〈論 文〉

底生動物相を指標とする生物学的水質評価 —— 熊本県内河川において ——

小 田 泰 史* 中 島 重 旗** 杉 村 継 治*

Biological Evaluation by Benthic Fauna for Water Quality in the Rivers of Kumamoto Prefecture

Taishi ODA*, Shigeki NAKAJIMA** and Tsugiharu SUGIMURA*

* Kumamoto Prefectural Institute of Public Health, Minamisendanbatamachi 4-33, Kumamoto 860 Japan

** Faculty of Engineering, Kumamoto University, Kurokami 2-39-1, Kumamoto 860 Japan

Abstract

The analysis was made by using the data at 100 stations in the rivers of Kumamoto Pref., for the purpose of supporting the validity of the benthic fauna as the indicator of water quality.

The principal component analysis was made by six factors of water quality (BOD, COD, Cl^- , $\text{NH}_4\text{-N}$, T-N, T-P). In consequence, the first principal component (Z_1W) showed the pollution. Though the correlation coefficient between Z_1W and PI(N) is relatively good with $\gamma=0.804$, there is the case that the value of PI(N) is evaluated β -ms in spite that Z_1W judges it very clear. The reason is that the water areas of β -ms contains "very clear water area" and "clear water area".

Accordingly, the values of new five grades of water quality (Q) and the method of biological evaluation of water quality (BE) were tested. The correlation coefficient between the values of BE using Q and Z_1W is good with $\gamma=0.833$. The difference between "very clear water area" and "clear water area" was evaluated.

Key words: benthic fauna, pollution index, biological evaluation, water quality, principal component analysis

1. はじめに

河川の水環境指標として底生動物相を用いる考え方は複雑な汚濁機構と流域の環境を総合的に評価でき、河川の生態系への影響を把握する手段として注目されているが、問題点も指摘されている^{1)~4)}。

生物学的水質評価値を水質汚濁の指標として取り扱う場合が多く、BOD との関係が示されている^{5)~7)}。このような傾向は汚水生物系が Kolkwitz & Marsson らによって提唱され⁸⁾、わが国では津田、森下らの提唱する

Beck-津田法が広く利用され、Pantle-Buck 法、Zelinka-Marvan 法などの数値として汚濁を評価する方法が定着したことによるものである^{5),8),9)}。

1970年代以降、公害問題がクローズアップされ始めると同時に河川の生物学的水質評価が注目され利用されるようになった。とくに、底生動物の調査は採集が比較的容易であり、親しみやすさが利用範囲を広げ、水環境保全の啓発活動や環境教育のための「簡易調査法」が環境庁によって作成された¹⁰⁾。生物学的水質評価は利用目的によってその調査方法や評価法が異なるも

* 熊本県衛生公害研究所 〒860 熊本市南千反畑町 4-33

** 熊本大学工学部 〒860 熊本市黒髪 2-39-1

のと考える。

熊本県では1984年から河川の水質監視地点の底生動物と水質の調査を同時に行っている。このデータを用いて水質については主成分分析法を用いて解析した結果、第1主成分のスコア (Z_1W) が $-2.8 \sim -2.0$ と良好な水質と判断できる地点で、Pollution Index (PI)⁹⁾ 値が β -ms と評価される不合理な点が明らかになった。そこで、個々の生物が持つ水質 (Z_1W) に対する指標性について解析し、個々の生物に新たな5段階の水質階級値(Q)を設け、新たな5段階による生物学的な水質評価法(BE)を試みた。このBE値と水質 (Z_1W) との関係を検討した結果、有意義な成果が得られた。

2. 調査方法

熊本県内の菊池川、白川、緑川および球磨川の4大水系と他の中小河川の環境監視地点および補助地点などの主要な100地点を各1回、1984~1988年にかけて調査した。調査時期は各年度とも10月末から11月の約1週間で、秋季の調査は年間の平均的な種数が期待できる¹¹⁾。なお、底生動物の採集と水質分析のための採水と同時にを行った。

2.1 底生動物

底生動物の採集は、底面積50cm×50cmの金属製のサーバー・ネット(0.7mm openings)を用い、水深約20~40cmの瀬の石礫底において1地点2回採集した^{12),13)}。各標本は約5%ホルマリンで固定して持ち帰りでき得る限り種まで同定した^{14)~16)}。なお、ユスリカ類は *Chironomus* spp.を除いたものを Chironomidae とし¹⁷⁾、コカゲロウ類は *Baetis sahoensis* と *Pseudo-*

cloeon japonica を除いたものを Baetidae とした。生物学的指数は群集組成の把握に Diversity Index (DI) を、汚濁階級指数を用いた Pollution Index (PI)⁹⁾ を次式を用いて個体数について算出した^{18),19)}。

$$DI(N) = -\sum (ni/N) \log_2 (ni/N)$$

$$PI(N) = \sum (si \cdot ni) / N$$

ただし ni : 個々のタクソンの個体数

N : 総個体数

si : 個々のタクソンの汚濁階級指数^{5),20)}

群集における優占構成種の客観的に決定するために Yeates の多指標分析を大沢ら²¹⁾に準じ、多指標分析法を用いた。この方法は平均値を中心とするバラツキ(集中度)を求める分散の考え方で、上位の優占種の優占率: $(ni/N) \times 100$ を用いて仮定の平均値(%)における分散(平方偏差)が最も小さくなるような、上位優占種の優占率からみた仮定の群集組成を次式を用いて算出するものである。

$$\sum (xi - X_0)^2 / N$$

ただし、 xi : 上位優占タクソンの優占率(%)

