

所 報

**Report of Aomori Research Institute
for Environmental Pollution**

No. 2

1977

青森県公害調査事務所

岩木川水域水質の動向について

Report of Some Aspect of Iwaki River Water

原子 昭・珍田 雅隆・松尾 章
寺田 節子・今 直己・工藤 英嗣

1 はじめに

岩木川は津軽平野にひろがる多くの都市、農村を貫流し、十三湖に流入して日本海に至る延長約95kmの河川であり、平川、浅瀬石川など多くの支川を擁している。これらの河川は各地の上水道としてもかなり利用されている。

この水域は生活排水、畜房および各種事業場の排水により汚濁がみられるところであり、その水質汚濁の防止をはかるべく昭和47年6月には水域類型指定がなされている。

この報告書は岩木川本流およびその主な支川について、BOD測定結果(48~50年度)から、水質汚濁の季節的な動向をまとめたものであり、今後の水質汚濁の調査監視対策等に資することを目標とするものである。

2 データの取りまとめ

上述のように検討するデータは、岩木川水域の測定地点(岩木川本流13地点、支流23地点)の48年度から50年度までのBOD測定結果につき年次的な水質のレベル、変動状況を算出し水質動向の検討材料としたのをはじめとして、主要な測定地点について3年間の経月的な季節変動を検討するため、ある程度統計的にまとめた。

図一 岩木川及びその支流流域における水質調査地点

表一 BODの推移(一覧表)

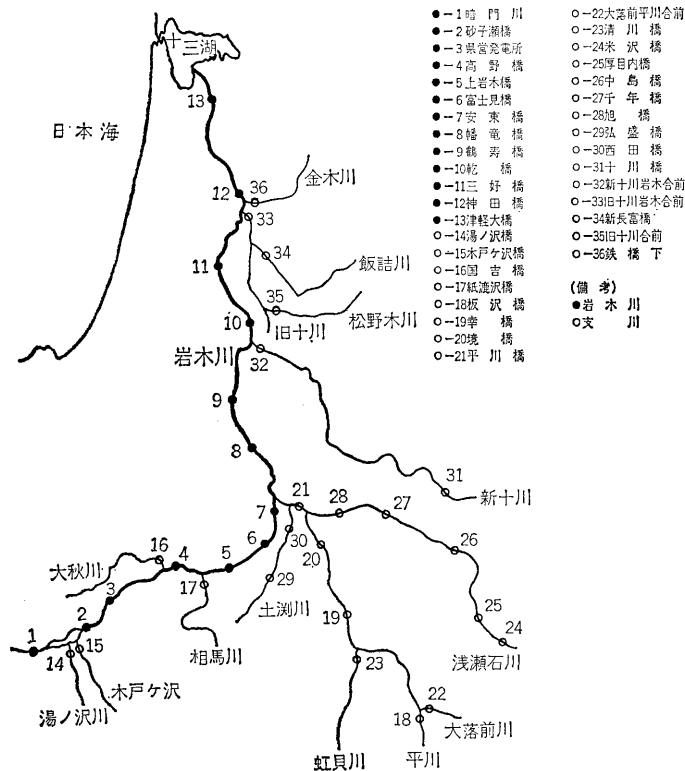
図二 岩木川におけるBODの推移

図三 岩木川の主要な支川におけるBODの推移

図四 岩木川におけるBOD季節変動

図五 岩木川の支川流域におけるBOD季節変動

表二 月別BOD環境基準適合状況



図一 岩木川及びその支川流域における水質調査地点

図一6 月別平均のBOD汚濁負荷量の推移

3 水質の動向と考察

3-1(1) 水質の概況

(ア) 岩木川本流

表一1、図一2から年度別、地点別にBOD(年平均値、75%値)の推移をみると、まず、年度別では水質が下流へむかって漸増する傾向に大きな変化はなく、50年度には安東橋下流の平均水質に若干の改善がみられる。また地点別では、48年度に富士見橋下流の水域が3ppmオーダーの水質であったのに対し、49、50年度はそれが

さらに下流の幡竜橋下流水域に移行しているのが一つの特徴となっている。

一方、BODの変動係数は画一的特徴を構成しておらず、概ね高い値を示し、30以下を示すのは13地点中わずか4地点にすぎない。このことは水域全体に依然としてBODの不安定となる要因が複雑に存在することを示しているが、平均水質に若干の改善がみられるものの、水質保全のためには今後の水質の監視継続と各種汚濁源の一層の改善指向の必要性を示すものである。特に乾橋下流においては50年度に変動係数の増加がみられるところであり、今後注意する必要があると考えられる。

表一1 BODの推移

水域	区分 調査地点	年平均(ppm)			75%非超過確率水質(ppm)			変動係数		
		48	49	50	48	49	50	48	49	50
岩木川	A 暗門川	1.8	2.6	1.4	2.8	4.0	1.9	80.0	81.5	55.0
	A 砂子瀬橋	1.7	1.9	2.1	2.2	2.4	2.7	44.7	37.4	40.5
	A 県営発電所	2.2	2.4	2.3	2.7	3.2	2.8	30.5	46.7	34.8
	A 高野橋	2.5	2.8	2.7	2.9	4.2	3.8	23.2	72.1	58.2
	A 上岩木橋	—	(2.9)	2.7	—	(3.7)	3.3	—	(38.9)	34.4
	A 富士見橋	3.2	2.8	2.9	3.9	3.6	4.0	34.4	40.4	57.2
	A 安東橋	3.6	—	2.7	5.9	—	3.7	94.7	—	52.2
	A 幡竜橋	3.8	3.5	3.2	5.1	4.3	3.8	49.5	34.9	29.4
	A 鶴寿橋	3.6	—	3.4	4.6	—	4.3	38.9	—	39.1
	A 乾橋	4.2	4.1	3.9	5.3	5.3	4.3	37.1	42.7	15.9
	A 三好橋	4.7	—	3.7	5.5	—	4.4	26.4	—	28.4
	A 神田橋	3.5	—	4.1	4.0	—	5.2	22.6	—	38.5
	B 津軽大橋	3.7	3.4	3.3	4.5	4.3	4.3	31.6	40.3	45.5
湯ノ沢川	湯ノ沢橋	1.8	2.0	1.6	2.5	2.6	2.0	57.2	45.5	35.0
木戸ヶ沢	木戸ヶ沢橋	3.7	2.5	2.0	5.3	3.6	2.4	63.5	66.4	26.0
大秋川	A 国吉橋	2.3	2.5	2.5	3.0	3.1	3.1	42.2	34.8	34.8
相馬川	紙漉沢橋	—	—	2.0	—	—	2.4	—	—	28.0
平川	A 板沢橋	2.3	2.2	2.8	2.8	3.0	3.1	30.4	50.9	18.2
	A 幸橋	4.4	2.9	4.0	6.2	3.8	4.6	60.2	46.9	22.8
	A 境橋	—	—	3.2	—	—	4.1	—	—	40.3
	A 平川橋	4.4	—	4.6	5.5	—	5.8	36.8	—	38.9
大落前川	A 平川合流前	2.0	2.5	2.4	3.0	3.0	2.7	74.0	28.8	16.3
虹見川	A 清川橋	2.4	2.9	3.6	3.2	3.8	4.2	50.4	44.8	24.4

水域	類型	調査地点	区分		年平均 (ppm)			75%非超過確率水質 (ppm)			変動係数		
			年度	年度	年度	年度	年度	年度	年度	年度	年度	年度	
													48
浅瀬石川	AA	米沢橋	2.9	1.9	3.0	3.9	2.5	3.6	48.6	44.7	29.0		
	A	厚目内橋	2.0	2.8	3.7	2.5	3.2	5.3	40.0	23.6	62.4		
	A	中島橋	3.4	3.0	2.9	4.3	3.9	3.6	39.7	43.3	37.6		
	A	千年橋	3.2	3.3	2.8	4.0	4.3	3.5	38.1	44.2	34.3		
	A	旭橋	5.4	—	3.0	6.7	—	3.9	35.9	—	44.0		
土淵川		弘盛橋	18.2	4.6	8.4	29.1	6.3	11.5	87.7	55.4	53.7		
		西田橋	15.9	10.7	7.4	21.5	12.9	9.8	51.5	30.0	47.8		
新十川		十川橋	—	—	3.8	—	—	4.5	—	—	28.2		
		岩木川合流前	4.3	6.2	2.5	6.3	6.4	3.5	67.0	5.7	57.2		
旧十川		〃	3.4	3.4	2.5	4.6	3.7	3.5	50.3	12.4	60.8		
飯詰川	A	新長富橋	—	—	2.4	—	—	3.0	—	—	37.9		
松野木川		旧十川合流前	—	—	3.6	—	—	4.7	—	—	46.1		
金木川		鉄橋下	—	—	3.4	—	—	5.5	—	—	90.6		

(注) 1. () 内は岩木橋のデータである。

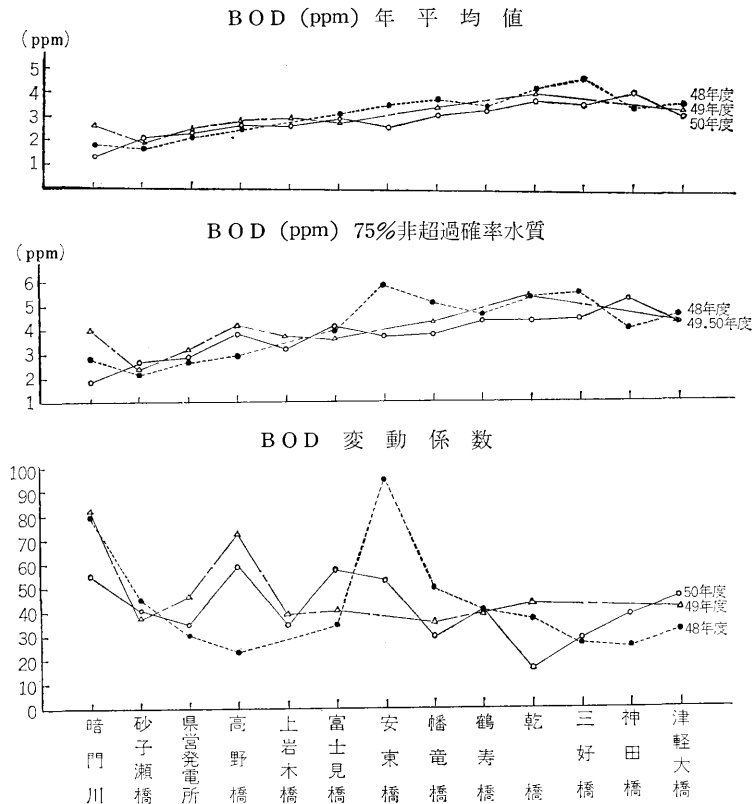


図-2 岩木川におけるBODの推移

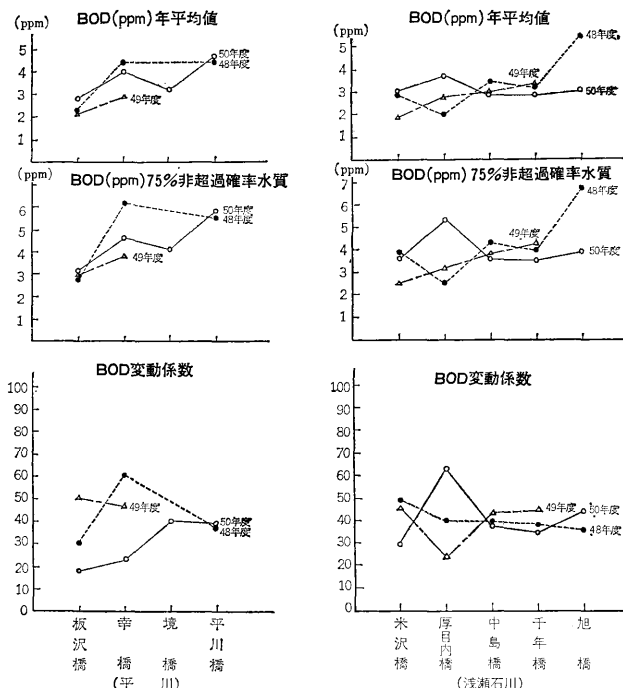


図-3 岩木川の主要な支川におけるBODの推移

(イ) 岩木川支流

表-1, 図-3から平均的な水質をみると, BOD 3 ppmを下まわるものが全体の約半数にのぼり, 状態としては, 都市排水による汚濁が進んでいる土淵川など一部の河川を除きおおむね岩木川の中流水域と同レベルであるとみられる。

なお, 年次的に水質の改善がみられるのは, 公共下水道の整備が進行した土淵川のほか, 2~3の水域だけである。一方, BOD変動係数が年次的に横ばいしないしは減る傾向を示す水域は調査地点中約半数におよぶとともに, 変動係数30以下を示す地点数が48年度0地点, 49年度5地点, 50年度8地点と漸次増加しており, 幾分水質の安定傾向をうかがわせている。

3-(2) BODの季節的動向

図4~5は岩木川本流および主な支川におけるBODの季節的な変動をまとめたものである。あらわし方は, 48~50年度の3年間の月別BOD平均値(季節代表値)とBOD総平均値との偏差を图示したものである。

この図からまず岩木川のBODの動きをみると, 上流から鶴寿橋までの数カ所の調査地点において, 月を追うに従ってBOD季節変動値が増加するパターンを示している。また最上流の2~3の測定地点では春先の4月に季節変動値が比較的大となっている。乾橋以降の水域における季節変動値の動きは上流と比較すると趣を異にしており, 季節変動0のラインを上下し, 年度終りの3月

に0に収斂するパターンを示しており, いずれも水質汚濁の一傾向をみる事ができる。

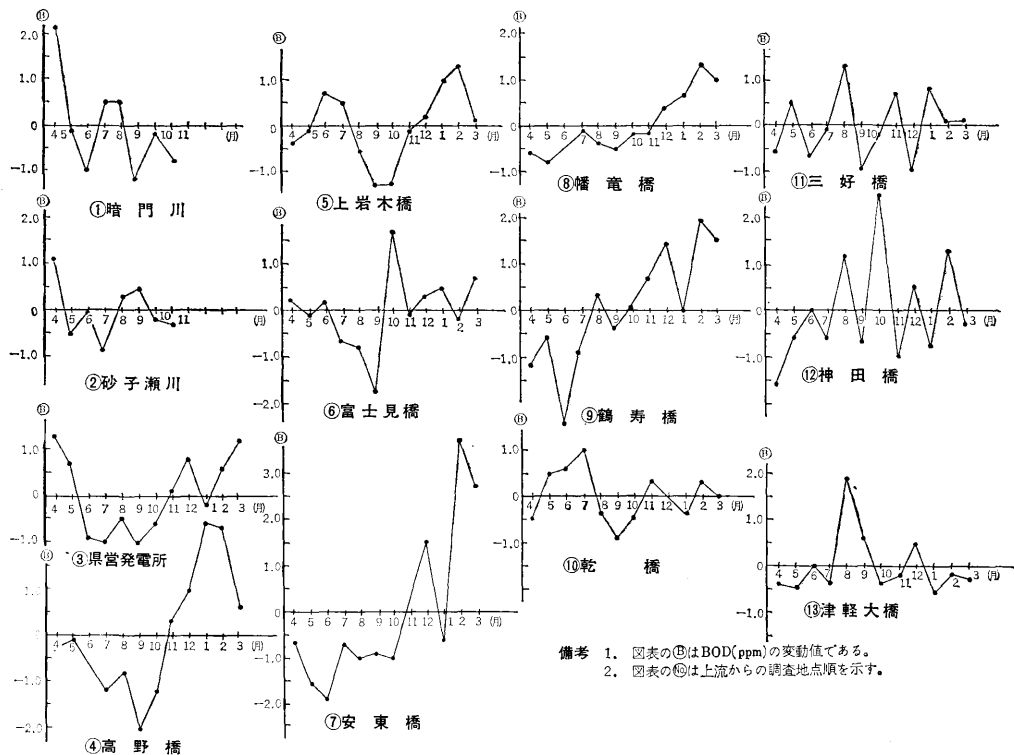
以上からBODの季節的な動きをまとめると, 上流から鶴寿橋付近までは9~10月以降翌年の4月頃までの時期には比較的高めに推移するとみられ, 幡竜橋下流では上流と比較して平均BODがおおむね高め(表-1参照)になっているうえ, 乾橋下流では季節変動値が幾分の増減を含みながらも0へ収斂する推移状況になっており, このためこの下流水域では年間を通じてBODは比較的高く, かつ季節的な動きは比較的小さいものとみられる。

次に主な支川における季節変動は, ほとんどの調査地点で岩木川でいどに特徴づけができるパターンは得られず, 不規則な変り方をしており, 土淵川にその傾向が強くあらわれている。これらの支川については今後検討の余地が残されている。

3-(3) 環境基準と対比した場合のあらわれ方

表-2は3年間のBODの環境基準適合状況を示したものである。

まず岩木川では3-(2)で記述した傾向に対応する適合あるいは不適合の状況をあらわしている。即ち, 上流から安東橋までは5月から11月にかけて環境基準適合の頻度のある時期となっていることを示し, 幡竜橋下流の水域ではおおむね年間を通じて不適合の頻度が高いことを示している。



備考 1. 図表の⑬はBOD(ppm)の変動値である。
2. 図表の⑬は上流からの調査地点順を示す。

図-4 岩木川におけるBOD季節変動 (S48~50)

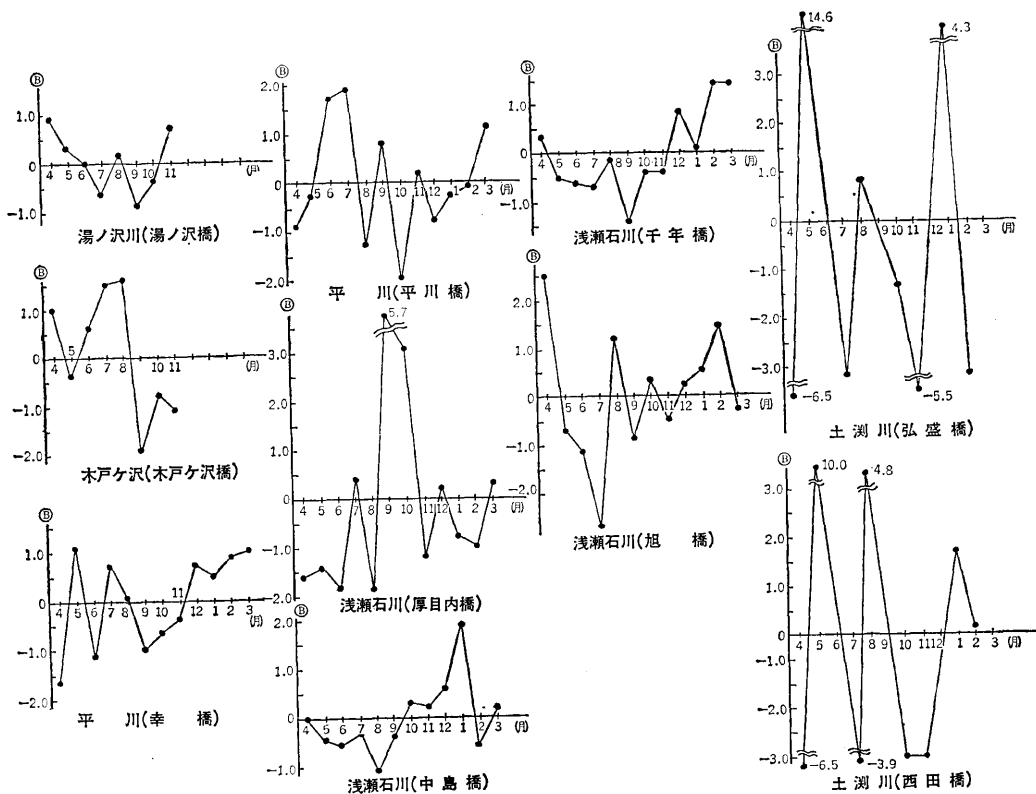


図-5 岩木川の支川水域におけるBOD季節変動 (S48~50)

表-2 月別BOD環境基準適合状況 (S48~50年度)

水域	類型	調査地点	区分		BOD 環境基準適合状況												
			月別		4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	
岩木川	A	暗門川			●	▲	○	●	▲	○	○	○	/	/	/	/	
	A	砂子瀬橋			●	○	▲	○	▲	●	▲	○	/	/	/	/	
	A	県営発電所			●	●	○	○	▲	○	○	●	●	▲	●	●	
	A	高野橋			●	●	▲	○	▲	○	○	●	●	●	●	●	
	A	上岩木橋			●	●	●	▲	●	▲	○	●	●	●	●	●	
	A	富士見橋			▲	▲	▲	●	▲	○	▲	▲	●	●	▲	●	
	A	安東橋			●	○	○	●	▲	○	○	●	●	●	●	●	
	A	幡竜橋			▲	●	▲	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	A	鶴寿橋			●	●	○	●	▲	●	●	●	●	●	●	●	
	A	乾橋			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	▲	
	A	三好橋			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	A	神田橋			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	B	津軽大橋			▲	▲	▲	▲	●	▲	▲	●	●	▲	▲	▲	
大秋川	A	国吉橋			●	▲	/	○	○	/	●	○	/	●	●	/	
平川	A	板沢橋			○	▲	/	●	○	/	●	▲	/	●	●	/	
	A	幸橋			▲	▲	●	●	▲	▲	▲	●	●	●	●	●	
	A	境橋			○	●	○	●	○	●	●	●	●	●	●	●	
	A	平川橋			●	●	●	●	▲	●	▲	●	●	●	●	●	
大落前川	A	平川合流前			●	○	/	●	○	/	●	●	/	●	●	/	
虹貝川	A	清川橋			●	▲	/	●	▲	/	●	▲	/	●	●	/	
浅瀬石川	AA	米沢橋			●	●	/	●	▲	/	●	●	/	●	●	/	
	A	厚目内橋			●	▲	●	○	●	▲	●	●	●	●	▲	●	
	A	中島橋			●	▲	●	●	▲	●	●	●	●	●	▲	▲	
	A	千年橋			▲	▲	●	●	▲	▲	●	▲	●	●	●	●	
	A	旭橋			●	▲	●	○	●	●	●	▲	●	●	●	●	
飯詰川	A	新長富橋			○	/	/	●	/	/	●	/	/	/	●		

