

河川の底生動物相による生物学的指数と 水質および流域形態との関係*

小 田 泰 史**杉 村 継 治**

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、複雑な水質汚濁の様式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⁾。底生動物の調査は、採集が比較的容易であることから利用範囲を広げ、水環境保全の啓蒙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²⁾。生物による水環境評価は、利用目的によって調査方法や評価法が異なるものである。生物学的指数と水質汚濁を同次元で取り扱う場合、地形的な環境要因による影響を問題点として残しながらも、有機汚濁の指標として取り扱われている³⁾。

河川内では常に浸蝕・運搬・堆積の作用が起こっており、この3作用を規定するのは気候的・地形的および地質的条件である。その地方の気候的要因は、主に標高に左右され、地形的要因は標高、流域面積および流域の勾配などがあり、それらは水温、流量、流速および河床状況など、その川の属性を決める大きな要因である⁴⁾。

可児(1978)は地形的特徴を河川形態(Aa~Bb~Bc型)として景観的に区分し、ブユの分布帯が河川形態と一致することを報告している⁵⁾。なお、河川形態は現地では瀬と淵の流れの状態を観察して判断する環境評価値であるが、群集組成を決定する環境要因であることを示唆している⁶⁾。

本研究では、底生動物の巨視的な生息場所として地形的環境要因を考え、流域形態および水質と生物学的指数との関係を報告する。

2. 調査方法

熊本県内河川の水環境監視地点および補助点などの主要な100地点を1984~1988年に調査した。調査時期は

各年度とも10月末から11月にかけての約1週間で、秋季の調査である。

2・1 流域形態

流域形態はその地点の流域面積に応じて1/25000~1/200000の地図上から、その地点の流域における本川長、全河川長、流域面積、流域高度、地点高度及び流域平均勾配の各変量を求めた。ここで、本川長および全河川長は、キルビメーターを用いて測定した。流域高度はその地点の流域内で最も高い山の高度とし、地点高度はその調査地点の高度であるが、その地点が等高線の間にある場合、上下の等高線の距離の比率で求めた。流域面積は方眼目のトレース用紙を用いて分水嶺をトレースし、座標面積法によりパーソナルコンピュータを用いて流域形状を確認し算出した⁷⁾。流域平均勾配はホートンの方法に従った⁸⁾。この方法は流域面積を求めた方眼紙を用いて流域内の等高線と方眼紙の縦横線との交点数から流域平均勾配を求めるものである。相離れる等高線間に挟まれる方眼線の長さLと等高線が交わる角度を θ とすれば、その2等高線間の直線短距離は $L \sin \theta$ であり、これを全交点数N個について平均すれば、高低差hをもつ等高線の平均水平距離(D)であり： $D = (1/N) \sum L \sin \theta$ 、流域平均勾配(MS)は次式によって求められる⁹⁾。

$$MS = h/D = 1.571(h \cdot N / \sum L)$$

ただし、N：等高線と縦横線との交点数

h：等高線の高低差(m)

L：方眼紙の縦横間の距離(m)

この各変量は流域の特徴を表現するものであり、高度は水温、降雨量などに関係し、流域面積、勾配は流出量に関係する。また、流域内の起伏の状態は、本川長と全河川長との関係および高度と勾配などによって決定され、河川内では浸蝕、運搬や堆積の作用が流量

* Relations between Biotic Indices, Water Quality and Morphological Factors of Basins using Benthic Fauna in the Rivers of Kumamoto Pref.

** Taishi ODA, Tsugiharuru SUGIMURA (熊本県衛生公害研究所) Kumamoto Prefectural Institute of Public Health

の変化に応じて、異なり様々な河床形態が形成される。

2・2 流域人口

流域の人口密度については、流域内の各市町村の面積を先の座標面積法により求め、昭和60年の国勢調査の人口密度から流域の人口密度を算出した。なお、最上流域で人家が明らかに点在している山地渓流域については、土地利用地図を参考にその面積を座標面積法により求め、熊本県内で最も山地に位置する五木村の人口密度 (9.1/km²) を用いて算出した。

2・3 理化学的水質

理化学的水質は水温、pH、DO、BOD、COD および Cl⁻ を工業用水試験方法 JIS (K 0102) に準じ、NH₄-N は海洋観測指針、SS、T-N および T-P は環境庁告示 59号に準じて測定した。

2・4 底生動物

底生動物の採集は、底面積 50 cm × 50 cm の金属製のサーバー・ネット (24 mesh, φ 0.7 mm) を用い、水深約 20 ~ 40 cm の瀬の石礫底において、1地点2回採集した。

生物学的指数は、群集組成の把握に多様性指数 (DI) を Shannon の指数、汚水生物体系での汚濁指数 (PI) を Pantle-Buck の方法に準じ、次式を用いて個体数について算出した⁹⁾。

