランクトン等の炭酸同化作用によって約8.1となる。水平及び垂直分布とも一様で経年的にみても最も変化の少ない項目である。

DO:水温とはほぼ平行関係にあり、溶存酸素飽和率も82~107%と表層から50m層まで高い値となっている。

COD:透明度とともに湖水の汚濁傾向を明確に示している。全平均値でみると昭和62年度から1.2 mg/lと急増している(図-4)。

環境基準点におけるCODの75%値は、昭和59年度にNo.9地点で初めて環境基準値(1 mg/l)を超え、翌60年度はクリアしたものの、61年度以降は両地点とも基準不適合となっている(図-5)。

垂直分布をみると、表層より下層の値が高く、昭和62年度の調査では5~50m層のCODが平均で0.3 mg/l表層を上回る結果を得ている(図-6)。

50mを超える深い層でのCODについては不明であるが、湖内水質のは握という点から採水層についての検討も必要と思われる。

地点別のCODは、最高地点と最低地点の差が年平均値で0.2~0.3 mg/lあるものの、恒常的に特異な地点は認められない。

SS:定量下限値の1 mg/lもしくはそれ以下の値がほ

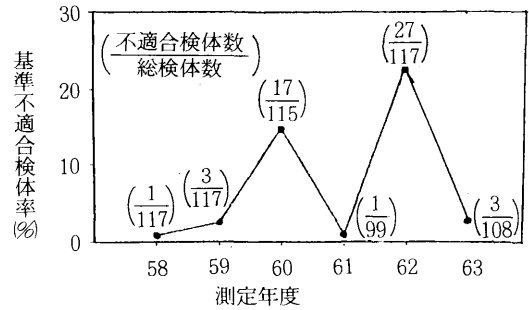


図-7 大腸菌群数の基準不適合検体率

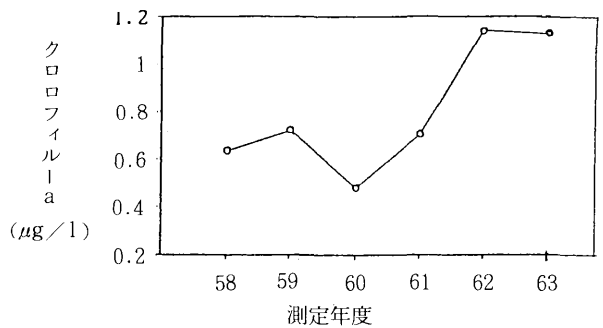


図-8 Chl-aの推移 (全平均値)

とんどで、透明度との関連も全くみられない。

大腸菌群数：環境基準値(50MPN/100ml)を超える値が昭和60年度及び62年度にかなり検出されている(図-7)。

湖内の水温や栄養塩濃度等からみて、大腸菌は比較

表-5 出現種数

	62 年 度				63 年 度		
	5月14日	8月12日	10月15日	11月5日	6月13日	9月20日	11月1日
藍藻類	2	0	3	3	1	2	2
緑藻類	7	10	8	8	10	9	13
珪藻類	29	30	45	58	17	27	26
渦鞭毛藻類	1	1	1	1	0	2	1
合計	39	41	57	70	28	40	42

表-6 出現優占種

62 年 度				63 年 度		
5月14日	8月12日	10月15日	11月5日	6月13日	9月20日	11月1日
Synedra rumpens (ナガケイソウ)	Peridinium sp. (ペリジニウムの一属)	Fragilaria construens (オビケイソウ)	Fragilaria construens (オビケイソウ)	Synedra acus (ナガケイソウ)	Fragilaria crotonensis (オビケイソウ)	Fragilaria construens (オビケイソウ)
Synedra acus (ナガケイソウ)	Synedra rumpens (ナガケイソウ)	Fragilaria crotonensis (オビケイソウ)	Fragilaria crotonensis (オビケイソウ)	Synedra rumpens (ナガケイソウ)	Chroococcus limneticus (クロオコックス)	Fragilaria crotonensis (オビケイソウ)
Asterionella formosa (ホシガタケイソウ)	Synedra acus (ナガケイソウ)	Selenastrum sp. (ムレミカズキモの一属)	Synedra acus (ナガケイソウ)	Asterionella formosa (ホシガタケイソウ)	Synedra acus (ナガケイソウ)	Ankistrodesmus falcatus (イトクズモ)

的短時間で死滅するものと考えられるが、湖水の汚濁を示唆するものであろう。

T-N：全平均値は0.05~0.07 mg/lと低い値で推移し、貧栄養湖の条件とされる0.2mg/l¹⁾を大きく下回っている。

T-P：定量下限値(0.003mg/l)以下の値が多く、変化はみられない。

Chl-a：植物プランクトンの量的指標とされるChl-aは他の項目に比べて変動が大きく、全平均値は昭和62年度から増加している(図-8)。

季節的には春に高く、植物プランクトンの調査結果と一致する。

植物プランクトン：出現種数は珪藻類が多く、総種数は春から秋にかけて増加する傾向がある(表-5)。

優占種はSynedra, Fragilaria等珪藻類が主となっているが、藍藻類のChroococcusや緑藻類のSelenastrum及び渦鞭毛藻類のPeridiniumも比較的水温の高い時期に出現している(表-6)。

また、出現量は春季に多く、夏期には約1/3に減少している(図-9)。

湖内の分布状況を見ると、水平分布については季節によって差はあるものの、出現種及び出現量とも特異な地点は認められない。

垂直分布を出現種についてみると、Chroococcusが

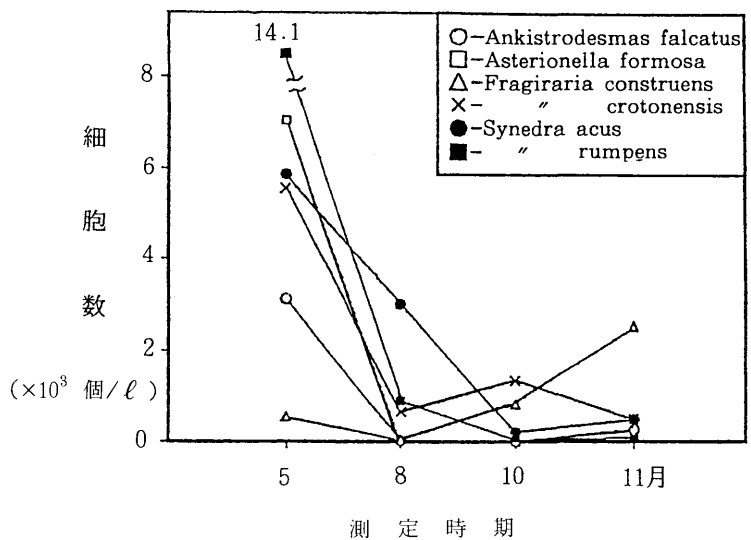


図-9 主要6種の出現細胞数(昭和62年度7地点表層平均値)

表層に偏在し、注目される。また、出現量は多少バラツキはあるが、突出した層は存在しない(図-10)。

一般に調和型湖沼では、富栄養化するに従って植物プランクトンの現存量が増加し、優占種も藍藻類が多くなり、さらに富栄養化が進むと現存量は増加するが種数は少なくなることが知られている²⁾。

今回の調査で十和田湖に出現した植物プランクトンはいずれも貧栄養湖に出現する種で、藍藻類も少なくこの面からみれば湖水の汚濁傾向は無いといえる。

十和田湖の植物プランクトンに関する報告^{3,4,5)}は昭和20年代からみられるが、調査目的や手法等が異なることから、今回の調査結果との比較が難しい面もある。

従って概略的な比較にとどまるが、出現種については Mougeotia や Rhizosolenia が減少し、Asterionella や Fragilaria 及び藍藻類の Chroococcus が優占種になるなど、変化を認めることができる。

植物プランクトンの調査は湖水を総合的には握できるという点で優れた水質評価の手法であるが、これまで行われて来た調査だけでは説明が充分なされていない。従って、今後は定期的に調査を実施することによって出現パターンを明らかにし、湖の水質変化をみる指標として活用することが望まれる。

以上のように、湖の水質変化を経年的にみると、透明度、COD、Chl-a 及び植物プランクトン相に変化が認められる。このうち透明度とCODは湖水の汚濁傾向を示すものであるが、昭和61年度から62年度にかけての変化が大きく、63年度は横ばい状態となっている。

また地点別にみると、一時的に汚濁レベルの高い地点はあるものの、継続して特異な地点は存在せず、汚濁発生源が集中している休屋地区に最も近いNo.1地点における水質も他の地点と大きな差はないものとなっている。

今後の水質変化を予想することは難しいが、湖水の浄化につながる要素は少なく、平成3年度に供用が予定されている下水道が稼働するまでは、横ばいもしくは汚濁レベルの微増傾向が続くものと思われる。

4.2 流入河川等

4.2.1 管路

管路は小規模のものが多数存在し、地下に埋設され直接湖内に流入しているものも予想され、また流量や水質の変動が大きいこと等実態を正確には握しにくい面がある。

今回の調査は湖内に流入している管路のうち、比較的流量の多い5ヶ所について行った。

管路1及び4は汚濁レベルが高く、COD、大腸菌群数、T-N、T-P及びNH₄-N等の値は、汚濁に占める人為的部分が大きいことをうかがわせている(表-7)

また5つの管路からの総負荷量は、後述する6河川のうち最も負荷量の少ない鉛山沢川の平水時と同程度となっている。

4.2.2 河川

河川の調査は平水時に4回実施したが、降雨時には気象や地理的な制約から、2回にとどまった。

休屋地区において昭和63年4月から12月までに、日間降水量が40mm以上を記録したのは2日、30mm以上は6日10mm以上は37日となっている⁶⁾。従って、調査前日に41mm当日39mmの降雨を記録した昭和63年8月29日の河川の水質は、降雨の影響を強く反映しているものとみられる。

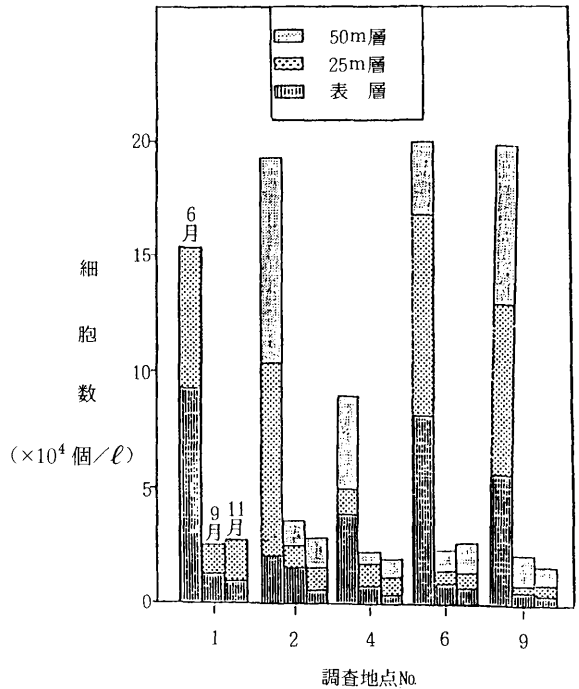


図-10 各地点の層別プランクトン数(昭和63年度)

宇樽部川：降雨時と平水時の流量変化は小さく、透視度も30cm以上となっている。降雨時の水質は、COD、T-N及びT-Pとも平水時の2～3倍に増えているが、流れの緩やかな水質の安定した河川とみられる。

神田川：平水時においても汚濁レベルの高い河川であるが、降雨時(8月)には流量が5倍、COD、T-N及びT-Pは約10倍、SSは20倍に増加している。

CODについては、降雨時の42mg/ℓ中溶解性CODは5.1mg/ℓと平水時の2倍にとどまり、降雨によってSS由来のCODが急増することを示している。

また、BODの値から、他の5河川と比較して有機質を多量に含むこと及び平水時も大腸菌群数が高い値であることなどから、人為的汚濁が考えられ、汚濁の質という点で他の5河川と異なっている。

鉛山沢川：降雨時の水質は、各項目とも平水時より若干高くなっているが、COD、T-N及びT-Pは6河川中最も低く、湖水への影響は小さいと考えられる。

大川岱川：上流部が砂防地域に指定され、2基の砂防ダムが計画されている。昭和62年度に1基完成し、63年度から4ヶ年計画で残り1基の工事が続けられているこの影響によって、平水時の調査でも透視度6cm、SS 120mg/ℓという降雨時並の値が測定され(昭和62年9月)、2回の降雨時調査でも降水量の増加に伴っ

表-7 流入河川等調査結果

① 平時時 4回平均値(調査日:昭和62年6月24日, 7月20日, 9月22日, 10月12日)
(管路3は1回)

	管路1	管路2	管路3	管路4	管路5	宇樽部川	神田川	鉛山沢川	大川岱川	銀山川
流量 (m ³ /秒)	0.0006	0.010	0.0065	0.0018	0.0029	0.33	0.03	0.09	0.16	0.09
pH	7.1	7.5	7.3	6.8	7.8	7.8	7.4	7.2	7.9	7.5
DO (mg/l)	7.0	9.6	8.6	4.8	8.5	9.5	9.2	9.2	8.9	9.3
COD (mg/l)	27	3.3	2.8	36	2.1	2.2	5.1	1.3	2.6	2.6
SS (mg/l)	24	2	1	9.5	1	1	3	2	58	5
大腸菌群数 (MPN/100 ml)	1.9×10 ⁸	2.7×10 ⁵	1.7×10 ⁴	2.2×10 ⁶	6.7×10 ³	4.5×10 ²	2.8×10 ⁵	2.4×10	5.4×10 ²	1.1×10 ²
T-N (mg/l)	7.9	0.22	0.12	7.8	0.23	0.08	0.27	0.26	0.22	0.09
T-P (mg/l)	1.1	0.067	0.013	0.88	0.030	0.020	0.065	0.018	0.061	0.038
NH ₄ -N (mg/l)	5.4	0.03	0.02	4.8	0.05	0.02	0.03	0.02	0.04	0.02
NO ₃ -N (mg/l)	0.27	0.026	0.046	0.13	0.061	0.009	0.28	0.094	0.013	0.016
NO ₂ -N (mg/l)	0.024	0.003	0.003	0.054	0.006	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Org-N (mg/l)	2.2	0.2	0.1	2.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1
PO ₄ -P (mg/l)	0.48	0.037	0.013	0.38	0.017	0.018	0.038	0.034	0.034	0.035

② 降雨時

(降水量観測地点 休屋)

第1回 昭和63年8月29日 降水量8.27(0mm), 8.28(41mm), 8.29(38mm)

河川名	宇樽部川	神田川	鉛山沢川	大川岱川	銀山川	滝の沢川
採取時刻	12:28	13:10	13:37	13:57	14:13	14:35
天候	雨	雨	雨	雨	雨	雨
気温(°C)	18.0	17.0	17.5	17.5	17.1	17.1
水温(°C)	15.5	14.6	15.0	15.8	15.7	16.3
色相	淡灰色	褐色	灰色	褐色	黒灰色	黒灰色
流量(m ³ /秒)	0.31	0.15	0.12	0.45	0.66	0.47
透視度(cm)	>30	4	14	4	7	4
pH	7.6	7.5	7.1	7.7	7.4	7.5
DO (mg/l)	9.2	8.4	9.2	8.7	8.5	8.4
BOD (mg/l)	0.8	5.8	<0.5	1.1	1.0	2.2
COD (mg/l)	6.4	42	5.1	11	44	42
SS (mg/l)	22	720	68	330	180	390
大腸菌群数 (MPN/100 ml)	7.9×10 ⁴	2.2×10 ⁵	4.9×10 ²	1.1×10 ⁴	1.1×10 ⁴	7.9×10 ³
T-N (mg/l)	0.2	2.2	0.2	0.7	1.7	1.8
T-P (mg/l)	0.047	0.91	0.037	0.14	0.16	0.26
溶解性COD (mg/l)	3.9	5.1	3.1	7.3	9.2	9.0

第2回 昭和63年9月8日 降水量9.6(6mm), 9.7(18mm), 9.8(25mm)

河川名	宇樽部川	神田川	鉛山沢川	大川岱川	銀山川	滝の沢川
採取時刻	12:56	13:20	14:55	13:55	14:05	14:30
天候	小雨	曇り	曇り	曇り	曇り	曇り
気温(°C)	20.0	19.0	18.0	17.0	18.0	18.0
水温(°C)	14.3	13.5	13.2	14.0	13.7	14.5
色相	淡灰色	淡灰色	無色	灰色	無色	無色
流量(m ³ /秒)	0.45	0.06	0.14	0.76	0.35	0.10
透視度(cm)	>30	>30	>30	24.5	>30	>30
pH	7.8	7.7	7.2	7.7	7.6	7.7
DO (mg/l)	9.5	9.4	9.5	9.5	9.7	9.4
BOD (mg/l)	1.1	3.4	0.7	1.1	<0.5	0.8
COD (mg/l)	5.7	6.5	1.6	5.2	4.4	4.3
SS (mg/l)	14	15	6	41	4	4
大腸菌群数 (MPN/100 ml)	3.3×10 ²	4.9×10 ⁴	7.0×10	3.3×10 ²	1.1×10 ²	3.3×10 ²
T-N (mg/l)	0.2	0.3	0.2	0.3	0.2	0.1
T-P (mg/l)	0.031	0.072	0.011	0.056	0.038	0.023
溶解性COD (mg/l)	3.1	4.2	1.0	4.3	3.7	3.7

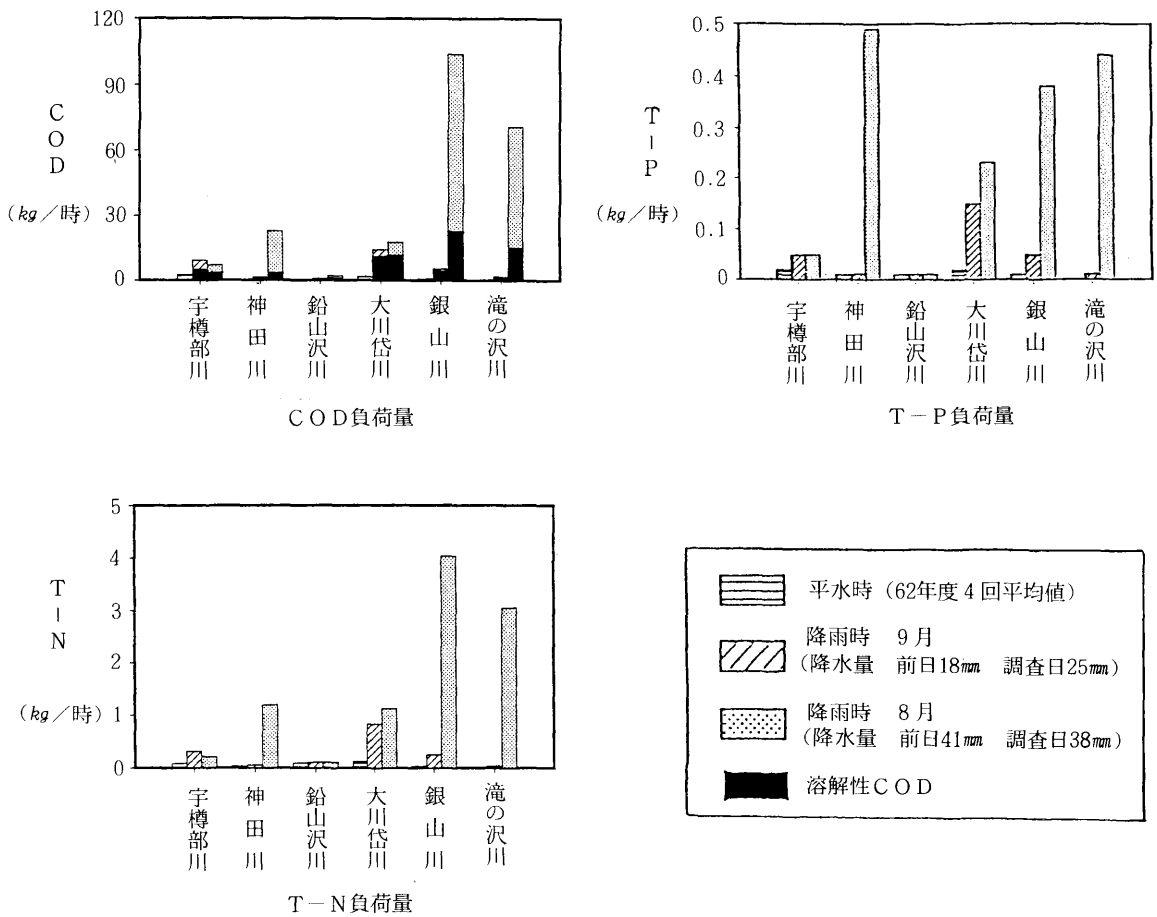


図-11 河川からの汚濁負荷量

って流量が減少するなど、定常状態をは握し難い状況にある。

銀山川：降雨時は流量、COD、T-N及びT-Pとも急増し、降雨の影響を強く受ける河川である。

BODが1.0 mg/lと低く、CODが44 mg/lと高いことから、負荷は自然発生的な汚濁物質による部分が大きいとみられるが、COD及びT-Nの負荷量は6河川中最大となっている。

また、溶解性CODが高く、湖内へ拡散することも考えられる。

滝の沢川：平水時の調査が行われていないので降雨の影響を明確にみることはできないが、水質は銀山川と類似している。2回の降雨時調査の結果では、降水量の変化に伴う流量の変化が他の河川より大きい傾向が認められる。

各河川の汚濁負荷量を図-11に示す。

昭和63年8月の降雨時の総流量は平水時の約3倍とな

り、総負荷量はCODが約40倍、T-Nが約35倍、T-Pが約20倍となっている。しかし、一般に河川の汚濁負荷量は降雨の初期に高く、末期にはかなり小さくなるとされ⁷⁾、この点で今回の調査は概略的なものと言わざるをえない。十和田湖に流入する河川はいずれも集水域が狭く、土地の利用形態が変化する要素も少ないことから、各河川ごとに降雨初期から末期まで調査することによって、降水量と流入負荷量の関係をかなり正確には握できるものと考えられる。

また、河川からの汚濁負荷量を明らかにするために重要なものとして、融雪期の水質調査が挙げられる。融雪期の河川水は汚濁レベルが高いと予想されるが、調査はほとんど行われておらず、今後の課題である。

4.3 戻水調査

十和田湖の湖水は、昭和12年に策定された計画⁸⁾に基づき、4月上旬から観光のため奥入瀬川へ放流を開始し

5月上旬には湖北東部の青撫山からも灌漑用水を放流するとともに、発電に利用している。一方、電力会社に対しては、6月以降の農業用水及び観光上の水位を確保するため、環境庁、文化庁、青森県及び秋田県から6月1日満水位(EL 399.950m)が義務づけられている(表-8)

戻水については、湖内の水質を保全するという見地から、電力会社と関係者の間で、昭和47年に濁りの強い時は戻水を制限するという申し合せがなされている。しかし紳士協定的色彩が強く、濁りの程度についての明確な基準も無いこと、また戻水が主として夜間に流入するとことから、申し合せが実行されているかどうかを確認することも難しく、実効は不明である。

戻水の調査は、昭和62年9月及び63年5月に実施した2回の調査結果では、各項目とも同時期に調査された湖内の平均的水質と差異が認められず、戻水が湖内水に影響を与えているような兆候はみられなかった。

これまで戻水に焦点をあてた調査報告は少ないが⁹⁾、昭和30年の青森県による委託調査報告⁴⁾では、青撫山から戻水が拡散していく状況が明確に現われている(図-12)また同報告では、戻水によって運び込まれたと考えられる褐色泥が、青撫山沖から御門岩の北及び南を通り、中山半島周辺にかけて堆積しているとの見解が示されている。

戻水の実態を把握するには、今回の調査だけでは充分と言えず、今後さらに何回かの調査を待って結論を下すべきであろう。

4・4 汚濁源と対策

十和田湖へ流入する汚濁に関する調査は、これまで種々行われている^{10,11,12)}。これらの実測値と原単位を用いた試算¹³⁾によると、流入負荷量はCOD 138 kg/日、T-N 102 kg/日及びT-P 7.5 kg/日となり、このうちホテル・旅館等の事業場及び観光客や周辺住民に由来する人為的汚濁がCODの87%、T-Nの46%及びT-Pの72%を占めている。土地系由来の汚濁はCOD及びT-Pに占める割合が低く、自然発生的なものであることから、湖水の保全には人為的汚濁の流入防止対策が重要と考えられる。

人為的汚濁への対策として、これまで啓蒙活動や水質汚濁防止法に基づく特定事業場に対する上乘せ基準の設定及びし尿浄化槽に関する指導基準の設定等が実施されて来たにもかかわらず、湖水の汚濁レベルは徐々に上昇している。このような現状を打開すべく、平成3年度の一部供用開始を目指して公共下水道事業が進行中である。

昭和63年の十和田湖環境保全会議¹⁴⁾に出席した信州大学理学部の沖野助教授は「湖水の保全対策は、汚濁を湖内に入れないことに尽きる」と語っている。

表-8 戻水量〔東北電力(株)資料〕

年 度	59	60	61	62	63
水量(100万t/年)	17	42	17	23	21

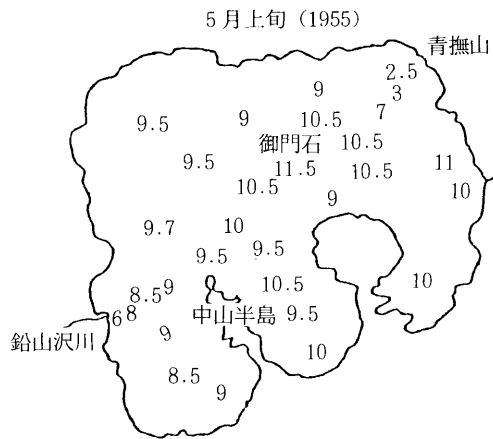


図-12 十和田湖の透明度(m)

下水道の普及によって、十和田湖の水質が悪化から横ばい、さらに浄化へと向かうことを期待したい。

5、ま と め

- 湖内の水質は経年的にみて、透明度、COD、Chla及び植物プランクトン相に変化がみられ、このうち透明度とCODは湖水の汚濁傾向を示している。また、地点別にみて、継続して汚濁レベルが高いような地点はみられない。
- 湖内に流入している5つの管路からの負荷量は、河川からの負荷量に比してかなり少ない。
- 河川からの汚濁負荷量は、総流量が平水時の3倍となった降雨時にはCOD、T-N及びT-Pとも20~40倍に急増する。しかし、流入総負荷量を明確には把握するためには、より精密な調査と融雪期の調査が必要である。
- 戻水に関する2度の調査結果では、戻水の水質は湖内水に影響を与えるようなものではなかったが、実態のは握は不充分である。
- 十和田湖へ流入する汚濁負荷に占める人為的汚濁の割合が高く、現在進行中の公共下水道事業の効果が期待される。

文 献 等

- 1) 吉村信吉：湖沼学，生産技術センター，1976
- 2) 金子光美：国立公園内湖沼の水質汚濁の状況（2）
用水と廃水，Vol.23 No.6（1981）
- 3) 小久保清他：十和田湖の湖沼学的研究，1951
- 4) 野村七録：十和田湖環境調査報告書，1958
- 5) 国立公衆衛生院水質工学研究会：十和田湖生物調査
結果，1973
- 6) 日本気象協会青森支部：青森県気象月報，1988（4
～12月）
- 7) 日本水質汚濁研究会編：湖沼環境調査指針，1984
- 8) 内務省，農林省，通信省，青森県，秋田県，東北振
興電力㈱：奥入瀬川河水統制計画，昭和12年
- 9) 青森県：十和田発電所青撫取水口前面の汚濁実態に
ついて，1973
- 10) 青森県衛生部：十和田湖休屋地区前面水域水質汚濁
調査報告，1968
- 11) 青森県：十和田湖の総合的汚濁調査，1973・1974
- 12) 根岸勝信他：十和田湖周辺事業場の排水調査，青森
県公害センター所報，No.8，1987
- 13) 青森県（環境庁委託）：十和田湖水質汚濁機構等解
明調査，1988
- 14) 十和田湖の水質及び周辺地域における環境を適正に
保全することを目的として，昭和61年に発足し，公園
協会，漁業組合，美化財団，観光協会，電力会社，営
林署，自然保護局及び関係地方公共団体等18機関から
構成される。

