

ISSN 1341-6480
CODEN:KHKKF8

熊本県

保健環境科学研究所報

平成7年度

Annual Report
of
Kumamoto Prefectural Institute
of Public Health and Environmental Science

No.25 1995

熊本県保健環境科学研究所

目 次

1	運 営	
1・1	施設及び主要備品	1
1・2	組織機構	3
1・3	職員の構成	3
1・4	職員一覧表, 人事異動等	4
1・5	平成7年度決算額	5
1・6	会議研修等	6
1・7	購入雑誌	9
2	検 査 業 務	
2・1	試験年報	10
2・2	業務概要	12
3	調 査 研 究	
3・1	報 文	
1)	かんがい用水による水田の水質浄化特性	21
2)	河川の流量と底生動物の群集組成	24
3)	川の酸素要因と底生動物の群集組成	29
4)	簡易法による事業場排水測定結果の評価	32
5)	硝酸性窒素による地下水汚染機構解明調査(第1報)	35
6)	ゴルフ場での使用に伴うイソキサベン及びトリクロピル ・トリエチルアンモニウムの測定について	41
7)	検知管法による土壌ガス調査(揮発性有機塩素化合物で汚染された地区の地質調査) ——地下水科学及び地球化学的考察による調査——	48
8)	阿蘇郡北部6町村の湧水の特徴について	54
3・2	資 料	
1)	インフルエンザの流行調査(平成7年度)	59
2)	日本脳炎調査(平成7年度)	61
3)	熊本県下における放射能調査(平成6年度)	63
4)	熊本県下の酸性雨について(第10報) ——苓北町及び八代市における一降水全量採取結果——	65
5)	熊本県下の酸性雨について(第11報) ——阿蘇町及び人吉市におけるろ過式一括採取結果——	69
6)	熊本県宇土市におけるB領域紫外線量について(平成7年度)	71
7)	地球環境監視システム(GEMS)に関する調査(第2報) ——窒素・リンの流出動向——	74
3・3	誌上発表論文抄録	77
3・4	学会・研究会発表抄録	78
4	抄読談話会	83
5	「熊本県保健環境科学研究所報」編集要綱	85

**Annual Report of Kumamoto Prefectural
Institute of Public Health
and Environmental Science**

No. 25 1995

Contents (Research)

Regular Articles

- 1) Characteristics of Purification of Water Quality
in a Paddy Field by Irrigation Water 21
Kiyoshi KUBO, Kiyohide FUKUDOME and Hiromichi KITAOKA

- 2) Effect of Variation in Discharge on Composition
of Benthic Macroinvertebrate Communities 24
Taishi ODA, Yoshinori NASU* and Kiyoshi KUBO
* : Present Address, Environmental Protection Division,
Dept. of Environment & Pollution, Kumamoto Prefectural Government

- 3) Composition of Benthic Macroinvertebrate Communities Affected
by the Oxygen Factor 29
Taishi ODA, Yoshinori NASU* and Kiyoshi KUBO
* : Present Address, Environmental Protection Division,
Dept. of Environment & Pollution, Kumamoto Prefectural Government

- 4) Evaluation of Measured Results of Waste Water by Simple Methods..... 32
Taishi ODA, Yoshinori NASU* and Kiyoshi KUBO
* : Present Address, Environmental Protection Division,
Dept. of Environment & Pollution, Kumamoto Prefectural Government

- 5) Study of Mechanism of Groundwater Contamination
by Determination of Nitrate Nitrogen 35
Yasuhito OZASA*, Masaaki HIROHATA, Toshiyuki YOSHINAGA**,
Kiyohide HUKUDOME and Ryozo MATSUOKA
* : Present Address, Environmental Protection Division,
Dept. of Environment & Pollution, Kumamoto Prefectural Government
** : Present Address, Hondo Public Health Center, Kumamoto

- 6) Determination of Isoxaben and Triclopyl • Triethylammonium
with Using in Golf Links 41
Itsusei FUJITA, Masaaki HIROHATA, Tatsuya MATSUZAKI,
Yasuhito OZASA* and Ryozo MATSUOKA
* : Present Address, Environmental Protection Division,

3・1 報 文

1) かんがい用水による水田の水質浄化特性

久保 清 福留 清秀 北岡 宏道

はじめに

農村地区における都市化の進展や生活様式の変化に伴い、生活排水などが河川を通して農業用水路に流入している。これらの農業用水は水田に利用された後、農業排水として再び河川に流出し、農村地域の環境に影響を及ぼしている。このため水稻育成の観点からも農業用水、排水の実態を把握すると共に流入、流出の負荷量の収支を基に水田による浄化能力の検討を行い、農業用排水路等の適切な維持管理や農村地域の総合的な環境保全対策の基礎資料とするものである。

調査方法

1 調査地点

調査は平成6年～7年の水稻育成かんがい期間中に



図1 調査地点

図1に示す熊本市、益城町、泗水町、大津町の4地域の水田で農業用の流入水路と排水路で行った。

2 調査項目

調査項目は、稲作の育成や収穫量への影響が考えられる水質成分や汚濁負荷量を調査するため、pH、EC、BOD、COD、DO、SS、T-N、T-P、流量について分析を行った。

3 調査時期

水田における物質循環は、施肥やかんがい用水中の汚濁による流入負荷量と、脱窒や微生物による分解で浄化された水田表流排水による流出負荷量の収支で推測できる。これらは水田かんがい期の水利条件での影響が大きいため、稲作育成カレンダーに基づいた水田の水管理状態に従って調査を行った。

すなわち代かき期、田植え期、中干し期、間断かんがい期、落水期の育成期間中5回(6月～9月)について農業用水排水の調査を行った。

結果及び考察

1 農業用水水質成分の検討

農業用水は農村地域を流れる河川を利用しているため、地域の水環境の影響を受け易い。特に、人口が集中している都市部においては、その傾向が強く表れている。表1は4地域の調査期間中の平均水質濃度と九州地域(259地点の平均)の農業用水質及び農業用水基準値について示したものである。

熊本市内の農業用水質は、都市化による生活排水の影響を受けCODで九州地区の平均値3.7mg/lを超

表1 農業用水水質 (稲作育成期間の平均値)

項目	大津町	泗水町	益城町	熊本市	九州地区 259地点	農業用水基準
pH	7.8	7.1	8.0	7.2	7.4	6.0～7.5
EC	330	147	113	290	137	300mS/m 以上
DO	7.7	7.5	9.2	5.2	—	5mg/l 以上
BOD	1.7	1.3	1.9	2.1	—	—
COD	2.9	3.0	3.2	5.6	3.7	6mg/l 以下
SS	10	4	4	14	—	100mg/l 以下
T-N	1.57	1.01	1.15	2.04	1.5	1mg/l 以下
T-P	0.127	0.580	0.071	0.188	—	—

え5.6mg/lと高い値を示している。このため有機物が酸素を消費するので、用水中のDOが5.2mg/lと低くなっている。DOについては土壤還元による影響を少なくするとともに水稻根の酸素呼吸の観点から基準が5mg/l以上となっている。またCODが高くなると、汚水による土壤還元が促進され、このような還元による水稻育成阻害がCOD5.6mg/l以上で表れるとの報告もあり、基準値は6mg/lとなっている。SSについても沈澱物の分解によって生ずるアンモニア態窒素等の障害のため、100mg/l以下の基準が定められている。

調査の結果、各地域とも上記の項目については農業用水基準内であった。しかしpHについては益城町が基準を超えている。この原因は農業用水河川で水草や藻類が水温の上昇に伴って成長し、日中はこのような水中植物の光合成によりDOが平均値で9.2mg/lを示しているように、過飽和状態になっていることが考えられる。このため水中の炭酸イオン濃度が減少し、pH上昇の原因となっている。

またT-Nについては、全調査地点で農業用水基準値を超えており、しかも九州地域平均値も基準を超えていることから、農業用水も生活環境の影響を大きく受けているものと思われる。

2 単位面積当たりの負荷量と浄化率について

表2は水稻育成期間中を通しての用水、排水水質濃度と水量の平均値を基に単位面積当たりの流入、流出負荷量から浄化率を項目、地域別に計算し比較したものである。なお水田における田面水の滞留時間は水田面積の広さや同一水田でも水管理条件によって異なり、調査が困難であったため流達時間を平均1日として計算を行った。負荷量を計算する上で最も重要となる水

量については、1ha・日当たりの流入水量が447~1361m³/ha・日(平均775m³/ha・日)、流出水量は370~441m³/ha・日(平均412m³/ha・日)であった。このことから、流入水の地下浸透や蒸散、水稻への吸収等水田の持つ機能による水量消失率は8.1~67.6%(平均36.3%)とかなりのばらつきがみられ、広域水田における水収支把握の困難さが表れている。地域別では大津町、泗水町、益城町で水田による浄化がみられ、BODは26.7~64.9%、T-Nでは46~80%の効果があつた。

しかし、熊本市では浄化効果がみられず水田からの汚濁が発生している。これは流入SS負荷量6kg/ha・日(水量447m³/ha・日)、流出負荷量17kg/ha・日(水量411m³/ha・日)にみられるように、調査排水路には別の水田などの排水が流入し、排水路の調査地点が不適であったためであると考えられる。

通常水田では用水導入後、水田土壌内部の還元や田植え作業の目的で田面水を静置しており、SS分も沈降し排水にはほとんど流出しない。特にリンは水田土壌成分のFeと結合が強いため、熊本市の水田にみられるように、SSの流出に伴ってT-Pが高濃度流出している。

さらに生活排水が原因と考えられる用水中の過剰窒素が水稻の生育や収量にとって悪影響を及ぼしており、T-Nの許容限界は1mg/lであるが、すべての農業用水で基準を超えている。

T-Nについては土壤吸着、水稻への養分吸収、脱窒等によりかなりの除去効果が認められたため、水管理状況ごとのT-Nの挙動について検討を行った。

なお今回の調査は午前中に実施されており、生活排水が水路をへて河川、農業用水路への流達時間を考慮すると、地点によっては日変化を加味した調査をする

表2 水田1ha・日当たりの稲作育成期間中の流入負荷量、流出負荷量及び浄化率

調査地点	受益面積		kg/ha・日					水量 m ³ /ha・日
			BOD	COD	T-N	T-P	SS	
大津町	19ha	流入負荷	2.31	4.02	2.12	0.172	13	1361
		流出負荷	0.81	1.69	0.42	0.051	2	441
		浄化率%	64.9	57.9	80.2	70.3	84.6	67.6
泗水町	60ha	流入負荷	1.18	2.54	0.84	0.050	3	817
		流出負荷	0.68	1.27	0.39	0.028	1	429
		浄化率%	42.4	50.0	53.6	44.0	66.7	47.5
益城町	24ha	流入負荷	1.05	1.74	0.63	0.038	3	475
		流出負荷	0.77	1.96	0.34	0.027	2	370
		浄化率%	26.7	-12.6	46.0	28.9	33.3	22.1
熊本市	11ha	流入負荷	0.94	2.49	0.86	0.081	6	447
		流出負荷	1.02	3.74	1.15	0.257	17	441
		浄化率%	-8.5	-50.2	-33.7	-217	-183	1.3

必要がある。

3 水管理状況における T-N の挙動

表3は T-N の単位面積当たりの流入負荷量と流出負荷量及び浄化率を水稻育成時期、調査地域別に示したものである。

一般的に水田では人為的な代かき期の元肥などにより年間1ha 当たり約100kg の窒素肥料のほか、降水や大気中からの窒素供給量が約60kg あり、田面水中の T-N 濃度は施肥直後の1週間くらいは100mg/ℓ程度になることが報告されている²⁾。しかし今回の調査では、施肥時の田面水中の水質や施肥直後の連続排水調査を行っていないので、施肥時における T-N の挙動については不明である。

今回の水管理条件ごとの調査結果から用水、排水の負荷量を基に T-N 収支のバランスをみると表3に示すように、全体的に流入負荷量に対して流出負荷量は小さくなっており、窒素の除去効果ははっきり表れている。これは窒素成分が稲の養分として吸収されたり、水田土壤中での還元作用による脱窒除去、更には粘土分が多く塩基吸着力の強い土壌では窒素分が NH₄-N の形で保持されていることが原因と考えられる。

水管理状況との関係では中干し期以後、水稻の成長に伴う窒素成分の吸収や硝化脱窒の効果が大きく表れており、浄化率で平均60%以上を示した。このことは水稻の成長に従って根が発達するにつれて、根圏では好氣的硝化が進み、その周囲の嫌氣的土壌が炭素供給

源となって、硝化脱窒反応が促進されているためと考えられる。

また地域ごとにかたよりがみられるのは農業用水の水質、流入水量や水田の土壌状態、田面水の滞留時間、地下浸透、水温等が要因として考えられる。

薩摩地区での水稻の水管理ごとの窒素除去速度は-0.1~+0.4kg/ha・日との報告があるが³⁾、今回の流入負荷量からだけの調査では、連続調査などによる全体的な除去量の把握が出来なかったため、高い除去率を示した。

熊本市の水田で代かき期と中干し期に流出負荷が高くなっているのは、水田土壌に保持されている窒素分が SS 流出によって流れ出たものと考えられる。

ま と め

平成6年から2年間かけて県内の水田に使用している農業用水水質と水田浄化能力について調査した結果次のことが明らかになった。

- 1) 県内の農業用水の水質濃度は九州の平均値であるが、都市部においては有機物や T-N が農業用水基準値を超えており、生活排水の影響が懸念される。
- 2) 水田の浄化能力を推測するためには、正確な水収支バランスを把握する必要があるが、今回の水管理状況を基にした調査では、全般的に40~70%の浄化能力があることが判明した。
- 3) 水稻育成は用水を用いて土壌の酸化、還元をコントロールすることにより、効果的に物質循環を行っていることが調査結果に表れている。

なお、今回の調査では11~60ha の広大な水田を対象に調査を行っているため、水量収支の把握が困難であった。今後はモデル水田を用いて総合的な機能評価に関する調査に取り組む必要がある。

本調査に協力して頂きました九州農政局資源課及び熊本県農政部国営事業対策室の皆様へ深謝致します。

文 献

- 1) 三井進午編：最新土壌植物栄養辞典，P. 198 (1971)，(博友社)。
- 2) 国松孝男：用水と廃水，24，39 (1982)。
- 3) 滋賀県農業試験場：滋賀県農業試験場特別研究報告，17，8 (1992)。

表3 水管理状況と単位面積当たりの T-N 負荷量
kg/ha・日

		代かき期	田植え期	中干し期	かんがい期	落水期
大津町	流入	2.47	2.16	2.34	2.18	1.44
	流出	0.68	0.25	0.23	0.56	0.40
	%	72.4	88.4	90.1	74.3	72.2
泗水町	流入	1.46	0.83	0.55	0.77	0.61
	流出	0.78	0.54	0.29	0.14	0.21
	%	46.6	34.9	47.3	81.1	65.5
益城町	流入	0.73	0.83	0.58	0.66	0.35
	流出	0.53	0.36	0.30	0.37	0.14
	%	27.3	56.6	48.2	43.9	60.0
熊本市	流入	0.70	0.65	0.98	0.95	1.06
	流出	2.12	0.60	2.06	0.64	0.34
	%	-202	7.7	-110	32.6	67.9

%は浄化率を示す。

2) 河川の流量と底生動物の群集組成

小田 泰史 那須 義則* 久保 清

はじめに

本県では1984年から、河川の底生動物の調査を行い水質と河川形態等との関係を考慮し、25種類の指標生物による調査法「特定の指標生物を用いた河川の水質評価」¹⁾を構築した。さらに、「川の水環境・調査のてびき」を作成し、市町村と連携をとり水環境保全のための啓発活動を進めると共に、環境基準点等35地点について毎年調査を実施している。

この調査における底生動物の分類作業は、タクサでの同定であるが、主要な環境基準点等の底生動物相のデータの蓄積を行っている。このデータを用いて自然要因の影響を確認するために、球磨川の流量変化に伴う底生動物の群集組成について解析した結果を報告する。なお、データの蓄積と群集組成の解析は、河川における水質汚染のスクリーニング手法を検討することを目的としている。

調査方法

調査は1990年より毎年10月末から11月初めにかけて行い、底生動物の採取は水深約20~40cmの瀬の石礫底において、D型ネットを用いキック・スweep法²⁾により、1地点3箇所で行った。

球磨川水系の底生動物の調査地点は、図1に示す7地点である。群集組成の解析には下記の群集類似度³⁾と多様性指数⁴⁾として種の豊富さを示す Gleason's In

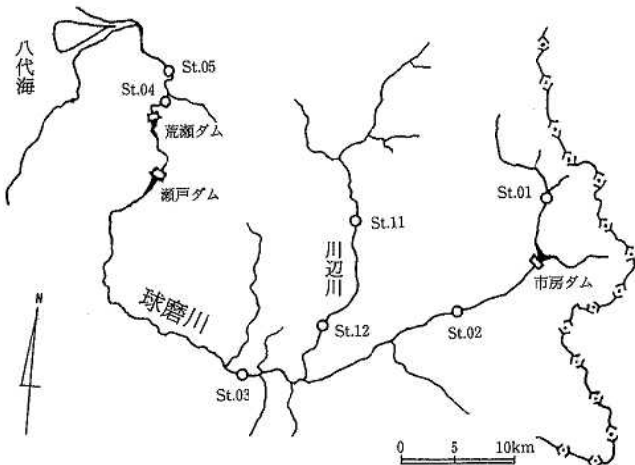


図1 調査地点略図

* 現熊本県環境公害部環境保全課

[群集類似度]

$$C\lambda = \frac{2\sum n_{1i}n_{2i}}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_1 N_2}$$

$$\lambda_1 = \frac{\sum n_{1i} (n_{2i} - 1)}{N_1 (N_1 - 1)}, \quad \lambda_2 = \frac{\sum n_{2i} (n_{1i} - 1)}{N_2 (N_2 - 1)}$$

[Gleason's Index]

$$d = S / \log N$$

[Simpson's Index]

$$d = \sum (ni/N)^2$$

[Shannon's Index]

$$H' = - \sum (ni/N) \log_2 (ni/N)$$

ただし、 n_{1i}, n_{2i} : それぞれの標本の i 番目のタクサの個体数

N_1, N_2 : それぞれの標本の総個体数

ni : i 番目のタクサの個体数

N : 総個体数

S : 出現タクサ数

dex, 優占種への集中度を示す Simpson's Index 及び群集の平均性を示す Shannon's Index を用いた。さらに優占タクサについても検討に加えた。なお、解析には1990年から1995年までの調査結果を用いた。球磨川の流量は地球環境監視システム (GEMS) の調査⁵⁾で、得られる人吉と横石のデータを用いた。

調査結果及び考察

1 流量状況

球磨川の流量は GEMS の調査において九州地方建設局八代工事事務所の協力により、調査地点 St.03 (人吉) と St.05 (横石) について、1992年6月から1995年12月までの毎月の調査日の値を用いて、図2に示すように2地点の流量非超過確率により豊水流量、平水流量、低水流量及び濁水流量の流量状況⁶⁾を求めた。

その結果、人吉の平水流量は約 $260 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{日}$ 、横石は約 $370 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{日}$ である。この平水流量の値を基礎として解析を進める。

雨量については、農業気象月報より人吉の月別平年降水量 (1961~1990年の平均値) をゼロとして、1990~1995年までの各月の降水量を正と負の量で示し、併せて人吉の流量状況を図3に示す。

ここで、1993年の6月から9月までの雨量は、平年

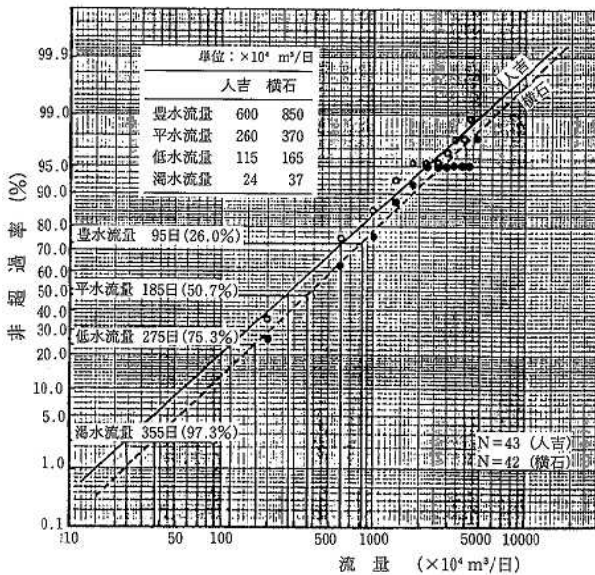


図2 人吉及び横石の流量非超過確率

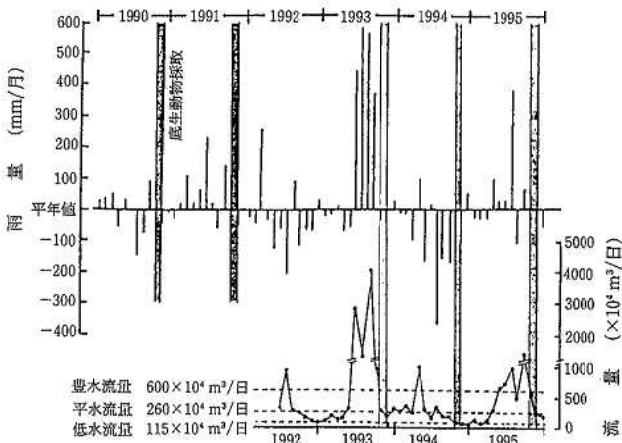


図3 人吉の月別年平均降水量に対する各月の雨量と球磨川(人吉)の流量

値を大きく越えるものであり、この4カ月間の流量は人吉の豊水流量(約 $600 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{日}$)を大きく越える状況が続いた。なお、横石でも同様な状況が5月から10月までの6カ月間続いた。

1995年の場合、横石の流量は図1に示すように上流にある二つのダムにより流量調整が行われ、上流の人吉の流量とほぼ同量の約 $1,000 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{日}$ 程度で、5月から11月までの約6カ月間続いた。

なお、1994年は全国的な渇水の年であったが、5月に人吉及び横石の流量が増加していること、降水量の多かった1993年と1995年は5月から両地点の流量が増えるのは、いずれも梅雨期におけるダム貯水量の調整のためと考えられる。

2 底生動物の群集組成

底生動物の群集組成の解析は、多様性指数、群集類似度及び相対優占度(%)を用いて行う。なお、

1990~1995年に調査した結果を用いるが、1992年は「特定の指標生物を用いた河川の水質評価」¹⁾のみの調査のためタクサでの同定ができていないことから、この解析には用いない。

1) 生物学的指数

各地点の生物学的指数として出現タクサ数、個体数及び多様性指数の最小、最大値を表1に示す。各地点の出現タクサ数は、豪雨の続いた1993年に最も少なく豪雨による影響が示されている。

出現個体数では、St.01, St.02, St.03及びSt.11, St.12で1993年の個体数が少なくなり、豪雨による影響が示されている。しかし、St.04及びSt.05では少なくなっていない。このことは、これらの地点の上流にある二つのダムの水量調整により、突発的な流量の変動がなく、上流部の各地点よりも影響が小さかったと考えられる。

種の豊富さを示す Gleason's Index の値は、St.01, St.02, St.11を除いた地点で個体数に対する出現タクサ数の豊富さが減少し、豪雨による流量の影響が示されていると考えられる。しかし、最も強く流量の変動の影響を受ける地点は、市房ダムの下流に位置するSt.02で、この地点の極相への遷移の過程で、コガタシマトビケラが優占タクソンとなることが確認されており⁷⁾、個体数に対するタクサ数の減少は単に、豪雨による流量の変動だけに影響を受けた結果ではない。

第一優占タクサの相対優占率は、St.01, St.02, St.04, St.05及びSt.11で、豪雨による流量の変動の影響が示されていない。しかし、優占タクサへの集中度を示す Simpson's Index では、St.01, St.03, St.04, St.05及びSt.12で流量の変動の影響が示されている。この指数の特性からみて、特に優占構成タクサの総個体数に対する相対優占率は、流量の変動等の影響を一応評価できるものと考えられる。

Shannon's Index (H') は、Simpson's Index と同様St.01, St.03, St.04, St.05及びSt.12で流量の変動の影響が示され、Shannon's Index は環境の変化を捕えることができると考えられる。しかし、多様性指数に

表1 各地点の生物学的指数の最小最大値

Taxa	Individual	S/logN	Dominant:%	$\Sigma(ni/N)^2$	H'	
St.01	21-43	98-229	10.1-18.7	15.5-29.2	0.06-0.12	3.58-4.58
02	12-22	60-1196	5.5-9.1	25.6-66.3	0.14-0.47	1.71-3.32
03	11-25	192-847	4.8-9.8	19.6-51.5	0.12-0.30	2.37-3.48
04	13-20	161-524	5.4-7.6	29.8-39.3	0.17-0.23	2.53-3.02
05	14-20	149-356	6.1-9.2	22.1-42.7	0.12-0.28	2.36-3.46
St.11	19-27	133-247	7.9-11.2	19.4-37.3	0.10-0.18	3.18-3.84
12	15-38	271-801	6.1-13.0	19.9-36.1	0.11-0.19	2.82-3.65

$H' = -\Sigma(ni/N) \log_2(ni/N)$ □: 1993年の数値

よる流程変化を示す図4からもわかるように、Shannon's Index の値はすべての地点で、1993年の豪雨の影響を明確に捕らえてはいない。

このことから、球磨川のこれらの地点の極相に近い平常時の第一優占タクサは造網型のトビケラであり、表2に示すように造網型トビケラは、平常時の個体数及び現存量(乾重量)で、単一優占タクサとなる⁷⁾場合が多いことが考えられる。

また、情報理論に基づく Shannon's Index は水質評価に用いることができる⁸⁾として、多様性指数の代表的な指数として多くの水質評価の事例が報告された。しかし、河川の水質評価に用いるには、問題が残る^{9,10)}ので、優占構成タクサや群集類似度と組み合わせて個々の生物がもつ水環境に対する情報の解析を行えば、有効な指数となる¹¹⁾。

2) 群集類似度

底生動物の群集組成を決定する環境要因との解析では、その地点の平常時(又は極相)の群集組成との比較が重要であることから、各地点の年ごとの群集類似

度を算出し、デンドログラムを作成して図5に示す。

ここで、球磨川本流の St.01, St.02, St.04と支流川辺川の St.11, St.12では、1993年の群集組成が他の年と異なり、豪雨の影響を直接的に受け、群集組成が崩れていることがわかる。したがって、これらの地点は、1993年と他の年の優占構成タクサとの差異について検討することにより平常時の群集組成が把握できるもの¹¹⁾と考える。

一方、St.03と St.05は1993年だけでなく、他の年も群集組成が異なる状況が示された。St.03では、1990, 1994, 1995年を平常時の群集組成と判断してよいとしても、群集組成が大きく異なった1991年と1993年の環境要因の違いと出現タクサの差異について検討が必要となる。St.05では、1991年と1995年の群集組成が類似しているが、1990年及び1994年との出現タクサの差異について検討が必要であり、豪雨の影響を受けた1993年の群集組成との比較が必要となる。

3) 優占タクサ

豪雨による底生動物の群集組成への影響は、生物学的指数と群集類似度を用いた解析により、ほぼ解明される。したがって、平常時と豪雨の影響を受けたときの優占構成タクサの差異について解析を行う。優占構成タクサは群集組成の情報を集約していること¹¹⁾、第一優占タクサはその群集組成をほぼ決定することから¹²⁾、表2に各地点の第一優占タクサの経年変化を示す。

球磨川の各地点の平常時の優占タクサは、主に造網型トビケラであると考えられることから、それらの相対優占率の経年変化を図6に示す。

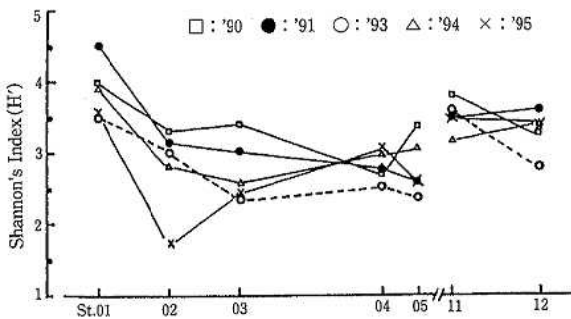


図4 多様性指数(H')による年度別流程変化

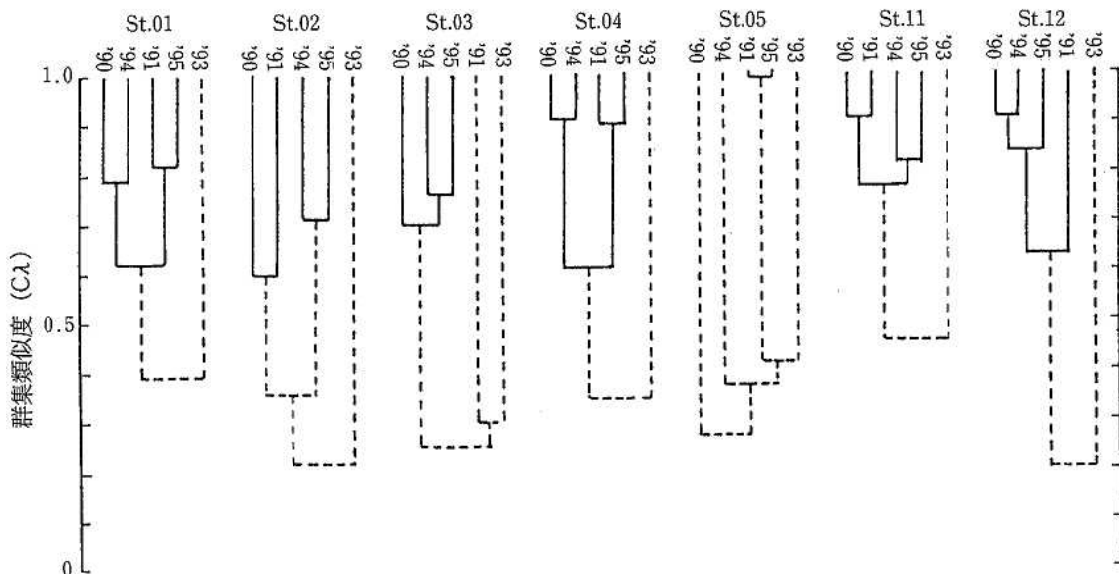


図5 群集類似度を用いて作成した各地点のデンドログラム

表2 第一優占タクサの経年変化

	1990	1991	1993	1994	1995
St.01 エルモンヒラタカゲロウ	14.3%	ウルマーシマトビケラ	オオマダラカゲロウ	エルモンヒラタカゲロウ	ウルマーシマトビケラ
St.02 ヒラタドムシ	25.6%	ウルマーシマトビケラ	ユスリカ spp.	コガタシマトビケラ	コガタシマトビケラ
St.03 コガタシマトビケラ	19.6%	プニ spp.	ユスリカ spp.	ウルマーシマトビケラ	コガタシマトビケラ
St.04 ウルマーシマトビケラ	35.7%	コガタシマトビケラ	ユスリカ spp.	オオシマトビケラ	コガタシマトビケラ
St.05 シロタニガハカゲロウ	22.1%	コガタシマトビケラ	エルモンヒラタカゲロウ	アオマダラカゲロウ	コガタシマトビケラ
St.11 ウルマーシマトビケラ	19.4%	ヒゲナガカワトビケラ	コカゲロウ spp.	ウルマーシマトビケラ	ウルマーシマトビケラ
St.12 コガタシマトビケラ	28.8%	ヒゲナガカワトビケラ	ユスリカ spp.	コガタシマトビケラ	ウルマーシマトビケラ