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

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

ただし、ni : 個々の種の個体数

N : 総個体数

si : 個々の種の汚濁階級値

3. 結果および考察

3・1 流域形態

各調査地点の流域形態を表わす因子として表 1 に示

す 6 変量を地図上から求めたが、先に述べたように各変量が、河川の性質に大きな影響を与えることが理解できても、それぞれの変量の内容が異なり、複雑に関係合っていることから、単独の変量で流域形態の本質をみきわめることは困難である。これらの変量が持つ多様な内容から、流域形態の本質的な質量を抽出する手段として主成分分析による解析を行い、その結果を表 1 に示す。ここで、第 1 主成分は流域本川長、流域全河川長、流域面積および流域高度の因子負荷量が大きく、その寄与率は 55.8% である。第 2 主成分では流域高度、地点高度および流域平均勾配の因子負荷量が大きく、累積寄与率は 81.5% となった。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として軸を定めると主成分として第 2 主成分までが考えられる。

第 1 主成分 (Z₁DB) は、固有ベクトルの要素を考慮すると、いずれも正の値になっており、どの変量が大きくなっても、この主成分のスコアは大きくなる。つまり、相対的により流域高度が高く、本川および全河川長が長く、それに対応した広い流域面積をもつ地点で大きくなり、平地の中小河川で流域高度が低く、流域面積の狭い地点で小さくなる。すなわち、第 1 主成分は高さや広さを表わした流域の「規模」を表現したものと解釈できる。一方、第 2 主成分 (Z₂DB) は流域高度、地点高度および流域平均勾配の因子負荷量が大きく、その値が負であることから、より低地の平坦な流域でこの主成分 (スコア) は大きくなり、より高地の勾配の急な流域でその値は小さくなる。すなわち、第 2 主成分は地点高度と平坦さを表わした流域の「起伏」の状況を表現したものと解釈できる。

流域形態を現わす第 1 主成分 (Z₁DB) と第 2 主成分 (Z₂DB) とのスコアによる分布を図 1 に示す。主成分

表 1 流域形態の 6 変量による主成分分析の結果

N=100

流域形態	第 1 主成分 (Z ₁ DB)		第 2 主成分 (Z ₂ DB)		平均値	標準偏差
	固有ベクトル	因子負荷量	固有ベクトル	因子負荷量		
1. 本川長 (km)	0.520	0.952	0.155	0.192	19.5	18.1
2. 全河川長 (km)	0.518	0.948	0.178	0.221	121.9	217.4
3. 流域面積 (km ²)	0.525	0.962	0.175	0.217	217.8	374.5
4. 流域高度 (m)	0.408	0.746	-0.457	-0.567	974.0	493.6
5. 地点高度 (m)	0.010	0.018	-0.642	-0.797	107.0	132.4
6. 平均勾配 (度)	0.136	0.249	-0.539	-0.669	12.5	6.7
固有値	3.350		1.538			
累積寄与率	0.558		0.815			

$$Z_1DB = 0.520X_1 + 0.518X_2 + 0.525X_3 + 0.408X_4 + 0.010X_5 + 0.136X_6$$

$$Z_2DB = 0.155X_1 + 0.178X_2 + 0.175X_3 - 0.457X_4 - 0.642X_5 - 0.539X_6$$

$$X_1 = (MR - 19.5) / 18.1, \quad X_2 = (TR - 121.9) / 217.4, \quad X_3 = (BS - 217.8) / 374.5$$

$$X_4 = (H - 974.0) / 493.6, \quad X_5 = (h - 107.0) / 132.4, \quad X_6 = (MS - 1.25) / 6.7$$

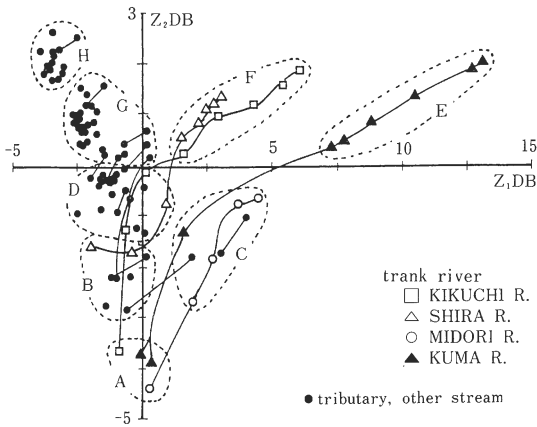


図1 第1主成分(Z₁,DB)と第2主成分(Z₂,DB)とのスコアによる分布

の解釈からもわかるように第1, 2主成分の次元は大きく異なり, 第1主成分の流域の「規模」を現わす横軸(Z₁,DB)および第2主成分の流域の「起伏」を表現する縦軸(Z₂,DB)の±0を中心に座標の分布はY字型になっている。ここで明らかにY字型の底辺(Z₂,DB軸)から右上がりに連続してプロットされているのは菊池川, 白川, 緑川および球磨川などの大河川の本流の各地点である。

各地点の流域形態の特徴をできるだけ詳しく把握するためにA~Hの8グループに分け, 各グループにおける流域形態の各変量の平均値を表2に示す。流域の規模と起伏の状況および土地利用状況を参考にして, その特徴を下記に示す。なお, 地形的に河川は溪流, 山地河川および平地河川の3つに慣習として分けられているが⁴⁾, ここでは流域形態の解析において流域の規模と起伏の状況から判断すると溪流, 中間溪流, 山地河川および平地河川の4つに分けて用いる。

Aグループは, 菊池川, 緑川, 球磨川などの大河川のほぼ最上流に位置し, 多くの支流をもち起伏の激しい溪流であり, 清冽な水域である。

Bグループは, 大・中河川の本川の上流域および上流域の支流である。Aグループに比べ, 流域面積に対して流域高度が低く, 幹川に対して全河川長(支流)が短いが溪流域の様相をもつ中間溪流である。