X_0 : 仮定平均値(%)

N : 総個体数

2.2 理化学的水質

理化学的水質は水温、pH、DO、BOD、COD、 Cl^- 、 NH_4-N 、SS、T-N および T-P を測定した。DO はウインクラー・アジ化ナトリウム変法、BOD は無希釈、無植種、COD は100°C 過マンガン酸カリウム消費量、 Cl^- はモール法、 NH_4-N はインドフェノール吸光光度法、T-N は銅・カドミウムカラム還元法および T-P はモリブデン青・アスコルビン酸吸光光度法によって測

Table 1 Appearing frequency numbers of leading taxa as dominance
100 stations

names of taxon	ranking of dominance										total
	1 st	2 nd	3 rd	4 th	5 th	6 th	7 th	8 th	9 th	10 th	
1. Baetidae	5	24	12	9	5	1					56
2. <i>Epeorus latifolium</i>	1	7	4	9	1	4	1				27
3. <i>Ecdyonurus yoshiidae</i>	3	6	4	1	4	2			1		21
4. <i>Isonychia japonica</i>	1				1	2		1			5
5. <i>Ecdyonurus kibunensis</i>	1					1	1				3
6. <i>Baetis sahoensis</i>	2	5	1								8
7. <i>Rhithrogena japonica</i>	1		1								2
8. <i>Hydropsyche orientalis</i>	16	8	8	2	3		2			1	40
9. <i>Cheumatopsyche brevilineata</i>	24	13	6	5	3			1			52
10. <i>Hydropsyche nakaharai</i>	1		1								2
11. Chironomidae	23	10	5	3	3	7			2		53
12. <i>Chironomus</i> spp.	9										9
13. <i>Antocha</i> sp.	2	2		2		1	1			1	9
14. Simuliidae	4	1	2	3	1	1				1	13
15. <i>Mataeopsephenus japonicus</i>	3	2	4		3	3		1			16
16. <i>Asellus hilgendorffii</i>	2	1	2	1					1		7
17. <i>Rivulogammarus nipponensis</i>	2		1	1							4

定した。

3. 調査結果および考察

3.1 優占構成タクサとPI (N) 値

調査において1位優占として出現したのは17タクサで、それらの生物が10位内優占構成タクサとして出現した回数をTable 1に示す。最も出現回数の多い

Fig. 1 Relation between the degrees of the first relative dominance and the numbers of the dominant taxa and Diversity Index(N)

Baetidae は第2, 3 優占として出現する場合が多い。

優占種は環境条件に対してリアクションも大きいと考えられることから、優占構成タクサおよび1位優占タクソンの優占率と多様性指数 (DI) との関係を Fig. 1 に示す。当然の結果ではあるが、この関係からわかるように、群集がもつ情報の大部分は優占構成タクサに集約されており、重要な環境要因の1つである水質と優占タクサの汚濁階級値との関係はPI (N) に影響を及ぼす。

各地点における総個体数に対する各汚濁階級 (os, β -ms, α -ms, ps) ごとの個体数の優占率とPI (N) との関係を Fig. 2 に示す。os (s=1) の指標生物は83地点に、 β -ms (s=2) は99地点、 α -ms (s=3) は64地点、ps (s=4) は55地点に出現し、各汚濁階級タクサごとの割合が高くなると、その汚濁階級により近づく。したがって、各指標生物の相対優占率がPI (N) 値に影響することから、各生物には水質に対して的確な評価値を与えなければならない。とくに、Table 1 に示す中で1位優占タクソンとして出現することが多く、優占構成タクサとしても出現回数の多いBaetidae, Chironomidae, *Cheumatopsyche brevilineata*, *Hydropsyche orientalis*, *Epeorus latifolium*, *Ecdyonurus yoshidaei*, *Mataeoapsephenus japonicus* および Simuliidae などには的確な評価値を与える必要がある。

3.2 理化学的水質

理化学的水質10項目の基本統計量をTable 2に示す。調査地点が熊本県全域であり、渓流域から平地の下流域まで人間活動の影響を直接的に受ける水域、受けない水域と幅広いことからBOD, COD, SS, Cl^- , $\text{NH}_4\text{-N}$, T-N および T-P の変動係数が約100~280%と大きい。とくにBODと $\text{NH}_4\text{-N}$ が大きいのは都市部に位置する数地点で生活排水などの影響を直接的に受けているためである。