備考 ○…… 3年間全て環境基準適合(調査回数が少ない場合で、不適合データのない場合を含む)

▲…… // に1~2回環境基準不適合

●…… // に全回(3回)環境基準不適合(調査回数が少ない場合で、データが全て不適合のものを含む)。

なお、主な支川では年度後半の10月以降に不適合の頻度が高く、それ以外の時期は比較的不規則な適合状況となっている。

3-(4) 参 考

図-6は平川合流前後の岩木川および平川の主要3地点(乾橋、上岩木橋、平川橋)について3年間における月別平均のBOD汚濁負荷量をまとめたものである。

融雪期の4月には他の月に比べ圧倒的に多い水量のため、BOD汚濁負荷量は著しく多い算出結果となっている。その後6月までは漸減し、以後横ばい状況となっている。

また平川から岩木川への汚濁寄与の程度を単純に平川橋/乾橋×100%でみても約50%にのぼり、その影響が無視できない。

この意味から平川の水質の動向についてはさらに調査検討されなければならない。

4 むすび

岩木川本流のBODの季節的な動向には上流と下流でそれぞれ傾向的なパターンがみられ、そのパターンが環境基準適合の状況を概括的にみるために作成した表(表一2)にもある程度反映されている。

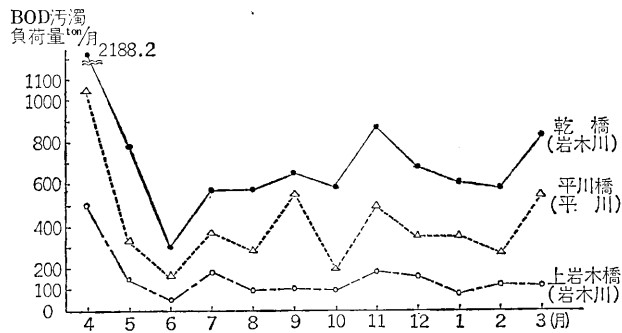
支川においてはBODの季節的な動向に傾向性をとらえにくい。

平川には浅瀬石川、土淵川などの河川が流入し、これが岩木川と合流するに際しては、無視できない汚濁の影響が考えられる。従って今後は平川を含む支川全般について水質の動向を調査検討し、岩木川への影響を把握しなければならない。

参考文献

- 1) 矢野雄幸, 三木正博: 水質測定誤差とデータ処理, 11~24, 公害研究対策センター, 東京, 1974
- 2) 岸根卓郎: 統計理論, 109~121, 養賢堂, 東京, 1976
- 3) 建設省東北地方建設局青森工事々務所: 河川流量に関する資料

図一6 月別平均のBOD汚濁負荷量の推移 (S48~50)



(月別平均BOD汚濁負荷量: ton/月)

地点 \ 月	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3
上岩木橋 (A)	505.4	175.5	49.4	181.2	97.7	99.6	96.4	186.3	163.4	82.4	109.8	112.0
乾橋 (B)	2188.2	784.2	312.1	579.6	577.3	654.1	588.1	869.8	683.6	608.7	581.5	828.3
平川橋 (C)	1049.5	329.9	162.1	374.2	281.1	549.4	193.4	497.2	347.8	350.0	263.8	545.1
(A)/(B)×100(%)	23.1	22.4	15.8	31.3	16.9	15.2	16.4	21.4	23.9	13.5	18.9	13.5
(C)/(B)×100(%)	48.0	42.1	51.9	64.6	48.7	84.0	32.9	57.2	50.9	57.5	45.4	65.8

重金属汚染地域における重金属と植物との関係について

Connection between heavy metals and plants on heavy metal pollution areas

円子隆平・橋本康孝・原子 昭・松尾 章・横山淳子

1 はじめに

植物生育と土壤に含まれる無機塩類との関係は古くから注目され、植物の栄養に関する分野ではむしろ必要な成分として研究されて来た。

近年環境汚染問題の1つに「カドミウム汚染米」が提起されたが、過剰塩類に関する研究については、現在あまり進んでいないため、汚染に対するメカニズム及びその防止の方法についてもまた不明な点が多く残されている。

カドミウム及び亜鉛を中心とした過剰な重金属が存在する地域において、そこに生育する野生植物に含まれる重金属含量及び種間差の重金属含量等が生育にきわめて大きな影響をおよぼすことに着目した。そして、きわめてカドミウムを多量に含量するヘビノネコザを中心にしてその植生及び他重金属との関係について調査したのでこ

に報告する。

2 現地概況

調査を行った地域については図1に示した。

この地域ではいずれも亜鉛、銅、鉛を産出した鉱山跡がある。これら鉱山の概略は表1に示した。亜鉛鉱には0.5~2%程度のカドミウムが含まれるところから、亜鉛と同時にカドミウムも産出していた事になる。

最近では排水や排煙からのカドミウムや亜鉛に対する規制がきびしくなって来たが、調査した宿野部川流域の大正、西又鉱山、川内川流域の下北川内鉱山、中川鉱山のうち、中川鉱山を除いてすでに過去十数年間にわたって亜鉛、カドミウム、銅、その他の重金属を排出し、周辺土壤に蓄積されている地域である。

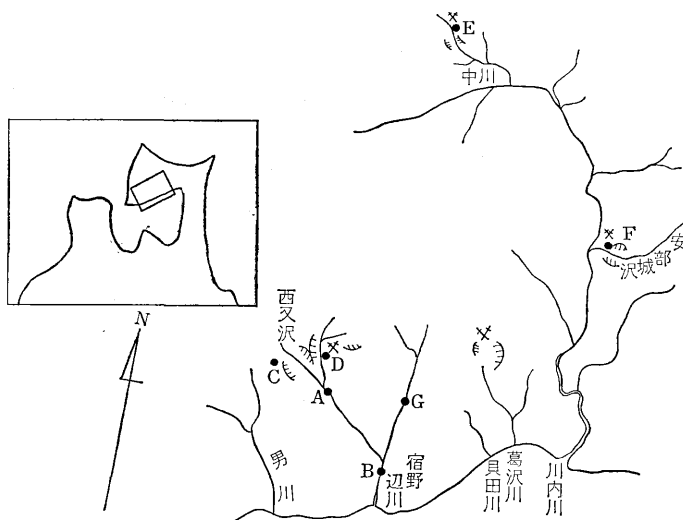


図1 調査地点

表1 主要鉱山の概略

鉱山名	操業年月日	産出物	産出量
中川鉱山	昭和30年~昭和33年頃 調査のため採鉱	銅, 鉛, 亜鉛	
下北川内鉱山 (安部城鉱山)	昭和24年~昭和32年	銅, 鉛, 亜鉛	2万t/年
西又鉱山	大正5年~昭和6年	銅, 鉛, 亜鉛	2万~2.5万t/年
大正鉱山	明治より操業していたが 大正5年より大正西又鉱 山として再操業		

(青森県鉱政保安課調べ)

3 植物採取地点

A 西又中間地点

西又鉦山の人工スギ林中のスギーヘビノネコザ群落中のヘビノネコザを採取した。

B 東又分岐下流

西又沢と東又沢合流点下流のスギーヘビノネコザ群落よりヘビノネコザを採取した。

C 西又大正鉦山

西又鉦山のズリ堆積地のウダイカンバーヘビノネコザ群落よりヘビノネコザを採取した。

D 宿野部川林道脇精練所跡

宿野部川の西又沢林道脇の精練所跡のアカマツーヘビノネコザ群落よりヘビノネコザを採取した。土壌の採取は鉦澤捨場になっていたため出来なかった。

E 中川鉦山

中川鉦山跡で現在採石場になっているところのミズキーヘビノネコザ群落よりヘビノネコザを採取した。

F 安部城精練跡

川内川の安部城沢の精練所跡のヒメノガリヤスーヘビノネコザ群落よりヘビノネコザを採取した。

G 東又沢橋

東又沢上流の溪畔にみられたムラサキヤシオツツジーミゾシダ群落よりミゾシダを採取した。

4 分析方法

採取した植物は自然乾燥後器官別に、また、分けるのが困難な株と根は根茎部として区分し、粉碎後試料とした。

重金属分析のためには硫酸一硝酸で湿式灰化後、有機溶媒MIBKで抽出し、原子吸光法にて測定した。

5 結果

調査地点の植物の出現種数とヘビノネコザ及びミゾシダの被度、群度を表2に示した。

ヘビノネコザ採取地点におけるヘビノネコザ群落は宿野部川の大正、西又鉦山付近においては、被度、群度とも4と非常に優性に繁茂していた。しかし出現種数は3〜31種と採取地点において大きなバラツキがあった。

川内川流域におけるヘビノネコザ採取地点のヘビノネコザの被度、群度、は1〜2と宿野部川のヘビノネコザに比較すれば貧弱であり出現種数も4〜19種とバラツキはあったが、大正、西又地域の出現種数のバラツキよりも小さかった。

ミゾシダは同じシダ類における重金属の吸収の差をみるために採取したものであり、被度、群度3、出現種数も19と多くの他の植物と共に植生していた。

表2 調査地点の植物の出現種数とヘビノネコザ及びミゾシダの被度、群度※

地点名	出現種数	植物名	被度	群度
西又中間地点	4	ヘビノネコザ	4	4
東又分岐下流	29—31	ヘビノネコザ	4	4
西又大正鉦山	3	ヘビノネコザ	4	3
宿野部川林道脇精練所跡	11	ヘビノネコザ	4	4
中川鉦山	19	ヘビノネコザ	1	2
安部城精練跡	4〜6	ヘビノネコザ	+〜2	—〜2
東又沢橋	19	ミゾシダ	3	2

(青森県自然保護課調べ)

※被度：1.2.3.4.5で表示、1では測定面積の1/20以下を5では、測定面積の%以上を覆っていることを示す。

群度：1.2.3.4.5で表示、1では測定面積中に1株以下であることを示し、5ではカーペット状に群落を作っていることを示す。

次に各地点で採取したヘビノネコザ及びミゾシダの重金属蓄積濃度を表4〜10及び図3に示した。全体としてヘビノネコザのカドミウム蓄積濃度に比較してミゾシダは低かったがF地区のようにヘビノネコザの中にも低濃度に蓄積しているものもあった。

表3 地点名の番号

No	地点名
A	西又中間地点
B	東又分岐下流
C	西又大正鉦山
D	宿野部川林道脇精練所跡
E	中川鉦山
F	安部城精練跡
G	東又沢橋

表4 A地区におけるヘビノネコザ及び周辺土壌の金属の濃度分布

金属名	葉	茎	根 茎	土 壌
	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
Cd	222.9	146.1	260.9	1.1
Cu	29.3	82.4	34.8	739.2
Zn	144.6	215.2	217.4	451.7
As	0.1	0.1	0.8	47.2
Pb	0.7	3.7	8.0	141.7
Mn	95.5	42.6	122.3	216.0
Fe	128.1	44.6	470.0	18480
Na	476.7	955.3	343.4	471.7
K	19294	15123	5909	947.4

表5 B地区におけるヘビノネコザ及び周辺土壌の金属の濃度分布

金属名	葉	茎	根 茎	土 壤
	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
Cd	29.0	14.0	7.3	5.8
Cu	20.0	28.0	78.0	238.1
Zn	251.8	175.0	445.0	605.2
As	1.4	0.4	2.4	81.8
Pb	10.8	64.5	128.4	347.2
Mn	73.7	48.9	117.3	296.3
Fe	219.6	96.7	743.9	21329
Na	561.7	1379.5	894.7	481.0
K	18374	20397	7042	1215.5

表8 E地区におけるヘビノネコザ及び周辺土壌の金属の濃度分布

金属名	葉	茎	根 茎	土 壤
	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
Cd	0.3	0.5	1.6	1.5
Cu	12.9	33.3	104.1	289.7
Zn	321.4	356.3	713.1	748.0
As	2.0	0.4	4.3	103.3
Pb	1.3	7.7	90.3	149.6
Mn	74.8	27.6	112.9	322.1
Fe	1025.6	234.3	1473.2	31167
Na	2129.4	2199.9	974.8	250.4
K	13554	28481	4573	780.6

表6 C地区におけるヘビノネコザ及び周辺土壌の金属の濃度分布

金属名	葉	茎	根 茎	土 壤
	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
Cd	226.6	107.7	13.1	12.8
Cu	32.7	27.0	288.5	638.7
Zn	152.5	269.3	878.5	4192.0
As	3.8	1.3	28.4	518.9
Pb	9.3	118.5	489.5	3243.0
Mn	78.5	66.8	34.6	121.8
Fe	637.9	266.9	4016.0	39920
Na	682.9	1713.9	573.2	511.1
K	10869	27254	8354	2729.9

表9 F地区におけるヘビノネコザ及び周辺土壌の金属の濃度分布

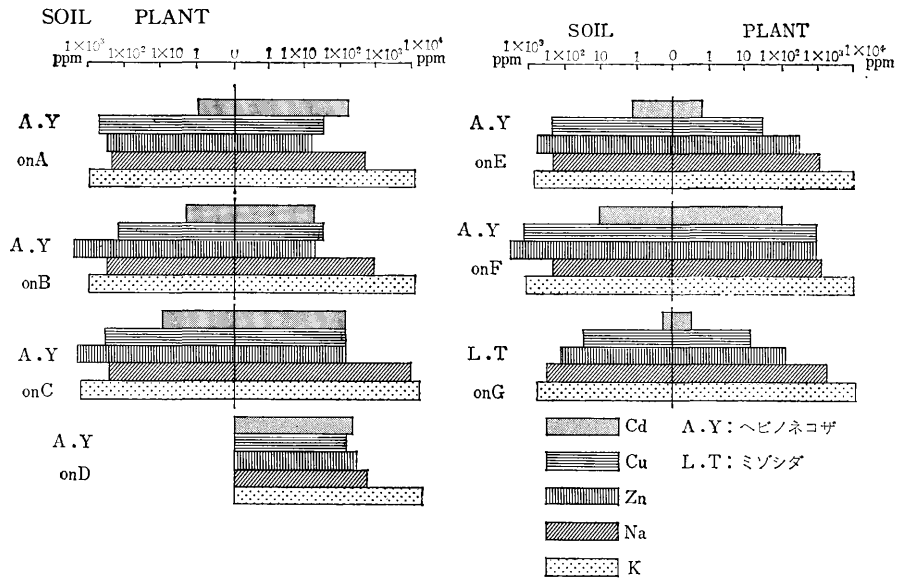
金属名	葉	茎	根 茎	土 壤
	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
Cd	189.6	78.6	37.1	12.7
Cu	27.6	14.2	1974.0	1897.0
Zn	413.5	99.7	1604.0	4545.0
As	8.3	2.0	98.8	1346.0
Pb	2.2	148.1	244.8	4644.0
Mn	56.4	23.2	37.9	182.2
Fe	596.0	177.1	5869.0	72463
Na	218.3	35.9	110.9	368.0
K	14475	26929	6426.0	1285.4

表7 D地区におけるヘビノネコザの金属の濃度分布

金属名	葉	茎	根 茎	土 壤
	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
Cd	195.9	100.0	205.6	—
Cu	34.4	49.0	210.6	—
Zn	403.8	73.5	315.6	—
As	1.2	0.3	1.5	—
Pb	7.7	60.1	32.0	—
Nn	123.9	68.4	50.9	—
Fe	348.3	125.1	512.3	—
Na	949.5	717.0	384.1	—
K	29987	42133	6719	—

表10 G地区におけるミゾシダ及び周辺土壌の金属の濃度分布

金属名	葉	茎	根 茎	土 壤
	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
Cd	0.6	0.3	0.5	0.3
Cu	11.9	6.2	20.8	48.9
Zn	286.4	164.8	215.9	173.1
As	0.2	0.6	1.5	18.8
Pb	15.1	0.4	1.7	48.9
Mn	95.1	51.1	107.2	291.0
Fe	884.7	8538.0	2244.0	14935
Na	1337.7	1899.5	971.6	542.1
K	15104	21913	11565	755.8



図一 植物採取地点の植物及び周辺土壌の金属含量

ヘビノネコザのカドミウムをみた場合その濃度の多くは葉茎部に分布していた。又、ナトリウムやカリウムは植物中には高濃度に検出された。土壌中の重金属が植物中での濃縮率の高いものは、カドミウム、ナトリウム、カリウムであった。(表11)カドミウムにいたっては0.5~191倍の濃縮率であり採取地点によって大きな差が

あった。又、ナトリウムでは1~6倍カリウムでは4~15倍の濃縮を示した。このようにヘビノネコザに吸収されたカドミウムが特に葉茎部に蓄積されているが、少なくとも外観上は全く生育を阻害されている様子がみられないことは注目すべきところである。

表一11 土壌中金属の植物吸収による濃縮率

	Cd	Cu	Zn	As	Pb	Mn	Fe	Na	K
A地区ヘビノネコザ	191.45	0.07	0.43	0.01	0.03	0.40	0.01	1.25	11.73
B地区ヘビノネコザ	3.05	0.21	0.50	0.02	0.19	0.20	0.02	1.83	12.35
C地区ヘビノネコザ	9.82	0.20	0.03	0.02	0.06	0.49	0.05	1.62	4.25
D地区ヘビノネコザ	—	—	—	—	—	—	—	—	—
E地区ヘビノネコザ	0.53	0.18	0.64	0.03	0.25	0.25	0.03	6.68	15.97
F地区ヘビノネコザ	8.22	0.47	0.20	0.04	0.03	0.74	0.04	3.86	9.96
G地区ミゾシダ	1.67	0.33	0.93	0.05	0.11	0.32	19.51	4.64	18.90

植物中のカドミウムの濃度に対する他重金属の比率を表12に示した。植物体中のカドミウム濃度に対して銅や亜鉛の濃度比の高いときはカドミウム濃度が比較的低い

植物の場合が多かった。つまりカドミウム濃度が低いときはCu/Cd, Zn/Cd比が高いことを示しておりこのことはカドミウムや亜鉛以外の重金属でも同じであった。土

表一12 植物中のカドミウムに対する他金属の比率

	Cu/Cd	Zn/Cd	As/Cd	Pb/Cd	Mn/Cd	Fe/Cd	Na/Cd	K/Cd
A地区ヘビノネコザ	0.23	0.92	0.002	0.02	0.42	1.04	2.78	50.0
B地区ヘビノネコザ	2.78	16.67	11.11	3.70	3.33	20.0	50.0	1000
C地区ヘビノネコザ	1.01	1.01	0.10	1.63	0.48	14.29	6.67	100
D地区ヘビノネコザ	0.74	1.64	0.01	0.14	0.39	2.22	3.13	100
E地区ヘビノネコザ	50.0	500	3.13	50.0	100	1000	200	1000
F地区ヘビノネコザ	8.33	8.33	0.46	1.27	2.30	25.0	14.29	125
G地区ミゾシダ	33.33	333	2.00	11.11	100	0.002	5000	2860

壤中のCu/Cd, Zn/Cd比をみてみるとそれほどの変化はみられず, こうした差はカドミウムや亜鉛の吸収が植物体中のカドミウムや亜鉛の濃度と土壌中のそれらとの間で単純に相関していないことを示した。

次に植物中のカドミウムと他重金属との相関係数を表13に示したが, ナトリウムでは $r = -0.70$ カリウムでは $r = -0.81$ とかなり強い負の相関を示したが, 銅と亜鉛では顕著な差はみとめられなかった。又, 土壌中の重金

属とカドミウムとの相関を表14に示したが, 土壌中のカドミウムと植物中のカドミウムの相関係数は $r = 0.80$ で, 相関は認められたが, 銅では $r = 0.51$, 亜鉛で $r = 0.34$, ナトリウムでは $r = 0.21$, カリウムは $r = 0.34$ であり, 単に植物中のカドミウム濃度と他重金属及び土壌中のカドミウムを除く重金属濃度との関係では明確な差異は認められなかった。

表-13 植物中のカドミウムと他金属との相関係数及び回帰直線

		Cu	Zn	As	Pb	Mn	Fe	Na	K
Cd	r	0.20	-0.08	0.21	0.21	0.13	-0.25	-0.70	-0.81
	m	0.82	-0.26	0.04	0.20	0.04	-3.49	-5.85	-49.19
	b	135.28	380.85	7.49	60.0	83.16	1816	1766	15200

表-14 植物中Cdと土壌中重金属の相関係数及び回帰直線

		土 壤								
		Cd	Cu	Zn	As	Pb	Mn	Fe	Na	K
植 物	r	0.80	0.51	0.34	0.25	0.32	-0.73	0.19	0.21	0.34
	m	0.72	3.97	7.94	1.52	7.51	-0.66	46.82	0.28	3.00
	b	19.34	338.0	1178	235.9	853.2	289.2	29462	416.4	1056

次に植物の群度, 被度とカドミウム濃度及び出現種数についての関係を図3で示した。

A地区, C地区, D地区のヘビノネコザのようにカドミウムの含量が多い所では, 三角形の被度, 群度はカドミウム濃度の方へかたよっているのに対してB地区, E地区のヘビノネコザ及びG地区のミゾシダでは出現種数及び被度, 群度の方へ三角形がかたよっていた。これはヘビノネコザがカドミウムを多く吸収している地域においては他の植物はあまり植生しないが, しかし他の植物がよく植生している地域でもヘビノネコザは植生出来ることを示している。このことからヘビノネコザがかならずしも重金属を含むような地域にのみ植生しているのではなく, むしろヘビノネコザの植生に適した条件であればヘビノネコザがカドミウムを多量に吸収しても十分植生出来るものとおもわれる。