小川原湖湖心部における硫酸塩還元細菌

Sulfate-reducing Bacteria at the Center of Lake Ogawara

柞木田むつみ・工藤 精一・対馬 和浩・沢山 修悦
手代森光仁*・佐藤 信博**・奈良 忠明***

1 はじめに

小川原湖は、成因が海跡湖であり、中栄養湖に属する汽水湖沼である。湖心部の底層は停滞性の強い窪地となっており、貧酸素水塊が存在することが確認されている¹⁾。同湖では、海水や河川等からの有機物が流入していることから、嫌気的环境下での硫酸塩還元細菌の存在が期待される。特に、硫酸塩還元細菌によって生成された硫化水素は底泥からのリン溶出に関与するといわれており²⁾湖水の富栄養化の観点からも重要と考えられる。

著者らは、小川原湖湖心部における硫酸塩還元細菌の垂直分布から同細菌の消長を試みたので報告する。

2 調査方法

2・1 調査期間および調査回数

1986年～1989年の4・6・7・10及び12月に各1回調査した。層別採水は7及び12月に実施した。

2・2 採水方法

湖心部(図1)で、北原式採水器を用いて、4・6及び10月は、表層(水深0m)、中層(水深10m)、下層(底泥上1m)で採水した。7及び12月の層別採水は、表層から16m層までは2m毎、16m層から底泥上1mまでは1m毎とした。溶存酸素と硫化物イオンは採水後直ちに固定した(JIS KO101及びJIS KO102 1982)。

2・3 測定方法

硫酸塩還元細菌、従属栄養細菌及び大腸菌群数の3種を測定し、前2者については培地組成を変えて行った(表2, 3)。

3 結果と考察

3・1 湖水部の水質環境

3・1・1 水温

7月には、8～10mと19m以深の2つの躍層が見られ

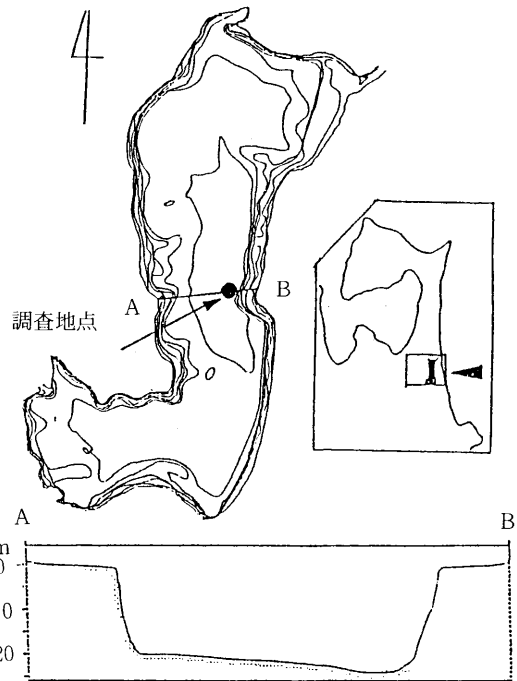


図1 小川原湖湖底図及び調査地点

表1 7月及び12月の気温と水深

年	7 月		12 月	
	気温 (°C)	水深 (m)	気温 (°C)	水深 (m)
1986	31.0	23	7.0	21.5
1987	17.5	23	8.0	22
1988	18.5	22	4.0	23
1989	22.5	25	0.0	25

Mutsumi TARAKITA, Seiichi KUDOU, Kazuhiro TUSHIMA, Syuetsu SAWAYAMA, * Mitsuhiro TESHIMORI (十和田保健所), ** Nobuhiro SATOU (公害課), *** Tadaaki NARA (青森県公害調査事務所)

表2 測定方法

項目	分析方法
水 温	電気温度計
pH	ガラス電極法
溶 存 酸 素	ウィンクラーアジ化ナトリウム変法(JIS KO101)
塩 素 イ オン	硝酸第二水銀による滴定法
硫 酸 イ オン	塩化バリウムによる比濁法
硫化物イオン	メチレンブルー吸光度法(JIS KO102)
硫酸塩還元細菌	MPN法(海洋微生物研究法の培地A及びB ³⁾)
従属栄養細菌	混釈培養法(桜井培地)
大腸菌群	MPN法(BGLB培地)

表3 培地組成

A 硫酸塩還元細菌(好塩性)		B 硫酸塩還元細菌(非好塩性)	
酵母エキス	1.0 g	酵母エキス	1.0 g
ポリペプトン	2.0	ポリペプトン	2.0
乳酸ナトリウム	3.5	乳酸ナトリウム	3.5
K ₂ HPO ₄	0.2	K ₂ HPO ₄	0.2
FeSO ₄ · 7H ₂ O	0.2	Na ₂ SO ₄	1.5
アスコルビン酸ナトリウム	0.2	MgSO ₄ · 7H ₂ O	2.0
粉末寒天	3.0	FeSO ₄ · 7H ₂ O	0.2
汙過海水	1000 ml	アスコルビン酸ナトリウム	0.2
pH	7.5	粉末寒天	3.0
(30°C 2週間培養)		蒸留水	1000 ml
		pH	7.5
C 硫酸塩還元細菌(1/3海水)		D 従属栄養細菌(好塩性)	
酵母エキス	1.0 g	ペプトン	2.0 g
ポリペプトン	2.0	酵母エキス	1.0
乳酸ナトリウム	3.5	ブドウ糖	0.5
K ₂ HPO ₄	0.2	粉末寒天	15.0
FeSO ₄ · 7H ₂ O	0.2	汙過海水	1000 ml
アスコルビン酸ナトリウム	0.2	pH	7.2
粉末寒天	3.0	(20°C 3週間培養)	
(1+2) 汙過海水	1000 ml		
pH	7.5		
(30°C 2週間培養)			
E 従属栄養細菌(非好塩性)		F 従属栄養細菌(1/3海水)	
培地Dの汙過海水を蒸留		培地Dの汙過海水を(1+2)	
水に換えたもの。		汙過海水に換えたもの。	
G 大腸菌群			
BGLB培地(ニッスイ)			
(35~37°C 48±3時間培養)			

19m層以深で最も低くなる。12月は、19m層まではほぼ一定であるが、18m層からは逆に上昇し、7月と12月では、時に深水層で温度交叉が生じる(図2)。この要因として、鉛直混合が緩慢であるうえに、7月には梅雨期の未だ暖まっていない海水が、12月には未だ冷えていない海水が深水層に流入しているためと考えられる。上層部は気温による影響が主であり、中層部では深水層と混合した場合に変動が見られるようである。なお、昭和57年度の結果では、底泥上1mの層(以下、下層と呼ぶ)で、10月に最高水温17.5°C、3月に最低水温4.5°Cを示した。

水深(m)

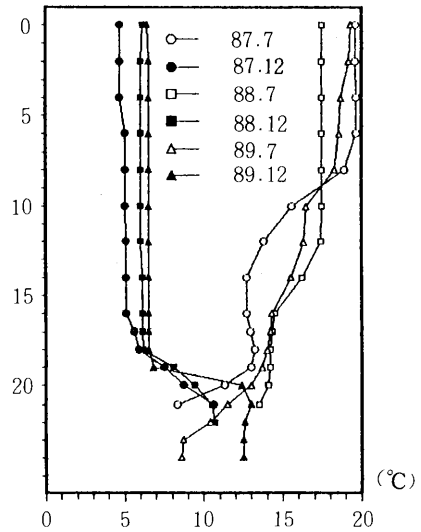


図2 水温

水深(m)

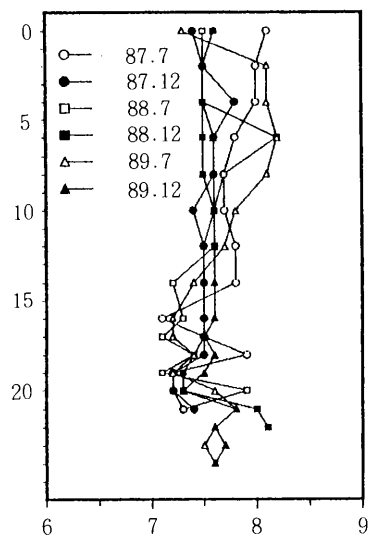


図3 pH

3・1・2 pH

7月は、表層から中層で幾分高くなる傾向にあり、7.4~8.4の間で変動していることから、植物プランクトンの増殖によると考えられる¹⁾。12月は、表層から18m層までは大きな変化が見られず、18mより深層部で7.1~8.1の間で変動した(図3)。

3・1・3 溶存酸素

7月は、12m層までは8~10mg/ℓのレベルではほぼ安定であるが、18~20m層間で急激に減少し、貧酸素状態(0.5mg/ℓ未満)になった。12月は、17m層までは、水深(m)

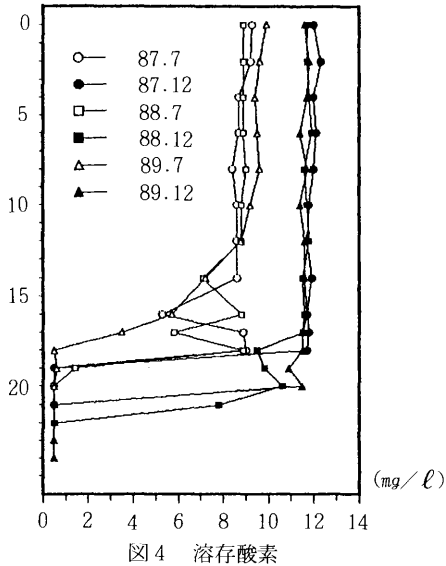


図4 溶存酸素

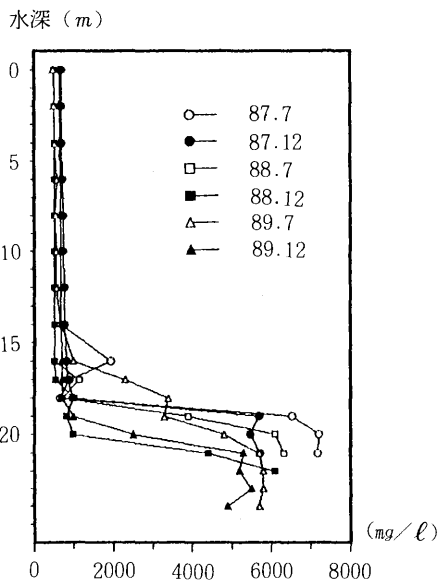


図5 塩素イオン

11~12mg/ℓのレベルで一定であるが、19~22m層間で急激に減少し貧酸素状態になる。7月と12月を比較すると、貧酸素水塊の界面より上層(以下、上中層と呼ぶ)は12月の方が7月より高いが、底層での貧酸素水塊の存在は変わらないようである(図4)。

3・1・4 塩素イオン濃度

7月、12月とも、14m層までは500~700mg/ℓのレベルで、水深による変動は小さく直線的である。16m層以深では、貧酸素水塊境±1mで急激に変化し、海水の約 $\frac{1}{3}$ 程度(6000~7000mg/ℓ)まで上昇する(図5)。

3・2 湖心部湖水の硫酸塩還元細菌

硫酸塩還元細菌の消長を知る目的から、好塩性菌及び非好塩性菌に区分した。また、小川原湖底層部の塩分濃度と同じくするため、 $\frac{1}{3}$ 湖過海水(以下 $\frac{1}{3}$ 海水と呼ぶ)で検討した。好塩性菌は、表層から16m層では、不検出から1MPN/ml以下だったが、貧酸素水塊中では、10MPN/mlのオーダーだった。一方、非好塩性菌は、増減を繰り返しながら徐々に増加していた。 $\frac{1}{3}$ 海水では、非好塩性菌と好塩性菌の中間の菌数になる場合と、両者より多くなる場合があったが、いずれも貧酸素水塊中で増加が見られた。

3・2・1 上中層の硫酸塩還元細菌

好塩性菌と非好塩性菌を比較すると、一般に非好塩性菌の方が高い。好塩性菌は1MPN/ml未満であり、非好塩性菌は不検出または1MPN/ml前後であり、水質環境から貧酸素水塊と混合したと思われる場合に、10MPN/ml程度までの増加がある。

3・2・2 貧酸素水塊中の硫酸塩還元細菌

貧酸素水塊の界面を境界に、硫酸塩還元細菌の増加が見られる。好塩性菌の方が非好塩性菌より多いが、非好塩性菌用の培地でも増加が見られるため、好塩性、非好塩性のどちらの培地でも生育できる菌が存在していると思われる。このことから、 $\frac{1}{3}$ 海水での数が、湖水中の実態により近い菌数と思われる。 $\frac{1}{3}$ 海水での硫酸塩還元細菌をみると、7月、12月とも $10^1 \sim 10^2$ MPN/mlのオーダーで変動していた。

3・3 硫酸塩還元細菌の生育と水質環境

硫酸塩還元細菌は偏性嫌気性菌であり、その生育範囲は、温度15~45℃(中温菌の至適温度は30℃)、pH 4.5~9.5(至適pH 6.5~8.0)であり、また、塩分濃度は、非好塩性菌1%未満、好塩性菌3%付近に至適濃度を持つとされている⁴⁾。湖心部の水質環境から、硫酸塩還元細菌の生育環境を考察すると、偏性嫌気性菌であることから①貧酸素水塊より上層では生育に適さないこと。②4~10月までの貧酸素水塊の平均水温は7.6~13.4℃であること。③ $\frac{1}{3}$ 海水培地による下層の菌数と水温の挙動

から水温が至適温度に達した時に菌が増殖し始め、水温の低下とともに徐々に減少するのではないかと考えられ、最大増殖の可能性のある8~9月の調査が必要である。

3・4 硫酸塩還元細菌と従属栄養細菌

硫酸塩還元細菌と従属栄養細菌の共存については、有機物利用の際の優位性、溶存酸素の消費、好氣的条件下での死滅度の低下等について報告がある。^{5,6)} 従属栄養細菌の菌数は $10^2 \sim 10^4$ 個/mlのオーダーで存在し、上中層では非好塩性菌の方が好塩性菌よりも多い。しかし、貧酸素水塊の界面下で非好塩性菌は減少し、両者の値は

近似していた。従属栄養細菌の共存は、下層における窒素の殆んどがアンモニア性窒素であることなどから、小川原湖においても同細菌が、有機物を硫酸塩還元細菌の利用しやすい形に分解する働きをしていると思われる。今回は、乳酸利用の硫酸塩還元細菌についてのみ調査したが、酢酸利用の硫酸塩還元細菌についても測定してみる必要がある。なお、硫酸塩還元細菌と従属栄養細菌との間に相関は見出せなかった。

3・5 硫酸塩還元細菌と大腸菌群

汚染された河川において、大腸菌 (E.Coli) と硫酸

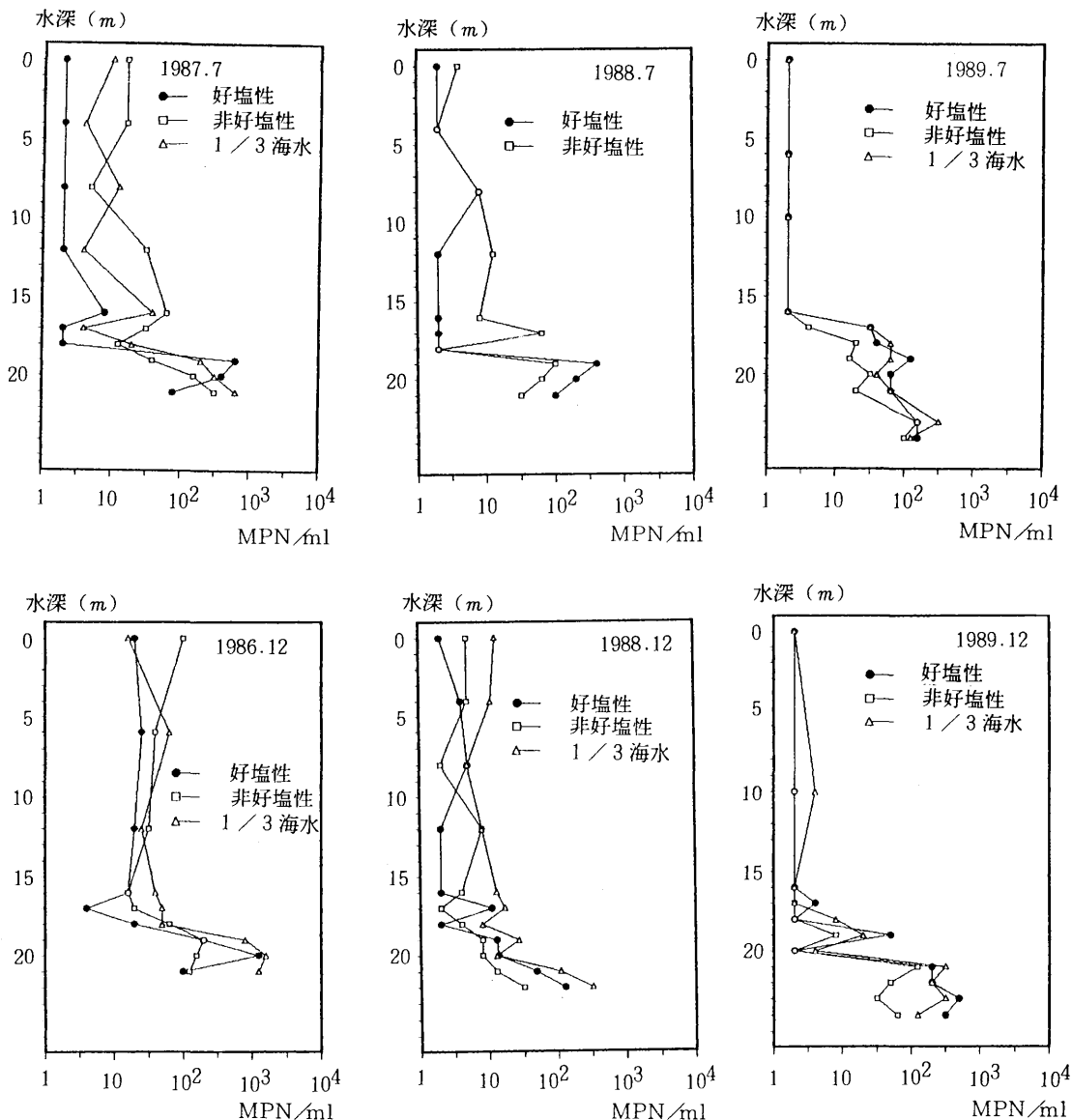


図6 硫酸塩還元細菌

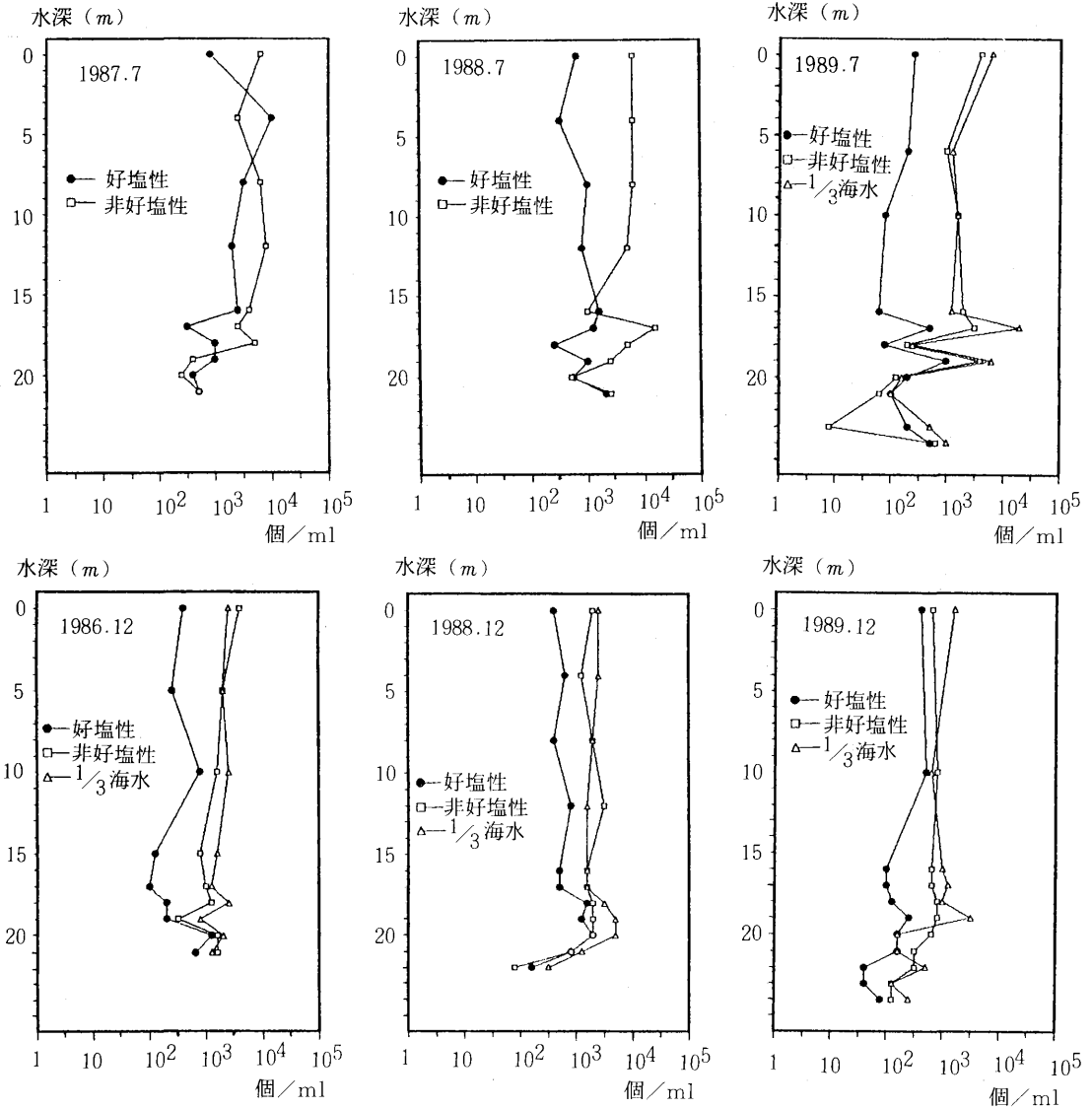


図7 従属栄養細菌

塩還元細菌の分布が類似し、糞便中にも硫酸塩還元細菌が検出される場合があるということから、表層・中層・下層について硫酸塩還元細菌との比較を行った。小川原湖流入河川での大腸菌 (E.Coli) 数は、大腸菌群 (Coli-Form) 数の最大値 $1/10$ 程度、平均値 $1/20$ 程度である。⁷⁾ 小川原湖湖心部の大腸菌群数は、表層又は中層で最大値を持つことが多く (表5)、河川からの流入が考えられる。一方、硫酸塩還元細菌の菌数比が、表層<中層<下層の順であることから、小川原湖における硫酸塩還元細菌の由来は、河川よりも深水層からの移行と考える方が

表4 硫酸塩還元細菌と大腸菌群 (単位MPN/100ml)

層別	年月	1986		1987		1988		1989	
		7	12	7	12	7	12	7	12
表層 (0 m)	7月	70	23	4	<2	49	5	7	11
	12月	170	170	70	50	50	20	<20	
中層 (10 m)	7月	<2	140	23	2	5	5	<2	2
	12月	330	190	80	65	100	20	20	
下層 (底泥上1 m)	7月	2	7	4	<2	<2	8	<2	2
	12月	1300	3300	3500	1100	3500	1300	1300	

大腸菌群 / 硫酸塩還元細菌

妥当であろう。

3・6 硫酸イオン・硫化物イオンと硫酸塩還元細菌

塩素イオンと硫酸イオンの垂直分布(図5・図8)をみると、濃度は異なるが同じ推移をとる。また、海水成分の SO_4^{2-}/Cl^- の重量比0.1396⁸⁾を塩素イオン濃度に乗じた理論値ともほぼ一致することから、硫酸イオンが海水により補充されていることが分かる。硫酸塩還元細菌の増殖に必要な SO_4^{2-} 濃度は、海洋由来の好塩性菌で海水の約 $1/200$ 程度である。上中層で好塩性の硫酸塩還

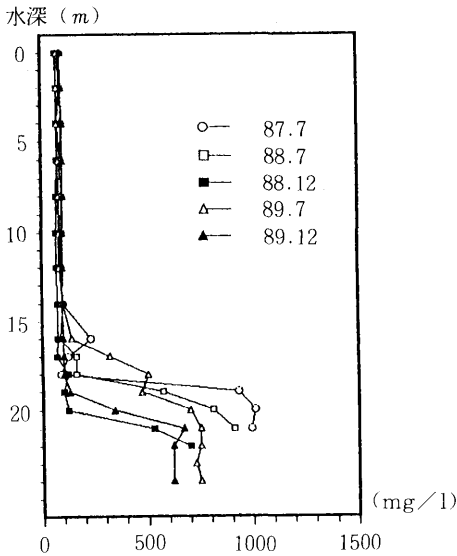


図8 硫酸イオン

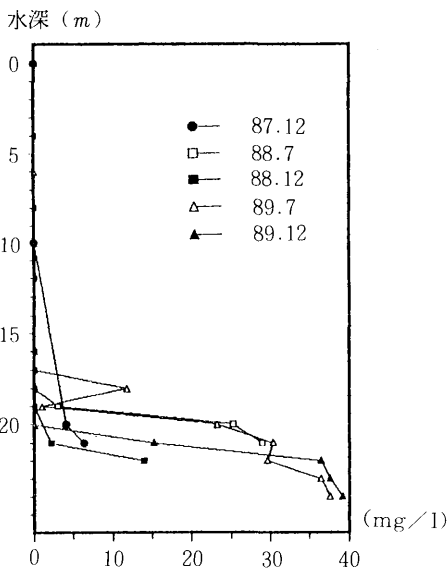


図9 硫化物イオン

元細菌数が非好塩性の菌数よりも少く、一方、貧酸素水塊中では、硫酸イオンは急増し、海水の約 $1/3$ になることから、好塩性及び非好塩性硫酸塩還元細菌の増加が見られるのは上記のことに因ると考えられる。また、硫化物イオンの垂直分布(図9)をみると、上中層では、定量下限値未満であるが、貧酸素水塊中で硫酸イオンは急増していた。次に、硫酸イオンと硫化物イオンの挙動をみると、 $SO_4^{2-} \rightarrow S^{2-}$ の変換に硫酸塩還元細菌の関与が考えられる。また、湖水の混合が無い状態では、貧酸素水塊の界面を境界として硫化物イオンの蓄積が考えられ、イオウの代謝は、貧酸素水塊中で行われていると考えられる。小川原湖の貧酸素水塊中で溶解性マンガが増加することが知られている¹⁾が、イオウ代謝との関連における重金属の動向や、底泥表面の硫酸塩還元細菌の増減などが、今後検討されてよい。

3・7 硫酸塩還元細菌の垂直分布

小川原湖と水月湖は、水深が十分あり、海水が深層部に流入しており、硫化水素を多量に含む貧酸素水塊が発達し、部分循環湖であるという点で条件が類似している。両湖の硫酸塩還元細菌の垂直分布(図6, 10)をみると菌数のオーダーは類似しているが、型が異なっている。後者の表層の非好塩性菌について、竹内ら⁶⁾は「外来性と思われる」と述べているが、前者では、菌数自体が、 1 MPN/ml のオーダーで極めて低かった。貧酸素水塊中の菌数を比較すると、水月湖では 3 MPN/ml 程度で好塩性・非好塩性菌とも均一に分布しているが、小川原湖では貧酸素水塊に達すると同時に硫酸塩還元細菌数が増加する点で水月湖と異なる。

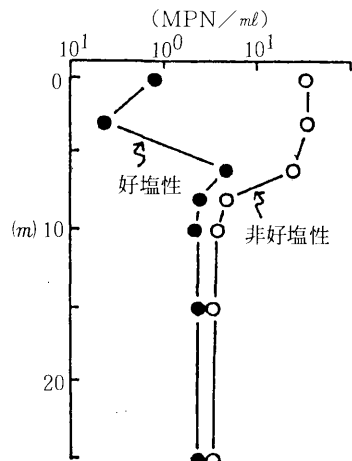


図10 水月湖における硫酸還元菌⁶⁾

4 ま と め

小川原湖湖心部の硫酸塩還元細菌の垂直分布の結果から、次の知見を得た。

1. 硫酸塩還元細菌は、貧酸素水塊の界面を境に、上下で分布が異なっており、貧酸素水塊との混合が無ければ、貧酸素水塊上の硫酸塩還元細菌数は1 MPN/ml未満であった。
2. 貧酸素水塊中では、好塩性菌が非好塩性菌より多く存在し、塩分濃度が貧酸素水塊と同じ培地では、 $10 \sim 10^2$ MPN/mlで増減した。
3. 従属栄養細菌は $10^2 \sim 10^4$ 個/mlの間で変動し、表層では非好塩性菌が多く、下層では両者の差が少なかった。
4. 大腸菌群との比較から、表層及び中層の硫酸塩還元細菌は外来性ではなく、貧酸素水塊からの移行が考えられた。
5. イオウの代謝は、貧酸素水塊の境界より深層部で行われ、 $\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{S}^{2-}$ の変換に硫酸塩還元細菌の関与が考えられる。

