〈論 文〉

多変量解析法による阿蘇火山流域河川の汚濁評価

Pollution evaluation of the river in Aso caldera area by the methods of multivariate analysis

中 島 重 旗*
Shigeki NAKAJIMA松 並 裕 子*
Yuuko MATSUNAMI小 田 泰 史**
Taishi ODA

Abstract

The pollution evaluation of the rivers and streams in Aso caldera area was done by principal component analysis and multiple regression analysis out of the methods of multivariate analysis based on the results of field survey on the flow rate, water-quality and bottom fauna of the rivers in December of 1984, April, August and November of 1985.

The first principal components Z_1 (7S, 16I) and Z_1 (7S, 9I) were selected as to show the water-quality characteristics of Aso large volcanic basins.

The products of the difference of the first principal component scores and the ratio of the flow rates show some measures of the total amount and the sources of water pollution substances such as iron.

The multiple regression analysis between bottom fauna and water-quality parameters show that fluoride is the most effective substance for the bottom fauna, and also the correlation between the first principal component Z_1 (10S, 9I) and diversity index of fauna community DI (N) is shown as $DI(N) = 1.888e^{-0.192Z_1}$.

Then it was found that the pollution evaluation of the river environment in Aso caldera area could be done through the methods above and the living of bottom fauna in the rivers are interfered according to progress of the water pollution due to volcanic area characteristics.

Key words: evaluation of rivers, multivariate analysis, water pollution

1. 諸 論

熊本市の中心を流れる白川は、阿蘇カルデラ内を水源とするため、大量の火山灰や溶存イオンを含有する火山流域河川の水質を示している事や、また巨大な外輪山に囲まれたカルデラ内降雨を集めて流下するため、雨期には火山灰を含んだ泥水による洪水を引き起こす事など、他の自然河川とは異なった性格を有している。

特にその水質は、熊本平野の地下水にも大きな影響を持つ事が示唆されており¹²⁾、このため、白川の水源である阿蘇カルデラ内火山流域河川の水質変動や水質形成過程など水環境を正確に把握する事は、上水源のすべてを地下水に頼っている熊本市民にとっても、また河川環境の保全の立場からも重要な問題である。

水環境の評価は、理化学的水質と底生生物との調査結果をもとに行ったが、多様な測定項目による総合的な評価を与える手段としては多変量解析法を用いた。理化学的水質については、主成分分析を用いて火山流域河川の水質分布を決定する主成分を抽出し、水質特性を明らかにした。次に、下流水域に対して上流の支流がどのような影響を及ぼしているか、第一主成分得点と流量を用いて算定した火山性汚濁得点により評価を行った。底生動物については、重回帰分析を用いて底生動物相に影響を及ぼす水質項目の抽出を行い、次に、水質の第一主成分得点と底生動物の群集類似度の関係から、底生動物相に対する火山流域河川の影響評価を行った。

* 熊本大学工学部 〒860熊本市黒髪2-39-1, Faculty of Engineering Kumamoto University, Kurokami 2-39-1, Kumamoto 860

** 熊本県衛生公害研究所 〒860 熊本市南千反畑町4-33, Kumamoto Prefectural Institute of Public Health, Minamisendabatomachi 4-33, Kumamoto 860

Fig. 1 Location and number of sampling station(○).

2. 調査地点の概略

阿蘇カルデラ内は、中央火口丘群南側を白川（流域面積155km²）、北側を黒川（流域面積177km²）が流れており、合流後外輪山を出て熊本平野へ流下する。

阿蘇カルデラ内全域の予備調査の結果より、含有成分の濃度差が大きく一般河川の性質と大きく異なった黒川水系について、Fig. 1に示すSt.1～St.7を中心に解析を行った。St.1は黒川本流の上流地点、St.7は下流地点であり、その間のSt.2～St.6は中央火口丘側の代表的な支流である。St.1からSt.7の間には、この他にも、中央火口丘側および外輪山側からの小さな支流の流入がある。また、St.8は白川流域の代表地点として選出した。

黒川流域は、現在、黒川下流域より上流域に向かってホ場整備が進められており、St.6の支流流域からSt.5の支流流域までの湿田地帯には広く排水パイプが埋設されている。この地帯は、また黄鉄鉱地帯であるため排水パイプの水を集める暗きょおよび暗きょ水流入地点より下流の河床は、赤かっ色に着色している様子が観察される。

3. 調査方法と結果

3.1 流量

1984年12月、1985年4月、8月、11月の合計4回流量測定を行った。1985年4月は前日に55.5mmの降雨

Table 1 Result of discharge measurement

Unit: m³・sec⁻¹

	Sta. No.						
	1	2	3	4	5	6	7
(I) group							
84' Des.	1.77	0.12	0.23	0.34	0.25	0.03	6.81
85' Aug.	1.03	0.07	0.42	0.32	0.49	0.03	4.04
85' Nov.	1.59	0.03	0.18	0.25	0.44	0.004	4.27
(II) group							
85' Apr.	1.90	0.09	0.33	0.43	0.79	0.05	12.11

(I) group: 84' Des., 85' Aug. and 85' Nov. had the rainfall less than 1.0mm from three days before.

(II) group: 85' Apr. had 55.5mm rainfall the day before.