6 考 察

調査した地域のヘビノネコザのカドミウムの蓄積濃度はミゾシダに比較して高濃度に分布したものが多かった。そして操業年数の多い西又, 大正鉱山地域のA地区, C地区, D地区では一番多く含まれ, 次に安部城鉱山地域のF地区であり, 調査のために採鉱した中川鉱山地区ではヘビノネコザのカドミウム濃度は一番少なかった。

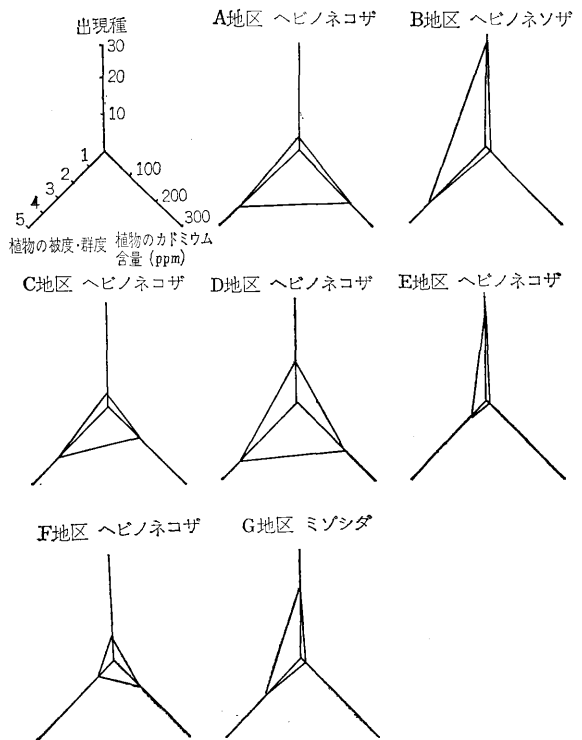


図-3 植物体のカドミウム含有量と出現種数及び被度, 群度の関係

これを調査した各地域の植物の出現種数やヘビノネコザの被度、群度、及びヘビノネコザのカドミウム濃度を考え合せると単に重金属汚染地域だからヘビノネコザがカドミウムを多く含んでいるというのではなくカドミウムを吸収して尚優性に繁茂するためには重金属だけでなく別の要因が種々あるものと考えなければならない。

⁽¹⁾ 牛島、田崎らによるとヒデリコ、タマガヤツリ、メヒシバに窒素、リン、カリウムのマクロ栄養塩を配合肥料として施肥したところ、ヒデリコ、タマガヤツリ群落では体中のカドミウム及び亜鉛の濃度が著しく増加したことが認められ、マクロ栄養塩の共存によって乾物重量が増加し、尚かつカドミウム、亜鉛の含量の増加を伴ったが、一方、メヒシバではカドミウム、亜鉛の体内増加が認められなかったことを報告しており、又、牛島⁽²⁾によるアオウキクサを水耕法で増殖させその際、カドミウムを0.1ppm程度添加すると成長は著しく阻害されるが、栄養塩類の濃度を約10倍に高めてやっても低栄養塩の場合とほとんど変化がなく、この液へカドミウムを添加すると成長阻害はカドミウム0.1ppmでは全く阻害されず、カドミウム1.0ppm添加した場合でさえもほとんど変化が認められなかったことを報告している。

我々がヘビノネコザ中のカリウムの濃度を測定した際にも土壤中のカリウムの濃度に比較してヘビノネコザの葉茎部に高濃度の蓄積が認められながらヘビノネコザ中のカドミウム濃度とカリウム濃度が負の相関を示すことから、今後は窒素、リン、カリウムのマクロ栄養塩とカドミウム、銅、亜鉛との関係について調査を行う予定である。

⁽²⁾ 又、牛島によるとカドミウムと銅の吸収には競合的な関係のある可能性やカドミウムと亜鉛の単一添加で充分

阻害する濃度でも、同時にカドミウムと亜鉛を添加すると阻害が緩和されることを述べているが我々の実験では確かにヘビノネコザのCu/Cd、Zn/Cdの比率の小さいものほどカドミウムの蓄積濃度は高くなっていたが、ヘビノネコザのカドミウムと銅、カドミウムと亜鉛との間には相関はほとんど認められず、牛島報告についての実証は出来なかった。

7 まとめ

川内川流域の安部城鉍山跡、中川鉍山跡、宿野部川流域の西又、大正鉍山跡についてその周辺の植物の植生及びヘビノネコザのカドミウム及び他重金属の濃度について調査した結果、宿野部川流域の西又、大正鉍山跡のヘビノネコザは優性に植生し、カドミウム蓄積濃度も他地域より高かった。そして植物体内でのカドミウムの濃度は葉や茎に高濃度であったが、土壤中の重金属及び植物中の他の重金属との間の相関はみとめられなかった。

又、ヘビノネコザ中のカリウム濃度とカドミウム濃度は負の相関を示した。したがってカリウムとカドミウムの吸収の間には競合的な関係があるのかも知れない。

尚、この調査を行うにあたって現地調査に御協力下さいました青森県自然保護課職員に対し深く感謝致します。

参考文献

- 1) 田崎忠良、牛島忠広 土壤重金属汚染地帯における植物の生育、重金属吸収反応に対する特異性、*生物科学* 261.15—23 (1974)
- 2) 牛島忠広 植物による重金属回収の可能性、とくにカドミウム汚染問題に関連して *P P M* 7.6. 2—13 (1976)

PCB 汚染調査結果 —第2報—

(PCB pollution in natural and living environmental)

松尾 章・珍田 雅隆・平出 博昭

1. はじめに

昨年度に引きつづき公共用水域及び底質、工場排水等の PCB 汚染状況を把握するため調査分析を行い、その結果を得たので概要を報告する。(昭和50年、51年度調査結果)

2. 分析方法

J I S, K0093, 工場排水中の PCB の試験方法, 昭和50年度, 環境庁水質保全局底質調査方法による。

3. 分析結果

3-1 公共用水域水質

水質については、岩木川、堤川等45地点69検体について調査分析を行った結果、いずれも検出されなかった。

3-2 公共用水域底質

底質については、31地点31検体について分析を行った結果、表-1に示すごとく若干の PCB が検出された

が、いずれも底質暫定除去基準を下まわった。

しかし、これらの地点はいずれも海域における港湾内で汚泥等が沈積しやすい状態にあり、十分の配慮が必要である。

3-3 ゴミ焼却場等排水及び周辺土壌

排水についてはいずれも不検出であるが、し尿処理場及びゴミ焼却場周辺土壌からは PCB が検出された。表-2-参照。

3-4 工場排水及び周辺土壌(汚泥)等

いずれも古紙再生工場であるが、いまだに汚泥から PCB が検出されている。(表-3-参照)

3-5 その他

農用地土壌についても若干の調査分析を試みた結果、いずれも不検出であった。(表-4-参照)

4. 考察

公共用水域水質、工場等の排水についてはすべて不検

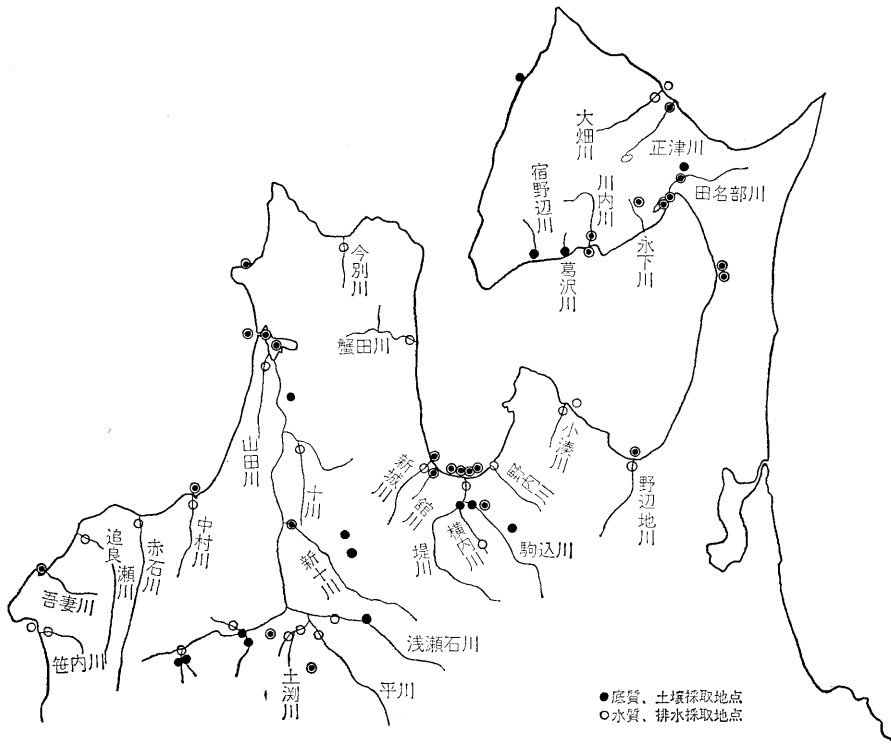


図-1 採取地点略図

出であるが、底質及び土壌等には、いまだPCBが見出される。

これらはいずれも底質暫定除去規準を下まわるものの今後さらに汚染が蓄積される可能性もありうるので、汚染源の解明とともにいっそう監視を強める必要がある。又、し尿処理場、焼却場からガスクロマトグラフィーの

保時間及びピークパターンがPCBと酷示したピーク群が検出されたが、現段階としては、これらのピーク群がPCBと判断できないため、数値化する際考慮しなかった。

しかし、これらのピーク群が何んであるかは今後の課題としたい。

表-1

採取地点 水域河川	地 点	水 質		底 質	
		採 取 年 月	P C B (ppm)	採 取 年 月	P C B (ppm)
田名部川	下北橋	50. 11 51. 5	N D N D		
川内川	川内橋	50. 11	N D	50. 8	N D
正津川	正津橋	50. 11	N D		
大畑川	上大畑橋	50. 11	N D		
小湊川	雷電橋	50. 9	N D		
野辺地川	野辺地川河口	50. 9	N D		
大秋川	国吉橋	50. 7	N D		
土淵川	西田橋	50. 7 51. 7	N D N D		
寺沢川	日暮橋	51. 7	N D		
山田川	車力橋	50. 7	N D		
平川	境橋	50. 7 50. 10 51. 7	N D N D N D		
浅瀬石川	千年橋	50. 7 50. 10 51. 7	N D N D N D		
岩木川	砂子瀬橋	50. 8	N D		
〃	三世寺	51. 10 51. 11	N D N D	51. 7	N D
〃	高野橋			50. 7	N D
中村川	明海橋	50. 8	N D		
赤石川	基橋	50. 8	N D		
追良瀬川	追良瀬橋	50. 8	N D		
笹内川	笹内橋	50. 8	N D		
堤川	甲田橋	50. 9 50. 11 51. 6 51. 10	N D N D N D N D	51. 7	N D
〃	石森橋	50. 6 50. 9 51. 6 51. 10	N D N D N D N D	50. 6	N D
相馬川	紙漉沢橋			50. 7	N D
湯ノ沢	湯ノ沢橋			50. 7	N D
新城川	新井田橋	50. 9 51. 8	N D N D		
駒込川	八甲橋	50. 6 50. 9 51. 6	N D N D N D	50. 6	N D

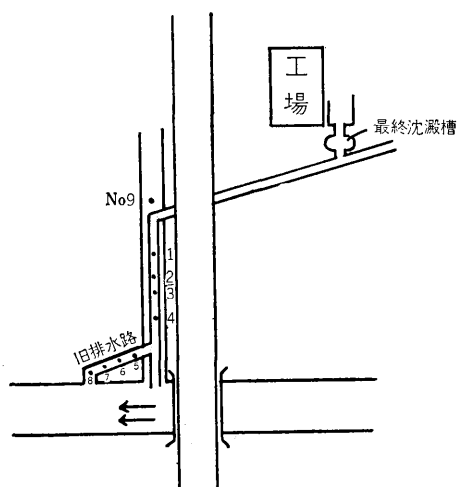
採取地点		水 質		底 質	
水域河川	地 点	採 取 年 月	P C B(ppm)	採 取 年 月	P C B(ppm)
野内川	野内橋	50. 6	N D		
沖館川	沖館橋	50. 9 51. 6	N D N D	51. 7	N D
横内川	横内上水道取水口上流	50. 11 51. 6	N D N D		
今別川	村元橋	50. 9	N D		
蟹田川	蟹田橋	50. 9	N D		
下北半島北側海域	No. 3	50. 6	N D		
下北半島西側海域	No. 3			51. 6	N D
日本海海域	No. 2	50. 8	N D	50. 8	0.13
〃	4	51. 8	N D	51. 8	N D
〃	5	50. 8	N D	50. 8	0.06
〃	9	50. 8	N D	50. 8	N D
〃	11	50. 8	N D		
陸奥湾	No. 1	50. 9 51. 6 51. 9	N D N D N D	50. 9 51. 6	N D 0.04
〃	2	50. 9 51. 6 51. 9	N D N D N D	50. 9 51. 6	N D 0.06
〃	3	50. 9 51. 6 51. 9	N D N D N D	50. 9	N D
〃	4	50. 9	N D	50. 9	0.01
〃	5	50. 9	N D	50. 9	0.01
〃	11	50. 9	N D	50. 9 51. 6	0.01 N D
〃	13	50. 9	N D	50. 9 51. 6	0.03 N D
〃	14	50. 9	N D	50. 9 51. 6	0.01 N D
〃	18	50. 9	N D	51. 6	0.12
〃	19	50. 9	N D	50. 9	N D
十三湖	No. 1	51. 8	N D	51. 6	0.01
	2	51. 8	N D	51. 6	N D

表-2 ゴミ焼却場水質及び周辺土壌調査結果

			P C B (ppm)	
			水 質	土 壌
ゴミ焼却場	51. 8	むつ市ゴミ焼却場	N D	N D
	51. 8	五所川原焼却場(西北五衛生処理組合)	N D	1.48
ゴミ埋立地	50. 9	青森市ゴミ埋立地	—	N D
	50. 9	弘前市ゴミ埋立地	—	N D
	50. 9	五所川原市ゴミ埋立地	—	N D
	51. 8	むつ市ゴミ埋立地	N D	N D
し尿処理場	50. 12	駒込し尿処理場	N D	—
	51. 8	〃	N D	N D
	50. 12	弘前市中央衛生センター	N D	—
	51. 8	〃	N D	0.06
	50. 12	五所川原し尿処理場(西北五衛生処理組合)	N D	—
	51. 8	〃	N D	0.01
	51. 8	むつ市し尿処理場	N D	N D

表一3 工場（古紙再生業）

		PCB (ppm)
51. 4 津軽製紙 排水路土壌 ※図一2 参照	1	0.79
	2	1.92
	3	1.70
	4	0.57
	5	3.16
	6	2.15
	7	8.83
	8	2.92
	9	0.28
51. 10 津軽製紙 最終沈澱槽		8.50
51. 10 小山製紙 最終沈澱槽		24.14



図一2

表一4 農用地土壌分析結果

		PCB (ppm)
青森市	畑土壌	N D
黒石市	リンゴ園土壌	N D
むつ市	畑土壌	N D
五所川原市	畑土壌	N D
中里町	水田土壌	N D

青森市におけるいおう酸化物濃度の分布について

Sulfur Oxides Pollution in Aomori city

坂本 正昭・横山 淳子

1. はじめに

青森市におけるいおう酸化物濃度 (PbO_2 法) と重油需要量の関係について前報1で報告したが、当地域においては、重油需要量が増大する暖房期にいおう酸化物濃度が高くなり、都市型の汚染パターンを示すことがはっきりした。

またいおう酸化物の高濃度地域は市内の中心部である青森市役所区域で、この地点を中心に距離が増すごとに

濃度が減少していることもある程度確認された。

そこで第2報においては、当地域におけるいおう酸化物濃度の分布について考察を加えたので報告する。

2. 結果と考察

昭和50年度におけるいおう酸化物 (PbO_2 法) の測定地点と、いおう酸化物濃度の年平均値による汚染分布を示したものが、図-1、図-2である。

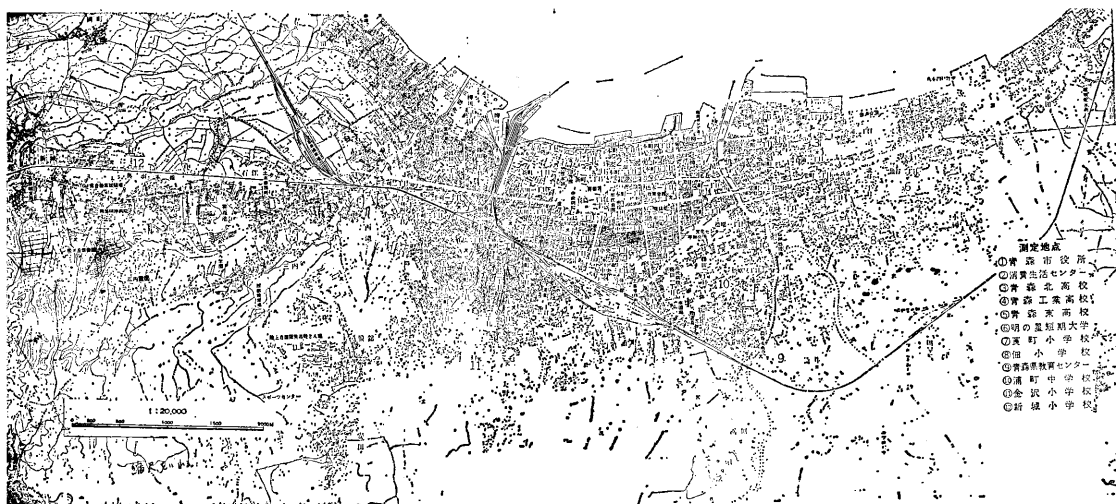


図-1 測定地点の配置

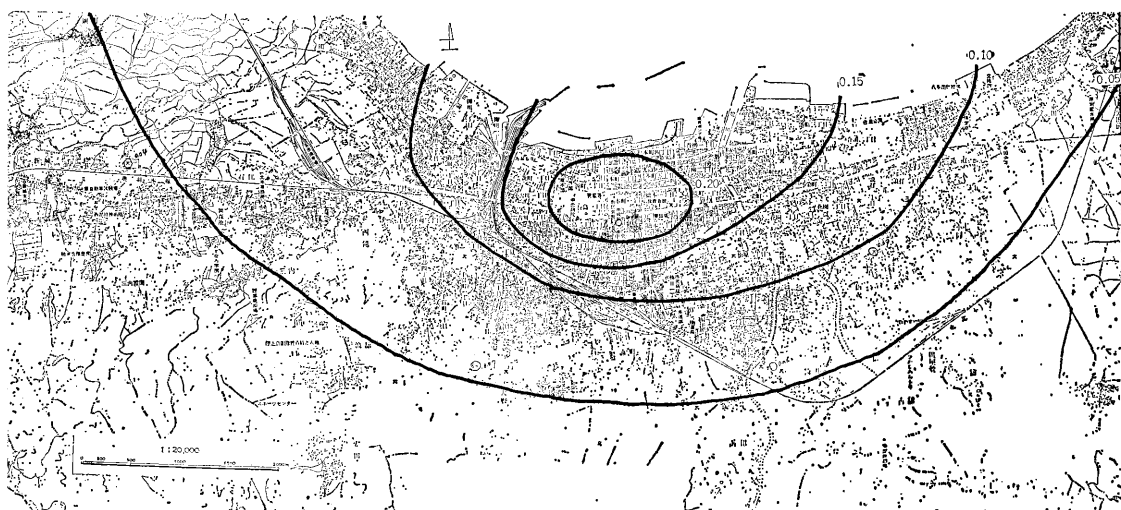


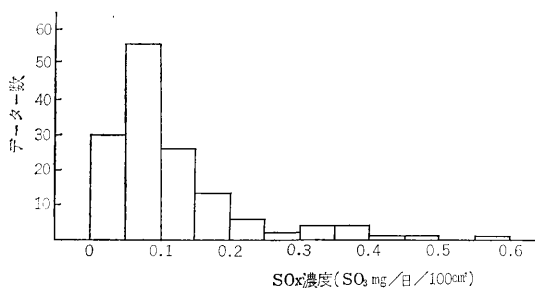
図-2 いおう酸化物濃度分布図 (SO_2 mg/日/100 cm^3)

市内中心部（商業地域）においていおう酸化物濃度が高く、ここを中心に距離が遠くなるに従いいおう酸化物濃度が減少していることが特徴的である。

前報でも述べたとおり、ビル、病院等の汚染源が市内中心部に集中し、この影響が当区域の高濃度汚染をもたらしているものと推測されるが、汚染分布のいま一つの傾向として、東西方向（主として東方向）への広がりが比較的明瞭であり、南部（山手）方向への広がりはさほどではない。これは当地域における気象条件、煙源の立地状況、汚染物質の季節変動に起因するものと思われる。

すなわち、市内中心部を除いては目立った汚染源がないこと、汚染物質の排出量が冬期間に集中していること及び冬期間における主風向がS～W系が優位であることから、市内中心部の汚染物質が冬期の季節風により、風下方向（市内北東部）に移送され、冬期におけるいおう酸化物の高濃度汚染をもたらす、これが平均化された結果、市内東部への汚染の広がりが認められるものと推測される。