よる影響を受けている。現在このタクソンは、本県では球磨川のこの地点で優占構成タクサとして出現する特異種である。特に、St.04では1993年を除く他の年で優占タクサとして出現していることから、この地点のよい指標タクソンとなる。

コガタシマトビケラはSt.01とSt.11を除く地点の優占構成タクサとして出現し、豪雨による影響を受けている。山間流域から平地流域の優占構成タクサとして出現することから、この流域のよい指標タクソンとなる。

ウルマーシマトビケラは全地点に出現しているが、豪雨による影響を明確に示していない。しかし、1993年を除くと、すべての地点の優占構成タクサとして出現することから、他の造網型トビケラとの構造比を検討するうえで重要なタクソンであり、多くの地点でよい指標タクソンとなる。

ユスリカ科の相対優占率の経年変化を図7に示す。ユスリカ科は、St.11を除くすべての地点で、豪雨後の破壊された群集組成の優占タクサとして出現している。なお、河床が破壊され礫付着物の回復から、付着物中の無機物の増大までの過程において、ユスリカ科と付着物量とは非常に相関が示されている⁷⁾。このことから、ユスリカ科は環境の急変による群集組成の破壊状況から回復過程を示唆するのによい指標タクソンとなる。

コカゲロウ属の相対優占率による経年変化を図8に示す。コカゲロウ属は豪雨後の破壊された群集組成において相対優占率が高くなる傾向を示すことから、環境の変化による群集組成の解析に欠かせない指標タク

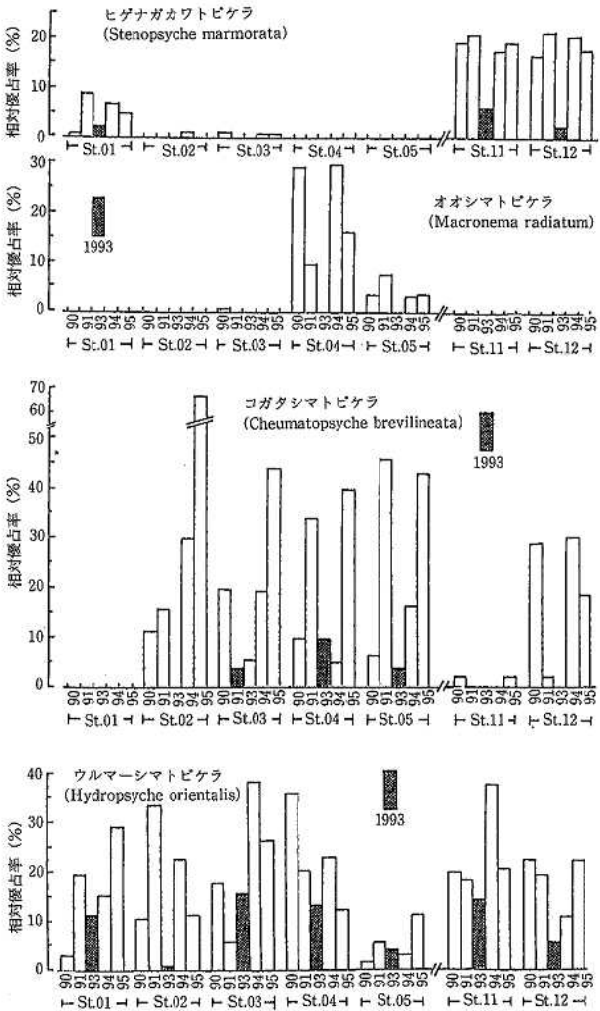


図6 造網型トビケラの相対優占率の経年変化

ヒゲナガカワトビケラは主に、St.01とSt.11, St.12に出現し、1993年の豪雨による影響を受けている。これらの地点は、渓流域の「起伏」の激しい地形¹³⁾に位置している。ダムの影響はないが、豪雨の影響を受け減少することから、渓流域の様相を持つ起伏の比較的激しい流域の平常時と破壊時を比較するためのよい指標タクソンとなる。

オオシマトビケラは、St.04とSt.05に出現し、豪雨に

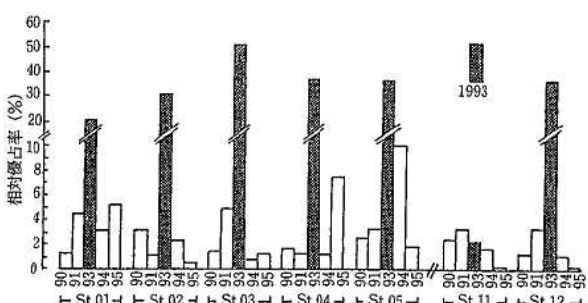


図7 ユスリカ科の相対優占率の経年変化

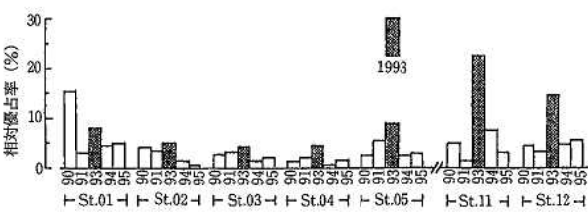


図8 コカゲロウ属の相対優占率の経年変化

表3 群集組成破壊過程の優占タクサの個体数変化

	St.01	St.02	St.03	St.04	St.05	St.11	St.12
ヒナガガワトビケラ	↓	?	?	—	—	☒	↓
ウルマーソマトビケラ	☒	↓	↓	☒	?	☒	☒
コガシマトビケラ	—	☒	☒	☒	☒	?	☒
オオシマトビケラ	—	—	—	☒	↓	—	—

エルモンヒラタカゲロウ	↓	?	↓	↑	↑	↓	↓

コカゲロウ spp.	?	?	↑	↑	↑	☒	↑
ユスリネ spp.	☒	☒	☒	☒	☒	?	☒

☒: 優占タクサとして減少 ☒: 優占タクサとして増加
 ↓: 優占構成タクサとして減少 ↑: 優占構成タクサとして増加
 ?: 変化が明確でない —: 出現していない

ソンである。しかも、ユスリカ科と同様に県内の河川では普通に出現することから、県内河川の群集組成を比較するうえで重要な指標タクソンである。

主な優占構成タクサの群集組成破壊過程における個体数の変化をとりまとめ、表3に示す。ここで、造網型トビケラは、豪雨に伴う流量の変化によって河床が破壊された場合、個体数は減少する。一方、ユスリカ科とコカゲロウ属の個体数は増加する傾向を示す。エルモンヒラタカゲロウは、その地点の平常時の群集組成によって、個体数の増減は明確に示さない場合がある。

すなわち、底生動物は環境要因の変動を含む、ある範囲に適応性又は耐性を持つことから¹³⁾、これらの優占構成タクサが群集の破壊⇔遷移⇔極相の各ステージの繰り返しの中で、どのような位置関係にあるかをみきわめる必要がある。

ま と め

河川における水質汚染のスクリーニング手法を検討することを目的として、底生動物に対する自然要因の影響を確認するために、球磨川の流量変化に伴う群集組成への影響について解析した。その結果、次のことが明らかとなった。

- 1) 生物学的指数では、出現タクサ数及び多様性指数は豪雨に伴う流量の変動を評価できる。ただし、優占タクサが異なっても、その相対優占率が類似する

場合は、群集組成の変化を表現できない。

- 2) 群集類似度と、これを用いて作成するデンドログラムは、底生動物の群集組成の変化を表現できる。
- 3) 球磨川の平常時の優占構成タクサは、主に造網型トビケラによって占められ、破壊された群集は、主にユスリカ科が優占となる。
- 4) 優占構成タクサの個体数の変動は、平常時⇔破壊時の群集組成の遷移状況を表現できる。
- 5) 環境の変化を生物学的指数で表現する場合は、必ず優占構成タクサの相対優占率を示す必要がある。

参 考 文 献

- 1) 小田泰史, 杉村継治, 久保 清: 用水と廃水, 34, 112 (1992).
- 2) 環境庁: 大型底生動物による河川水域環境評価のための調査マニュアル (案), p.21 (1992).
- 3) M. Morishita: *Mem. Fac.Sci., Kyushu Univ., Ser. E(Biol.)*, 2, 215 (1959).
- 4) H.G. Washington: *Water Res.*, 18, 657 (1984).
- 5) 福留清秀, 松岡良三, 久保 清: 熊本県保健環境科学研究所報, 24, 63 (1994).
- 6) 岩佐義朗著: “最新河川工学”, p.51 (1979), (森北出版)
- 7) 中島重旗, 小田泰史, 松並裕子: 陸水学雑誌, 45, 220 (1984).
- 8) David A.E., Willem H.B.: *Journal WPCF.*, 45, 2269 (1973).
- 9) 渡辺 直: 用水と廃水, 15, 725 (1973).
- 10) 森谷清樹: 用水と廃水, 18, 729 (1976).
- 11) 小田泰史: 国立公害研究所シンポジウム “水域における生物指標の問題点と将来”, p.61 (1987).
- 12) 小田泰史, 山崎正敏, 杉泰昭, 緒方健, 鶴田優子, 黒木裕一, 杉本美喜, 高橋麻里子, 岩切淳, 小野原裕子: 全国公害研会誌, 19, 45 (1994).
- 13) 小田泰史, 杉村継治: 全国公害研会誌, 16, 141 (1991).

3) 川の酸素要因と底生動物の群集組成

小田 泰史 那須 義則* 久保 清

はじめに

本県では25種類の指標生物による調査法「特定の指標生物を用いた河川の水質評価」¹⁾により、環境基準点等35地点について、1990年から毎年底生動物の調査を実施している。河川における水質汚染のスクリーニング手法を検討することを目的とし、蓄積されたデータを用いて群集組成の解析を行う。

この調査地点の一つである湯浦川の広瀬橋で、1994年に底生動物の群集組成が、明らかに崩れたことが確認できることから、その原因について検討したので報告する。

調査方法

湯浦川の調査地点である広瀬橋を図1に示す。湯浦川は大関山の西の麓に源を発し、佐敷川の西をほぼ平行して流れる流路延長約13.4kmの2級河川である。

調査は1990年から毎年10月末～11月初めにかけて行い、底生動物の採取は水深約20～40cmの瀬の石礫底において、D型ネットを用いキック・スイープ法²⁾によ

り、1地点3箇所で行った。

1990年～1995年に調査した結果を用いるが、1992年は「特定の指標生物を用いた河川の水質評価」¹⁾のみの調査で、タクサでの同定ができていないことから、この解析には用いない。

底生動物の群集組成の解析は、群集類似度(Cλ)と多様性指数としてShannon's Index (H')を用いた。さらに優占タクサについても検討に加えた。

環境要因として、水温、pH、DOの3項目の水質と日照時間について検討を行った。水温、pH、DOについては1990年6月～1995年3月までの結果を³⁾、日照時間については農業気象月報より、同期間の月別平均日照時間を用いた。

調査結果及び考察

1 底生動物の群集組成

底生動物の調査結果と多様性指数(H')を表1に示す。この地点の底生動物相は比較的貧弱で、群集組成が最もよい状況と考えられるのは、1991年の出現タクサ数が11、第一優占タクソンのエルモンヒラタカゲロウの相対優占率が46.1%、多様性が2.50の時である。

群集類似度(Cλ)を用いて作成したデンドログラムを図2に示す。この解析結果に示されるように1994年の群集組成は明らかに崩れ、他の年度の群集組成と異なることが分かる。

表1 底生動物の調査結果と多様性指数

出現タクサ名	1990	1991	1993	1994	1995
エルモンヒラタカゲロウ	21	36	18		
シロタニガワカゲロウ	35	5	2		
キブネタニガワカゲロウ	8				
フタバコカゲロウ		2			
コカゲロウ spp.	3	3	3		4
エラブタマダラカゲロウ		2			
コガタシマトビケラ	9	14			4
ユスリカ spp.	4	3	40	1	2
ヒラタドROMシ	1	2			1
クシゲマルヒラタドROMシ	1	9			
SC. アシナガドROMシ		1			
イトミミズ			4	16	
ビロウドイシビル					1
ナミウズムシ		1	1		
タクサ数	8	11	6	2	5
個体数	82	78	68	17	12
多様性指数(H')	2.25	2.50	1.64	0.32	2.08

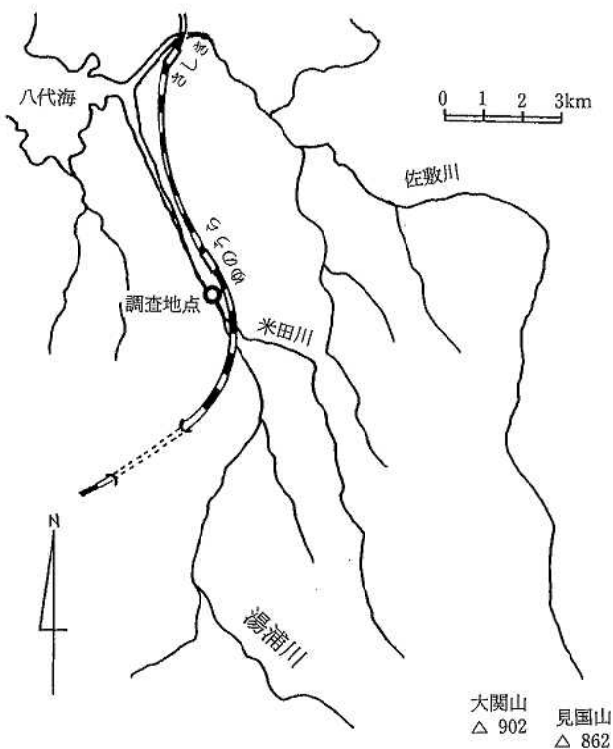


図1 調査地点略図

* 現熊本県環境公害部環境保全課

1991年の群集組成と最も類似しているのは、図2に示すように1990年の群集組成である。表1に示す調査

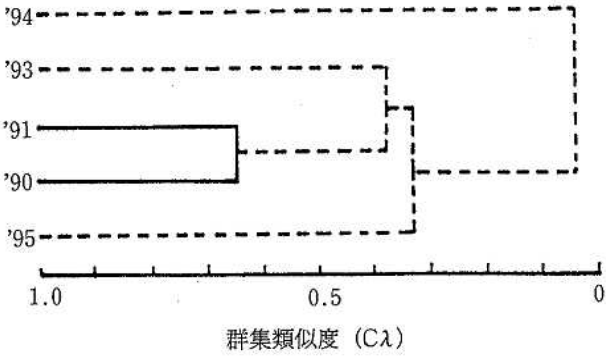


図2 群集類似度を用いて作成したデンドログラム

結果から、エルモンヒラタカゲロウ、シロタニガワカゲロウ及びコガタシマトビケラが出現し、多様性指数が2.2を越える程度が、この地点の本来の群集組成と考える。特に、コガタシマトビケラが第二優占タクソンとして出現している1991年の場合は、安定した群集組成と考えられる。

また、この地点は起伏の穏やかな流域であることから、出現タクサのすべてが平地流域の普通種であり、湯浦川の上流は、渓流域の規模が比較的小さいことから、出現タクサ数及び多様性の値は小さい⁴⁾。

以上のことから、1990年の群集組成は通常の変動の範囲内と考え、1991年は安定した群集組成と考える。

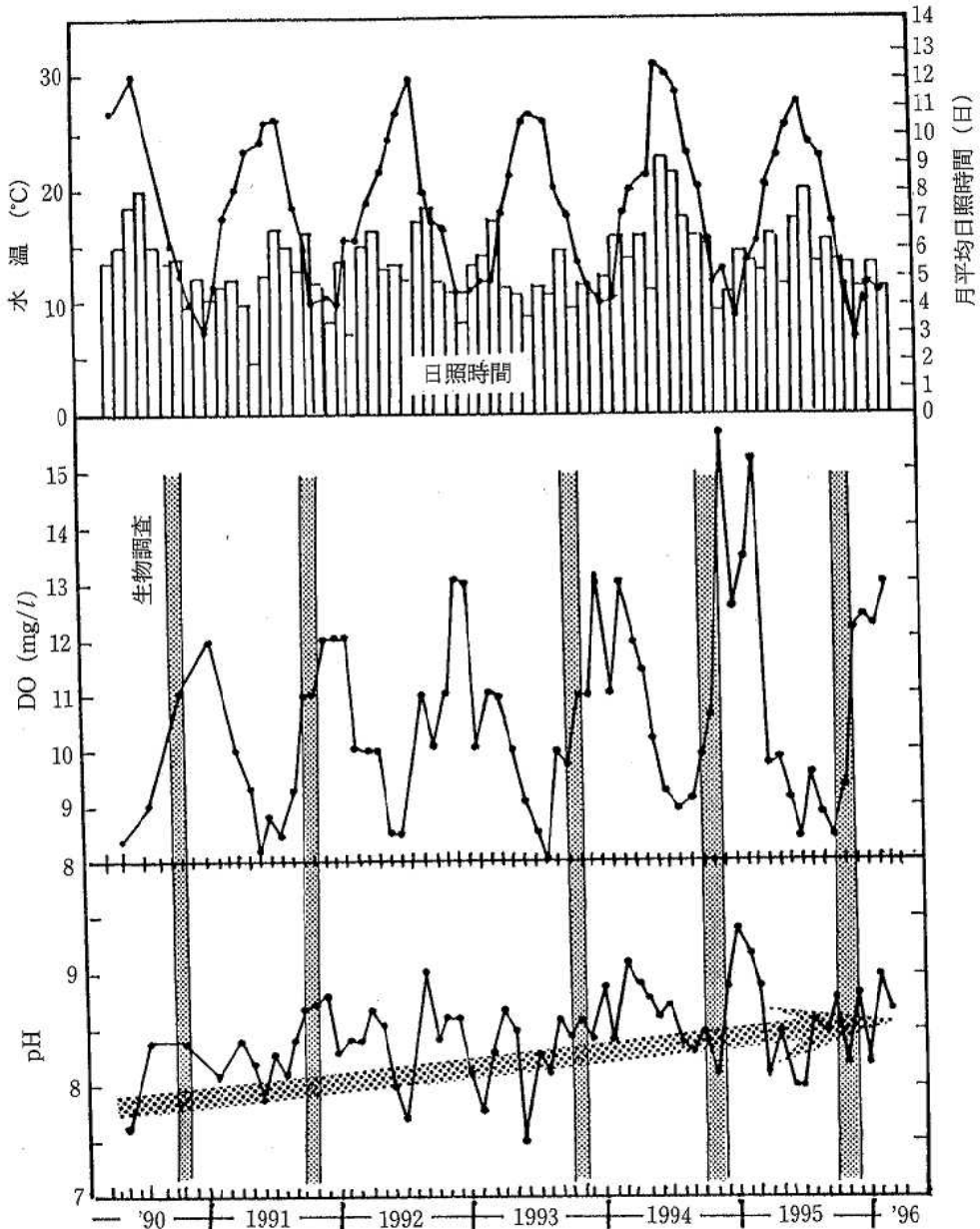


図3 水温、pH及びDOと日照時間の月別変化

したがって、1994年の群集組成は、表1に示すようにイトミミズとユスリカ科の2種類のみが出現し、イトミミズが94.1%と独占的に出現していることから、多様性指数は0.32と非常に小さく、群集組成が大きく崩れていることが分かる。このことは、図2からも分かる。

この群集組成の崩れの要因の一つとして、1994年は猛暑のため河川水の減少が考えられるが、流れが保たれる水量であれば、イトミミズが独占的に出現する水環境ではなく、底生動物の生息環境の変化としては、洪水の影響よりも小さい。

1993年は、5月から9月まで降雨の非常に多い年であり、豪雨による増水のため河床が破壊され、ユスリカ科の相対優占率は58.8%と大きく、通常の群集組成に比べ多様性指数は1.64と小さくなり、単純な群集組成になったと考えられる。

1995年は、多様性指数が2.08と群集組成の回復のきざしがみられるが、この地点の本来の優占構成タクサと考えられるエルモンヒラタカゲロウとシロタニガワカゲロウが出現せず、出現タクサが5種類、総個体数が12個体と非常に少ない。1995年は特に気象条件による影響はなく、水量等の河川環境は通常の状態でありながら、生物相の回復が遅いのは、水環境の変化による群集組成の遷移状態なのか判断できない状況である。

2 川の酸素要因

底生動物の調査結果から、1994年の群集組成の崩れは少雨による流量の減少だけではなく、他の要因が複合的に加わったことが考えられることから、環境要因として水温、pH、DOの3項目と日照時間について、調査期間の月別変化を図3に示す。

水中における酸素の溶存量は水温により異なる。水温の上昇に伴いDO濃度は低くなり、水温の低下に伴いDO濃度は高くなっているが、年間を通じて過飽和な状態である。

一般的に水中で酸素が発生するのは、生物化学的な炭酸同化作用に起因するのが普通である。植物性プランクトンや礫付着藻類は光合成により、日中CO₂をとり込み、酸素を放出するため過飽和となり、pHの値は上昇するため7.5~9.4の範囲にあり年間を通じてアルカリ性に傾いた状態である。

CO₂と光量が十分であれば、温度の上昇とともに光合成の速度が早くなるが、30°C以上で速度は平行に達する。光合成が最も盛んになるのは10~30°Cの範囲であることから、この地点の水温は、年間を通じて光合成を行うのに十分な温度である。

DO濃度の変動パターンは、夏季に低く、秋季に上昇し、冬季から春季に高く、初夏から低下する。水温はほぼ逆のパターンになっている。

すなわち、秋季から春季にかけて水温が下がることにより、水中の酸素許容量は大きくなり、光合成が促進され、pHは夏季よりも上昇するものと考えられる。

特に、1994年の秋季は水位の低下により、河床まで光が届くことから、DO及びpHの値が高くなったものと考えられる。

ま と め

1994年の群集組成の崩れは少雨による流量の減少だけではなく、水温、DO及びpHの変動が複合的に作用して、底生動物の生息に影響を与えたものと考えられる。

しかし、夜間のDO濃度、クロロフィル量やCO₂濃度及び付着藻類の種類と現存量等のデータが不足していること、1990年に環境基準点として水質調査を開始して以来、pHの値は上昇する傾向にあること、さらにこの地域の鉱泉のpHの値は7.5~8.6である⁵⁾ことから、水量の減少と光合成に由来する酸素要因がpHの環境変化と判断するには問題が残るので、今後も詳細な調査を継続する必要がある。

参 考 文 献

- 1) 小田泰史, 杉村継治, 久保 清: 用水と廃水, 34, 112 (1992).
- 2) 環境庁: 大型底生動物による河川水域環境評価のための調査マニュアル (案), p.21, (1992).
- 3) 熊本県: 水質調査報告書, 平成2~7年度, (1990~1995).
- 4) 小田泰史, 杉村継治: 全国公害研会誌, 15, 169 (1990).
- 5) 熊本県衛生公害研究所: 熊本県鉱泉誌, 第II巻, p.123 (1978).

4) 簡易法による事業場排水測定結果の評価

小田 泰史 那須 義則* 久保 清

はじめに

公共用水域の水質の保全には、生活排水対策と事業場排水に対する規制が必要である。本県では、水質汚濁防止法に基づく排水水質の規制強化を定める条例を制定し、水環境の保全に努めているが、水質測定なくして達成できないものであり、監視と同様に水質改善の指導が必要である。特に、小規模事業場等で日々の排水処理や排出水の管理のための分析体制が整っていない場合、簡易法による排出水の管理強化は有用と考える。

簡易分析は、簡便で、誰にでも容易に、短時間に結果が得られ、持ち運びが簡単で現地で測定でき、精度のよいものが求められる。市販の水質簡易分析器材については、河川水、生活排水、事業場排水等への適用例が報告されている^{1,2,3)}。本報告では、pH、SS及びCOD(又はBOD)の排水基準項目について、公定法による分析結果と比較し、その有効性と測定結果の評価について検討を行った。

試験方法

1 簡易法

pH計は携帯型のTwin pH B-112(堀場製作所)を用いた。SSについては簡易な測定器材がないことから、透視度計(50cm)の値と比較検討を行った。CODはパックテスト(共立理化学研究所:WAK-COD)を用いて、公定法のCODとBODとの比較試験を行った。

2 公定法

pHはガラス電極法、SSはガラスろ過器法、CODは過マンガン酸カリウム酸性法、BODはウインクラーアジ化ナトリウム変法(5日間)により、それぞれ工場排水試験方法(JIS K 0102)に準じて行った。

3 試料

この比較試験に用いた試料は、平成7年度の事業場等の監視計画に基づき、各保健所などが第一四半期に採水した延べ252の特定事業場の排水である。

結果及び考察

1 pH

pHについては、試験紙と比色管法は古くから利用

され、有効性は認められている。しかし、試験紙法は緩衝作用が小さいことから利用範囲は限られ、比色管法は色度の高い水には適さない場合があるので、超小型の携帯用のpH計Twin pH B-112(堀場製作所)を選定した。このpH計はガラス電極法であり、再現性は±0.1であることからJIS形式IIIに該当するものと考えられる。工場排水試験方法(JIS K 0102)では形式II、繰り返し性±0.05以上が要求されていることから、JIS形式I、繰り返し性±0.02のpH計と比較した結果を図1に示す。両pH計はガラス電極法であることから、相関関係は $r=0.873$ とよく、回帰への寄与率も高い。

このことから、ガラス電極法を用いた携帯用pH計は、標準液の校正と維持管理を適正に行って使用すれば、現地において事業場排水の指導及び水質管理を行う上で有効である。

2 SSと透視度

SSについては簡易な測定器材がないことから、透視度計(50cm)の値と比較を行った。濁度標準液(10mg/l~300mg/l)を用いた透視度との関係については、大変よい負の相関関係(対数)が報告されている^{4,5)}。

このことから、透視度はSSの濃度を知る上で、有効な手段になるものと考えられる。その関係について調べた結果を図2に示す。指数回帰曲線であるが、相関係数は $r=-0.729$ とよく、現地において排水のSS

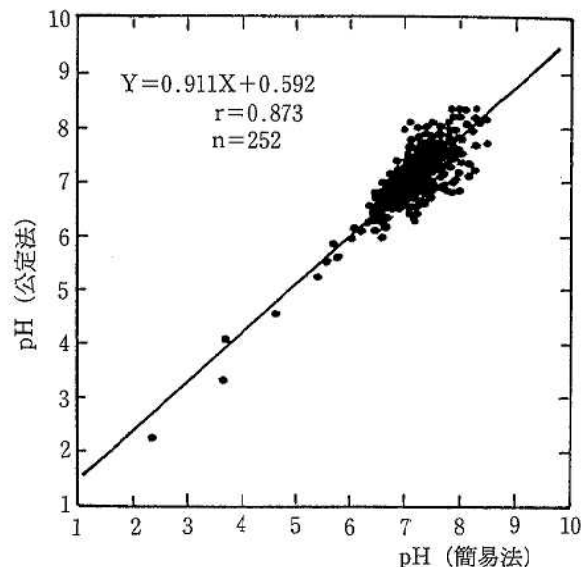


図1 公定法pHと簡易法pHとの関係

* 現熊本県環境公害部環境保全課

の濃度を管理する上で有効な手段となる。

排出水の性質を直観的にとらえるものは、色と濁りであり、その状態を客観的に現地で数値として評価できる透視度の測定は、特に日々の排出水の水質管理を行う上で重要である。ちなみに、透視度とCOD及びBODとの相関係数 (n=252) は、それぞれ $r = -0.557$, $r = -0.465$ と危険率1%で相関性が認められた。

3 COD

公定法と簡易法(パックテスト)とのCODの比較試験を行った結果を図3に示す。両方法の関係はバラツキはあるが、相関係数は $r = 0.777$ とよく、回帰式への

寄与率も高い結果が得られた。しかし、相対的に簡易法の値は低くなる傾向が示され、河川水の場合も同様な傾向を示す^{2,3)}。簡易法はアルカリ法に準じた測定方法であり、公定法は酸性法であることから、測定原理の根本的な違いがある。

事業場からの排出水の多くは、直接・間接的に河川に放流されBOD規制を受けることから、BODと公定法及び簡易法のCODとの関係について、図4に示す。

公定法のCODとBODとの相関は当然よく、相関係数は $r = 0.800$ と回帰式への寄与率も高い。しかし、COD値はBODよりも高くなる傾向が示され、N-BODやセルロース、油分等の難分解物質の影響が考