があり、他は流量測定日前3日間について降雨はなかった。結果をTable 1に示す。

1984年12月、1985年8月、11月に関しては、流量の差異は小さいが、1985年4月は、St.7ではそれらの約3倍近くに流量が増加している。また、St.1～St.6の流量の合計は、St.7の46.5%±6%であった。

3.2 理化学的水質

水質調査は、流量測定と同時に1984年12月、1985年4月、8月、11月の合計4回実施した。F⁻、Cl⁻、SO₄²⁻、PO₄³⁻、NO₂-N、NO₃-N、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺の分析はイオンクロマトグラフを用いて行い、分析結果の表示は、上水試験法に従った。他の項目は、JIS 0101および上水試験法に従い分析を行った。黒川水系の水質を、Table 2に示す。

St.1は、黒川水系の中で最も溶存成分が少なく、一般自然河川の水質を示しているが、これより下流の支流はきわめて溶存成分の含有量が多くなっている。特にホ場整備による暗きょ埋設地帯であるSt.5、St.6においては、pHが酸性に傾き、地質に起因すると思われる溶存成分濃度が著しく大きくなっており、電導度が最上流のSt.1では0.178mS・cm⁻¹だが最下流のSt.7では0.452mS・cm⁻¹と2.5倍以上の大きさとなる。

3.3 底生動物

底生動物の調査は、1985年4月、8月、11月の合計3回行った。採集は底面積50cm×50cmのサーベネット（24mesh）を用い、水深10～50cmの石礫底の瀬で1地点、1回行った。この3回の調査での目別出現種類と総種数、総個体数、総重量をTable 3に示す。

生物学的指数としては群集組成はDiversity Index (DI)を次式に示すshannonの指数を用い、また汚水生物体系でのPollution Index (PI)をPantle-Buckの方法に準じ、次式を用いてそれぞれ個体数と重量に

Table 2 Annual average concentration water quality in sampling station of KUROK-AWA watershedUnit : nothing (*), $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (**), $\text{CaCO}_3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (***), $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (no mark)

Water quality	Sta. No.						
	1	2	3	4	5	6	7
pH*	8.16	9.48	8.02	8.26	6.23	6.43	7.29
EC**	0.178	0.286	0.332	0.726	1.295	0.636	0.452
DO	9.4	—	9.8	—	6.8	7.8	7.1
BOD	1.4	1.8	0.9	1.2	0.7	0.7	1.2
SS	19.3	8.0	6.1	12.8	60.8	40.4	14.4
NH ₄ -N	0.10	0.18	0.14	0.07	0.75	0.35	0.19
NO ₂ -N	0.023	0.021	0.005	0.014	0.010	<0.002	0.025
NO ₃ -N	0.40	0.23	0.42	0.30	0.38	0.47	0.38
PO ₄ ³⁻	0.16	0.06	0.13	0.06	0.02	0.03	0.07
COD	2.7	2.8	2.2	4.0	5.4	9.1	2.5
P—acidity***	24.4	0.5	25.4	29.4	74.7	60.5	25.7
F ⁻	0.3	1.0	0.8	0.9	3.2	2.9	1.0
Ca ²⁺	15.2	23.9	28.6	62.3	125.1	60.1	34.8
Mg ²⁺	5.2	9.8	10.8	27.2	58.6	19.9	13.4
SO ₄ ²⁻	14.0	51.9	65.0	200.9	573.6	252.2	128.6
Cl ⁻	4.4	14.0	17.3	37.3	59.5	19.1	18.9
M—alkalinity***	46.2	49.7	58.2	53.6	15.5	22.9	37.8
HCO ₃ ⁻	62.5	69.7	71.0	65.4	18.9	27.9	46.1
Na ⁺	11.0	14.4	18.5	30.2	70.6	23.2	22.4
K ⁺	6.1	7.1	8.2	11.9	17.8	8.5	8.6
T—Fe	0.41	0.43	0.65	1.24	15.97	10.28	2.19
T—Mn	0.05	0.08	0.10	0.20	7.17	2.24	0.73

Table 3 Total species, total number and total weight of bottom fauna

(50cm×50cm)×3 times

	1	2	3	4	5	6	7
Ephemeroptera	10	2	2	1	1	1	2
Trichoptera	11	6	3	5	1		4
Plecoptera	2			1			
Diptera	3	3	3	3	1	1	4
Coleoptera	2	4		1			1
Megaloptera	1						1
Lepidoptera							1
Crustacea	2	1	1	1	1	1	2
Oligochaeta	1	1	2	1	1		1
Hirudinea	2	2	3	2			2
Mollusca	1	1		2		1	
Turbellaria	1		1				
Total species	36	20	15	17	5	4	18
Total number	1757	772	421	820	15	22	431
Total weight*	2915	726	443	536	7	17	169

*weight=dry•mg

Table 4 Biological index of bottom fauna

(Mean : 50cm×50cm)

	1	2	3	4	5	6	7
Species	20	11	10	9	2	2	11
Number	585	257	140	273	5	7	171
Weight (dry•mg)	972	242	147	179	2	5	188
Diversity Index(N)	2.59	2.07	2.41	1.76	0.60	0.61	1.84
(W)	2.78	1.90	2.29	1.87	0.52	0.17	2.10
Pollution Index(N)	1.73	1.90	2.43	2.05	2.23	2.42	2.01
(W)	1.51	1.65	2.62	2.14	2.13	2.64	2.09

ついて算出し³⁾, 3回の調査の平均値を **Table 4** に示す。

$$DI(N) = -\sum(n_i \cdot N^{-1}) \log_2(n_i \cdot N^{-1})$$

$$DI(W) = -\sum(w_i \cdot W^{-1}) \log_2(w_i \cdot W^{-1})$$

$$PI(N) = \sum(s \cdot n_i) \cdot N^{-1}$$

$$PI(W) = \sum(s \cdot W_i) \cdot W^{-1}$$

ただし, n_i , w_i : 個々の種の個体数, 重量(dry•

mg)