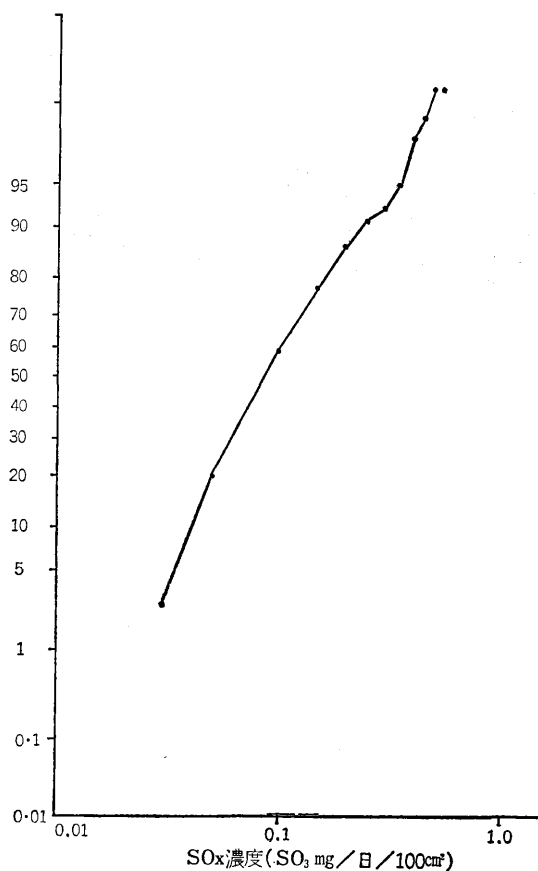
また全データのヒストグラムは図一三のとおりで0.05～0.09SO₃mg/日/100cm³のところが多くなり、これは図



図一三 SO_x濃度ヒストグラム

一四のとおり濃度の対数値が正規分布にほぼ従うことがわかる。

次に季節別の汚染分布をみるため、夏期（6月～8月）と冬期（12月～2月）におけるいおう酸化物濃度の分布を示したものが、図一五、図一六である。夏期にお



図一四 濃度対数値の出現頻度



図一五 いおう酸化物濃度分布図（夏期）（SO₃mg/日/100cm³）



図一六 いおう酸化物濃度分布図（冬期） ($\text{SO}_2\text{mg}/\text{日}/100\text{cm}^3$)

いは市内全域が軽微な汚染（最高が青森市役所地点の $0.13\text{SO}_2\text{mg}/\text{日}/100\text{cm}^3$ ）であり、特筆すべき汚染の傾向はない。これは当地域における主たる汚染源がビル暖房であり、汚染物質の排出量が冬期間に集中していることと、通年稼働の工場煙源が少ないために、夏期においては軽微な汚染を呈しているものと思われる。また夏期においては、N～E系の風が優位であるが、この方向に汚染源がないため、風下方向への影響は現われていない。

冬期においては、前掲の図一二と同様の汚染形態を示しているが、汚染濃度はかなり高濃度である。このことは、冬期におけるいおう酸化物濃度が、他の季節に比して高濃度であたるために、この汚染寄与が通年における汚染分布に強く影響しているためと思われる。

汚染分布の傾向としては、ビル暖房が集中している市内中心部が高濃度（最高が青森市役所の $0.57\text{SO}_2\text{mg}/\text{日}/100\text{cm}^3$ ）であり、冬期のS～W系の風により風下方向（北東部）への汚染の広がりが顕著である。

3. まとめ

青森市地域におけるいおう酸化物濃度の分布は、冬期における市内中心部の汚染が顕著であり、この区域を除いて目立った汚染源がないことから、汚染区域を基点として、距離を増すごとにいおう酸化物濃度が低減してい

る。また冬期の季節風により、市内東部への汚染の広がりが認められる。今回は自動測定機による濃度値との関係について考察を加えなかったが、これは今後の課題としたい。

測定地点については、市内中心部の高濃度区域につぐ濃度区域の西側境界に測定地点がないことと、北部に測定地点がないこと及び当地域において重油の消費量が屈指の窯業工場を擁する南東部に、測定地点がないことから、これらの地点における汚染の動向をみるため、測定点を増設する必要があると、窯業工場周辺については、51年7月から測定点を設置し、調査を実施している。

文献

- 1) 横山長之他：環境アセスメント入門，103～104，コロナ社，東京，1975
- 2) 佐藤良一他：統計理論入門，6～12，新光閣書店東京，1973
- 3) 立野公子他：北九州市におけるいおう酸化物濃度の分布について，大気汚染研究，9(2),464，1974
- 4) 日本気象協会青森支部：青森県気象月報，昭和50年6月，7月，8月，昭和51年1月，2月，3月
- 5) 青森県：青森県公害白書，18，昭和51年版
- 6) 青森公害調査事務所：青森市における重油需要量といおう酸化物濃度について，27～30，1976

青森市におけるいおう酸化物汚染濃度

Concentration of Sulfer Oxides in Aomori city

坂本 正昭・鎌田 啓一・阿部 征裕・嶋田 雄介

1. はじめに

青森市は総面積、693.4km²、このうち市街地は、7.9km²で、総面積比はおよそ 1.1%であり、国道7号線、4号線をはさみ、東西に長く密集しており、青森市全体で消費する重油の約4割が市街地で消費されている。

そこで、市街地の中心部である青森市役所に、いおう酸化物自動測定記録計を設置して、いおう酸化物の汚染濃度を調査しているが、冬期においては、他地域からのいおう酸化物移流は認められないのに、環境基準である1時間値 0.1ppmを越える濃度値の出現をみることもある。

そこで、青森市のいおう酸化物汚染濃度の特徴を把握するとともに、いおう酸化物の地域別の汚染負荷量を把握するため、重油の使用量と重油に含まれるいおう分

ら、市街地の単位面積あたりの二酸化いおうの排出量を算出した。又、気象データといおう酸化物汚染濃度の関連についても調査を実施した。

2. いおう酸化物汚染濃度の分布型

まず、いおう酸化物汚染濃度の分布を定量的に把握するため、1974年3月から1975年2月までの自動測定記録計の測定結果に基づき、季節別、及び休日と平日別を明らかにした。すなわち5月から9月までを非暖房期、10月から4月までを暖房期とし、日曜・祝祭日と平日を分離して集計した。この結果を図1、図2に示し、参考として、札幌・東京・北九州の例を図3に示した。

青森市の分布型と各都市の分布型を比較すれば、まず暖房期と非暖房期の汚染濃度は明白で、暖房による影響

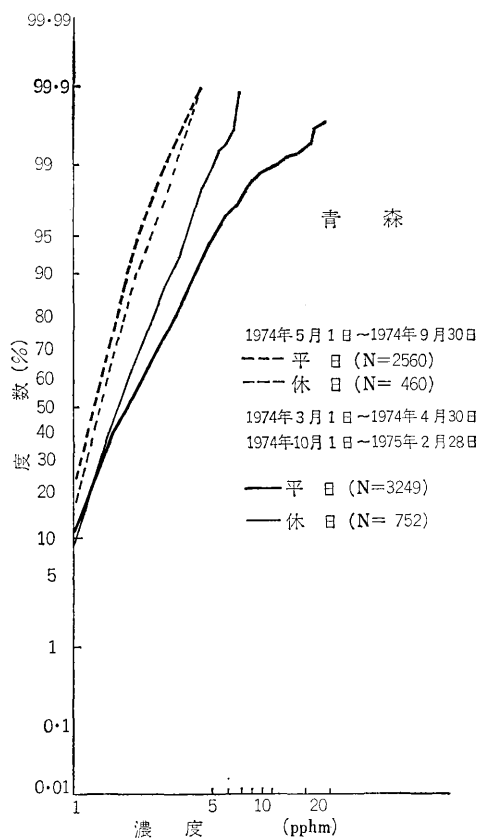


図1 いおう酸化物濃度累積度数分布

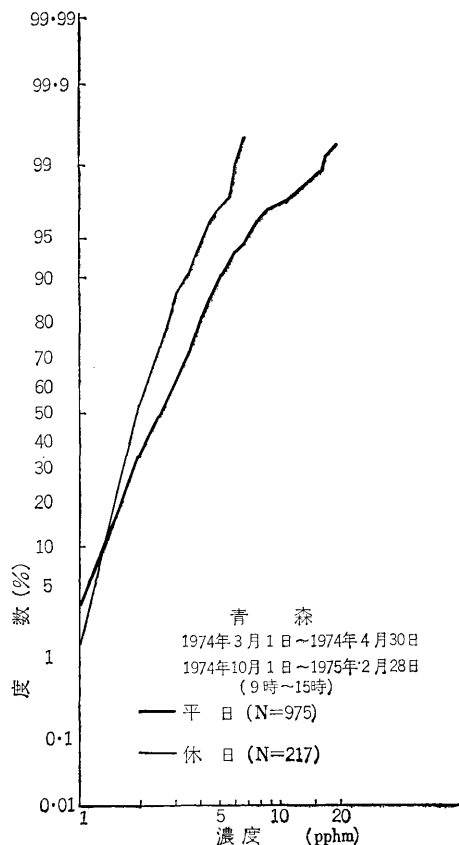


図2 いおう酸化物濃度累積度数分布

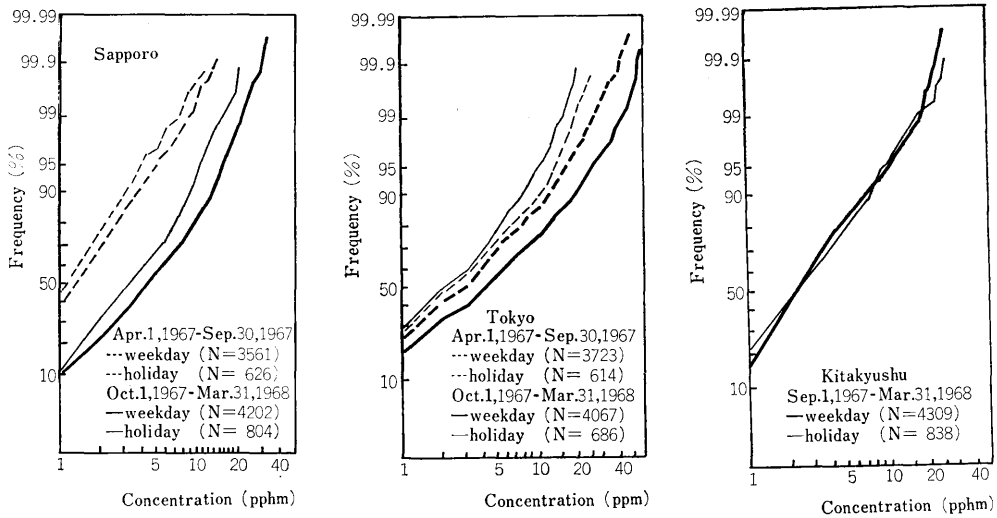


図3 札幌・東京・北九州のいおう酸化物濃度の累積度数分布

(若松伸司：“いおう酸化物濃度の累積度数分布とその取扱い”

大気汚染研究 Vol.10 No.2 (1975) より)

が顕著であることがわかる。三都市のうちでは、札幌市と類似しているが、札幌ほど暖房による影響が大きくあらわれてはいない。このことは、暖房期と非暖房期の間隔幅からも知ることができる。なお、青森市の汚染は三都市に比較し、軽微である。

次に日曜・祝祭日と平日の汚染濃度分布については暖房期において、汚染濃度に明白な差異があり、いおう酸化物の発生強度が小さいと思われる日曜・祝祭日は平日と比較し、位置も左側で、傾きも大きく、汚染濃度の低いことを示している。又、図2に示すように、大部分の事業場が操業していると思われる平日の9時から15時までを集計してみると、図1と分布の型はほとんど類同的である。なお50%タイル値では約3倍の開きがあり、この時間帯の汚染寄与が大きいことを物語っている。

しかし、非暖房期には、その分布型には、差異はみられず、一見、北九州のような工業都市の形態をとっているが、青森市の重油使用量からみて、むしろバックグラウンド的なものではなかろうかと考える。

3. 単位面積あたりいおう酸化物排出量

次に青森市全体における月別重油使用状況は、図4の通りで、工場の使用量が年間を通してほぼ一定なのに対し、事業場は暖房用の占める比率が大きく、季節間の変動も大きくなっている。図5は、青森市の市街地を約50に区割し、各々の区域における二酸化いおうの排出量を、重油の使用量と重油に含まれるいおう分から算出したものである。これらから類推すると、市街地では一様に重油が使用されているのではなく、かなり片寄りがある

り、市の中心部で使用量が多い。このことは、 PbO_2 によるいおう酸化物濃度が青森市役所から離れるほど、徐々に低くなっていくことと関係がある²⁾。

4. 風向、風速の階級別によるいおう酸化物汚染濃度

風向、風速の階級別によるいおう酸化物汚染濃度を、1974年10月から1975年4月までの期間中で（1975年3月を除く。）汚染寄与の著しい9時から15時の時間帯について分類した。（図6、参照）

風速階級別では、風速が弱いほど汚染濃度が高くなっ

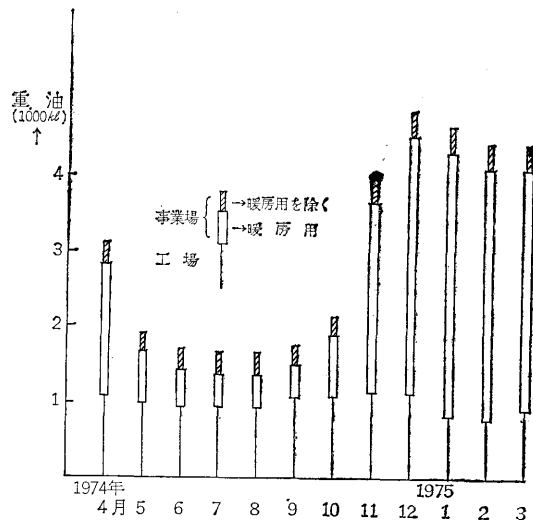


図4 青森市における月別重油使用状況

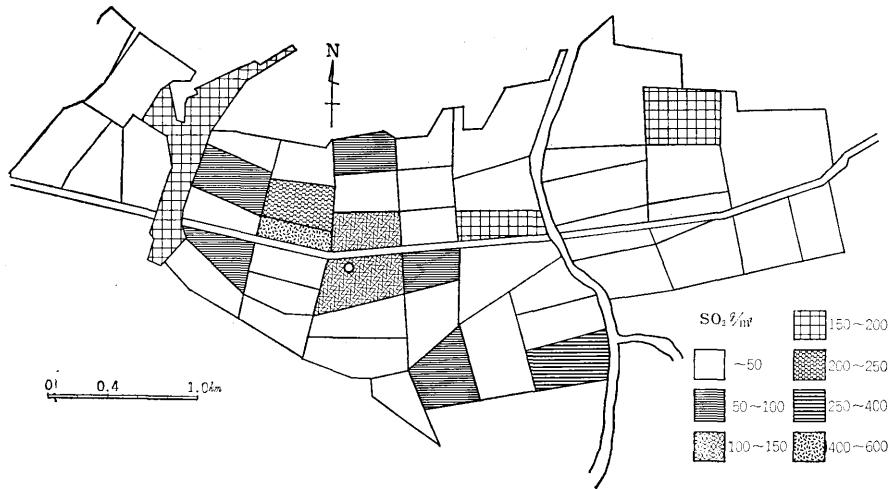


図5 単位面積あたり二酸化いおう排出量
(1974年10月から1975年4月までの累積)
○印が青森市役所

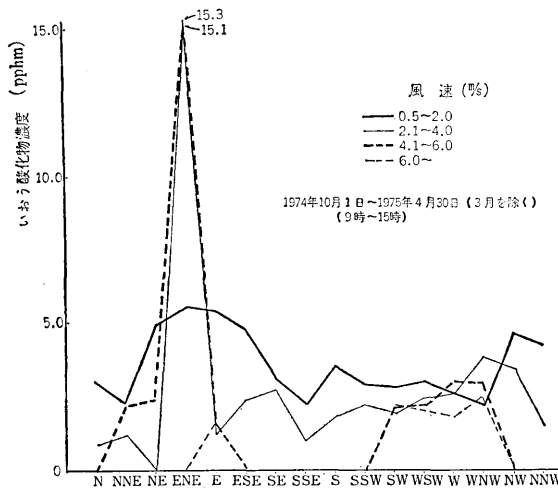


図6 風向, 風速階級別いおう酸化物濃度

ており、このことは静穏時において、図5のいおう酸化物排出量の分布と同様、いおう酸化物が滞留することを意味しており、都市型汚染のひとつの特徴として認められる。

又、風向別では、ENE方位とNW方位のとき、より汚染濃度が高くなる傾向がみられる。NW方位には、図5でわかるように重油の消費量が大い地域があり、その面煙源からの影響によるものと思われる。しかしENE方位にはさして大きな発生源が見当たらないのに0.1ppmを越える高濃度汚染が出現している。この事実から市役所における高濃度汚染は、市役所自身のボイラー、及び付近のビルの暖房ボイラーから直接影響をうけ

る可能性も考えられる。したがって0.1ppmを越える高濃度汚染の出現する気象条件については、今後更に検討していかなければならない。

5. まとめ

青森市のいおう酸化物濃度の特徴や傾向をこれからも続継調査する予定であり、市の中心部にもう1ヶ所観測地点を増やし、より明確に把握したい。ただ0.1ppmを越えるいおう酸化物の出現は、暖房期の平日だけであり、この期間の燃料規制等、何らかの対策を講じる必要がある。

最後にこの調査にあたって御協力いただいた青森県公害課の関格技師に深く感謝します。

参考文献

- 1) 若松伸司：“いおう酸化物濃度の累積度数分布とその取扱い” 大気汚染研究, Vol.10 No.2 17~26 (1975)
- 2) 橋本, 西沢, 坂本, 阿部：“青森市における重油需要と硫黄酸化物濃度” 青森公害調査事務所々報No.1 27~30 (1976)
- 3) 環境庁大気保全局大気規制課編：“総量規制マニュアル” 35~67 公害研究対策センター東京 (1975)
- 4) 横山他：“環境アセスメント手法入門” 第1版 97~179 オーム社 東京 (1975)

自動車排ガスの環境への影響

The effect of automobile exhaust gas for environment

鎌田 啓一・阿部 征裕・嶋田 雄介

1. はじめに

自動車排ガスが環境にどの程度影響を与えているかを把握するため、青森市で大気汚染測定車を用い連続測定を行なったので、その結果を報告する。

2. 測定方法

2-1 測定期間

昭和51年6月30日～7月19日(20日間)

2-2 測定地点(図-1)

青森市長島一丁目 県庁第一車庫

2-3 測定項目

気象、一酸化炭素(CO)、一酸化窒素(NO)、二酸化窒素(NO₂)

2-4 測定方法

大気汚染測定車を用いて行ったが、この測定車のガス採取口は地上より3mの高さに設置されている。一酸化炭素は非分散型赤外分析法、一酸化窒素及び二酸化窒素はザルツマン法を用いて連続測定を行った。

3. 結果及び考察

CO、NO_xの時間平均値、風向別平均値、日平均値をそれぞれ、図-2、図-3、図-4に示した。

これらより、図-2で示すように、COは8時頃から高くなり始め、21時頃まで続いている。NO_xは高濃度の出現が午前と午後の2回みられる。

また、図-3で示すように、風向別には、南～西北西風の時に、他の風向に比し、汚染物質濃度が高い。特に

高濃度の出現する風向は南西である。さらに、風速の階級別は、南～西北西風時の1.6～2.5m/Sの場合に、より大きな汚染濃度を示すことがわかった。

次に、環境基準及び自動車排ガスによる大気の汚染の限度とを対比してみると、表-1と図-4よりCOについては環境基準並びに自動車排ガスによる大気の汚染の限度では、いずれも基準値以下であったが、NO₂は有効測定日数13日のうち11日分が環境基準0.02ppmを超えている。

このNO₂が環境基準を超える要因としては、図-1の拡大図からわかるように、南西側は国道の交差点、また北東側には県病、共済連等の建物があることから、自動車排ガスによる影響であると思われる。

4. まとめ

以上のように、自動車排ガス中のNO₂が環境へ及ぼす影響の大きいことがわかった。

今後、調査研究すべき事項として、測定地点の選定、対象としての居住地区の環境濃度測定、自動車通過台数との関連性、さらにNOの具体的な数値の検討法等を課題として提起しこの調査の報告を終りたい。

参考文献

- 1) 大宅辰紀・田淵修二：昭和47年度小樽市花園交差点における自動車排出ガスによる環境汚染調査測定結果について、北海道公害防止研究所報、第1号、P43～P55、1975