5 文 献

- 1) 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)
- 2) 小山忠四郎: 底質と富栄養化について, 公害と対策, 11, 5, 11-21 (1975)
- 3) 門田元, 多賀信夫編: 海洋微生物研究法, 学会出版センター, 117-121 (1985)
- 4) 竹内準一: 硫酸塩還元細菌の生理生態, 用水と廃水, 31, 4, 14-25 (1989)
- 5) 松井三郎, 立脇征弘, 硫酸塩還元菌, 環境技術, 18, 4, 25-40 (1989)
- 6) 竹内準一, 滝井進: 湖沼と水月湖の湖水中における硫酸還元菌の分布, 用水と廃水, 29, 11, 3-7 (1987)
- 7) 小山田久美子, 佐藤信博, 奈良忠明: 大腸菌群に関する調査(第4報), 青森県公害センター所報, 7, 62-67 (1985)
- 8) 半谷高久: 水質調査法, 丸善, 69 (1960)
- 9) 森忠洋, 矢木修身, 須藤隆一: 富栄養化した汽水湖・中海底泥中における硫酸還元速度, 国立公害研究所研究報告, 110, 43-55 (1987)

非特定汚染源に関する水質調査研究

— 融雪期における河川の汚濁負荷 —

Studies on Non-Point Sources

— Pollution Loads of River on Thawing Term —

工藤 精一・奈良 忠明*・対馬 和浩
 工藤 健・関野 正義・手代森光仁**

1 はじめに

昭和40年代の水質汚濁が顕著であった頃は、工場、事業場等の特定汚染源に起因する汚濁負荷が大きかったが、近年、排水規制や下水道の整備によりこれらからの汚濁物質の排出量は大幅に減少した。

その結果、農地、山林、道路等からの汚濁負荷の割合が相対的に多くなり、それらの非特定汚染源対策¹⁾²⁾が重要視されるようになった。

特に、非特定汚染源からの汚濁物質³⁾⁵⁾は、雨水により流出するケース⁶⁾⁷⁾が多く、河川への流出負荷⁸⁾となって現われ、流出機構⁹⁾とその制御、さらには流入先である湖沼や内湾へ与える影響、評価が課題として残されている。

著者らは、その試みの一つとして、北国特有の融雪現象に注目し、多雪地帯を上流にもつ小川原湖流入河川の土場川及び赤川を対象として、春先の融雪期における河川の汚濁負荷の検討を行ったので報告する。

表1 河川流域内の土地利用

河川名	流路延長 (km)	流域面積 (km ²)	森林 (km ²)	耕地 (km ²)	畑 (km ²)
土場川	17.0	89.8	50.9	8.2	16.9
赤川	19.2	47.1	20.1	6.6	11.6

表2 測定項目及び分析方法

項目	分析方法	備考
SS	CFPろ過法	JISK 0102
全COD (T-COD)	酸性KMnO ₄ 法	"
溶解性COD (D-COD)	"	ろ液についてのCOD
全窒素 (T-N)	告示法 (UV法)	アルカリ性ベルオキソ 二硫酸カリウム分解
NO ₃ -N	Cu-Cdカタム還元-ナフ チルエチレンジアミン法	
全燐 (T-P)	告示法 (アスコルビン酸 還元法)	ベルオキソ二硫酸カリ ウム分解
PO ₄ -P	アスコルビン酸還元法	

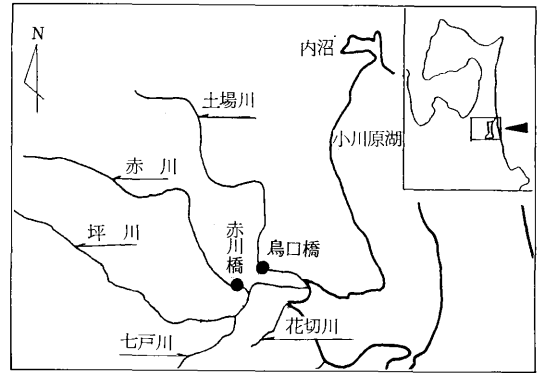


図1 調査河川及び地点

2 調査方法

2.1 調査対象河川及び調査地点

調査対象とした土場川、赤川は山林及び農耕地を主な流域とする中小規模河川である(表1)。

両河川とも流域には大きな汚濁負荷となる工場、事業場は存在しない。

調査地点は、いずれも下流部とし、土場川は鳥口橋、赤川は赤川橋とした(図1)。

2.2 調査期間

土場川：1984年4月～1988年3月(1回/月)

赤川：1984年4月～1988年3月(1回/月)

1985年4月～1988年2月(1回/2カ月)

なお、採水日はなるべく降雨時をさけるようにした。

表3 長期積雪の初終日

地点名	寒候年	初日 (月日)	終日 (月日)	初終間 (日数)
野辺地	1984	11.26	4.30	157
	1985	12.15	4.10	117
	1986	11.26	4.13	139
	1987	12.22	4.9	109
	1988	11.28	4.8	133

Seiichi KUDOU, Kazuhiro TSUSHIMA, Ken KUDOU, Masayoshi SEKINO

* Tadaaki NARA (青森県公害調査事務所), ** Mitsuhiro TESHIMORI (十和田保健所)

2.3 調査項目及び分析方法

表2のとおりである。

D-COD, NO₃-N, PO₄-Pは, 1984年4月~1985年3月(1回/月)のみの調査とした。

3 結果と考察

3.1 融雪期の比流量

土場川及び赤川の両河川に最も近い気象観測地点(野辺地)の長期積雪期間は, 11月下旬から4月上旬までの約130日間と長く, また, 上流山間部における降雪深さの年合計は400~500cmの多雪地帯¹⁰⁾である。(表3, 図2)。

土場川, 赤川の比流量(Q)の経月変化は, 両河川ともほぼ同様の推移を示し, 春先の4月にピークがみられ, 夏期には減少する季節的周期が明瞭であった(図3)。

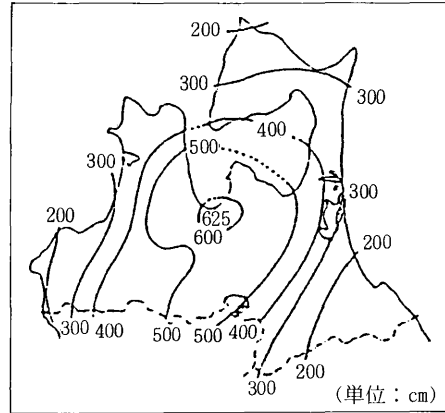


図2 降雪深さ(年合計, 平年)の分布

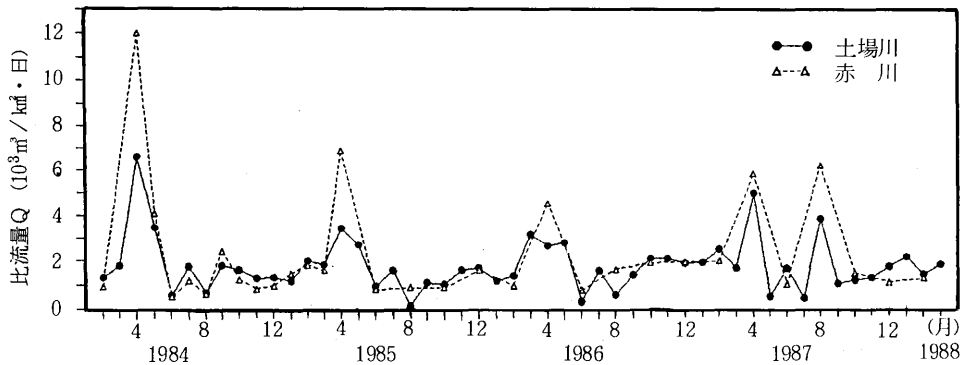


図3 土場川, 赤川の比流量の経月変化

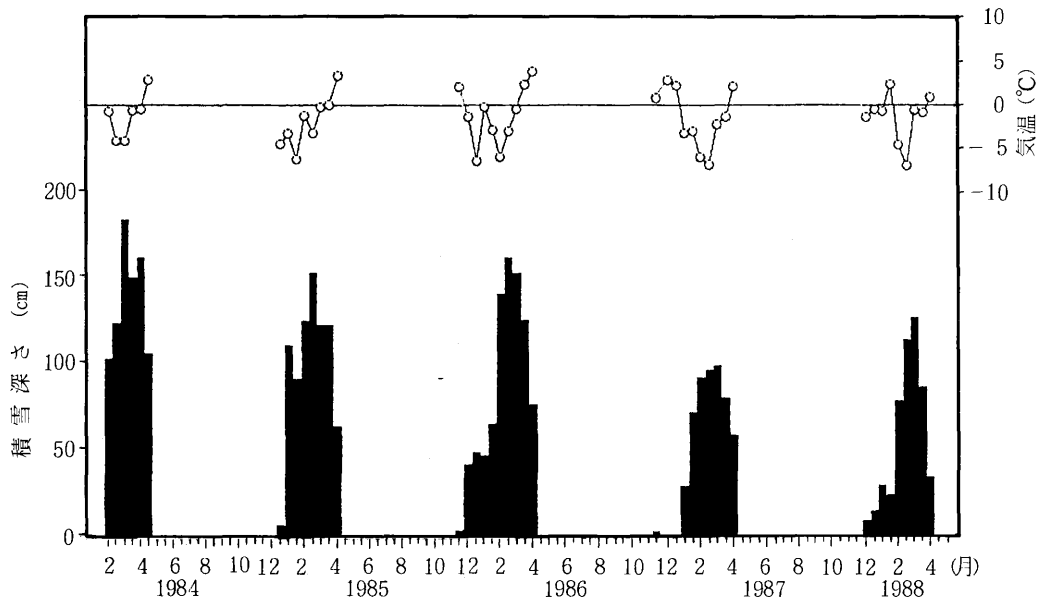


図4 積雪深さと気温の変化(野辺地)

ちなみに、野辺地の積雪期における積雪深さと気温の推移¹¹⁾を15日毎にみると、3月下旬から4月上旬にかけて気温の上昇とともに積雪が減少しており、4月の比流量のピークは融雪期を反映していることがわかる(図4)。

1984年4月の比流量は、土場川が $6.59 \cdot 10^8 \text{ m}^3 / \text{km}^2 \cdot \text{日}$ 、赤川が $12.0 \cdot 10^8 \text{ m}^3 / \text{km}^2 \cdot \text{日}$ となり、両河川とも調査期間中で最大であった。この年は積雪が多く、長期積雪の終日が4月30日と遅いために、一挙にすすんだ融雪現象をとらえたものと考えられる。

周期的に夏期の比流量が減少する要因の一つに、両河川の流域に30~40%の農耕地が存在し、灌漑用水として使用されていることが考えられる。

1987年8月にも図3に示すとおり、4月と同程度のピークがみられたが、降雨後の影響と推定される。

なお、4月の比流量(4年間平均値)は、夏・秋期の低水流量期(6~11月の6カ月間)に比較し、土場川では約3倍、赤川では約5倍であった(表6)。

3.2 水質

土場川における水質の経月変化をみると、融雪期の4月よりも、むしろ2月や5月に高いピークがみられた。

SSは、他の項目に比較し変動が大きく、それに伴って、T-COD、T-N、T-Pもほぼ類似の経月変化を示していた(図5~7)。

また、融雪期と夏・秋期の平均濃度を比較すると、SSは両河川とも融雪期が約3倍であるが、BOD、T-COD、T-Pについては、夏・秋期の方が幾分高めの値となった(表4)。

1985年2月と1986年5月には、SS、T-COD、T-N、T-Pの各項目ともピークが一致している。1985年2月は採水日前、数日間に気温上昇をみていることから、一時的な融雪現象が明瞭に出現した結果といえる。一方、1986年5月は、SSが 91 mg/l 、T-Nが 2.4 mg/l と最大値を示していることから、代かきに伴う水田土壌及び肥料の流出の影響¹²⁾と判断される。

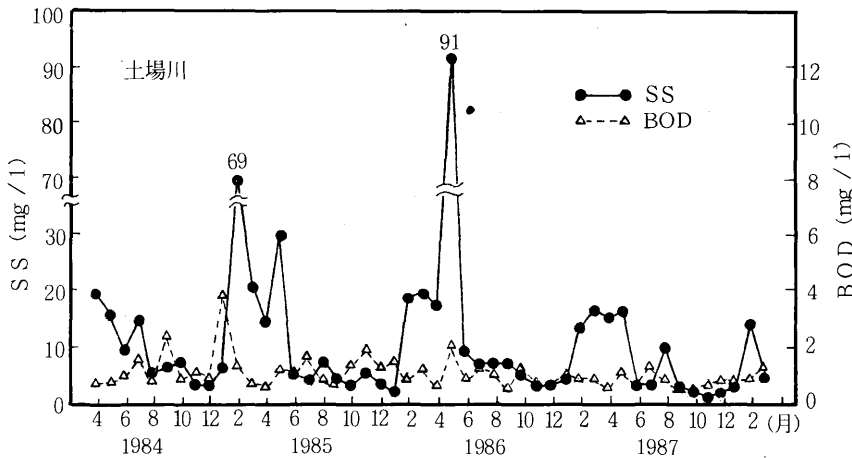


図5 SS, BODの経月変化

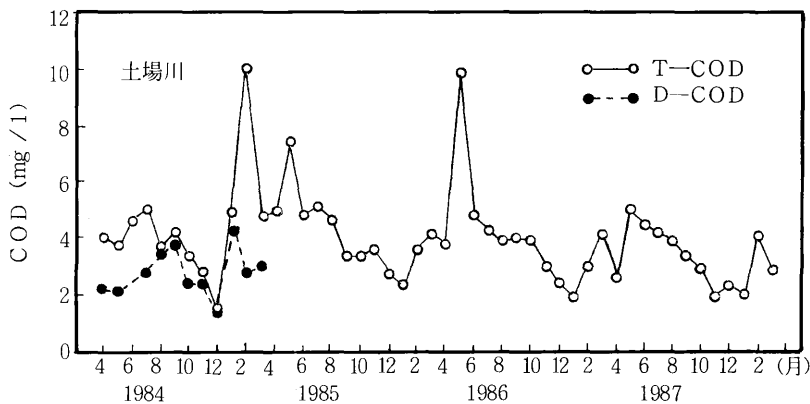


図6 CODの経月変化

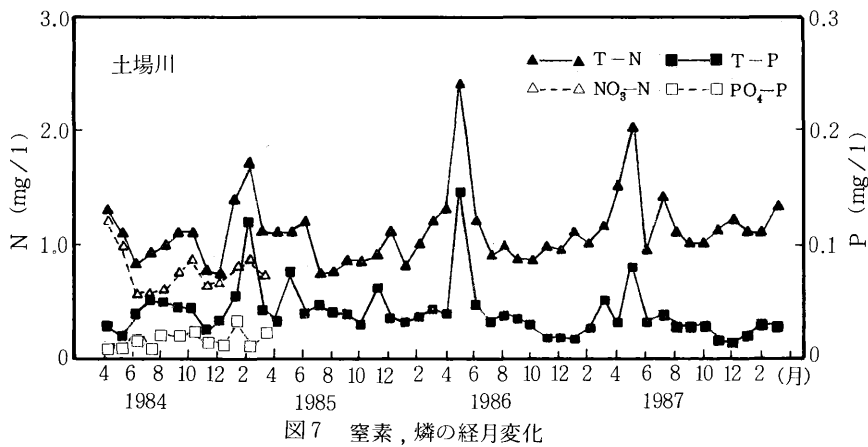


図7 窒素、磷の経月変化

表4 土場川、赤川の水質

項目	土 場 川			赤 川		
	融雪期	夏・秋期	変動係数(%)	融雪期	夏・秋期	変動係数(%)
SS (mg/l)	16	6	139	19	7	107
BOD (mg/l)	0.5	1.0	60	1.1	1.2	50
T-COD (mg/l)	3.8	3.9	42	(2.4)	4.4	45
T-N (mg/l)	1.3	1.0	28	(3.3)	1.6	33
T-P (mg/l)	0.032	0.035	58	(0.053)	0.051	32

(): n = 1

なお、両河川の融雪期の濃度を白濁ら¹³⁾が示した融雪期の濃度と比較すると、SSは低く、T-Nは高かった。その原因として、白濁らが対象流域を山地等の自然地域としているのに対し、ここでは農耕地を主な流域としているためと考えられる。

3.3 比流出負荷量

河川の流出特性を知る方法として比流出負荷量(比負荷)があることから、土場川について検討した。

その結果、水質の経月変化よりも周期性が一層明瞭となった(図8~11)。

各項目の比負荷は2~5月に増大し、夏・秋期に小さ

な値で推移し、融雪期の4月は大きな値を示した(表6)。

ちなみに、1984年4月の土場川の比負荷はSSが125 kg/km²・日、T-CODが26kg/km²・日、T-Nが8.6 kg/km²・日、T-Pが0.19kg/km²・日であった。

また、赤川の1984年4月~1985年3月の各比負荷もほぼ同様の経月変化を示すことから(図12)、両河川とも事業場や生活排水のような特定汚染源の影響は少なく、山林、農耕地等に由来する非特定汚染源の季節的影響が大きいといえよう。

次に、各比負荷の各月の年間に占める割合(4年間平均値)をみると、Q(20.0%)とともに4月に最大値を

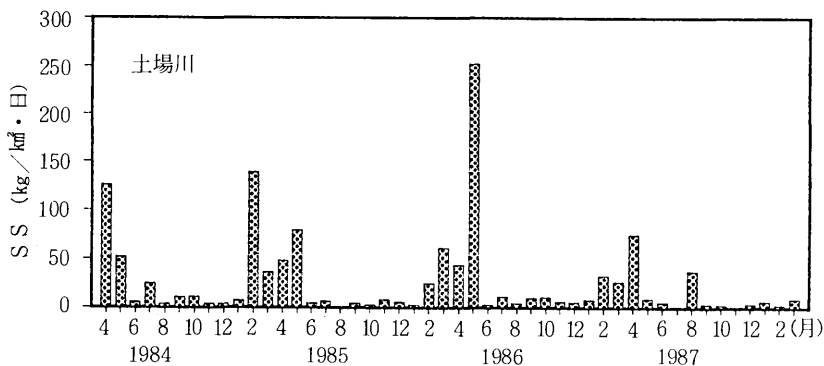


図8 SS比負荷の経月変化

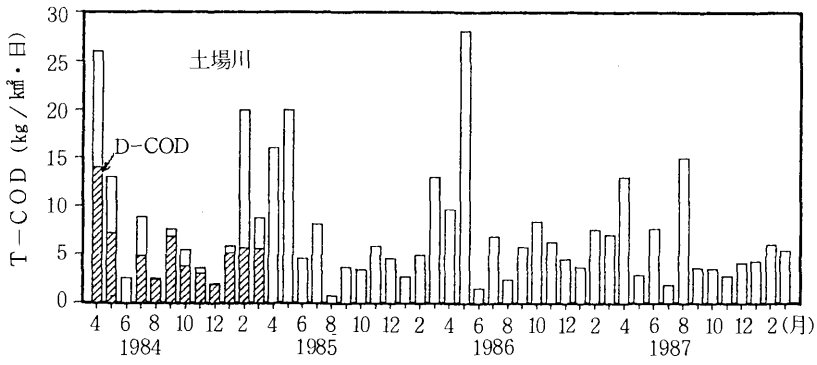


図9 COD比負荷の経月変化

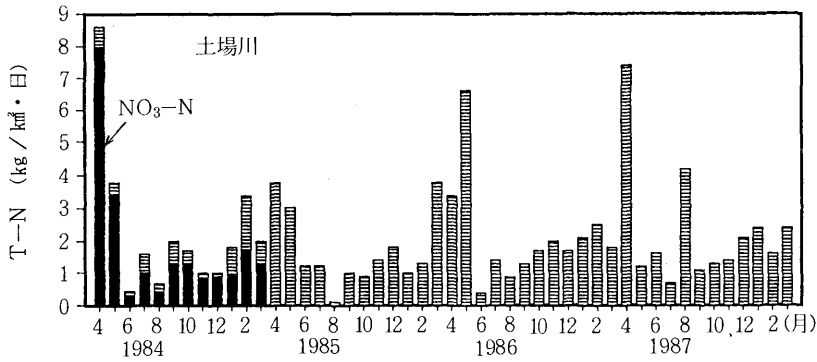


図10 T-N比負荷の経月変化

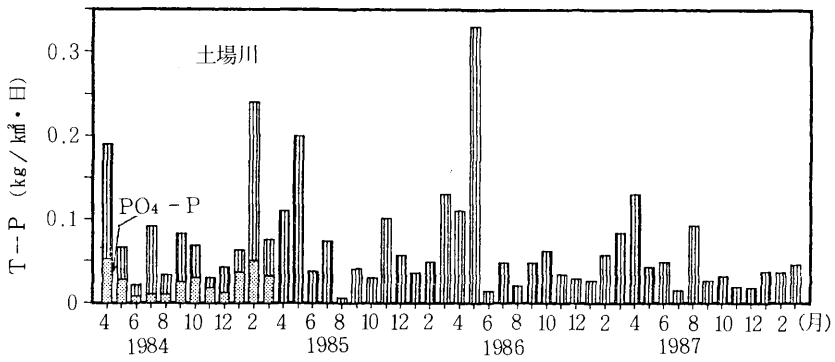


図11 T-P比負荷の経月変化

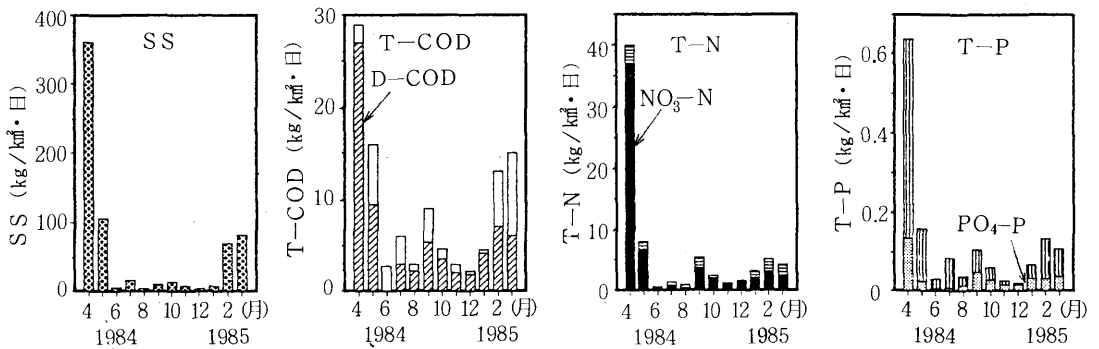


図12 赤川の各比負荷の経月変化

示す項目のT-N (22.7%), T-COD (18.1%)と5月に最大値を示す項目のSS (31.0%), BOD (12.6%), T-P (20.5%)に区分された(図13)。前者は、融雪期を、後者は水田代かき時を特徴づける水質項目と考えられる。

さらに、流出成分を詳しくみるため、両河川のNO₃-N/T-N, PO₄-P/T-Pを求めた結果(表5),

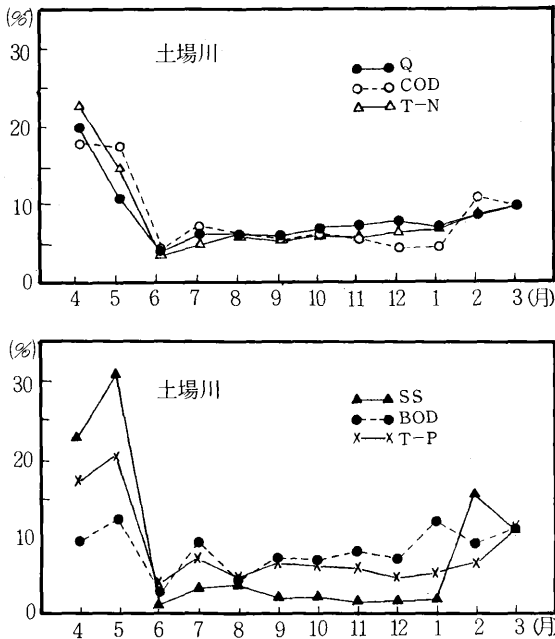


図13 比負荷, 比流量の年間に占める割合

NO₃-N/T-Nはほとんどの調査月で0.5以上であるのに対し、PO₄-P/T-Pは大部分が0.5以下であり、Nは溶存態、Pは懸濁態が大半であった。特に、融雪期の4月には、NO₃-N/T-N比は0.90を超えていることから、窒素の中でNO₃-Nは融雪期の山林、農耕地からの流出を反映する水質項目と考えられる。

融雪期に比負荷が増大する要因をNO₃-N比負荷が増大する現象から考察すると

- ①山林土壌及び農耕地の土壌、肥料、ふん尿成分の表面流出
- ②河川の掃流力増加に伴う汚濁物質の増加
- ③草木の溶存物質の吸収能力の低さ
- ④積雪中で濃縮された成分の溶出

などが考えられるが、各要因の影響度は不明である。

なお、融雪期と夏・秋期の比負荷を土場川で比較すると、SSでは約9倍、BODでは約1.5倍、T-COD, T-N, T-Pでは約3~4倍となった(表6)。赤川ではSSは約15倍、BODは約5倍となっていることから、山林、農耕地を主な流域とする河川において、融雪期には非特定汚染源の割合を大きく評価する必要を認めた。

3.4 比流量と比流出負荷量の関係

土場川のQとSS及びT-N比負荷の関係を両対数紙にプロットすると(図14, 15), 前者はバラツキがみられるが、後者はほぼ直線関係にあり対照的であった。

Q, SS比負荷及びT-N比負荷の大きさを季節ごとにみると、おおむね、春期>冬期>秋期>夏期の順であった。

表5 NO₃-N/T-N及びPO₄-P/T-P比 (1984.4~1985.3)

項目	河川	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
NO ₃ -N/T-N	土場川	0.92	0.87	0.67	0.59	0.57	0.69	0.78	0.83	0.92	0.55	0.51	0.64
	赤川	0.94	0.84	0.71	0.63	0.44	0.65	0.84	0.86	0.94	0.62	0.61	0.58
PO ₄ -P/T-P	土場川	0.28	0.42	0.44	0.12	0.30	0.30	0.44	0.65	0.30	0.58	0.42	0.44
	赤川	0.21	0.15	0.14	0.08	0.36	0.44	0.46	0.55	0.76	0.47	0.22	0.34

表6 土場川, 赤川の比流量及び比負荷

項目		土 場 川			赤 川		
		融雪期	夏・秋期	変動係数(%)	融雪期	夏・秋期	変動係数(%)
Q	(10 ³ m ³ /km ² ・日)	4.41	1.33	64	7.31	1.50	106
SS	(kg/km ² ・日)	72.9	7.70	171	157	10.9	194
BOD	(kg/km ² ・日)	2.02	1.35	69	7.65	1.70	101
T-COD	(kg/km ² ・日)	16.2	5.13	83	(29.3)	4.68	89
T-N	(kg/km ² ・日)	5.77	1.31	81	(40.3)	2.02	176
T-P	(kg/km ² ・日)	0.135	0.045	91	(0.637)	0.057	138