Table 2 The basic statistic of 10 parameters of water quality

100 stations

parameters of water quality	average value	maximum value	minimum value	standard deviation	coefficient of variation
water temperature(°C)	15.8	21.0	11.3	1.983	0.125
pH	7.8	9.1	7.2	0.105	0.041
DO (mg·l ⁻¹)	9.4	11.8	3.2	1.308	0.138
BOD (mg·l ⁻¹)	2.4	41.8	0.5	5.276	2.171
COD (mg·l ⁻¹)	2.4	28.4	0.5	3.589	1.485
SS (mg·l ⁻¹)	7.3	93.0	1.0	13.666	1.587
Cl^- (mg·l ⁻¹)	9.5	62.3	0.6	11.174	1.166
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg·l ⁻¹)	0.28	4.24	0.01	0.773	2.755
T-N (mg·l ⁻¹)	1.40	7.79	0.05	1.438	1.023
T-P (mg·l ⁻¹)	0.126	1.230	0.006	0.206	1.628

Fig. 2 Relation between the degrees of the relative dominance in the several saprobic zone and Pollution Index(N) at each stations

水温、pH および DO の変動係数は約 4～14%と小さい。水温は調査時期が秋のため、その日の天候および調査時間に左右された。pH は温泉の影響を受けている 1 地点で 9.1 を示したが、他の地点では 7.2～8.8 の範囲にある。DO は全般的に上流から下流にかけて減少する傾向を示すが、上・中流域と考えられる数地点では約 $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後で逆転の傾向もみられた。pH および DO の値は底生動物の息に大きな影響を与えるものではないと考えられる²²⁾。また、SS は水質の外観的きれいさの情報²³⁾であることから生活系の汚濁とは異なる場合が多い。

水質汚濁を評価する場合、一般的に有機的汚濁に対しては BOD, COD, また富栄養化の状態の指標には窒素、リンなどが用いられている。これらの代表的な指標である BOD と T-N の関係を Fig. 3 に示す。BOD が約 $2.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下と有機的な汚濁があまり強くなくても T-N はかなり高濃度な地点がある。このような状況は、下水道の普及にも左右されているものと考えられる²⁴⁾。このことは、水質を単項目で見たのでは水質全体を把握することが困難であり、水質の特性を見失う可能性があることを示唆している。

Fig. 3 Relation between BOD and T-N

水質調査においてとくに生活系の汚濁を意味する BOD, COD, Cl^- , $\text{NH}_4\text{-N}$, T-N および T-P の 6 項目を用いて相関行列による主成分分析を行った結果を Table 3 に示す。その結果、水質汚濁の情報量をより集約したものとなり、第 1 主成分 ($Z_1\text{W}$) の寄与率は 82.5% と高く総合的な水質汚濁を意味する指標となった。固有ベクトルを係数として、全データの平均値と標準偏差を用いて標準化された 6 項目の一次結合式を

Table 3 The results of the principal components by 6 parameters of water quality

parameters of water quality	Z_1W eigenvector	factor loading		correlation matrix			
			COD	Cl ⁻	NH ₄ -N	T-N	T-P
BOD	0.406	0.905	0.951	0.741	0.762	0.678	0.796
COD	0.416	0.925		0.755	0.776	0.722	0.846
Cl ⁻	0.393	0.875			0.712	0.783	0.791
NH ₄ -N	0.409	0.911	n=100			0.853	0.860
T-N	0.400	0.890	$r=0.256$				0.823
T-P	0.422	0.940					
eigenvalue	4.954						
contribution rate	0.825

Fig. 4 Frequency distribution of Z_1W score and grouping of water quality

下記に示す。この Z_1W スコアは ± 0 より小さければより清潔な水域であり、大きければより汚濁した水域であることを示す。

$$Z_1W = 0.406X_1 + 0.416X_2 + 0.393X_3 + 0.409X_4 + 0.400X_5 + 0.422X_6$$

$$X_1 = (BOD - 2.4) / 5.276,$$

$$X_2 = (COD - 2.4) / 3.589$$

$$X_3 = (Cl^- - 9.5) / 11.17,$$

$$X_4 = (NH_4-N - 0.28) / 0.773$$

$$X_5 = (T-N - 1.40) / 1.438,$$

$$X_6 = (T-P - 0.126) / 0.206$$

第1主成分 (Z_1W) のスコアによる地点度数分布を **Fig. 4** に示す。県内河川全体の水質状況を段階的に把握するために、度数分布から図に示すように I ~ V のグループに分け、各グループごとの水質の最大値、最小値、平均値を **Table 4** に示す。

このグループ分けは環境庁が示す河川の「生活環境の保全に関する環境基準(類型)」を基本にしたが、**Fig. 3** に示すように BOD が比較的低濃度であっても T-N はかなり高濃度な地点があることから、とくに、I、