N, W: 総個体数, 総重量(dry・mg)

s: 個々の種の汚濁階級値

全体として, 出現種, 個体数, 重量とも少なく, しかも均一性の認められない貧弱な群集組成である。特にカゲロウ目の出現種が少ないことと, St.5とSt.6の群集組成が大きく崩れているのが特徴である。この要因は, 河床の礫の表面に沈着している多量の水酸化鉄によって底生動物の生息が阻害されている。その原因は湿田地帯の暗きょ排水によることから, この2地点では出現種に季節変化があり, 4月の調査ではコカゲロウ(*Baetis* sp.)の1種のみ, 8月はSt.5がユスリカ科(*Chironomidae*)の1種, St.6ではコカゲロウ, ユスリカ科, モノアラガイ(*Radix(a.) japonica*)の3種, 11月はSt.5がコガタシマトビケラ(*Hydropsychodes brevilineata*), ユスリカ科, ミズムシ(*Asellus hilgendorffii*), イトミズ(*Tubifex* sp.)の4種, St.6はコカゲロウ, ミズムシの2種が出現し, その変化は大きい。

4. 主成分分析による水質評価

今回の解析に用いた主成分分析は多変量解析のひとつであり, 複数のテストの総合的成績や, 複数の症状を示す患者の総合的重症度などに利用されている⁴⁾。近年は水質評価への応用が試みられ, 水質を構成している多項目の分析値が持つ情報をもらすことなく, ひとつまたは少数個の主成分で水質の複雑な構成を代表させ考察を行っている。^{5)~11)}主成分分析では, 解析に用いる水質項目の選択が結果の解釈に大きく影響する。このため, 解釈が容易なように, あらかじめ目的に応じて選択した水質項目を用いて主成分分析を行う事が多い。しかしながら, 今回の主成分分析の目的は, 火山流域という特殊な条件下における河川の水質特性を代表する主成分の抽出のために, できる限り多くの項目を用いた主成分分析を行い解釈を加えた。次に, その結果より水質項目を選択し, 第一主成分軸の解釈を失わずに情報集約度が高い第一主成分軸を求め, その得点より黒川水系の水質評価を行った。

水質項目には, pHや電導度など次元が異なるものが存在すること, 測定単位の取り方, また水質項目によって自然界に存在する濃度の分散の違いなどによって主成分分析の結果の解釈が変動するため, 水質の分析値を各項目において平均0, 分散1に標準化したものを用いて主成分分析を行った。

4.1 主成分分析による黒川水系の水質特性の把握

分析項目が多く欠損値が少ない1985年8月と11月の分析値を用いて主成分分析を行った。用いた水質項目

は, pH, 電導度(EC), BOD, SS, NO₃-N, COD, F⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, Cl⁻, HCO₃⁻, Na⁺, K⁺, 総鉄(T-Fe), 総マンガン(T-Mn)の16項目であり, いずれも検出限界値以上である。結果をTable 5に示す。ここでZ₁(16I, 7S)とは, 16項目(16Items)を用いて7地点(7Stations)で行った第一主成分を示している。

累積寄与率80%以上でかつ固有値が1以上であることを基準にして軸を定めると, 主成分として第一主成分Z₁(16I, 7S), 第二主成分Z₂(16I, 7S), 第三主成分Z₃(16I, 7S)が考えられる。

まず, 第一主成分Z₁(16I, 7S)について因子負荷量で判断すると, 第一主成分軸と0.8以上の高い相関を示すものは, 8月はEC, SS, F⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, Cl⁻, Na⁺, K⁺, T-Fe, T-Mnでありすべて正の符号を持つ。11月は8月の以上の項目に加えてHCO₃⁻があり, これは負の符号を持っている。寄与率は8月73.8%, 11月72.3%と全体の水質項目が持つ情報の70%以上を第一主成分軸が表現していることがわかる。HCO₃⁻とSO₄²⁻やCl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, T-Fe, T-Mnの出現傾向が逆であり, 重炭酸塩が少なく硫酸塩あるいは塩化物として各イオンが存在すること, また火山性毒物であり, 阿蘇火山活動との関連性が報告されている¹²⁾¹³⁾。F⁻が高い正の相関性を持つことにより, 第一主成分は火山流域河川の水質特性を示す主成分と解釈される。また, 電導度とも高い相関を持ち, この流域の特徴として, SO₄²⁻, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, T-Fe, T-Mnの含有により電導度が大きいことがわかる。SSに関しては, 顕微鏡による観察で, その溶出液に多くのCl⁻, SO₄²⁻, F⁻が検出される火山灰¹²⁾¹³⁾や, 鉄を細胞内外に固定している鉄バクテリアの群体がSSの大部分を占める傾向であることが確認されており, このために第一主成分軸と高い正の相関を示していると思われる。

第二主成分Z₂(16I, 7S)については, 8月と11月の結果に類似点を見出すことは困難であるため解釈は行えなかった。

第三主成分Z₃(16I, 7S)については, 因子負荷量で判断すると, 8月と11月共に, 第三主成分軸とBODが高い正の相関を示し, NO₃-Nが高い負の相関を示している。一般にBODは有機物汚濁の指標で, NO₃-Nは無機物汚濁の代表項目のひとつであり, この第三主成分は, 有機物汚濁と無機物汚濁の分布を示しており, 黒川水系において, この両汚濁は反対の分布状況を示していると思われる。しかし, 本調査地域は, ほとんどが水田地帯であることより肥料によるNO₃-Nの排出が考えられるが, 第三主成分の寄与率は9%ときわ