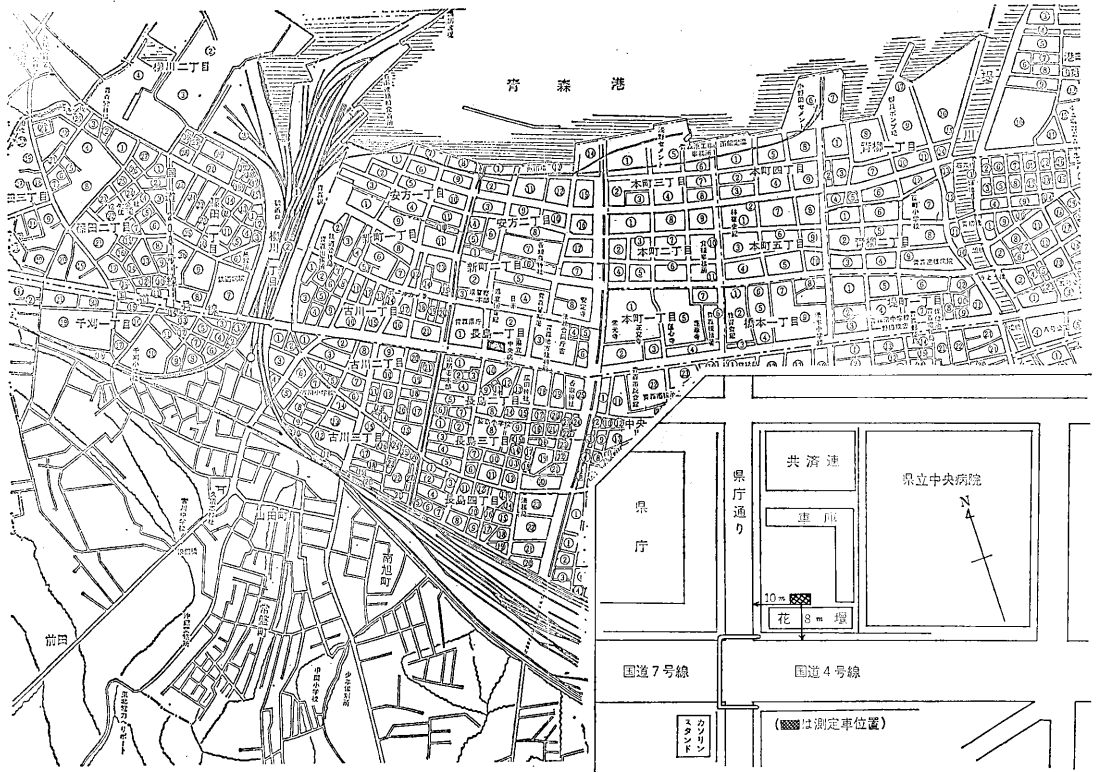


図1 測定地点

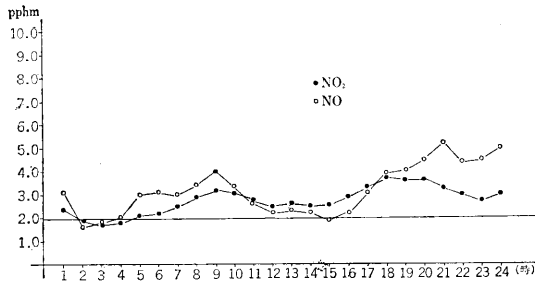


図2-1 窒素酸化物時間別平均値

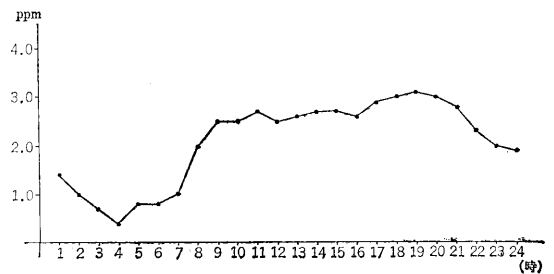


図2-2 一酸化炭素時間別平均値

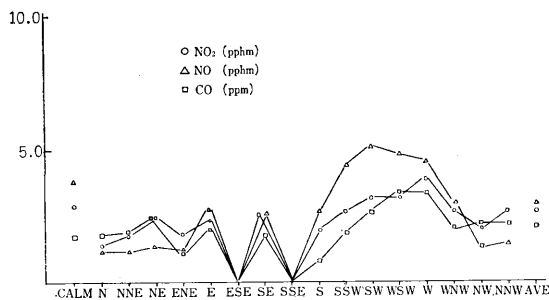


図3-1 風向別NO₂, NO, CO 平均濃度 (0~24時)

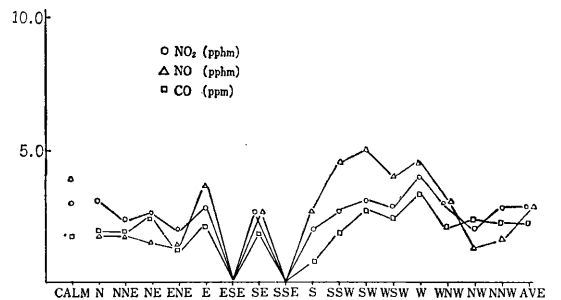


図3-2 風向別 NO₂, NO, CO 平均濃度 (0.5~1.5m/s)

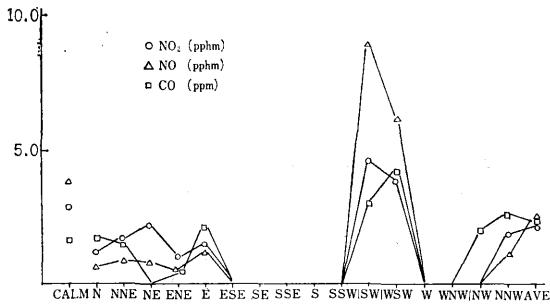


図3-3 風向別NO₂.NO.CO平均濃度
(1.6~2.5m/S)

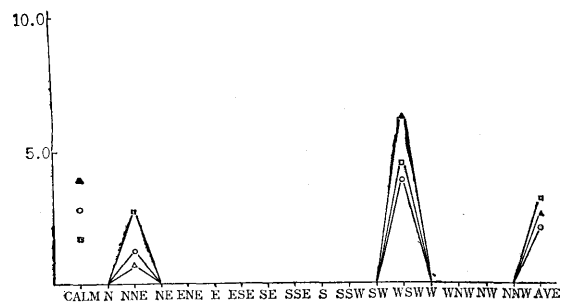


図3-4 風向別NO₂.NO.CO平均濃度
(2.6~3.0m/S)

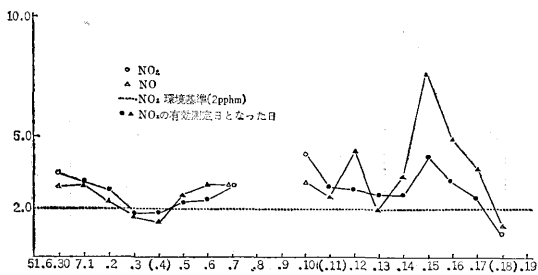


図4-1 NO₂.NO濃度日平均値 (ppm)

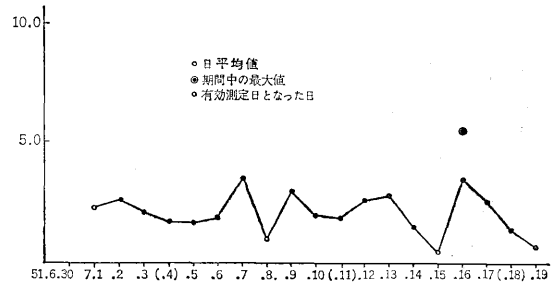


図4-2 CO濃度日平均値 (ppm)

表1 環境基準 (NO₂.CO) 及び自動車排ガスによる大気汚染の限度 (CO) との比較

項目		値		
二酸化窒素 (NO ₂)	有効測定日数	日	13	
	測定時間数	時間	361	
	日平均値が0.02ppmをこえた日数とその割合	日	11	
		%	85	
	最高値	1時間値	ppm	0.065
		日平均値	ppm	0.043
日平均値が0.02ppmをこえた日が2日以上連続したことの有無			有	
一酸化窒素 (NO)	有効測定日数	日	13	
	測定時間数	時間	368	
	最高値	1時間値	ppm	0.155
		日平均値	ppm	0.076
一酸化炭素 (CO)	有効測定日数	日	13	
	測定時間数	時間	363	
	日平均値が10ppmをこえ、かつ、8時間平均値が20ppmをこえた日数とその割合	日	0	
		%	0	
	最高値	1時間値	ppm	5.5
		日平均値	ppm	3.5
	日平均値が10ppmをこえ、かつ、8時間平均値が20ppmをこえた日が2日以上連続したことの有無			無
月間平均値		ppm	2.1	
自動車排ガスによる大気汚染の限度をこえたか否かの判定。(限度月間平均値10ppm)			否	

「ワラ焼き」の環境大気について

Studies on the air pollution at burning of rice straws

橋本 康孝・原子 昭・坂本 正昭・鎌田 啓一
嶋田 雄介・阿部 征裕・横山 淳子
細川 可興*・西沢 睦雄*・吉田 毅*梅原 茂*
早狩 進* *公害センター

近年、農業の近代化が進み、農機具等の普及にめざましいものがあり、このような農業形態の変遷にともない圃場での脱穀を行なう所が増加している。更に堆肥、ワラ工品等のワラ利用頻度が減ったこと、農作業の手間がはぶけること、化学肥料の普及等の理由により、稲の刈り入れ後ワラを圃場で焼き捨てる農家が多くなってきた。

その時期が、9月下旬から11月上旬であり、焼却時間が午後3時以降に集中しておこなわれるため、その時刻から夜半にかけて集中的に煙は発生し、それにより視程低下のための交通障害、目やのどの痛み等の人体への障害等、田圃附近はもちろん、市街地域までも大気環境の汚染をひきおこし社会問題へと発展している。

そこで、稲ワラの焼却にともない発生する煙による大気質の変化を明確にし、その実質を把握するため、五所川原地区を中心とする概況調査を、昭和50、51年度の両年度にわたり実施したので、その結果をここに報告する。

I 測定方法

昭和50年度（第1回目）は、ワラ焼きがおこなわれている日を中心に5ヶ所で5日間測定をおこなった。その中の五所川原保健所には大気汚染監視測定車（あおぞら1号）を設置して自動連続測定をおこなった。しかしこの地点は道路に接していることと、自動車の出入りが激しいため、ワラ焼きによる影響か、自動車排出ガスの影響か判別しがたい点も若干あったため、昭和51年度（第2回目）はその影響の少ない地点として松島団地内の終末処理場を選び、そこで長期的に調査をおこなった。また第2回目の調査では、第1回目の調査結果をふまえて測定地点を5地点から3地点に減らした。測定地点は、市街地の代表としての五所川原市役所、圃場の中心としての柏第2小学校は従来通りとし、新たに松島団地内終末処理場をえらんだ。

第2回目は、9月20日から10月25日まで、連続測定をおこない、この中でワラ焼きの影響による大気質の変化をみるため、一般大気（B.Gとする）は9月28日、ワラ焼きの典型日は10月23日を選び各項目について比較検

討した。これらの日は、測定期間中の故障等による欠測時間ができるだけ少ないこと、B.Gにおいては大気質が比較的安定している状態であること、ワラ焼きの典型日においてはワラ焼きの影響がなるべく顕著にあらわれていることなどを検討し選定した。

粉じん量の手分析測定用として、High-Volume air sampler (Hi-Vol. とする)、Low-Volume air sampler (Lo-Vol. とする)の他に第2回目には、Andersen air sampler (A.S とする)を加え、粒径別の粉じん量もあわせて測定した。第1回目には、Hi-Vol. は24時間連続測定と、15時から21時までの6時間連続測定の2種類の測定をおこなった。6時間の測定は五所川原市役所と柏第2小学校の2ヶ所で24時間捕集とあわせておこないLo-Vol. はすべて24時間捕集をおこなった。第2回目は、Hi-Vol. Lo-Vol. とともに3ヶ所において15時から21時までの6時間連続捕集をおこなった。更にA.Sを五所川原市役所に設置して6時間捕集した。このほかに、手分析測定に、窒素酸化物、一酸化炭素を加え、粉じん量と同地点で15時から21時まで、1時間毎6回（第1回目の一酸化炭素は2時間毎3回）大気を捕集して分析をおこない、一酸化炭素はマイラーバッグに捕集後A.P.M.A-10形で計測した。

以上のほかに、自記温度計を高度別に設置し、大気の接地逆転を計測した。しかし五所川原市内に充分高い建物がないために、最高の位置が17.5mでほかに8.7m、1.5mの計3点で実測した。

以上を詳細に表わしたのが、図-1、表-1である。

II 気象概況

1. 昭和50年度10月中旬

調査期間中（10月13日～18日）は、移動性高気圧の通過で全般に天気は良かったが、朝晩の冷え込みが強く寒暖の差が大きかった。即ち逆転層の形成されやすい気象状態であった。14、15日には気圧の谷の通過に伴ない、天気が崩れ14日には19時から小雨となった。15日には朝からの降雨のためワラ焼きはおこなわれなかった。図-2から14日午後と16日午後から17日午前中にかけて逆転

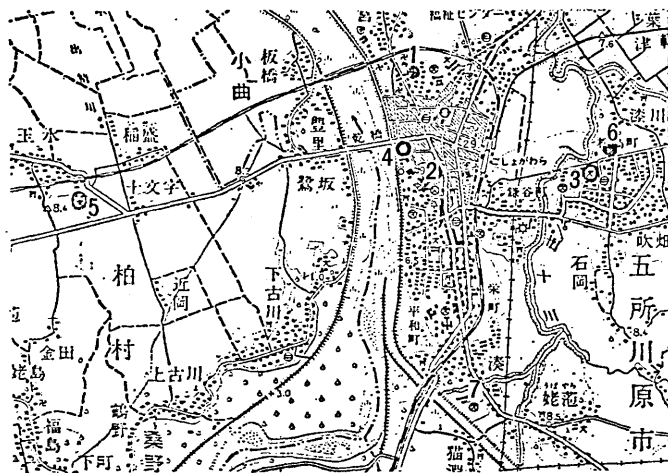


図-1

測定地点名

1. 五所川原保健所
2. 中三デパート五所川原店
3. 五所川原市立中央小学校
4. 五所川原市役所
5. 柏第2小学校
6. 松島団地終末処理場

表-1 測定方法

区分	測定物質等	測定機器	測定方法		測定地点	
			50年度	51年度	50年度	51年度
大気汚染監視測定車	二酸化炭素 浮遊粉じん 窒素酸化物 一酸化炭素 炭化水素 オキシダント 気象	GR-3C形(DDK) " GP-5B形(") APMA-10形(日立一掘揚) APHA-10形(") GX-2形(DKK)	導伝率法 光散乱法 ザルツマン吸光光度法 非分散型赤外分析法 水素炎イオン化法 よう化カリウム法		1	6
			連続24,6時間	連続 6時間	1. 3. 4. 5.	4. 5. 6.
手 分 析	浮遊粉じん総量	High-Volume air sampler	連続 24時間	連続 6時間	1. 2. 4. 5.	4. 5. 6.
	浮遊粒子状物質	Low-Volume air sampler	連続 24時間	連続 6時間	1. 2. 4. 5.	4. 5. 6.
	粒径別粉じん量	Andersen air sampler		連続 6時間		4.
	窒素酸化物	簡易採取装置	1日6回捕集	1日6回捕集	3. 4. 5.	4. 5. 6.
一酸化炭素	マイラーバッグ捕集	1日3回捕集	1日6回捕集	3. 4. 5.	4. 5. 6.	
その他	気温垂直分布	自記温度計	連続 24 時間		五所川原消防署付近3地点	
	視程	距離計 カメラ	適時		4	

層が形成されていることが判る。

2. 昭和51年度9月下旬から10月

9月下旬の気温は平年に比べて著しく低目に経過しており、22・23日には上空に寒気が入りこの頃全般に雨が多くなった。特に23日には、津軽地方の一部では「ひょう」が降った。

10月は、全般に9月同様気温は低かったが特に下旬後半が厳しかった。21日には、発達した低気圧が北海道西方を北上中、南南西～西南西の風が強まり、大きな被害が発生した。このあと24日夜にも低気圧が通りこの頃天気は大きく崩れた。移動性高気圧は、22日から24日午前中にかけて通ったため、天気は大むね良かったが、下旬の後半は全般にしぐれ模様が続いた。

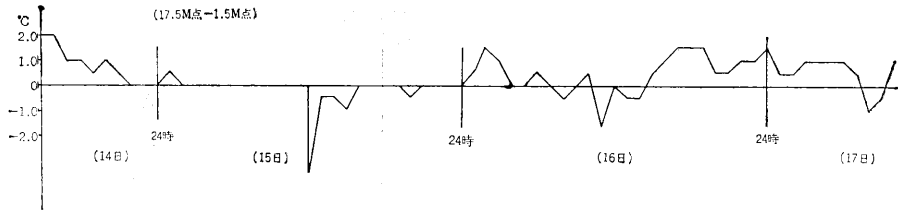
日照時間は、上・中旬は平年並みであったが下旬に

は、津軽地方では特に少なく、平年の60～70%であった。図-3の高度別温度差をみると、17.5m地点と1.5m地点での比較では逆転層が認められないが、低い地点(8.7m地点)との差が逆転している様に思われる。特に23日から24日午前中にかけては連続的に逆転を示している。これは22日に降った雨が23日の晴天により地表面からの気化熱を奪ったための現象で、そのため逆転は、8.7m付近までの大気圏内で起っているように考えられる。(図-2・3参照)

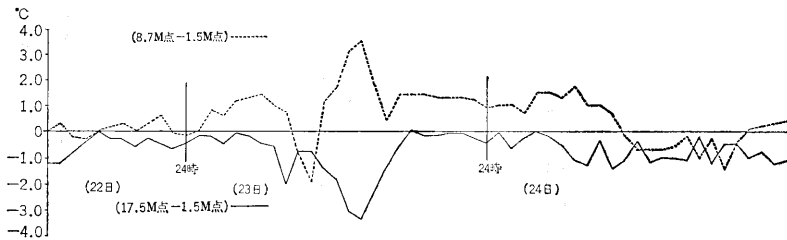
III 測定結果

1. 浮遊粉じん

a 自動測定機



図一2 昭和50年度温度差



図一3 昭和51年度温度差

第1回目では、15日に雨が降ったため、ワラ焼きはおこなわれず、14、16、17日には、その影響が顕著に表われている。特に14日の日平均値が、 $0.6\text{mg}/\text{m}^3$ 、17日には $0.23\text{mg}/\text{m}^3$ と完全に環境基準を超えている。最大値は、 $1.0\text{mg}/\text{m}^3$ 以上であり、それが16時以降に急激に高くなり、夜半になってようやくB.Gと同じ値になった。

第2回目は、18日頃から、ワラ焼きが始まったと思われる21~23日は、欠測時間が多いため、日平均値をとることはできなかったが、18日から以降は毎日のように環境基準を超えている。特に24日は、日平均値、 $0.42\text{mg}/\text{m}^3$ 、時間最大値が、 $1.88\text{mg}/\text{m}^3$ と、測定期間中最大値を示した。この日は、風がない穏やかな日であったため、ワラ焼きの影響が顕著に表われている。しかし、低気圧が通過したため、20時には、B.Gと同じ値にまで下った。

(図一4・5参照)

b 手分析

第1回目の14日は、日中秋晴れの良い天気、ワラ焼きが集中的におこなわれた。しかし、夕方から、雲がではじめ、大気の拡散状態は最悪であった。従ってHi-Vol.の24時間捕集は、一般大気に比べて若干多い程度であるが、15時から21時までの6時間捕集では4倍強の粉じん

量が捕集された。Lo-Vol.もまた、一般大気に比して、数倍の粉じん量が捕集されている。

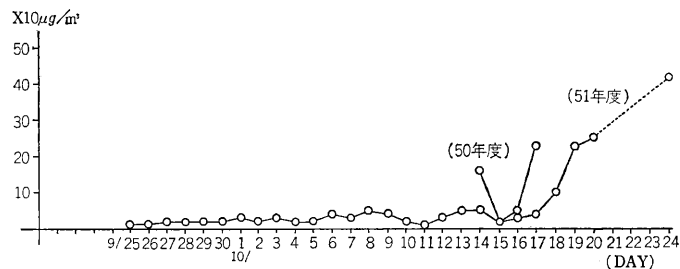
15日は雨のために、ワラ焼きが行なわれなかったため、6時間捕集もおこなわれなかった。

16日は、前日の雨により、ワラが濡れていたため、ワラ焼きはあまりおこなわれなかった。従って6時間捕集も、14日ほど顕著に多い粉じん量とはならなかった。しかし、ほかの日に比べると、若干高い値がでている。

第2回目は、B.Gとして採取した粉じん量より、Hi-Vol.では平均25倍位の粉じん量となり、特にLo-Vol.ではB.Gは計測され得なかったものがワラ焼き時には、 $0.5\sim 1.6\text{mg}/\text{m}^3$ という値を示している。

A.Sでは、9月20日に若干の粉じんが採取されたが、9月21日、10月22日ではほとんど採取できなかった。しかし、23日のワラ焼きが行なわれた日になると、総量としても、 $1117\mu\text{g}/\text{m}^3$ 捕集されている。その粉径分布をみると、最も多いのが、 $0.65\sim 1.1\mu$ の間で27.7%、次に $1.1\sim 2.1\mu$ の間で24.4%となり、 $0.65\sim 2.1\mu$ で半分以上の割合を占めている。