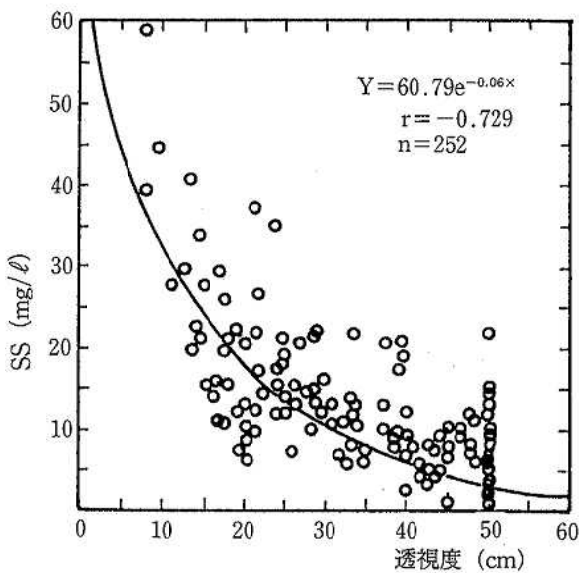


図2 SSと透視度との関係

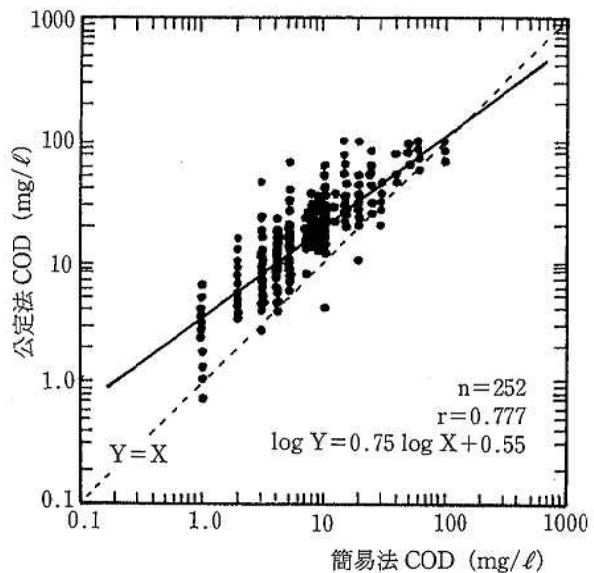


図3 公定法CODと簡易法CODとの関係

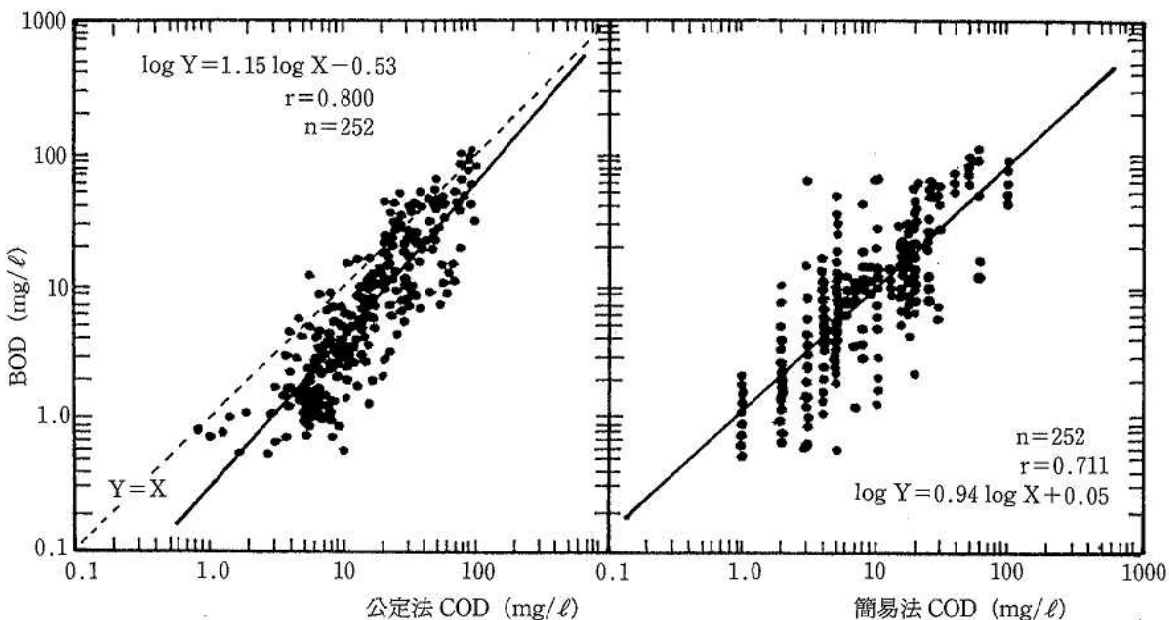


図4 BODと公定法COD及び簡易法CODとの関係

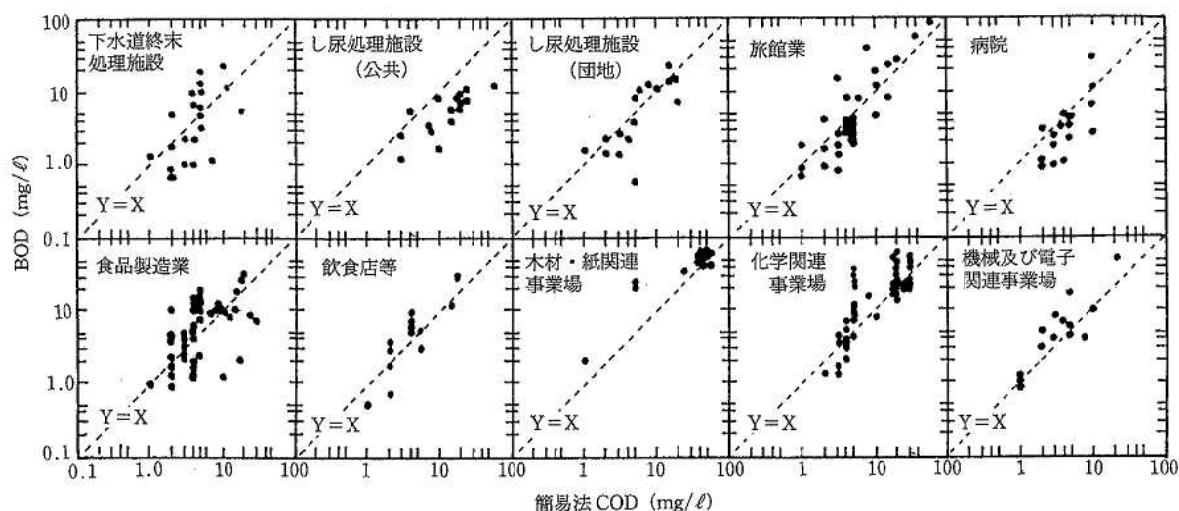


図5 業種別のBODと簡易法CODとの関係

表1 業種別のBODと簡易法CODとの相関

業種名	n	相関係数	回帰式
下水道(終末処理・農集)	21	0.385	$Y=0.571X+2.891$
し尿処理施設(公共施設)	16	0.829*	$Y=0.172X+3.021$
し尿処理施設(住宅団地)	16	0.723*	$Y=0.755X+1.448$
旅館業	34	0.941*	$Y=1.613X-2.283$
病院	16	0.635*	$Y=1.374X-2.415$
食品製造業	40	0.430*	$Y=0.445X+4.655$
飲食業・共同調理場	13	0.889*	$Y=1.358X-0.346$
木材・紙・パルプ製造業	15	0.545*	$Y=0.346X+33.525$
化学関連事業場	45	0.697*	$Y=1.169X+5.351$
機械・電子部品製造業	15	0.484	$Y=1.817X+3.857$

*: 危険率5%で有意が認められる

られる。

BODと簡易法のCODとの関係は、バラツキはあるものの相関係数は $r=0.711$ とよく、危険率1%で相関性が認められる。両対数であるが回帰直線の傾きは0.94と、ほぼ1対1の比率になっている。このことから、現場において簡易法CODの測定は、規制対象事業場の水質管理及び指導に有用であり、特に、公定法との比較分析を行うことにより、事業場の日々の排水処理や排出水の管理に有効な手段である。

4 業種別排水

業種が類似した事業場で、測定数が比較的多いものについてBODと簡易法CODとの関係について、相関係数と回帰式を表1に、関係図を図5に示す。

下水道終末処理施設と機械・電子関連事業場を除く各業種は、相関関係が認められる。特に、相関関係がよいのは旅館業である。各業種ともほぼ1対1の比率になっているが、化学関連事業場はBODが高くなる

傾向を示す。排水の特徴は各事業場ごとに異なることから、明確な原因は解明できない。

まとめ

簡易分析法による排水の管理及び指導の可能性について、公定法との比較検討を行った。その結果、ガラス電極法を用いた携帯用pH計は有効である。SSに対する透視度、BODに対するCODパケットテストは公定法との比較分析を行うことにより、事業場の日々の排水処理や排水の管理に有効な手段である。

なお、CODパケットテストは、水温と発色時間及び照度、検水の吸引量など使用にあたって注意すべき点がある^{1,6)}ので、測定時はできる限り条件を一定にする必要がある。

事業場の採水にあたっては、各保健所の皆様に御協力いただき感謝いたします。

参考文献

- 1) 小倉紀雄：人間と環境，14，20 (1988)。
- 2) 田中庸央，佐野昌之，中村健次，久米茂行，川人俊夫，高田文子：水，34，67 (1992)。
- 3) 小倉久子：水環境学会誌，16，600 (1993)。
- 4) 日本規格協会：工場排水試験法 JIS K 0102，(1971)。
- 5) 菅野明男，小泉 清：工業用水，160，9 (1972)。
- 6) 熊本県：簡易水質診断手法検討調査，平成6年度環境庁委託業務結果報告書，(1995)。

5) 硝酸性窒素による地下水汚染機構解明調査 (第1報)

小笹 康人* 廣畑 昌章 吉永 敏之** 福留 清秀 松岡 良三

はじめに

水中の硝酸性窒素濃度に関する基準については、現在、水道法に基づく水道水水質基準しかない。環境においては要監視項目に挙げられ、その指針値は水道水と同じく硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素として10mg/l以下である。

地下水汚染物質としての窒素化合物は、トリクロロエチレンに代表される有機塩素化合物等とは根本的に異なり、自然界でも生成、排出され、人間及び動物が活動する過程においても必然的に排出される。

また、農業活動においては尿素系、アンモニア系肥料のほか有機態窒素が直接土壤中に供給されている。地下水中の硝酸性窒素濃度は、その地上の土地利用状況を反映していると考えられており、検出濃度に多少の差があるものの広範囲に検出されている。このため、土地利用が複雑に入り組んでいる地域の自然要因の硝酸性窒素濃度を求めるのは困難となっている。

飲用に供される水中の有機塩素化合物は、煮沸により飲用可能なまで除去できることを以前報告したが²⁾、硝酸性窒素汚染では、除去装置の設置、深井戸への転換あるいは上水道敷設は、一般家庭においては経済負担が大きく飲用指導が困難な状況である。このため、硝酸性窒素による地下水汚染の軽減化の的確な対策を模索するため、汚染の原因究明と機構解明が望まれる。

熊本県は、地下水質測定計画に基づき、平成元年度から3年度まで県下全域を1 kmメッシュに区分し、そのメッシュごとにトリクロロエチレン等の有機塩素化合物を対象に地下水調査を実施してきた。その中で5 kmメッシュ地点に相当する地点については、重金属及び三態窒素等についても調査した。

また、平成4年度からは、これまで調査してきた地点の中から地質分布を考慮し、その地域の地下水を代表すると思われる、かつ経年的に調査する地点として各市町村に定点調査地点を設定し、現在に至るまで有機塩素化合物類、重金属等有害物質及び三態窒素について調査を継続している。

これらの地下水質調査結果より、県下の地下水中の硝酸性窒素濃度が増加傾向にあることに注目し、平成6年度において地下水汚染の現況を調査把握するため、

県北に位置し県内でも有数の畑作台地にある3町に調査区域を設定した。同地域は、施設園芸、畜産を含む農業活動が盛んであり、近年隣接都市のベッドタウンとして宅地造成が進んでいる地域である。

同地域の地下水中における各種イオンの濃度相関、季節変動及び窒素供給(負荷)源と土地利用の関係等の汚染機構解明の基礎資料を得るため調査を実施したので報告する。

調査地点

調査する3町内に99地点を設定、うち89地点(U町41地点、K町20地点、N町28地点)を一斉調査地点として7月(88地点)、12月に調査、10地点(U町5地点、K町2地点、N町3地点)については、定期モニタリング地点として平成6年5月~7年4月まで毎月水質調査を実施した。

調査項目及び測定方法

井戸諸元、周辺の土地利用(表1)、水温、pH、EC、陽イオン(Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、NH₄⁺)及び陰イオン(Cl⁻、NO₂⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻):イオンクロマト法、電導度検出器、一部検体についてはUV検出器を併用

HCO₃⁻:硫酸滴定法

窒素同位体比($\delta^{15}N$ 値):質量分析法

28地点(U町15地点、K町5地点、N町8地点)

結果及び考察

調査と並行し資料収集を実施した。当研究所の前身衛生公害研究所で実施していた、同地域を含む全5町における飲用水検査業務結果(昭和43年から63年まで、延べ81検体)を、便宜的に4~5年ごとにまとめ、その期間の硝酸性窒素濃度の出現率(図1)を求めた。

表1 周辺土地利用別の調査地点数

	U町	K町	N町
田、畑	28(2)	18	13
住宅地	2	2	8
山林	8	0	5
畜産	2(3)	0(2)	2(2)
その他	1	0	0(1)
計	41(5)	20(2)	28(3)

():定期モニタリング地点

* 現 熊本県環境公害部環境保全課水保全対策室

** 現 熊本県本渡保健所

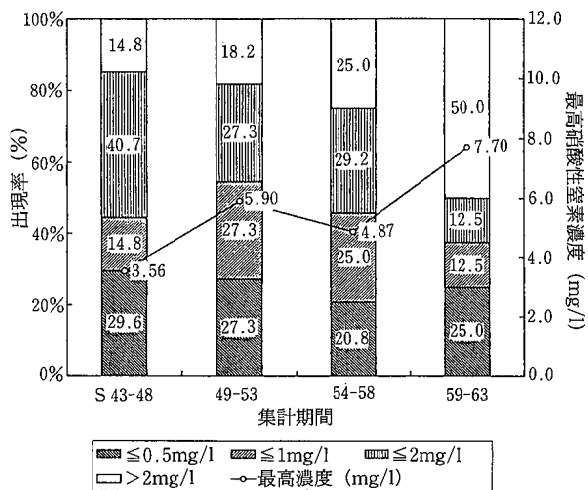


図1 検査井水中の硝酸性窒素濃度出現率

図1より、硝酸性窒素濃度が2 mg/lを超える割合は14.8%から50.0%に増加し、同時にその期間内の最高濃度も、3.56mg/lから7.70mg/lに高くなっていることが分った。このことは、同地域の地下水の硝酸性窒素汚染が、かなり以前より、その兆候を示していることを示唆している。

1 一斉調査

7月、12月の各町の各項目の平均値(表2-1, 2-2)では水温、pHを除き水質には季節的に大きな変化は見られなかった。ここでは、特に断りがない場合は12月の調査結果を基に報告する。

この結果より、U町の硝酸イオン(NO₃⁻)濃度の平均値が、50.75mg/lと他の2町の2倍を超え、硝酸性窒素(NO₃⁻-N)濃度としては11.46mg/lであった。

当該地域の硝酸イオン濃度のヒストグラム(図2)を見るとN町、K町における出現数の極大値は10~20mg/l(硝酸性窒素濃度として2.25~4.5mg/l)にあるが、U町は40~50mg/l(硝酸性窒素濃度として9~11.25mg/l)と明らかに高濃度側に極大値があることがわかった。このため、この地域の硝酸イオン濃度の出現数は、10~20と40~50mg/lの2つの極大値を示していた。この傾向は7月においても同様であった。

調査地域の地下水質をキーダイアグラムで図3に示す。当該地域の地下水質はヘキサダイアグラム解析では、一般的に炭酸カルシウム型の性質を示したが、キーダイアグラムではU町の高い硝酸イオン濃度により見かけ上、非炭酸カルシウム型を示している。

次に、地下水質の相関係数マトリックスを各町ごとに表3, 4, 5に示す。

これら3町ともCa²⁺とMg²⁺の相関係数は非常に

表2-1 調査地域の各項目の平均値

平成6年7月

地域	U町	K町	N町	全域
試料数	41	20	27	88
井戸深度 (m)	43.5	25.0	34.4	37.1
気温 (°C)	29.7	28.0	31.1	29.8
水温 (°C)	19.8	18.3	20.2	19.6
pH	6.8	6.8	7.1	6.9
EC (μS/cm)	283.9	236.7	234.3	258.5
Na ⁺ (mg/l)	14.24	11.94	12.52	13.15
K ⁺ (mg/l)	8.89	7.73	5.89	7.74
Ca ²⁺ (mg/l)	20.59	16.16	17.38	18.68
Mg ²⁺ (mg/l)	6.98	5.40	7.22	6.74
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	50.34	47.22	70.27	55.75
Cl ⁻ (mg/l)	17.53	15.85	14.27	16.20
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	12.42	14.63	8.37	11.57
NO ₃ ⁻ (mg/l)	47.72	22.00	25.15	35.19

表2-2 調査地域の各項目の平均値

平成6年12月

地域	U町	K町	N町	全域
試料数	41	20	28	89
井戸深度 (m)	43.5	25.0	34.4	37.1
気温 (°C)	7.4	7.2	8.1	7.6
水温 (°C)	16.8	16.3	16.0	16.4
pH	7.2	6.9	7.6	7.3
EC (μS/cm)	283.9	250.6	219.2	256.5
Na ⁺ (mg/l)	13.86	12.30	11.38	12.75
K ⁺ (mg/l)	8.75	7.40	5.66	7.49
Ca ²⁺ (mg/l)	20.85	17.20	17.14	18.88
Mg ²⁺ (mg/l)	7.33	7.21	7.20	7.26
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	45.51	45.93	64.77	51.51
Cl ⁻ (mg/l)	18.69	16.44	13.24	16.51
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	13.57	14.74	8.13	12.17
NO ₃ ⁻ (mg/l)	50.75	21.87	22.40	35.49

注) NH₄⁺, NO₂⁻ は全ての地点で不検出(検出限界未満)であった。

高く0.87~0.97であった。これ以外の主要項目の相関係数を見ると、U町はNO₃⁻、Cl⁻、Ca²⁺、Mg²⁺相互にそれぞれ高い相関性が見られたが、SO₄²⁻とCa²⁺、Mg²⁺、NO₃⁻、Cl⁻には相関性が見られなかった。

K町では、Ca²⁺とMg²⁺の相関を除き、NO₃⁻とCl⁻、Ca²⁺、Mg²⁺についてはU町のように高い相関性は認められなかった。しかし、NO₃⁻、SO₄²⁻の相関性は他の2町に比べて高かった。

N町では、Cl⁻とCa²⁺、Mg²⁺では高い相関性が見られた。NO₃⁻とCl⁻、Ca²⁺、Mg²⁺の相関性はそれほど高くはなく、SO₄²⁻とCa²⁺、Mg²⁺、NO₃⁻では相関性はなかった。

このように、主要項目の相関係数の異なる要因としては、町ごとの土地利用の構成比の違い、地下水流動

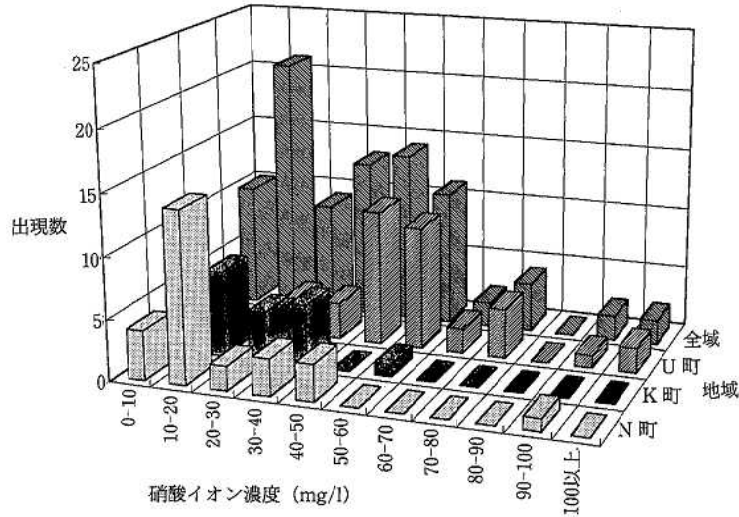


図2 硝酸イオン濃度のヒストグラム

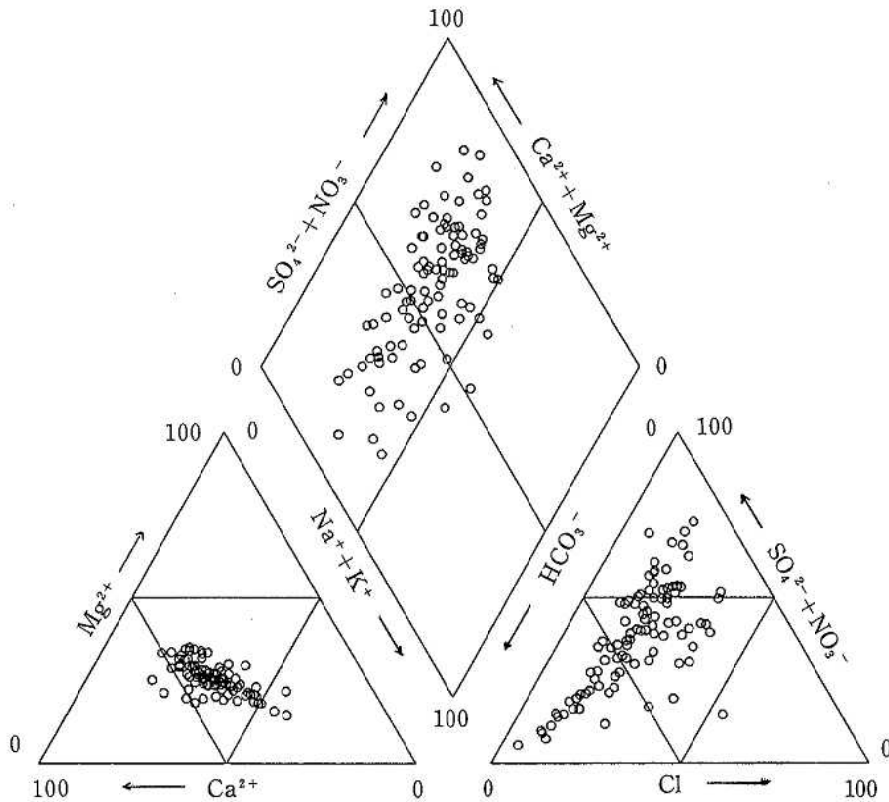


図3 県北調査地域地下水の水質組成図

による地下水区の違い，地上の窒素供給（負荷）形態，それに関連する物質の供給（負荷）形態の違い等が考えられる。

2 定期モニタリング調査

調査地点周辺の土地利用は，表1に示すように養鶏，養豚，育牛の畜産7地点，施設園芸2地点，その他1地点であり主に畜産であった。

硝酸イオンの経月変化については，一部の地点を除

き年間を通して大きな変動はみられなかった。

土地利用が畜産の7地点について，地下水の相関係数マトリックスを表6に示す。これを一斉調査結果の濃度相関係数と比較すると， Na^+ は HCO_3^- を除いたイオン成分との相関性が， NO_3^- では Na^+ ， Ca^{2+} ， Mg^{2+} との相関性が高くなった。

3 硝酸性窒素濃度と窒素同位体比($\delta^{15}\text{N}$ 値)

窒素の安定同位体である ^{14}N と ^{15}N の空気中での同

表3 主要項目の相関係数 (U町12月, 41試料)

	井戸深度	気温	水温	pH	EC	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
井戸深度	*	0.47	-0.39	-0.01	0.05	0.04	-0.21	-0.02	0.04	0.18	0.05	-0.07	0.05
気温		*	-0.22	0.04	-0.01	-0.13	-0.30	-0.11	-0.03	0.03	0.14	-0.29	-0.02
水温			*	-0.20	0.10	-0.10	0.35	0.16	0.10	-0.04	-0.02	0.23	0.03
pH				*	-0.40	-0.51	-0.43	-0.27	-0.29	0.09	-0.38	-0.29	-0.17
EC					*	0.51	0.34	0.91	0.95	0.32	0.89	0.16	0.83
Na ⁺						*	0.21	0.31	0.42	0.03	0.56	0.20	0.26
K ⁺							*	0.22	0.21	-0.19	0.20	0.46	0.24
Ca ²⁺								*	0.94	0.48	0.72	0.12	0.79
Mg ²⁺									*	0.43	0.80	0.11	0.80
HCO ₃ ⁻										*	0.18	-0.16	0.03
Cl ⁻											*	0.02	0.69
SO ₄ ²⁻												*	0.02
NO ₃ ⁻													*

表4 主要項目の相関係数 (K町12月, 20試料)

	井戸深度	気温	水温	pH	EC	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
井戸深度	*	-0.37	-0.08	0.69	-0.10	-0.14	-0.26	0.28	0.34	0.63	-0.04	-0.28	0.16
気温		*	-0.19	-0.59	0.01	-0.33	0.03	-0.12	-0.17	-0.28	-0.22	0.05	-0.25
水温			*	0.31	-0.08	-0.15	-0.06	-0.04	0.01	0.21	0.04	-0.37	0.01
pH				*	-0.38	-0.25	-0.52	0.06	0.02	0.66	-0.03	-0.60	-0.21
EC					*	0.66	0.63	0.68	0.70	0.09	0.73	0.53	0.71
Na ⁺						*	0.42	0.38	0.45	-0.03	0.52	0.64	0.56
K ⁺							*	0.00	0.10	-0.09	0.25	0.33	0.44
Ca ²⁺								*	0.87	0.36	0.68	0.33	0.66
Mg ²⁺									*	0.36	0.66	0.37	0.65
HCO ₃ ⁻										*	0.12	-0.47	0.09
Cl ⁻											*	0.22	0.41
SO ₄ ²⁻												*	0.52
NO ₃ ⁻													*

表5 主要項目の相関係数 (N町12月, 28試料)

	井戸深度	気温	水温	pH	EC	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
井戸深度	*	-0.13	0.23	0.38	-0.20	-0.28	-0.34	-0.01	0.04	0.35	-0.29	-0.27	-0.40
気温		*	0.13	0.01	-0.02	-0.07	-0.13	0.02	0.06	0.01	-0.06	0.00	0.03
水温			*	0.19	0.11	-0.02	0.09	0.19	0.19	0.16	0.10	0.03	0.10
pH				*	0.07	-0.26	-0.36	0.27	0.22	0.31	0.01	-0.19	0.06
EC					*	0.36	0.60	0.93	0.87	0.47	0.88	0.26	0.63
Na ⁺						*	0.47	0.08	0.01	0.31	0.25	0.40	-0.08
K ⁺							*	0.41	0.39	0.10	0.58	0.27	0.44
Ca ²⁺								*	0.97	0.59	0.82	0.05	0.57
Mg ²⁺									*	0.61	0.77	0.01	0.48
HCO ₃ ⁻										*	0.21	-0.15	-0.18
Cl ⁻											*	0.23	0.62
SO ₄ ²⁻												*	-0.05
NO ₃ ⁻													*

位体比 ($R_{AIR} = {}^{15}N/{}^{14}N$) はほぼ一定である。これらは硝化、脱窒を受けるとき、その質量差による同位体分別により一方の同位体が濃縮される。また、食物連鎖によっても濃縮され家庭排水、畜舎排水中で高く、化学肥料では低い値を示す。いくつかの窒素供給源の窒素同位体比 ($\delta^{15}N$ 値 (%)) = $[(R_{SAMPLE}/R_{AIR}) - 1] \times 1000$ が調査され、それぞれの測定範囲が報告されている^{3,4)}。今回、いくつかの試料について1~3回測定

した結果を表7に示す。これらの値はすでに報告されている測定値を補充するものであった。この供給源の同位体比の違いを利用して、検出された硝酸性窒素の由来の究明を試みた。

一斉調査地点及び定期モニタリング地点のうち28地点について、地下水中の硝酸性窒素と窒素同位体比 ($\delta^{15}N$ 値) の関係を、土地利用別に散布図 (図4) で表した。

表6 定期モニタリング地点の主要項目の相関係数 (土地利用: 畜産7地点)

	pH	EC	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
pH	*	0.16	-0.12	-0.28	-0.08	-0.06	0.52	-0.12	-0.35	-0.05
EC		*	-0.07	-0.09	-0.01	0.05	-0.36	-0.22	-0.10	0.17
Na ⁺			*	0.78	0.85	0.76	0.20	0.82	0.74	0.64
K ⁺				*	0.48	0.36	-0.02	0.69	0.97	0.19
Ca ²⁺					*	0.94	0.30	0.78	0.45	0.92
Mg ²⁺						*	0.27	0.67	0.32	0.93
HCO ₃ ⁻							*	0.21	-0.05	0.18
Cl ⁻								*	0.65	0.57
SO ₄ ²⁻									*	0.16
NO ₃ ⁻										*

表7 窒素供給源別の窒素同位体比(δ¹⁵N 値)

窒素供給源	窒素同位体比 (δ ¹⁵ N 値:‰)
T川上流 C橋	6.2, 7.6
T川下流 M橋	8.4, 7.5, 7.0
家庭浄化槽排水	15.0
T養豚畜舎排水	7.2
S養豚畜舎排水	39.7
水田暗渠排水A	4.4
同 B	9.3
豚糞堆肥	17.5
化学肥料(硫安)	-4.1

は、さらに硝酸性窒素濃度が10mg/lを超える範囲に分布しており、土地利用が畜産(5地点)の地下水のうち80%がこの区域に分布していた。

また、土地利用が田、畑(12地点)の地下水は、全体の83.3%が8‰以下のδ¹⁵N値を示していた。

このように、調査地点の土地利用状況により、硝酸性窒素濃度とδ¹⁵N値の散布位置に偏りが見られたが、明らかな違いとして区分できず、これらの窒素供給(負荷)源をδ¹⁵N値のみで特定することはできなかった。これは、調査地点周辺の土地利用が単一でなく、複数の土地利用が複雑に入り交じり、その地下水への影響範囲の不明確さも原因のひとつと考えられる。これらのことから窒素供給源を特定するには、硝酸性窒素濃度とδ¹⁵N値の関係以外に糞便性大腸菌、エンドトキシン等の窒素供給(負荷)源と関連のある調査項目の導入。さらに、地下水の水位測定、流動調査を含む地質調査が必要と考えられる。

ま と め

これまでの水質調査結果と資料のまとめにより、県下の地下水中の硝酸性窒素濃度が増加傾向にあり、的確な対策を模索するための基礎調査を実施した。

調査地域を県北有数の畑作台地にある3町に設定し、89井戸について年2回の一斉調査を実施した。この地域の地下水のほとんどが炭酸カルシウム型の水質であったが、高い硝酸イオン濃度により見かけ上、非炭酸カルシウム型を示した。

地下水中の硝酸イオン濃度のヒストグラムから、U町の濃度分布が他の2町より高濃度側に極大値があるため、地域全体として2つの極大値を持つことが分った。

地下水質の主要項目の相関係数マトリックスでは、3町ともCa²⁺とMg²⁺の相関性が非常に高い共通点があった。また、U町では、NO₃⁻、Cl⁻、Ca²⁺、Mg²⁺相互にそれぞれ高い相関性が見られたが、これらの項

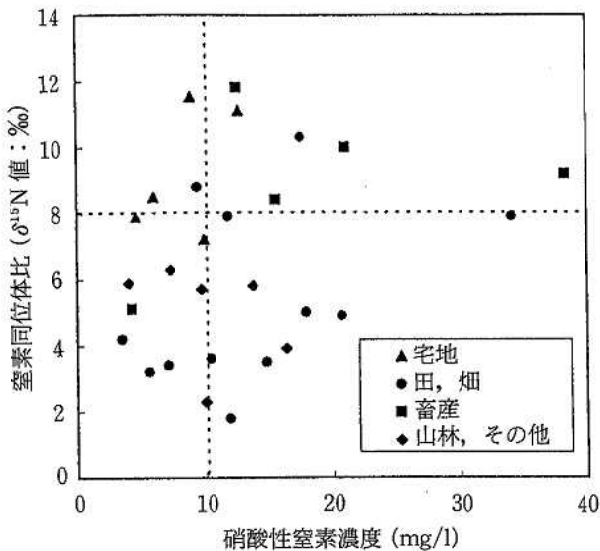


図4 周辺土地利用別の地下水中硝酸性窒素濃度と窒素同位体比(δ¹⁵N 値)の散布図

調査28地点の周辺の土地利用は、宅地5地点、田、畑12地点、畜産5地点、山林その他6地点であった。

仮にδ¹⁵N値を耕作地の地下水における測定範囲(2~8‰)⁵⁾の高値8‰で上下に区分した場合、δ¹⁵N値が8‰以上の9地点の土地利用は畜産が4地点、宅地3地点、田、畑が2地点であった。この畜産4地点

目と SO_4^{2-} の相関性は低かった。

K町では、 NO_3^- と Cl^- 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} については、U町のように高い相関性は認められなかったが、 NO_3^- と SO_4^{2-} の相関性が他の2町で比べて高かった。

N町では、 Cl^- と Ca^{2+} 、 Mg^{2+} に高い相関性が見られた。 NO_3^- と Cl^- 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} の相関性はそれほど高くはなく、 SO_4^{2-} と Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NO_3^- では相関性はなかった。

土地利用が畜産の場合の地下水主要成分の相関係数は一斉調査に比べ、 HCO_3^- との関係を除けば、 Na^+ は他の成分との高い相関性があり、 NO_3^- では、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} との相関性が高くなった。

硝酸性窒素と $\delta^{15}\text{N}$ 値の関係を土地利用別に散布図で表した。仮に、 $\delta^{15}\text{N}$ 値を8‰で上下に区分、さらに、硝酸性窒素濃度を10mg/lで区分して、それぞれの範囲に位置する地点の土地利用について調べた。土地利用により散布位置に偏りが見られたが、土地利用ごとの明確な区分はできなかった。これは、調査地点周辺の土地利用の複雑さと、その地下水への影響範囲の

不明確さも原因のひとつと考えられる。これらのことから、硝酸性窒素濃度と $\delta^{15}\text{N}$ 値の関係以外に、糞便性大腸菌、エンドトキシン等の窒素供給（負荷）源と関連のある調査項目の導入、さらに、地下水流動調査を含む地質調査の必要性が認められた。

文 献

- 1) 環境庁水質保全局水質管理課・土壤農薬課：“土壤・地下水汚染と対策”，p131（平成8年），（社）日本環境測定分析協会）。
- 2) 飛野敏明，小笹康人，植木肇，杉村継治，鶴田雄二：熊本県衛生公害研究所報，19，51（1989）
- 3) 鶴巻道二：地下水汚染とその防止対策に関する研究集会第一回講演集，p25（1991）。
- 4) 環境庁水質保全局水質管理課・土壤農薬課：“土壤・地下水汚染と対策”，p181（平成8年），（社）日本環境測定分析協会）。
- 5) Kreitler, C.W : *Jour. Hydrology*, 42, 147 (1979).