Table 5 Result of principal component analysis with sixteen items at seven stations

item	85' Aug.						85' Nov.					
	Z ₁ (16I, 7S)		Z ₂ (16I, 7S)		Z ₃ (16I, 7S)		Z ₁ (16I, 7S)		Z ₂ (16I, 7S)		Z ₃ (16I, 7S)	
	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.
PH	-0.749	-0.218	-0.503	-0.395	0.399	0.325	-0.738	-0.217	-0.464	-0.336	0.340	0.294
EC	0.983	0.286	-0.143	-0.112	-0.072	-0.059	0.946	0.278	-0.294	-0.213	-0.040	-0.035
BOD	-0.498	-0.145	-0.180	-0.141	0.766	0.624	-0.364	-0.107	-0.407	-0.295	0.778	0.673
SS	0.808	0.235	0.391	0.307	0.299	0.244	0.915	0.269	0.086	0.062	-0.082	-0.071
NO ₃ -N	-0.533	-0.155	0.299	0.180	-0.667	-0.544	-0.714	-0.210	-0.200	-0.145	-0.657	-0.568
COD	0.516	0.150	0.684	0.537	0.375	0.306	0.650	0.191	0.226	0.164	0.098	0.085
F ⁻	0.969	0.282	0.062	0.049	0.129	0.105	0.830	0.244	0.374	0.271	0.324	0.280
Ca ²⁺	0.990	0.288	-0.127	-0.100	-0.013	-0.011	0.939	0.276	-0.320	-0.232	-0.057	-0.049
Mg ²⁺	0.976	0.283	-0.220	-0.173	-0.007	-0.006	0.956	0.281	-0.281	-0.204	-0.009	-0.008
SO ₄ ²⁺	0.931	0.271	0.169	0.133	-0.082	-0.067	0.970	0.285	-0.237	-0.172	-0.053	-0.046
Cl ⁻	0.925	0.269	-0.303	-0.238	-0.147	-0.120	0.847	0.249	-0.475	-0.344	0.037	0.032
HCO ₃ ⁻	-0.816	-0.237	-0.465	-0.365	-0.076	-0.062	-0.939	-0.276	-0.262	-0.190	-0.101	-0.087
Na ⁺	0.959	0.279	-0.236	-0.185	-0.021	-0.017	0.929	0.273	-0.308	-0.223	-0.114	-0.099
K ⁺	0.900	0.262	-0.367	-0.288	-0.128	-0.104	0.868	0.255	-0.457	-0.331	-0.165	-0.143
T-Fe	0.966	0.281	-0.164	-0.129	0.069	0.056	0.864	0.254	-0.497	-0.360	0.060	0.052
T-Mn	0.959	0.279	-0.140	-0.110	0.077	0.063	0.925	0.272	-0.345	-0.250	0.036	0.031
A. P.		0.738		0.840		0.933		0.723		0.842		0.926
Eigen		11.812		1.621		1.505		11.576		1.903		1.336

F.L.: factor loading

E.V.: eigen vector

A.P.: accumulated proportion

めて低いため、詳細な解釈は困難である。

4.2 第一主成分による黒川水系の水質評価

以上の解析結果より、因子負荷量が大きく第一主成分軸と正の相関性が高い F⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻, Cl⁻, Na⁺, K⁺, T-Fe, T-Mn の 9 項目を選択し、再度主成分分析を行って得た、より情報集約度の高い第一主成分 Z₁ (9I, 7S) の得点 (主成分得点) を用いて黒川水系の水質評価を行った。

この 9 項目はいずれも mg・l⁻¹ の濃度の単位を持つため、これらの一次結合式により計算される主成分得点も同様に mg・l⁻¹ の濃度の概念を与えることが可能と思われるため、これ以後第一主成分 Z₁ に mg・l⁻¹ の単位を与える。このことより汚濁の相対的な尺度の評価ができるものとする。

1984年12月, 1985年4月, 8月, 11月と4回の平均値で行った主成分分析の結果を Table 6 に示す。

因子負荷量で判断すると、すべて第一主成分軸と 0.9 以上の高い正の相関を示し、16項目で行った第一主成分 Z₁ (16I, 7S) の情報集約度は、寄与率で 8月73.8%, 11月72.3%に比較し、9項目で79.1~94.2%とより大きくなっており、さらに明確な火山流域河川の水質特性を示すに効率がよい主成分が得られた。

これより主成分得点を算出しその結果を Fig. 2-a) に示す。これより火山流域河川の水質特性の大きさは、St.5>St.6>St.4>St.7>St.3>St.2>St.1の順であることがわかる。

次に、同じくカルデラ内河川であるが白川水系の St.8と、熊本県を代表する自然河川である球磨川水系の川辺地点と多良木地点^{14,15)} 3 地点を加え合計10地点で新たに主成分分析を行った。得られた第一主成分 Z₁ (9I, 10S) の解釈に変化はなく、Fig. 2-b)にその主成分得点を示す。川辺と多良木地点は、軸上でもっとも小さな得点であり、St.1がそれに接近しており一般自然河川の性格を示している。それに比較して、St.5, St.6は、きわめて特異な火山流域河川の水質を示していることがわかる。

4.3 火山性汚濁の影響評価

汚濁程度の判定や汚濁の下流への影響の評価を行うには、水質濃度の把握に加えて流量を組み込み、負荷量での考察が必要である。そこで第一主成分 Z₁ (9I, 7S) を用いて、以下の手順に従って火山性汚濁得点を定め、下流に与える各支流の火山性汚濁の影響評価を行った。