Cグループは, 緑川, 球磨川およびその支流で, 大河川が扇状地と洪積台地を形成する農業地帯であり, 比較的規模の大きい山地河川である。

Dグループは, 上流に溪流域をもつ中小河川が扇状地と洪積台地を形成する流域の地点である。流域規模は小さいがCグループと同質の山地河川である。

Eグループは, 球磨川本流の人吉盆地の出口から山

間部を流下する地点で, 流量は約117 m³/secと多く, 県内で最も規模の大きい流域である。

Fグループは, 白川, 菊池川の中下流域に位置する地点で, 土地利用形態は, 農業, 住宅, 商業地帯を含む平地河川である。

Gグループは, 最上流に山間部を持ち台地や丘陵を流れる流域規模の小さな川の, 主に下流域に位置する地点である。土地利用形態は, 農業および住宅地帯に商業地帯を含む平地河川であり, Fグループよりも人間活動と密接な関係にある。

Hグループは, 台地や丘陵に水源をもち平野部を流れる流域規模の小さな平地河川で, 土地利用形態は, 住宅, 商業および工業地帯で, 最も人間活動の活発な流域である。

3・2 流域の人口密度

流域形態(図1)の各グループの平均人口密度を表2に示す。各調査地点における流域人口密度は, 約30~300人/km²の流域が最も多く, 流域の規模(Z₁,DB)にはあまり関係していない。人口密度が約300人/km²以上の比較的密度の高い流域形態はその規模が小さく(Z₁,DBスコア: < -2.2), 起伏の小さい(Z₂,DBスコア: > 0.75)流域に集中している。したがって, 平地の中小河川の流域に人口が集中していることを示す。大河川の場合流域面積が広いので下流域の地点でもあまり高密度にならない。また, 熊本平野の場合, 白川が典型的な平行状流域であり, 合流後は1支流しかなく下流域の流域幅が狭く, 周りに他の水系の小河川をもち熊本市の人口(555,719人: 3236.2人/km²)はそれらの小河川に分散されている。

流域の規模(Z₁,DB)と人口密度は, 相関性($\gamma = -0.417$)が認められるが, 密接な関係は示さない。流域の起伏(Z₂,DB)と人口密度との関係は, 図2に示すように $\gamma = 0.755$ と相関がよく, 流域の起伏(Z₂,DB)は人間活動を制約していることから重要な環境因子である。

3・3 理化学的本質

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と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⁻, NH₄-N, T-NおよびT-Pの変動係数が約100~280%と大きい。特に, BODとNH₄-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。

水温, pHおよびDOの変動係数は, 4~14%と小さい。特に, pHは小さく7.2~9.1の範囲にある。水温は調査時期が秋季のため, その日の天候および調査

表2 Z₁DBとZ₂DBスコア分布から分類した各グループの流域形態の変量、水質および生物学的指数の平均値と優占構成種として出現した回数

グループ (地点数)	A(4)	B(10)	C(8)	D(22)	E(6)	F(10)	G(29)	H(11)
本 川 長 (km)	9.1	10.8	34.2	13.7	66.5	44.5	11.7	6.1
全 河 川 長 (km)	28.9	28.6	218.9	40.2	849.0	300.3	32.4	11.6
流 域 面 積 (km ²)	49.8	58.6	403.7	73.4	1466.9	572.6	49.3	17.8
流 域 高 度 (m)	1513.5	1207.0	1679.5	1020.1	1739.0	1224.5	668.9	120.2
地 点 高 度 (m)	386.3	338.5	193.1	107.0	69.2	34.7	31.0	19.6
流 域 勾 配 (度)	24.6	14.2	17.8	15.4	13.7	9.8	10.6	3.0
人工密度 (人/km ²)	15.1	44.7	36.3	89.1	56.2	194.9	281.8	1995.2
BOD (mg・l ⁻¹)	1.0	0.8	1.1	1.2	1.6	1.4	2.4	9.3
COD (mg・l ⁻¹)	0.8	1.4	0.9	1.3	1.1	3.1	2.4	7.4
Cl ⁻ (mg・l ⁻¹)	2.3	6.6	2.8	4.0	4.5	10.6	11.7	27.3
NH ₄ -N (mg・l ⁻¹)	0.01	0.04	0.01	0.02	0.02	0.05	0.43	1.27
T-N (mg・l ⁻¹)	0.29	0.64	0.39	0.71	0.55	1.29	2.08	3.43
T-P (mg・l ⁻¹)	0.02	0.06	0.03	0.04	0.03	0.16	0.16	0.39
出現種数	35	27	29	29	27	16	15	9
多様性指数 DI(N)	4.20	3.05	3.11	3.29	3.15	2.24	2.22	1.85
汚濁指数 PI(N)	1.23	1.54	1.44	1.75	1.65	1.88	2.15	3.11
優占構成種数	8.7	4.5	4.6	5.6	4.6	3.0	2.6	2.0
1. コカゲロウ 属	4	9	5	18	4	3	13	
2. エルモンヒラタカゲロウ	3	2	4	13	1	1	3	
3. シロタニガワカゲロウ		1	1	9	2		7	1
4. チラカゲロウ			1	4				
5. キブネタニガワカゲロウ		1		1		1		
6. サホコカゲロウ							5	3
7. ヒメヒラタカゲロウ	2							
8. ウルマ-シマ-トビケラ	3	10	5	12	5	2	3	
9. コガタシマトビケラ		6	5	16	6	5	13	1
10. ナカハラシマトビケラ							2	
11. ユスリカ 科	2	2		14	2	9	18	6
12. Chironomus spp.				1			3	5
13. ウスバヒメガガンボ		3		3	1		2	
14. ブユ 目	1		2	6		1	3	
15. ヒラタドロムシ			2	10	1	1	2	
16. ミズムシ		1		2			1	3
17. ニッポンヨコエビ	2			2				