() : n=1

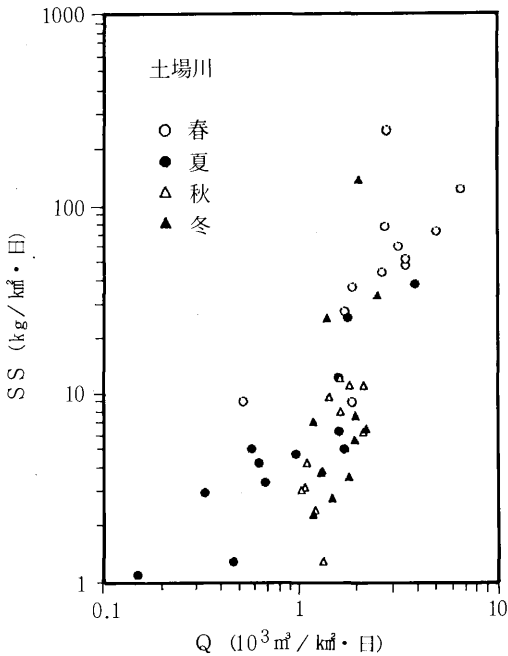


図14 比流量とSS比負荷の関係

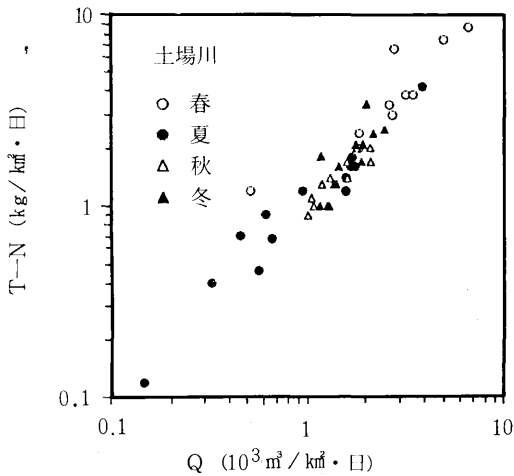


図15 比流量とT-N比負荷の関係

春期で、特に高い比負荷としてプロットされたのは、水田代かき時や融雪期の値である。

また、図には示していないが、QとT-COD比負荷及びT-P比負荷の関係はバラツキの違いはあるものの、ほぼ同様の季節的傾向がみられた。

比流量と比負荷の関係は、次の回帰式で表わすことができる。

$$L = A \cdot Q^B$$

L：比負荷 (kg/km²・日), Q：比流量 (10³ m³/km²・日)

A, B：係数

土場川のQと各項目の比負荷は0.7以上、赤川についても0.8以上の相関関係にあった(表7)。

両河川に適用した結果、QとT-N比負荷は、特に高い相関関係にあるうえに、係数A, Bの値も1.0に近似していた。T-Nについては、融雪期を含めてほぼ直線関係となっていることから、Qから融雪期の比負荷を他項目より精度よく見積ることが可能であろう。

3.5 融雪期と降雨時の流出特性

小川原湖へ流入する河川の中で最も負荷量の大きい七戸川で行った1983年9月の降雨時の調査結果から(表8)、降雨時と平時を比較すると、SS負荷量の差が最も顕著であり、降雨直後(前日41mm 当日21mm)は、平時時の約300倍となった。また、T-CODでは約50倍、T-Nでは約20倍、T-Pでは約60倍となり、融雪期と、

表8 七戸川における降雨後の水質(ニツ森橋)

項目	平水時	降雨直後	2日目	3日目
流量 (m ³ /S)	18	250.1	62.5	35.5
SS (mg/l)	5.4	111	28	14
T-COD (mg/l)	2.4	8.5	3.0	2.3
懸濁性COD (mg/l)	0.7	5.8	1.7	1.1
T-N (mg/l)	0.86	1.40	1.01	1.19
懸濁性N (mg/l)	—	0.59	0.14	0.11
T-P (mg/l)	0.019	0.081	0.021	0.012
懸濁性P (mg/l)	0.013	0.081	0.021	0.012

表7 比流量と比負荷の関係

項目	土 場 川		赤 川	
	回 帰 式	相関係数	回 帰 式	相関係数
SS	$L = 5.93 \cdot Q^{1.42}$	0.736	$L = 5.24 \cdot Q^{1.54}$	0.819
BOD	$L = 0.900 \cdot Q^{0.901}$	0.735	$L = 1.09 \cdot Q^{1.03}$	0.816
T-COD	$L = 3.74 \cdot Q^{0.975}$	0.873	$L = 4.40 \cdot Q^{0.866}$	0.881
T-N	$L = 1.06 \cdot Q^{1.05}$	0.947	$L = 1.68 \cdot Q^{1.29}$	0.984
T-P	$L = 0.0354 \cdot Q^{0.875}$	0.770	$L = 0.0470 \cdot Q^{1.03}$	0.921

夏・秋期の比負荷の倍率よりはかなり大きかったが、3日間ぐらいで平水時なみの負荷量に回復している。

それに比較し、融雪期の4月は採水日を特定していないが、各年の調査ごとに負荷の増大をみている。

このことから、融雪期の負荷は降雨時のような一時的高負荷は示さないが、持続性があることから、期間を加味した栄養塩等の累積負荷は相当大きいと判断される。

しかし、融雪水は水資源として不可欠なものであり、それを有効に活用していくためにも、裸地斜面をなくする植林など物質浄化機能の保持¹⁴⁾が必要と考えられる。

4 ま と め

小川原湖流入河川である土湯川、赤川の4年間にわたる調査結果から、融雪期の汚濁負荷について検討し、以下の知見を得た。

- 1) 比流量の経月変化は4月にピークを示し、融雪期の指標となり得る。同期の水質濃度は、各項目とも特に高い値ではなかったが、SS、T-Nは表面流出部分に多く含まれていると考えられた。
 - 2) 融雪期の比負荷は夏・秋期に比較して高く、SSで約9～15倍、BODは約1.5～5倍、T-COD、T-N、T-Pで約3～4倍であった。
 - 3) 各比負荷の中でT-N比負荷は融雪期に増大し、夏・秋期に減少する明瞭な周期性を示した。また、同期のT-Nの大部分をNO₃-Nが占めており、山林、農耕地からの流出を反映する水質項目と考えられた。
 - 4) 比流量(Q)と各比負荷(L)の関係は各項目とも高い相関を示し、回帰式 $L=A \cdot Q^B$ が成立した。特に、T-N比負荷はQと直線関係を示し、他項目より精度の良い見積りが可能であった。
 - 5) 融雪期における汚濁物質の流出は、短期間で高負荷を示す降雨の流出と異なり、持続性を有することから、累積負荷が大きいと判断され、富栄養化が懸念されている小川原湖に対する正確な負荷量を見積る必要を認めた。
- 5) 藤村葉子、宇野健一、藤本千鶴、吉澤正、川嶋信二：県内河川上流部の自然汚濁負荷量調査、千葉県水質保全研究所年報(昭和58年度)、101—111(1985)
 - 6) 古田正治、大塚治子、原田文男、藤田誠：河川における水質および負荷量の変動について、用水と廃水、Vol.22, 279—291(1980)
 - 7) 落合久栄、菅井隆吉：斐伊川における出水時の汚濁流出について(I)、用水と廃水、Vol.23, 1317—1323(1981)
 - 8) 羽田守夫、松本順一郎：雄物川における流出負荷量の推定とその特定について、土木学会論文報告集, No.340, 107—116(1983)
 - 9) 海老瀬潜一：非特定汚染原負荷の流出特性、公害と対策、Vol.18, 321—326(1982)
 - 10) 八戸測候所：八戸の気象50年, 31—32(1988)
 - 11) 日本気象協会青森支部：青森県気象月報、昭和59年2月～昭和63年4月
 - 12) 工藤精一、奈良忠明、田中貢、庄司博光、手代森光仁、根岸勝信、佐藤信博、原子昭：非特定汚染源に関する水質調査研究—水田からの汚濁負荷—、全国公害研究会誌、Vol.14, 127—132(1989)
 - 13) 白潟良一、水谷達夫、地紙満、諸頭達夫：自然流域からの流出負荷についての考察、第14回下水道研究発表会講演集、500—502(1977)
 - 14) 吉良竜夫：水資源の保全、人文書院(1987)

文 献

- 1) 環境庁：非特定汚染源による汚染防止対策調査報告書—文献調査—(1985)
- 2) 環境庁水質保全局：非特定汚染源による汚染防止対策調査検討会報告書(1987)
- 3) 市川新：非特定汚染源による水質汚濁に関する研究の意義と現状、公害と対策、Vol.18, 315—319(1982)
- 4) 市川新：非特定汚染源負荷と計測—非特定汚染源の調査法の現状と課題—、水質汚濁研究、Vol.11, 734—738(1988)

八戸港の水質汚濁評価 (II)

—流入汚濁負荷と沿岸水域への影響—

Evaluation of Water Pollution in Port Hachinohe (II)
—Pollution Loads and Effects on a Coastal Water Basin—

工藤精一・対馬和浩・荒屋敷秀俊*・柞木田むつみ
 沢山修悦・工藤 健・根岸勝信・手代森光仁**
 佐藤信博***・西館 篤

1 はじめに

八戸港の水質は、工場、事業場や生活雑排水等の流入負荷^{1,2)}に起因する一次汚濁と藻類の増殖に伴う二次汚濁から構成され、各測定地点は汚濁の程度によってグループ化された³⁾

さらに、その汚濁要因をよりの確に解明するためには、分類されたグループごとに調査解析する必要があることから、著者らは、汚濁度の高い第一工業港及びそれに連なる鮫・白銀前面海域を対象とし、流入汚濁負荷量を把握し、沿岸水域への影響について考察したので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

下排水負荷量調査 : 1987年7月～8月

公共用水域水質調査 : 1987年4月～1989年2月

(1回/2カ月)

St.3は1980～1986年の夏期

(1回/年)も含む

2.2 調査下排水路及び水質測定地点

第一工業港及び鮫・白銀前面海域に直接流入する下水路12箇所 (G1～G12)、工場、事業場 (以下、事業場と略す)の排水路7箇所 (T, C, S他)を調査対象と

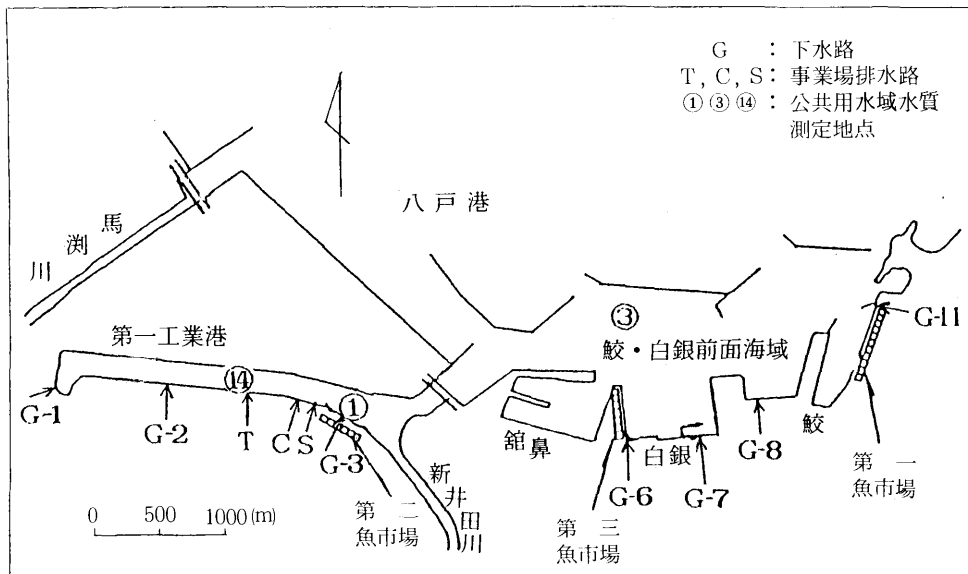


図1 流入汚濁負荷量調査下排水路

Seiichi KUDOU, Kazuhiro TSUSHIMA, Mutsumi TARAKITA, Syuetsu SAWAYAMA
 Ken KUDOU, Katsunobu NEGISHI, Atsushi NISHIDATE

*Hidetoshi ARAYASHIKI (八戸市公害対策課)

** Mitsuhiro TESHIMORI (十和田保健所) *** Nobuhiro SATOU (青森県公害課)

表1 調査項目及び測定方法

調査項目	測定方法
流量	電流流速計
BOD	ウィンクラー・アジ化ナトリウム変法
COD	100℃KMnO ₄ 消費量
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	モリブデン青吸光光度法
T-P	酸分解後モリブデン青吸光光度法
MBAS	メチレンブルー吸光光度法
Chl-a	三波長による吸光光度法
血色素	シアンメトヘモグロビン法

した。G3は小中野都市下水路、G7は白銀都市下水路である。図1には負荷量の大きな下水路のみを示した。公共用水域水質測定地点（以下、水質測定地点と略す）は、St.1及びSt.14（第一工業港）、St.3（鮫・白銀前面海域）とし、表層を調査対象とした（図1）。

2.3 調査項目及び測定方法

表1のとおりである。

3 結果と考察

3.1 陸域からの流入負荷

第一工業港から鮫・白銀前面海域にかけての流入負荷量は、下排水路からの負荷量と、新井田川の負荷量とがあげられる。

後者の負荷量は、野呂ら⁴⁾が1985年6月に調査しており、今回調査した下排水路の合計負荷量とともに表2に示した。

下排水路の負荷量は、新井田川の負荷量よりも大きく、CODで2.3倍、T-Nで2.9倍、T-Pでは13倍であった。

表2 下排水路と新井田川の流入負荷量

項目	下排水路	新井田川
COD (kg/日)	4,302	1,894
BOD (kg/日)	8,027	2,363
T-N (kg/日)	1,718	596
DIN (kg/日)	1,042	—
T-P (kg/日)	426	33
PO ₄ -P (kg/日)	304	—

下排水路負荷量の調査期間が、事業場等の負荷が増大する夏期の昼間であったため、多めに算定されていると考えられるが、両者の負荷量を合わせると狭い区域に流入するCOD負荷量は大きく、藻類の増殖に関与するDINやPO₄-P負荷量も大きいことが認められた。

3.2 主な下排水路からの流入負荷

3.2.1 COD及びBODの流入負荷

主な下排水路のCOD及びBOD負荷量をみると（図2）、都市下水路G3のCOD負荷量が1161kg/日と最大値を示し、G7の1050kg/日がこれに次いでおり、両下水路で全下排水路負荷量の約1/2を占めていた。

各下水路のCOD及びBOD負荷量は著しい差異がみられ、流量の多い下水路は負荷量も大きなものが多かった。

一方、事業場排水のCOD、BOD負荷量は下水路の負荷量に比較し、概ね小さかったが、S事業場のBOD負荷量は864kg/日と大きな値であった。

有機汚濁の性状を知る方法としてCODとBODの比が有効であることから、両者の比を求めた（表3）。COD負荷量が多いG3のBOD/COD比は1.01で両者に差はないが、G7は2.31と高く、BOD負荷量も2427kg/日と大きい。また、G2は3.59、S事業場は6.25と高く、水産加工場等の有機質排水⁵⁾を多く含んでいることが考えられる。

表3 CODとBODの比

下排水	BOD/COD	下排水	BOD/COD
G-1	0.83	G-8	1.83
G-2	3.59	G-11	2.24
G-3	1.01	T	0.32
G-6	1.45	C	0.62
G-7	2.31	S	6.25

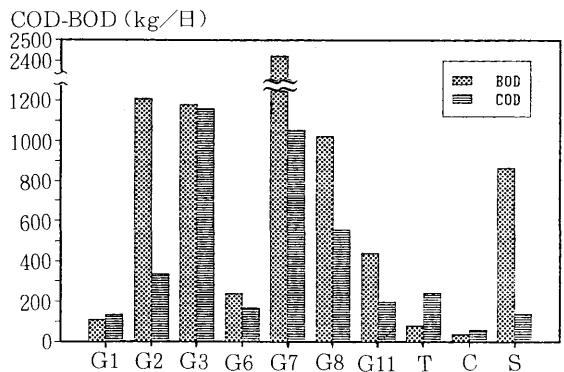


図2 COD、BODの流入汚濁負荷量

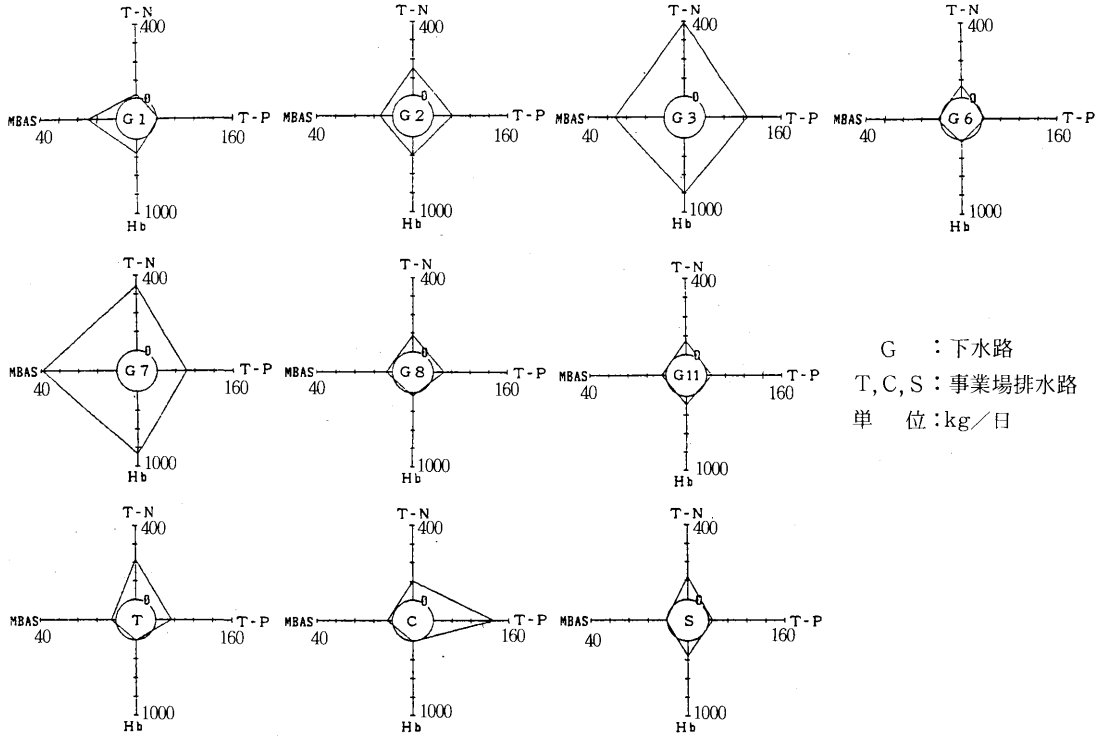


図3 T-N, T-P, MBAS, 血色素の流入汚濁負荷量

3.2.2 各成分の流入負荷

富栄養化現象に伴う二次汚濁の原因となるT-N及びT-P, 生活雑排水の指標となるMBAS, 魚の血水の指標となる血色素(Hb)の流入負荷量をみると(図3), 事業場は下水路に比較し成分の偏りがみられ, TではT-Nが217 kg/日, CではT-Pが130kg/日と大きな負荷量を示した。

下水路では, 成分の偏りは少ないが, G3やG7の両都市下水路の各成分の負荷量は大きく, G3のT-Nは392 kg/日, T-Pは89kg/日, G7のT-Nは345 kg/H, T-Pは63kg/日であった。G3, G7では, 血色素やMBAS負荷量も大きいことから, 未処理の水産加工場排水や生活雑排水の影響が大きいことがうかがわれる。

MBAS負荷量は事業場では小さいが, 下水路のG7で39kg/日, G3で26kg/日と大きな値を示した。G7のMBAS負荷量がG3より大きな理由として, G7の集水区域の下水道普及率が, G3の集水区域よりも低く, 生活雑排水の流入が多いためと考えられる。

次に, DIN/T-N比, PO₄-P/T-P比をみると(表4), 事業場T, CではDIN/T-Nが1.0に近く,

表4 DIN/T-N及びPO₄-P/T-P比

下排水	DIN		下排水	PO ₄ -P	
	T-N	T-P		T-N	T-P
G-1	0.68	0.12	G-8	0.17	0.73
G-2	0.22	0.55	G-11	0.16	0.89
G-3	0.72	0.28	T	0.96	0.90
G-6	0.63	0.89	C	0.98	1.00
G-7	0.38	0.78	S	0.80	0.17

ほとんどが無機態窒素(DIN: NH₄-N+NO₂-N+NO₃-N)であり, TのDINの90%はNO₃-Nで, CのDINの92%はNH₄-Nであった。また, CのPO₄-P/T-Pは1.0であることから, それぞれの事業場の処理及び製造原料等の特徴をあらわしているといえる。

下水路では, DIN/T-Nが第一工業港側で高いものが多く, PO₄-P/T-Pは鮫・白銀前面海域側で高いという特徴がみられた。DIN/T-Nが鮫・白銀地区の下水路で低い値となっているのは, この地区に魚体を処理する小規模水産加工場が多く, 排水中のOrg-Nが多いことがその要因と考えられる。

3.3 沿岸水域への影響

3.3.1 一次汚濁

St.1, St.14, St.3における各項目の水質濃度の経月変化をみると(図4, 5), St.1は各項目の値が高く、負荷量調査時の1987年8月のBOD/COD比は1.5であり、DIN/T-N比は0.62であった。

St.1の近傍にはG3下水路及びS事業場があり、これらの各項目の負荷量(図2, 3), BOD/COD比(表3), DIN/T-N比(表4)から、両下水路の負荷の複合した影響が強く反映されていると考えられる。

St.14も同様に、負荷量調査時のBOD/CODが0.53, DIN/T-Nが0.86であり、T事業場の比にほぼ近く、近傍事業場排水の影響が大きいと考えられる。

下排水の水質濃度は、通常、河川水に比較し高く、前述したように、負荷量の大きな排水路が水質測定地点の近傍にある場合はその影響が顕著にあらわれ、濃度上昇を示すケースが多いことがうかがわれる。

一方、St.3はSt.1及びSt.14と比較し各項目の水質濃度は低く、負荷量調査時のBOD/CODは0.67, DIN/T-Nは0.76であり、鮫・白銀地区で大きな負荷量を示したG7のBOD/CODの2.31(表3), DIN/T-Nの0.38(表4)とは異なる値を示した。また、St.3

のMBAS濃度は、G7が最大のMBAS負荷量を示しているにもかかわらず、St.1やSt.14より低い0.01mg/l未満で推移している(図4)。下水路との距離が比較的長いことによる希釈混合や主流向との関連から、この地点への直接的影響は小さいと考えられる。

3.3.2 二次汚濁

気象因子と水質との関係を知るため、St.3について、夏期(8月または7月)のCOD及びChl-a濃度の経年変化と、日照時間、降水量(いずれも八戸測候所のデータ)で採水日から20日間前の平均値)及びSt.3の採水時の水温の経年変化をみた(図6, 7)。

水温が16℃と低く、日照時間が2.3hと短い1988年は、Chl-aが3.2μg/l CODが2.3mg/lと低い値であった。また、水温が22.5℃と高く、日照時間が6.6hと長い1984年は、Chl-aが43μg/l, CODが10mg/lと高かった。

他の年のChl-aとCOD濃度の経年変化でも類似性がみられ、水温と日照時間が加味された影響は、藻類の増殖(二次汚濁)となってあらわれていると考えられる。

また、降水量が多い年のChl-aは減少しており、通常懸念される豪雨等塩分濃度の低下に伴う藻類の異常増殖は起っていないとみられる。むしろ、降水量は、表層

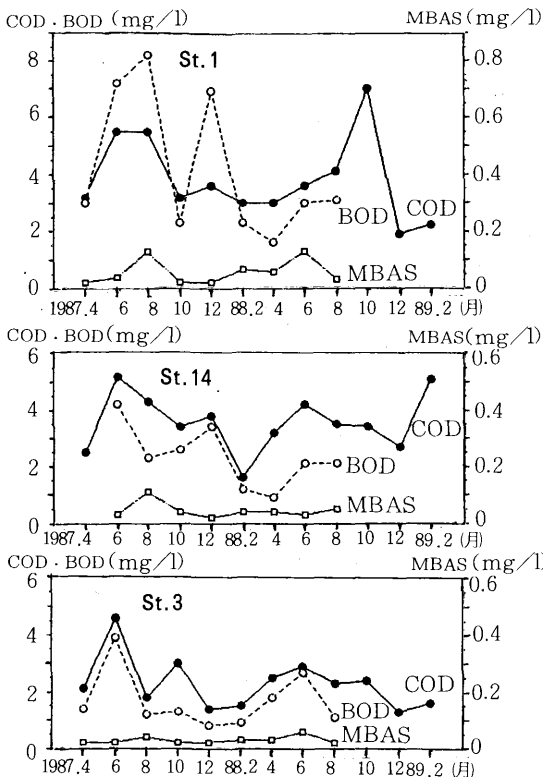


図4 COD, BOD, MBAS濃度の経月変化

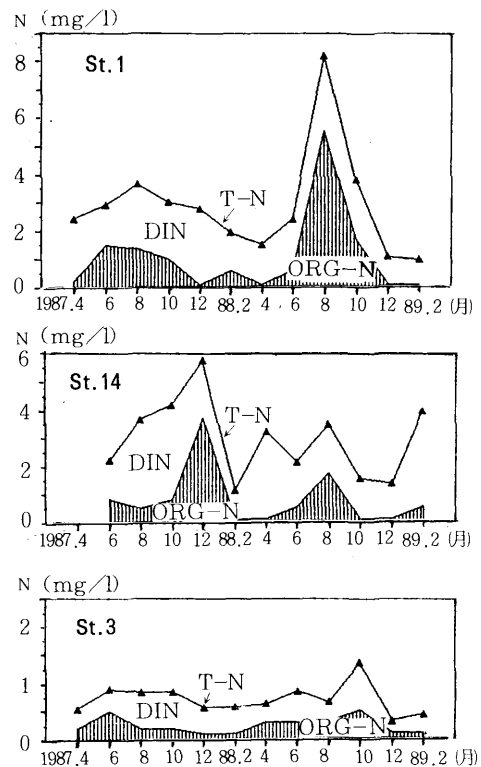


図5 窒素濃度の経月変化

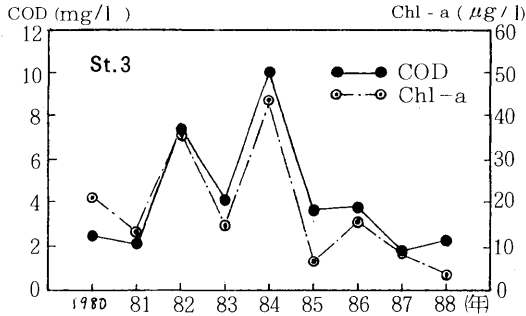


図6 夏期のCOD及びChl-a濃度の経年変化

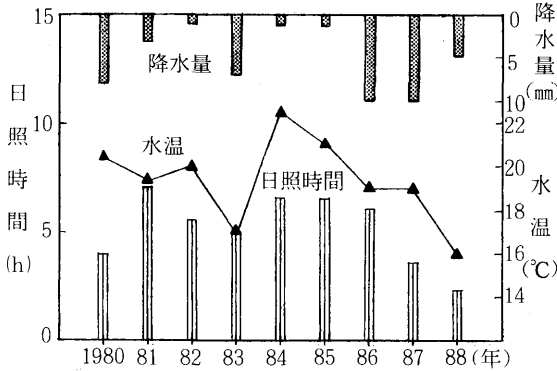


図7 夏期の水温、日照時間及び降水量の経年変化

水温の上昇と日照時間を抑制する効果を示していると考えられる。

以上のことから、無機栄養塩類が十分供給されているSt.3では、水温が高く、日照時間が長いという要因が重なることが多い夏期に、藻類の増殖が一層進行するとみられ、採水時の水温22℃以上、採水日から20日間前の日照時間6 h以上がその目安となろう。

St.2でも St.3と同様の項目で類似の関係がみられ、これらの要因が八戸港における他の地点の二次汚濁にも影響を与えていると考えられる。

4 ま と め

第一工業港から鮫・白銀前面海域に直接流入する事業場排水、下水の負荷量調査及び沿岸地点の水質調査から次の知見を得た。

- 1) 流入下排水路のCOD等の負荷量は新井田川の負荷量より大きく、両者を合わせると対象とした狭い区域においては大きなものとなる。
- 2) 各下排水路のうち、都市下水路の負荷量が大きく、その成分から水産加工場排水や生活雑排水の影響が考えられた。事業場排水の負荷量は小さかったが、業種で成分に偏りがみられた。
- 3) 対象とした区域の下排水路からは、藻類の増殖に利用されやすいDINやPO₄-Pの流入量が多いことが

わかった。

- 4) 下排水は河川水に比較し水質濃度が高く、負荷量の大きな下排水路近傍の水質測定地点では、その影響が大きい事例がみられた。
- 5) 無機栄養塩類が十分供給されている地点では、水温及び日照時間が二次汚濁に大きく影響している事例がみられた。

謝辞 本稿をまとめるにあたり、貴重なご助言をいただいた青森県公害調査事務所奈良忠明主幹に深謝します。

文 献

- 1) 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, No. 4, 110-119 (1979)
- 2) 荒屋敷秀俊, 工藤精一, 根岸勝信, 手代森光仁, 奈良忠明: いわしの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, No. 8, 125-129 (1987)
- 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, No. 8, 112-118 (1987)
- 4) 野呂幸男, 佐藤信博, 奈良忠明, 根岸勝信, 小山田久美子, 田中貢, 庄司博光, 手代森光仁: 新井田川汚濁機構解析調査(I), 青森県公害センター所報, No. 7, 55-61 (1985)
- 5) 田中稔, 奈良忠明, 小山田久美子: BODの測定に関する二, 三の検討, 青森県公害センター所報, No. 5, 103-105 (1981)
- 6) 日本気象協会青森支部: 青森県気象月報, 昭和55年~昭和63年

県南地域湖沼における内部生産COD

Phytoplankton Products of Lakes in the South-East District of Aomori Prefecture.