1) まず、各支流が下流に及ぼす影響で、汚濁を増加

Table 6 Result of principal component analysis with nine items at seven stations

item	Z_1 (9I, 7S)									
	84' Dec.		85' Apr.		85' Aug.		85' Nov.		Annu. Ave.	
	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.	F.L.	E.V.
F ⁻	0.829	0.292	0.912	0.342	0.935	0.321	0.785	0.287	0.853	0.298
Ca ²⁺	0.979	0.345	0.998	0.374	0.996	0.342	0.943	0.354	0.994	0.347
Mg ²⁺	0.979	0.345	0.921	0.345	0.996	0.342	0.982	0.359	0.985	0.344
SO ₄ ²⁻	0.995	0.351	0.988	0.370	0.944	0.323	0.990	0.362	0.999	0.349
Cl ⁻	0.948	0.333	0.870	0.326	0.970	0.333	0.897	0.328	0.936	0.327
Na ⁺	0.967	0.341	0.496	0.186	0.990	0.340	0.963	0.352	0.979	0.342
K ⁺	0.962	0.339	0.920	0.345	0.958	0.329	0.924	0.338	0.954	0.333
T-Fe	0.900	0.317	0.878	0.329	0.978	0.336	0.793	0.290	0.919	0.321
T-Mn	0.942	0.332	0.920	0.345	0.970	0.333	0.875	0.320	0.959	0.335
C. R.		0.893		0.791		0.942		0.831		0.911
Eigen		8.038		7.117		8.480		7.477		8.200

C. R. : contribution rate

Annu. Ave. : annual average

Fig. 2-a) Volcanic pollution rank of seven stations on Z_1 (9I, 7S). Fig. 2-b) Volcanic pollution rank of ten stations on Z_1 (9I, 10S).

させる影響力を持つ支流と、希釈して汚濁を減少させる影響力を持つ支流に区別するため、その基準を St.7 に定め、第一主成分得点の差で、質的な相違 Z_{1i}' を定める。(単位: $Z_1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

$$Z_{1i}' = Z_{1i} - Z_{17} \quad (i = \text{St.1} \sim \text{St.6})$$

2) 同じく St.7 を基準とし、St.7 に対する流量比によって各支流の量的な寄与率 Q_i' を定める。(単位: %)

$$Q_i' = (Q_i / Q_7) \times 100 \quad (i = \text{St.1} \sim \text{St.6})$$

3) Z_{1i}' と Q_i' の積を火山性汚濁得点 P_i とする。 P_i は符号により汚濁化グループと希釈化グループに区別され、その絶対値により、St.7 に対する影響力の大

きさが示される。(単位: $Z_{1i} \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \%$)

$$P_i = Z_{1i}' \times Q_i' \quad (i = \text{St.1} \sim \text{St.6})$$

$P_i > 0$ の時 汚濁化グループ

$P_i < 0$ の時 希釈化グループ

この P_i の算出した結果を Fig. 3 に示すように、横軸に Z_{1i}' 、縦軸に Q_i' をとると、 P_i は各プロットから両軸におろした垂線を二辺とする長方形の面積として表現される。

汚濁化グループとして St.4, St.5, St.6, 希釈化グループとして St.1, St.2, St.3 と区別され、水質の平均値で算定した P_i の絶対値の和は、汚濁化グループ 61.39, 希釈化グループ 42.77 となる。希釈化グループに対して汚濁化グループの値が高いことより、火山性汚濁の影響が強く、St.7 以下の下流水域は汚濁の状

Fig. 3 Relations between Z_{1i}' ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) and Q_i' (%).

Table 7 P_i value of six stations

Sta.No.	P_i				
	84'Dec.	85'Apr.	85'Aug.	85'Nov.	Annu.Ave.
1	-48.94	-23.55	-41.22	-80.17	-39.12
2	-1.77	-0.74	-1.22	-0.78	-1.06
3	-2.15	-1.14	-9.26	-2.16	-2.59
4	7.79	5.88	8.00	9.39	6.68
5	29.26	42.54	44.74	69.05	53.90
6	0.83	1.43	0.18	0.20	0.81

$$P_i = Z_{i1} \times Q_i$$

態にあることを示している。

各調査時期について検討を行うと、調査日前3日に降雨がなかった1984年年12月と1985年8月と11月では、12月は希釈化グループの P_i の絶対値の和が汚濁化グループの約1.5倍であり、8月と11月は、ほぼ同じ大きさである。火山に基因する物質に関しては、季節変動が少ない事より、晴天日の流量が安定している時期には、汚濁化グループの流量が少ないため、下流に対する汚濁化作用より、本流上流域の流量が多いことにより、希釈化作用の方が大きいことが示されている。一方、1985年4月は、前日に55.5mmの降雨があり、St.7の流量が低流量時の約4倍になっているが、 P_i の絶対値の和は汚濁化グループが希釈化グループの約2倍と大きく、汚濁化グループのSt.5, St.6, St.7では、雨水による希釈以上に地表あるいは暗きょから大量の火山に基因する物質の流入があり、汚濁化作用が大きいことを示している。

次にグループ内における各支流の寄与する影響力の大きさを、 $[P_i/\Sigma(P_i)] \times 100(\%)$ で考察を行うと、汚濁化グループの中でSt.5が77.2~87.8%、希釈化グループの中でSt.1が79.7~96.5%と大きく、他の支流の影響力は小さいことが示される。St.5では上流からホ場整備のための数十ヶ所の暗きょ水が流入し支流を形成しているが、この暗きょによる火山に基因する物質の負荷が下流の火山性汚濁化作用の直接の原因であり、特に雨天時には、雨水の浸透に従って比較的高スピードで火山に基因する物質を河川へ排出するものと思われる。

現在、黒川流域では下流域から上流域に向かってホ場整備が進められており暗きょ埋設地帯が広がっている。ホ場整備地区の拡大とともに暗きょ水の流入が増加し、下流の汚濁化の進行が十分予測される。