時間に左右された。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 mg・l⁻¹前後で逆転の傾向もみられた。なお、この調査における水質調査結果は、SSの値が1地点で河川工事のため高濃度な値を示したが、昭和59年～63年度の熊本県「水質調査報告書」に示されている平均値にほぼ近似する値であった。図1によって特徴づけた流域形態の各グループの平均水質を表2に示す。

BODは生化学的作用で酸化できる有機物量を、

CODは化学的に直接酸化できる有機物量を示すことから、両者が示す有機汚濁の質は異なる。Cl⁻は水に溶けやすく、人口密度に密接に関係する。NH₄-Nはタンパク物質の分解によって生じることから、人為的な汚濁と密接に関係する。T-Nは水中のタンパク態窒素に比例した量が示され、T-Pは生物体の分解によって生じる有機物はリン酸となって水に溶け込む。したがって、これらの項目は、人為的汚濁を評価するのに欠かすことのできないものである。

この6項目を用いて相関行列による主成分分析を再

表3 100地点の水質6項目による主成分分析の結果

	Z ₁ W固有ベクトル	Z ₁ W因子負荷量	COD	相 Cl ⁻	関 NH ₄ -N	行 T-N	列 T-P	平均値	標準偏差
BOD	0.406	0.905	n=100 γ=0.256	0.741	0.762	0.678	0.796	2.43	5.376
COD	0.416	0.925		0.755	0.776	0.722	0.846	2.41	3.589
Cl ⁻	0.393	0.875			0.712	0.783	0.791	9.58	11.174
NH ₄ -N	0.409	0.911				0.853	0.860	0.281	0.773
T-N	0.400	0.890					0.823	1.405	1.438
T-P	0.422	0.940						0.1263	0.206
固有値	4.954								
寄与率	0.825								

$$Z_1W = 0.406X_1 + 0.416X_2 + X_3 + 0.393X_4 + 0.409X_5 + 0.400X_6 + 0.422X_7$$

$$X_1 = (BOD - 2.4) / 5.276, \quad X_2 = (COD - 2.4) / 3.589, \quad X_3 = (Cl^- - 9.58) / 11.17$$

$$X_4 = (NH_4-N - 0.28) / 0.773, \quad X_5 = (T-N - 1.40) / 1.438, \quad X_6 = (T-P - 0.126) / 0.206$$

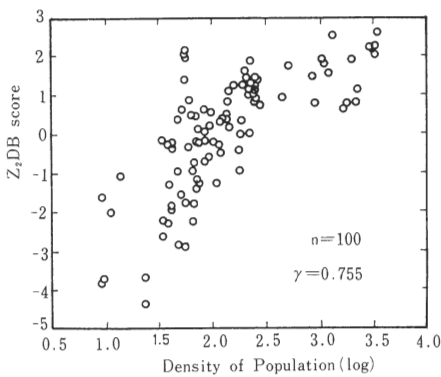


図2 流域の起伏 (Z₂DB) と人口密度との関係

度行った結果を表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 (Z₁W) 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。このZ₁Wスコアは、±0 (平均値) より小さければより清冽な水域であり、大きければより汚濁した水域であることを示す。図2に示した流域の起伏 (Z₂DB) と人口密度との関係から、流域の起伏は、人間活動を制約していることを指摘したが、流域の人口密度 (log) と水質 (Z₁W) との関係を図3に示す。ここで、人口密度と水質との関係はγ=0.657とよく、流域形態 (Z₂DB) は、流域の土地利用形態すなわち人間活動を規定することから、その結果として必ず水質汚濁を付随するものとする。

水質 (Z₁W) スコアが-2.0以下の地点は、約半数の46地点あり、自然汚濁負荷量¹⁰⁾程度の良好な水質である。また、-0.5以下に68地点が集中している。県内河川の環境監視地点および補助地点などの主要な100地点の水質は、平地の流域人口が密集した都市河川で汚濁が認められるが、他の地点は清冽な水質か、または、良好な水質であることがわかる。この相互に関連して