6) ゴルフ場での使用に伴うイソキサベン及びトリクロピル・トリエチルアンモニウムの測定について

藤田 一城 廣畑 昌章 松崎 達哉 小笹 康人* 松岡 良三

はじめに

シマジン (CAT) は、土壌処理により発生直後の一年生雑草をほとんど殺すことができ、しかも効果は、土壌条件、温度条件で影響を受けない特徴を持つ除草剤である。このため、熊本県でもゴルフ場において広く使用されて来た。しかし、シマジンが水質汚濁性農薬に指定され、このことにより本県ではゴルフ場での使用を制限する(「ゴルフ場における農薬の安全使用に関する指導要綱」の規定) ことになる。そのため、シマジンの代替農薬としてイソキサベン及びトリクロピルが選定された。

ゴルフ場で使用される農薬については「ゴルフ場における農薬の安全防除指針」により排出水の水質に係る管理指針値(以下「管理指針値」) が定められている。今回シマジンの代替農薬イソキサベン及びトリクロピルにも管理指針値(それぞれ1, 0.8mg/l) が制定された。そのため排出水の水質測定が必要である。

そこで、イソキサベンでは Rutherford の高速液体クロマトグラフを用いる分析法¹⁾、さらにトリクロピル・トリエチルアンモニウムでは杉崎らの分析法²⁾を参考としてゴルフ場の排出水のイソキサベン及びトリクロピル・トリエチルアンモニウムの2農薬の測定法を開発検討したので報告する。

実 験

1-1 イソキサベン分析の試薬及び装置

メタノール, アセトン, ヘキサン及びジクロロメタン: 和光純薬製残留農薬用
 アセトニトリル: 和光純薬製チウラム分析用
 無水硫酸ナトリウム, 塩化ナトリウム: 和光純薬製残留農薬用
 GL-Pak PLS (ポリマー): ジーエルサイエンス社製
 Sep-Pak (プラス) アルミナカラム (ニュートラル): Waters 社製
 ロータリーエバポレーター: 柴田科学器械工業製
 液体クロマトグラフ: 島津製作所製 LC-10A
 UV検出器: 島津製作所製 SPD-10AV

表1 イソキサベン分析の液体クロマトグラフ測定条件

(1) シリカ系	
測定波長	: UV254nm
カラム	: LiChrospher RP-18 (5 μ m) 4.0mm \times 25cm (Merck)
移動相	: 水: アセトニトリル 55:45
流速	: 1ml/min
カラム温度	: 40°C
(2) ポリマー系	
測定波長	: UV254nm
カラム	: Golf-Pak 6.0mm \times 15cm (Waters)
移動相	: 水: アセトニトリル 60:40
流速	: 1ml/min
カラム温度	: 40°C

1-2 イソキサベンの分析操作

(1) ジクロロメタン抽出

試料水500mlに NaCl 25g (5%相当量の NaCl 液にする) 及びジクロロメタン50ml (水相: ジクロロメタン相=10:1) を加えて5分間振とうし20分間静置した。ジクロロメタン相を採取した。再び水相にジクロロメタン50mlを加えて同様の操作を行った。ジクロロメタン相を分液ロートで合わせた。ジクロロメタン相を無水 Na₂SO₄で脱水しナス型フラスコにろ過した。ロータリーエバポレーターで濃縮 (35°C以下) した後窒素ガスで通風乾固した。ナス型フラスコにアセトニトリル4ml及び1%食塩水100mlを順次加えた(注1)。

(2) GL-Pak PLS (ポリマー) カートリッジカラムによるクリーンアップ (注2)

GL-Pak PLS (ポリマー) カートリッジカラムをジクロロメタン, アセトニトリル, メタノール, 各30ml及び蒸留水50mlを流してコンディショニングした。これに, アセトニトリル4ml及び1%食塩水100mlを順次加えた上記(1)の溶液をカートリッジカラムに圧送した。試料のイソキサベンを GL-Pak PLS (ポリマー) カートリッジカラムに吸着させた。GL-Pak PLS (ポリマー) カートリッジカラムを50%アセトニトリル水溶液5mlで洗浄し, 次に蒸留水10mlで洗浄した。GL-Pak PLS (ポリマー) カートリッジカラムを2分間通風乾燥した。ジクロロメタン3mlを2回使用して無水 Na₂SO₄ 3gをのせたロートを用いて脱水しながら試験管にイソキサベンを溶出した。

* 現熊本県環境公害部環境保全課水保全対策室

(3) アルミナカラムによるクリーンアップ (注2)

Sep-Pak アルミナN (ニュートラル) に, 上記(2)の試験管内のジクロロメタンを流下し, 更に試験管をジクロロメタン 5 ml で2回洗い Sep-Pak アルミナN (ニュートラル) カラムに流し込む。ジクロロメタン:アセトン=9:1の2 ml を用いて溶出した。Sep-Pak アルミナN (ニュートラル) カラムは事前に10%アセトン含有ジクロロメタン溶液 4 ml, ジクロロメタン 4 ml, ヘキサン20mlを順次流してコンディショニングした (注3)。

(4) 定量

溶出液を窒素ガスで通風乾固した。定量用の通風乾固物をアセトン 2 ml に溶解した。このアセトン液を 1 ml 分取し, 窒素ガスで通風乾固し, アセトニトリル 1~10ml で溶解後アセトニトリル液の20 μ l を液体クロマトグラフに注入し, それぞれの検量線よりイソキサベンの濃度を算出した。さらに残りの 1 ml アセトン液に内部標準 (フェナンスレン d10ヘキサン液) を加え GC-MS によりスペクトルを確認した (注4)。検量線は, 0.1~1.0 μ g/ml のアセトニトリル溶液を使用した。液体クロマトグラフ測定条件表1(1), (2)の両法により測定した。

2-1 トリクロピル・トリエチルアンモニウム分析の試薬及び装置

メタノール, アセトン, ヘキサン, ジクロロメタン: 和光純薬製残留農薬用
塩化カリウム: 和光純薬製試薬特級
アセトニトリル: 和光純薬製チウラム分析用
ジエチルエーテル: 関東化学製油脂試験用
無水硫酸ナトリウム: 和光純薬製 PCB フタル酸用
ロータリーエバポレーター: 柴田科学器械工業製
液体クロマトグラフ: 島津製作所製 LC-10A
UV検出器: 島津製作所製 SPD-10AV
MSD 検出器付ガスクロマトグラフ (MAGNUM): フィニガンマツト

2-2 トリクロピル・トリエチルアンモニウムの分析操作

(1) ジクロロメタンによる洗浄

試料水200mlに KCl 10g (5%相当量の KCl 液にする, pH を5~8にする), ジクロロメタン50ml (水相:ジクロロメタン相=4:1) を加えて10分間振とうし20分静置した。ジクロロメタン相を採取し廃液とした。再び水相にジクロロメタン50mlを加え同様の操作を行った。ジクロロメタン相を採取し廃液とした。

表2 トリクロピル・トリエチルアンモニウムの測定条件

(1) 液体クロマトグラフ測定条件	
測定波長	UV295nm
カラム	Asahipak C8P-50D 6.0mm×15cm (昭和電工)
移動相	0.15M 過塩素酸ナトリウム水溶液 (pH2.3):アセトニトリル=57:43
流速	1ml/min
カラム温度	40°C
(2) GC-MS 測定の条件 (フィニガンマツト社製 MAGNUM 使用)	
カラム	DB-5 0.32mm×30m, 0.25 μ m (J&W社)
キャリアガス	ヘリウム 7 psi
昇温	50°C, 2min-25°C/min-125°C-10°C/min-270°C, 6.5min
スプリット比	1:50
トランスファライン温度	280°C
注入口温度	260°C
注入量	0.8 μ l
スキャン範囲	m/z 50-450
スキャン速度	0.6sec/scn
マニホールド温度	220°C
定量質量数	210 (確認質量数269)

(2) ジエチルエーテル抽出

水相に12N HCl を 5 ml 加え (pH を2以下にする) さらにジエチルエーテル50mlを加えて (水相:ジエチルエーテル相=4:1) 10分間振とうし20分間静置後ジエチルエーテルを分取した。再び水相にジエチルエーテル50mlを加えて10分間振とうし20分間静置後ジエチルエーテルを分取した。ジエチルエーテル相を無水 Na₂SO₄ で脱水しナス型フラスコにろ過した。ロータリーエバポレーターで濃縮 (35°C以下) した後, 窒素ガスで通風乾固した。ナス型フラスコにアセトン 4 ml を加え溶解した。

(3) 定量

上記(2)のアセトン液 4 ml のうち 2 ml を別の試験管に分取し, 窒素ガスで通風乾固し, アセトニトリル 2 ml で溶解後アセトニトリル液の20 μ l を液体クロマトグラフに注入し, それぞれ検量線よりトリクロピルの酸体の濃度を算出した (注5)。液体クロマトグラフを使用する検量線は0.1~1.0 μ g/mlのアセトニトリル溶液を利用した。係数をかけることによりトリクロピル・トリエチルアンモニウム (係数=トリエチルアンモニウム体/酸体) の濃度を算出した。

さらに残りのアセトン液から 1 ml を別試験管に分

取し窒素ガスで通風乾固し0.5mlメタノールに再溶解しベンゼン1 mlを加え次に0.5mlのトリメチルシリルジアゾメタン10%ヘキサン液を追加し32°Cの水浴で1時間反応させ、氷水中で冷却して保存し速やかに溶媒を窒素ガスで通風乾固し、0.5mlアセトンで再溶解しさらにGC-MS用内部標準（フェナンスレンd10ヘキサン溶液）を加え表2の（2）の条件により定量した（注6）。GC-MSを使用する検量線は0.1~1.0μg/mlのアセトン溶液を使用した。

結果及び考察

1 イソキサベン

1-1 イソキサベンの分離分析のためのHPLC条件

Rutherford¹⁾及びJamet P⁴⁾の方法を参考としてODS（オクタデシル修飾シリカ）カラムを用いる分離分析及び他のゴルフ場使用農薬での分析に使用しているメタクリル酸系（ポリマー）カラムを用いる分離分析の両方の条件をアセトニトリル：水混合での移動相条件を混合比率を変化させ、保持時間7~10分となるように検討し、表1の条件を確立した。

1-2 ミニカラムクリーンアップ法

Rutherford¹⁾の方法を参考として市販アルミナミニカラムでの検討を行った。イソキサベンのジクロロメタン溶液をヘキサンのみで活性化を行った市販アルミナミニカラムに流下したとき流出したジクロロメタン液にはイソキサベンは、存在しなかった。さらに市販アルミナミニカラムからの溶出操作をより簡易的に行うため、アセトン含有ジクロロメタン液2 mlで行うとき、アセトン含有パーセントを1%、5%、10%、20%にして溶出すると、それぞれ回収率は0%、55%、97%、98%であった。そこで、イソキサベン吸着市販アルミナミニカラムからの溶出には10%アセトン含有ジクロロメタン液2 mlを使用した。ただし市販アルミナミニカラムの活性化としてヘキサンを20ml流すだけでは、1部のものに10%アセトン含有ジクロロメタン液2 mlで市販アルミナミニカラムからの不純物による溶出でHPLC分析に障害となる場合があった。そのため市販アルミナミニカラムは事前に10%アセトン含有ジクロロメタン溶液4 ml、ジクロロメタン4 ml、ヘキサン20mlを順次流して調整した。

1-3 ポリマー固相抽出剤でのクリーンアップ法

汚濁水にイソキサベンを添加するとき、市販アルミナミニカラムのみでのクリーンアップでは不十分であり、HPLCでの分離分析が不可能であった。そのため市販ジビニルベンゼン-スチレンの固相抽出剤でのク

リーンアップを検討した。さらに、市販ジビニルベンゼン-スチレンの固相抽出剤の使用は、一定量以上のゴルフ場排水を市販ジビニルベンゼン-スチレンの固相抽出剤に圧送することが可能であればジクロロメタンによる溶媒抽出の代替えとして可能性が高いことを示すものである。イソキサベンのジクロロメタン溶液をアセトニトリルに転溶し、さらに10倍量の蒸留水を加え10%以下のアセトニトリル水溶液に調整し、市販ジビニルベンゼン-スチレンの固相抽出剤に圧送した（蒸留水のみでは市販ジビニルベンゼン-スチレンの固相抽出剤への吸着が十分でない場合もあるため、5% NaCl 溶液になるようにした）。ジビニルベンゼン-スチレン固相抽出剤からの溶出として40%、50%、60%、70%のアセトニトリル水溶液での回収を検討した。それぞれ、0%、0%、5%、40%であった。そのため、50%アセトニトリル水溶液でイソキサベン吸着ジビニルベンゼン-スチレン固相抽出剤を洗浄し、その後固相抽出剤を乾燥しジクロロメタンで溶出しアルミナミニカラムクリーンアップ用溶液とした。

1-4 イソキサベンの回収試験

検討した測定条件に従い各種の環境水にイソキサベンを添加しての回収試験を行い、得られた結果を表3に示した。汚濁水にイソキサベンを添加した検体のHPLCクロマトグラムを図1に示した。また、非添加汚濁水及び添加汚濁水のGC-MSにおけるマスクロマトグラムを図2に示した。さらにイソキサベンのマススペクトルを図3に示した。

環境水へのイソキサベンの添加回収の結果（表3）より今回の検討した測定条件は十分にゴルフ場からの排水の測定に利用できると思われる。

表3 環境水でのイソキサベンの添加回収

環境水の種類	設定濃度	測定濃度（測定回数=3）
	mg/l	mg/l
添加井戸水	0.01	0.0104（注4）
非添加井戸水		不検出
添加河川水	0.01	0.00992（注4）
非添加河川水		不検出
添加池水	0.01	0.0104（注4）
非添加池水		不検出
添加汚濁水	0.01	0.00833（注4）
非添加汚濁水		不検出

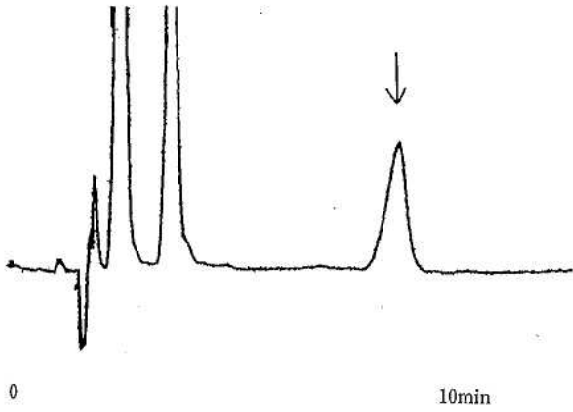


図1 HPLCによるイソサキベンのクロマトグラム (添加汚濁水)

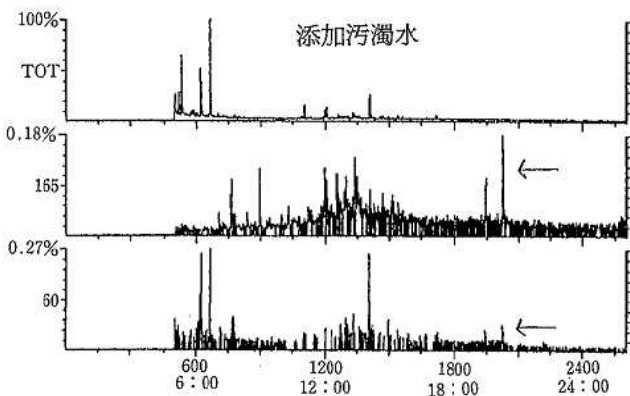
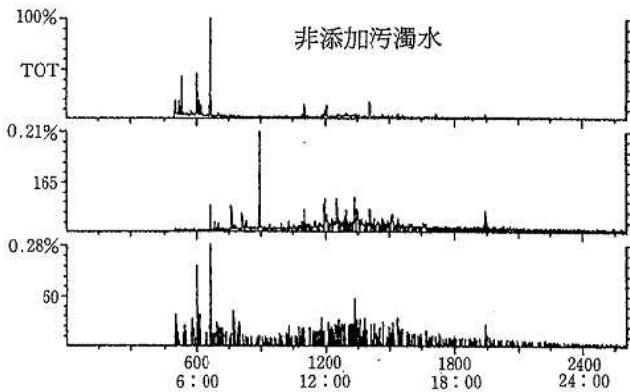
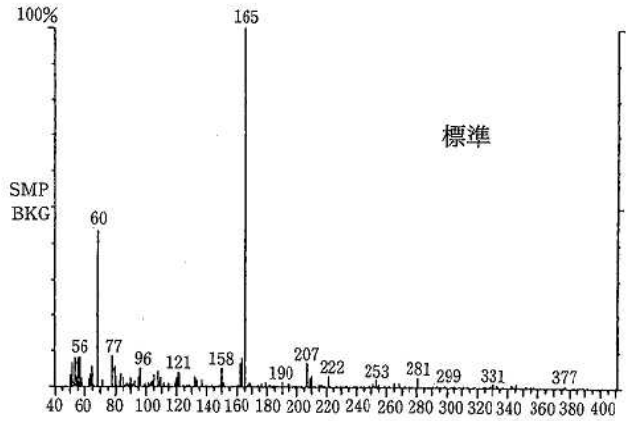


図2 イソサキベンのマスプロマトグラム (非添加汚濁水及び添加汚濁水)

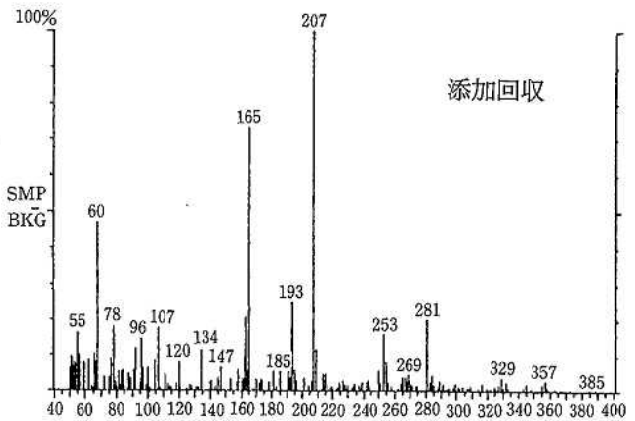


図3 イソサキベンのマススペクトル (標準及び添加回収)

2 トリクロピル・トリエチルアンモニウム

2-1 トリクロピル・トリエチルアンモニウム分離分析のための HPLC 条件

杉崎らの報告²⁾ではトリクロピル・トリエチルアンモニウムを溶媒抽出しジメチルホルムアミドによりトリクロピルメチルエステル誘導化後に ODS (オクタデシル修飾シリカ) カラムを用いる分離分析をしており、今回はメチルエステル化無しで、しかもポリビニルアルコール系 (ポリマー) カラムを用いる分離分析の条件を Fujita らの LAS 分析³⁾を参考としてアセトニトリル：過塩素酸ナトリウム水溶液の混合比率を変化させ、保持時間 7~12 分になるように検討し、表 2 の条件を確立した。

2-2 トリクロピル・トリエチルアンモニウム溶媒抽出の検討

河川水 200 ml にトリクロピル・トリエチルアンモニウム 2 μ g を添加し各種溶媒 50 ml による回収を試みた結果を図 4 に示した。pH 6 以上ではジクロロメタンによる回収は全く見られなかった。そのため、pH 6 以上の条件により環境水での不純物の洗浄が可能であると考えられる。また pH 3 以下では酢酸エチル及び

エチルエーテルで高い回収率であった。そのため pH 2 でエチルエーテルによる抽出が可能である。しかし、トリクロピルの酸体については、大木の報告⁹⁾ 同様 pH 2 でエチルエーテル及びジクロロメタンによる回収は、80%及び64%の回収率が得られた。

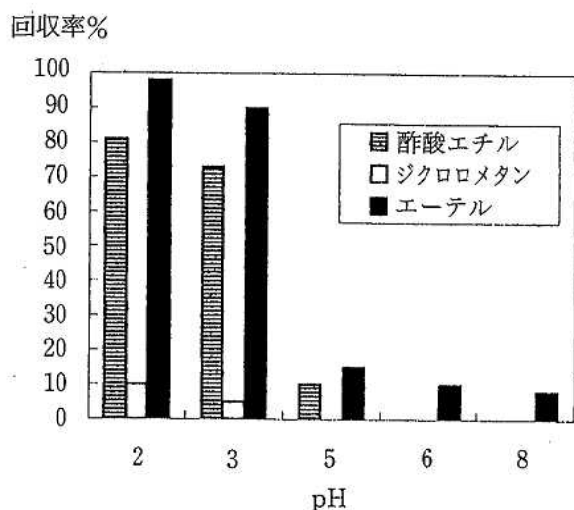


図4 溶媒及び pH の違いによるトリクロピル・トリエチルアンモニウムの回収率の変化

2-3 メチルエステル誘導化

杉崎らの報告²⁾ ではジアゾメタンによるメチルエステル誘導化が試みられている。しかしジアゾメタンは、その生成において突然変異性の高い試薬を使用する等の問題も多い。そこで簡便なメチルエステル誘導化を試みた。まず PTAH (フェニルトリメチルアンモニウムヒドリド) でのオンカラム誘導化を試みた⁵⁾。十分な誘導化が見られなかった。トリメチルシリルジアゾメタンによるメチルエステル誘導化では高い反応率があり十分にトリクロピルのメチルエステル誘導化が可能である。

表4 環境水でのトリクロピル・トリエチルアンモニウムの添加回収

環境水の種類	設定濃度	測定濃度 (測定回数=3)	測定濃度 (測定回数=3)
	mg/l	(HPLC) mg/l	(GC-MS) mg/l
添加井戸水	0.01	0.00896	0.00901
非添加井戸水		不検出	不検出
添加河川水	0.01	0.00851	0.00857
非添加河川水		不検出	不検出
添加池水	0.01	0.00812	0.00822
非添加池水		不検出	不検出
添加汚濁水	0.01	0.00762	0.00769
非添加汚濁水		不検出	不検出

2-4 トリクロピル・トリエチルアンモニウム及びトリクロピル酸体の回収試験

各種の環境水にトリクロピル・トリエチルアンモニウムを添加して、検討した測定条件に従い回収試験を行い、結果を表4に示した。

各種の環境水にトリクロピル酸体を添加してトリクロピル・トリエチルアンモニウムの測定条件に従って行った回収試験の結果は表5に示した。

汚濁水にトリクロピル・トリエチルアンモニウムを添加した検体の HPLC クロマトグラムを図5に示した。さらにトリクロピルのピーク位置のストッププロ

表5 環境水でのトリクロピル酸体の添加回収

環境水の種類	設定濃度	測定濃度 (測定回数=3)	測定濃度 (測定回数=3)
	mg/l	(HPLC) mg/l	(GC-MS) mg/l
添加井戸水	0.01	0.00942	0.0106
非添加井戸水		不検出	不検出
添加河川水	0.01	0.00918	0.00911
非添加河川水		不検出	不検出
添加池水	0.01	0.00869	0.00873
非添加池水		不検出	不検出
添加汚濁水	0.01	0.00833	0.00851
非添加汚濁水		不検出	不検出

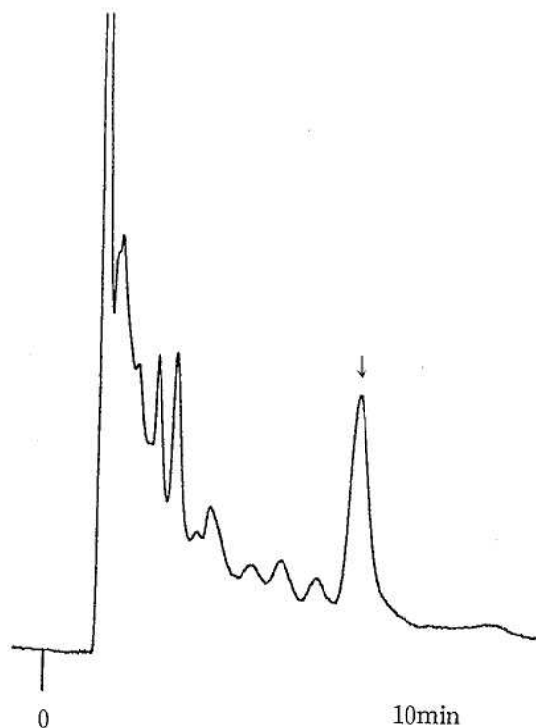


図5 HPLCによるトリクロピル・トリエチルアンモニウムのクロマトグラム (添加汚濁水)

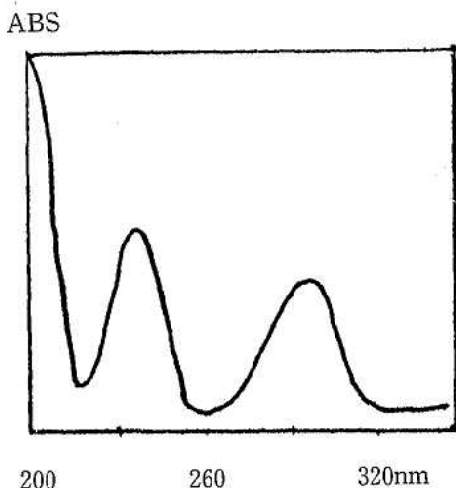


図6 HPLCによるトリクロピル・トリエチルアンモニウムのUV吸収スペクトル(添加汚濁水)

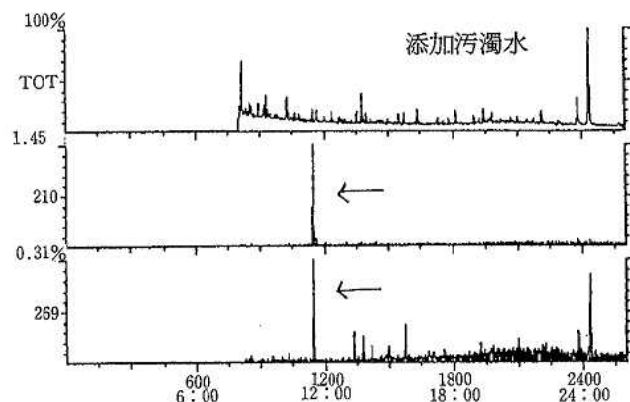
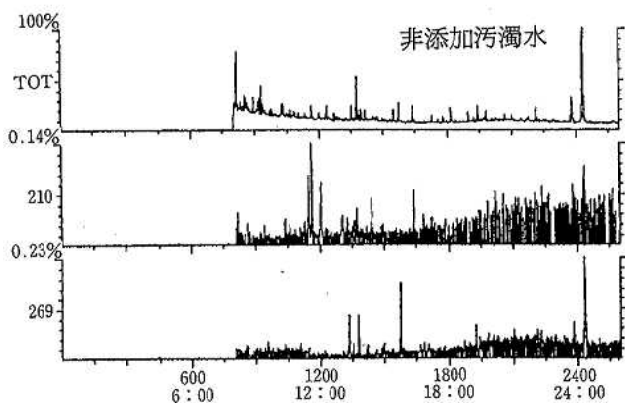


図7 トリクロピル・トリエチルアンモニウムのメチルエステル誘導化後のマスプロトグラム(非添加汚濁水及び添加汚濁水)

一によりUVスペクトルを取り図6に示した。また、非添加汚濁水及び添加汚濁水のGC-MSにおけるマスプロトグラムを図7に示した。さらにトリクロピルメチルエステル誘導体のマススペクトルを図8に示した。

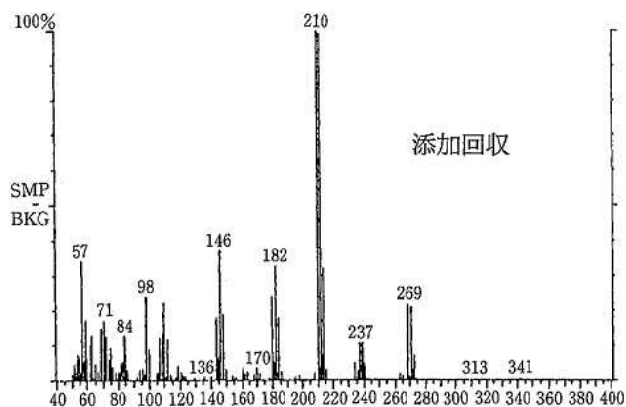
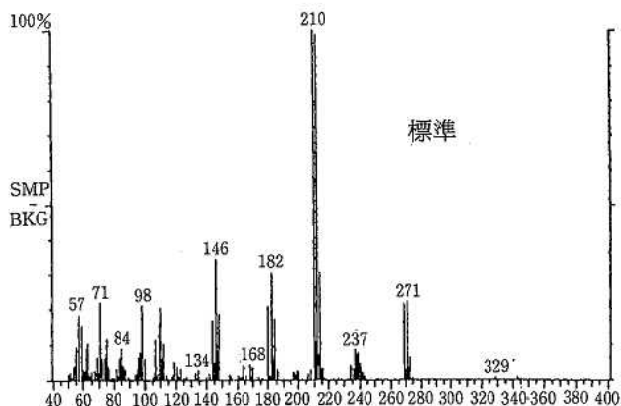


図8 トリクロピル・トリエチルアンモニウムのメチルエステル誘導化後のマススペクトル(標準及び添加回収)

環境水へのトリクロピル・トリエチルアンモニウム及びトリクロピルの添加回収の結果より十分に今回の検討した測定条件はゴルフ場からの排水の測定に利用できると考えられる。

注 釈

- 注1 井戸水については、以後のクリーンアップの必要のないものも存在する。アセトニトリルを添加溶解後食塩水を加えずに定量も可能である。
- 注2 必ず市販品カートリッジについては、ロットごとに標準イソキサベンで回収を行い洗浄溶媒濃度及び溶出溶媒濃度の確認を行う。(できれば1実験ごとに行う)。
- 注3 Sep-Pak アルミナN(ニュートラル)カラムからの不純物溶出による妨害を避けるためである。さらにアセトン含有ジクロロメタン溶液、ジクロロメタンを流すためSep-Pak アルミナN(ニュートラル)カラムは、活性度が制限された状態である。このため、流す溶媒量及びコンディショニング後の時間を厳守する。

注4 GC-MSにより確認する。

GC-MS 測定条件 (フィニガンマツ社製 MAGNUM
使用)

カラム DB-5 0.32mmX30m, 0.25 μ m
 キャリアガス ヘリウム 7 psi
 昇温 50°C, 2 min-25°C/min-125°C-10°C/min-
 270°C, 6.5min
 スプリット比 1:50
 トランスファライン温度 280°C
 注入口温度 280°C
 注入量 0.8 μ l
 スキャン範囲 m/z 50-450
 スキャン速度 0.6sec/scn
 マニホールド温度 220°C
 確認質量数 165

注5 HPLC分析用検液を1 ml分取し窒素ガスで濃縮し、20ml蒸留水に混和しさらに12N HClを1 ml加えpH 2以下とし、あらかじめアセトニトリル30ml続いて50ml蒸留水を流してコンディショニングしておいたGL-pak PLSカラムに流下する。カラム吸着後50%アセトニトリル水溶液4 mlで洗浄後2 mlアセトニトリルで溶出し窒素ガスで1 mlに濃縮してクリーンアップ操作を行う。

注6 GC-MS用メチルエステル誘導化検液をN₂ガスで試験

管のなかで穏やかに乾固し0.05mlのアセトンで再溶解しさらに5 mlのヘキサンを加えクリーンアップ用溶液とした。あらかじめヘキサン20mlで活性化しておいたLiChrolut シリカ (Merck 社) にクリーンアップ用溶液を流下した。LiChrolut シリカを10mlヘキサンで洗浄し、アセトン:ヘキサン(1:5) 4 mlで溶出した。溶出液に別のGC-MS用内部標準液(フルオランテン d10)を加えてGC-MSにより測定した。ただし今回の分析検体では、ミニカラムによるクリーンアップが必要な検体は存在しなかった。

文 献

- 1) Rutherford BS: JOAC, 73, 287(1990).
- 2) 杉崎三男, 倉田泰人: 埼玉県公害センター研究報告, 19, 64 (1994).
- 3) Itsusei Fujita, Yasuhito Ozasa, Toshiaki Tobino, Tugiharuru Sugimura: Chem. Pharm. Bull., 38, 1425(1990).
- 4) Jamet P., Thoisy-Dur J-C: Bull. Environ. Contam. Toxi., 41, 135(1988).
- 5) N. Hashimoto: Chem. Pharm. Bull., 29, 1475(1981).
- 6) 大木一広: 茨城公技研報, 5, 33 (1993).