5. 底生動物による水環境の評価

5.1 生物学的指数と水質の重回帰分析

底生動物相による河川の水環境評価は、河川形態³⁾、河床の状態^{15,16)}、水質の状態¹⁷⁾を総合的にとらえることができることで注目される。

各調査時期における生物学的指数と水質との相関係数($n=21$)をTable 8に示す。ここで汚水生物体系でのPI値は個体数、重量とも各水質とは相関性が認められない。一般的な河川では有機的な汚濁指標であるCODなどとは大変よい相関を示すが、この調査水域では認められない。したがって汚水生物学的な評価は、ほとんど意味をもたないものとなっている。一方、群集組成のDI値は各項目と高い相関を示し、特に主要成分とは高く、この調査水域が火山地帯の特異的な水質の河川であることがわかる。したがってDI値はこのような地理的要因の大きな川ではよい指標値となる。

水質の主成分分析で選択した Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 F^- 、 Na^+ 、 K^+ 、T-Fe、T-Mnの9項目の中では、特にDI(N)、DI(W)は F^- 、T-Feと相関性が高いが、生物学的指数を目的変数とし、水質9項目を説明変数として変数増減法による重回帰分析を行ない、内容的にも関係のある説明変数として選択した。その結果、得られた回帰式と重相関係数(R)、F検定(分数比)を下記に示す。

$$\text{種数}(S) = 16.79 - 3.28F^- - 0.102\text{Cl}^-$$

$$R = 0.857 \quad F(2.10 : 0.05) = 19.4 < F = 24.9$$

$$\text{個体数}(N) = 353.8 - 99.3F^-$$

$$R = 0.543 \quad F(1.10 : 0.05) = 242 > F = 7.9$$

$$\text{重量}(W) = 509.5 - 10.8\text{Cl}^-$$

$$R = 0.496 \quad F(1.10 : 0.05) = 242 > F = 6.2$$

Table 8 Coefficient of correlation between biological index and water quality

$n=21 \quad r(0.05)=0.433$							
	Species	Number	Weight	DI(N)	DI(W)	PI(N)	PI(W)
pH	0.597	0.483	0.327	0.713	0.683	-0.154	-0.324
SS	-0.443	-0.342	-0.161	-0.507	-0.599	0.050	0.111
COD	-0.474	-0.417	-0.317	-0.459	-0.612	0.033	0.314
Ca^{2+}	-0.745	-0.510	-0.484	-0.716	-0.706	0.199	0.150
Mg^{2+}	-0.632	-0.431	-0.425	-0.553	-0.567	0.272	0.197
SO_4^{2-}	-0.740	-0.527	-0.492	-0.666	-0.668	0.291	0.186
Cl^-	-0.673	-0.440	-0.496	-0.584	-0.554	0.224	0.170
F^-	-0.828	-0.543	-0.463	-0.849	-0.855	0.312	0.206
Na^+	-0.481	-0.385	-0.365	-0.343	-0.375	0.279	0.152
K^+	-0.511	-0.498	-0.486	-0.378	-0.406	0.221	0.222
T-Fe	-0.678	-0.476	-0.372	-0.836	-0.779	0.012	0.033
T-Mn	-0.483	-0.336	-0.261	-0.583	-0.561	-0.026	0.023

$$DI(N) = 2.504 - 0.378F^- - 0.052T - Fe$$

$$R = 0.876 \quad F(2.10 : 0.05) = 19.4 < F = 30.7$$

$$DI(W) = 2.669 - 0.614F^- - 0.052T - Mn$$

$$R = 0.877 \quad F(2.10 : 0.05) = 19.4 < F = 29.9$$

PI(N), PI(W)の重回帰式は成立しない。

以上の結果より、種数、DI(N)、DI(W)の重回帰式は十分有効であるといえる。ここでF⁻が各目的変数の共通の説明因子となっていることは、火山性毒物でありまた火山灰の溶解成分であるF⁻が、もっとも底生動物相に影響を与えていると考えられる。水中のF⁻は水生生物に対し直接的な害があることが知られており、その最大許容量は1.5mg・l⁻¹と考えられる¹⁸⁾。このことからSt.5のF⁻は2.5~4.3mg・l⁻¹、St.6は1.6~4.3mg・l⁻¹と水生生物に対する許容量を超え、また、St.5、St.6ともに4月の調査時に最大値が測定されている。底生動物相の調査においても、4月はコカゲロウの1種のみ出現しただけで、DI(N)とDI(W)は0と、この2地点の特徴を評価している。

Fig. 4 Relations between $Z_1(9I, 10S)$ and $DI(N)$.

Table 9 Coefficient of correlation between nine items and results of principal component analysis with nine items at ten stations

	$Z_1(9I, 10S)$		Coefficient of correlation									
	F.L.	E.V.	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	Cl^-	F^-	Na^+	K^+	T-Fe	T-Mn	Mean	S.D.
Ca^{2+}	0.993	0.346	0.989	0.991	0.963	0.875	0.977	0.912	0.895	0.915	39.53	33.52
Mg^{2+}	0.986	0.344		0.982	0.979	0.821	0.988	0.915	0.862	0.917	15.67	16.10
SO_4^{2-}	0.995	0.347			0.937	0.897	0.970	0.878	0.935	0.952	135.3	166.3
Cl^-	0.948	0.331				0.752	0.969	0.939	0.760	0.826	18.50	16.84
F^-	0.898	0.314					0.813	0.768	0.945	0.857	1.10	1.03
Na^+	0.982	0.343						0.942	0.845	0.916	21.06	18.43
K^+	0.911	0.318							0.709	0.755	7.55	4.77
T-Fe	0.920	0.321	n=10 r(0.05)=0.65							0.957	3.27	5.11
T-Mn	0.943	0.329									1.06	2.14
C.R.		0.910										
Eigen		8.192										