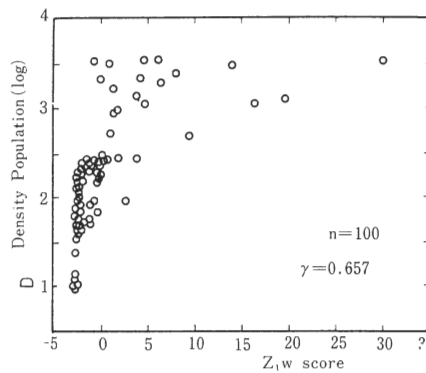


図3 流域の人口密度 (log) と水質 (Z₁w) との関係

変化する水質 (Z₁W) と流域の起伏 (Z₂DB) との関係は、底生動物の生息場所と群集組成を決定する重要な環境要因であると考えられる。

Z₂DBスコアの平均は±0であり、表1に示す6変量の各平均値である。図3から流域の人口密度が水質に影響し始めると考えられる人口密度は、約50人/km²であり、図2において人口密度が約50人/km²以上になる流域の起伏 (Z₂DB) のスコアは約-3.0以上である。したがって、図1に示すAグループの菊池川、球磨川、緑川の渓流域の4地点を除く96地点では人為的汚濁の可能性をもっている。

3・4 底生動物相

この調査において出現回数の最も多いのはユスリカ科の99回である。次いでコカゲロウ属の86回、コガタシマトビケラの83回、シロタニガワカゲロウの65回、エルモンヒラタカゲロウ、フタバコカゲロウの62回およびウルマーシマトビケラ、ウスバヒメガガンボ亜科の61回などが多い。

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、1位優占種として出現した17種

を表2に示す。1位優占種として出現回数の多かったのはコガタシマトビケラの24回、ユスリカ科の23回およびウルマーシマトビケラの16回である。優占構成種として出現回数の多い生物はコカゲロウ属の56回、ユスリカ科の53回、コガタシマトビケラの52回、ウルマーシマトビケラの40回、エルモンヒラタカゲロウの27回およびシロタニガワカゲロウの21回などである。なお、コカゲロウ属は第2、3優占種として出現する場合が多い。

図1によって特徴づけた流域形態において1位優占種の17種が優占構成種として出現した回数、また、出現種数、優占構成種数及びPI(N)の各平均値を表2に示す。ここで、出現種数および優占構成種数は、渓流域のAグループが最も多く、それぞれ35種、8.7種であり、平地流の小規模な川で、最も人間活動の活発な流域をもつHグループが最も少なく、それぞれ9種および2.0種である。PI(N)はAグループが1.23と最も小さく、Hグループが3.11と最も大きい。

3・5 出現種数と流域の起伏 (Z_2DB) および水質 (Z_1W) との関係

群集組成の最も重要な要素は種数と相対的個体数であり、河川の蛇行、河床状況、流速などの生息環境が多様であれば、群集の多様性も高くなるのが一般的である。また、汚濁に伴い特定の数種の個体数が多くなり、出現種の減少と群集の多様性の低下がみられ、種数を水質汚濁と関連づけている例もある³⁾。

この調査における出現種数と流域の起伏 (Z_2DB) および水質 (Z_1W) との関係を図4に示す。 Z_1W と種数との関係は、 $\gamma = -0.451$ と相関性が認められ、清冽な水域で出現種数が多く、強く汚濁している水域で少なくなる傾向を示すが、 Z_1W のスコアが±0前後の多少汚濁している水域では的確に表現されていない。一方、 Z_2DB と種数との関係は、 $\gamma = -0.621$ ($N=100$)と相関性がよく、起伏の激しい渓流域で出現数が多く、平坦な流域で少なくなることを示している。なお、水質 (Z_1W) の解析においてスコアが-2.0以下の地点が46点あり、自然汚濁負荷量程度の良好な水質であるこれらの地点は、流域の起伏 (Z_2DB) にともなう底生動物の基本的な生息場所と考えられることから、これらの地点を▲で示す。ここで、地点番号43は緑川ダム直下に位置し、81番は地熱利用試掘井戸を利用した熱交換後の温排水の影響を受ける地点で、ともに流域の起伏 (Z_2DB) に対して出現種数が少ない地点である。67番は図1においてEグループに位置する地点で、起伏 (Z_2DB) に対して出現種数の多い地点である。

この3地点を除く43地点 (▲) の出現種数と流域の

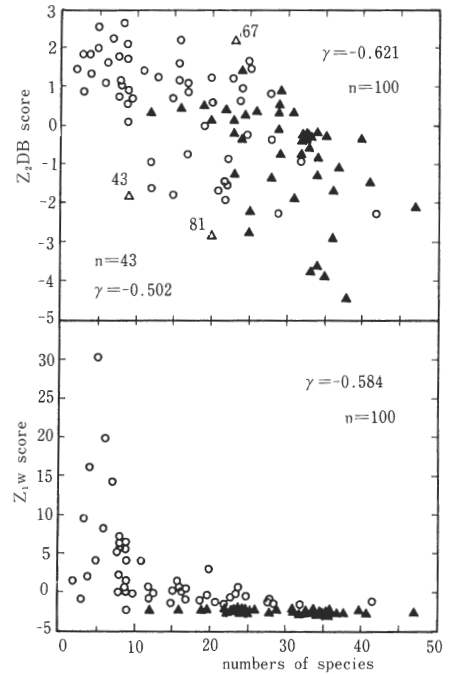


図4 出現種類と流域の起伏 (Z_2DB) および水質 (Z_1W) との関係

起伏 (Z_2DB) との関係 ($\gamma = -0.502$) は、図4に示すように水質 (Z_1W) にはほとんど関係なく、より起伏の激しい渓流域で出現種数が多く、平坦な流域で少なくなることを示している。したがって、種数は流域の起伏 (Z_2DB) の状況に深く関係し、水質とはあまりよい関係を示さないが、平地河川の強く汚濁している水域では出現種数が10種以下と少なくなる。