7) 検知管法による土壌ガス調査(揮発性有機塩素化合物で汚染された地区の地質調査) —地下水科学及び地球化学的考察による調査—

藤田 一城 廣畑 昌章 松崎 達哉 小笹 康人* 松岡 良三

目 的

トリクロロエチレン (TCE) 等揮発性有機塩素化合物による地下水や土壌の汚染は、通常、地下水の分析によって発見されるが、地下水の分析だけでは汚染源や汚染範囲を特定できないことが多い。検知管法による土壌ガス調査は、TCE 等の高い揮発性を利用して、表層の土壌ガス中に含まれる成分を検出し、表面的な汚染状況及び範囲を推定するものである^{1,2)}。今回、テトラクロロエチレン (PCE) の地下水汚染が認められる熊本県下の地区について、地下水科学及び地球化学的考察を考慮して土壌ガス調査を行い、当該地域での地表表面での汚染範囲及び汚染源のポイントを推定するものである。

調 査 期 間

- 1 事前打ち合わせ
1995年 5月20日
- 2 汚染井戸地下水項目採水
1995年 6月 8日
- 3 汚染井戸諸元聞き取り調査
1995年 8月 7日
- 4 土壌ガス調査
1995年 9月18日～20日

調 査

1 地下水項目調査

地下水のイオン成分 (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , HCO_3^- , NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-}) 等を測定した。分析法は、 HCO_3^- をアルカリ度滴定分析による平衡計算により求め、 HCO_3^- 以外はすべてイオンクロマトグラフ法により求めた。

2 汚染井戸諸元聞き取り調査

PCE 汚染地区内の井戸について、井戸の深度、掘削年、使用状況、相互の井戸の位置関係調査した。

3 土壌ガス調査

事前聞き取り調査により、あらかじめ汚染源ポイントと推定される地点を中心として、できる限り表面がコンクリート及びアスファルト等で被覆されていない場所で、一定の間隔により径 2 cm 深度 1 m 程度のガス吸引用孔をボーリングバーにより作成し、ゴム管の

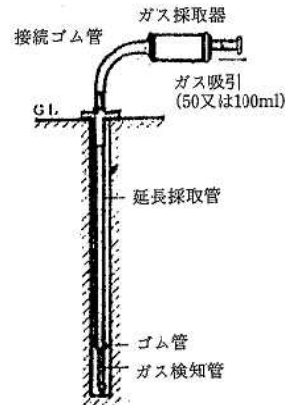


図1 検知管法による土壌ガス採取方法

先端に検知管を取り付け孔底部に降ろしガス吸引器により一定量吸引し反応後検知管濃度を直読した(図1)。

20m の粗い間隔での調査において高濃度ガスが検出された地点と事前の聞き取り及び地下水性状調査により予想された地点の補正を行い、より細密な間隔により孔を作成しガス吸引器により吸引し検知管濃度を直読した。

4 土壌ガス濃度分布図の作成

ガス調査結果を、事前聞き取り調査により作成した地図上にポイントをとり、測定地点間の濃度変化を均等減衰と仮定し、土壌ガス濃度分布図を作成した。

調査結果及び考察

1 水質分析

表1は1988年から1994年までのPCE濃度の経年変化を示す。これを基に、PCE汚染井戸分布図を作成した(図2)。汚染源と推定されるM-8井戸で、汚染の程度がわずかではあるが周辺の井戸と汚染度合いが異なっている。さらに、汚染地区の地形より(現地踏査の結果より)M-4, M-5, M-6はM-8より僅かではあるが高い標高位置にある。汚染源と推定されるM-8井戸から500m以上離れたM-16, M-17で高い汚染が認められている。これらの井戸の地下水のイオン分析を行った結果を、ヘキサダイアグラムとして汚染地区の地図に標記し、図3に示した。さらに分析結果よりトリリニャーダイアグラムを作成し図4に示した。ヘキサダイアグラム及びトリリニャーダイアグラムよりM-8は、周辺の井戸と違いが見られた。高い標高位置にある

* 現熊本県環境公害部環境保全課水保全対策室

表1 PCE 汚染井戸の経年変化 (PCE 水道水基準 0.01mg/ℓ)

	88年6月	89年2月	90年1月	90年5月	90年11月	91年5月	91年11月	92年6月	92年12月	93年6月	93年12月	94年5月	94年11月
M-1		0.0048	0.0006	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0028	<0.0005
2	<0.0005		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	井戸廃止					
3	<0.0005		<0.0005										
4	0.032	0.014	0.013	0.031	0.021	0.016	0.0096	0.024	0.010	0.012	0.0009	0.0050	0.0021
5	0.029	0.0055	0.0045	0.016	0.016	0.012	0.0075	0.019	0.0095	0.010	0.0008		0.0017
6	0.016	0.0081	0.0013	0.020	0.0070	0.0080	0.0012	0.0096	0.0016	0.0088	<0.0005	0.0034	
7	0.013	0.016	0.017	0.018	0.011	0.014	0.012	0.035	0.020	0.013	0.014	0.0079	0.0029
8	0.0006	0.0013	0.0015	0.0020	0.0011	0.0011	0.0006	0.0005	<0.0005	0.0006	<0.0005	0.0011	<0.0005
9	0.0172	0.016	0.014	0.016	0.010	0.010	0.0078	0.0096	0.0096	0.0075	0.0069	0.010	0.0020
10	0.074	0.054	0.030	0.025	0.0037	0.0044	0.0040	0.0032	0.043		0.0059	0.0085	
11	0.036	0.018	0.012	0.017	0.0091	0.0076	0.0056	0.016	0.011	0.013	0.016	0.031	0.0022
12	0.0040		0.0011	0.0022	0.0078	0.0011	0.0036	<0.0005	0.0008	0.0007	0.0083	0.0038	<0.0005
13	0.15	0.17	0.18	0.23	0.0076	0.011	0.0016	0.037	0.0019	0.0038			
14	0.0050		0.0020	0.013	<0.0005	0.0006	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
15	<0.0005		0.0006	水道敷設									
16	0.0065		0.017	0.037	0.040	0.012	0.017	0.022	0.016	0.018	0.012	0.17	0.16
17	0.0120	0.014	0.025	0.023	0.022	0.019	0.011	0.022	0.018	0.017	0.014	0.018	0.0034
18	0.011	0.027	0.055	0.082	0.059	0.056	0.036	0.026	0.042	0.038	0.038	0.031	
19	0.0052		0.0350		0.041	0.028	0.012	0.010	0.028	0.018	0.035	0.039	0.015
20	0.0050		<0.0005	水道敷設									
21	0.070	0.12	0.26	0.20	0.30	0.53	0.34	0.81	1.2	0.68	1.9	0.70	
22	0.86	0.062	0.46	0.42	0.54	0.30	0.46	0.40	0.80	0.35	0.6200	0.57	
23	<0.0005		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0007	<0.0005

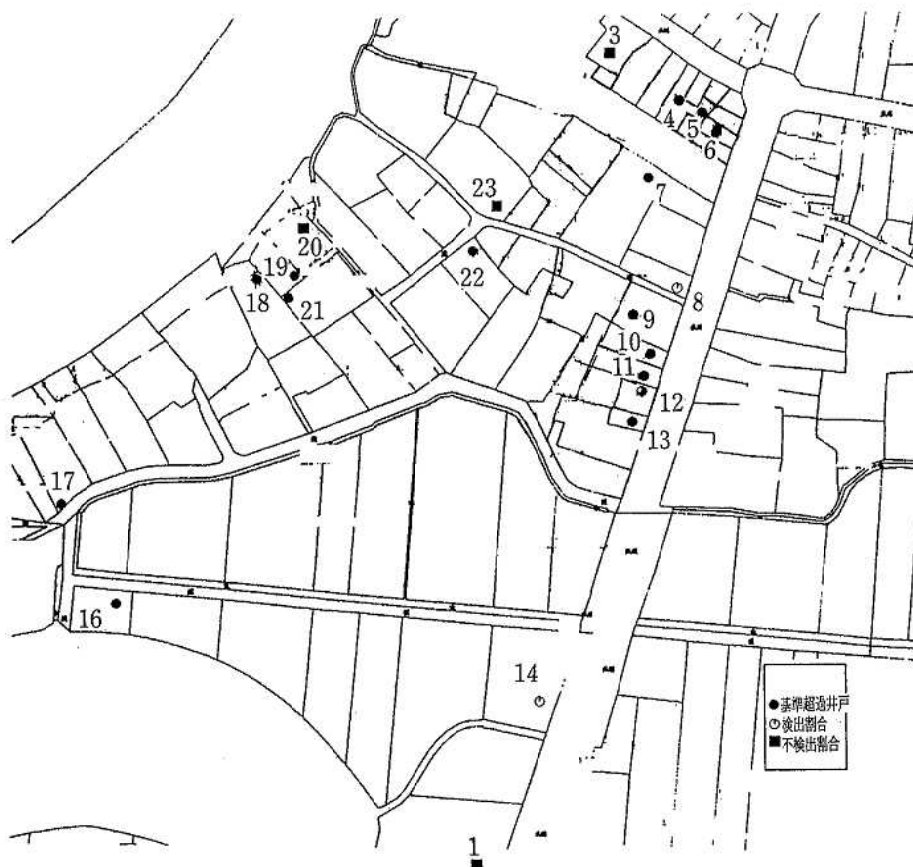


図2 調査地区汚染井戸分布

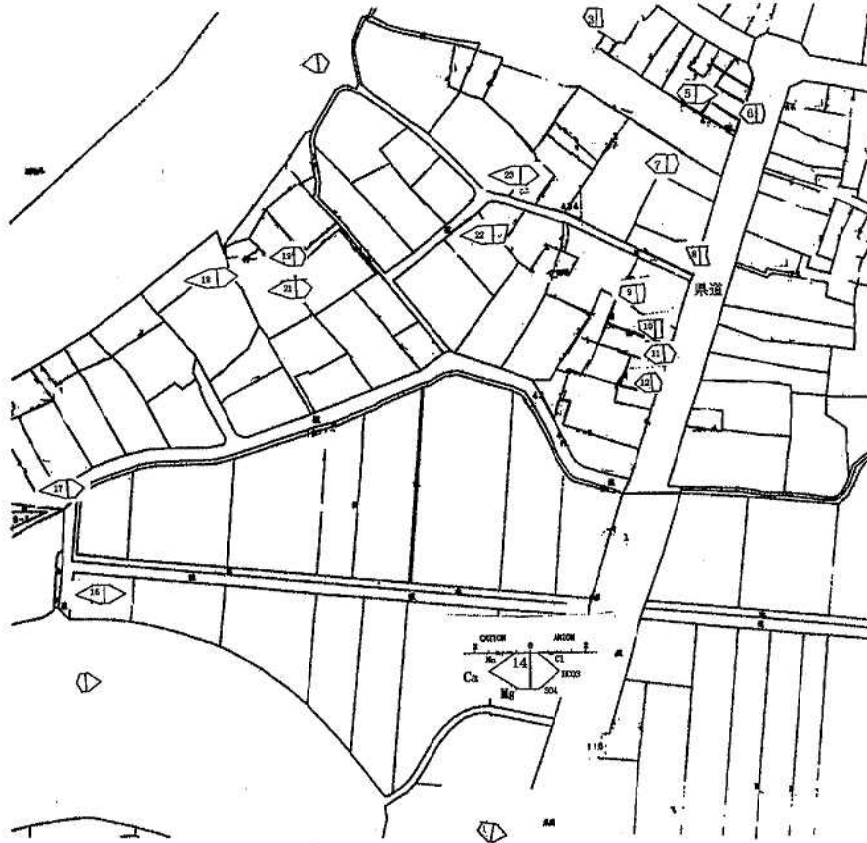


図3 調査地区地下水のヘキサダイアグラム

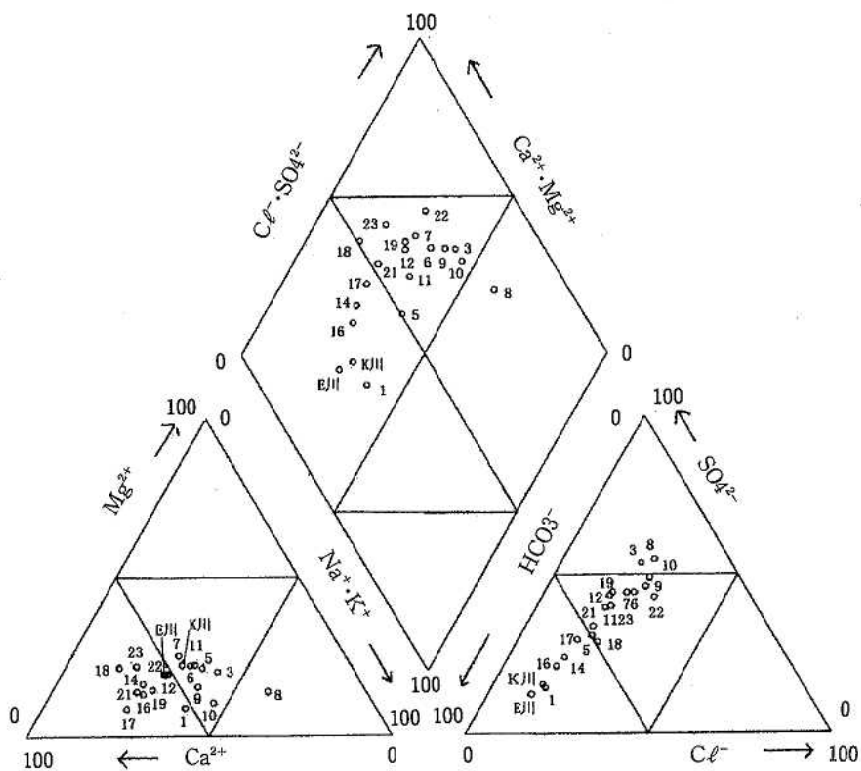


図4 調査地区地下水のトリリニャーダイアグラム

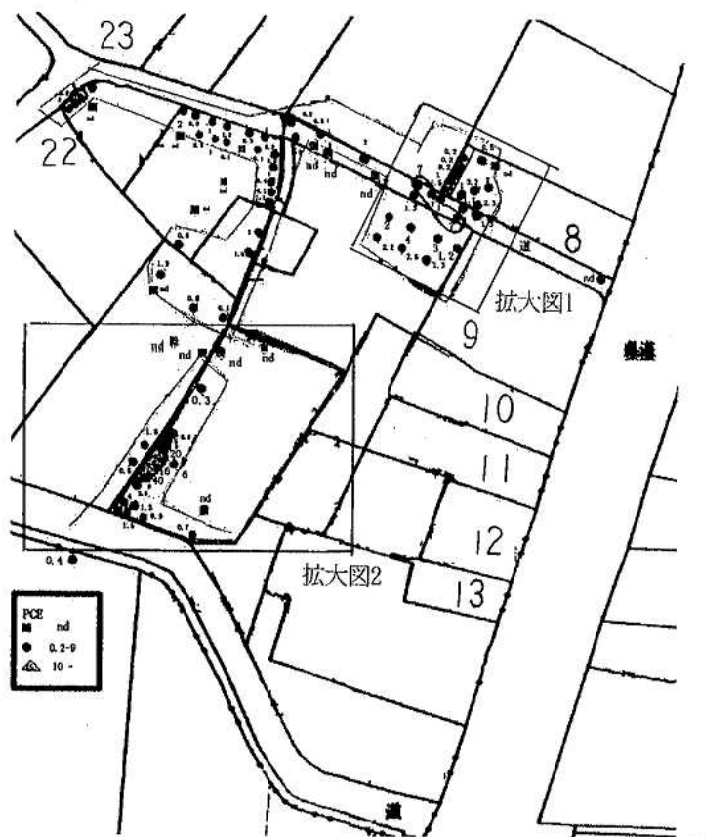


図6 土壌ガス調査結果

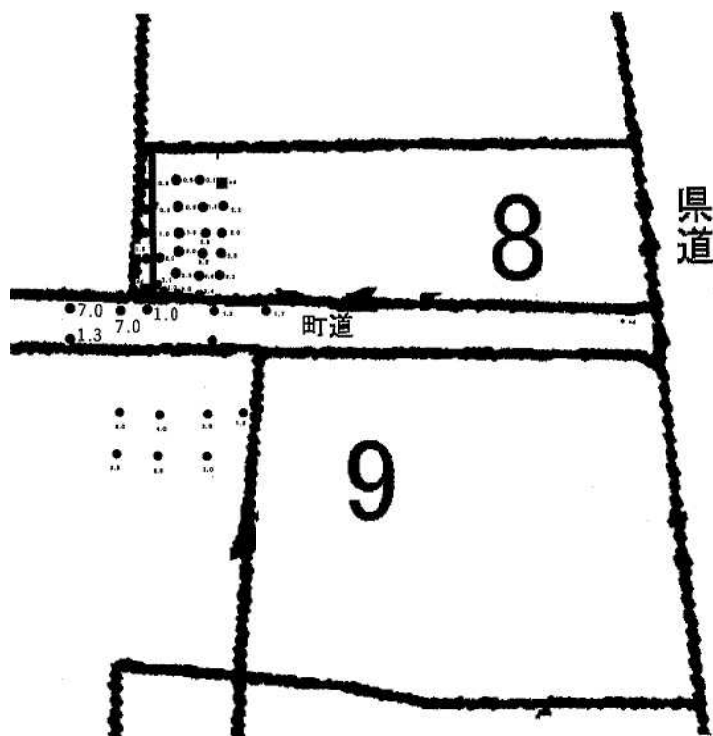


図7 土壌ガス調査結果拡大図1
(凡例は図6に同じ)



図8 土壤ガス調査結果拡大図2
(凡例は図6に同じ)

文 献

1) 鈴木喜計, 磯部光一, 渡辺達男, 矢野勝, 村田順一, 佐藤賢司, 楡井久: 公害と対策, 25, 1505 (1989).

2) 大岩敏男, 草苺洋子, 水戸盛雄, 五十嵐繁, 平田健正, 中杉修身: 山形県環境保全センター年報, 1, 38 (1994).

8) 阿蘇郡北部 6 町村の湧水の特徴について

廣畑 昌章

はじめに

近年大都市圏での良質の飲料水の確保の困難さ、それに伴う名水ブームにより良質の水質を持つ湧水への関心が高まりをみせている。また本県においては良質の水質と湧出量の多さを誇った八景水谷の湧泉の枯渇、水前寺成趣園の湧泉の水位減少等が熊本市民にショックを与えたことから湧泉への関心は高い。湧泉の場合、その水質、水量の変化が近辺の自然に与える影響の大きさは量り知れず、そのため湧水の水質を把握しておくことは自然保護の観点からも重要なことであると考えられる。

特に“全国一の特級水”¹⁾とさえいわれている熊本市の上水の重要な地下水涵養域の一つである阿蘇地方の湧水の水質特性を把握しておくことは、熊本市及び周辺地域の地下水の将来を占う意味でも重要である。

阿蘇地域の湧水の特徴については田中²⁾及び植木³⁾らの報告があるが長期的観点からモニタリングを続けることが必要である。そこでまず今回阿蘇郡北部 6 町村の湧水の水質について調査したので報告する。

調査地域及び調査方法

阿蘇郡は熊本県の北東部に位置し東西47.32km、南北59.20kmの楕円形で面積は1197.47km²、主に標高400~900mの高原地帯で、中央部には最高峰の高岳をはじめとする中央火口群がそびえたちその周りを取り囲むように阿蘇谷や南郷谷の低地をはじめ外輪山が広がり、世界最大のカルデラ地帯である。気候的には一般的に山地型の気候区であり、年平均気温は13℃以下、年間を通じて降水量が多く年降水量は2,500mm以上である。特に阿蘇中央火口群付近は九州で最も雨の多いところで年降水量は3,000mm以上を超える多雨地域である⁴⁾。

今回の調査地域を図1に示した。阿蘇谷の平坦なカルデラ平野と急傾斜の北部カルデラ壁からなる阿蘇、一の宮両町、北部外輪山及び九重山の穏やかな起伏と高原に富んだ山麓地からなり、数多くの温泉が湧出する小国、南小国両町、及び東部外輪山の緩やかな起伏の山麓地区である産山、波野両村の阿蘇郡北部 6 町村である。

各項目の分析方法は次のとおりである。pH：ガラス電極法。EC：ECメーター。Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、F⁻、Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻：イオンクロマトグラフ法。



図1 調査地域 (阿蘇郡北部 6 町村)

HCO₃⁻：中和滴定法。SiO₂：モリブデン黄法。

調査期間は1995年11月から1996年6月の8ヶ月間である。調査地点は、荒牧ら⁵⁾の報告した地点に、著者の現地での聞き取り調査により新たに存在が確認できた地点を追加した104地点である。また現地で付近の住民の方への聞き取り調査により湧泉の状況についての情報を集めた。

結果及び考察

町村別の湧水採水地点数及び各項目の平均値を表1に示した。まず地点数についてであるが、阿蘇町は37地点であり、湧泉の多いことで知られる阿蘇地域でも特に多い地域である。しかし同じ阿蘇谷でもその隣の一の宮町は、滝室坂水源及び手野の湧泉など湧水量が多い湧泉があるが湧出地点数としては10地点と少なかったが、これら2町からの湧水は阿蘇谷耕地の大部分の水田を潤すほどの水量を誇り黒川へと合流している。

一の宮町の北東に位置する産山村も同じく、池山水源、山吹水源など湧出量の多い湧泉があるが7地点と少なかった。産山村の南方に位置する波野村は阿蘇郡内で地点数が最も少ないと同時に湧出の乏しい湧泉が

表1 各町村の各項目の算術平均値及び標準偏差

町村名	阿蘇町	一の宮町	産山村	小国町	南小国町	波野村	全体
試料数	37	10	7	20	24	6	104
水温 (°C)	14.4± 1.4	12.8± 1.2	13.9± 0.6	14.8± 2.6	13.9± 2.3	13.2± 1.5	14.1± 1.7
SiO ₂ (mg/l)	36.45±10.44	53.23± 4.98	52.32± 2.78	46.21±12.56	43.38±10.40	35.27±11.69	42.66±10.93
pH	6.92± 0.45	7.08± 0.67	6.53± 0.09	6.95± 0.33	6.95± 0.38	6.52± 0.20	6.90± 0.40
EC (μS/cm)	133± 102	148± 90	83± 14	76± 30	98± 40	152± 38	113± 57
Na ⁺ (mg/l)	9.03± 8.08	7.26± 1.82	6.02± 0.26	7.45± 2.81	7.66± 3.91	5.69± 1.23	7.84± 3.46
K ⁺ (mg/l)	3.52± 2.19	3.85± 0.43	3.48± 0.60	3.41± 1.43	3.28± 1.04	3.31± 0.83	3.46± 1.15
Ca ²⁺ (mg/l)	12.37± 9.48	15.67± 9.91	7.22± 1.13	6.03± 3.43	7.08± 2.02	14.66± 2.71	10.03± 5.33
Mg ²⁺ (mg/l)	5.24± 4.12	4.97± 1.96	2.41± 0.51	1.85± 0.93	2.92± 1.05	5.97± 1.06	3.88± 2.06
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	33.53±16.37	48.32±12.88	24.41± 2.76	31.50±10.02	35.08±10.14	30.89± 8.39	34.15±12.47
F ⁻ (mg/l)	0.43± 0.77	0.56± 0.71	0.06± 0.02	0.04± 0.02	0.06± 0.03	0.14± 0.03	0.24± 0.28
Cl ⁻ (mg/l)	6.83± 7.89	6.12± 4.79	2.74± 0.50	3.55± 2.61	4.38± 4.37	5.67± 1.86	5.22± 4.31
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	31.00±44.02	26.66±34.84	9.43± 4.73	6.74± 6.83	8.59± 7.98	15.36± 7.88	18.39±19.83
NO ₃ ⁻ (mg/l)	4.46± 6.31	2.26± 1.73	2.00± 1.42	1.95± 1.21	1.44± 1.07	18.59± 6.72	3.72± 3.90

大部分であり、一の宮町に接する地域一帯が水に不自由した地域であることがうなずける。これら2町からの湧水は河川流域のわずかな水田を潤し大分県側に流出する。これらとは対照的に小国、南小国両町は湧出量、地点数ともに多く、湧出した水は多くの小河川を形成し杖立川へと流れ込む。

次に各測定項目について述べる。水温は平均14°Cであり13~16°Cの割合が70%と高かった。最高温度は小国町西里熱田神宮の25.8°Cであり、岳の湯の近くでもあり湧泉というより温泉といえる。また、同じく小国町西里の“妙見さんの井川”が22.0°C、南小国町黒川奥の院そばの湧泉が19.0°Cといずれも温泉の影響と考えられた。

pHは平均6.90であり、pH6.6~7.8が全体の73%を占めていた。pH5.9以下の湧泉は南小国町の“すずめ地獄”と一の宮町の仙酔峡の湧泉の2ヶ所で、それぞれpH4.78、4.83であり、水道法で飲料水として規定しているpH5.8~8.6の範囲から大きく外れていた。逆にpH7.6を超える湧泉は全体の13.5%を占めたが、pH8.6以上のアルカリ性を示す湧泉はなかった。また産山村、波野村の平均値が約6.5であり他の町村の約7.0に対して低かった。

ECは平均113μS/cmであった。産山村、小国町は80μS/cm前後、南小国町は約100μS/cmであるのに対し、一の宮町、阿蘇町はそれぞれ148、133μS/cmであり、他の町村に比べてかなり大きい値となった。これは阿蘇町の黒川の年の神水源、下西黒川のだいおう川がそれぞれ574、316μS/cm、一の宮町の仙酔峡の湧泉が460μS/cmと上位の大部分を阿蘇町と一の宮町が占めていることによる。また60~90μS/cmが全体の41%を占めていた。

SiO₂は平均42.7mg/lとかなり高濃度であり、30~60mg/lの濃度が全体の72%を占めた。また溶存成分総量(TDS)に占めるSiO₂の量は20~60%に達し、大部分がこの範囲に含まれ、植木³⁾の報告と大きな変化はなかった。

次にイオン成分について述べる。各成分の濃度は植木³⁾が湧水について報告した値とほとんど変化なく、大きな水質変化はないということがわかる。町村別に比較してみるとCa²⁺、F⁻、SO₄²⁻及びNO₃⁻について差が大きいことがわかる。Ca²⁺、F⁻及びSO₄²⁻については阿蘇、一の宮両町が大きい値を示した。NO₃⁻は波野村が18.6mg/lと他の町村に比べてかなり大きい値を示した。これは地質由来の自然汚染とは考えにくく、生活雑排水や肥料による汚染を受けていると考えるのが妥当であろう。