対馬 和浩・工藤 精一

1 はじめに

水質汚濁防止法に基づく公共用水域の常時監視が昭和46年度から実施されている。これによると県内の河川、海域の水質汚濁状況はおおむね横ばいであるが、湖沼は富栄養化による水質の汚濁が懸念されている。

湖沼の汚濁傾向を表すCODは、外部流入CODと湖沼内で生産される植物プランクトンによる内部生産CODからなる。このうち富栄養化の指標となる内部生産CODに着目し、県南地域湖沼の内部生産CODの算出を試みたので報告する。

2 調査湖沼及び解析項目

上北地方太平洋岸にある7湖沼(図1)を対象とし、中央部におけるCODとクロロフィル-aの最近10年間の測定データを用いて解析した。各湖沼の諸元は主として湖沼調査報告書¹⁾によった。

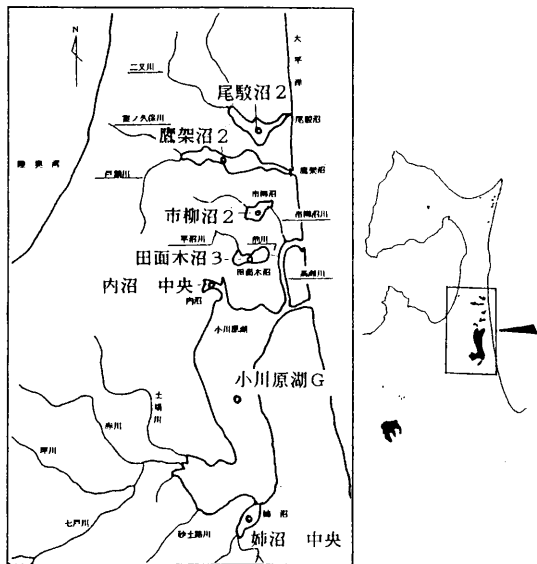


図1 測定地点

表1 湖沼諸元

	市柳沼	田面木沼	尾駮沼	鷹架沼
成因	堰止湖	堰止湖	海跡湖	海跡湖
湖沼型	淡水	淡水	汽水	淡水
	富栄養湖	富栄養湖	中栄養湖	富栄養湖
面積	1.71 km ²	1.59 km ²	3.71 km ²	5.83 km ²
最大水深	3.6 m	7.0 m	4.7 m	7.0 m
平均水深	2.2 m	3.3 m	2.12 m	2.69 m
容積	0.00381 km ³	0.005 km ³	0.00703 km ³	0.0141 km ³
滞留時間	115 日	91 日	—	219 日

	姉沼	内沼	小川原湖
成因	堰止湖	海跡湖	海跡湖
湖沼型	淡水	淡水	汽水
	腐植栄養湖	腐植栄養湖	中栄養湖
面積	1.60 km ²	0.97 km ²	62.69 km ²
最大水深	4.3 m	5.6 m	24.0 m
平均水深	1.3 m	2.4 m	10.5 m
容積	0.002 km ³	0.002 km ³	0.68 km ³
滞留時間	23 日	53 日	383 日

3 結果と考察

3.1 各湖沼のCOD経月変化

県南の湖沼のうち小川原湖と尾駮沼は海水の流入する汽水湖であり、CODは比較的低いレベルになっている。これらは中栄養湖であるため季節変化は比較的少なく、夏期の顕著な増加は見られない(図2)。

淡水湖沼をみると、富栄養湖の市柳沼、田面木沼、鷹架沼と腐植栄養湖の姉沼、内沼のCODは高いレベルで推移し、夏~秋期に増加している。特にCODが高い市柳沼、田面木沼はこの時期に植物プランクトン(藻類)の異常発生によるアオコが見られることがあり、内部生産CODの多いことがうかがわれる。

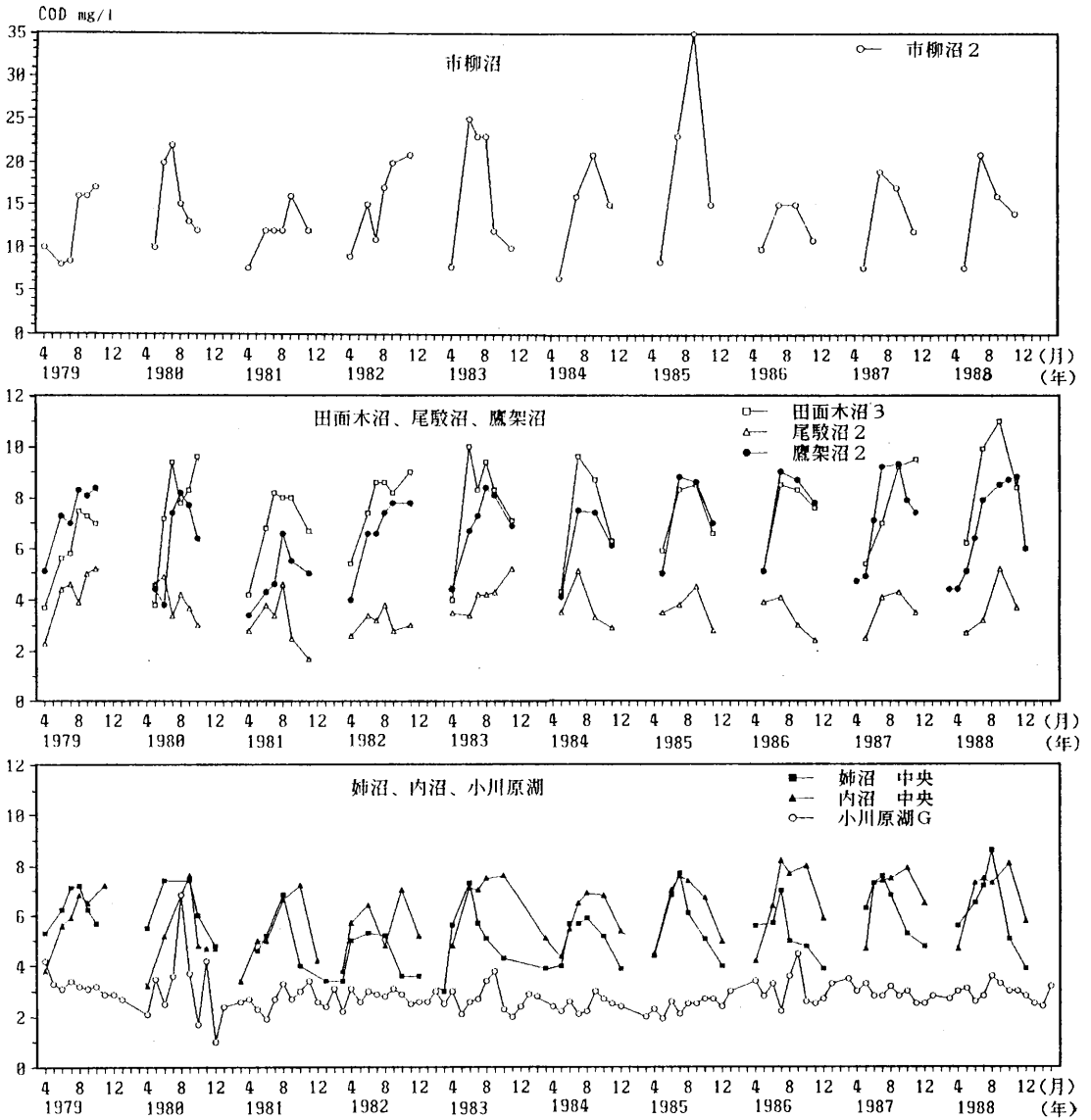


図2 各湖沼のCOD経月変化

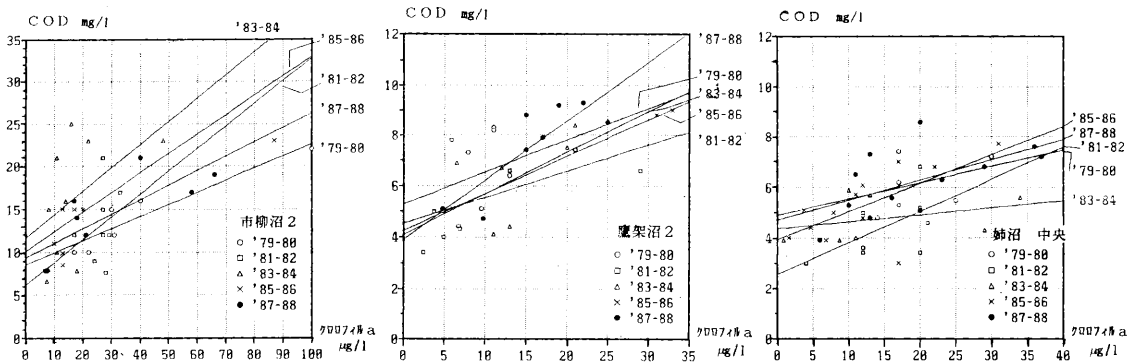


図3 CODとクロロフィルaの関係

3.2 CODとクロロフィルaの関係

尾駮沼以外の湖沼ではCODとクロロフィルaに正の相関がある。各地点における2年間毎のCOD (y) とクロロフィルa (x) の関係を一次式で回帰し、この回帰式の $x = 0$ (y軸の切片) のときのCOD値が外部流入COD (CODout) とみなせる。COD測定値又はCOD平均値 (CODave) からCODoutを差し引くと内部生産COD (Δ COD) を見積ることができる²⁾

$$\Delta \text{COD} = (\text{CODave}) - (\text{CODout})$$

7湖沼のうち3湖沼について、代表的なCODとクロロフィルaの関係を示した(図3)。姉沼は年度により傾きの相違がみられるが、市柳沼、鷹架沼についてはほぼ一定である。他の4湖沼のうち内沼は姉沼と同様な傾向を示すが、田面木沼と尾駮沼、小川原湖は傾きが一定せず良い相関が得られなかった。

3.3 内部生産COD

尾駮沼を除く各湖沼について、2年間毎の内部生産CODを見積もった(図4)。

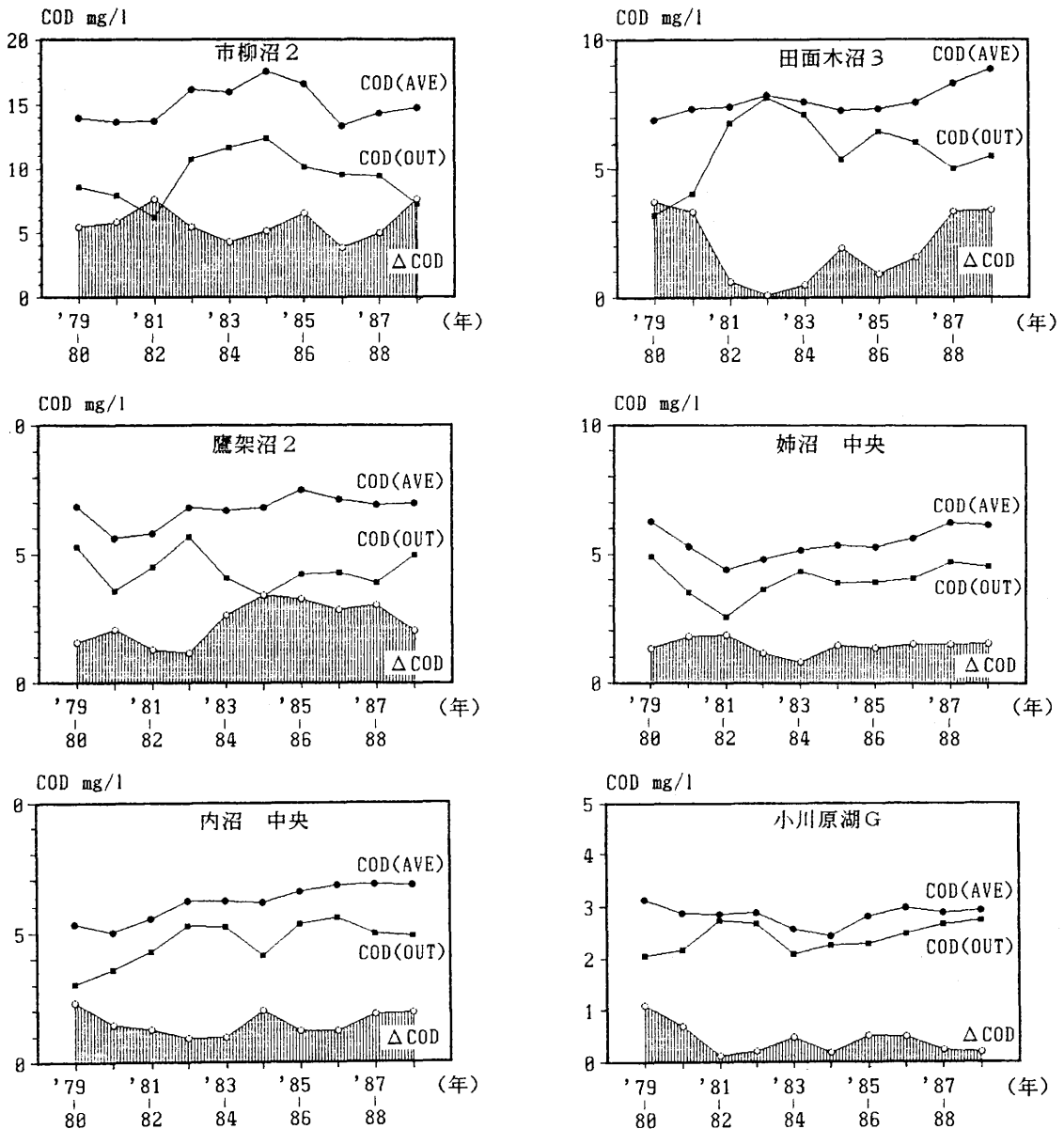


図4 内部生産CODと外部流入CODの経年変化

- ①市柳沼：CODaveが高く、 Δ CODも4～8 mg / l と高くCODaveの30～60%になる。CODoutの季節変化が少ないものと仮定すると、夏期の Δ CODは15～25 mg / l となり、全CODの7割を占めると考えられる。
- ②田面木沼： Δ COD、CODoutの変動が大きく、CODとクロロフィルaに良い相関が得られていない。これは田面木沼の湖沼形態がひょうたん型であり、測定点はその狭部に近いためと考えられる。
- ③鷹架沼： Δ CODが1～3.5 mg / l とCODaveの20～50%を占め、内部生産は多い。CODとクロロフィルaの相関は良い。
- ④姉沼： Δ CODが1～2 mg / l とCODaveの約20%を占め、経年的に安定している。
- ⑤内沼： Δ CODが1～2.5 mg / l とCODaveの20～30%前後で経年的に安定している。
- ⑥小川原湖：CODとクロロフィルaにあまり良い相関が得られなかったが、解析してみたところ Δ CODは0.2～1 mg / l と比較的少ない。

以上の湖沼のうちで内部生産CODは富栄養湖の市柳沼>鷹架沼>(田面木沼)>腐植栄養湖の姉沼、内沼>中栄養湖の小川原湖の順で多い。

4 ま と め

水の流入、流出の少ない淡水湖沼である市柳沼等の湖沼は、窒素、リンも多く富栄養化しやすいため、内部生産CODの割合が多くなる。外部流入CODがほぼ一定と仮定すれば、これらの湖沼の内部生産CODは夏期に多くなり、全CODの5～7割程度を占めるものと考えられる。

これら湖沼の流入域にある事業場はリンの排水基準が適用されているが、内部生産を減少させるため、事業場排水や生活雑排水等による流入負荷量を減少させるとともに非点源負荷に対する配慮が重要である。

参 考 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(1987)
- 2) 千葉県水質保全研究所：内部生産からみた印旛沼、手賀沼のCOD、窒素、リンの水質特性(1989)

県南公共用水域における底質の特性

Characterization of Sediments in the South-East District of Aomori Prefecture.

対馬 和浩・工藤 精一・手代森 光仁*

1 はじめに

湖沼、内湾等閉鎖性水域における富栄養化は、水質保全において最も重要な問題のひとつである。富栄養化は主として閉鎖性水域周辺の自然及び人為的の負荷に起因する栄養塩流入によって生じるが、一部は底質からの栄養塩溶出による影響も考えられている。また、閉鎖性水域の生態系で生産された物質はプランクトンの遺骸等の形で底質に蓄積されていく。このように水質と底質は相互に影響しているが、底質の特性は水質に比較して気象、流況等の要因に左右されることが少なく累積傾向を反映した平均的な汚濁状況を示す指標となる。

青森県内の底質については過去十数年にわたるデータの蓄積があるが、窒素・燐に着目した報告例は少ない。県南地域においては粒度組成からみた重金属と有機物の挙動が奈良ら¹⁾により報告されている。今回、著者らは県南地域の公共用水域底質について窒素、燐のレベルを把握し、富栄養化や汚染度に焦点をあて解析したので報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

昭和56年度から62年度の7年間

2.2 調査水域及び地点

継続的に調査している地点を対象とし、河川(6水域)湖沼(7水域)、海域(1水域)の19地点について解析した(図1)。

2.3 調査方法及び調査項目

エックマンバジ型採泥器で採取した底質を底質調査方法に従い調製し表1の方法で分析した。調査項目は強熱減量(IL), COD, 有機炭素(Org-C), 全窒素(T-N), 全燐(T-P), 硫化物(T-S)の6項目とした。なお解析にあたっては一部地点、項目を除き7年間平均値を用いた。

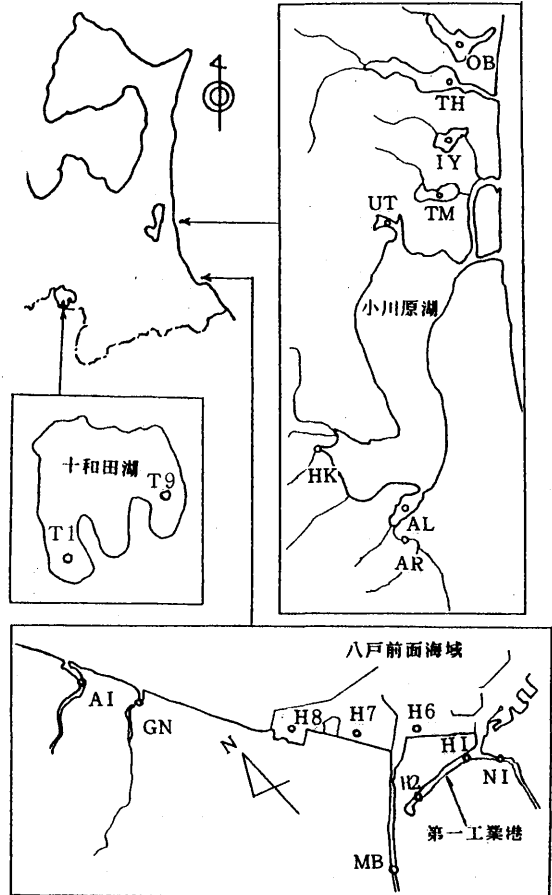


図1 調査地点

記号	水域名	地点名	記号	水域名	地点名
HK	花切川	河口	AL	姉沼	中央
AR	姉沼川	姉沼橋	UT	内沼	中央
AI	相坂川	開運橋	T1	十和田湖	St.1
GN	五戸川	市川橋	T9	十和田湖	St.9
MB	馬淵川	大橋	H1	八戸前面海域	St.1
NI	新井田川	湊橋	H2	八戸前面海域	St.2
OB	尾駁沼	中央	H6	八戸前面海域	St.6
TH	鷹架沼	出口中央	H7	八戸前面海域	St.7
IY	市柳沼	中央	H8	八戸前面海域	St.8
TM	田面木沼	中央			

Kazuhiro TSUSHIMA, Seiichi KUDOU, *Mitsuhiro TESHIMORI (十和田保健所)

表1 分析方法

項 目	分析方法	
I L (強熱減量)	重量法	底質調査方法
COD	滴定法	水質汚濁調査指針
Org-C(有機炭素)	Tyurin法	土壌養分分析法
T-N (全窒素)	滴定法	"
T-P (全 磷)	比色法	底質調査方法
T-S (硫化物)	滴定法	"

3 結果と考察

3.1 測定結果

測定結果は水域別に河川・湖沼・海域に区別し考察した。表2に測定データとCOD/IL値, C/N値, N/P値を示す。これらの値は一般的に河川は低い値を示し、湖沼は高い値を示している。海域の値は概ねその中間である。特に湖沼のうち市柳沼, 田面木沼, 内沼などでは各測定値が高く、市柳沼ではCOD 124 mg/g, T-N 11 mg/gと全国的にみても高い値を示す湖沼に属する²⁾。

3.2 各項目間の関係

3.2.1 各項目間の相関

I L, COD, Org-C及びT-Nの各項目間に高い相関が認められる(表3)。また、これからの項目とT-Pに相関はあるが前記の項目間ほど相関は高くない。T-Sは他の項目と相関が認められない。

3.2.2 I L, COD, Org-Cの関係

I L, COD, Org-Cの各項目間の散布図はほぼ直線

表3 各項目間の相関係数

	I L	COD	Org-C	T-N	T-P	T-S
I L	—	0.955**	0.939**	0.961**	0.685**	0.104
COD	—	—	0.936**	0.986**	0.477*	0.065
Org-C	—	—	—	0.928**	0.592**	0.164
T-N	—	—	—	—	0.523*	0.012
T-P	—	—	—	—	—	0.148
T-S	—	—	—	—	—	—

(** r > 0.575 は危険率 1% で有意)
 (* r > 0.455 は危険率 5% で有意)

表2 底質 昭和56~62年度平均値

地 点 名	I L	COD	Org-C	T-N	T-P	T-S	COD/IL	C/N	N/P
	(%)	(mg/g)	(%) * 1	(mg/g)	(mg/g)	(mg/g)			
HK 花切川 河口	3.9	7.8	0.530	0.51	0.64	0.003	2.00	10.4	0.80
AR 姉沼川 姉沼橋	4.7	9.9	2.085	0.73	0.39	0.003	2.10	28.6	1.90
AI 相坂川 開運橋	2.6	1.4	0.015	0.14	0.33	0.002	0.54	1.1	0.42
GN 五戸川 市川橋	1.0	1.0	0.170	0.42	0.41	0.004	1.00	4.0	1.00
MB 馬淵川 大橋	2.7	5.4	0.825	0.50	0.34	0.004	2.00	16.5	1.50
NI 新井田川 湊橋	5.8	26.0	3.200	1.40	0.58	0.578	4.50	22.9	2.40
OB 尾蛟沼 中央	17.0	74.0	6.050	6.50	0.55	0.187	4.40	9.3	12.00
TH 鷹架沼 出口, 中央* 2	9.0	45.0	0.640	3.50	0.36	0.047	5.00	1.8	9.70
IY 市柳沼 中央	24.0	124.0	10.950	11.00	0.72	0.062	5.20	10.0	15.00
TM 田面木沼 中央	18.0	89.0	7.650	8.20	0.67	0.084	4.90	9.3	12.00
AL 姉沼 中央	19.0	57.0	5.650	5.20	1.60	0.128	3.00	10.9	3.30
UT 内沼 中央* 3	23.0	87.0	8.600	9.60	1.60	0.236	3.80	9.0	6.00
T1 十和田湖 St.1	9.7	29.0	2.150	2.90	0.75	0.156	3.00	7.4	3.90
T9 十和田湖 St.9	11.0	34.0	4.450	2.60	1.20	0.038	3.10	17.1	2.20
H1 八戸前面海域 St.1	14.0	49.0	5.400	4.10	0.96	5.096	3.50	13.2	4.30
H2 八戸前面海域 St.2	7.8	30.0	4.000	1.70	0.64	2.722	3.80	23.5	2.70
H6 八戸前面海域 St.6	2.7	5.6	1.580	0.60	0.40	0.021	2.10	26.3	1.50
H7 八戸前面海域 St.7	6.9	14.0	2.250	1.20	0.61	0.302	2.00	18.8	2.00
H8 八戸前面海域 St.8	7.9	17.0	2.650	1.40	0.66	0.178	2.20	18.9	2.10

* 1 : S61~62 2ヶ年平均値

* 2 : S56~58は中央, S59~62は出口で採泥

* 3 : S58~62 5ヶ年平均値

を示した(図2~4)。これは各項目が有機物の相対量をそれぞれ異なった方法で測定しているためである。

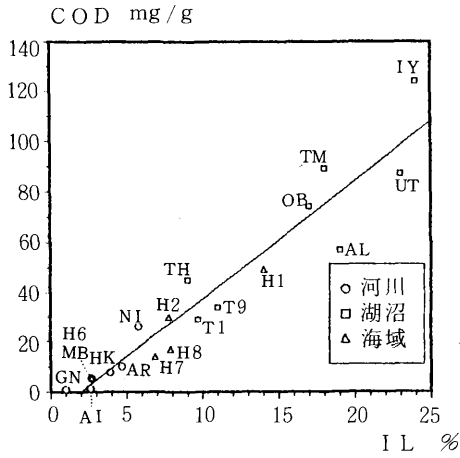


図2 ILとCODの関係

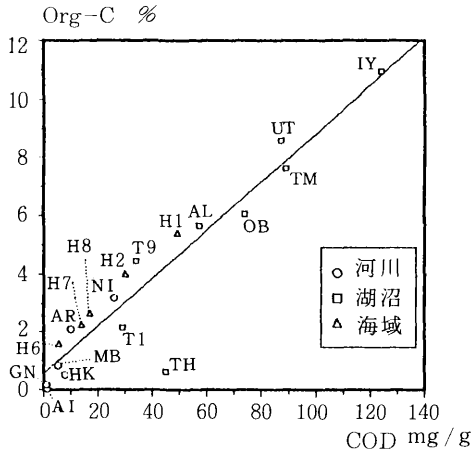


図3 CODとOrg-Cの関係

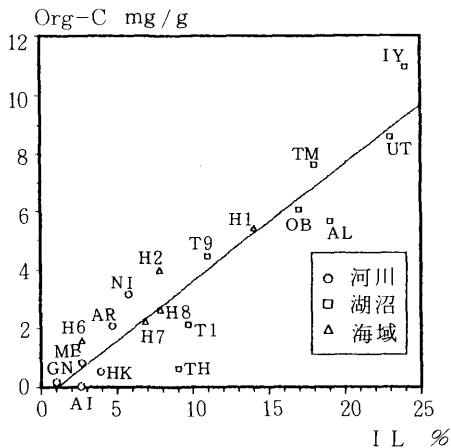


図4 ILとOrg-Cの関係

一般に、ILは全有機物量に相当しCODは比較的酸化しやすい有機物量に相当するといえる。このため両者の関係は底質の特性を示す指標として用いられている³⁾。COD/IL値は、新井田川湊橋の4.5を除くと河川では0.54~2.1、海域は2.0~3.8、湖沼は3.0~5.2の範囲である。従ってCOD/IL値は河川<海域<湖沼の順に大きくなっている。

広島県大竹沿岸海域における清水ら⁴⁾の研究によると、有機汚染の影響が少ない地点のCOD/IL値は約1.5であり、汚染の顕著な地点ではCOD/IL値が5.0前後を示すと報告している。これと比較すると八戸前面海域 St.1, St.2と新井田川湊橋のCOD/IL値は高く、有機汚濁の進んだ水域であると考えられる。

湖沼のうち市柳沼、田面木沼ではCOD/IL値が5前後と高く、富栄養化が進行した湖沼であると考えられる。腐植栄養湖として分類されている⁵⁾姉沼と内沼はCOD/IL値が約3.5で富栄養湖の市柳沼、田面木沼より小さい。鷹鯨沼のCOD/IL値は5.0と高いが、測定地点を移動したため他の富栄養湖に比較して各測定値が低くなっている。尾鯨沼のCOD/IL値も4.4と高いが、汽水湖であるため富栄養化は進んでいない。