なお、水質 (Z_1W) スコアが±0前後の多少汚濁している水域においては、流域の起伏 (Z_2DB) に応じた種数 (2~25) が出現する。このことはBeck-津田の指数 (2A+B) において、出現種の多くが汚濁耐性種であっても指数値が高くなることを意味するもので、実状と合わない場合がある¹¹⁾。

3・6 流域の起伏 (Z_2DB) と生物学的指数との関係

流域の起伏 (Z_2DB) と生物学的指数との関係を図5に示す。 Z_2DB とDI(N)との関係は、 $\gamma = -0.574$ ($N=100$)と相関性が認められ、DI(N)値のピークは溪流にあるものと考えられる。先に述べた43地点 (▲) の関係は、 $\gamma = -0.635$ とよく、その回帰直線 ($Y = -0.28X + 3.09$) を図5に破線で示す。この式の傾きは図4に示した流域の起伏 (Z_2DB) に伴う種数の減少であり、自然環境要因に伴う群集組成 (habitat niche) の変化を示したものと考えられる。

流域の起伏 (Z_2DB) とPI(N)との関係は、 $\gamma = 0.624$

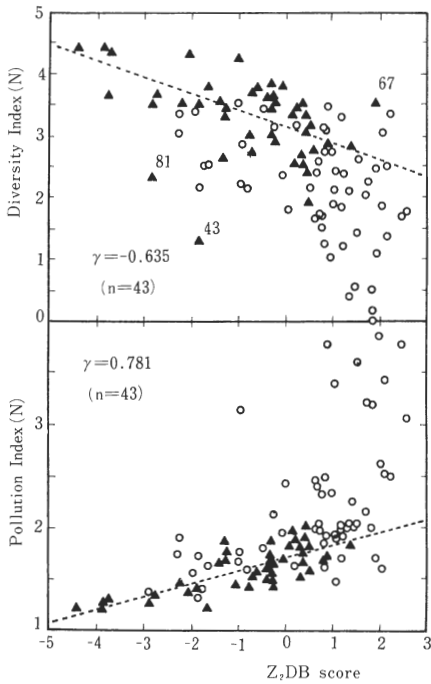


図5 流域の起伏 (Z_2DB) と生物学的指数との関係

($N=100$) とよく、自然環境条件としての Z_2DB は人間活動を制約していることを示唆するものである。43地点 (\blacktriangle) による関係は $\gamma=0.781$ とよく、その回帰直線 ($Y=0.12X+1.70$) を図5に破線で示す。この結果は流域の起伏 (Z_2DB) に伴う出現種の減少と、汚濁耐忍種が個体群として重複する群集があることを示唆するものである。

各地点における汚濁階級 (os, β -ms, α -ms, ps) 種ごとの相対優占率と流域の起伏 (Z_2DB) との関係を図6に示す。osの指標種の相対優占率は図に示すようにより渓流域で大きく、平地河川で小さい。 β -msの相対優占率は平地河川で最も大きく、溪流で小さく、より平坦な流域をもつ平地河川でより小さい。したがって、os, β -msの指標種の多くは溪流から平地河川のあらゆる流域形態に出現する。 α -msおよびpsの相対優占率はより平地河川で大きくなるが、中間溪流から平地河川に出現する。

このことから、渓流域ではosの指標種が優格的に出現し、 β -msの指標種が多少重複する群集組成となる。しかし、中間溪流から平地河川においてはすべての階級の指標種が出現する可能性をもっており、群集における各階級の指標生物の重複の度合は水質に