$$Z_1(9I, 10S) = 0.346u_1 + 0.344u_2 + 0.347u_3 + 0.331u_4 + 0.314u_5 + 0.343u_6 + 0.318u_7 + 0.321u_8 + 0.329u_9$$

$$u_1 = (Ca^{2+} - 39.58)/33.52 \quad u_4 = (Cl^- - 18.50)/16.84 \quad u_6 = (Na^+ - 21.06)/18.43 \quad u_8 = (Fe - 3.27)/5.11$$

$$u_2 = (Mg^{2+} - 15.67)/16.10 \quad u_5 = (F^- - 1.10)/1.03 \quad u_7 = (K^+ - 7.55)/4.77 \quad u_9 = (Mn - 1.06)/2.14$$

$$u_3 = (SO_4^{2-} - 135.3)/166.3$$

また、日本の河川のF⁻の平均濃度が0.15mg・l⁻¹¹⁹⁾、九州地方の平均濃度が約0.09mg・l⁻¹（幾何平均0.068mg・l⁻¹）¹²⁾であり、St.2、St.3、St.4、St.7の平均値が0.8~1.0mg・l⁻¹であることから、この調査水域の底生動物相が貧弱であることや汚水生物体系でのPI値が有効な指標とならないことがわかる。

5.2 多様性指数DI(N)と水質の主成分分析

St.5、St.6では、底生動物相を決定づけている大きな要因であるF⁻濃度が高いだけでなく、水質の主成分分析の結果、水質9項目でSt.1~St.7で得た第一主成分 $Z_1(9I, 7S)$ や、Table 9に示す水質9項目でSt.8や球磨川の川辺と多良木地区を加えた10地点で得た第一主成分 $Z_1(9I, 10S)$ の得点により火山流域河川の水質特性を強く示していた。そこで底生動物相と火山流域河川の水質特性の関係式を、多様性指数DI(N)と第一主成分 $Z_1(9I, 10S)$ の得点により求めた指数回帰曲線をFig. 4に示す。

ここで、St.7の水質が上流域の汚濁化グループ、希釈化グループによって左右され、また $Z_1(9I, 10S)$ の得点が-0.15とほぼこれらの平均的な水質状況である。このことから平均値である $Z_1(9I, 10S) = 0$ を基準としてFig. 4の関係をみると、火山性水質の特性を代表する水質9項目の各濃度がTable 9に示す平均値より高濃度になると底生動物の群集組成を示すDI(N)は減少し、さらに得点が3.0以上(平均値+1.0×SD以上)になると底生動物の生息が完全に阻害される水環境となる。一方、得点が-0.25以下(平均値-0.9×SD

以下)になるとDI(N)は約3.0以上を示し、通常の一般河川の汚濁されていない水域でみられる比較的均一性のある群集組成になるものと考えられる^{20,21)}。この平均値 $-0.9 \times SD$ の各成分濃度は全国および九州地方の河川のはば平均値以下である²²⁾。

6. ま と め

火山流域河川である阿蘇カルデラ内黒川水系に関し、1984年12月から1985年11月にかけて4回行った調査結果を用いて以下の結果を得た。

- 1) 黒川流域内において水質の濃度差が大きく、特にホ場整備で暗きょが埋設された地域の支流はきわめて溶存成分の含有量が多い。
- 2) 多項目を用いて主成分分析を行った結果、第一主成分 $Z_1(16I, 7S)$ として火山流域河川の水質特性を示すものが抽出され、流域内の水質分布の約70%以上がこれにより説明される。
- 3) 多項目の中から F^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , $T-Fe$, $T-Mn$ の9項目を選択し、得られた第一主成分 $Z_1(9I, 7S)$ の得点により黒川水系の水質評価を行った結果、ホ場整備地帯の支流が、大きな火山流域河川の水質特性を示すことがわかった。
- 4) 火山性汚濁の影響評価を、黒川下流St.7を基準に第一主成分 $Z_1(9I, 7S)$ の得点差 Z_{1i}' と流量比 Q_i' の積で求めた火山性汚濁得点 P_i で行った。その結果、降雨後に汚濁化作用が大きくなり、中でもホ場整備による暗きょ埋設地域支流の汚濁化作用が大きいことがわかった。
- 5) 生物学的指数を目的指数とし、火山流域河川の特徴を示す F^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , $T-Fe$, $T-Mn$ の9項目を説明変数として変数増減法による重回帰分析を行った。その結果、火山灰の溶解性成分の F^- が各目的変数の共通の説明因子となり、もっとも底生動物相に影響を与えるものと考えられ、これらの水域の群集組成が貧弱であること、PI値が有効な指標とならないことがわかる。
- 6) 主成分分析で得られた第一主成分 $Z_1(9I, 10S)$ の得点と多様性指数DI(N)の関係は指数回帰曲線 $DI(N) = 1.888e^{-0.192Z_1(9I, 10S)}$ の式が得られる。この結果から得点が0以上すなわち各水質濃度がTable 9に示す平均値(約St.7の水質状況)以上になると底生動物の群集組成を示すDI(N)値は減少し、さらに得点が3.0以上(平均値 $+1.0 \times SD$ 以上)になると生息が完全に阻害される水環境となる。

謝辞

現場調査と水質分析およびデータ整理に多大の御協力をいただいた、熊本大学大学院生の宮丸正和、川

辺康一氏に深謝の意を表する。

(原稿受理 昭和61年11月13日)