3.2.3 COD、Org-CとT-Nの関係

一般に底質表層部ではT-Nの約80%が有機態窒素(Org-N)で占められる⁶⁾。このためT-Nと有機物量の指標に高い相関が得られた(図5, 6)。

Org-CとT-Nの関係について、底質の有機汚濁指標であるOSIとC/N値から比較検討した。OSIは次式で定義される。

$$OSI = \text{Org-C} (\%) \times \text{Org-N} (\%)$$

汚染度の高い底質ではT-Nの大部分がOrg-Nであるとみなし、図5にOSIが1と5の境界を示した。

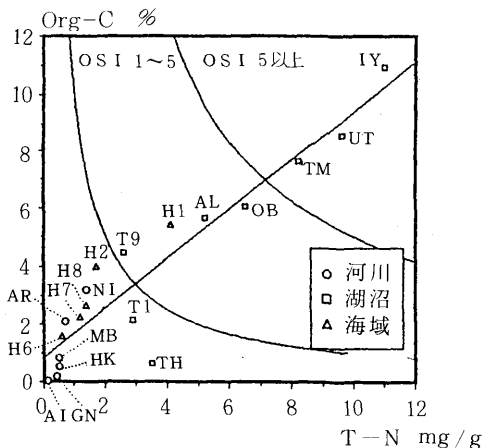


図5 Org-CとT-Nの関係

Ballinger ら⁷⁾によるとOSI 1~5が腐植質等の汚泥物、5以上は腐敗した藻類であるとしている。OSI 1~5には八戸前面海域St.1、姉沼、尾蛟沼が該当し、OSI 5以上に市柳沼、田面木沼、内沼が該当するが、いずれも有機汚濁の進んだ水域であると考えられる。

表4に61~62年度平均値によるC/N値を示した。底質中の有機物は炭素に比べ窒素の分解速度がかなり大きいとされている。このためC/N値は生きているプランクトン

で4~9、新生沈殿物で約9、分解が進んだ湖底底質で10~12を示すと報告されている⁸⁾。太平洋岸の6湖沼(市柳沼、田面木沼、姉沼、内沼、尾蛟沼、鷹架沼)ではC/N値が8前後を示し、底質の分解が進んでいないとみられる。海域では八戸前面海域St.1と比較的小さい値を示すもののC/N値は13以上である。河川ではC/N値が一定せず指標とすることは難しいと考えられる。

いずれにしてもOrg-Cの測定が2年間と短期間であり、今後、継続測定をする必要がある。

3.2.4 COD、Org-CとT-Pの関係

IL、COD、Org-C、T-Nの各項目とT-P間に相関は認められるが相関係数は低い(図7、8)。

磷は底質から底層水への溶出、底質深部から上層部への拡散、Fe、Al、Caとの結合による沈殿などにより鉛直方向に移動するといわれ²⁾、磷の分布、存在形態は複雑な要因が作用することから富栄養化状態とは必ずしも一致しないと考えられる。

表4 底質の有機炭素/全窒素比

地 点 名	Org-C (%)	T-N (mg/g)	C/N
HK 花切川 河口	0.530	1.720	3.1
AR 姉沼川 姉沼橋	2.085	0.245	85.1
AI 相坂川 開運橋	0.105	0.095	11.1
GN 五戸川 市川橋	0.170	1.300	1.3
MB 馬淵川 大橋	0.825	0.630	13.1
NI 新井田川 湊橋	3.200	2.100	15.2
OB 尾蛟沼 中央	6.050	7.500	8.1
TH 鷹架沼 出口,中央	0.640	1.415	4.5
IY 市柳沼 中央	10.950	13.650	8.0
TM 田面木沼 中央	7.650	9.000	8.5
AL 姉沼 中央	5.650	7.050	8.0
UT 内沼 中央	8.600	12.800	6.7
T1 十和田湖 St.1	2.150	4.050	5.3
T9 十和田湖 St.9	4.450	3.750	11.9
H1 八戸前面海域 St.1	5.400	5.400	10.0
H2 八戸前面海域 St.2	4.000	3.000	13.3
H6 八戸前面海域 St.6	1.580	1.515	10.4
H7 八戸前面海域 St.7	2.250	1.550	14.5
H8 八戸前面海域 St.8	2.650	1.230	21.5

(61~62年度平均値)

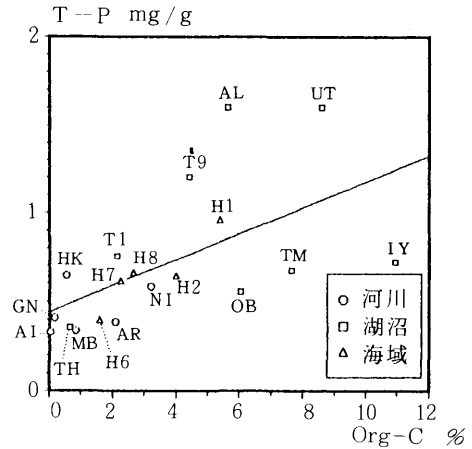


図7 Org-CとT-Pの関係

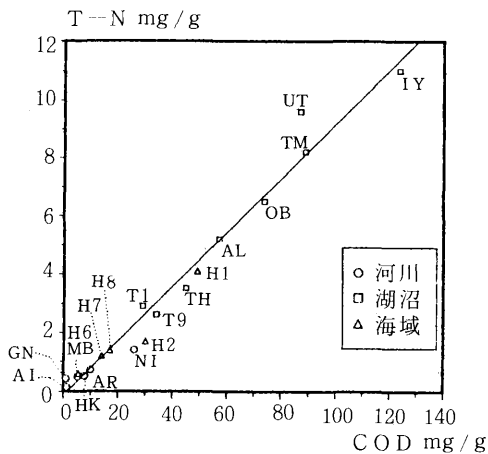


図6 CODとT-Nの関係

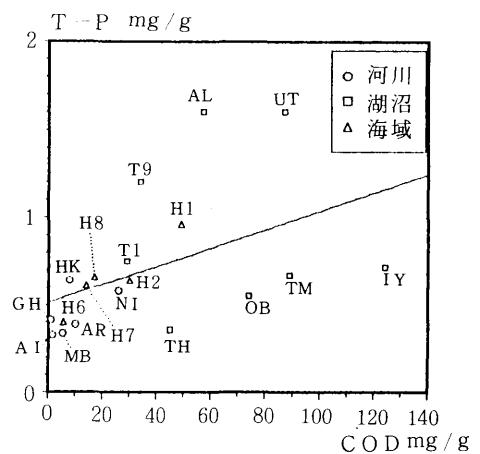


図8 CODとT-Pの関係

市柳沼、田面木沼のT-Pは0.7mg/g前後で姉沼、内沼の1.6mg/gに比較して少ない。これは市柳沼と田面木沼において底質から磷が溶出していることを示すものか周辺の環境の違いによるものか今後検討していきたい。

3.2.5 N/P値について

丸山ら⁸⁾によると長野県において底質のN/P値が大きい湖沼は水質から判断して富栄養から過栄養の状態にある湖沼に多くみられると報告している。市柳沼、田面木沼、尾駁沼、鷹架沼のN/P値は9~15であり、丸山らの報告に比較し高い値が得られた(表2)。これらのうち汽水湖の尾駁沼を除く3湖沼は富栄養化が顕著であり注目される。

海域では八戸前面海域St.1がN/P値4.3を示し、東京湾中央部のN/P値3程度²⁾に比較して高い。これは八戸第一工業港が閉鎖性の強い港湾であるためと考えられる。

3.2.6 T-Sについて

T-Sは他の項目と相関が認められなかったが、八戸前面海域St.1、St.2と新井田川湊橋で高く、他の項目と異なる(図9)。この水域周辺は人為的活動の盛んな地域であり、水産加工排水等の汚濁負荷が多いことと海水中のSO₄²⁻が硫酸還元菌により硫化物に還元されているためと考えられる。

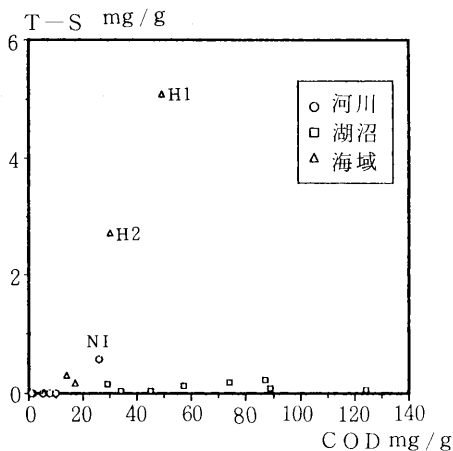


図9 CODとT-Sの関係

4 ま と め

7年間にわたる青森県南地域の湖沼、海域、河川の底質調査結果から次の知見を得た。

- (1) 調査項目のうちIL、COD、Org-C、T-Nに高い相関が認められ有機汚濁指標として有効性が確認された。
- (2) IL、COD、Org-C、T-Nは水域別に富栄養湖等>閉鎖性の海域>河川の順に高い値を示した。

- (3) 湖沼では市柳沼、田面木沼が、海域では八戸前面海域St.1が有機汚濁の顕著な水域であった。
- (4) 河川のような流水系では底質を有機汚濁指標として用いることは難しいが滞留しやすい河川では指標となり得る。

参 考 文 献

- 1) 奈良忠明、野田正志、工藤精一：粒度組成からみた湖沼底泥の重金属及び有機物の挙動、青森県公害センター所報、8、47-54(1987)
- 2) 環境庁：底質汚濁改善対策調査、総合報告書、底質データベース解析報告書(1987)
- 3) 西村肇：瀬戸内海の汚染II、科学、42、567-572(1972)
- 4) 清水徹他：大竹沿岸の有機排水による底質汚染、用水と廃水、20、31-49(1978)
- 5) 環境庁：第3回自然環境保全基礎調査、湖沼調査報告書(1987)
- 6) Keeny D.R., J.G. Konrad, and G. Chesters: Nitrogen distribution in some Wisconsin lake sediments, *Journal WPCF*, 42, 441-447(1970)
- 7) D.G. Ballinger and G.D. McKee: Chemical Characterization of Bottom Sediment, *Journal WPCF*, 43, 216-227(1971)
- 8) 亀田泰武他：閉鎖性水域底質中の栄養塩類について、公害と対策、14、852-858(1978)
- 9) 丸山正人、赤尾秀雄、西堀将尋：長野県下52湖沼の底質、用水と廃水、24、13-18(1982)

坪川の重金属の経年変化

Transition of Heavy Metals in Tsubo River

沢山修悦・工藤精一・根岸勝信・柞木田むつみ
 工藤 健・対馬和浩・佐藤信博*・手代森光仁**

1 はじめに

鉱業は他の産業と異なり、鉱山の休廃止後も、坑内の湧出水やズリ堆積場からの雨水による浸出水が排出しつづけるという特殊性がある。特に金属鉱山において、重金属等が河川に流入した場合、農業用水として利用することによる農作物への被害や、農用地の土壤汚染、あるいは、河川底質への蓄積や、棲息生物への影響などの問題が生ずる。

当所管内においても、坪川上流部に休止鉱山があり、坑廃水の処理水が河川に流入している。坪川は、流域面積 221.8 km² を有し、天間林村西部の田代平方面に源を発し、天間ダムを経て七戸川へ合流する、流路延長 35.1km の河川である。

当所では坪川においても、公共用水域の水質測定計画に基づき、昭和47年度より調査を実施しており、このたび、鉱山休止後における河川水質中の重金属等の経年変化を、縦断的に見たので報告する。

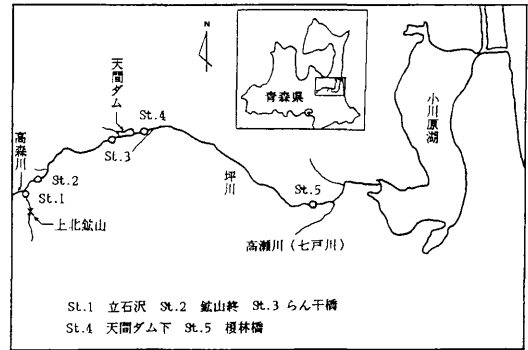


図1 調査地点

2 坪川流域の概況

上北鉱山は、昭和12年より操業を開始し、昭和46年9月に坑内採掘作業を、昭和48年6月には、露天掘作業を休止して閉山しているが、以降、坑廃水処理作業、坑口の密閉工事、ズリ堆積場への浸透水防止工事、露天掘跡の覆土などの改善対策が行なわれ、現在に至っている。坑廃水は、坑内水、浸出水とも消石灰添加による中和凝集沈殿処理を行い、処理水は立石沢へ放流されている。

天間ダムは、農業用水の利水を目的に昭和43年11月に完成した、湖面積 1.16 km²、有効貯水量 18,484 × 10³ m³、年間流入量 97,315 × 10³ m³ (基本諸元) のダム湖である。

坪川下流域では、この河川水を農業用水に利用しており、昭和47年度には、銅による汚染が心配されていた水田土壌について細密調査 (360 ha, 144 地点) を実施した結果、土壌汚染防止法に基づく対策指定基準 (Cu: 125 ppm) を起えた地点があった。そこで、昭和49年4月に土壌汚染対策地域として、10.4 ha (うち農用地 9.5 ha) が指定され、昭和50年度には対策事業が完了し、昭和55年3月に指定が解除されたところである。

表1 調査地点の位置

調査地点	立石沢からの距離	標高	備考
立石沢	0 km	320 m	高森川と合流直前
鉱山終	1 km	290 m	
らん干橋	9 km	160 m	天間ダム入口より約1 km上流
天間ダム下	12.5 km	90 m	天間ダム放水門より約200 m上流
榎林橋	29 km	3 m	天間林村榎林中学校付近

注：距離、標高は、おおよその値

Syuetsu SAWAYAMA, Seiichi KUDOU, Katsunobu NEGISHI, Mutsumi TARAKITA
 Ken KDOU, Kazuhiro TSUSHIMA, ※Nobuhiro SATOU(青森県公害課)
 ※※Mitsuhito TESHIMORI(十和田保健所)

3 調査方法

3・1 調査期間

昭和47~63年度

3・2 調査地点及び位置

図1及び表1に示す。

3・3 調査項目

pH, BOD, SS, Cu, Zn, S-Fe,(溶解性鉄), S-Mn (溶解性マンガン) の7項目で、評価するにあたり採用したデータは各年度の平均値を採用した。

4 結果と考察

4・1 pH, BOD及びSSの経年変化

坪川は、5地点ともA類型に指定されている。pHについて、立石沢においては、3.4~11.0と変化が大きく、酸性側に傾く。下流にいくほどpHは安定し、7付近を示す。昭和47~50年度にかけて変化が大きく、天間ダム下でも酸性側に傾いている。しかし、各地点とも経年的に安定傾向を示している(図2)。

BODについては、各地点とも経年的に変化が少なく低いレベルで推移している。榎林橋で他の地点より高い数値を示すのは、下流域での生活系からの影響と考えられる(図3)。

SSについては、多少減少傾向がみられるが、降雨の影響を受けると、天間ダムより上流部では通常の数倍から数十倍の値を示す。しかし、天間ダム下では低い値を示し、ほぼ一定の濃度となっているのは、天間ダムが沈殿池の役割をしていると考えられる(図4)。

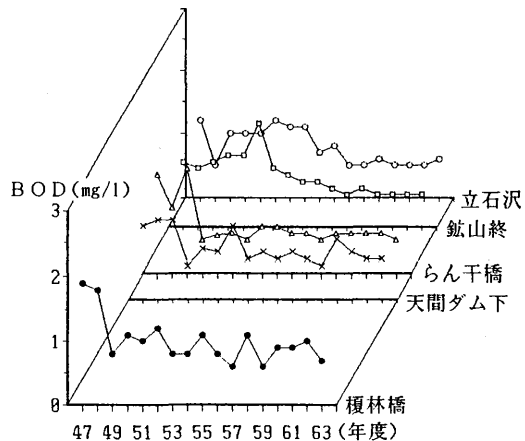


図3 BODの経年変化

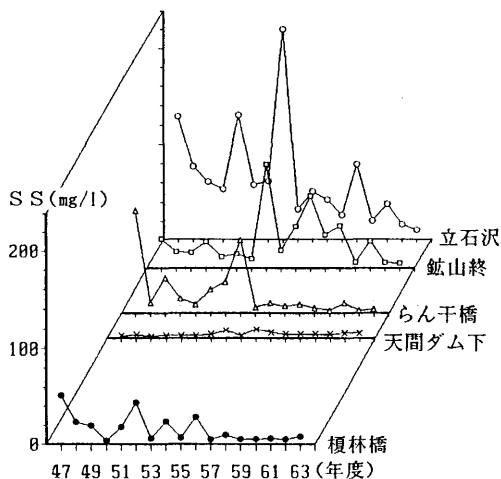


図4 SSの経年変化

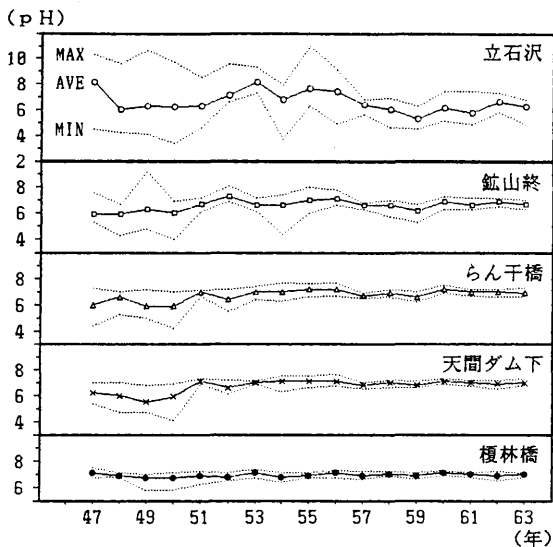


図2 pHの経年変化

4・2 重金属の経年変化

Cu, Zn, S-Mn のそれぞれの経年的、縦断的濃度変化を、図5~7に示した。各金属の縦断的濃度変化は上流から下流にかけて、特に、立石沢から天間ダム下に至る地点においては顕著な減少傾向がみられる。Cu, Znについては、経年的に減少傾向がみられるが、S-Mnについては、ここ数年横ばいの状態が続いている。

昭和51~52年度にかけて、Cu, Zn濃度の急激な減少傾向がみられるのは、鉾山の坑道密閉工事のため坑内水の水位の上昇時期で、坑内水の排出が少なかったこと、また、昭和54年度に再び濃度上昇がみられたのは、水位の上昇した坑内水が、再度排出されはじめたためと考えられる。

昭和47~50年度にかけて、天間ダム下のCu濃度が高いのは、その時期、天間ダム下のpHが低い値を示していたことから、天間ダムのpHが低く、粒子状物質への移行、沈殿が少なかったためと考えられる。

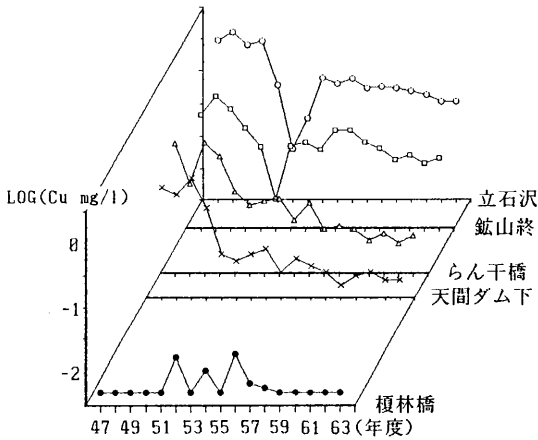


図5 Cu濃度の経年変化

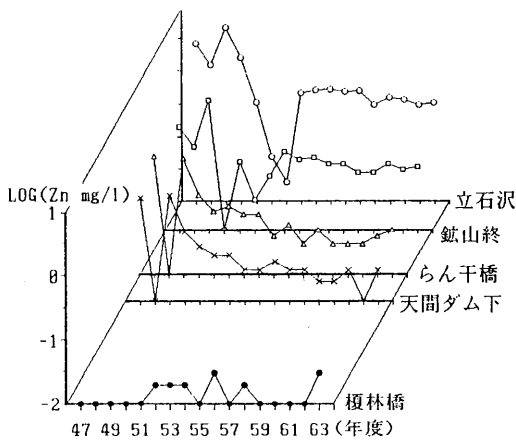


図6 Zn濃度の経年変化

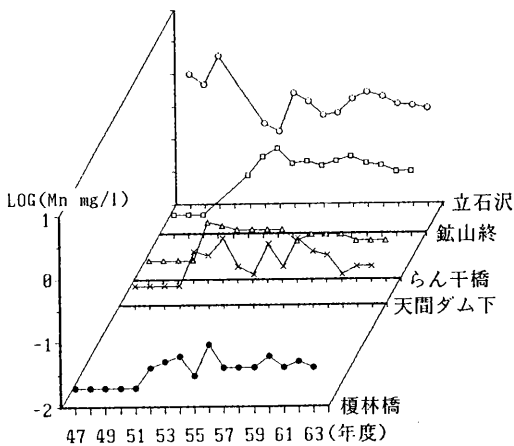


図7 S-Mn濃度の経年変化

らん干橋より下流域では、S-Mnの濃度減少があまりみられないことから、Mnは粒子状物質への移行、吸着等が少なく、ほとんど溶存態のまま流下していくと考えられる。

らん干橋より上流域では、降雨時にしばしば低いpH値を示し、それとともに高濃度の重金属、 SO_4^- が検出されており、Cu、Znの挙動が図4で示したSSの山とほぼ一致していることから、降雨による周辺土壌の流入、巻き上げられた河川堆積土の流下などが、大きく影響していると考えられる。

各重金属の濃度関係を見るため、Cu、Zn、及び、S-Fe、S-Mnの濃度関係を図8、9に、各地点における各重金属の減少傾向を図10で示した。

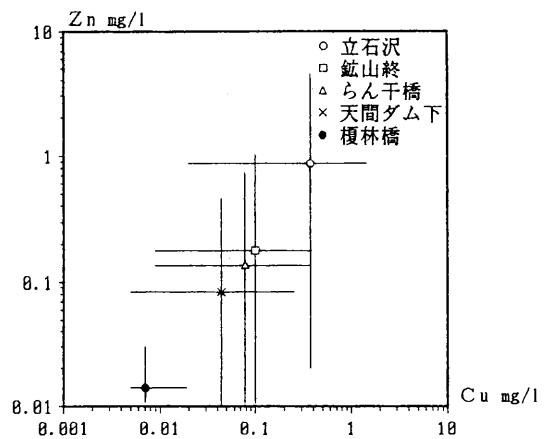


図8 CuとZnの濃度関係

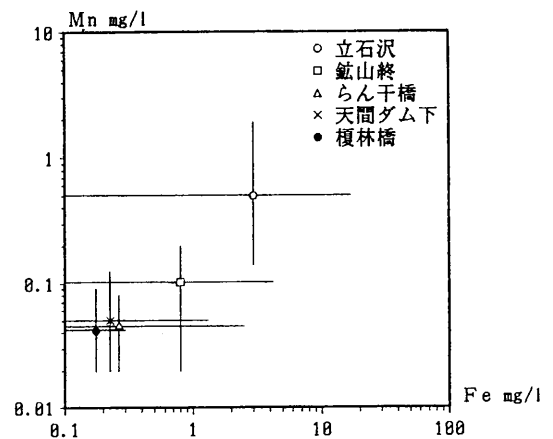


図9 S-FeとS-Mnの濃度関係

注：図5～7では、各年度の平均値の常用対数変換値で表し、下限値以下の値は下限値で表している。

注：図8.9において、線の長さは各年度の平均値の動きを表し、中心点は昭和47～63年度の平均値である。図10についても、昭和47～63年度平均値で表している。

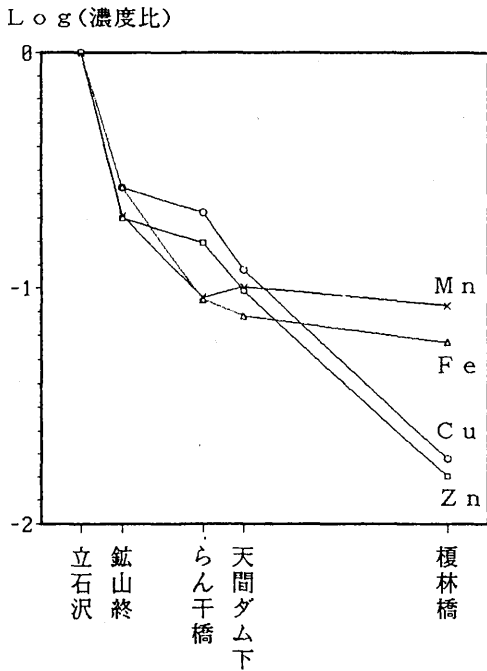


図10 各地点の濃度傾向
(立石沢を1とする重金属の濃度比)

CuとZnの比は、各地点とも、あまり変化が少なく比例関係を示し、挙動に類似性がある。これは、Cuの原子番号29, 原子量63.546, Znの原子番号30, 原子量65.39であり、CuとZnは類似金属であることから、理解できる。

S-Feは、流下にもない急激に減少していくが、S-Mnは、ほとんど減少しない。

重金属濃度が立石沢から鉦山終にかけて急激に減少しているのは、高森川の合流による稀釈と考えられ、S-Feが天間ダム下より下流で減少が少ないのは、濃度が下限値付近であることと、バグランドの影響と考えられる。

これらの図から、流下にもなう濃度減少は、 $Fe > Zn \geq Cu > Mn$ の順で、水中からの除去→底質への蓄積が行なわれていると考えられる。

5 ま と め

昭和47～63年度の17年間行ってきた、坪川の水質調査の経年変化から、次の知見を得た。

- 1 坪川の水質は、有機汚濁は少なく、特に上流部において降雨の影響が大きい河川である。
- 2 Cu, Zn, S-Fe濃度は改善傾向にあるが、S-Mn濃度はほぼ横ばい状態である。
- 3 天間ダムより下流域ではかなり低くなっているが、立石沢、及び、鉦山終では依然として、農業用水基準 (Cu:0.02mg/l以下) を超えている状態であり (昭和63年度平均値)、今後も、継続的な監視が必要である。
- 4 立石沢への、鉦山坑廃水処理水の流入は、長期的に続くと考えられ、降雨時の河川への流入も含めた負荷量の減少が望まれる。

6 文 献

- 1) 納田 亘：休廃止鉦山における鉦害対策の現状と今後の課題 公害と対策 VOL.12 1976
- 2) 川合恒孝：鉦山廃水と河川の水質保全について 公害と対策 VOL. 12 1976
- 3) 岡崎 勉 河川水中の重金属の形態分析について 埼玉県公害センター研究報告 [15] 1988
- 4) 石原 透：重金属排水の処理法 PPM-1974 /2
- 5) 青森県環境保健部公害課：公害対策の概要 昭和49年6月

排水基準違反事業場の改善対策

Improvement Plan of Violation Case on Factory Waste Water

根岸勝信・早狩敏男

工藤 健・柞木田むつみ

1 はじめに

当所は昭和46年の発足以来、研究機関の性格を備えた公害行政機関として、本県東部の3市15町6村を管轄し、事業場に対する規制指導を担当している。

事業場排水については、水質汚濁防止法、県公害防止条例及び公害防止協定によって規制指導を行なっており、法令に基づく届出事業場数は、平成元年3月31日現在、2,565あり、そのうち192が日間平均排水量50㎡以上である。また、管轄区域のうち八戸市を中心とした県南地域については、昭和48年3月に「上乘せ条例」を制定し、52年1月に一部改正して現在に至っている。

これまで事業者に対しては、排水規制の指導強化並びに水質保全に対する意識の啓蒙、普及を図ってきたが、現在も排水基準違反は後を絶たず、中には再三の指導にもかかわらず、効果的な改善対策がなされないまま経過している事業場もある。

これら違反事業場に対しては、①違反が継続又はひん発する恐れがある、②公共用水域への影響が大きい、などの判断から、必要に応じて文書による改善勧告をすると共に、原因と対策について報告書（改善対策書）の提