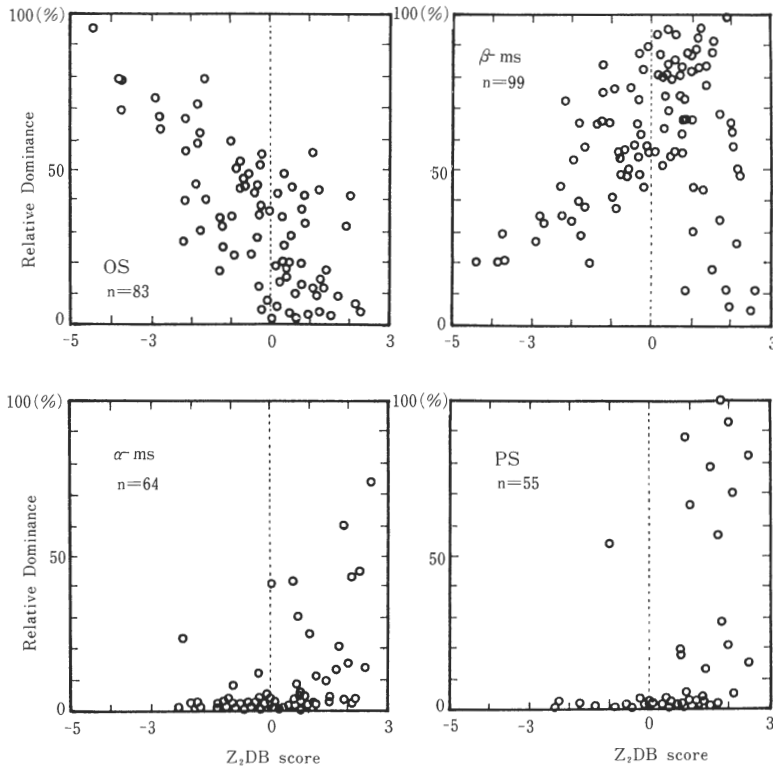


図6 汚濁階級 (os, β -ms, α -ms, ps) 種ごとの相対優占率と流域の起伏 (Z_2DB) との関係

よって大きく左右されるものとする。特に、より平坦な平地河川では α -ms, psの指標種の相対優占率が大きくなる地点が多く、図5に示すように43地点(▲)のPI(N)と起伏(Z_2DB)との関係における回帰直線($Y=0.12X+1.70$)よりもかなりPI(N)値は大きい。このことは図2, 3で示したように平坦な流域では人口密度も高く、汚濁している水域であることを示している。

3・7 水質(Z_1W)と生物学指数との関係

水質(Z_1W)と生物学の指数との関係を図7に示す。 Z_1W とDI(N)との関係は、 $\gamma=-0.604$ と相関性が認められ、DI(N)値のピークはより溪流の清冽な水域にあるといえる。しかし、PI(N)値ほど水質(Z_1W)の状況をとらえていないことから、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。経験的に河床の安定しない水域では底生動物の生産力(総個体数、重量)が小さく、コカゲロウ属またはユスリカ科の占める割合が多くなる場合がある。また、洪水などによって破壊された河床が安定するまでの期間は、底生動物相も遷移状況にあり、その河床状況(付着藻類とSSの関係)に合った生物が優占的に出現する¹²⁾。

水質(Z_1W)とPI(N)値との関係は、 $\gamma=0.804$ と回帰への寄与率も高い結果となり、PI(N)値は河川の水質(Z_1W)の状態を比較的よくとらえている。したがって、底生動物相による評価値を汚水生物体系の

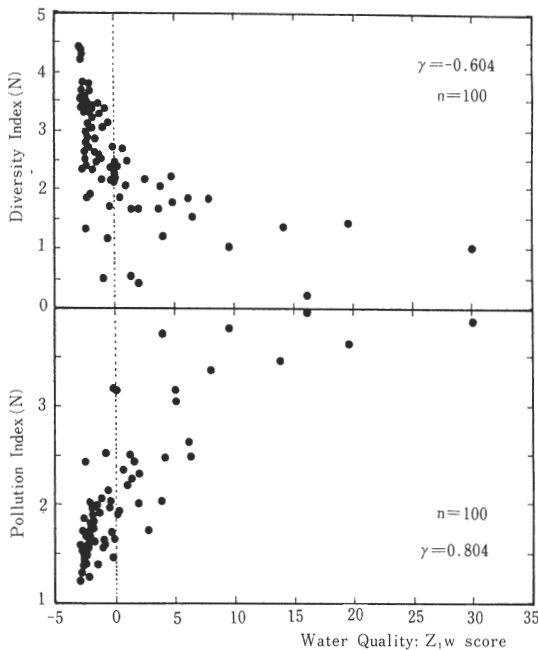


図7 水質(Z_1w)と生物学の指数との関係

“腐水性”に限定する必要はなく、水質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)¹³⁾が、水質に対してほぼ適確な値を与えているものと考えられる。しかし、図7においてかなり散らばった点があり、この原因としては生息条件の中で、水質(Z_1W)よりも生理的要因の水温や河床状態などが強く表現される場合や個々の種に与えられている汚濁階級値(s)が、水質に対して不適格な見積りをしている生物があることなどが考えられる。

各地点における汚濁階級(os, β -ms, α -ms, ps)種ごとの相対優占率と水質(Z_1W)との関係を図8に示す。osと β -msの指標種は図に示すように、 Z_1W スコアが ± 0 以下の地点に大部分が出現していることから、 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種と考えられる。osと β -msの指標種だけが出現した地点は29地点あるが、そのうちの28地点で Z_1W スコアが -2.0 以下の最も清冽な水域にもかかわらず、PI(N)値が1.5以上の β -ms中腐水域と評価された地点が13ある。

図7に示すように Z_1W スコアが -2.0 以下と小さく清冽な水域でもPI(N)値では β -msと評価される場合が多くなり、水質よりもPI(N)値の方が汚濁を強く表現することになる。このことは、図5の流域の起伏(Z_2DB)とPI(N)との43地点(▲)による関係、図6の汚濁階級種ごとの相対優占率と流域の起伏(Z_2DB)との関係で述べたように、中間溪流、山地河川、平地河川では水質にほとんど関係なく、流域の起伏に伴う出現種の減少と β -ms種の数種が個体群として重複する群集が成立するためである。

したがって、特定の数種の指標生物が出現したか否かではなく、個体群の重複度が流域の起伏(Z_2DB)と水質(Z_1W)との多次元的な環境を評価するものとする。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のなら、河川の底生動物相の調査において、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、出現種の(n_i/N)を用いる考え方は重要である。特に、PI(N)値は Z_1W および Z_2DB との相関もよく、汚濁階級値のもつ意義は大きいと考える。