II グループの水質 (BOD, T-N, Cl⁻) 内容については自然汚濁負荷量を考慮し^{25)~27)}、便宜的に I ~ V に分けた。

3.3 PI(N)値と水質 (Z_1W) との関係

水質 6 項目の主成分分析において情報集約度の高い第1主成分 (Z_1W) の各地点のスコアと PI(N) 値との関係を **Fig. 5** に示す。ここで、PI(N) 値と水質 (Z_1W) とは $r=0.804$ と相関性の高い結果となり、PI(N) 値は河川の水質 (Z_1W) の状態を比較的良好にとらえている。このことから、底生動物による評価値を“腐水性”に限定する必要はなく、生活系の汚濁を総合的に評価するという生物学的水質評価の特性を生かす必要がある。

PI(N) 値は汚濁の少ない水域においてその値は小さく、より汚濁している水域においてより大きな値を示す。このことは PI(N) 値の計算に用いている汚濁階級値 (s) が^{85), 20)}、水質に対してほぼ的確な値を与えているもので、先駆者達の野外調査における知識と経験に基づいた成果である。しかし、**Fig. 5** においてかなり散らばった点がある。また、 Z_1W が $-2.8 \sim -2.0$ と最も清潔な水域と判断できる地点で PI(N) 値が β -ms と評価された地点がある。

各地点における汚濁階級 (os, β -ms, α -ms, ps) ごとの指標生物の個体数の優占率と水質 (Z_1W) との関係を **Fig. 6** に示す。os と β -ms の図に示すように、双方の Z_1W スコアは ± 0 以下が大部分を占めていることから、 β -ms と評価されている指標生物の大部分は水質 (Z_1W) からみると良好な水質の指標生物であると考えられる。os と β -ms の指標生物だけが出現した地点は 29 地点あるが、そのうちの 28 地点において Z_1W スコアで -2.0 より小さく、最も清潔な水域であるにもかかわらず、PI(N) 値が β -ms と評価される地点が 13 ある。これは生息条件の中で、水質 (Z_1W) よりも水温や河床状態などの方が強く表現される場合が

Table 4 Max. min. and ave. values of water quality in several grades divided by frequency distribution of Z_1W score at 100 points of stations

grades	BOD	COD	Cl ⁻	NH ₄ -N	T-N	T-P	Z_1W score
I: very clear water area							
Max	1.7	1.5	4.0	0.05	0.77	0.041	-2.515
Min	0.5	0.5	0.7	0.01	0.05	0.011	-2.899
(n=22) Ave	0.8	0.8	2.3	0.01	0.39	0.024	-2.687
II: clear water area							
Max	2.4	1.8	8.2	0.05	1.01	0.058	-2.032
Min	0.5	0.5	1.7	0.01	0.17	0.006	-2.509
(n=24) Ave	1.1	1.1	4.1	0.02	0.58	0.026	-2.268
III: mild polluted water area							
Max	2.5	2.5	13.8	0.13	1.97	0.131	-0.631
Min	0.7	0.9	3.0	0.01	0.08	0.023	-2.001
(n=22) Ave	1.2	1.4	6.6	0.03	1.11	0.066	-1.428
IV: polluted water area							
Max	5.2	6.4	23.2	0.47	2.96	0.261	1.463
Min	0.9	0.8	4.5	0.01	0.75	0.033	-0.289
(n=16) Ave	1.9	2.7	12.2	0.11	2.00	0.131	0.359
V: heavy polluted water area							
Max	41.8	28.4	62.3	4.24	7.79	1.230	30.153
Min	1.2	1.6	13.7	0.02	1.23	0.215	1.959
(n=16) Ave	9.0	7.6	29.4	1.55	3.85	0.493	8.703

Fig. 5 Relation between Pollution Index(N) and Diversity Index(N) and Z_1W score

あるからである。たとえば、水温などの影響により河床の礫の表面が無機栄養分を充分利用した珪藻類などに薄く被われた地点で *Ecdyonurus yoshidae*, *Baetidae* が、厚く被われた地点では *Mataeopsephenus japonicus*, *Chironomidae* などの複数の個体数の割合が高くなるような場合で²⁸⁾, PI(N)値に影響をあたえる。このような流域形態や水温などの影響による生物の分布範囲まで生物学的指数は評価してしまうことから、水質評価として取り扱うことの難しさがあると考ええる。

なお、DI(N)値と水質との関係は Fig. 5 に示すように $r = -0.604$ と相関性が認められ、DI(N)値のピークはより汚濁の少ない水域にあるといえる。しかし、流量変化の激しい河川、砂質の多い河川のコカゲロウ類および河床の礫付着物の状況に応じたユスリカ類またはシマトビケラ類の独占的な出現など、水質にほとんど関係のない環境因子に左右される場合があり、群集組成の複雑さ、均一性を表現しただけでは河川の水質(Z_1W)を評価し得ない場合がある。

4. 底生動物の水質に対する指標性

4.1 底生動物の水質 (Z_1W) に対する適応性

生物の水質 (Z_1W) に対する出現範囲と、その範囲

Fig. 6 Relation between the degrees of the relative dominance in the several saprobic zone and Z_1W score