ここでも一般環境と比べて、高濃度の粉じんが捕集され、それがあある時間帯に集中して発生することが測定上



図一4 DUSTの日平均値

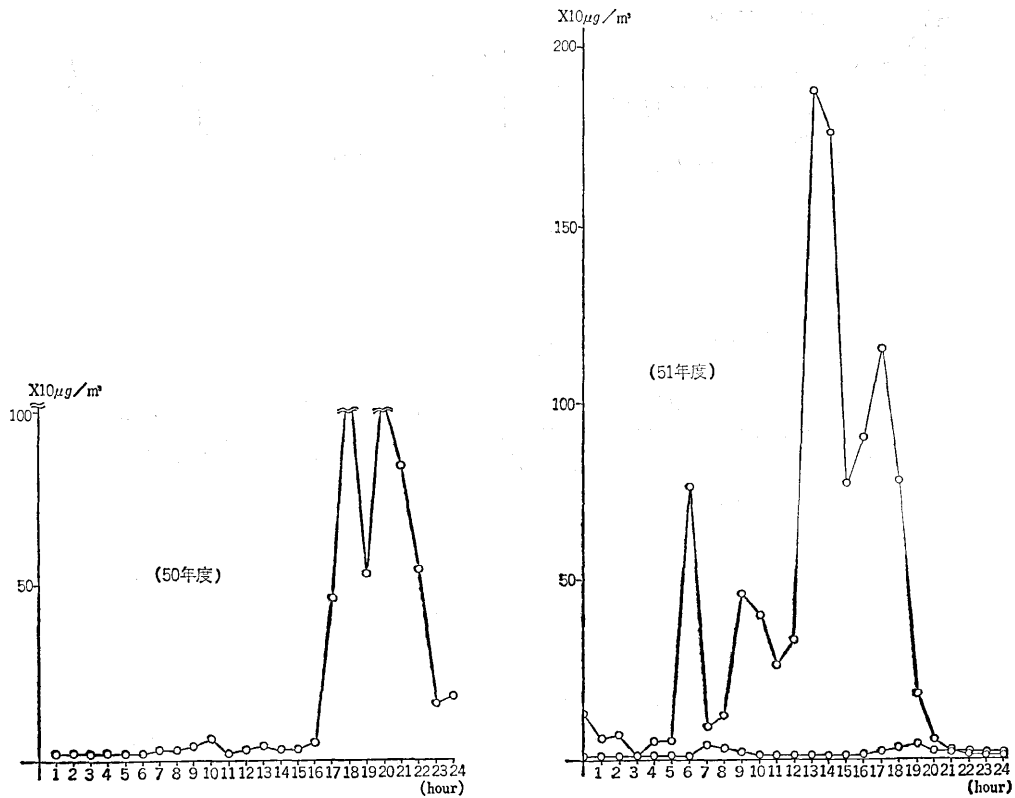


図-5 DUSTの経時的変化

確認された。

以上のことから、ワラ焼き時には、一般環境と比べて高濃度の粉じんが捕集され、それがあある時間帯に集中して発生することが確認された。(表-2・3参照)

2. 一酸化炭素

第1回目の測定期間中の最高値が、10月17日の10.0ppmであった。14日の最高値は、3.0ppmでワラ焼きの典型を示していなかったが、17日には、16時頃から濃度が高

表-2 Hi-Vol. Lo-Vol. による粉じん量 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

測定地点名	年度	50						51									
		10. 14~15		10. 15~16		10. 16~17		9. 20		9. 21		10. 22		10. 23			
		Hi-Vol.	Lo-Vol.	Hi-Vol.	Lo-Vol.	Hi-Vol.	Lo-Vol.	Hi-Vol.	Lo-Vol.	Hi-Vol.	Lo-Vol.	Hi-Vol.	Lo-Vol.	Hi-Vol.	Lo-Vol.		
五所川原保健所		307.3	225.4	41.3	3.5	122.4	44.8										
五所川原市役所		192.8	—	27.7	—	76.2	—										
(6時間捕集)		1282.9				306.0		59.0	0	52.5	0	93.6	42.3	959.5	527.8		
中三デパート		—	196.6	—	6.8	—	61.6										
中央小学校		218.3	181.1	31.6	3.5	98.5	58.8										
柏第二小学校		208.1	152.5	30.3	13.9	77.8	24.3										
(6時間捕集)		889.8				174.7		54.4	0	28.5	0	64.4	0	1145.9	1424.7		
終末処理場																	
(6時間捕集)								40.0	0	51.4	0	115.1	52.1	1364.7	1601.7		

表-3 ANDERSEN AIR SAMPLER による粉じん量

ステージ 番号	分級粒径分布 (μ)	粉 じ ん 量 $\mu\text{g}/\text{m}^3$			
		9月20日 15:00~20:56	9月21日 14:50~20:56	10月22日 15:00~20:55	10月23日 15:00~20:55
1	11以上	9.36 (12.5)	0	0	75.12 (6.7)
2	7.0 ~ 11	0	0	0	56.34 (5.0)
3	4.7 ~ 7.0	9.36 (12.5)	18.22 (100.0)	0	75.12 (6.7)
4	3.3 ~ 4.7	0	0	0	75.12 (6.7)
5	2.1 ~ 3.3	9.36 (12.5)	0	0	169.01 (15.1)
6	1.1 ~ 2.1	9.36 (12.5)	0	0	272.30 (24.4)
7	0.65 ~ 1.1	18.73 (25.0)	0	0	309.86 (27.7)
8	0.45 ~ 0.65	18.73 (25.0)	0	0	84.51 (7.6)
	合 計	74.90 (100.0)	182.2 (100.0)		1117.38 (99.9)

() 内は割合%

くなりはじめ、20時に最高値となりその後減少しはじめた。第2回目の測定でも最高値は、10.7ppmと1回目と類似している。しかし時間的なずれがあり第1回目は20時がピークであったが、第2回目は12時にピークとなっている。また手分析結果では、18時~19時に最高値を示し、この結果と比較しても6~7時間の差があるので、この点については検討する必要がある。

手分析の結果をみると、第1回目では、3地点とも17時に最高値を示す同じ山型のグラフになっている。第2回目では、B.Gではほとんど経時的な変化はみられないが、ワラ焼き典型日になると前年と同様の山型のグラフになっている。(図-6・7参照)

3. 炭化水素

炭化水素は、一般環境中ではほとんど経時的な変化はないが、ワラ焼きがおこなわれると夕方からの変化が著しくあらわれ、他の物質と同じ型のグラフになっている。日平均値でも一般環境との差はほとんどみられな

ったが、19日頃になると若干高くなってきている。

(図-8・12参照)

4. 窒素酸化物

第1回目は、NO、NO₂、ともに10時前後と18時前後にピークを示している。特にNOは、10月17日に13.5ppmと期間中最高の値となった。しかし第2回目には、ワラ焼きの影響は若干みられる程度で、さほど著しい差を見出すことはできなかった。さらに日平均値のグラフからは、ワラ焼きの影響は全く認められなかった。

手分析の結果から、第1回目はNO、NO₂、ともに中央小学校で若干影響がみられるが、他の2ヶ所では一般環境との差はみられなかった。さらに、第2回日も柏第2小学校のNO以外は影響はなかった。(図-9・10参照)

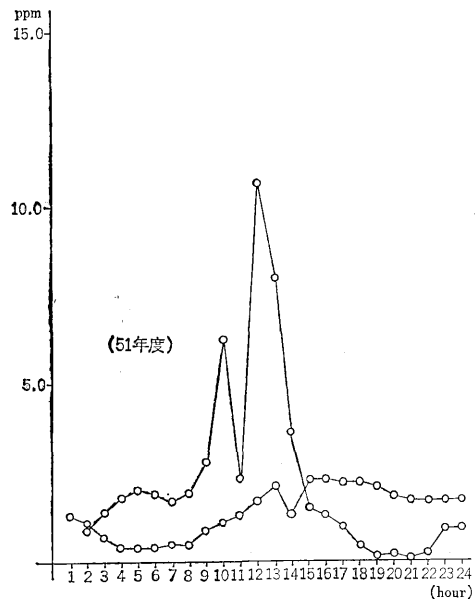
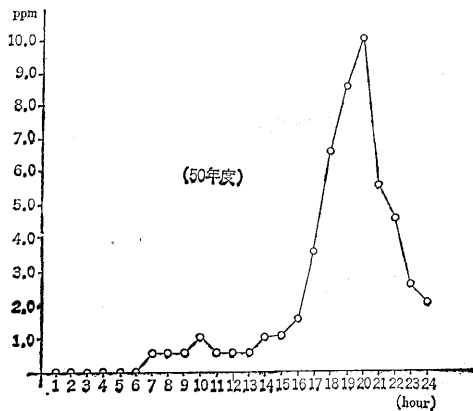
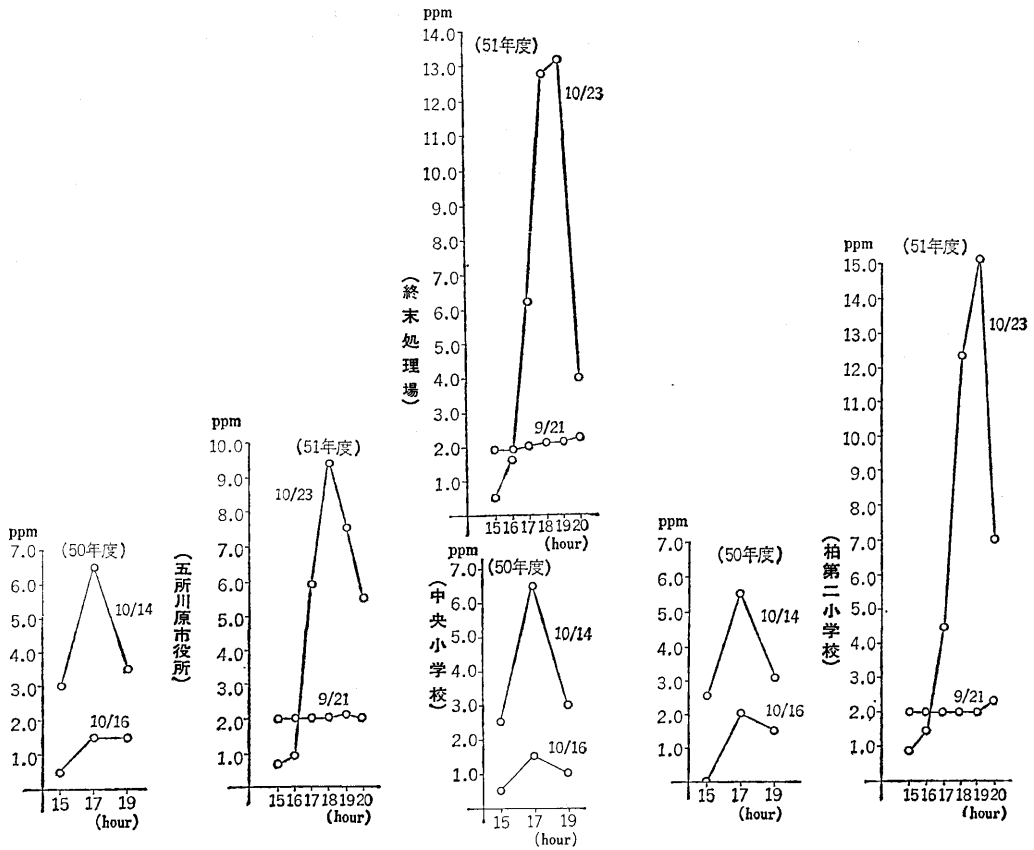
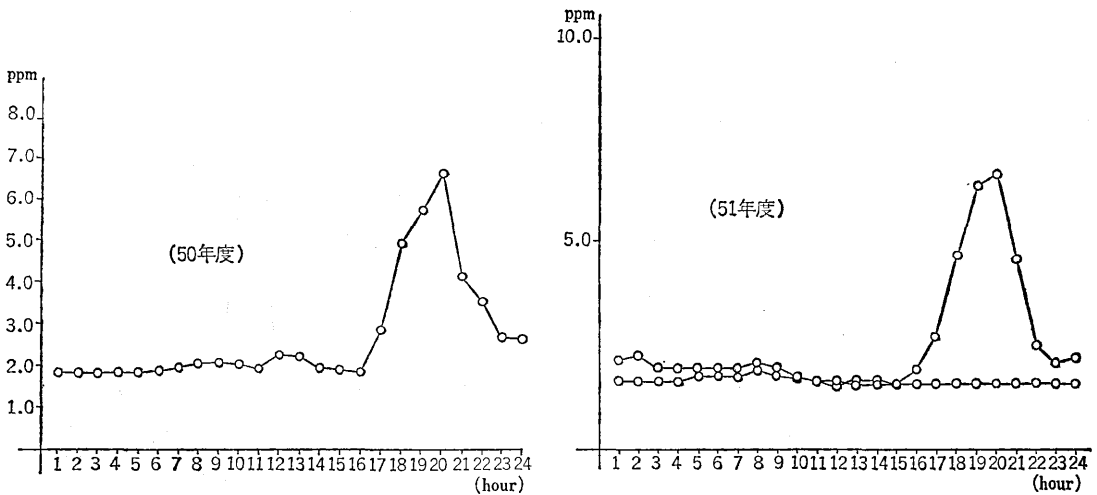


図-6 COの経時的変化



図一七 CO手分析



図一八 HCの経時的変化

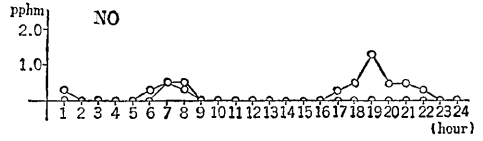
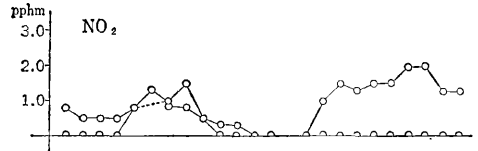
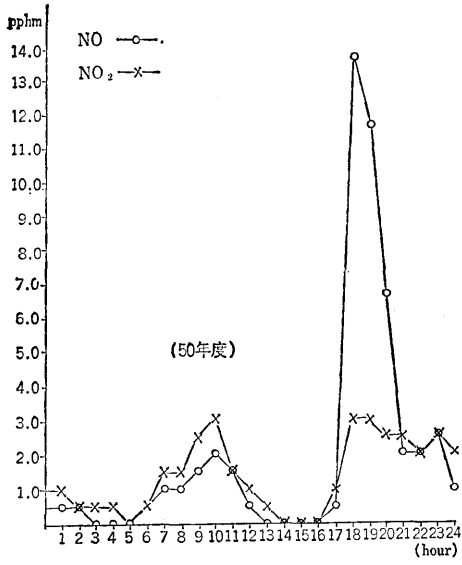


図-9 NO_x 経時の変化

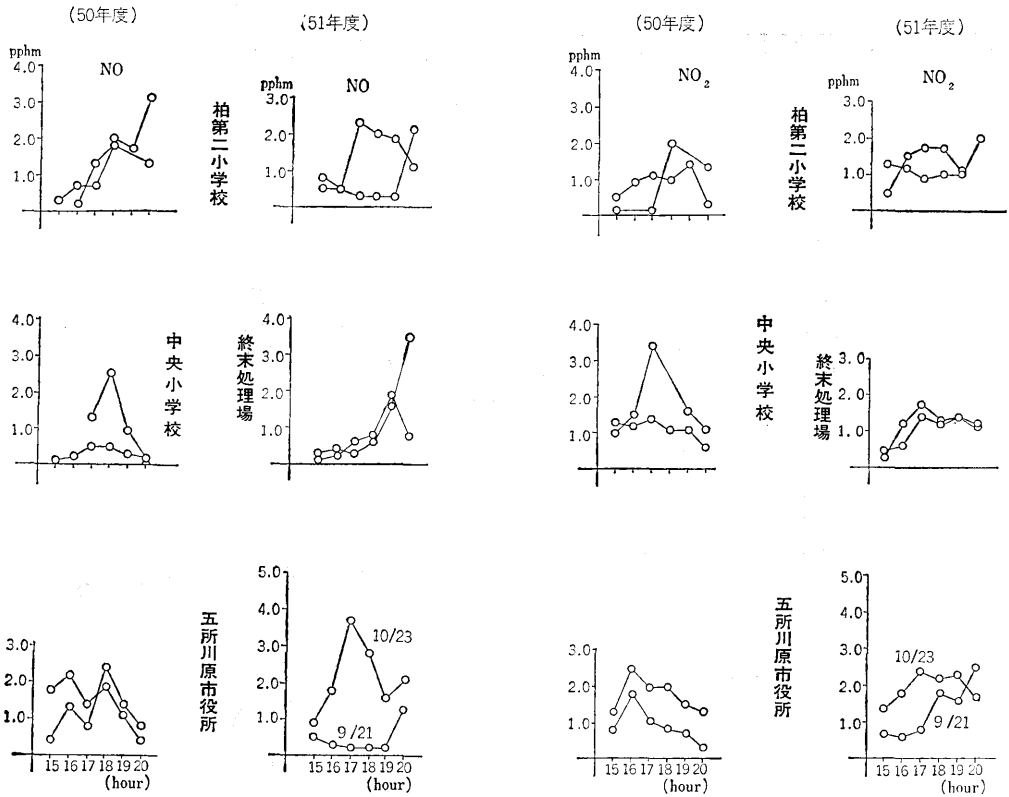


図-10 NO_x 手分析

5. 二酸化硫黄

第1回目も第2回目も、経時変化ではワラ焼きがおこなわれた影響が顕著にあらわれている。第2回目は第1回目と比べて値が低くなっているが、夕方から高くなる傾向には変わりはない。しかし日平均値の経日変化をみると、B.Gと差はなく、粉じんで示された18日からワラ焼きがはじまったであろうという予想はたてられなかった。(図-11・12参照)

6. ベンゼン抽出物

Hi-Vol. で6時間捕集した粉じん中のベンゼン抽出物をソックスレー抽出法によりその濃度を求めた。これによると、粉じん中のベンゼン抽出物の割合は、B.Gで

は、10%以下であるが、ワラ焼き時には40%以上となりかなり多くのベンゼンに溶ける物質が含まれているとみられる。(表-4参照)

7. 視程

五所川原市役所の屋上から、指標物を5点定め、距離計によりその間の距離を求め、各時間で目視により判断した。

その結果、14日にはこの日の気象からも鑑みて経時的に視程が悪くなっている。しかし16日は、あまりワラ焼きがおこなわれなかったことで、視程には影響はさほどなかった。(表-5・参照)

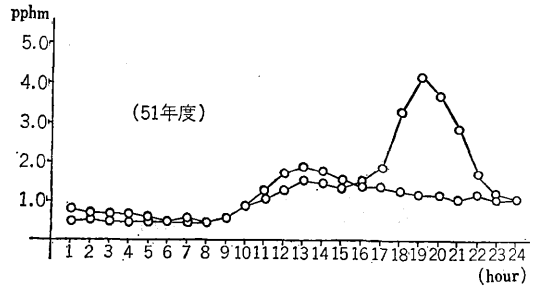
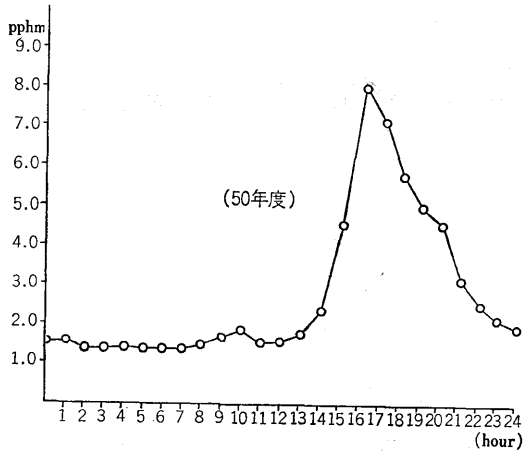


図-11 SO₂の経時変化

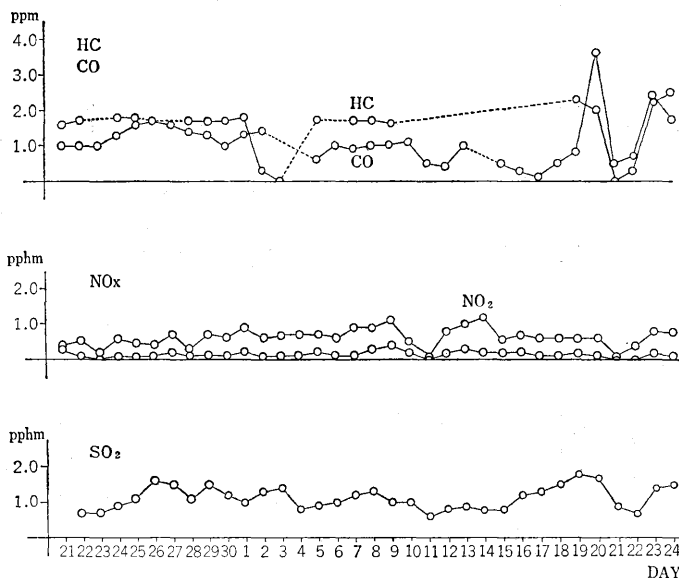


図-12 日平均値の経日変化

表-4 ベンゼン抽出物分析結果 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

測定地点名	年度	50			51			
	月日	10. 14	10. 15	10. 16	9. 20	9. 21	10. 22	10. 23
五所川原市役所		434.7	—	83.3	N.D.	N.D.	7.4	466.1
柏第2小学校		432.6	—	55.0	N.D.	1.5	7.9	643.9
終末処理場					4.7	3.3	23.8	868.1

表-6

月日	測定地点 (m)	A	B	C	D	E
		(180)	(200)	(300)	(500)	(∞)
十月十四日	12時	○	○	○	○	○
	14時	○	○	○	○	△
	15時	○	○	△	×	×
	16時	○	△	×	×	×
	17時	日没のため判断不可能				
十月十六日	11時	○	○	○	○	○
	13時	○	○	○	○	○
	15時	○	○	○	△	△
	16時	○	○	○	△	△
	17時	○	○	△	×	△

○ 完全にみえる
△ ややみえる
× 見えにくい
×× 完全にみえない

		産 業 汚 染 型	バ ッ ク グ ラ ン ド 型	ワ ラ 焼 典 型 日
DUST (mg/m^3)	最大値	0.13	0.04	1.00以上
	最小値	0.01	0.02	0.02
	平均値	0.05	0.02	0.23
	標準偏差	0.04	0.01	0.33
NO (ppm)	最大値	0.040	0.008	0.135
	最小値	0.000	0.000	0.000
	平均値	0.015	0.003	0.020
	標準偏差	0.010	0.002	0.035
NO ₂ (ppm)	最大値	0.036	0.010	0.030
	最小値	0.013	0.000	0.000
	平均値	0.024	0.003	0.014
	標準偏差	0.006	0.002	0.010
CO (ppm)	最大値	1.3	1.0	10.0
	最小値	0.0	0.0	0.0
	平均値	0.6	0.3	2.1
	標準偏差	0.4	0.3	2.8
HC (ppm)	最大値	2.7	2.2	6.6
	最小値	2.1	1.9	1.8
	平均値	2.3	2.1	2.6
	標準偏差	0.2	0.1	1.3
SO ₂ (ppm)	最大値	0.136	0.022	0.080
	最小値	0.009	0.012	0.014
	平均値	0.035	0.017	0.028
	標準偏差	0.041	0.003	0.019
OX (ppm)	最大値	0.025	0.008	0.047
	最小値	0.001	0.000	0.006
	平均値	0.013	0.001	0.026
	標準偏差	0.006	0.002	0.012