引用文献

- 1) 中島重旗, 清崎美奈子(1982)熊本平野の浅層地下水の水質, 昭和56年度土木学会西部支部研究発表会講演集, 137-138.
- 2) 永井茂, 石井武政, 黒田和男(1983)熊本平野の地下水の水文学的研究, 工業用水, 296, 27-43.
- 3) 小田泰史, 杉村継治, 塘岡穰(1985)生物学的指数の説明因子, 日本陸水学会第50回大会講演要旨集, 136.
- 4) 田中豊, 脇本和昌(1985年)多変量統計解析法, 53-100, 現代数学社, 京都.
- 5) 海老瀬潜一, 勝部利之(1978)多変量解析法による貯水池水質の評価, 土木学会論文報告集, 269, 81-94.
- 6) 能澄勇二, 安田正志(1983)河川水質の総合的評価に関する研究, 土木学会論文報告集, 338, 79-88.
- 7) 岡敬一, 吉見洋, 井口潔, 小森谷廣子(1983)総合水質指標による神奈川県内河川水質の解析, 水質汚濁研究, 6, 407-413.
- 8) 古武家善成(1983)加古川水系の水質変動解析, 水質汚濁研究, 6, 415-423.
- 9) 吉見洋(1985)河川水質項目の階級化と総合化手法について, 用水と廃水, 27, 21-26.
- 10) 廣崎昭太(1985)多変量解析法の水質評価への応用, 工業用水, 319, 33-45.
- 11) 近藤邦男, 清家泰, 伊達善夫(1985)主成分分析を用いた汽水湖中海下層の水質解析, 水質汚濁研究, 8, 808-815.
- 12) T. Onishi(1979) Existing States and Dynamic character of Chemical Components in River Water (A Continued Report), Sci. Rep. Kagoshima Univ. 28, 85-123.
- 13) 植木肇, 水谷範子, 西田浪子, 太田原幸人(1985)熊本県白川の一定点におけるフッ化物イオンおよび塩化物イオンの変動, 日本化学会誌, 10, 1838-1845.
- 14) 中島重旗, 清崎美奈子(1981)河川環境の調査と評価, 水道協会雑誌, 566, 25-37.
- 15) 中島重旗, 小田泰史, 松並裕子(1984)河床礫の状態と底生動物相指数の相関, 陸水学雑誌, 45, 220-230.
- 16) 小田泰史, 植木肇(1979)河川の底生動物相に影響を与える水質と堆積物, 水質汚濁研究, 2, 116-120.
- 17) 小田泰史, 植木肇, 宮本留喜(1981)底生動物相をとりまく環境因子について, 用水と廃水, 23,

- 1036-1043.
- 18) チャールス G ウィルバー (長瀬隆子訳) (1972)
水質汚染の生物学的研究, 240-241, 恒星社厚生閣.
- 19) 松浦新之助, 国分信英(1972)フッ素の研究, 23-25,
東京大学出版会, 東京.
- 20) Jerry L. Wilhm (1970) Range of Diversity index
in Benthic macroimvertebrate populations, *Journal WPCF* 42, 5. part2 R221-R224.
- 21) 熊本県公害部 (1984年) 生物による水質判定調査
報告書菊池川水系 (昭和59年度).
- 22) 半谷高久, 小倉紀雄 (1985年) 水質調査法 62pp.
丸善, 東京.

論 文 要 旨

多変量解析法による阿蘇火山流域河川の汚濁評価

中島 重旗* 松並 裕子* 小田泰史**

* 熊本大学工学部, ** 熊本県衛生公害研究所

〈水質汚濁研究 Vol.10 No.2 (1987) pp.105~114〉

阿蘇カルデラ内火山流域河川を対象に、1984年12月、1985年4月、8月、11月に実施した流量、水質、底生動物の調査結果を用いて、多変量解析法である主成分分析や重回帰分析を行ない阿蘇火山流域河川の評価を行った。

水質の主成分分析の結果、第一主成分 Z_1 (16I, 7S) および Z_1 (9I, 7S) に火山流域河川の水質特性を示すものが抽出された。次に最下流調査地点に対する火山性汚濁評価を、第一主成分得点差と流量比との積（火山性汚濁得点 P_i $i=1\sim6$ ）により行った結果、ホ場整備の際に黄鉄鉱地帯に埋設された暗きょが大きな汚濁化作用を有することが示された。

底生生物と水質の重回帰分析の結果、生物相に最も影響を与える水質項目は F^- であった。また、水質の第一主成分 Z_1 (9I, 10S) と生物の群集類似度 $DI(N)$ の間には $DI(N)=1.888e^{-0.192Z_1}$ の関係が示され、火山性汚濁が進行すると底生動物の生息が阻害される水環境になることがわかった。

霞ヶ浦における藻類増殖の制限物質

矢木 修身* 萩原富司** 高村 義親*** 須藤 隆一*

* 国立公害研究所水質土壌環境部, ** 新日本気象海洋㈱環境アセスメント部, *** 茨城大学農学部

〈水質汚濁研究 Vol.10 No.2 (1987) pp.115~122〉

霞ヶ浦から分離した2種類の *Microcystis* を用いて藻類培養試験法による霞ヶ浦の湖水中の制限栄養物質について検討を加えた。ろ過法（ろ過湖水を用いる）と熱分解法（試水を熱処理してろ過法を適用する）とについて検討を加えた。

6月～8月にかけての夏期のろ過湖水では、リンと窒素の同時添加で、*Microcystis* は良好な増殖を示すことからリンと窒素が同時に制限になっていたが、他の季節ではリンと窒素を添加しても増殖が認められず、ほとんどの場合、増殖に鉄又はEDTAを必要とした。夏期の湖水中ではキレート物質の濃度が高まり、これが *Microcystis* の異常増殖に関係することが考えられた。