内のどこで優占率が高くなるのか、また出現頻度が高くなるのが水質階級値を決定する上で重要である。水質に対するこのような関係を *Baetidae*, *Chironomus* spp. および *Asellus hilgendorfii* を例として Fig. 7 に示す。*Baetidae* は水質 (Z_1W スコア) が $-3.0 \sim 5.0$ の清冽な水域から汚濁水域まで出現するが、出現頻度は $-3.0 \sim -2.0$ の清冽な水域で高い。しかし、優占率は $-3.0 \sim 1.0$ と清冽な水域から多少汚濁した水域において高くなる傾向がある。*Chironomus* spp. は水質が $-1.0 \sim 31.0$ の汚濁が認められる水域から最も汚濁した水域まで出現し、出現頻度は出現範囲内においてあまり差はないが、優占率はより汚濁した水域でより高くなる傾向がある。*Asellus hilgendorfii* は水質が $-2.0 \sim 20.0$ の広範囲に出現し、出現頻度は良好な水質の -2.0 で高いが、優占率は汚濁水域の約 5.0 付近で高くなる傾向がある。

このようにそれぞれの生物は出現範囲内のある水質で優占率、出現頻度が高くなるような水質に対する適応性と、群集内の他の生物との関係の中に生態的位置を持っている。多くの生物は水質に対して耐性または適応性が広いため、その生物の水質に対する評価値を

判断するのはまことに困難である。個々の生物がどの水質 (Z_1W) で出現頻度が高くなるのか、また優占率が高くなるのか、水質に対するこのような適応性を相互的に評価する目的として生物が持つ水質 (Z_1W) の位置 (stand synthetic index) を次式によって求めた²⁹⁾。

生物が持つ水質 (Z_1W) の位置 $= \sum (ai \cdot Ri) / \sum ai$
ただし、 ai : タクソンの個体数の割合 (%)

Ri : 出現した地点の水質 (Z_1W スコア)

個々の生物が持つ水質に対する適応性の検討には、比較的出現頻度の高い生物をまず取り上げた。次に、出現頻度の少ない種類については同一の属、科の生物はまとめた。また、出現頻度は少なくとも汚水生物学的に注目できる生物などを任意に100タクサ選択し、その生物が持つ水質の位置を算出した。この結果を Table 4 に示す各グループの水質 (Z_1W) と比較すると、 Z_1W スコアが -2.5 以下の I グループの「大変きれいな水域」に出現することが多いか、または優占率が高くなる生物は30タクサあり、II グループの「きれいな水域」には27タクサ、III グループの「少し汚濁した水域」には25タクサ、IV グループの「汚濁している水

Fig. 7 Three taxa's appearing frequency and the degrees of the relative dominance in their appearing areas

域」には8タクサ, Vグループの「大変汚濁している水域」には10タクサの生物が含まれる。

Iグループの30タクサのすべてはosの指標生物である。IIグループの多くはosの指標生物であるが *Mataeoapsephenus japonicus*, *Semisulcospira libertina* などの β -ms の指標生物が含まれる。IIIグループでは, os の *Geothelphusa dehaani* が含まれるとともに α -ms の *Erpobdella lineata* が含まれる。このように従来の汚濁階級値と異なる生物が多少あるが, 多くの生物はほぼ一致している。

この結果から, PI(N)値でosの評価値の内容には Table 4 の I, IIグループの水質内容が含まれるものとする。この I, IIグループの水質内容の差はさきに述べたように, 流域形態や水温および付着藻類の状況によるものと考えられることから, I, IIグループの生物の優占率の差は「大変きれいな水域」と「きれいな水域」との差を評価するものであり, 生物の群集組成でしか評価できないものである。したがって, 特定の指標生物が出現したか否かではなく, 群集内の他の生物との位置関係を表現する群集組成の数値化が生物学的水質指標となるものであり, 熊本県内河川の生物学的水質評価値に水質階級を用いるならば Table 4 に示した I~V の5階級が妥当と考えられる。

底生動物の大部分は比較的良好な水質において広範囲な分布域を持っており, Iグループの「大変きれいな水域」における群集組成は Fig. 1 の DI(N) と優占構成種数, 1位優占種の優占率との関係, Fig. 5 の DI(N) と水質 (Z_1W) との関係からもわかるように, Iグ

Table 5 Grades of water quality for Biological Evaluation of Water Quality (BE)