IV 考 察

以上の結果から、ワラ焼きによる大気質の特徴をより明確にするために、B.Gの日とワラ焼きの典型的な日のほかに、産業汚染型として八戸市第二魚市場のデータを加え、それらについて比較検討した。

これによると、粉じん量と一酸化炭素が、ワラ焼き時にはB.Gよりはもちろん産業汚染型より高い値を示し

ており、二酸化硫黄は、産業汚染型で高くなっている。即ち、ワラ焼き汚染型は、産業汚染型ともまた都市汚染型とも異なり、独特の汚染型を形成している。

この中で、粉じんについてみると、10 μ 以下の粉じん量の占める割合は非常に大きい。中でも3 μ 以下の粉じんは全体の75%を占めている。また粉じん量が増えるとベンゼン抽出物も増えている。これは、ワラ焼き時の粉

じん中では、粒径の小さなもののがかなりの割合を占めており、ベンゼン抽出物もかなり多く含まれていることが考えられる。(表一6参照)

また、各物質間の相関係数を求め、その関連性をみたのが表一7, 8, 9である。表一7は、五所川原市の一般大気環境の相関マトリックスである。表一8は、ワラ焼きの典型日における各物質間の相関であるが、粉じん

と一酸化炭素、炭化水素は高い相関を示しているが、風速とは逆相関となっている。窒素酸化物、二酸化硫黄とはあまり関連性はなかった。表一9の産業汚染型の相関マトリックスでは、粉じんと他の物質との相関はあまりないが、二酸化硫黄は、窒素酸化物、一酸化炭素への相関が強い。また炭化水素は、どの物質ともあまり相関はみられない。

表一7

N=24

95%信頼限界 $r \geq 0.404$

99%信頼限界 $r \geq 0.515$

	Dust	NO	NO ₂	CO	HC	SO ₂	OX	W.V	θ
Dust	\	0.725	0.885	0.716	0.430	0.367	-0.288	-0.323	0.049
NO		\	0.870	0.664	0.464	0.463	-0.087	-0.431	0.214
NO ₂			\	0.634	0.518	0.343	-0.121	-0.451	0.126
CO				\	0.299	0.699	-0.116	-0.088	0.357
HC					\	0.095	0.017	-0.693	-0.238
SO ₂						\	0.448	0.133	0.773
OX							\	0.113	0.744
W.V								\	0.336
θ									\

表一8

N=24

95%信頼限界 $r \geq 0.404$

99%信頼限界 $r \geq 0.515$

	Dust	NO	NO ₂	CO	HC	SO ₂	OX	W.V	θ
Dust	\	0.744	0.201	0.934	0.921	0.517	-0.232	-0.648	-0.081
NO		\	0.690	0.793	0.824	0.419	0.005	-0.610	-0.022
NO ₂			\	0.646	0.425	0.090	-0.307	-0.594	-0.042
CO				\	0.984	0.568	-0.135	-0.610	-0.006
HC					\	0.460	-0.146	-0.586	-0.055
SO ₂						\	0.272	-0.456	0.319
OX							\	-0.058	0.861
W.V								\	-0.244
θ									\

表一9

N=24

95%信頼限界 $r \geq 0.404$

99%信頼限界 $r \geq 0.515$

	Dust	NO	NO ₂	CO	HC	SO ₂	OX	W.V	θ
Dust	\	0.461	0.427	0.514	-0.086	0.516	0.324	0.398	0.324
NO		\	0.923	0.631	-0.213	0.693	0.322	0.504	0.320
NO ₂			\	0.746	-0.261	0.682	0.234	0.497	0.169
OC				\	-0.496	0.765	0.507	0.586	0.488
HC					\	-0.493	-0.743	-0.469	-0.609
SO ₂						\	0.567	0.538	0.528
OX							\	0.519	0.976
W.V								\	0.486
θ									\

以上の解析の結果、五所川原地区のワラ焼き時の環境大気にみられる特徴を整理すると次のようになる。

- 1) ワラ焼き時の大気質では、粉じん濃度が特異的に高い値を示す。
- 2) 粉じん量は、一酸化炭素、炭化水素と高い相関を示し、風速とは逆相関となる。このことは産業汚染型、都市汚染型とは様子を異にするものである。
- 3) ワラ焼きによる障害は、天候に大いに左右され、移動性高気圧におおわれ、晴天の日が続き、気温の日較差が大きく、夕方から逆転層が形成され易い時におこりうる。
- 4) Hi-Vol. での6時間捕集量は、24時間捕集量の4～6倍となる。これは、24時間値は時間的に平均化されてしまうことと、夕方に集中的に粉じんが発生していることを示している。
- 5) Hi-Vol. での粉じん量に対する Lo-Vol. での粉じん量の割合は、粉じん量が多いほど高く、粉じん中に10 μ 以下のものがかなり多く含まれているとみなされる。
- 6) Hi-Vol. での粉じん中に含まれるベンゼン抽出物の量もまた粉じん量が多いほど高く、粉じん中にベンゼ

ンに溶ける物質がかなり多く含まれている。

しかし、ワラ焼きによって生ずる煙の成分及び拡散状況、粉じん中の成分、特にベンゼン抽出物中の成分等についてはまだ明らかにされていない。従って今後、これらの問題を中心に調査研究を継続的にすすめていきたいと考えている。

最後に、この調査研究にご指導ご協力下さいました弘前大学医学部公衆衛生学教室臼谷三郎教授並びに教室の諸先生及び、五所川原市役所生活環境課の方々には深謝致します。

V 参考文献

- 1) 大崎勝弘他
大気汚染研究全国協議会 昭和49年
9巻第2号
392 わら焼きによる環境大気の汚染について
- 2) 青森県気象月報 昭和50年10月号
- 3) " 昭和51年9月号
- 4) " " 10月号

酸性河川水の中和処理に関する一所見

— 荒川酸性河川水の中和テストとむつ湾産「ほたて」貝殻の廃棄物利用 —

Consideration on the neutralization treatment of acidic river

— The neutralization test of Arakawa acidic river and recycling
of waste by scallop shells from Mutsu Bay —

原子 昭・橋本 康孝

緒 言

八甲田火山では、北東と南西の斜面で火山活動の末期現象として各所に噴気現象や温泉ゆう出をみる。堤川は、八甲田火山中に発する荒川と駒込川を2大支川とし、青森平野を経て市街地を流れむつ湾に至る。荒川と駒込川はさらにいくつかの枝川をかゝえるが、噴気やゆう水の影響をうけて河川全体が硫酸酸性を呈し、いわゆる毒水として魚類の棲息を妨げ、飲料水や農業用水利用上著しい制約があり、発電、土木工事にも悪影響を及ぼしている。荒川水系の酸性化は、酸ヶ湯温泉周辺の熱水ゆう出が主たる原因で、ゆう出地点でpH値1~2の強酸性を呈する。ゆう水は多量の表流水で希釈されるにかゝらず、30km流下した市街地の合流点でなおpH値4.5前後である。水質改善についてはいくつかの調査と共に方策が試みられ、地表土壌による中和対策を昭和35年から実施した。当初はかなりの効果を挙げたが次第に障害が出て事業は自然に廃止されるに至り、根本的な対策の見通しはまだ樹立されていない。酸性水の処理法の中、石灰中和法はもっと普及しており多くの例に接することができる。具体的には、1.石灰岩屑 2.消石灰(石灰乳) 3.炭カルなどを投入すとか、注入法によって4.土壌・岩石中を通過されること等である。

荒川が堤川となって注ぐむつ湾では、「ほたて」貝の養殖が盛んで4万8千t(昭50)の漁獲があり、この数年急激な伸びを示して県内の貝類総生産量の98%を占める。俗に百億円産業と称され県経済にかなりの比重をおくまでに発展した。加工用として処理されたあとの貝殻は、ごく一部が「かき」養殖の材料として利用されるに止まり殆んど廃棄物として捨てられる。貝殻の貝に対する割合を55%とすると、4万8千t/y生産にして2万6千t/yが蓄積廃棄され、産業廃棄物的性格を負びてくる。ここで、一方において酸性河川水の中和方策を考え、他方で特産品の廃棄物処理を併せ行なうことの可能性が追求されるならばまことに好都合である。かかる観点から、代表的な酸性ゆう水を対象に「ほたて」貝殻を中和材料とする2, 3の実験を行なった。

実 験 方 法

1 主な材料

1) 「ほたて」貝殻：むつ湾産3年貝の肉質内臓を取り除いたのち、貝殻を水洗の上自然乾燥する。これを破碎して篩分けた。

2) 酸性水：八甲田火山群の中でもっとも酸性が強くゆう出量の上でも代表的な、酸ヶ湯地域の地獄沼と新湯のゆう水を対象とした。地獄沼ゆう水は、最終排水口から地獄湯の沢へ注ぐ上澄みを採り検液とした。ゆう水の性質には変動があるけれども、pH値がおおむね1.4、灰褐色の微粒子が浮遊しておりやや濁る。沼の数ヶ所で常時ガスを伴う噴出状況がみられ、ゆう出量は600~2700ℓ/minである。新湯ゆう水は地獄沼と水平的には至近距離にあるが、ゆう出形態には著しく差がある。9~10ヶ所からゆう出し、それぞれ個有名が付けられている。この中で比較的高温かつゆう出多量(600ℓ/min)な「まみの湯」を試料に供した。pH値1.7、外見上澄明で浮遊物は認められない。

3) 石灰石：住友八戸鉱山産および日鉄尻屋鉱業所の石灰石。

2 方法

- 1) pH：ガラス電極 pH計
- 2) SS：検水200mlをワットマンガラスフィルターGB/F(10μ)で濾過、懸濁物質を秤量。
- 3) 酸度：総酸度 phph酸度、日本水道協会、上水試験法、63(1965)

鉍酸酸度 MR酸度、同上
鉍 酸 MV酸度、厚生省
衛生検査指針、VII, 51(1957)

- 4) Na, K：炎光法
- 5) Ca, Mg：EDTA法、指示薬NANA(Ca) エリオクロムブラックT (Mg)
- 6) Fe：オルトフェナントロリン法による比色。
- 7) SO₄：比濁法、試料の適量(SO₄²⁻-15~75ppm)を

水で20mlとし、10N塩酸1ml加、塩化バリウム0.3~0.4gを加えて1分間振とう20分間放置。

8) Cl: 硝酸第二水銀法

9) H₂SiO₃: モリブデン青法

10) 強熱減量: 試料を100°Cで恒量になるまで強熱したときの減量。

11) 不純分: 試料を塩酸で溶解し、アンモニア水を加えて水酸化物を沈澱させ、濾過ののち強熱して秤量。

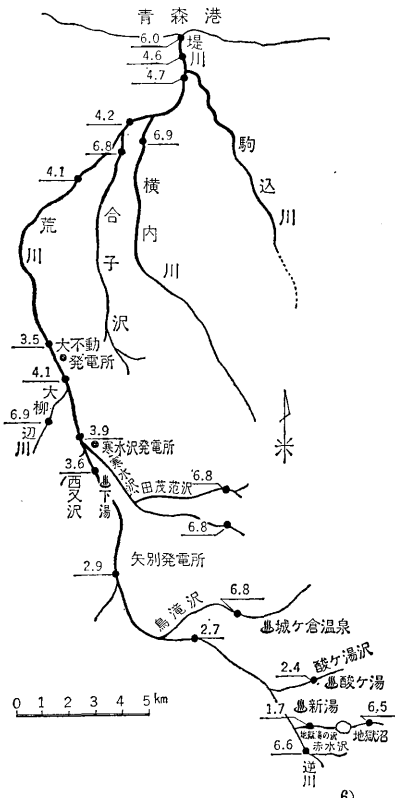
12) SiO₂: 試料を塩酸と過塩素酸で分解し、不溶性のけい酸をふっ化水素酸で処理して前後の重量差を求めらる。

13) Al₂O₃: 上記けい酸の定量にあたって、ふっ化水素酸で処理した後の残渣をpH3.0~3.5のもと、Cu-PANを指示薬としてEDTA液で滴定し、別に求めた酸化第二鉄の量に相当するEDTA液の量を差引く。

結果と考察

1 酸性水の水質と荒川

荒川(延長32.6km,流域面積180.6km²)が全体として酸性河川のままむつ湾に至る原因は、八甲田山の酸ヶ湯温泉周辺にゆう出するいくつかの酸性水が荒川に混入するためである。酒井等による源泉数は大小78で、地獄湯の沢と酸ヶ湯沢に入り、元来中性である両沢水を酸性に変



図一 荒川水系と地点別pH値⁶⁾

えてそのまま河口に至る。荒川には上記の沢の外、上流から逆川、鳥滝沢、田茂滝沢、寒水沢、大柳沢、合子沢川、横内川等の支川がある。液性はいずれも中性に近く、荒川と合する時点で酸性水の影響を受ける(図1)。荒川の流量は、四季により増減があるけれども、山間部から平野部に出た地点で32万~36万⁶⁾t/dという。平野部に入ってから横内川と合子沢川が合するが、合流前の荒川橋と合流後の甲田橋の二標準点で昭47~51年の5年間pH値を測定した結果は、荒川橋(酸ヶ湯下流22km)で平均3.9、甲田橋(酸ヶ湯下流27km)で4.1であった。甲田橋地点は青森市街地で河口に近い(表1, 2)。荒川を

表一 荒川の流量

河川	青森市調査 ⁶⁾	地質調査所 ¹⁵⁾
荒川	215,136 t/d	268,790 t/d
横内川	37,152	33,292
合子沢川	75,168	66,297
計	327,456	368,379

表二 荒川河川水のpH値

st.	n	min	max	R	\bar{X}	S ²	σ
荒川橋	48	3.3	4.8	1.5	3.9	88.9	0.4
甲田橋	71	4.1	6.5	2.4	4.8	159.2	0.4

酸性化しているゆう水は火山活動の末期現象である硫酸酸性温泉で、陽イオンではCa²⁺、Mg²⁺、Al³⁺、Na⁺、K⁺が、陰イオンではSO₄²⁻、Cl⁻が主成分である。県内温泉の中ではもっとも酸性が強く、右に出るものがない。酸ヶ湯温泉、地獄沼周辺、新湯の3群からなり、それぞれ特徴がある。ゆう出量は変動があるものの全体で3千~4千t/dと思われる(表一3)。

試料とした酸性水は、ゆう出後室内に放置すると10日を経過してなおpH値に変化がなく、空気を送り込んでも変りがない。浮遊物質にも変動がなく、硫酸酸性水が自然酸化されにくいことを示している。20日を経て新湯に少しづつ生じた浮遊粒子は、灰白色、湯浴状に確認できるようになる。地獄沼の粒子は、容器底部にスケール状の附着物となってエアレーションによる流動にも動かなくなる。

2 酸性水と「ほたて」貝殻の反応

まずピーカー内の酸性水に、破碎貝殻(0.5mmアンダー)を段階的(0.025~0.5w/v%)に加えて攪伴(3min)ののちpH値の変化をみると、貝殻量が増すに従ってpH値も高まる。pH値と貝殻量の関係は直線的でない。常温(20°C)と高温(90°C)下の反応で差がなく、貝殻未を焼成(150°C, 30min)しても変りがない。

次に貝殻の混合率を0.1, 0.5, 1%の3段階とし、

表-3 酸湯温泉の成分

(mg/ℓ)

項目	新湯 ¹²⁾ まみの湯	玉の湯 ¹²⁾	新湯 ¹²⁾ またぎの湯	酸湯 ¹³⁾	ふかし湯 ¹⁴⁾	渡鳥 ¹⁴⁾	新湯 ¹⁴⁾
温度	64	38	50.5	82	96.5	76.0	66
ゆう出量 ℓ/m	600	5	5	500	55.5	80	600
pH	現地	1.9	2.5	6.4	1.5	1.6	1.8
	試験室	1.8	2.2	7.5	1.6	1.6	1.8
ER	3783	2445	1588	6404	6342	5020	5080
H ⁺	13.0	3.2	0.0	25.2	25.0	25.0	16.0
NH ₄ ⁺	0.6			0.1	0.7	0.5	0.8
K ⁺	23.5	35.5	57.2	10.9	35.0	11.4	45.0
Na ⁺	110.2	132.2	74.0	74.5	190.0	58.0	135.0
Ca ²⁺	255.5	137.1	149.2	320.0	340.1	280.3	270.5
Mg ²⁺	170.0	31.8	44.7	150.6	254.3	235.9	227.3
Fe ²⁺³⁺	64.0	16.5	0.7	165.0	17.0	14.8	23.7
Al ³⁺	211.2	96.3	52.8	323.0	192.1	118.3	230.0
Mn ²⁺	2.8	7.7		5.7	7.0	5.6	6.7
Cu ²⁺		1.00	0.01	3.00	0.03	0.01	0.01
Zn ²⁺		20.0	tr.				
Cl ⁻	1010	408	198	1140	1702	1271	850
SO ₄ ²⁻	1967	867	466	1636	1112	950	1688
HSO ₄ ⁻		187		3520	1874	1600	1819
HPO ₄ ²⁻	0.23		0.07	0.32	5.15	8.42	0.87
H ₂ PO ₄ ⁻		1.16	0.32	5.15	8.42	0.87	3.39
HCO ⁻			177				
CO ₃ ²⁻			0.01				
OH ⁻			0.06				
Br ⁻							
I ⁻							
HSiO ₃ ⁻							
SiO ₃ ²⁻							
AsO ₂ ⁻			0.02				
HS ₂ O ₃ ⁻					0.08	0.00	0.01
S ₂ O ₃ ²⁻	4.87			0.01	0.05	0.00	0.01
HS ⁻	0.87	0.61		0.68			
BO ₂ ⁻			8.30				
H ₂ Si ₃	55.5	200.1	128.5	351.0	441.2	289.2	240.3
HBO ₂	4.9	2.8	0.0	37.9	34.0	28.9	23.8
HAsO ₂	0.21			4.58	15.6	4.26	0.99
H ₂ S	2.10	5.94		0.71	4.3		
CO ₂			170.7			6.1	20.5
H ₂ SO ₄		1.5		285.1	473.4	404.1	459.6
H ₃ PO ₄					6.56		

時々振とうしながら48時間までの経時変化をみると、pH上昇率は1%混合、1時間値がもっとも中和効率が良く、経過時間と共にpH値は高くなるけれども上昇率は漸減する。従って貝殻率と接触時間の設定条件が中和効果上のポイントと思われる(表-4)。

3 中和反応

1) 貝殻混合率と経過時間

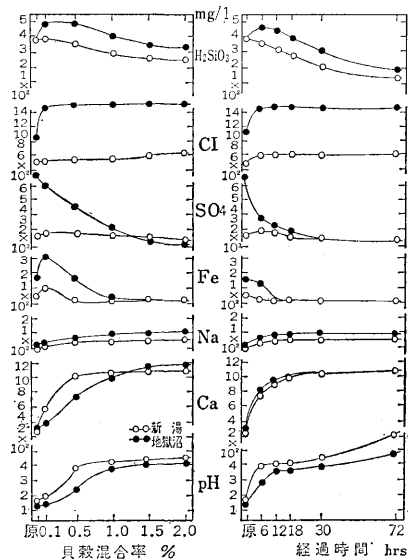
酸性水に砕碎貝殻(5mmアンダー)を2w/v%まで段階的に混和、そのまま放置して2時間後における水質(上澄み)と、中和効率の良い1%混合時の水質経時変化を観察した(図-2)。

pH値は中和作用の初期の段階で成分の変動巾が大き

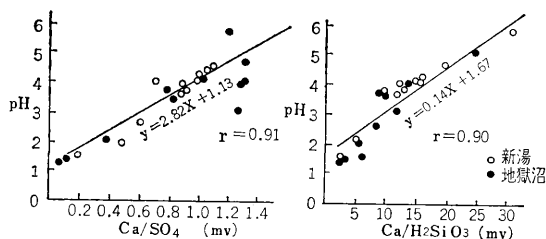
表一 貝殻混合による pH 値の経時変化

経過時間 hrs	pH 値					
	新 湯			地 獄 沼		
	貝殻混合率 w/v%			w/v%		
	0.1	0.5	1.0	0.1	0.5	1.0
直后	1.7	1.7	1.7	1.4	1.4	1.4
1	2.3 (0.2)	3.8 (0.3)	4.6 (2.7)	3.9 (0.1)	1.4 (0.3)	3.9 (2.7)
6	2.3 (0.1)	4.1 (0.2)	4.6 (0.4)	4.1 (0.0)	1.4 (0.1)	3.2 (0.4)
12	2.2 (0.0)	4.2 (0.1)	6.3 (0.3)	5.3 (0.0)	1.4 (0.1)	3.5 (0.3)
24	2.3 (0.0)	4.9 (0.0)	6.4 (0.1)	5.3 (0.0)	1.4 (0.0)	3.6 (0.1)
48	2.3 (0.0)	5.1 (0.0)	7.1 (0.0)	6.5 (0.0)	1.4 (0.0)	3.7 (0.0)