さてここで各町村の各項目の中で阿蘇町及び一の宮町の値が他の町村に比較して変動係数が大きいことに注目する。このことはこれら2町の黒川以北と以南とで水質が大きく異なることによる。そこで阿蘇、一の宮両町内の黒川以北と以南の水質を比較した。その結果を表2に示す。ここでα/βは黒川以南の湧泉の成分の平均値を以北のそれにより除した値である。水温、SiO₂、pHではほとんど変化が見られないが、ECについては2.6倍であった。また各カチオンとも2倍前後であり、Ca²⁺が2.7倍と一番大きな値となっている。アニオンについてはHCO₃⁻は0.6倍であるのに対し、他のアニオンはかなり大きな値である。特にSO₄²⁻は15.2倍もあり、F⁻も10.3倍である。F⁻はこの黒川以南の地域を除いて他の町村ではほとんど検出されていない。さらにNO₃⁻が7.5倍で大きな値となった。このNO₃⁻はF⁻が検出されている地点に同じく検出されること

表2 阿蘇町及び一の宮町の黒川以南と以北の水質の比較
(各項目の算術平均値±標準偏差)

地域	(α) 黒川以南	(β) 黒川以北	α/β
試料数	21	26	-
水温 (°C)	14.8± 0.9	13.5± 1.8	1.1
SiO ₂ (mg/ℓ)	37.57± 9.50	42.47±10.38	0.9
pH	6.66± 0.59	7.19± 0.45	0.9
EC (μS/cm)	208± 125	79± 27	2.6
Na ⁺ (mg/ℓ)	12.35± 9.64	5.66± 1.46	2.2
K ⁺ (mg/ℓ)	4.56± 0.73	2.81± 0.88	1.6
Ca ²⁺ (mg/ℓ)	20.12±12.71	7.38± 2.85	2.7
Mg ²⁺ (mg/ℓ)	7.62± 4.50	3.21± 1.25	2.4
HCO ₃ ⁻ (mg/ℓ)	27.05±15.67	44.45±15.81	0.6
F ⁻ (mg/ℓ)	0.91± 1.17	0.09± 0.06	10.3
Cl ⁻ (mg/ℓ)	12.00± 8.77	2.38± 1.44	5.0
SO ₄ ²⁻ (mg/ℓ)	62.24±52.68	4.10± 3.60	15.2
NO ₃ ⁻ (mg/ℓ)	7.66± 7.01	1.03± 0.99	7.4

から、火山による影響と考えられる。

また黒川以北の湧泉の各調査項目の平均値は、小国、南小国両町の平均値により近く水質が類似している。これは黒川以北の湧泉が北部外輪山側への降水に由来することを意味している。実際にこのことはヘキサダイアグラムから理解できる。

次に図2に各湧水のヘキサダイアグラムを示した。大きく5つに分類することができる。

- 1) 阿蘇, 一の宮両町内の黒川以南ではCa-SO₄型の水質が現れ、仙酔峡近くの湧泉ではHCO₃⁻がほとんど含まれていない、より極端なCa-SO₄が見られる。
- 2) 阿蘇, 一の宮両町内の黒川以北及び南小国町の南

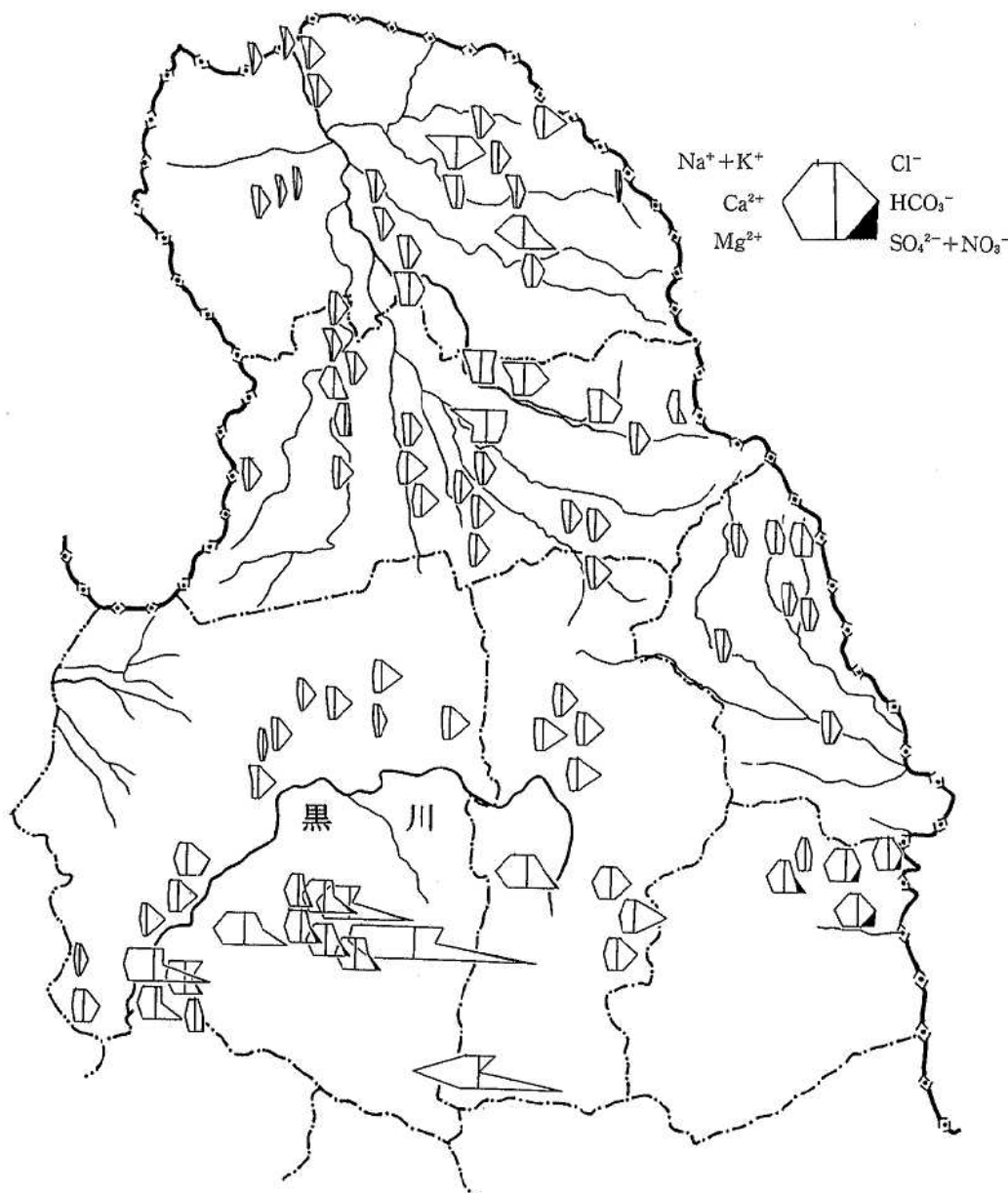


図2 各湧水のヘキサダイアグラム

部ではコマ型をしたCa-HCO₃型の水質が見られる。このことから黒川以北の湧泉が北部外輪山側への降水に由来することが示唆される。

- 3) 南小国町の北部及び小国町にはNa-HCO₃型の湧泉が多く見られる。数多くの温泉が湧出する地域でもあるのでNa-HCO₃型の水質を持つ温泉の影響を強く受けたものと考えられる。
- 4) 産山村の場合は、阿蘇、一の宮町内の黒川以北及び南小国町の南部に見られるCa-HCO₃型の水質と基本的には同じであるが、よりHCO₃⁻が減少しSO₄²⁻が増加した形となっている。
- 5) 波野村の場合も、基本的にはCa-HCO₃型の水質であるが、一の宮町南東部に見られる湧泉のようにイオン成分がより多く含まれる形となっている。またここではNO₃⁻をSO₄²⁻に重ねて黒く塗りつぶすことにより表示したが、他の町村に比較してより多くのNO₃⁻が含まれることが波野村の特徴となっている。波野村以外にNO₃⁻が確認できるのは阿蘇町黒川地区だけである。

次にキーダイヤグラムによる各湧水の水質組成を図3に示した。田中らの報告²⁾を参考に次の4つの型に

分類した。

- A型 Ca²⁺+Mg²⁺/Σ_{Cation} : 50%以上,
Cl⁻+SO₄²⁻+NO₃⁻/Σ_{Anion} : 50%以上
- B型 Ca²⁺+Mg²⁺/Σ_{Cation} : 50%以上,
Cl⁻+SO₄²⁻+NO₃⁻/Σ_{Anion} : 30~50%
- C型 Ca²⁺+Mg²⁺/Σ_{Cation} : 50%以上,
Cl⁻+SO₄²⁻+NO₃⁻/Σ_{Anion} : 30%以下
- D型 Ca²⁺+Mg²⁺/Σ_{Cation} : 50%以下,
Cl⁻+SO₄²⁻+NO₃⁻/Σ_{Anion} : 30%以下

ここでΣ_{Cation}=Na⁺+K⁺+Ca²⁺+Mg²⁺ (meq),
Σ_{Anion}=HCO₃⁻+Cl⁻+SO₄²⁻+NO₃⁻ (meq) である。

A型はCa-SO₄型の水質を持つものであり、火山起源の温泉水や鉱泉水、鉱山廃水に汚濁された地下水に見られる。大部分を阿蘇、一の宮町の黒川以南の湧泉が占めており、またわずかではあるが小国、南小国両町にも見られる。波野村の湧泉もこのA型に含まれるが、これは本報においてはアニオンの成分にNO₃⁻も加えて解析しているため、NO₃⁻が含まれる場合この寄与が大きく効いてくるためである。

C型はCa-HCO₃型の水質を持つものであり、最も一般的な地下水で、汚濁を受けていない自由地下水や

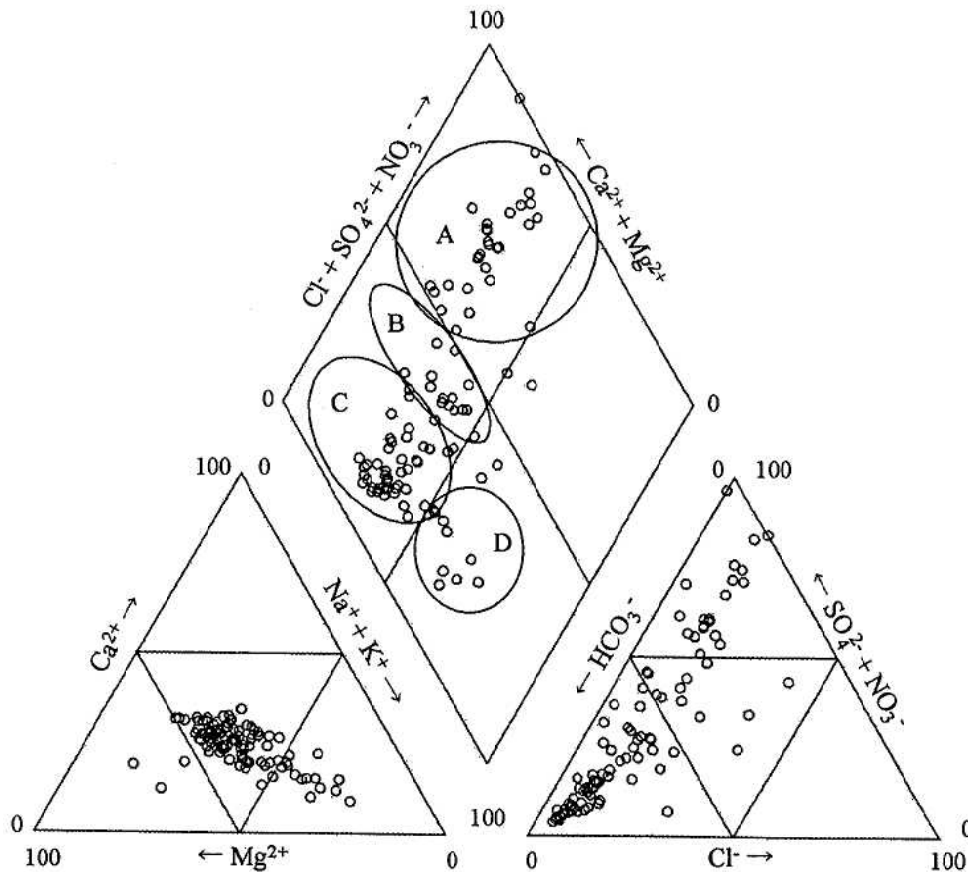


図3 キーダイヤグラム

涵養地に近い被圧地下水に多く見られる。

B型はA型とC型の混合型であり、波野村を除く5町村に見られ、特に産山村では調査した湧泉の全てがこの型に含まれた。

D型はNa-HCO₃型の水質を持つものであり、涵養域から遠い地域の被圧地下水に多く見られる。小国町及び南小国町の一部がこれにあたるが、ここでは温泉の影響を強く受けたものと考えられる。

最後に、現地での聞き取り調査により、以前より湧出量が減少したと感じられる湧泉が圧倒的に多く、小園の湧泉（波野村）など激減したといわれる地点も少なくない。さらに阿蘇町内牧の“御前水”のように実際に枯渇した湧泉もある。また水質の面からみても、阿蘇町の赤水のM家の湧泉のように緑藻類の消滅等、水中植物の変化から水質低下を実感できるものもある。

近年の名水ブームにより湧泉への関心が高まる中、開発等による湧出量の減少や枯渇、水質の悪化等の問題を生ずることのないよう積極的な保全が望まれる。

ま と め

阿蘇郡北部6町村の湧水の水質を調査した。その結果、以下のことがわかった。

- 1) キーダイヤグラムから阿蘇北部6町村の湧水の水質を4つの型に分類した。
- 2) 水質組成はCa-SO₄型、Ca-HCO₃型が大部分であり、黒川以北ではCa-HCO₃型、以南ではCa-SO₄型というように黒川を境に大きく分けることができた。
- 3) 波野村の湧水では飲用基準を超過してはいないが高濃度のNO₃⁻が含まれており、生活排水もしくは施肥等による汚染が進行していることがわかった。
- 4) 小国町（及び南小国町の一部の地域）にはNa-

HCO₃型の湧泉が多く見られる。これはNa-HCO₃型の温泉等の影響を受けたものと考えられる。

- 5) 現地での聞き取り調査により湧泉の現在の利用状況及び湧出量について調査した。その結果水量が減少したと感じられる湧泉が大部分であり、枯渇した湧泉もあることがわかった。

近年のボーリング技術の発達によって簡単に良質の地下水を手に入れることができるため、以前ほど重要視されていない観のある湧泉であるが、本来湧水は水の乏しい地域に生活する人々にとっては命の水であり、古来水神（竜神）信仰の対象として崇める等人々の生活に密接に結びついていた⁶⁾。再び原点に立ち戻り、自然の恩恵に感謝することにより環境保護に努めていきたいものである。

最後に、湧泉の所在地を教えて頂いた方々、聞き取り調査に御協力頂いた方々に深く感謝します。また個人所有の湧泉の採水に快諾して頂いた方々に御礼申し上げます。

文 献

- 1) 講談社カルチャーブック編集部：“日本列島百名水”，p138 (1981)，(講談社)。
- 2) 田中浩二，古江研也，荒牧一利：熊本地理，3，38 (1992)。
- 3) 植木 肇：熊本県衛生公害研究所報，24，62 (1993)。
- 4) 熊本県：熊本県環境基本計画環境特性図（解説書）阿蘇地域，p167 (1993)。
- 5) 荒牧一利，田中浩二，古江研也：熊本地理，3，1 (1992)。
- 6) 河野 忠，田川豊治，藤原秀二：地下水学会誌，38，137 (1996)。

3・2 資 料

1) インフルエンザの流行調査 (平成7年度)

西村 浩一 矢野 俊昭* 甲木 和子

はじめに

本年度のインフルエンザの全国における集団発生は、平成7年10月から平成8年3月までで6,068施設、患者数186,691名と昨年に比べ大幅に減少した¹⁾²⁾。

本県においては、平成8年1月上旬に集団発生の初発があり、平成8年3月までに100施設、2,246名の患者が報告された²⁾。本年と昨年との発生数を比較すると施設数では約3分の1、患者数では10分の1に大きく減少した¹⁾²⁾。

県下の流行状況を把握するため集団発生状況、患者の咽頭ぬぐい液からのウイルス分離・同定及び血清抗体価の調査を実施したので、その概要を報告する。

材料及び方法

1 ウイルス分離・同定

集団発生施設の患者から当所及び各保健所で咽頭ぬぐい液を採取し、当所においてMDCK細胞を用いてウイルス分離を行った。分離された株については、予研から分与された抗血清を用いて同定を行った。

2 血清抗体価の測定

咽頭ぬぐい液を採取した患者から急性期及び回復期に採血し、これらのペア血清について予研分与の抗原を用いてHI抗体価を測定した。

結果及び考察

本年度は、平成8年1月10日に熊本市の小学校から最初のインフルエンザ流行による学級閉鎖の届出があった。その後、1月中旬から下旬にかけて集団発生の報告が相次いだ。本県における集団発生状況、週ごとの集団発生患者数及びサーベイランス定点からの患者報告数を表1、図1及び図2にそれぞれ示した。

集団発生による患者数は平成8年第5週(1月28日～2月3日)がピークで第11週(3月10日～16日)には終息した。また、定点報告による患者数は平成7年第52週(12月24日～30日)あたりから増加しはじめ、平成8年第4週(1月21日～27日)にピークとなり第8週(2月18日～24日)には終息した。昨年の報告数

表1 集団発生状況

	休校数	学年閉鎖数	学級閉鎖数	患者数
保育所	0	0	0	0
幼稚園	1	0	0	123
小学校	5	34	42	1649
中学校	1	4	13	474
その他	0	0	0	0
合計	7	38	55	2246

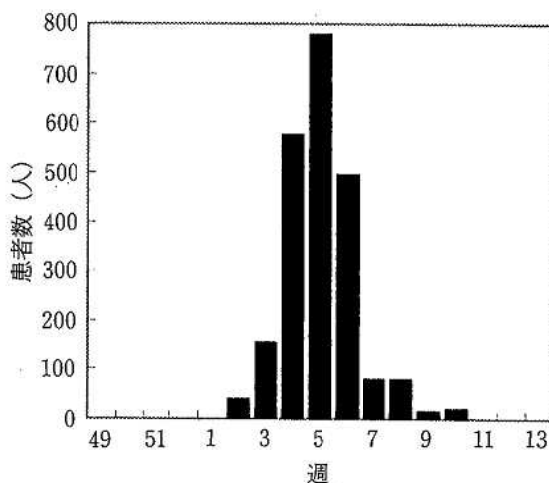


図1 集団発生による患者数

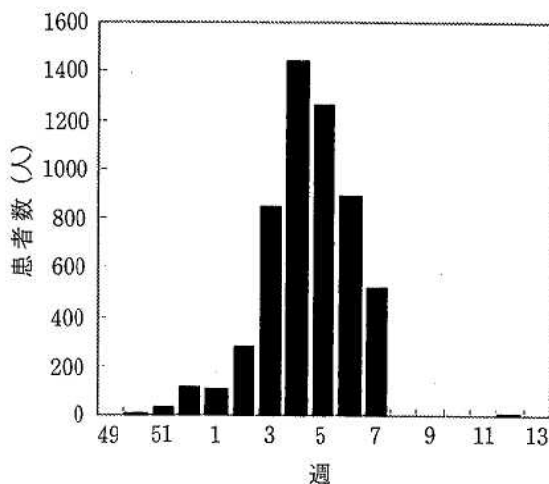


図2 定点報告による患者数

* 現熊本県こども総合療育センター

表2 集団発生患者からのウイルス分離・同定及び抗体検査結果

検体採取日	発生場所	ウイルス分離		抗体検査
		分離数/検体数	分離ウイルス	抗体上昇数/検体数
平成8年1月11日	熊本市	3/5	A/ソ連型	2/3
平成8年1月22日	錦町	2/5	A/ソ連型	4/5
平成8年1月23日	西原村	2/5	A/ソ連型	4/4
平成8年1月24日	五和町	2/5	A/ソ連型	4/5

と比較すると、集団発生の患者数では約10分の1（昨年21,990名、本年2,246名）に、定点報告による患者数では約3分の1（昨年20,179名、本年5,942名）に減少した^{1)~4)}。

集団発生校4校の罹患者咽頭ぬぐい液からのウイルス分離・同定及び血清抗体価の検査結果を表2に示した。

患者20名の咽頭ぬぐい液からウイルス分離を行い、9株のウイルスを分離した。予研分与の抗血清を用いて同定を行った結果、9株すべてがA/ソ連型(H1N1)であった。また、上記罹患者のうちの17名からベア血清が得られ、HI抗体価を測定した。抗原には、予研から分与されたワクチン株であるA/山形/32/89(H1N1)、A/北九州/159/93(H3N2)、A/秋田/1/94(H3N2)及びB/三重/1/93を使用した。その結果、14名がA/ソ連型(H1N1)株に対して有意の抗体上昇を示した。

また、集団発生以外にサーベイランス検査定点の検体から20株のインフルエンザウイルスが分離されたが、それらはすべてA/ソ連型(H1N1)であった。

このことから、本県における本年度のインフルエンザの流行は、A/ソ連型(H1N1)によるものであると考えられた。

参 考 資 料

- 1) 厚生省：インフルエンザ様疾患発生報告，第18報，(1995)。
- 2) 厚生省：インフルエンザ様疾患発生報告，第19報，(1996)。
- 3) 厚生省：結核・感染症サーベイランス還元情報，第43週～第13週，(1994-1995)。
- 4) 厚生省：結核・感染症サーベイランス還元情報，第43週～第13週，(1995-1996)。

2) 日本脳炎調査 (平成7年度)

岩井 政博* 西村 浩一 矢野 俊昭** 甲木 和子

はじめに

近年、日本脳炎(以下日脳と略す)の患者発生数はごく少数で推移している。本県の本年度の日脳患者の発生数は1件であった。毎年夏期に蚊や豚の調査を実施しているが、日脳ウイルスを媒介するコガタアカイエカは依然大量に発生し、ウイルスを増幅する豚の抗体保有率も100%に達しているため、人への感染の危険性は依然として残っている。これらの調査は日脳の予防対策の一環として重要である。本年度の県下における調査結果を報告する。

調査方法

1 コガタアカイエカの発生消長

例年同様熊本市南部に位置する豚舎を調査定点とし、ライトトラップを設置した。6月上旬から9月下旬にかけて毎週1回日没時から翌朝まで終夜作動させ、捕獲した蚊の分類を行って発生消長を調べた。

2 ウイルス分離

熊本市南部で毎週捕獲した蚊から未吸血のコガタアカイエカを100匹ずつプールし、合計40プールを検査した。分離にはC6/36細胞を用いた。

3 豚の抗体保有状況

6月中旬から9月上旬にかけて毎週1回、県下の日脳ワクチン接種地区、非接種地区から搬入された肥育豚各々20頭を目標に採血し、HI抗体価を測定した。

4 県下の高年齢者の抗体調査

最も患者発生率の高い高年齢層を対象に抗体保有状況を調査した。熊本県下24市町村に在住する50歳以上の住民1,257人についてHI抗体価を測定した。

結果

1 コガタアカイエカの発生消長

本年度の発生消長を図1に示した。例年10,000匹~15,000匹が捕獲数のピークであり、7月下旬から8月下旬にかけてピークが2~3回出現する。本年度は7月中旬に18,000匹以上が捕獲され、その後暫減、暫増し9月初旬に15,000匹以上が捕獲された。例年同様のパターンであったが、発生数は多かった。

2 ウイルス分離

本年度、ウイルスは分離できなかった。

3 豚の抗体保有状況

豚のHI抗体保有状況を図2,3及び表1,2に示した。ワクチン非接種地区における抗体保有率は8月9日に25%,以後1週間毎に80%,80%,67%,85%となり,9月11日に陽性率100%で,すべて2ME耐性であった。

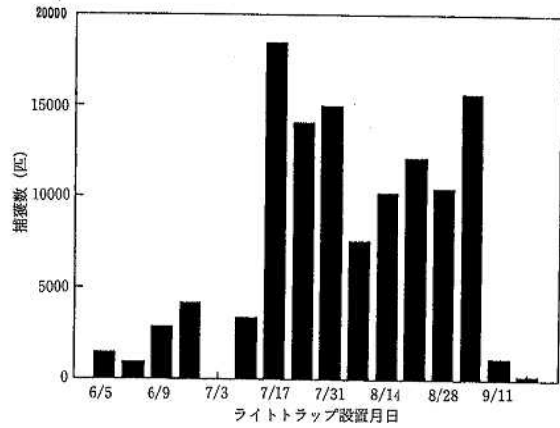


図1 コガタアカイエカの発生消長

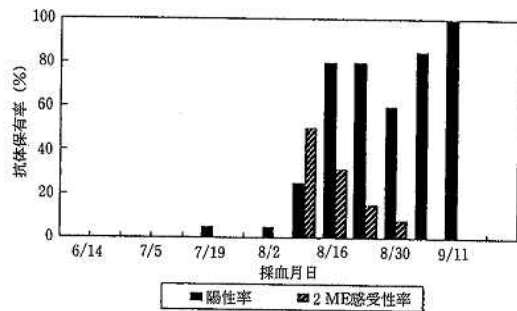


図2 豚のHI抗体保有状況 (ワクチン非接種地区)

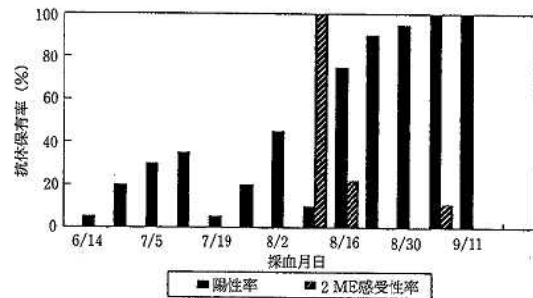


図3 豚のHI抗体保有状況 (ワクチン接種地区)

* 現熊本県環境公害部廃棄物対策課

** 現熊本県子ども総合療育センター

表1 豚のHI抗体保有状況 (ワクチン非接種地区)

採血月日	検査頭数	HI抗体価						陽性率 (%)	2ME感受性率 (%)
		<10	10	20	40	80	160		
6/14	20	20						0.0	
6/28	20	20						0.0	
7/ 5	20	20						0.0	
7/12	20	20						0.0	
7/19	20	20						0.0	
7/26	20	20						0.0	
8/ 2	20	19	1					5.0	
8/ 9	20	15	1	2	2			25.0	50.0
8/16	20	4	1	2	8	4	1	80.0	31.0
8/23	20	4		3	8	4	1	80.0	15.0
8/30	20	8			7	3	1	60.0	8.3
9/ 6	20	3		1	6	9		85.0	0.0
9/11	20				4	8	6	100.0	0.0

表2 豚のHI抗体保有状況 (ワクチン接種地区)

採血月日	検査頭数	HI抗体価						陽性率 (%)	2ME感受性率 (%)
		<10	10	20	40	80	160		
6/14	20	19	1					5.0	
6/28	20	20						0.0	
7/ 5	20	14	6					30.0	
7/12	20	13	6	1				35.0	
7/19	20	19	1					5.0	
7/26	20	16	4					20.0	
8/ 2	20	11	5	2	1	1		45.0	0.0
8/ 9	20	18			2			10.0	100.0
8/16	20	5	4	2	5	2	1	75.0	22.0
8/23	20	2		5	3	5	2	90.0	0.0
8/30	20	1		2	6	5	5	95.0	0.0
9/ 6	20		1	1	4	2	7	100.0	11.0
9/11	20				2	4	5	100.0	0.0

った。一方、ワクチン接種地区における抗体保有率は8月2日に45%、8月16日に75%、9月6日には100%となり、9月11日すべて2ME耐性となった。非接種地区に比べ、抗体保有率の立ち上がりも、100%になった時期も早かった。本年度も、豚に対するワクチンの効果はあったと推定された。

4 県下の高齢層の抗体調査

地区別の50歳代、60歳代及び70歳以上の各年齢層の抗体保有状況を表3に示した。

考 察

表4に過去9年間のコガタアカイエカの捕獲数、ウイルス分離状況及び患者発生数を示した。コガタアカイエカの捕獲数は平成2年度から増加してきており、本年度も大量発生した。ウイルスは平成4年度以降分離されておらず、患者発生数は平成3年度から毎年1名以下になった(表4)。これらの結果から、環境中に棲息する日脳ウイルスの濃度が低下してきていることが推測された。しかし、豚の抗体保有状況からウイルスの活動は認められ、人への感染の危険性は依然とし

表3 高齢層の日脳抗体保有状況

地区	抗体保有率 %				計
	50歳代	60歳代	70歳以上		
A	47.0 (17)	40.0 (20)	50.0 (20)	45.6 (57)	
B	30.0 (20)	30.0 (20)	100.0 (2)	33.3 (42)	
C	8.3 (12)			8.3 (12)	
D	12.5 (8)	50.0 (4)	0.0 (1)	23.1 (13)	
E	35.0 (20)	10.0 (20)	35.7 (14)	25.9 (54)	
F	55.0 (20)	60.0 (20)	100.0 (6)	63.0 (46)	
G		40.0 (5)	77.9 (86)	75.8 (91)	
H	20.0 (20)	35.0 (20)	36.3 (11)	29.4 (51)	
I		89.8 (108)	90.5 (42)	90.0 (150)	
J	20.0 (20)	40.0 (20)	65.3 (26)	43.9 (66)	
K	26.3 (19)	45.0 (20)	50.0 (10)	38.8 (49)	
L	70.0 (20)	85.0 (20)	90.9 (11)	80.4 (51)	
M	65.0 (20)	90.0 (20)	80.4 (46)	79.1 (86)	
N	80.0 (20)	64.7 (17)	62.5 (8)	71.1 (45)	
O	25.0 (20)	20.0 (20)	22.2 (9)	22.4 (49)	
P	60.0 (20)	65.0 (20)	72.7 (11)	64.7 (51)	
Q	90.0 (20)	95.0 (20)	93.5 (31)	93.0 (71)	
R	45.0 (20)	45.0 (20)	100.0 (19)	62.7 (59)	
S	72.7 (11)			72.7 (11)	
T	90.0 (20)	95.0 (20)	95.0 (20)	93.3 (60)	
U	22.2 (9)	40.0 (10)	25.0 (8)	29.6 (27)	
V	100.0 (1)	71.4 (7)	50.0 (4)	66.7 (12)	
W	100.0 (8)	70.6 (17)	78.9 (19)	79.5 (44)	
X	85.0 (20)	95.0 (20)	100.0 (20)	93.3 (60)	
計	51.5 (365)	64.7 (468)	75.9 (424)	64.7 (1257)	