4. ま と め

底生動物の生息環境条件としての流域の起伏

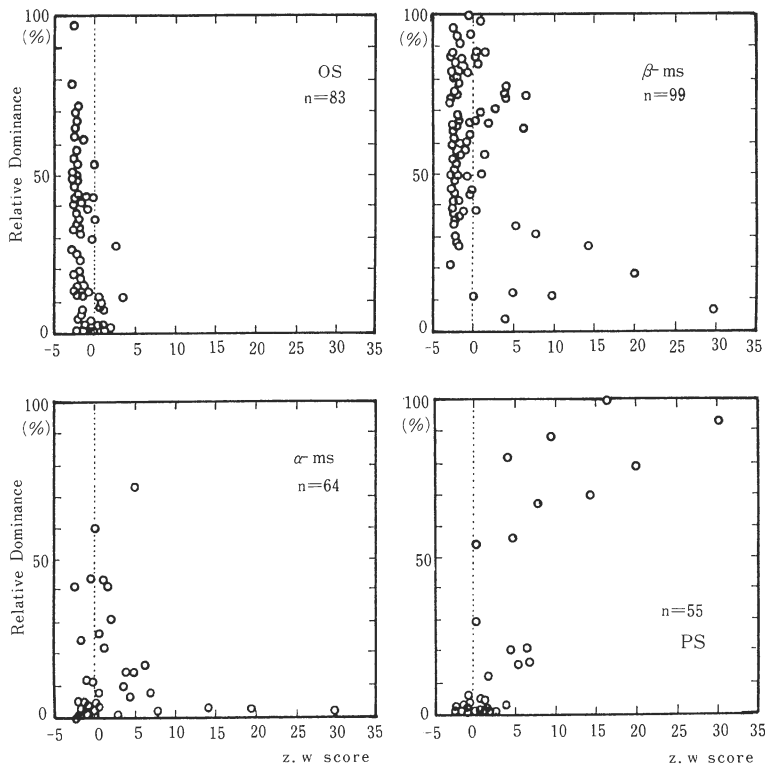


図8 汚濁階級(os, β -ms, α -ms, ps)種ごとの相対優占率と水質(Z_1W)との関係

(Z_2DB)は流域の人間活動を規定することから、結果として必ず水質(Z_1W)を付随するものであり、生物学的指数との関係は以下のとおりであった。

1. 出現種数と流域の起伏(Z_2DB)との関係は、 $\gamma = -0.62$ と相関性が認められ、渓流域で出現数が多く、平坦な流域で少なくなる。
2. $DI(N)$ と流域の起伏(Z_2DB)との関係は、 $\gamma = -0.574$ と相関性が認められ、 $DI(N)$ 値のピークはより渓流の清冽な水域にあるといえる。
3. $PI(N)$ と流域の起伏(Z_2DB)との関係は、 $\gamma = 0.624$ とよく、 Z_2DB は人間活動を制約することを示唆するものとなり、水質(Z_1W)との関係は、 $\gamma = 0.804$ と回帰への寄与率も高い結果となり、 $PI(N)$ 値は河川の水質(Z_1W)の状態を比較的良好とらえている。

以上の結果、生物学的指数は流域の起伏(Z_2DB)と水質(Z_1W)との複合の環境を評価するものとする。特に、 PI 値は水環境を総合的に評価するという生物学的評価の特性を生かすことができるものとする。

謝辞

この調査を企画し、ご協力いただいた熊本県環境保全課水質係の皆様、当所の水質部の皆様に感謝いたします。また、流域形態の解析について指導いただいた

熊本大学工学部の中島重旗教授に感謝いたします。

—参考文献—

- 1) 渡辺 直：生物学的水質評価法の意義と今後の方向，水，Vol. 29, No. 15, p. 18-22, 1987.
- 2) 日本の水をきれいにする会：環境庁委託業務水質管理計画調査・簡易調査方法の検討，132 pp, 1983.
- 3) 津田松苗，森下郁子：生物による水質調査法，山海堂，238 pp, 1974.
- 4) 岩佐義朗：最新土木工学シリーズ・河川工学，森北出版会，158 pp, 1979.
- 5) 可児藤吉：可児藤吉全集，思索社，427 pp, 1978.
- 6) 小田泰史，杉村継治：河川の総合的水質評価と底生動物相による評価との関係，全国公害研会誌，Vol. 12, p. 89-96, 1987.
- 7) 福永宗雄：パソコンによる測量計算プログラム集，鹿島出版会，p. 91-113, 1987.
- 8) 高瀬信忠：河川水文学，森北出版，328 pp, 1978.
- 9) 小田泰史：環境指標生物としての水生昆虫群集，国立公害研究所シンポジウム，p. 61-67, 1986.
- 10) 洞沢 勇：河川上流における自然汚濁量と比流量について，用水と廃水，Vol. 15, p. 1327-1331, 1973.
- 11) 原田三郎，渡辺 直，北村弘行，渡辺 弘：公共用水域における生物学的浄化機能に関する研究(3)・河川汚濁による水生生物相の変化・b. 底生動物相からみた円山川の汚濁，兵庫県公害研究所研究報告，Vol. 5, p. 33-37, 1973.
- 12) 中島重旗，小田泰史，松並裕子：河床礫の状態と底生動物相指標の相関，陸水雑，Vol. 45, p. 220-230, 1984.
- 13) 森下郁子：生物モニタリングの考え方，山海堂，218 pp.