出を求めている。

ここでは、今後の規制指導に資するため、最近5年間に提出された改善対策書を整理し、排水基準違反の原因を類別すると共に、その対策状況を明らかにした。

2 調査範囲

2.1 期間

昭和59年度～63年度

2.2 地域

当所の管轄区域（図1）

管内における日間平均排水量50㎡以上の事業場の約80％、また今回の調査対象事業場の90％は、上乘せ排水規制区域に集中している。

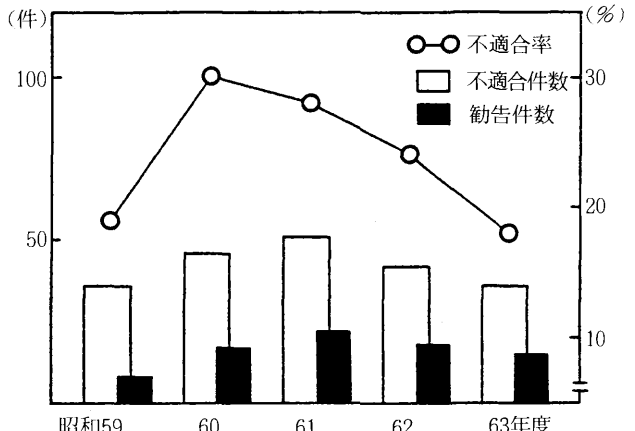
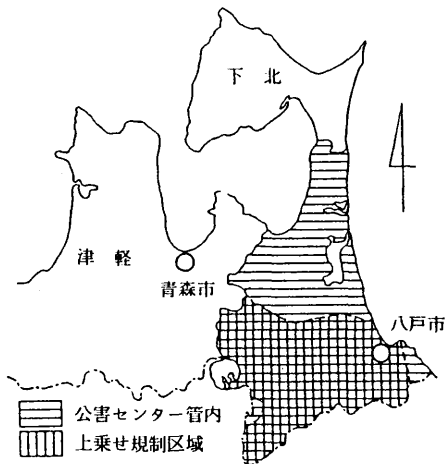
2.3 対象事業場

立入検査で排水基準違反が判明し、文書による改善勧告で改善対策書の提出を求めた事業場（勧告事業場）。

3 勧告事業場の概要

3.1 改善勧告の状況

排水基準違反件数、違反率及び勧告件数の推移を図2に示した¹⁾



検査件数は年間152～197件で、年度によるばらつきがあったものの、違反率では昭和60年度の30%をピークに、また違反件数では61年度の51件をピークに減少した。これに伴い、勧告件数も61年度の22件をピークとして減少している。

しかし、5年間の延勧告件数は80件に達し、繰返し改善勧告を受ける事業場もあった。

表1は、勧告事例80件の業種別及び勧告回数別の内訳である。

勧告件数80件も、事業場数では41であった。その半数以上の22事業場では、2回以上の改善勧告を受けておりなかなか十分な改善対策が実施されていない状況にある。特に、勧告6回の旅館業を始め、水産食料品製造業や豆腐製造業の勧告5回及び4回のケースなどは、事業者の対応もさることながら、当所の規制指導の在り方についても、再考する必要がある。

業種別では、排水量50m³/日以上のいわゆる規制対象事業場数が多い水産食料品製造業が、19事業場35件と最も多かった。また、最近脚光を浴びている先端技術産業の電気部品等製造業（酸又はアルカリ表面処理施設関係）で、2事業場5件の勧告があったことは注目されるところである。

3.2 排水処理装置の設置状況

昭和59年度以後における、1回目の勧告時の排水処理状況を表2に示した。

回分型の活性汚泥装置が単独で14事業場、加圧浮上等

の併用も合わせると19事業場で最も多く、水産加工を中心とした食料品製造業に設置されていた。また、活性汚泥装置としては連続型の9事業場を含めると、全体の約70%の事業場に設置されていた。

加圧浮上装置は1次処理としての役割が多く、11事業場で設置されていた。

3.3 排水基準違反項目

通常の立入検査では、pH、BOD(又はCOD)及びSSの測定が中心で、事業場の操業内容等によって他の項目を追加測定しているが、勧告時の違反項目は表3のとおりであった。但し、違反項目の種類はn-ヘキサン抽出物とT-Pを加えた6項目であったが、それぞれBODやSSに付随する項目であり、測定に一貫性がなかったため集計から除外した。

集計結果では、BOD(COD含む)の違反が80件中80%の64件で最も多く、次いで、SSが56%45件となっており、多くの業種にわたっている。Cu(銅化合物)の2件はプリント基盤製造業によるものである。

違反項目の組み合わせでは、BOD-SSのケースが38%30件で最も多く、次いでBOD単独が29%23件と多くなっている。

4 排水基準違反の原因と改善対策

改善対策書について検討した結果、排水基準違反となった原因を8項目に類別し、各々についての対策内容を表4に示した。但し、対策については、排水処理装置の

表1 勧告件数及び勧告事業場数

特定施設 番号	業 種	規制対象 事業場数	勧 告 件 数	勧 告 事業場数	勧 告 回 数 別 事 業 場 数					
					1回	2回	3回	4回	5回	6回
2	畜産食料品製造業	10	5	3	1	2				
3	水産食料品製造業	46	35	19	10	6		2	1	
4	農産保存食料品製造業	2	1	1	1					
10	飲料製造業	2	2	2	2					
11・12	化製場	8	6	3	1	1	1			
16	めん類製造業	1	3	1			1			
17	豆腐製造業	3	7	2		1			1	
23	紙又は紙加工品製造業	2	2	1		1				
24	化学肥料製造業	1	1	1	1					
61	鉄鋼業	6	3	2	1	1				
65	電気部品等製造業	3	5	2		1	1			
66の2	旅館業	29	6	1						1
68	写真現像業	1	1	1	1					
69	と畜業	4	1	1	1					
74	共同排水処理場	2	2	1		1				
計			80	41	19	14	3	2	2	1

注) 号番号65の特定施設は酸・アルカリ洗浄施設

表2 排水処理装置の設置状況

特定施設 番 号	業 種	勸 告 事業場数	装 置 別 設 置 事 業 場 数												
			中和	浮上	凝沈	中和 凝沈	浮上 凝沈	連続	浮上 連続	回分	浮上 回分	中和 回分	簡易	未設置	
2	畜産食料品製造業	3								2				1	
3	水産食料品製造業	19						2	3	9	4				1
4	農産保存食料品製造業	1												1	
10	飲料製造業	2						1					1		
11・12	化製場	3	1	1										1	
16	めん類製造業	1								1					
17	豆腐製造業	2								2					
23	紙又は紙加工品製造業	1					1								
24	化学肥料製造業	1			1										
61	鉄鋼業	2				2									
65	電気部品等製造業	2	1												1
66の2	旅館業	1						1							
68	写真現像業	1													1
69	と畜業	1							1						
74	共同排水処理場	1							1						
計		41	2	1	1	2	1	4	5	14	4	1	3		3

注) 中和：中和装置
 浮上：加圧浮上装置
 凝沈：凝集沈殿装置
 連続：連続型生物処理（活性汚泥）装置
 回分：回分型生物処理（活性汚泥）装置
 簡易：油水分離・沈殿槽等の簡易装置のみ

表3 不適合項目

特定施設 番 号	業 種	勸 告 件 数	不 適 合 項 目 の 組 合 せ								項 目 別 集 計			
			pH	BOD	SS	pH BOD	BOD SS	BOD pH-SS	Cu	pH Cu	pH	BOD	SS	Cu
2	畜産食料品製造業	5	1	2		1	1					2	4	1
3	水産食料品製造業	35	1	10	2		20	2				3	32	24
4	農産保存食料品製造業	1			1									1
10	飲料製造業	2		2									2	
11・12	化製場	6	1	1	1	2	1					3	4	2
16	めん類製造業	3			1		2						2	3
17	豆腐製造業	7		1		1	3	2				3	7	5
23	紙又は紙加工品製造業	2		2									2	
24	化学肥料製造業	1			1									1
61	鉄鋼業	3	1		2							1		2
65	電気部品等製造業	5	1	2					1	1		2	2	2
66の2	旅館業	6		1			3	2				2	6	5
68	写真現像業	1		1									1	
69	と畜業	1			1									1
74	共同排水処理場	2		1		1						1	2	
計		80 (100%)	5 (6%)	23 (29%)	9 (11%)	5 (6%)	30 (38%)	6 (8%)	1 (1%)	1 (1%)	17 (21%)	64 (80%)	45 (56%)	2 (3%)

注) BODの集計にはCODも含む

設置等、具体的な恒久対策を示した上での暫定対策は、集計から除外した。

4.1 原因

排水処理に関する原因が多く、処理装置の能力不足に起因するもの26件、活性汚泥装置の汚泥流出21件、有効

な排水処理装置を設置していないもの9件などである。

また、製造工程や排水処理装置の事故や故障によるものも多く、20件を数えた。

全体的に、立入検査で違反を指摘するまで、排水や施設の状態をほとんど把握していないケースが多く、排水

表4 排水基準違反の原因と改善対策

排水基準違反の原因	改善対策	件数	業種(特定施設番号)
A. 処理施設未設置 (9件)	① 排水処理設備(中和、凝沈、ろ過)の設置 ② 排水処理設備(活性汚泥)の設置と一部排水の稀釈放流 ③ 高濃度廃液の回収処分とその他の稀釈放流	3 2 4	4, 65 3, 12 2, 65, 68
B. 排水処理装置の能力不足 (26件)	① 排水処理設備(凝沈、活性汚泥等)の新增設 ② 簡易処理設備(油水分離等)の新增設 ③ 公共下水道への導入 ④ 操業の縮小、調整による汚水負荷量の削減 ⑤ 生産施設の改善による汚水負荷量の削減 ⑥ 高濃度廃液の回収処分による汚水負荷量の削減 ⑦ 節水 ⑧ 排水の種類(濃度)による処理放流と直接放流の分別 ⑨ 活性汚泥設備のばっ気増強で処理効率を高める ⑩ 一次処理設備(加圧浮上)での効率的処理 ⑪ 処理水の稀釈放流 ⑫ 処理能力を超えた排水の稀釈放流 ⑬ 排水水の自主監視強化による迅速な対応 ⑭ 担当者の増員 ⑮ 従業員の意識向上を図る	4 4 2 2 2 3 2 4 2 2 5 3 3 1 2	3, 11, 17, 65 2, 17, 66の2 2, 3 2, 3 3 3, 66の2 3, 17 4, 3, 17 3 3 3, 11, 66の2 3, 17 3, 11 3 3, 66の2
C. 処理装置設置事業場の未処理放流 (5件)	① 排水経路改善による処理設備への導入 ② 作業場所変更による汚濁水流出防止 ③ 稀釈放流	3 1 1	3, 69 3 10
D. 活性汚泥装置の汚泥流出 (21件)	① 一次処理設備(加圧浮上等)の新設 ② 回分型から連続型への改造による処理能力増強 ③ 余剰汚泥引き抜き脱水設備の設置 ④ 公共下水道への導入 ⑤ 操業の縮小、調整による汚水負荷量の削減 ⑥ 油分回収努力(ビットでの汲取り) ⑦ 処理水の簡易ろ過放流 ⑧ 原水の水質(水温、栄養)調整 ⑨ ばっ気調整によるバルキング防止 ⑩ 薬剤(糸状菌抑制剤等)によるバルキング防止 ⑪ 汚泥の交換 ⑫ 定期的な余剰汚泥の引き抜き ⑬ 沈降時間や放流フロート位置等の調整 ⑭ 水質の自主監視強化による迅速対応 ⑮ 担当責任者の配置	2 1 3 1 1 1 1 6 4 3 7 2 9 3	3 3 3, 12, 17 3 3 12 12 12 3, 17 3, 16, 17 3, 16 3, 16, 17 3 3, 16, 17 3, 17
E. 排水処理の調整不良 (3件)	① 排水処理設備の増設(工場拡張絡み) ② 活性汚泥設備のばっ気調整(pH) ③ 再利用水量の調整による原水濃度の調整	1 1 1	23 3 23
F. 回分型活性汚泥装置の初期放流水汚濁 (4件)	① 初期放流水の原水槽への返送設備設置	4	2, 3
G. 排水経路での汚れ巻き込み (5件)	① 排水経路、関連設備及びその周辺の清掃徹底 ② 排水経路の暗渠化による泥水流入防止 ③ 構造改良による清掃の簡素化	5 1 1	3, 10, 24, 61 61 61
H. 事故や故障 (20件)	① 修理、点検、整備による正常復帰報告 ② トラブル時の汚濁水流出防止設備の設置、増強 ③ トラブル施設の改良又は撤去 ④ トラブル施設の点検励行 ⑤ 処理設備の変則運転禁止 ⑥ トラブル施設への故障警報装置の設置 ⑦ 水質の自主監視強化による迅速対応 ⑧ 担当者の技術向上によるトラブルへの適正対応 ⑨ トラブル時の連絡徹底による適正対応	15 2 2 1 1 1 1 3 1	2, 3, 11, 16, 61, 66の2 10, 74 3 3 74 3 2 3 74

注) 原因及び対策の件数は重複計上

に関する管理体制の不備、又は管理意識の欠如が根本的な原因と考えられる。

また、勧告を重ねる事業場の中には、改善対策書に示した対策を継続して履行しない、その場しのぎの企業体質をうかがわせるものもあった。

4.2 改善対策

全般的に管理面での対応、あるいは対症療法的な対策が多く、なかなか抜本的な対策がとられていないのが現状である。

排水処理装置の未設置と能力不足に対し、処理装置の新增設を示したものが13件ある。しかし、ほとんどが能力的に余裕のないものや簡易処理のため、その後の操業の変化等に対応できなくなったり、中には計画段階から一部排水の稀釈放流を前提とするなど、問題を引きずっている。

また、現行法では濃度規制のため、「困れば稀釈放流」という安易な意識があるのか、15件が稀釈放流を挙げている。公共用水域の汚濁防止において、稀釈放流は何の対策にもなっていないことを認識させ、少し時間をかけても、実効ある対策を確実に実施するよう、指導を強化したい。

処理能力不足と活性汚泥装置の汚泥流出等の原因に対しては、汚水負荷量の削減など水管理の徹底、排水処理装置の運転管理の徹底、あるいは水質の自主監視強化等管理面での対応を挙げる事業場が非常に多い。管理面での対策を継続する場合、専従担当者の配置等、体制的な裏付けが必要である。集計によると、対策として担当者の配置を挙げたものが数件あったが、管内の多くの事業場における「担当者」の実態は、製造部門などの従業員が、片手間に排水設備も見回程度のものであり、技術的にも、時間的にも十分な対応が可能な状況にあるとは言い難い。こうしたことから、排水処理装置など設備的な充実はもちろんであるが、せめて排水の専従担当者の配置が望まれるところである。

回分型活性汚泥装置の初期放流水汚濁については前報²⁾でも紹介したが、放流開始と共に、数10秒間の放流水を原排水槽へ返送する装置を取付けることで、ほぼ解決を見ている。また、汚れの巻込みについては、清掃の徹底を待つところである。

事故や故障に対しては、修理等による正常復帰報告が中心となり、トラブル時の汚濁水流出防止対策や再発防止対策を具体的に示したのは、半数にも満たなかった。特に、トラブルが発生した際、施設が復旧するまでの間汚濁水流出防止対策等、何らかの措置を講じた事業場はほとんどなく、水質汚濁防止に対する関心の低さを改めて認識させられた。

5 ま と め

- (1) 昭和59～63年度の間、41事業場80件の改善勧告があり、そのうち22事業場に対しては、6回を最多に2回以上の勧告をしており、規制指導の在り方を再考する必要がある。
- (2) 勧告事業場の約70%は活性汚泥装置を設置しており、特に回分型装置が多い。また、勧告80件の80%はBOD(COD含む)が排水基準に違反しており、SSの56%と共に違反の中心を成している。
- (3) 違反の原因は、処理装置の能力不足26件、活性汚泥装置の汚泥流出21件、製造工程や処理装置の事故や故障20件など8項目に類別したが、排水に関する管理体制の不備、意識の欠如が根本的な原因と考えられる。
- (4) 改善対策としては、全般的に抜本的な対策がとられていない。特に、処理装置の未設置や能力不足に対し、処理装置の新增設は13件あるが、能力的な問題は解決していない。また、稀釈放流も多く15件ある。
- (5) 処理能力不足や活性汚泥装置の汚泥流出などに対しては、管理面での対応が多いが、体制的な裏付けがなく、せめて排水の専従担当者配置が望まれる。
- (6) 回分型活性汚泥の初期放流問題は、汚濁水の返送装置でほぼ解決し、汚れの巻込みは清掃の徹底が頼りである。
- (7) 事故や故障に対しては、正常復帰報告が中心で、トラブル時に汚濁水流出防止対策はほとんど講じられていない。

文 献

- 1) 青森県公害センター：昭和59年度～昭和63年度業務年報、排水水の規制指導
- 2) 根岸勝信、奈良忠明、工藤精一、田中貢、庄司博光、手代森光仁：回分型活性汚泥の現況、青森県公害センター所報、8、119 - 124(1987)

十和田湖休屋地区における雑排水浄化対策

— 第1回アンケート調査 —

Countermeasure of Domestic Waste Water in Yasumiya Area along Lake Towada — The first Questionnaire —

根岸勝信・西館 篤・関野正義

1 はじめに

十和田湖の水質は、昭和61年度以後CODが環境基準値（湖沼AA類型1圃）を超え、現在も漸増傾向にある。

これに対し、主要汚濁源の一つである湖畔集落排水の浄化対策として、下水道整備計画が進められており、平成3年4月1日には、湖畔で最も大きな集落である休屋地区を中心とした一部の地域で、供用開始の予定となっている。

しかし、全面的な供用にはまだ数年を要する状況であり、また供用開始区域においては、速やかに水洗化が図れるのかどうか、疑問視する向きもある。

休屋地区では、これまで行政機関の指導により、排水の地下浸透化がかなり普及しているが、浸透させた汚濁水が、そのまま湖岸に湧出するなど、必ずしも根本対策になっていない。そのため、下水道の完全普及を待つ間も、汚濁水はかなり流出し続けるものと予想される。

そこで、地域住民に対して十和田湖水質保全の意識啓蒙を図ると共に、暫定的な雑排水浄化対策を強化推進するための基礎調査として、休屋地区において雑排水対策の現況などについて、アンケート調査を実施した。

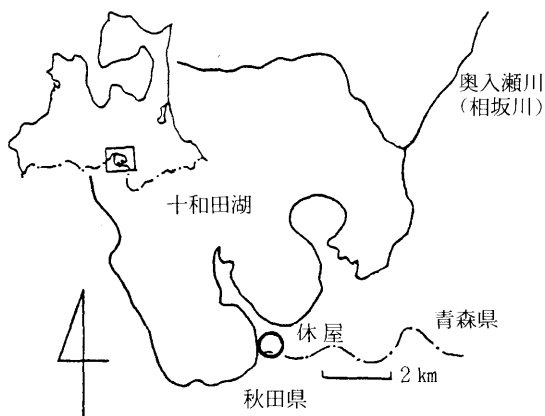


図1 調査地域

2 調査の概要

2.1 調査期間

平成元年9月1日～9月20日

2.2 調査対象

青森県上北郡十和田湖町大字奥瀬字十和田、休屋地区（図1）の住民及び事業者156人
但し、家庭又は事業所を1単位とした。

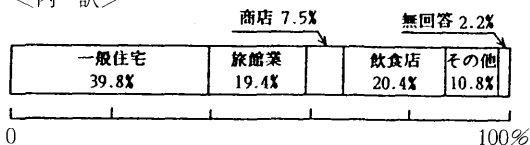
2.3 調査方法

郵送法

2.4 回収率

59.6%（93人／156人）

<内訳>



3 調査結果の概要

3.1 十和田湖の現況に対する意識

回答者の97%以上の方が、水質汚濁を心配している。特に、「何とかしたい」と積極的な意識を持つてるのは45.2%おり、事業者の方が一般住民よりも、その割合が高い。

3.2 雑排水等対策の現況

3.2.1 調理くず等の処分

「専用の容器に回収している」が43%で最も多く、特に事業者が多い。その他では「流し台の三角コーナー」や「流し台落下口のバスケット状ストレーナー」などで回収しているが、「ろ紙袋等をかぶせて」回収している人は8.6%と少ない。

回収した調理くず等は、ほとんどがごみとして（「一般ごみ」78.5%、「事業所ごみ」6.5%）出している。

3.2.2 余った酒類、汁物の処分

他の排水と「分けている」のは14%で、「たまに分けることもある」を合わせても26.9%と少なく、「そのまま流

している」が63.4%を占めている。

また、分けた物の処分について「業者委託している」のは4%のみで、多くは「自己所有地に埋めたり、散布したりしている」で実質地下浸透であった。

3.2.3 汚れた食器等の洗浄

汚れを「拭き取ってから洗っている」人は33.3%で、半数以上の55.9%は「拭き取らずに洗っている。」

比較的、一般住民の方が「拭き取ってから」が多い。

3.2.4 食用廃油の処分

66.7%の人は「固化剤処理、又は紙等に浸み込ませてごみとして出している」としている。

しかし、少ないとはいえ「そのまま流している」人は7.5%あり、また「その他」17.2%の人の多くは埋立て処分（浸透）とのことであった。

3.2.5 洗濯用洗剤の使用

ほとんどの人が「無リン合成洗剤」(67.7%)又は「粉石けん」(33.3%)を使用しており、「有リン合成洗剤」を使用している人は、洗う物によって他の洗剤と使い分けしている。

使用量は「表示どおり」(33.3%)と「少なめ」(31.2%)で64.5%を占めている。

3.2.6 し尿・雑排水の処理

「合併浄化槽で処理している」人は31.2%であったが、ほとんどが事業所である。一般住宅では、し尿が「汲取り」、雑排水は「沈殿槽（溜め桝等）で処理している」が多い。

3.2.7 排水の放流*

排水の地下浸透化の普及で、62.4%が「流していない（地下浸透等）」としている。

「放流している」のは30.1%（「全部流している」22.6%、「一部流している」7.5%）となっている。

3.3 十和田湖水質保全に関する自由意見

27人から意見があった。

「下水道整備の促進」や「排水の規制指導強化」を望む意見が非常に多く、また「他の汚濁源」や「利用客のマナーの悪さ」などの指摘もあった。

4 ま と め

寄せられた回答を集計した結果、ほとんどの人が十和田湖の汚濁に対し危機感を持ち、雑排水の浄化に配慮していることがうかがえたが、休屋地区で更に負荷量削減を図るため、次のような対策の強化推進が考えられる。

- (1) 厨房（台所）排水の細かいくず等も回収するため、ろ紙袋等使用の普及を図る。
- (2) 負荷量の高い酒類やみそ汁等液状の余り物は、分別して業者委託等によって処分することを奨励する。

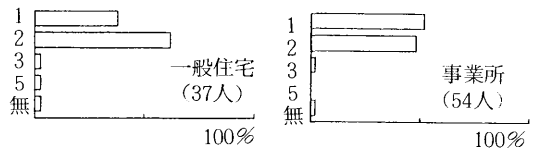
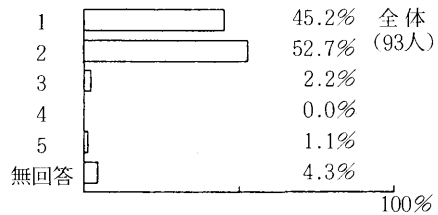
- (3) 汚れた食器等は、洗う前に紙等で拭き取ることを普及させる。
- (4) その他浄化意識の啓蒙活動等の継続、強化。

— 集 計 結 果 —

I 十和田湖の現況に対する意識

問1 最近、十和田湖の水質は環境基準を超える等、汚濁が進行しつつありますが、このような状況についてどう思いますか。

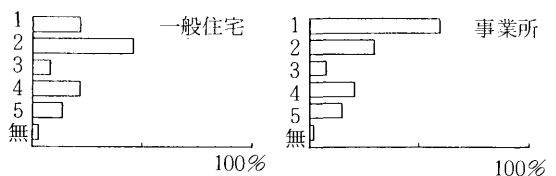
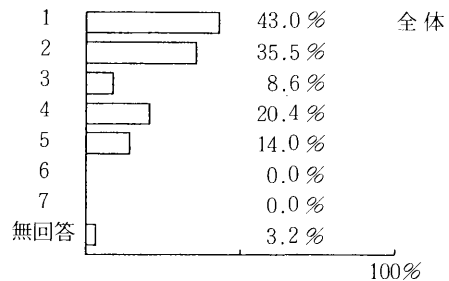
1. 心配なので何とかしたい。
2. 何とかして欲しい。
3. しかたがない。
4. まだまだきれいなので心配ない。
5. その他



II 雑排水等対策の現況

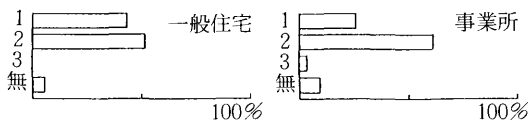
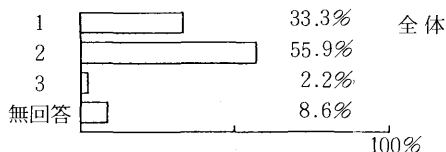
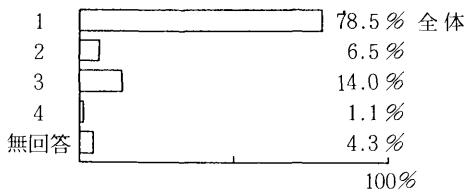
問2 厨房（台所）からでる調理くずや残飯等はどのように取り除いていますか。

1. 専用の容器に回収している。
2. 流し台の三角コーナーで回収している。
3. 三角コーナーにろ紙袋等をかぶせている。
4. 流し台台下のバスケット状ストレーナーにより回収している。
5. 流し台の目皿で回収している。
6. 何もしていない。
7. その他



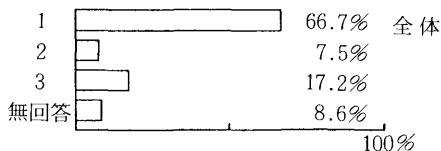
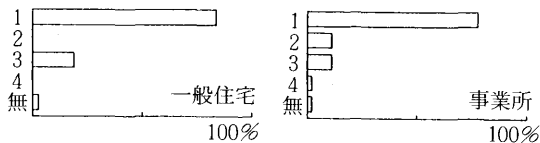
問3 回収した調理くず等はどうに処分していますか。

- 1、一般ごみとして出している。
- 2、事業所ごみとして業者委託している。
- 3、自己所有地に埋めている。
- 4、その他



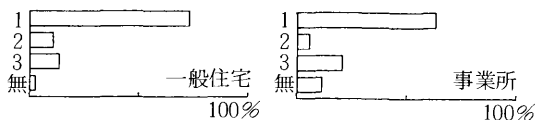
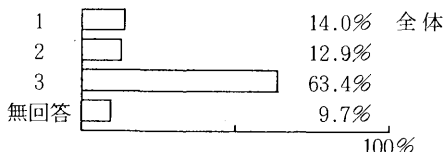
問7 食用廃油はどうに処分していますか。

- 1、固化剤処理、又は紙等にしみ込ませて、ごみとして出している
- 2、そのまま流している。
- 3、その他



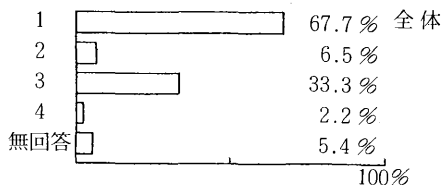
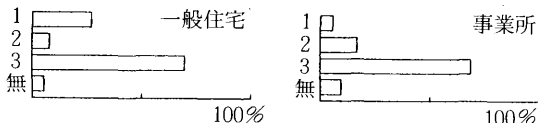
問4 酒類、米のとぎ汁、みそ汁等の余り物は他の排水と分けていますか。

- 1、分けている。
- 2、たまに分けることもある。
- 3、そのまま流している。



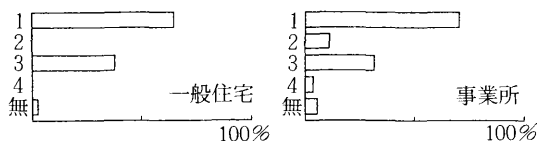
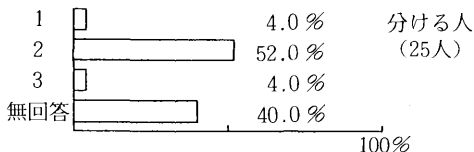
問8 洗濯用洗剤は何を使用していますか。

- 1、無リン合成洗剤
- 2、有リン合成洗剤
- 3、粉石けん
- 4、その他



問5 分けた酒類等は、どのように処分していますか。

- 1、業者委託している。
- 2、自己所有地に埋めたり、散布したりしている。
- 3、その他

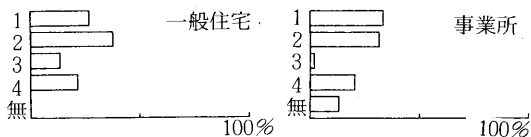
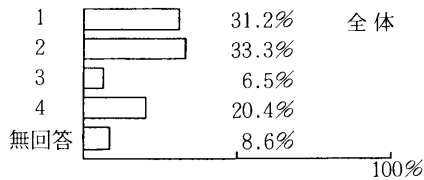