() : 時間当り上昇率, 到達 pH/出発 pH/h
貝殻経く 0.5%, at 20°C



図一 酸性水の貝殻混合による性質変化



図一 貝殻混合水の pH 値と Ca/SO₄, Ca/H₂SiO₃

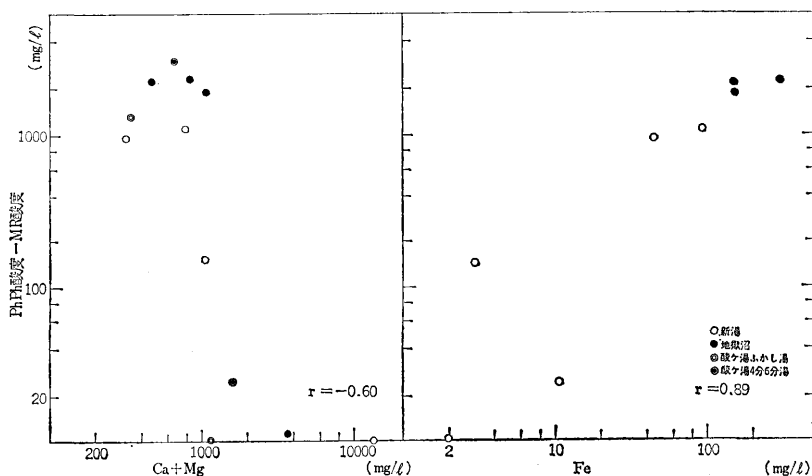
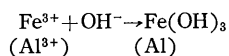
く, 0.5~1%混合が効率良く反応する。Ca と SO₄ の変化は pH 値へ敏感に反映し, 中和反応にもっとも関与していることをうかがわせる。Fe は酸性水に溶存し, 反応の比較的早い時期に沈澱が終了する。Fe の動向から他の重金属の場合も容易に想定される。Cl の増量は緩慢で, 貝殻成分が徐々に溶出してくるものと思われた。Na, Mg, K には殆んど動きがない。H₂SiO₃ は SO₄ の態度に似ているけれども, H₂SO₄ が解離して pH 値が高くなるに伴って減り始め, 硫酸塩沈澱に追隨して珪酸塩の沈澱が行なわれることを示す。pH 値と Ca/SO₄, Ca/H₂SiO₃ の間には有意の相関 (危険率 5%) があり, 両者の関係は密である (図一 3)。また酸度と金属の関係について (PhPh 酸度-MR 酸度) と (Ca+Mg), Fe を考えると, Ca+Mg と Fe で代表される金属は, 酸度との間で互に相反する有意の相関 (危険率 5%) がある (図一 4)。

以上このことから, 酸性水と貝殻は次の過程に従って中和反応を起こすと思われる。

a 酸性水中の硫酸は解離が大きく, 先ず石灰と反応して pH 値を高める (pH 1.4→4)。

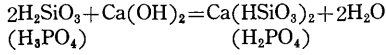


b 次の段階で重金属イオンが OH と結合して沈澱する。



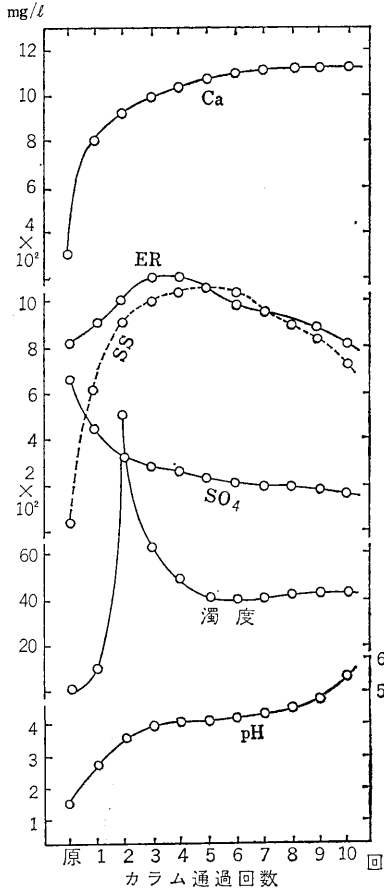
図一 酸度と金属

c 更に反応が進むと弱酸と石灰が反応して pH 値は一層中性に近づく。



2) 酸性水の貝殻カラム通過による変化

ガラスカラム(経30mm)に洗滌した貝殻(経5~10mm)をつめ、酸性水を自然流下で数回通過させて、通した回数毎の水質変化をみた(図一5)。pH値はカラム通過の回数と共に高くなり、初期において著しいけれども、同時に反応による分化沈澱のために濁度、浮遊物質の増加がみられる。pH 値4までが特に顕著である。濁度は殆んど0の状態から急激に120ppmまでになり以後カラムに吸着されて40ppmラインを推移する。蒸発残留物は浮遊物質の動行と相似し、浮遊物質がそのまま蒸発残留物になる。溶出Ca量はpH値上昇と平行する。pH値は4位まで比較的急カーブで上昇、4.5附近でやや停帯、その後は自然酸化が進むこともあって再び急カーブで中性に近づくようである。



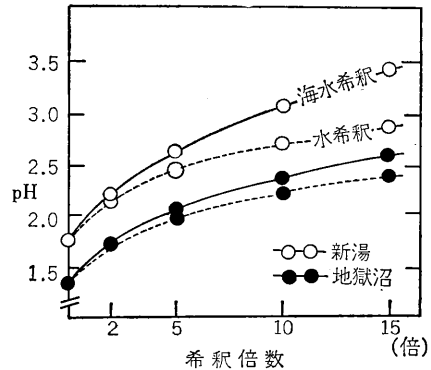
図一5 貝殻カラムを通した酸性水の性質変化(地獄沼)

3) 酸性水の希釈と中和反応

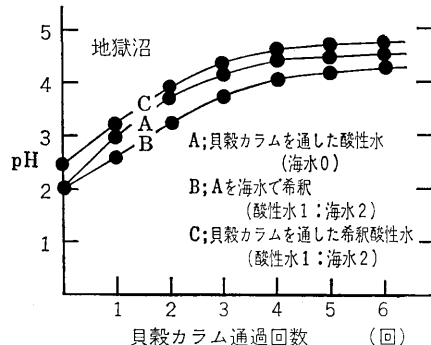
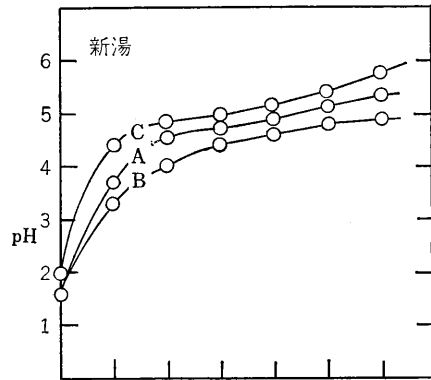
荒川が駒込川と合流して河口近くの甲田橋地点に至ると、PH値は平均4.8を示す。それからまもなく青森湾に

注ぐ数十万t/dの酸性水は直ちに中性の海水となる。青森港の海水pH値は四季を通じて表層で7.6~8.2, 平均8.0を示し、荒川の酸性水が海水に影響している気配はまったく感じられない(昭46むつ湾調査 n=114, \bar{x} =7.9, 昭49公共用水域調査 n=44, \bar{x} =8.0)。

ここで貝殻を中和材料として使用すると同時に、海水を緩衝液として酸性水処理を一層効果的に行なおうとの考えがある、酸性水を単純に海水で希釈してみると、pH値は改善されるというもの10~15倍希釈程度では中和されたとはいえず、40~50倍でやっとPH4のラインに達する。水希釈との比較では倍数を増すに従って差が出、効果をうかがわせる(図一6)。前項のカラムを用い海水希釈と組合わせて中和を行なうと、単純希釈の場合とは差があって効果が認められるものの、海水の緩



図一6 酸性水の希釈とpH値



図一7 酸性水の海水希釈と中和反応

表一五 pHの変化と貝殻の消費

試料	攪伴時間 min	pH			貝殻	
		pH 値	上昇比 到達pH/ 出発pH	上昇比/ min	減少率 %	減少量 貝殻g/ 酸性水ℓ
新湯 (酸性水300ml+ 貝殻5%, 150 rpm)	0	1.6	1	—	0	0
	10	3.5	2.1	0.21	4.5	2.21
	20	4.0	2.4	0.12	4.6	2.31
	30	4.1	2.4	0.08	4.7	2.34
	60	4.2	2.5	0.04	4.7	2.54
地獄沼 (酸性水300ml+ 貝殻5%, 150 rpm)	0	1.2	1	—	0	0
	10	2.1	1.6	0.16	6.5	3.39
	20	2.6	2.1	0.10	6.9	3.43
	30	3.0	2.3	0.07	7.0	3.49
	60	3.1	2.5	0.04	7.2	3.56
	120	4.1	3.2	0.02	10.8	5.34

衝液的役割りは期待した程でない。この場合、酸性水1に対し海水2で、海水の割合を増すと効果は一層上がると思われるが実用的でない(図一七)。

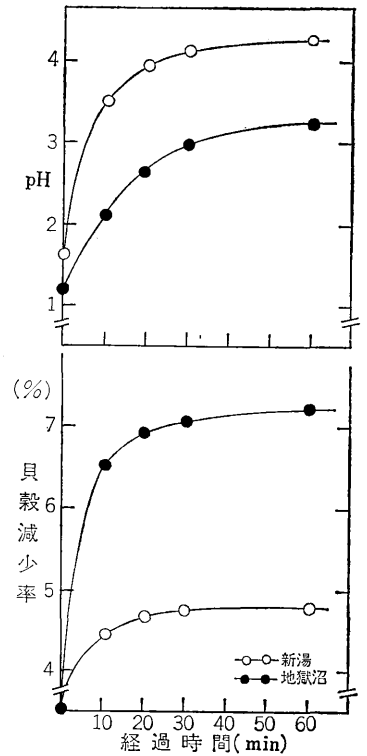
4) 中和反応における貝殻の消長

中和反応が進むに従って貝殻が消費される量的動向はpH値の動きとまったく類似した態度をとる。反応の初期期pH値の動きが激しく貝殻消費量も多い。新湯(pH=1.6)と地獄沼(pH=1.2)ではpH値の上であり差がないけれども、貝殻の消費はほぼ倍の開きがある(表一五、図一八)。酸性水を源泉で集約の上中和した場合の貝殻量を推測すると(酸性水の純ゆう出量を3千~4千t/d、液性をすべて地獄沼並の強酸性pH=1.2程度とみなし)、pH値を4位に改善するためには貝殻量16~21t/d(5千8百~7千6百t/y)消費するようである。

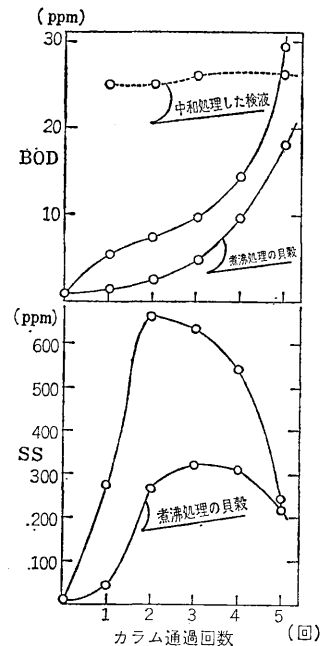
貝殻を中和材料として実用に供した場合、中和反応以外に附着肉片や内臓などによる生物化学的な影響が予想される。BODについてみると(貝殻200gをつめた径30mmのガラスカラムに酸性水を数回通し、回毎のBODとSSを測定)、BODは1前後から25ppmまでになり、SSも2前後から600ppmを超える値となる。試料をあらかじめNaOH液で中和ののちBODをみると、おおむね25ppm前後で推移し変動がない。貝殻表面に附着した有機物は、最初の接触で剝離が終ると思われ、BODに代表される水質汚濁の影響はあまりない。SSに対する関与もまた反応の初期に終るが、煮沸処理した貝殻と生の貝殻では差があり、「ほたて」貝の加工方法の差がそのまま反映される(図一九)。

5) 中和反応の材料別比較

「ほたて」貝殻の成分で中和反応に寄与するCaO(CaCO₃)は全体量の50%にあたる(表一六)。鉱水中和には石灰石が比較的手軽なことからよく使われるので、県内産の石灰石2試料(尻屋, 八戸)を得て「ほたて」貝



図一八 pH 値の変化と貝殻の消費量



図九 中和過程における有機物の消長

図一九 中和過程における有機物の消長

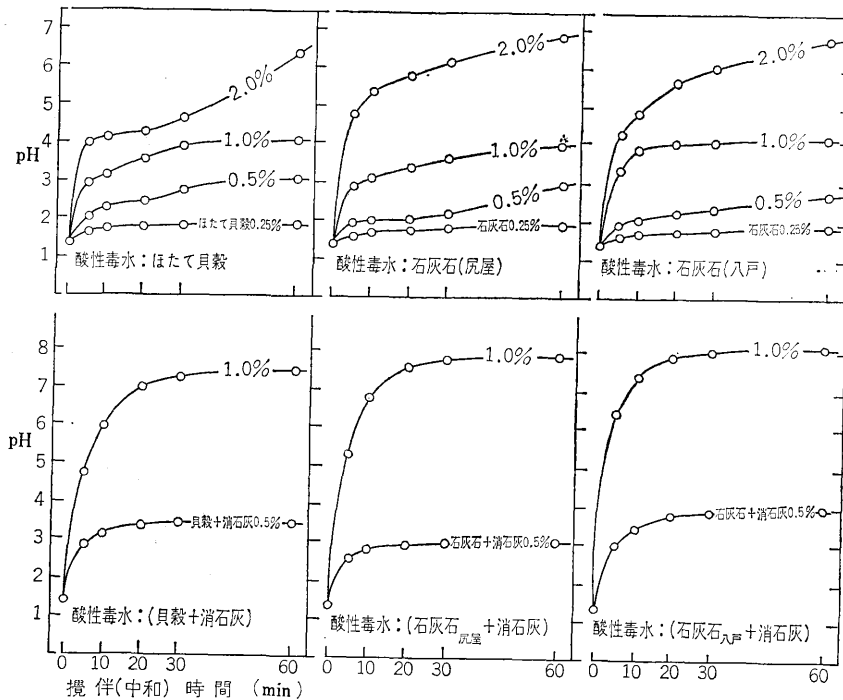


図-10 中和反応の材料別比較

殻と中和効果の比較をしてみた(図-10)。酸性水にそれぞれの材料を0.25~2.0%まで段階的に混和(地獄沼200ml, 石灰石No.5 篩アンダー)すると、混合量別あるいは経時的に差がない。また貝殻あるいは石灰石に消石灰を等量加えてやると中和は一層有効で、補助剤として消石灰を利用することについて、混合割合や接触時間の組合せが検討されてよい。

表-6 ぼたて貝殻成分

項目	Samp. 1 (%)	Samp. 2 (%)	av. (%)
水分	0.30	0.36	0.33
強熱減量	45.15	43.77	44.3
不純分	3.1	3.5	3.3
SiO ₂	0.1	0.1	0.1
Al ₂ O ₃	0.09	0.09	0.09
CaO	51.3	51.0	50.9
MgO	0	0	0
Fe ₂ O ₃	0.4(ppm)	0.4(ppm)	0.4(ppm)
Na	32 (ppm)	30 (ppm)	31 (ppm)
K	3.3(ppm)	3.2(ppm)	3.2(ppm)

4 貝殻中和における問題点

貝殻中和によって提起される問題点は、二次沈澱物の生成とその処理である。しかしながら、pHの改善が環境、農業、漁業、畜産、土木の分野に与える恩恵は絶大で、資源が枯渇しつつある現在、長年抑止されてきた基

礎産業の開発は急務である。酸性原水は溶存物質が多量で有害性金属をも含んでおり、たとえば酸ヶ湯温泉中の砒素は比較的多い(5.4~6.6 ppm)として紹介されている。中和処理は中和と共に有害性金属の回収という意味も併せ持つ。原水の蒸発残留物は3,700~6,400 mg/lで、中和処理によって溶存物質の大部分は二次沈澱物となり中和材料の溶出成分(Ca, Cl)と入れ替わる。酸性水中のFeやAlは、乳褐色ないしは赤褐色に沈澱し、かつかさばる。酸ヶ湯、新湯、地獄沼の源泉を集約し、地表水を入れないで中和処理を行なうことが合理的ではあるが、沈澱物量も数十t/dに上る。そのまま放流することは沈澱物が河床にへばりつき、美観を損ねるだけでなく、貝殻に附着している肉片の類による有機的な汚染も加えての弊害が充分予想される。沈澱物はヘドロ状であるから、容積的に一層多量となるため何等かの処理が必要であり、実際には沈澱池を設けて蛇行させ、上澄以外の沈澱物を遠心脱水して固化化を図ることになる。仮りに実用化すると、多方面で得る公共的利益の一部を数千t/dの水処理に還元すべきは当然である。

総括

1) 荒川は酸性河川で、八甲田火山地域に発し平野部に出るところで35万t/d前後の流量がある。第四紀火山活動の末期現象としてゆう出するいくつかの硫酸酸性泉が河川の酸性化をうながし、源泉のpH値は1.2~2.5、

ゆう出量は3千～4千t/dと思われる。

2) むつ湾産「はたて」貝は4万8千t/yの産出量があり、年々増加して地方経済に与える影響はかなり大きい。全貝の55%が貝殻で、廃棄物として推積処分されている。

3) 酸性水の中和材料として貝殻の利用を考え、可能性についてテストしたところ、pH値の改良に効果があり、廃棄物利用と併せ検討されてよいと思われた。

4) 中和反応における成分変化は、酸性水側でSO₄、H₂SiO₃、Fe(Al)等の沈澱、貝殻側でCa、Clの溶出に代表される。

5) 反応の初期期pH値に変化があり、次第に緩慢に中性側へ推移する。中和反応は貝殻表面で起こり、石こうが貝の表面に附着したり、金属の水酸化物が沈着して中和材としての反応を妨害するに従ってゆるやかになる。

6) pH値改善の目安はおおむねpH4で、水量、接触時間、接触面積等のより効果的な組合せが要求される。酸性ゆう出量3千～4千t/d、pH=1.2として、貝殻消費量は14～19t/dの見当である。

7) 貝殻と石灰石で、中和効果上の差がない。消石灰と混ぜて使用すると一層有効で、具体的に検討されてよい。

8) 中和によって生ずる硫酸塩、金属の水酸化物等の二次産物の処理が必要である。モデル実験にいて沈澱物の性質と生成量を考え、沈澱池、遠心脱水等による固形化、廃棄法・利用法の策定がなされるべきである。

9) 貝殻とはいえ、生物そのものを用いるために、連続的に生ずる沈澱生成物処理の外、長年にわたる有機物の影響を慎重に考慮されなければならない。また、中和材料の四季を問わぬ処理現場への供給や、投入量の注意深いコントロール、処理設備に対する綿密な技術的配慮、継続される投資額の算定等未解決の問題が山積している。貝殻を利用する中和法はさらに検討されてよいことは勿論であるが、同時に他の酸性水処理法、たとえば中和法でも第一段階で採用するであろう酸性原水の集合である、これを他の水で希釈することなく導水し、利水地点を避けて放流するというような、一見単純ではある

が、もっとも効果的とも考えられる方法等が検討されてもよいものと思われる。

(本報告の要旨は昭和51年度日本地下水学会で発表)

文 献

- 1) 吉井義次, 神保忠男: 青森県荒川の酸性河川水について, 東北大・理 (1948)
- 2) 渡辺万次郎: 青森県荒川及び駒込川流域酸性河川泉源調査報告, 東北配電 (1949)
- 3) 三浦彦次郎: 青森県荒川駒込川水系毒水除毒調査報告 (1952)
- 4) 仙台農地事務局: 荒川駒込川調査報告書 (1953)
- 5) 庄司誠一: 田代平温泉の開発, 特にその酸性泉の緩和について (1956)
- 6) 青森市: 提川水系自然汚濁対策調査報告 (1975)
- 7) 滝沢政雄, 小山信二: 吾妻川毒水の中和方策について, 水利科学33, 112～123 (1962)
- 8) 有泉 昌: 酸性河川水の水質に関する調査研究6 土木研究所報告, 119—6, 137～144 (1962)
- 9) 有泉 昌: 酸性河川水の水質に関する調査研究7 土木研究所報告, 122—6, 133～154 (1964)
- 10) 中村, 安藤, 沼辺: 釜山排水処理に関する研究1 北海道公害研究所報2, 153～167 (1975)
- 11) 酒井, 宮城, 岩井: 八甲田火山地域における温泉群の研究7, 青森県衛生部 (1964)
- 12) 原子, 西沢, 渡辺, 和泉, 寺田: 青森県の温泉Ⅲ 青森県衛生研究所報10, 47～68 (1970)
- 13) 桶田, 小林, 秋山, 渡辺, 田沢: 青森県の温泉について, 青森県衛生研究所報13, 3～36 (1975)
- 14) 原子, 渡辺, 西沢, 橋本: 青森県の温泉Ⅳ, 青森県公害調査事務所報1, 31～50 (1976)
- 15) 小西, 安藤, 上菅: 青森平野の地下水, 16～19, 通産省地質調査所 (1962)
- 16) 佐藤 彰, 高橋正直: 酸性泉中に溶存する微量元素の分析研究, 温泉工学会誌7, 3, 25 (1970)
- 17) 石西, 稲垣, 久永: ひ素の毒性と諸問題, 用水と廃水, 18—15, 25 (1976)

所 報 第2号 (1977)

編 集
發 行

青 森 県 公 害 調 査 事 務 所
青 森 市 道 道 沢 田 25

印 刷

小 野 印 刷
弘 前 市 富 田 町 52