names of taxon	Q	names of taxon	Q	names of taxon	Q
PLATHELMINTHES		EPHEMEROPTERA		MEGALOPTERA	
Planariidae	1	Baetidae	2	<i>Protohermes grandis</i>	1
MOLLUSCA		<i>Baetis sahoensis</i>	3	COLEOPTERA	
<i>Semisulcospira libertina</i>	2	<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	2	Hydrophilidae	2
<i>Protancylus nipponica</i>	3	<i>Ecdyonurus kibunensis</i>	2	Gyrinidae	2
<i>Gyraulus chinensis</i>	3	<i>Choroterpes trifurcata</i>	2	Psephenidae	2
Corbiculidae	3	<i>Ephemera (T.) japonica</i>	2	Dryopidae	2
<i>Radix (a.) japonicus</i>	4	<i>Caenis</i> spp.	2	Elmidae	
<i>Physa acuta</i>	5	<i>Potamanthus kamonis</i>	2	<i>Elmis</i> spp.	1
OLIGOCHAETA		<i>Ephemera orientalis</i>	2	<i>Stenelmis</i> spp.	2
<i>Tubifex</i> spp.	5	other EPHEMEROPTERA	1	<i>Luciola cruciata</i>	2
<i>Branchiura sowerbyi</i>	5	TRICHOPTERA		DIPTERA	
other OLIGOCHAETA	4	<i>Psychomyia</i> sp.PB	2	<i>Antocha</i> sp.	1
HIRUDINEA		<i>Cheumatopsyche brevilineata</i>	2	<i>Tipula</i> spp.	2
<i>Herpobdella lineata</i>	3	<i>Macronema radiatum</i>	2	<i>Holorusia</i> spp.	2
other HIRUDINEA	4	other TRICHOPTERA	1	<i>Chironomus</i> spp.	5
CRUSTACEA		PLECOPTERA		Chironomidae	3
<i>Potamon dehaani</i>	1	all PLECOPTERA	1	<i>Simuliidae</i>	1
<i>Gammarus (R.) nipponensis</i>	1	ODONATA		<i>Psychoda alternata</i>	5
<i>Asellus hilgendorfi</i>	4	<i>Epiophlebia superstes</i>	1		
		Gomphidae	2		
		other ODONATA	3		

Q: value of the water quality

ループの生物のいずれかが、その水域において個体数で独占的に出現することは少ない。したがって、Fig. 6に示すように「大変きれいな水域」にもかかわらずβ-msの生物の優占率によってPI(N)値が決定されることから、生物が持つ水質(Z₁W)の位置をI～Vの汚濁評価値として各生物に与えるのは問題が残る。

しかし、水質(Z₁W)による解析を行った結果から、PI(N)値でosの評価値の内容にはTable 4のI、IIグループの水質内容が含まれ、「大変きれいな水域」と「きれいな水域」との差を生物学的水質評価値として生かす必要がある。

4.2 生物学的水質指標の5段階評価

底生動物の大部分、とくに水生昆虫は水質(Z₁W)に対して分布範囲が広いと考えられることから、個々の生物がその群集内においてどのような位置関係にあるかを要約したものが生物学的水質評価となるものとする。

これまでの解析結果から、水質評価値として「大変きれいな水域」と「きれいな水域」との差を生かすために、新たな5段階の水質階級値(Q)を提案し、底生動物のQ値をTable 5に示す。この階級値Qの決定にあたり3つのことを原則とした。まず、生物が持つ水質(Z₁W)の位置の解析の結果をQ値としてできるだけ生かす。次に、Fig. 6に示す例のようにII、IIIグループの生物の相対優占率がほぼI、IIの水質評価値を決定していることから、生物が持つ水質(Z₁W)の位置の解析の結果、II、IIIグループの生物の中でTable 1において優占構成タクサとして出現する回数の多いBaetidae, *Ecdyonurus yoshidae* および *Cheumatopsyche brevilineata* などのQ値を2とした。また、Fig. 6で示した例のようにIV、Vグループの生物の相対優占

率がほぼIII、IVの水質評価値を決定していることから、生物が持つ水質(Z₁W)の位置の解析の結果、とくにVグループの生物の大部分は水質(Z₁W)の位置の解析の結果をQ値とした。

この水質階級値(Q)を用いて、100地点の生物学的水質評価(Biological Evaluation of water quality)値を求めた結果と水質(Z₁W)との関係をFig. 8に示す。この結果、生物学的水質評価(BE)値と水質(Z₁W)との関係は $r=0.833$ とよく、とくに、「大変きれいな水域」と「きれいな水域」との差を生物学的水質評価値(BE)として生かすことができる。

$$BE = \sum (Q_i \cdot ni) / N$$

ただし、 Q_i : i番目の生物が持つ水質階級値

ni : i番目の生物の個体数

N : 総個体数

I: 大変きれいな水域 BE=1.0~1.5

II: きれいな水域 BE=1.5~2.5

III: 少し汚濁している水域 BE=2.5~3.5

IV: 汚濁している水域 BE=3.5~4.5

V: 大変汚濁している水域 BE=4.5~5.0

河川の底生動物相の定量的な調査において、このような生物間に存在する個体群の構造的性質を表現する指数として、出現生物の(ni/N)を用いる考え方は重要である。生物学的水質評価法(BE)はHilsenhoffのindex^{4),18)}と5段階評価という点で類似するが、ソーティング方法において拾い上げる個体数(時間)と生物の種類およびそのサイズに規定があり、群集組成を(ni/N)で表現する意味が薄れる。また、評価内容のランク分けは<1.75~>3.75とかなり狭い範囲で5段階に分け、その評価値は流動的である。