問6 油等で汚れた食器等についてはどうしていますか。

- 1、拭き取ってから洗っている。
- 2、拭き取らずに洗っている。
- 3、その他

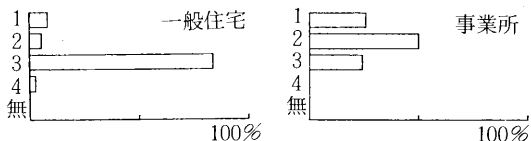
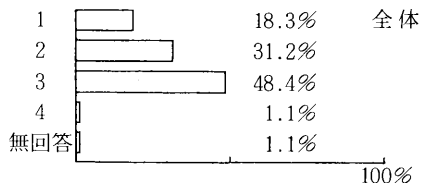
問9 洗濯用洗剤の使用量は怎么样了か。

- 1、少なめ
- 2、表示どおり
- 3、多め
- 4、目分量



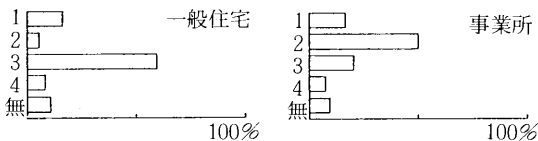
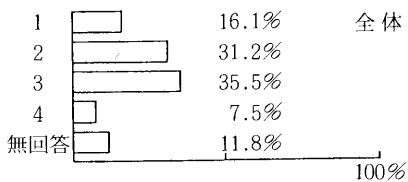
問10 し尿の処理はどうしていますか。

- 1、し尿浄化槽で処理している。
- 2、合併浄化槽で処理している。
- 3、汲取り
- 4、その他



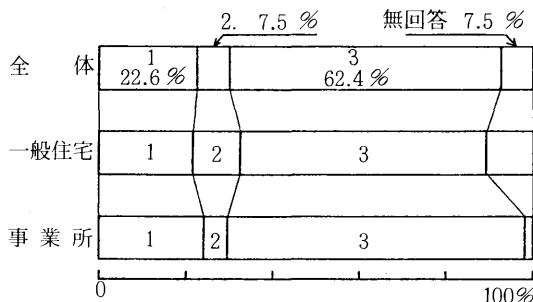
問11 雑排水の処理はどうしていますか。

- 1、特に処理していない。
- 2、合併浄化槽で処理している。
- 3、沈殿槽（溜め槽等）で処理している。
- 4、その他の方法で処理している。



問12 排水を敷地外へ流していますか。

- 1、全部流している。
- 2、一部流している。
- 3、流していない（地下浸透等）。



Ⅲ 十和田湖水質保全に関する自由意見

問13 十和田湖の保全に関して、ご意見がありましたらお願いします。

- ① 下水道整備の促進 ----- 12
- ② 排水に関する規制、指導の強化 ----- 8
- ③ その他の汚濁源について ----- 4
- ④ 利用客のマナーについて ----- 3
- ⑤ 行政の取り組みについて ----- 2
- ⑥ 湖内環境整備について ----- 2
- ⑦ 環境保全意識の啓蒙 ----- 1
- ⑧ その他 ----- 5

合計 27人 37件

— 自由意見 —

- 良い環境と美しい自然を守るためにも、出来る限り早く対策をお願いします。
- 早く下水道を整備して、昔の湖にもどしてもらいたい。
- 一日も早い整備をお願いしたいです。
- 少しでも早く工事が完成されることをお願いし、望みます。
- 一日も早い下水道の整備が進められ、使用出来る事を願います。
- 下水道を一日も早くやってほしいと思います。
- 5年以上前に完成してほしいです。
- 今更何も云う事はありません。一日も早く浄化供用開始を希望します。
- 一度汚濁した自然を元に戻すには、非常に長い時間がかかり、又は元に戻らない場合もある。湖水の汚染は十和田湖の汚染の中でも最も進んでいるものの一つで、自然保護、観光資源等としても重要な課題で、汚れをくい止め、回復させる必要がある。
人間が居るというだけで自然は破壊されてしまうが、それを最小限におさえる努力が必要で、その点に関して、ここは遅れがあったと思う。できるだけ早く下水道等が整備されることを望み、そのためにはいろいろなことに協力していきたいと思う。
- 公共下水道が完備されると、湖がきれいになること心待ちにしておりますが、湖を利用するレジャーが増え（釣り、モーターボート、ジェットスキー）て来ており、利用者のマナーが目立って悪く見えますので、その点の管理の方も考えてほしいと思っております。
水洗トイレの使用水を水道でなく（利用料金が高くなるので）湖水を利用できれば良いなと思っております。

- (下水道は)いつできるのですか。できたらすぐお願いしたいと思いますが、そのような説明がありません。町の水道が足りなくて山から引いて使っているが、下水道の水はどうするのでしょうか。もっと地元の説明会をもってもらいたいと思います。

水が汚れているのは、目で見て一目でわかります。そのために、湖水中の植生も生態系も変わってきております。できたら、下水道ができた処理の予定を質問するのではなく、行政の方で強制的にでもやらせられないのでしょうか。特に汚れのひどい体屋周辺は、湖の底が砂じゃなくヘドロになっているが、浚渫工事で吸い取れない物でしょうか。また、棧橋周辺は護岸工事したため砂浜がなくなり、ゴミが打ち上げられず、湖に漂って汚れているのです。
- 私の家では何時でも(下水道を使用しても)良いのですが、何時此れを使用できるのですか。其れも知らせないで、「何時頃処理される予定になっているか」という質問はないでしょう。お家で判っていたらお知らせ願います。
- 下水道工事を進めていると思いますが、推進者の1人十和田湖町長交代により、その完成が遅れるのではないかと安じております。
- 当方では湖には一滴の水も流していませんが、まわりではまだ相当雑排水を湖に流しています。又船等からもかなりの油や雑水が湖に出ていると思いますので、きつく取り締まる事がのぞましい。
- 湖수에流している下水管は全部止める事。
- 規定どおりに守られているかどうか、立ち入り検査、調査等を厳重に行ってほしい。

汚染に対する意識を高揚してほしい。
- 湖が汚染される原因は生活水の放水が第一要因ではあるが、近年釣りブームによる釣り人の空き缶、ビニール、その他の放棄が非常に多いので、何らかの方法で協力を求める必要がある。

1〜3年後に公共下水道が供用開始されるものの、現在ホテル等で繁忙期には浄化槽の機能が低下するため、湖へ直接放水しているところもあるので、厳重に監視、指導すべきだ。
- 浄化槽の検査などはかなり厳しい反面、みえみえのたれ流しなどはもっと厳しくすべきではないですか。素人がみてすぐわかります。
- 湖水に面した旅館には、湖に排水している旅館も有り、現在湖水面が低下している為、排水管が見えている。又、神田川にもながしている方もおりますので、確認調査して見たらいかがですか。
- 大ホテル業者の排水、湖畔の各業者の排水を調査して、一日も早く水をきれいにしたら良いと思います。
- 神田川付近の業者による、洗濯排水や製造排水がある。指導すべきだと思う。
- 下水道の整備が出来ても、青森水門からの逆流を止めなければだめだと思います。
- 生活排水も問題だが、滝ノ沢地区の土砂の流入や、青森の逆流水も何とかならないものか。
- ・雨水の処理(泥水が直接湖に入っている)
・側溝の清掃(造られてから清掃が行われていない様だ)
・観光客のマナーの向上(ゴミ類、空カン等を平気で捨てる)
- 下水道が出来るまで、行政はどうしようもできないと思う。出来ることなら、道路の砂などを取り除き、雨水が直接湖に入らないで、一回濾過等したら良い。

また、やたらと木を切らない等、これ以上開発をやめるべきである。
湖水祭りの花火を湖上で上げない。
十和田湖で営業しているホテル、レストラン等に公害センターから洗剤等をあつ旋、同じ無公害洗剤を使用させる等、行政ができることなら。
- 国立公園十和田湖への入園料を車両、人数等で取り、現在地元国立公園協会で行っているゴミ収集費用、十和田湖特定公共下水道の維持費(使用料)とする事が、湖畔住民 500名にも満たぬ地区に年間 150万人以上の観光客がくる十和田湖の住民としては、良策と思います。
- 15年前着任した頃は、透明度数分の湖底の岩肌が明白に見えたのですが、今日では湖面下の総ての岩に藻のようなものが付着し、非常にキタナイ。見る影もないです。個々の力ではどうしようもありません。モラルの問題ではなく、環境行政の甘さと遅延です。出来れば、低金利で施設が出来るようご配慮下されば、皆幸いと思います。

とにかく、湖を何とかしたいです。

十和田湖休屋地区における雑排水浄化対策

—— 第2回アンケート調査 ——

Countermeasure of Domestic Waste Water in Yasumiya Area along Lake Towada -The second Questionnaire

根岸勝信・西館 篤・関野正義

1 はじめに

十和田湖の水質悪化に際し、地域住民に対する十和田湖保全の意識啓蒙及び雑排水対策の強化推進を図るための基礎調査として、雑排水対策の現況について、第1回目のアンケート調査を実施し報告した。

当所ではその結果を踏まえ、住民を対象に「雑排水等の浄化講習会」を開催、更に雑排水浄化資材（油固化剤・残滓処理ネット）の無償配布等の実践活動を行なった。

ここでは、浄化資材の配布から約2ヶ月後に、それらの評価及び今後の雑排水対策について、第2回アンケート調査を実施した。

2 調査の概要

2.1 調査期間

平成元年12月1日～12月28日

2.2 調査対象

青森県上北郡十和田湖町大字奥瀬字十和田、休屋地区の住民及び事業者158人。

但し、家族又は事業所を1単位とした。

2.3 調査方法

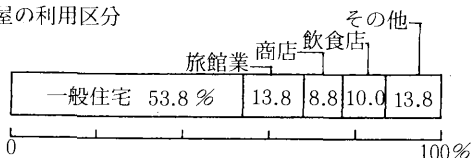
郵送法

2.4 回収率

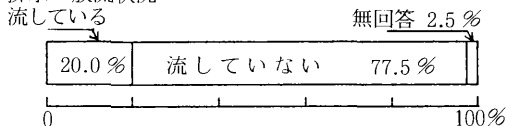
50.6%（80人／158人）

<内 訳>

家屋の利用区分



排水の放流状況



3 調査結果の概要

3.1 浄化資材の配布状況

回答者の内、浄化資材の配布を「受けた」人は60%（48人）、「受けない」人は40%（32人）であった。

「受けない」人に受けなかった事情を尋ねたところ、「知っていたが、期間内に配布場所へ行けなかった」人が53.1%と最も多く、次いで「既に同様の物を使用している」25%、「知らなかった」15.6%などであった。

3.2 浄化資材の評価

3.2.1 残滓処理ネットについて

配布を受けた人の内、今回のアンケート調査までに、配布したネットを実際に「使用した」人は79.2%であったが、ネットの雑排水浄化効果について、「効果がある」と考えている人は89.6%（「大変効果がある」37.5%、「少しは効果がある」52.1%）と高い比率であった。

今後においては、継続して「使用したい」と答えた人が77.1%（「積極的に使用したい」45.8%、「面倒だが、湖を守るため使用したい」31.3%）、次いで「買ってまで使用したいと思わない」が12.5%であった。

3.2.2 油固化剤について

配布した固化剤を「使用した」人は56.3%だけであったが、今後継続して「使用したい」と答えた人は77.1%（「便利なので使用したい」45.8%「面倒だが、湖を守るため使用したい」31.3%）と比較的高い比率であった。

3.3 今後の排水対策

下水道が普及するまでの間、実行可能な雑排水対策として、「浄化槽等を適正管理し、処理する」が50.0%と最も多く、次いで「洗剤は無リンのものを適正量使用する」38.8%、「残滓処理ネットやろ紙袋等を使用する」37.5%、「食用廃油は固化剤処理などして、流さない」35.0%などとなっている。

事業者が「浄化槽等を適正管理し、処理する」と答えた人が67.6%と突出しているのに対し、一般住民はい

ろいろな対策を平均的に挙げている。

なお、ネットと固化剤の使用については、前問の評価での使用意志とかなり食い違いがみられた。

3.4 行政への要望（自由意見）

20人からの意見があった。

第1回目の調査と同様「下水道整備の促進」や「排水の規制指導強化」を望むものが多かった。また、「環境保全意識の啓蒙」を望む声も多かった。

4 ま と め

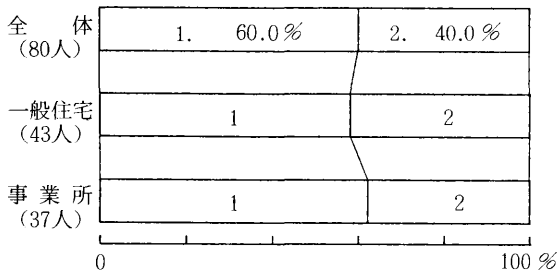
- (1) 当所で配布した雑排水浄化資材に対し、高い評価が得られたが、配布を受けなかった人も多く、今後の普及活動に活かしたい。
- (2) 多くの休屋地区の人々は、自分達でもできる雑排水対策に関心を示してきており、これを実行へ移行させるため、行政サイドから更に後押ししていきたい。
- (3) 回収率（50.6%）にもみられるように、十和田湖水質保全対策に積極的でない人も多く、更に啓蒙活動を進める必要がある。

— 集 計 結 果 —

I 浄化資材の配布状況

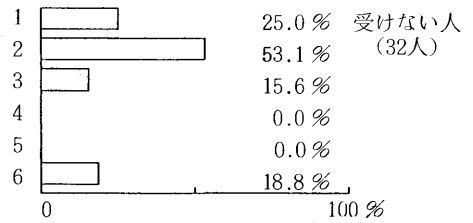
問1 去る9月28日に開催した「雑排水等の浄化に係る講習会」の際と10月6日～10月9日に（社）十和田湖国立公園協会事務所において、残滓処理ネット及び油固化剤の無償配布を実施しましたが、あなたは配布を受けましたか。

- 1、受けた。 2、受けない。



問2 配布を受けなかった方におたずねします。差し支えなければ、配布を受けなかった事情をお知らせください。

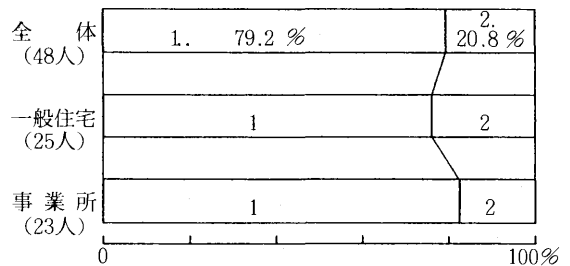
- 1、既に、同様の物を使用している。
- 2、知っていたが、期間内に配布場所へ行けなかった。
- 3、知らなかった。
- 4、面倒だから。
- 5、効果がないと思った。
- 6、その他 ()



II 浄化資材の評価（配布を受けた方）

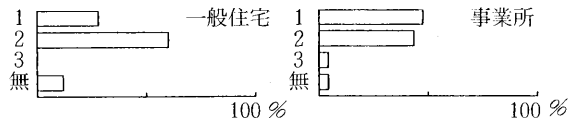
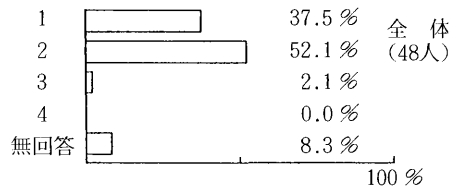
問3 配布した残滓処理ネットを使用してみましたか。

- 1、使用した。 2、まだ使用していない。



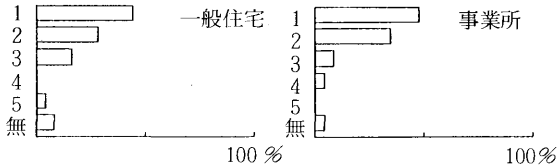
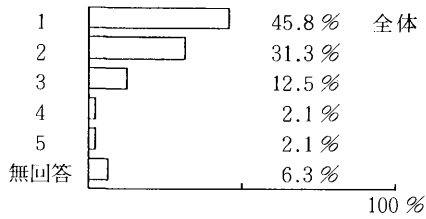
問4 残滓処理ネットは、雑排水の浄化に効果があると思いますか。

- 1、大変効果がある。
- 2、少しは効果がある。
- 3、ほとんど効果がない。
- 4、その他 ()



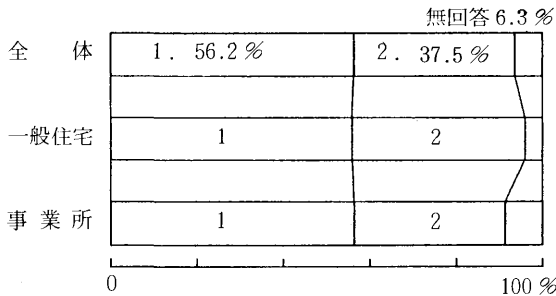
問5 今後、残滓処理ネットを継続して使用したいと思いますか。

- 1、今後も積極的に使用したい。
- 2、面倒だが、十和田湖を守るため使用したい。
- 3、買ってまで使用したいとは思わない。
- 4、使用しない。
- 5、その他 ()



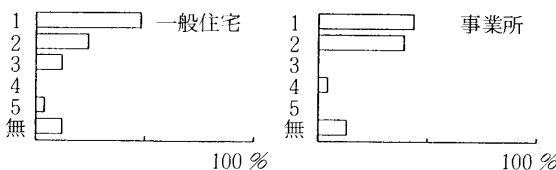
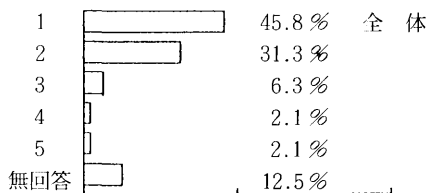
問6 配布した油固化剤を使用してみましたか。

- 1、使用した。
- 2、まだ使用していない。



問7 今後、油固化剤を継続して使用したいと思いますか。

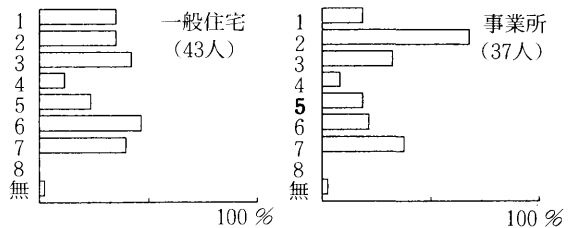
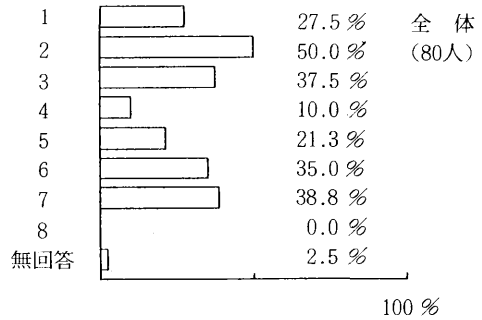
- 1、便利なので、今後も使用したい。
- 2、面倒だが、十和田湖を守るため使用したい。
- 3、買ってまで使用したいとは思わない。
- 4、使用しない。
- 5、その他



Ⅲ 今後の雑排水対策（全回答者）

問8 下水道が普及するまでの間、あなたどのような雑排水対策が実行できると思いますか。

- 1、排水を放流しない。
- 2、浄化槽等を適正に管理し、処理する。
- 3、残液処理ネットやろ紙袋等を使用する。
- 4、酒類、米のとぎ汁、みそ汁等の余り物を他の排水と分けて処分する。
- 5、汚れた食器類は、ペーパータオル等で拭き取ってから洗う。
- 6、食用廃油は固化剤処理などをして、流しには流さない。
- 7、洗剤は無リンのものを適量使用する。
- 8、その他



Ⅳ 行政への要望（自由意見）

問9 今後、皆さんが雑排水対策を実施していく上で、行政に対して何を望みますか。具体的なお意見がありましたら、お聞かせください。

- ① 下水道整備の促進 ----- 9
- ② 排水に関する規制、指導の強化 ----- 7
- ③ 環境保全意識の啓蒙 ----- 6
- ④ その他 ----- 3

合計 20人 25件

— 自由意見 —

○ 家を全面的に造り直さないと無理のようです。早急に下水道が使用できるよう、お願いしたいと思います。

○ 下水道一部供用開始が平成3年4月と聞いているが、「それまでにできないのでは？」という話もある。とにかく早く開始してもらいたい。私の所では、できたらすぐにでも利用させてもらいたいと思っています。

また、十和田湖町の前町長は、「下水道につなぐ工事は全町町の負担でやる。」と言っていたが、現町長も是非、行政の方で負担していただきたいものだと思います。

○ 下水道工事の完成が一日も早いよう、お願いします。

- 一般家庭の雑排水は、ある程度各家庭の努力で、少なくできると思いますが、飲食店や旅館業などの汚水が湖に流れていかない様、行政の方で見回りや規制の強化などをするのが適当かと思ひます。
- 十和田湖によって生かされている私どもの生活です。良いと思うこと、皆で決めた事を実行、協力するのはあたりまえですが、出来れば保健所の様に個別訪問して指摘して歩いた方がもっと効果的でしょう。
他県からくる方で、十和田湖がそれ程汚れていると知っている人はどの位いるでしょう。立て札等にそのことを明記し、ジュース、酒等を気軽に捨てない様に、またディズニーランドほどとはいわないが、時折（1日1回）はゴミ清掃人を出すなどして、常に湖畔とその周辺をきれいしておく、きれいにしておけばおほくほど、汚しちゃいけないと思う人もふえる様に思う。
- 行政に対してというより、地域住民の十和田湖を汚さず、きれいに守り続けるという意識が必要だと思われるので、今後ともこのような講習会やアンケート等をさかんにに行い、自然保護の意識高揚を図るべきではないでしょうか。
- 一般の人に判りやすく、下水道の事や湖の汚濁など（例えば ppmなどの単位とか数値などでいくら説明うけてもピンとこない）を教える方法をしたらいかがなもんですか。
- 行政で一生懸命努力、住民に対しての指導、大変ご苦労様です。汚染対策については、地域住民の方々も意識向上し、対策に対して前向きになっているとは思いますが、まだ個々の高まり、地域全体の高揚そして具体的行動にはまだまだと思ひます。利害（金銭的）的なものもあるのか……。
- 現在の汲取り式トイレ、ため池式雑排水を公共下水道にする時期と各家庭の経費、月々の配管使用料がいくらか（一般家庭の概算額）を知りたい。
観光業者（特にホテル、バス会社、旅行代理店）にもっと十和田湖憲章をPRして欲しい。遊覧船を待つ間、路上で車を洗い交通渋滞を起こしたり、排水がそのまま湖に流れている。また、団体客の車上からのゴミのポイ捨ても、拾う対策でなく、捨てさせない対策のためにも、国立公園という国の財産を守るPRがもっと必要と思う。
体屋は観光業者の思うままになっているので、是非公害センターに頑張ってもらいたいと思ひます。
- とにかく早く下水道の工事を普及してほしい。
また、ひとりひとりが気をつけるよう、心掛けが必要と思ひます。「私だけががいい」という考えを持っている人たちに訴えて下さい。
- 一日も早く下水道を使用してほしい。
- 下水道の完成には出来るだけ力を入れて貰って、多くの人が、自然を守っていただけることを望んでいます。
- 下水道の早期使用出来るようにしていただきたい。
- 現在、下水関係は浸透式又は汲取り式ですが、下水処理場が完成すれば、早速改善したい考えです。
- 排水をコンクリートの壺に溜めていますが、あふれて来るのが心配です。時々汲取りをして頂いていますが、一日も早く下水道の出来ることを望みます。
- 一般住宅で、直接湖内及び神田川へ流している人は、少ないと思ひます。特に、ホテル・旅館等の営業排水が多く見られますので、早めに行ってもらいたい。
- 各旅館、食堂、神田川ぞいの家庭に強く指導してほしい。フロの捨て湯を湖に流している。
- 家族3～4名の住宅より、旅館、ホテル、食堂等大型店の排水のたれ流しを注意したほうがよいかと思ひます。
- 十数年前まで、浄化槽の設置の際、湖畔に近い事業所に対しては湖に放水することを許可した結果、今日のような結果になったものと思ひます。今後は環境汚染に対する基準をきびしくして、50年～100年後にも影響がないようなきびしい許認可制度にするべきだ。
- 夏場の岸辺の悪臭は、それはひどいものです。もっともっと早く実行してもらいたかったです。住民相互の監視も、どうしても必要と思ひます。徹底させて下さい。

学 会 等 研 究 発 表

名 称	年月月	題 名	研 究 者 (○印 発表者)
社大気汚染研究協会	63. 3	健康影響についての過去の大気汚染データの整理に関する調査報告 —青森県の大気汚染—	○原子 昭・吉田 毅
全国公害研究会誌 Vol.13 No.2	63. 8	湖沼底泥における隣の形態別定量法の比較検討	○奈良忠明(青森県公害調査事務所)・ 原子 昭
第14回北海道・東北ブ ロック公害研究連絡 会議	63. 10	スパイクタイヤによる道路粉じん調査 —粉じん量分布の把握—	○野田正志・今 武純
	〃	八戸港の水質汚濁評価	○沢山修悦・工藤精一・根岸勝信
第29回大気汚染学会	63. 11	NOx規制(固定発生源)での拡散パラメータに関する一考察	○吉田 毅・西館 篤
第15回環境保全・公害 防止研究発表会	1. 1	スパイクタイヤによる道路粉じん調査 —粉じん量の分布と発生量の推定—	○今 武純・野田正志
	〃	十和田湖の水質について	○工藤 健・手代森光仁・対馬和浩 荒屋敷秀俊・柁木田むつみ・根岸勝信 工藤精一・佐藤信博
第24回青森県環境保健 部職員研究発表会	1. 2	八戸地区における使用燃料の変化と燃料中の硫黄分、窒素分の実態	○久保沢洋一・斉藤輝夫
	〃	スパイクタイヤによる道路粉じん調査 —粉じん量の分布と発生量の推定—	○今 武純・野田正志
	〃	八戸港への流入汚濁負荷	○工藤精一・対馬和浩・荒屋敷秀俊 柁木田むつみ・工藤 健・手代森光仁 根岸勝信・佐藤信博
	〃	十和田湖の水質について	○工藤 健・工藤精一・根岸勝信 柁木田むつみ・対馬和浩・手代森光仁 佐藤信博
	〃	小川原湖湖心部における硫酸還元菌	○柁木田むつみ・工藤精一・手代森光仁 対馬和浩・根岸勝信・沢山修悦 佐藤信博
	〃	県南公共用水域の底質の特性	○手代森光仁・工藤精一・佐藤信博
国立公害研究所研究報 告 No.123	1. 2	バックランド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究(Ⅱ) 八甲田山におけるバックランドオゾンの挙動	○早狩 進・梅原 茂・吉田 毅
全国公害研究会誌 Vol.14 No.3	1. 9	非特定汚染源に関する水質調査研究 —水田からの汚濁負荷—	○工藤精一・奈良忠明・田中 貢 庄司博光・手代森光仁・根岸勝信 佐藤信博・原子 昭
第15回北海道・東北ブ ロック公害研究連絡 会議	1. 10	非特定汚染源に関する水質調査研究 —融雪期河川の汚濁負荷—	○工藤精一・対馬和浩・工藤 健 関野正義
		(共通課題討論会)	
	〃	光散乱式Dust計とβ線吸収式SPM計の併行試験について	○早狩 進
	〃	パソコンによる常時監視データの活用について	○早狩 進・今 武純・高橋昭則

名 称	年 月	題 名	研 究 者 (○印 発表者)
第25回青森県環境保健 部職員研究発表会	1.11	逆転層生成時での大気汚染物質の高濃度 現象	○吉田 毅・早狩 進・今 武純
	〃	ばいじん簡易測定法(スモークテスター 法)について(1) —スモークテスターの使用結果—	○鈴木 実
	〃	八戸地区での酸性雨測定結果	○斉藤輝夫・久保沢洋一・野田正志
	〃	十和田湖休屋地区における雑排水対策の 現状(アンケート調査結果)	○根岸勝信・西館 篤・関野正義
	〃	植物プランクトンからみた十和田湖の水 質	○工藤 健・対馬和浩・沢山修悦 柞木田むつみ・根岸勝信・工藤精一 佐藤信博
	〃	坪川水系の重金属の経年変化	○沢山修悦・対馬和浩・根岸勝信 工藤精一
	〃	県南湖沼における内部生産COD	○対馬和浩・工藤精一
全国公害研究会誌 (投稿中)	2.1	スパイクタイヤによる道路粉じん調査 —浮遊粉じん発生量の推定—	○今 武純・野田正志・吉田 毅

編集委員 住 澤 智
吉 田 毅
関 野 正 義
早 狩 進
工 藤 精 一
山 田 孝 廣

青森県公害センター所報

第 9 号

平成 2 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