()内は検体数

表4 年度別コガタアカイエカ捕獲数、ウイルス分離数および患者数

年度	コガタアカイエカの捕獲数	ウイルス分離数	患者数
S62	36,226	0/77	12
S63	24,149	3/73	4
H 1	27,058	8/77	2
H 2	95,200	10/104	8
H 3	162,848	8/130	1
H 4	87,652	0/132	1
H 5	68,517	0/129	1
H 6	160,780	0/94	0
H 7	117,864	0/40	1

てあることがわかった。高齢者の抗体保有状況をみると、陽性率に地域差が認められ、抗体を保有しない高齢者が多数存在することが判明した。近年の日脳患者は高齢層に集中し、少人数の患者が散発的に発生する傾向にある。日脳患者の発生を根絶するには、特に高齢者を重点的な対象として、人へのワクチンの接種を実施することが最も効果があると考えられる。

謝 辞

本調査を実施するにあたり、豚の採血にご協力頂きました熊本県食肉衛生検査所の皆様に深く感謝します。

3) 熊本県下における放射能調査 (平成6年度)

塘岡 穰 木庭 亮一 今村 修* 野田 茂 植木 肇

はじめに

熊本県では平成元年度より科学技術庁の委託を受け、環境放射能水準調査を実施している¹⁾。平成6年度の調査結果を取りまとめたので報告する。

なお、庁舎新築移転により平成7年3月からは降水(定時降水)、降下物及びモニタリングポストの調査地点が熊本市より宇土市になった。

調査方法

調査方法及び測定方法は既報²⁾に準じて行った。測定装置は既報²⁾のとおりである。

調査結果

降水(定時降水) 試料中の全 β 放射能調査結果を表1に示した。平成6年度は68回、合計831.4mmの降雨

表1 定時降水中の全 β 放射能調査結果

採取年月	降水量 (mm)	測定数 (回)	放射能濃度 (Bq/ℓ)		月間降下量 (MBq/km ²)
			最低値	最高値	
平成6年4月	191.0	12	ND	ND	ND
5月	53.6	7	ND	ND	ND
6月	218.9	9	ND	ND	ND
7月	25.4	4	ND	2.4	16
8月	87.2	5	ND	ND	ND
9月	6.6	3	ND	ND	ND
10月	27.1	6	ND	ND	ND
11月	5.3	2	ND	ND	ND
12月	82.5	5	ND	ND	ND
平成7年1月	52.1	4	ND	ND	ND
2月	25.9	4	ND	ND	ND
3月	55.8	7	ND	ND	ND
年間値	831.4	68	ND	2.4	ND~16

(注) ND: 不検出 (測定値が計数誤差の3倍未満)

表2 ゲルマニウム半導体検出器による核種分析測定調査結果

試料名	採取場所	採取年月	検体数	¹³⁷ Cs		単位
				最低値	最高値	
大気浮遊じん	熊本市	6年4月~7年3月	4	ND	ND	mBq/m ³
降下物	熊本市	6年4月~7年3月	12	ND	ND	MBq/km ²
陸水(上水 蛇口水)	熊本市	6年6月, 6年12月	2	ND	ND	mBq/ℓ
土壌 (0~5cm)	西原村	6年8月	1		76 (1800)	Bq/kg乾土 (MBq/km ²)
(5~20cm)	西原村	6年8月	1		15 (1200)	Bq/kg乾土 (MBq/km ²)
精米	合志町	6年10月	1		ND	Bq/kg精米
野菜(大根)	合志町	6年5月	1		ND	Bq/kg生
(ホウレン草)	合志町	6年5月	1		ND	Bq/kg生
茶	御船町, 上村	6年5月	2	ND	ND	Bq/kg乾物
牛乳	合志町	6年8月, 7年2月	2	ND	ND	Bq/ℓ
日常食	熊本市, 阿蘇町	6年6月, 6年12月	4	ND	0.14	Bq/人・日

(注) ND: 不検出 (測定値が計数誤差の3倍未満)

* 現熊本県環境公害部環境保全課

表3 空間放射線量率測定結果

測定年月	モニタリングポスト (CPS)			サーベイメータ (nGy/h)
	最低値	最高値	平均値	
平成6年4月	11.8	18.3	12.7	46
5月	11.7	16.1	12.5	41
6月	11.5	16.8	12.6	39
7月	11.6	16.5	12.5	37
8月	11.7	16.2	12.4	44
9月	11.8	15.2	12.7	41
10月	11.8	16.0	12.8	36
11月	11.8	17.7	13.1	37
12月	11.8	17.8	13.2	42
平成7年1月	11.7	18.2	12.9	45
2月	11.9	15.6	12.9	43
3月	9.4	21.2	10.3	39
年間値	9.4	21.2	12.6	36~46

があった。この降水量は平年に比べると1/2以下であった。放射能濃度はND~2.4Bq/l, 月間降下量はND~16MBq/km²であり, 過去3年間と同程度であった。

ゲルマニウム半導体検出器による核種分析測定結果を表2に示した。31検体について測定した。人工放射性核種としては土壌及び日常食から¹³⁷Csが検出されたが, 過去3年間の値と同程度であった。

また, 空間放射線量率測定結果を表3に示した。モニタリングポスト及びサーベイメータの測定結果は過去3年間の値と同程度であった。

ま と め

平成6年度の熊本県における放射能調査結果は, 環境試料中の放射能及び空間放射線量率ともに全国のレ

ベル内にあった³⁾。

本調査にあたり, 試料提供に御協力いただきました熊本県農業研究センターの農産園芸研究所, 茶業研究所, 球磨農業研究所及び畜産研究所, 並びに熊本県阿蘇保健所職員の関係各位に深謝いたします。

文 献

- 1) 科学技術庁: 放射能測定調査委託実施計画書 (平成6年度)。
- 2) 上野一憲, 塘岡 穰, 久保 清: 熊本県衛生公害研究所報, 20, 55 (1990)。
- 3) 科学技術庁: 第37回環境放射能調査研究成果論文抄録集 (平成6年度)。

4) 熊本県下の酸性雨について (第10報)
 一 苓北町及び八代市における一降水全量採取結果一

木庭 亮一 今村 修* 植木 肇

はじめに

熊本県では1988年10月から熊本県下における酸性雨の状況を把握するため、天草郡苓北町と八代市において分割採取による調査を開始した¹⁾。1989年度からは、1年間を通して両地点で降水ごとの分割採取及び一降水全量採取調査を行っている。これらの結果については既に報告した²⁻⁶⁾。本報では1994年度の両地点における一降水全量採取の結果について報告する。

調査方法

1 調査地点及び降水採取方法

八代市の調査地点及び降水採取方法は、前年度までと同様に八代市役所で行い、既報¹⁾の装置及び方法を用いた。また苓北町の調査地点は、前年度と同様苓北町志岐小学校で行い、1mmごとの分割採取には小笠原計器製作所 US-300型を、降水ごとの一降水全量採取には小笠原計器製作所 US-750型をそれぞれ用いた。

2 分析方法

pH測定及び導電率(EC)測定は、既報⁵⁾のとおりである。

イオン成分分析はDionex4040iを用い、イオンクロマトグラフ(IC)法で行った。IC法の分析条件は、カ

チオンではCG-12とCS-12のカラムを用いた。溶離液として20mMのメタンスルホン酸溶液を用い、1.0ml/minの流量で分析を行った。一方アニオンではAG-12AとAS-12Aのカラムを用いた。溶離液として3.0mM Na₂CO₃/2.5mM NaHCO₃の炭酸系移動相液を用い、1.5ml/minの流量で分析を行った。

調査結果及び考察

1 一降水全量の調査結果

表1に1994年度の一降水全量中のイオン成分濃度を示した。

1994年度における降水の採取回数は、苓北町で42回、八代市で62回であった。期間中の採取降水量は苓北町で928.8mm、八代市で1136.1mmであり、調査を開始して以来最少の降水量であった。前年度の降水量と比較してもそれぞれ31%、26%であった。

pHの平均値は、苓北町で4.62、八代市で4.50であり、両地点とも前年度より低値であった。またpH 4未満の降水が苓北町で2回、八代市で8回観測された。

ECの平均値は、苓北町で23.5μS/cm、八代市で28.1μS/cmであり、前年度より高くなった。

イオン成分濃度では、海塩由来が強い成分である

表1 一降水全量中のイオン成分総括表 (1994年度)

調査地点		pH	EC μS/cm	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	H ⁺	μg/ml				Ca ²⁺	降水量 合計mm
								Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺		
苓北町 (n=42)	平均	4.62	23.5	2.21	0.95	2.20	0.02	1.09	0.34	0.12	0.15	0.39	928.8 2961.8
	4.95	19.5	3.21	0.41	1.30	0.01	1.66	0.14	0.11	0.24	0.22		
	最高	7.41	173.7	18.51	9.92	21.26	1008	9.33	4.14	1.48	1.32	15.58	
	最低	3.82	5.1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
八代市 (n=62)	平均	4.50	28.1	1.73	1.38	3.31	0.03	0.71	0.75	0.07	0.11	0.43	1136.1 4424.5
	4.74	18.9	1.98	0.59	1.76	0.02	0.92	0.31	0.10	0.14	0.20		
	最高	6.45	231.0	20.36	24.66	34.01	1008	9.48	8.09	1.51	1.22	7.45	
	最低	3.69	4.8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

イタリック体は1993年度の成分濃度平均値及び降水量合計である。

表2 低pH出現時のイオン成分濃度 (1994年度)

調査地点	降水採取日	pH	EC μS/cm	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	μg/ml				Ca ²⁺	降水量 mm
							Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺		
苓北町	12月15日	3.82	173.7	17.02	9.92	21.26	9.33	2.80	1.48	1.32	3.32	4.9
八代市	2月25日~26日	3.69	231.0	6.98	24.66	34.01	4.60	8.09	1.51	0.82	5.98	1.0

* 現熊本県環境公害部環境保全課

Na⁺, Cl⁻ 及び Mg²⁺ の濃度は苓北町で高く, NO₃⁻, SO₄²⁻ 及び NH₄⁺ の濃度は八代市で高かった。

苓北町と八代市の両地点で最低の pH を観測した時のイオン成分濃度を表 2 に示した。苓北町の最低の pH は, 12月15日の pH3.82であり, 降水量は4.9mmであった。この時の EC は173.7μS/cm であり, イオン成分濃度を表 1 の年間平均値と比較すると K⁺ の約15倍を除き, 他の成分は 8~10倍であった。一方八代市では, 2月25日から26日にかけての pH3.69が最も低く, 降水量は1.0mmであった。この時の EC は231.0μS/cm であり, イオン成分濃度を年間平均値(表 1)と比較すると K⁺ の約22倍, NO₃⁻ の約18倍, Ca²⁺ の約14倍

などが高く, SO₄²⁻ 及び NH₄⁺ は10倍程度, 海塩由来が強い成分である Na⁺, Cl⁻, Mg²⁺ は10倍以下であった。

2 一降水全量中の成分濃度及び降水量の経月変化

苓北町と八代市における一降水全量中の月別成分濃度を表 3 及び表 4 に, 両地点の各月のイオン成分降水量を表 5 にそれぞれ示した。両地点とも過去に比べて年間降水量が少なかったため, 各月の降水量の増減に伴う低 pH 高 EC あるいは高 pH 低 EC 等の明瞭な出現傾向は認められなかった。しかし両地点とも 7月が最も低い pH を示し, EC は最大であった。また pH, EC の最低~最高値の範囲は前年度より低値であった。

表 3 苓北町における月別平均イオン成分濃度 (一降水全量) (1994年度)

月	降水量 mm	試料数	pH	EC μS/cm	イオン成分濃度									
					Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	H ⁺	Na ⁺	μg/ml NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	
4月	200.8	8	平均	4.68	15.4	0.87	0.54	1.50	0.02	0.50	0.25	0.16	0.06	0.11
			最高	5.31	57.8	5.22	3.15	6.19	0.06	2.73	0.98	0.46	0.39	1.11
			最低	4.22	6.5	0.37	0.21	0.63	0.00	0.13	0.07	0.02	0.02	0.06
5月	58.0	5	平均	4.73	29.0	2.35	1.23	4.11	0.02	1.13	0.69	0.13	0.20	0.94
			最高	5.64	74.5	12.57	5.96	17.38	0.04	6.50	4.14	0.41	0.92	3.95
			最低	4.38	16.8	0.57	0.43	1.98	0.00	0.15	0.14	0.03	0.03	0.11
6月	201.0	3	平均	4.99	8.1	0.52	0.41	0.83	0.01	0.25	0.17	0.04	0.04	0.07
			最高	5.19	30.5	6.53	0.46	1.45	0.01	3.45	0.18	0.13	0.42	0.16
			最低	4.95	5.1	0.20	0.20	0.60	0.01	0.08	0.09	0.01	0.02	0.04
7月	29.5	3	平均	3.98	63.6	1.92	3.64	5.52	0.10	0.88	1.11	0.10	0.13	0.35
			最高	4.26	79.1	3.18	4.57	6.19	0.13	1.52	1.89	0.14	0.21	0.52
			最低	3.90	46.5	1.46	3.11	3.54	0.06	0.83	0.66	0.08	0.12	0.26
8月	95.0	3	平均	4.68	19.1	1.07	0.89	1.87	0.02	0.62	0.32	0.07	0.09	0.45
			最高	7.41	75.1	5.78	1.87	6.61	0.03	3.36	0.37	0.44	0.64	9.29
			最低	4.53	14.4	0.63	0.74	1.52	0.00	0.35	0.29	0.05	0.05	0.07
9月	40.5	2	平均	4.82	19.1	1.69	1.16	1.54	0.02	0.93	0.32	0.07	0.13	0.17
			最高	4.86	19.5	2.24	1.25	1.65	0.02	1.23	0.35	0.13	0.16	0.18
			最低	4.81	17.3	1.56	0.78	1.07	0.01	0.86	0.21	0.05	0.12	0.15
10月	16.5	2	平均	5.08	54.2	8.17	2.13	3.09	0.01	3.64	0.36	0.21	0.54	3.96
			最高	6.66	105.9	17.70	2.91	5.58	0.01	7.82	0.56	0.35	1.14	8.55
			最低	4.85	16.1	1.14	1.56	1.25	0.00	0.56	0.20	0.11	0.10	0.59
11月	15.8	3	平均	5.06	36.5	3.93	1.92	3.88	0.01	1.45	0.51	0.31	0.25	2.90
			最高	6.74	149.4	18.51	7.04	12.70	0.05	6.76	1.72	0.69	1.13	15.53
			最低	4.31	18.9	1.58	1.01	2.96	0.00	0.83	0.22	0.28	0.13	1.49
12月	98.1	4	平均	4.52	28.8	3.06	1.22	2.58	0.03	1.58	0.33	0.13	0.20	0.33
			最高	5.03	173.7	17.02	9.92	21.26	0.15	9.33	2.80	1.48	1.32	3.32
			最低	3.82	14.9	1.17	0.42	0.97	0.01	0.27	0.13	0.05	0.04	0.12
1月	76.5	2	平均	4.41	48.5	8.39	1.11	3.39	0.04	4.02	0.32	0.20	0.49	0.29
			最高	4.46	61.9	8.56	2.42	5.54	0.06	4.10	0.70	0.33	0.49	0.59
			最低	4.20	45.9	7.56	0.85	2.97	0.03	3.65	0.24	0.18	0.47	0.23
2月	32.8	4	平均	4.47	33.7	3.92	1.15	2.95	0.03	1.91	0.42	0.12	0.24	0.41
			最高	5.55	72.7	16.86	1.57	4.80	0.05	8.71	0.70	0.38	1.05	1.07
			最低	4.27	23.8	1.41	0.89	2.55	0.00	0.51	0.28	0.04	0.07	0.17
3月	64.3	5	平均	4.50	28.8	2.24	1.21	3.24	0.03	1.05	0.45	0.15	0.16	0.49
			最高	4.98	51.3	5.88	2.27	6.76	0.05	2.88	1.19	0.22	0.43	1.14
			最低	4.27	18.4	0.67	0.72	2.04	0.01	0.28	0.19	0.05	0.03	0.13

表4 八代市における月別平均イオン成分濃度（一降水全量） (1994年度)

月	降水量 mm	試料数		pH	EC μS/cm	イオン成分濃度								
						Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	H ⁺	Na ⁺	μg/ml NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
4月	271.3	9	平均	4.47	21.3	0.60	0.86	2.55	0.03	0.19	0.49	0.04	0.04	0.21
			最高	4.90	81.5	4.23	7.02	10.48	0.13	1.92	3.34	0.24	0.32	1.31
			最低	3.89	8.1	0.36	0.23	0.81	0.01	0.09	0.14	0.02	0.02	0.06
5月	55.4	5	平均	4.83	30.8	2.19	1.96	4.77	0.01	0.98	1.21	0.12	0.19	1.02
			最高	5.24	100.2	4.12	8.30	21.50	0.03	1.85	5.27	0.52	0.58	4.89
			最低	4.59	23.0	0.90	1.11	2.72	0.01	0.30	0.51	0.06	0.07	0.39
6月	327.6	7	平均	4.66	15.5	0.63	0.55	1.83	0.02	0.23	0.37	0.02	0.03	0.13
			最高	5.16	43.6	2.13	4.40	6.51	0.05	0.56	2.67	0.14	0.16	1.53
			最低	4.28	4.8	0.16	0.27	0.48	0.01	0.03	0.13	0.01	0.01	0.05
7月	23.6	3	平均	4.08	60.7	1.78	3.18	7.50	0.08	0.59	1.44	0.12	0.11	0.92
			最高	4.46	101.5	2.69	5.11	11.66	0.16	0.83	1.82	0.24	0.16	1.56
			最低	3.80	36.6	1.57	2.57	4.91	0.03	0.29	1.20	0.09	0.08	0.67
8月	31.5	2	平均	4.56	27.9	1.31	1.62	3.99	0.03	0.48	0.69	0.11	0.14	0.84
			最高	4.74	69.6	2.95	3.04	7.52	0.10	0.66	1.43	0.11	0.14	0.85
			最低	4.00	22.7	1.10	1.44	3.55	0.02	0.46	0.60	0.11	0.13	0.79
9月	32.8	5	平均	4.48	28.9	1.97	1.85	2.75	0.03	0.89	0.65	0.08	0.14	0.45
			最高	6.45	116.9	20.36	7.21	9.88	0.06	9.48	2.98	0.54	1.22	4.79
			最低	4.26	21.2	1.08	1.12	1.59	0.00	0.44	0.39	0.04	0.08	0.17
10月	28.3	4	平均	4.46	49.8	5.27	3.00	5.29	0.03	2.43	1.45	0.17	0.33	0.91
			最高	4.79	96.1	17.64	7.35	10.29	0.07	8.89	3.77	0.44	0.95	2.22
			最低	4.14	27.7	1.88	1.72	2.99	0.02	0.73	0.85	0.08	0.12	0.42
11月	19.8	4	平均	4.35	58.4	4.38	4.01	7.44	0.05	1.44	2.17	0.17	0.25	1.52
			最高	4.55	200.0	17.66	14.72	24.82	0.14	5.41	5.97	0.93	1.03	7.45
			最低	3.85	27.5	1.57	1.32	3.02	0.03	0.67	0.58	0.06	0.10	0.40
12月	132.2	6	平均	4.58	27.1	2.20	1.52	2.84	0.03	0.85	0.88	0.06	0.12	0.31
			最高	4.83	116.1	9.33	9.22	13.36	0.11	3.93	3.65	0.37	0.62	2.25
			最低	3.95	16.0	1.49	0.61	1.68	0.01	0.53	0.45	0.03	0.08	0.15
1月	78.3	5	平均	4.29	39.2	3.32	1.38	3.47	0.05	1.45	0.69	0.12	0.17	0.23
			最高	4.36	114.9	12.81	9.03	10.06	0.10	6.57	1.90	0.76	0.82	1.72
			最低	3.99	27.8	1.57	0.86	2.62	0.04	0.61	0.55	0.05	0.08	0.12
2月	45.8	5	平均	4.25	55.4	4.33	2.79	6.36	0.06	1.80	1.74	0.15	0.25	0.86
			最高	5.13	231.0	18.73	24.66	34.01	0.21	9.48	8.09	1.51	1.22	5.98
			最低	3.69	35.1	1.65	1.43	3.77	0.01	0.25	1.09	0.03	0.04	0.23
3月	89.5	7	平均	4.42	48.2	3.75	2.90	6.40	0.04	1.77	1.35	0.15	0.29	1.35
			最高	6.14	82.6	9.28	5.65	10.39	0.10	5.19	2.70	0.33	0.69	3.64
			最低	4.00	26.3	0.67	1.18	3.41	0.00	0.17	0.70	0.05	0.05	0.22

イオン成分濃度は、比較的降水量の少なかった11～1月に高濃度となった。イオン成分降下量は4月、6月、12月等の降水量の多かった月に増加した。また7～9月の降水量の少ない時期に年間の最小成分降下量となることが多かった。

表6に1989年から1994年までの各年度のpH、EC及びイオン成分降下量等の推移を示した。

調査期間中のpHは1993年を除き苓北町でほぼ4.6台、八代市でほぼ4.5台であり、八代市がいくぶん酸性である。いずれも経年的な変化は小さいと考えられた。

イオン成分降下量をみると、苓北町では、K⁺を除く全てのイオン成分が通年調査を開始した1989年度以来

最小の降下量であった。一方、八代市ではCl⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺、Na⁺が過去最小の降下量であった。両地区のイオン成分降下量を比較すると、Cl⁻、Na⁺、Mg²⁺等の海塩由来の成分は苓北町の方が多量であり、NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺、Ca²⁺は八代市で多量であった。

本調査において、多大な協力をいただいた苓北町企画課、八代市環境課、熊本県本渡保健所、熊本県八代保健所並びに熊本県環境公害部環境保全課の皆様へ深謝いたします。

表5 苓北町及び八代市における月別イオン成分降下量 (一降水全量) (1994年度)

調査地	月	降水量 mm	試料数	イオン成分降下量 mg/m ²								
				Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	H ⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
苓北町	4月	200.8	8	175	108	302	4	100	50	32	12	21
	5月	58.0	5	136	71	239	1	65	40	8	11	55
	6月	201.0	3	104	82	167	2	50	35	7	8	13
	7月	29.5	3	57	107	163	3	26	33	3	4	10
	8月	95.0	3	101	84	178	2	59	31	7	9	42
	9月	40.5	2	69	47	62	1	38	13	3	5	7
	10月	16.5	2	135	35	51	0	60	6	4	9	65
	11月	15.8	3	62	30	61	0	23	8	5	4	46
	12月	98.1	4	300	120	253	3	155	32	13	20	32
	1月	76.5	2	642	84	260	3	308	24	15	37	22
	2月	32.8	4	128	38	97	1	63	14	4	8	14
	3月	64.3	5	144	78	208	2	68	29	9	10	31
	八代市	4月	271.3	9	164	233	692	9	51	132	10	10
5月		55.4	5	121	108	264	1	54	67	6	10	56
6月		327.6	7	206	180	599	7	75	122	8	11	42
7月		23.6	3	42	75	177	2	14	34	3	3	22
8月		31.5	2	41	51	126	1	15	22	3	4	26
9月		32.8	5	64	61	90	1	29	21	2	4	15
10月		28.3	4	149	85	150	1	69	41	5	9	26
11月		19.8	4	87	79	147	1	28	43	3	5	30
12月		132.2	6	291	201	375	3	112	117	8	16	41
1月		78.3	5	260	108	272	4	113	54	10	14	18
2月		45.8	5	198	128	291	2	83	80	7	11	39
3月		89.5	7	336	259	573	3	159	121	14	26	121

表6 降水中のイオン成分年間降下量の推移 (1989~1994年度)

調査地	年度	pH	EC μS/cm	イオン成分降下量 g/m ²								降水量 mm
				Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	
苓北町	1989	4.60	21.6	4.74	1.29	3.82	2.33	0.46	0.12	0.32	0.42	2358.7
	1990	4.61	28.3	8.19	1.32	4.18	4.24	0.42	0.19	0.58	0.44	2215.1
	1991*	4.58	55.2	29.11	1.78	7.94	16.08	0.62	0.65	2.19	0.98	2678.1
	1992*	4.64	33.6	10.97	1.44	4.60	5.57	0.61	0.26	0.76	0.69	1928.4
	1993*	4.95	19.5	9.48	1.19	3.84	4.90	0.42	0.32	0.72	0.65	2961.8
	1994	4.62	23.5	2.05	0.89	2.04	1.01	0.31	0.11	0.14	0.36	928.8
八代市	1989	4.50	22.2	2.11	1.36	4.71	0.77	0.93	0.09	0.15	0.49	2112.2
	1990	4.48	25.2	2.57	1.25	4.63	1.02	0.86	0.12	0.14	0.38	1789.4
	1991*	4.51	24.1	4.92	2.08	6.98	2.08	1.30	0.02	0.03	0.56	3004.9
	1992	4.50	25.2	2.85	1.63	5.32	1.21	1.04	0.14	0.17	0.49	1960.6
	1993*	4.74	18.9	8.75	2.62	7.79	4.05	1.38	0.45	0.62	0.89	4424.5
	1994	4.50	28.1	1.96	1.57	3.76	0.80	0.85	0.08	0.12	0.49	1136.1

* は台風が影響したと考えられる降水試料を含んでいる⁵⁾。

文 献

- 1) 今村 修, 久保 清: 熊本県衛生公害研究所報, 19, 53 (1989).
- 2) 今村 修, 久保 清: 熊本県衛生公害研究所報, 20, 57 (1990).
- 3) 今村 修, 矢澤吉邦: 熊本県衛生公害研究所報, 21, 59 (1991).

- 4) 今村 修, 植木 肇: 熊本県衛生公害研究所報, 22, 41 (1992).
- 5) 今村 修, 植木 肇: 熊本県衛生公害研究所報, 23, 43 (1993).
- 6) 木庭亮一, 今村 修, 植木 肇: 熊本県保健環境科学研究所報, 24, 50 (1994).

5) 熊本県下の酸性雨について (第11報)

—阿蘇町及び人吉市におけるろ過式一括採取結果—

木庭 亮一 今村 修* 植木 肇

はじめに

1988年10月から天草郡苓北町と八代市において降水の分割採取による酸性雨調査を行っている。1991年4月からは阿蘇町と人吉市で1週間ごとのろ過式による酸性雨調査を開始した。本報では1994年度のろ過式による調査結果について報告する。

調査方法

1 調査地点及び調査期間

降水の採取は1994年3月28日から1995年3月27日まで、熊本県阿蘇保健所 (以下阿蘇町と記す) と熊本県人吉保健所 (以下人吉市と記す) でろ過式による降水採取を行った。両調査地点の概要は既報¹⁾のとおりである。

2 試料採取及び分析方法

採取口径20cmφのろ過式雨水採取器 (柴田科学製) を使用し、1週間ごとに降水の回収を行った。分析項目及び分析方法は既報^{1,2)}のとおりである。

調査結果

表1及び表2に阿蘇町、人吉市の両地点における各月の降水量とpH、EC及びイオン成分降下量を示した。以下、各項目ごとの主な結果を述べる。

1 降水量

年間降水量は阿蘇町で1190.8mm、人吉市で1337.5mmであり、前年の阿蘇町4452.6mm、人吉市4076.3mmと比べて著しく少雨であった。また、阿蘇山上及び人吉市の平均値³⁾の3259.9mm、2303.9mmと比較してもそれぞれ36%、58%に相当し、いずれも例年になく少ない降水量であった。

2 pHとEC

pHの年平均値は、阿蘇町では4.71、人吉市で4.94であった。pHの最高値は阿蘇町で5.94、人吉市で5.82、最低値は阿蘇町で4.37、人吉市で4.41であった。

ECの年平均値は、阿蘇町で18.9 μ S/cm、人吉市で14.8 μ S/cmであった。ECの最高値は、阿蘇町で67.8 μ S/cm、人吉市で45.4 μ S/cmであり、いずれも降水量の少ない11月に出現していた。一方最低値は、阿蘇町で10.5 μ S/cm、人吉市で7.1 μ S/cmであった。

3 イオン成分降下量

イオン成分の年間降水量は、阿蘇町で213.25meq/m²、人吉市で223.29meq/m²であった。各イオン成分降下量の多い時期をみると阿蘇町ではH⁺、NH₄⁺及びSO₄²⁻は降水量が多い4月、6月に多く、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、Cl⁻及びNO₃⁻は3月に、K⁺は11月に多かった。人吉市も同様にH⁺、NH₄⁺及びSO₄²⁻は降水

表1 ろ過式採取のろ液によるイオン成分降下量 (阿蘇町, 1994年度)

採取期間	降水量 mm	EC		イオン成分降下量, meq/m ²								
		pH	μ S/cm	H ⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
94. 3.28~94. 4.25	297.5	4.64	14.1	6.80	1.16	4.40	0.25	1.87	0.59	2.26	1.89	11.77
94. 4.25~94. 5.30	90.1	4.77	23.7	1.53	2.31	3.09	0.57	3.22	0.92	2.92	1.67	6.96
94. 5.30~94. 6.27	358.0	4.65	12.1	7.95	0.89	3.30	0.21	1.13	0.30	2.79	1.69	10.40
94. 6.27~94. 8. 1	48.7	4.40	34.0	1.96	1.21	2.00	0.28	1.71	0.44	1.80	1.70	4.05
94. 8. 1~94. 8.29	31.2	4.37	35.7	1.32	1.13	1.06	0.22	0.95	0.32	1.31	0.66	3.18
94. 8.29~94. 9.26	26.1	4.47	28.5	0.89	0.68	0.99	0.16	0.52	0.19	0.90	0.76	1.76
94. 9.26~94.10.31	50.3	4.86	26.9	0.69	3.24	2.11	0.30	1.36	0.87	4.24	1.31	2.75
94.10.31~94.11.28	16.2	5.97	67.8	0.02	1.01	1.42	1.82	3.65	0.73	2.70	0.95	3.65
94.11.28~94.12.26	139.8	5.44	10.5	0.51	1.50	2.13	0.23	4.02	0.58	2.44	1.22	4.44
94.12.26~95. 1.30	36.9	4.69	28.8	0.75				欠	測			
95. 1.30~95. 2.27	35.4	5.30	25.4	0.18	1.62	1.61	0.16	2.48	0.44	2.22	1.04	2.74
95. 2.27~95. 3.27	60.5	5.21	40.2	0.37	5.59	2.72	0.76	7.10	1.85	6.53	2.59	7.66
平均値	99.2	4.71	18.9	1.91	1.85	2.26	0.45	2.55	0.66	2.74	1.41	5.40
MAX/MIN	22.1	1.4	6.5	397.5	8.2	4.4	11.4	13.7	9.7	7.3	3.9	6.7

* 現熊本県環境公害部環境保全課

表2 ろ過式採取のろ液によるイオン成分降下量 (人吉市, 1994年度)