生物学的水質評価(BE)法による調査において最も基本的な条件は単位形態(1蛇行区間に瀬と淵)を有する河川の瀬の石礫底で調査を行うことである。採集は50cm×50cmのサーバー・ネット(0.7mm openings)を用いた2回採集を原則とし、ソーティングは室内で行う。式の性質から採集されたすべての個体を対象とするが、生物の同定レベルはTable 4に示す内容で評価値に影響しない。

サーバー・ネットの網目サイズは沈殿物や礫付着物の少ない水域でのコカゲロウ類とユスリカ類などの採集個体数に影響を与えるが³⁰⁾、逆に沈殿物や礫付着物の多い水域ではユスリカ類の個体数が多くなり²⁸⁾、Table 5に示した評価値が生かされる。また、調査時期および採集条件において変動の少ない汚濁水域の生物^{11),31)}の水質階級値(Q)を大きくしていることから一段と評価値は安定する。

Fig. 8 Relation between water quality and BE calculated by 5 grades of water quality

5. ま と め

熊本県内河川100地点の水質と底生動物のデータを用いて、個々の生物が持つ水質に対する指標性について解析を行った。水質6項目の主成分分析を行った結果、第1主成分 (Z_1W) は総合的な汚濁を意味する指標となった。この結果と $PI(N)$ との関係は $\gamma=0.804$ と比較的よいが、 Z_1W スコア ($-2.8 \sim -2.0$) から良好な水質と判断できる地点で、 $PI(N)$ 値が β -ms と評価される不合理な内容があるため、個々の生物に新たな5段階の水質階級値 (Q) を設け、新たな生物学的な水質評価法 (BE) を試みた。一般的に os と判断される水質は BOD を例にすると $2.5mg \cdot l^{-1}$ 以下とされているが⁵⁾、BE では Table 4 に示すように自然汚濁負荷量内の水質を判断できるようになった。

底生動物はその地方によって出現種が異なる場合があり³²⁾、地方によって水質の汚濁状況が異なることがある³³⁾。これらを考慮し、この研究に用いた解析法を用いて Q 値を定めることは各地方においても有効な手段であり、よりの確な評価値が得られるものとする。謝 辞：この調査を企画し、ご協力をいただいた熊本県環境保全課の皆様、当所の水質部の皆様に感謝いたします。

(原稿受理 1990年10月8日)

引用文献

- 1) 渡辺直 (1987) 生物学的な水質評価法の意義今後の方向, 水, 29, 18-22.
- 2) 加藤和弘 (1989) 生物による水環境評価について, 環境科学会誌, 2, 301-310.
- 3) 森保文, 内藤正明 (1986) 環境指標における生物指標の位置づけ及び生物指標と理化学的測定との対応, 国立公害研究所研究報告, R-88-86, 177-190.
- 4) Washington, H.G. (1984) Diversity, Biotic and Similarity Indices: A Review With Special Relevance to Aquatic Ecosystems, *Water Research*, 18, 653-694.
- 5) 津田松苗, 森下郁子 (1974) 生物による水質調査法, 山海堂, 238pp.
- 6) Sladecar, V. and Tucek, F. (1975) Relation of the Saprobic Index to BOD_5 , *Water Research*, 9, 791-794.
- 7) 安田郁子, 井山洋子 (1988) 河川における底生動物群の DO 日最低値と BOD に対する指標性について, 水質汚濁研究, 11, 362-370.
- 8) 津田松苗 (1974) 水質汚濁の生態学, 公害対策技術同友会, 240pp.
- 9) 津田松苗, 森下郁子 (1974) biotic index と pollution index, 水処理技術, 15, 457-461.
- 10) ㈱日本の水をきれいにする会 (1983) 環境庁委託業務結果報告書・水質管理計画調査: 簡易調査方法検討, 132pp.
- 11) 原田三郎 (1982) 底生動物相の季節変化と水質判定への影響, 兵庫県公害研究所研究報告, No. 14, 24-29.
- 12) 信夫つや子 (1968) 水生昆虫の定量採集における最小面積, 奈良陸水学報, 1, 13-15.
- 13) Hughes, B.D. (1978) The influence of factors other than pollution on the value of shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams, *Water Research*, 12, 359-364.
- 14) 津田松苗編 (1974) 水生昆虫学, 北隆館.
- 15) 上野益三編 (1973) 日本淡水生物学, 北隆館.
- 16) 河合須次編 (1985) 日本産水生昆虫検索図説, 東海大学出版会.
- 17) 原田三郎, 渡辺直 (1978) 河川汚濁による水生生物相の変化: 底生動物相からみた武庫川の水質汚濁, 兵庫県公害研究所研究報告, 10, 1-7.
- 18) Hilsenhoff, W.L. (1982) Using a biotic index to evaluate water quality in streams, Technical Bulletin, No.132, Department of Natural Resources, 22pp.
- 19) 小田泰史 (1986) 環境指標生物としての水生昆虫群集 (水域における生物指標の問題点と将来), 国立公害研究所シンポジウム, 61-67.
- 20) 森下郁子 (1985) 生物モニタリングの考え方, 山海堂, 218pp.
- 21) 大沢雅彦, 鈴木三男, 渡辺隆一, 阿部葉子 (1971) 富士山総合学術調査, 富士急行報, 371-421.
- 22) Hart, C.W.Jr. and Fuller, S.L.H. (1974) Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates, Academic-press.
- 23) 藤本千鶴, 広崎昭太 (1986) 千葉県内河川水質の総合水質指標による経年変化の評価, 水質汚濁研究, 9, 724-731.
- 24) 須藤隆一 (1983) 雑排水をどうするか, 用水と廃水, 25, 365-371.
- 25) 洞沢勇 (1973) 河川上流における自然汚濁量と比流出量について, 用水と廃水, 15, 1327-1331.
- 26) 和田安彦 (1978) 河川上流部の自然負荷の定量化とその特性, 用水と廃水, 20, 438-448.
- 27) 鶴見実, 一國雅巳 (1989) 多磨川上流の沢水に含まれる無機成分の化学的特徴, 環境科学会誌, 2, 9-16.
- 28) 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標の相関, 陸水雑, 45, 220-230.
- 29) 伊藤秀三編 (1977) 植物生態学講座: 群集の組成と構造, 朝倉書店, 28-29.
- 30) 渡辺直 (1980) 河川における底生動物採集方法の検討, 陸水学報, 1, 2-16.
- 31) 原田三郎 (1983) 底生動物相からみた加古川水系の水質汚濁, 用水と廃水, 25, 575-582.
- 32) 岸本高男, 比嘉ヨシ子 (1985) リバーウォッチング1987・1. 沖縄産指標生物について, 沖縄県公害衛生研究所報, 22, 43-60.
- 33) 小林紀雄 (1989) 横浜市内河川における生物指標としての底生動物, 横浜市公害研究所公害研資料 No. 88, 水域生物指標に関する研究報告, 75-102.