採取期間	降水量 mm	pH	EC μS/cm	イオン成分降下量, meq/m ²								
				H ⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
94. 3.28~94. 4.25	316.8	4.93	10.9	3.74	4.16	4.97	1.34	2.45	0.74	5.14	2.27	9.25
94. 4.25~94. 5.30	86.8	5.38	11.1	0.36	1.51	1.21	0.19	2.43	0.52	1.79	0.96	2.79
94. 5.30~94. 6.27	467.4	5.02	7.1	4.45	2.80	3.13	0.21	2.34	0.62	4.41	1.90	8.34
94. 6.27~94. 8. 1	57.7	4.41	31.5	2.22	0.83	2.40	0.22	2.03	0.23	1.01	1.74	5.20
94. 8. 1~94. 8.29	38.6	5.04	20.8	0.35	2.55	0.42	0.28	1.19	0.49	2.43	0.65	1.96
94. 8.29~94. 9.26	21.8	5.82	18.0	0.03	1.22	0.31	0.28	0.94	0.23	1.07	0.55	0.91
94. 9.26~94.10.31	31.6	4.89	37.4	0.41	3.49	1.20	0.58	0.80	2.39	4.09	1.19	2.38
94.10.31~94.11.28	6.6	5.80	45.4	0.01	0.75	0.44	0.10	0.72	0.45	0.79	0.33	0.87
94.11.28~94.12.26	89.6	4.92	17.0	1.08	2.78	2.15	0.30	1.60	0.45	3.74	1.23	4.11
94.12.26~95. 1.30	77.9	4.51	33.2	2.42	5.85	2.38	0.40	1.26	1.15	8.25	1.48	5.24
95. 1.30~95. 2.27	61.9	5.68	15.2	0.13	2.58	1.75	0.48	1.44	0.50	2.63	0.95	2.74
95. 2.27~95. 3.27	80.7	5.44	31.5	0.30	8.43	2.85	0.60	5.00	1.96	9.17	2.00	7.15
平均値	111.5	4.94	14.8	1.29	3.08	1.93	0.42	1.85	0.81	3.71	1.27	4.25
MAX/MIN	70.8	1.3	6.4	445.0	11.2	16.0	13.4	6.9	10.4	11.6	6.9	10.6

表3 阿蘇町と人吉市におけるイオン成分降下量間の相関係数

	H ⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	
H ⁺		-0.325	0.774	0.306	-0.363	-0.298	-0.135	0.332	0.823	} 阿蘇町(n=11) r=0.735(1%)
Na ⁺	0.132		0.187	0.138	0.740	0.940	0.936	0.665	0.112	
NH ₄ ⁺	0.785	0.486		-0.126	0.178	0.281	0.338	0.743	0.936	
K ⁺	0.345	0.482	0.717		0.478	0.399	0.296	0.027	-0.047	
Ca ²⁺	0.176	0.657	0.552	0.300		0.871	0.764	0.600	0.190	
Mg ²⁺	-0.107	0.704	0.146	0.348	0.310		0.934	0.717	0.231	
Cl ⁻	0.298	0.972	0.560	0.451	0.587	0.660		0.735	0.293	
NO ₃ ⁻	0.745	0.582	0.937	0.604	0.671	0.320	0.640		0.708	
SO ₄ ²⁻	0.828	0.547	0.955	0.572	0.655	0.182	0.625	0.962		
人吉市 (n=12) r=0.708 (1%)										

量が多い4月, 6月に多く, Na⁺, Ca²⁺ 及び Cl⁻ は3月に多かった。その他 Mg²⁺ は10月に, NO₃⁻ は4月に多かった。

次にイオン成分降下量の変動を各イオン成分の最大値と最小値の比 (以下 MAX/MIN と記す) で示した。阿蘇町の場合, MAX/MIN の大きい順にならべると, H⁺>Ca²⁺>K⁺>Mg²⁺>Na⁺>Cl⁻>SO₄²⁻>NH₄⁺>NO₃⁻ であり, 人吉市は H⁺>NH₄⁺>K⁺>Cl⁻>Na⁺>SO₄²⁻>Mg²⁺>Ca²⁺>NO₃⁻ の順序であった。

4 イオン成分降下量の相互関係

両調査地点における各イオン成分間の相関係数 (以下 r とする) は表3に示すとおりであった。r が高値の成分対は, 阿蘇町の場合 Na⁺ と Mg²⁺ (r = 0.940), Na⁺ と Cl⁻ (r = 0.936), NH₄⁺ と SO₄²⁻ (r =

0.936) 等であった。また人吉市では Na⁺ と Cl⁻ (r = 0.972), NO₃⁻ と SO₄²⁻ (r = 0.962), NH₄⁺ と SO₄²⁻ (r = 0.955) 等であった。

本調査において, 多大な御協力をいただいた熊本県阿蘇保健所, 熊本県人吉保健所並びに熊本県環境公害部環境保全課の皆様へ深く感謝いたします。

文 献

- 1) 今村 修, 植木 肇: 熊本県衛生公害研究所報, 22, 46 (1992).
- 2) 今村 修, 久保 清: 熊本県衛生公害研究所報, 19, 53 (1989).
- 3) 熊本地方気象台: 熊本県気象月報 (1994-1995).

6) 熊本県宇土市におけるB領域紫外線量について(平成7年度)

木野 世紀 植木 肇

はじめに

近年、フロンガス等の大気中濃度上昇に伴い成層圏でオゾン層の破壊が進行している。国内の観測点においても成層圏オゾン全量の減少が観測されている¹⁾。

太陽光線の内、波長が280~400nmの部分は紫外線と呼ばれ、波長によってUV-A(320-400nm)、UV-B(280-320nm)、UV-C(200-280nm)に分類される²⁾。このうちUV-Cは、対流圏内の散乱等により地表に達しない。一方、UV-Bはオゾン層の破壊により地表に達する量が増加する。UV-Bは有害であり、皮膚ガンの増加、免疫機能や生態系への悪影響をもたらすと言われている³⁾。

紫外線量の測定は、今日までも広く行われてきたが今後は波長を分割して測定することが重要になる。

しかしながら、そのような方法による継続的な測定については気象庁が平成2年度より国内の4地点で開始⁴⁾しているほか、数か所の自治体等の研究機関で行われているにすぎない。特にUV-B量は、オゾン層の状態だけではなく、地域ごとの緯度、地形、気象特性、大気汚染状況の違いにも影響される⁵⁾と言われており、観測点網の一層の充実が望まれる。

平成7年4月の本研究所の新築移転を契機に気象観測装置を設置し、通常気象観測機器のほかにUV-A量、UV-B量の測定機器を整備した。

本報では平成7年6月から平成8年5月まで1年間

のUV-A量、UV-B量の測定結果について報告する。

測定方法

UV-A量の測定は英弘精機(株)製A領域紫外線計(P-MS-210型:測定対象波長315-400nm)、UV-B量の測定は英弘精機(株)製B領域紫外線計(P-MS-210W型:測定対象波長280-315nm)をそれぞれ用いた。

また、全日射量は英弘精機(株)製日射計(P-CM-6E型)を用いて測定した。

いずれも本研究所(熊本県宇土市、北緯32°40'東経130°40'、海拔高度20m)の3階建て庁舎の屋上に設置した。

測定結果と考察

表1に測定結果を示した。先ずUV-A及びUV-Bの日積算量月平均値変化をみると、共に7月が最高で、それぞれ911.2kJ/m²、46.2kJ/m²であった。一方、12月に最低となり、それぞれ219.0kJ/m²、11.3kJ/m²であった。いずれも夏期に高く冬期に低くなる季節変動を示し、最高値は最低値の約4倍となった。

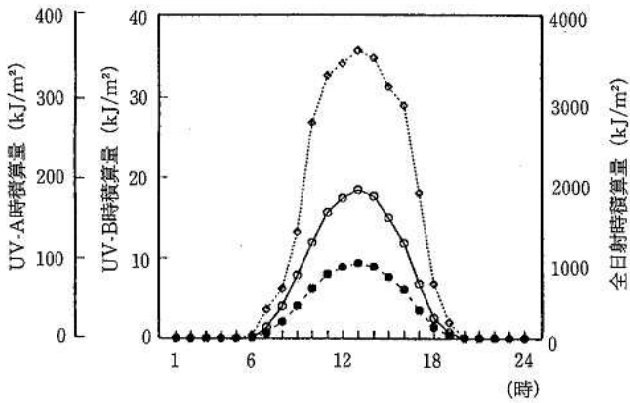
また、UV-A日積算量月平均値に対するUV-B日積算量月平均値の比(UV-B/UV-A)は、0.051~0.052とほぼ一定値を示していた。

全測定期間を通したUV-A及びUV-Bの日積算量平均値はそれぞれ507.6kJ/m²、26.0kJ/m²であった。

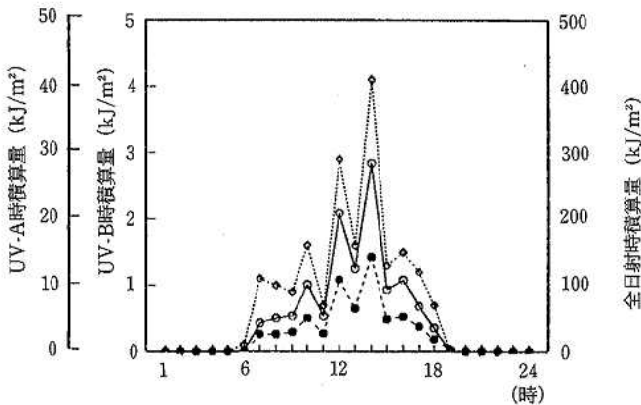
表1 宇土市(保健環境科学研究所)における紫外線量観測結果(平成7年6月-平成8年5月)

年 月	測定 日数	日積算量 ^(*) 月別平均値(kJ/m ²)			(UV-B/UV-A)
		UV-A	UV-B	全日射	
平成7年6月	30	689.9	35.1	16135.0	0.051
7月	31	911.2	46.2	19987.4	0.051
8月	31	867.6	44.1	20193.2	0.051
9月	30	573.4	29.3	14962.0	0.051
10月	31	470.3	24.1	13898.4	0.051
11月	30	286.8	14.8	10232.0	0.052
12月	31	219.0	11.3	8955.2	0.052
平成8年1月	31	220.1	11.4	8776.1	0.052
2月	29	314.9	16.2	11982.8	0.052
3月	31	357.9	18.4	12333.6	0.051
4月	30	548.3	28.1	18295.3	0.051
5月	28	634.2	32.5	19796.8	0.051
年平均値	363	507.6	26.0	14597.8	

(*) 日積算量:時積算量を24時間分積算したものの。



(1) 晴天日 (平成7年7月10日)



(2) 曇天日 (平成7年7月3日)

図1 UV-A, UV-B及び全日射時積算量の時間変化
 ◆ UV-A ■ UV-B ◊ 全日射

なお、気象庁は九州中部地域のUV-Bの日積算量年平均値を17~18kJ/m²と推定している⁴⁾。

一日における時積算量変化の典型例を図1の(1)及び(2)に示した。晴天日の場合、UV-A及びUV-Bの時積算量は共に全日射時積算量の変化に対応して12~13時の時間帯が最高となる凸型変化をとった。

一方、図1の(2)に示すような曇天日の場合にはUV-A及びUV-B時積算量共に全日射時積算量の変化に追従して増減を繰り返した。

図2に平成7年7月と12月におけるUV-A及びUV-Bの日積算量及び全日射日積算量の変化を示した。特に7月はUV-A及びUV-Bの日積算量、全日射日積算量いずれも晴天日⁵⁾に高く、曇天~雨天日(図中の矢印部分)⁵⁾に低くなる日変化であった。しかし、12月の場合にはそのような傾向は見いだせなかった。

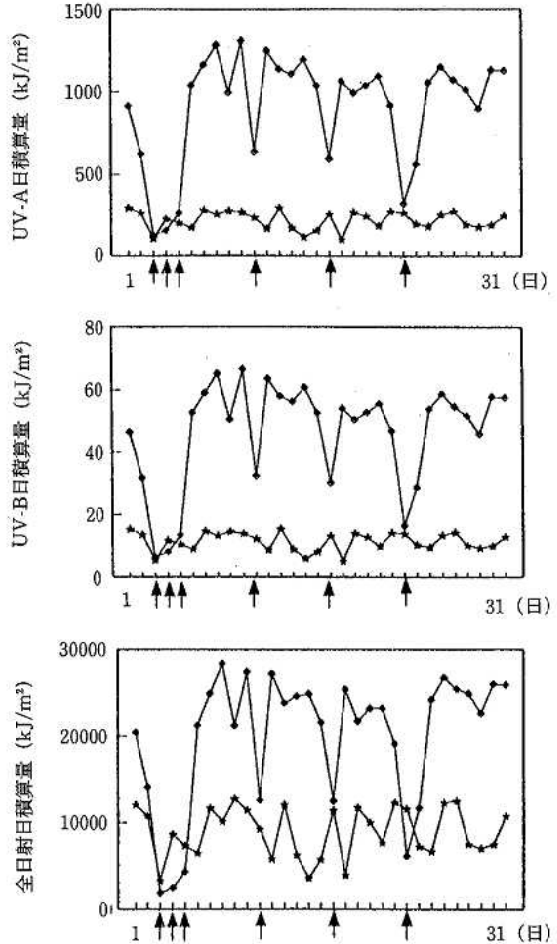


図2 UV-A, UV-B及び全日射日積算量の変化

◆ 平成7年7月 ◊ 平成7年12月

矢印は平成7年7月における曇天~雨天日を示す。

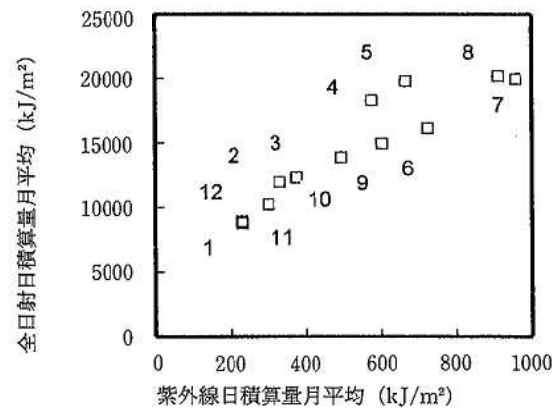


図3 各月の紫外線 (UV-A+UV-B) 日積算量月平均値と全日射日積算量月平均値の相関関係 (図中の数字は月を示す。)

図3に各月の紫外線 (UV-A+UV-B) 日積算量月平均値と全日射日積算量月平均値との関係を示した。両者間には相関係数0.871という正の相関関係が認めら

れた。

以上の結果は、日射量の変化が紫外線量に影響を及ぼしていることを示唆している。

ま と め

熊本県宇土市で、A領域及びB領域紫外線量の測定を開始した。平成7年6月から平成8年5月までのUV-A、UV-Bの日積算量平均値は、それぞれ507.6 kJ/m², 26.0kJ/m²であった。また、UV-A、UV-Bの日積算量月平均値は共に7月が最高であり、12月が最低であった。

今後データの蓄積をはかり、経年的、季節的消長、更には他の観測点との比較について詳細に検討してい

く予定である。

文 献

- 1) 日本気象協会編：“気象年鑑(1994年版)”，p. 91 (1994).
- 2) 荒木 峻編著：環境科学辞典，p. 312 (1985)，(東京化学同人).
- 3) 環境庁地球環境部：“オゾン層破壊” p. 20 (1995).
- 4) 気象庁：オゾン層観測報告，1993 (1994).
- 5) 熊本地方気象台：熊本県気象月報，平成7年6月—平成8年5月

7) 地球環境監視システム (GEMS) に関する調査 (第2報)

— 窒素, りんの流出動向 —

久保 清 福留 清秀 村川 弘

はじめに

GEMS は大気圏と気象の変動, 環境汚染物質とその影響及び地球の再生可能な資源の監視を目的として UNEP により進められている作業である。

本県では球磨川を調査対象河川とし球磨川流域の人吉市を中心とした人吉盆地内からの農業排水, 生活排水, 工場排水など種々の汚濁源による表流水の富栄養化及び土地利用形態による水質の長期変動の監視のため, 1992年から10年間にわたる調査を開始している¹⁾。

本年度は表流水の富栄養化に最も関連のある窒素, りんについて1993年から1995年までの3年間の流出動向に関する検討を行ったので報告する。

調査方法

1 調査地点

球磨川の調査地点と流程間の状況については図1に示す通りであり, 種々の汚濁発生源と思われる人吉市内の外れにあたる天狗橋と42.7km 下流の深水橋で調査を行った。深水橋までの流下過程の途中瀬戸石ダム, 荒瀬ダムの2ヶ所のダムがあるため, 河川流下による分解と停滞水域による水質変化について検討を行った。

2 調査方法

採水は毎月1回行い, 分析方法は次のとおりである。NH₄-N, NO₃・NO₂-N, PO₄-P については1μm フィルターでろ過後, NH₄-N はインドフェノール法, NO₃・NO₂-N はイオンクロマト法, PO₄-P はモリブデンブルー法で, T-N, T-P はペルオキシ二硫酸カリウム分解後, 上記の分析法で行った。



図1 球磨川 (GEMS) 調査地点

結果と考察

球磨川流域における種々の汚濁発生源から発生した N, P 含有物質は水田や畑地からの肥料, 工場からの汚濁物質, 生活排水からの有機物質, 畜産排水からアンモニアを含んだ有機物質などの形で河川に流出してくる。

これらの有機物質に含まれる N, P 成分は河川を流下する過程の中で酸化・還元分解や微生物による分解で N, P の化学的形態が変化し, 一次生産物である植物プランクトンへの移行や底質への吸着などが環境中での N, P の主な挙動である。

そこで図2, 図3に示すように, 河川水の粒子状物質中の N, P と溶存状態の N, P さらには溶存状態における N の成分比率変化について検討した。

なお, 河川水質中の N, P 特に, 不溶性の N, P と降雨時における高濃度 SS との関係については大きくばらつき不安定であった。このため河川水の比較的安定状態 (SS15mg/l 以下) における N, P について検討を行った。

1 窒素, りんの形態別成分変動

図2, 図3には各調査地点における N, P の形態別月変化の3年間のデータを示してある。総 T-N では両地点の濃度差はほとんど見られないが下流の深水橋では不溶性 T-N が増加し, 溶解性 T-N が減少している。

溶解性 T-N の主成分が NO₃ 態であることから, 一部がプランクトンに移行し SS の成分として測定されたためと考えられる。

総 T-P は下流の深水橋では減少しており, 特に溶解性 T-P は約1/2になっているにもかかわらず, 不溶性 T-P はかなり増加している。

このように溶解性 T-P (大部分は PO₄-P) の減少と不溶性 T-P の増加現象から, 溶解性 T-P の植物プランクトンへの移行と流下中に土壌中の Ca, Al と結合し, ダムによる沈降などが原因と考えられる。

2 溶解性 T-N 成分比の変動

溶解性 T-N 成分を NH₄-N, NO₃-N, O-N (有機態) の形態別に成分比で表した経年変化を図2 (天狗橋), 図3 (深水橋) に示してある。上流の天狗橋では, 比較的水温が低い12月から4月にかけて, 溶解性 T-N 成分の中で NH₄-N 成分が約20%を占め, しかも常時 NH₄-N が存在している。一方, ダム下流域の深

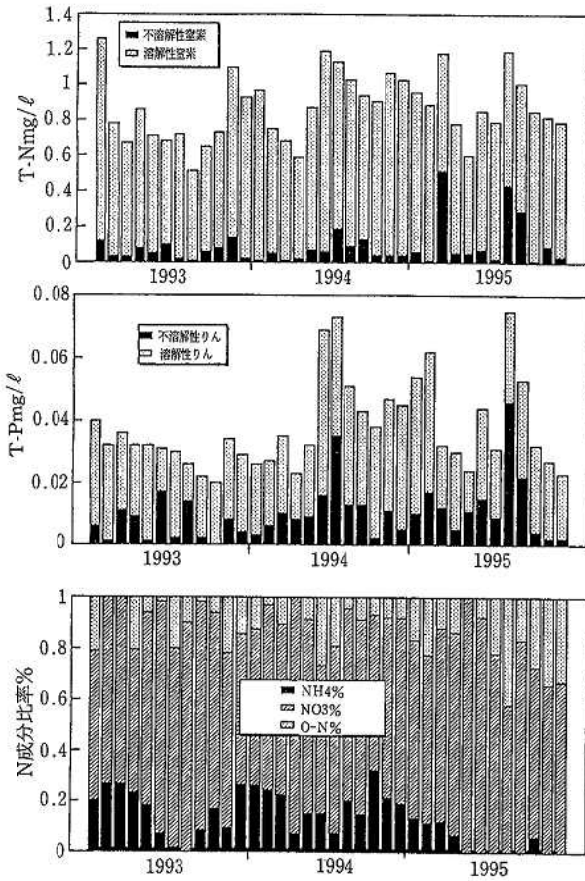


図2 天狗橋（上流）における窒素，りんの状態別月変化

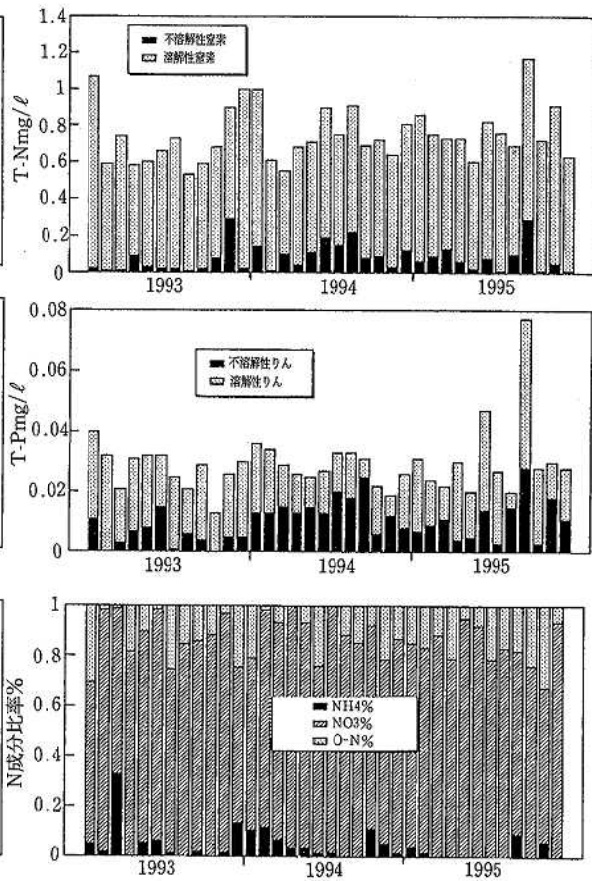


図3 深水橋（下流）における窒素，りんの状態別月変化

水橋では $\text{NH}_4\text{-N}$ が減少し、ほとんど存在していないことが分かった。このことは発生源となっている人吉市内の生活排水や周辺の農地からの肥料の流出などによって、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 成分が溶出し、発生源近くでは河川中に存在していることを示している。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の3年間の平均値は天狗橋で 0.108 mg/l 、深水橋で 0.022 mg/l であった。

このことから、天狗橋では流域発生源からの流程が短く、また下流に比べて水温が低いことにより、アンモニア酸化菌などの微生物の働きが抑制されて酸化分解が進まず、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の存在比が高くなっているものと考えられる。しかし河川水が流下するに従って、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が水中の酸素や微生物によって酸化されるとともに、ダムによる停滞水域のため植物プランクトンに栄養分として吸収されている。O-N の比率が2地点とも同じようなパターンを示しているが、今後は植物性プランクトンとの関係について検討していく必要がある。

3 SS中のT-P濃度とSS濃度の関係

前述したように溶解性のN, Pが河川を流下する過程で酸化分解などによって酸化物に変化し、ダム停滞

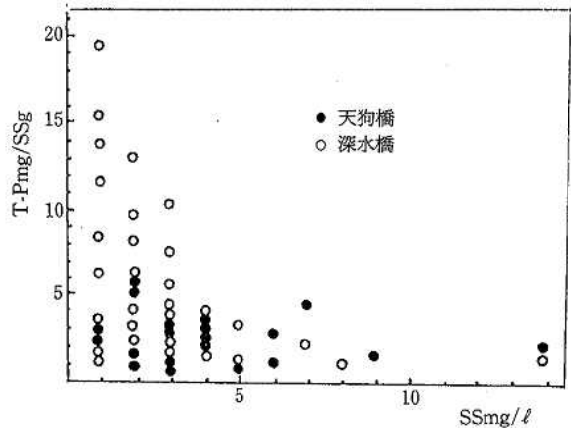


図4 SS中のT-PとSSの関係

水域で一次生産物質として植物性プランクトンへの移行が考えられる。そこで植物プランクトンなどが含まれている浮遊物質の成分を検討するため、SS中のN, P成分比について上流と下流で比較検討を行った。

図4はSS濃度とそのSS中に含まれるT-Pmgとの関係について天狗橋と深水橋での比較を示したものである。比較的水質が安定状態にある水質を対象としたため、SS 15 mg/l 以上の濁水時の測定値は除いて検

討を行った。その結果、深水橋ではSS濃度が1~3mg/ℓの範囲内でT-Pの含有比率が高くなっている。

これは低濃度時のSS形態が底質から巻き上げられ浮遊している微粒子の土壌や植物プランクトンなどがSS成分の大部分を占めているためT-Pの含有率が高くなっている原因であると考えられる。

SSが10mg/ℓ以上の濁水時では、底質から比較的比重が大きく無機質の土砂がSS成分の大部分を占めるため、T-Pの含有率が低くなる傾向がみられる。地点別で比較すると、上流の天狗橋では流速が早いことやNH₄-Nが多いことから、有機物が未分解の状態であり物質循環によるSSへの移行でなく、物理的な吸着によるものと考えられる。

このため、SS中に含まれるT-P濃度は1~3mgの範囲で一定の値であった。

一方、下流の深水橋では途中の2カ所のダムがりん制限状態の停滞水域であるため内部生産が進み、溶解性りんの大部分が植物性プランクトンに吸収され、そのプランクトンの死骸などの浮遊物がSS成分になっているとともに、ダムによる停滞水状態のため比重の大きい無機質のSSなどは沈降してしまっている。

このため上流の天狗橋に比べてSS中に含有されるT-P濃度は高く、その現象はSS1~3mg/ℓ範囲の時では天狗橋の4倍程度高濃度になっている。図2、図3に示したように下流域における溶解性りんの減少などから、溶解性りん成分の大部分が植物プランクトンへの物質移行していることが推定できる。

4 SS中のT-N濃度とSS濃度の関係

図5はT-Pと同様にT-NについてSS濃度とそのSS中に含まれるT-Nmgについて示した。T-Nの場合もSS濃度が低いほどT-N含有率が高くなる傾向がみられたが、T-Pほどではなく、しかも天狗橋と深水橋では同じパターンを示し上流、下流の差もみられなかった。

図2、図3にも示したように、溶解性T-Nについて

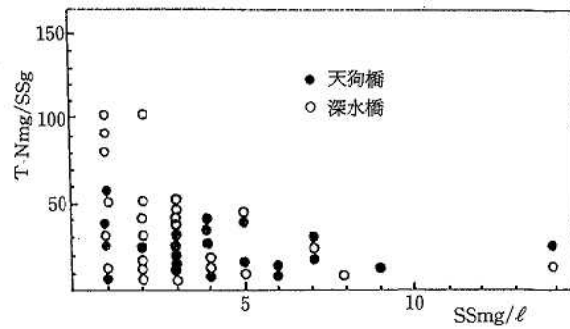


図5 SS中のT-NとSSの関係

も上流、下流の差はみられていない。このことはP濃度に比べてN濃度が非常に高く、一次生産に消費されるNは制限因子であるP濃度によって決まるためN濃度の変化は小さく、またNの大部分はNO₃態になって溶解性が高くなっていることから、SS中のN成分はPに比べて上流、下流の差がみられなかったものと考えられる。

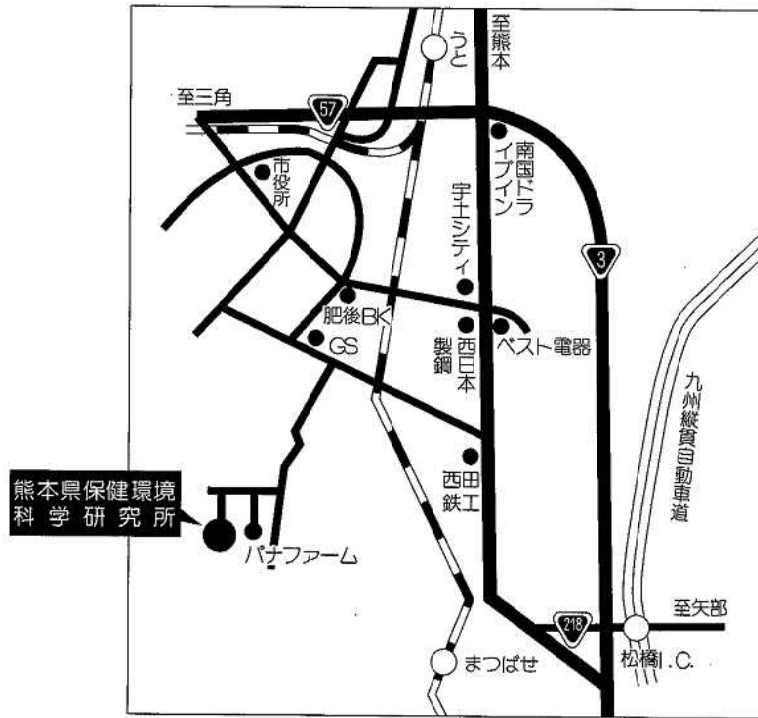
ま と め

- 1 発生源近くの河川水中にはN成分の一部はNH₄-N形で存在しており、溶解性T-N成分の約20%を占めていた。
- 2 河川流下過程の中で停滞性水域(ダムなど)があるとN、P形態に影響を及ぼし、特に環境中では大部分の停滞水域がP制限因子となっているため、Pの不溶解性物質への移行が確認された。

今回の調査ではN、Pと植物性プランクトンの関係を示す上で最も重要なクロロフィルaの測定が不完全であったため、十分な検討が出来なかった。

文 献

- 1) 福留 清秀, 松岡 良三, 久保 清: 熊本県保健環境科学研究所報, 24, 63 (1995)



平成7年度編集委員

尾方克巳	西川順之	杉村継治	藤井弘子
甲木和子	小出圭子	植木 肇	策 俊郎
藤田一城	原田誠也	木庭亮一	

熊本県保健環境科学研究所報

平成7年度 第25号

1995

平成8年9月2日発行

編集発行 熊本県保健環境科学研究所

〒869-04

熊本県宇土市栗崎町1240-1

TEL (0964)23-5771(代)

FAX (0964)23-5260

印刷所 嶺下田印刷

熊本県下益城郡松橋町古保山3511

TEL (0964)32-3131