論 文 要 旨

底生動物を指標とする生物学的水質評価—熊本県内河川において—

小田 泰史* 中島 重旗** 杉村 継治*

* 熊本県衛生公害研究所 ** 熊本大学工学部

〈水質汚濁研究 Vol. 14 No. 2 (1991) pp.99~108〉

熊本県内河川100地点の水質と底生動物相のデータを用いて、底生動物が持つ水質に対する指標性について解析を行った。水質6項目の主成分分析を行った結果、第1主成分(Z_1W)は水質汚濁を意味する指標となった。この結果とPI(N)との関係は $\gamma=0.804$ と比較的良好だが、 Z_1W スコア(−2.8~−2.0)から良好な水質と判断できる地点で、PI(N)値が β -msと評価される場合がある。それは、 β -msが「大変きれいな水域(Z_1W : −2.8~−2.5)」と「きれいな水域(Z_1W : −2.5~−2.0)」の水質内容を含んでいるからで、これらの水質の指標生物の優占率および出現率の差を生物学的水質評価値として生かすことによって、よりの確な評価ができる。

そこで、個々の生物に新たな5段階の水質階級値(Q)と生物学的水質評価法(BE)を試みた。このQ値を用いて100地点のBE値を求めた結果と水質(Z_1W)との関係は $\gamma=0.833$ とよく、「大変きれいな水域」と「きれいな水域」との差を評価することができた。

キャピラリー・GC/MSによる農薬の一斉分析について

奥村 為男* 今村 清*

* 大阪府公害監視センター

〈水質汚濁研究 Vol. 14 No. 2 (1991) pp.109~122〉

本論文はキャピラリー・GC/MSにより環境試料中の農薬をスクリーニングするため、140種の農薬について分析上の基本的操作での挙動を検討したものである。検討した項目は、マススペクトルの測定、3種のキャピラリーカラムでの保持指標(PTRI)、内標準法による相対感度およびその変動、オクタノール/水分配係数、ヘキサンおよびジクロロメタンによる抽出率、Sep-Pak C_{18} カートリッジカラムによる捕集率、水蒸気蒸留による留出率、アセトニトリル/ヘキサン分配による損失率、フロリジルカラム分画、サンプリングおよび保存容器、試料水の保存期間についてである。PTRIについては、ULTRA-1とULTRA-2の間に完全な直線関係($r=0.999$)が得られ、一方から他方が予測できる事が解った。これらのPTRIデータはGC-MSによる同定を容易にするものである。標準液注入による内標準法によるCV(%)は、内標準を3~5個程度使用すればほぼ10%程度以内に納まった。ジクロロメタン抽出では、キャピラリーで分析可能な農薬についてはほぼ満足の抽出率が得られた。ヘキサン抽出ではLog Powが2.5以上のものではほぼ定量的に抽出できることが解った。Sep-Pak C_{18} による液固抽出ではLog Powが2.5以上であればほぼ定量的に捕集できた。2.5以下についてはLog Powの低下に伴って捕集率も低下するものと定量的に捕集されるものとの2つのグループが存在するという