

北海道小河川の下流域における 底生動物の群集構造と物理環境作用

中島美由紀^{*1}・伊藤 富子^{*2}・下田 和孝^{*1}

Influence of the physical environment on community structures of benthic macroinvertebrates in the lower part of a small stream in Hokkaido, Japan

Miyuki Nakajima^{*1}, Tomiko Ito^{*2} and Kazutaka Shimoda^{*1}

Abstract The Gokibiru River, located in Hokkaido on the Sea of Japan side, is a mountain stream which flows directly from the mountain region to the sea, via a river length of approximately five km. We quantitatively collected benthic macroinvertebrates and conducted measurements of their physical factors for flat riffles in each site of 50m and 1.3km up from the sea. Our objective was to analyze the data taxon composition, community structures and diversity of macroinvertebrates on a seasonal basis, and also to evaluate quantitatively whether some physical environmental factors influenced on them. From 2000 to 2002, we surveyed before the melting snow freshet and after the rising spring, in summer, fall, and winter, a total of eight times. The annual dominance taxon was Chironomidae in both sites, while Oligochaeta and *Epeorus latifolium* complex group were also annually abundant in both sites. Tipulidae and *Hydropsyche* spp. and *Lepidosotma* sp. and *Sternomoera rhyaca* were abundant in the site nearby the sea and above site, respectively. From winter to early spring, there was a tendency whereby different communities on each sites were formed. The diversity index, H' showed similar values with both sites in all seasons. The physical environment had a positive influence on macroinvertebrate communities via the model with multiple indicators of macroinvertebrates and the physical environment.

Key words : 底生動物群集, 下流, 山地溪流, 物理環境

河川に生息する底生大型無脊椎動物（以下、底生動物とする）は、昆虫綱の幼虫を主体とし、甲殻類や環形動物など多様な分類群で構成される。これらは、河川生活に適応した多様な摂食様式を有し、河川内で主要な生態的役割を果たしている生物群である (Merritt and Cummins, 1984)。優占する摂食群は河川の上流から下流にかけて連続的に変化し、上流では破碎食者が、下流域ではろ過食者が多くなる (Vannote et

al., 1980)。これは、川の上流には、落葉に代表される粗粒有機物が多く堆積し、下流になるにしたがい破碎された細粒有機物が増加することによる (Minshall et al., 1983)。上流では、河川内の栄養源は、付着藻類による一次生産よりも陸域からもたらされる落葉のほうが重要である場合が多く、逆に下流から河口へかけては、付着藻類による一次生産が占める割合が上流よりも高い (Horne and Goldman, 1994)。

^{*1} 北海道立水産孵化場 (Hokkaido Fish Hatchery, Kitakashiwagi 3-373, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan)

^{*2} 北海道水生生物研究所 (Hokkaido Aquatic Biology)

底生動物の生息分布や現存量は様々な生息環境要因にも左右され、また、底生動物と生息環境の関係を明らかにするためには調査スケールを考慮する必要がある。河川スケールでは GIS 解析による土地利用の影響や (Richards and Host, 1994), 重回帰分析による人為活動の環境影響評価が (Chessman, 1999) 報告されている。リーチスケールでは、流速や底質などの局所的な物理環境要因が大きく作用するとされ (御勢, 1993; Brooks et al., 2005), 実験的に河床の水流強度を操作した場合の底生動物への影響や (Robson et al., 1999), 改修河川の平瀬で人工構造物を設置し底生動物群集の変化を明らかにした例 (中原他, 2005) が報告されている。

北海道の大河川の支流に相当する山地小河川での底生昆虫と生息場所環境については布川・井上 (1999) が報告しているが、山地溪流が直接、海に注ぐ河川での中・下流域の底生動物群集に関する報告は少なく、そのような流域の底生動物群集とその生息要因に関し、生態学だけではなく河川改修や環境保全の分野からも、知見を集積することが求められている。本研究では、北海道の日本海側中央部に位置する濃昼川の下流域での底生動物群集を扱い、生息要因としての物理環境の影響をリーチスケールで解明することを目的とした。濃昼川は、河川流域面積約 20.8km²、標高約 600m に源流があり流路長約 5km、河川勾配の平均が約 6.8%、河川次数が 4 次の比較的小規模の溪流河川である (Fig. 1)。集水域の 98% 以上が落葉広葉樹の森林で覆われ、いわゆる山地溪流型の河川であり、大規模河川のような長い流程の下流域を有しない。濃昼川の河口から 50m と 1.3km の地点で、2000 年から 2002 年にかけて底生動物の採集調査と物理環境要因の測定を実施した。この調査結果に基づき、底生動物の分類群組成と群集構造を解析し、また、共分散構造分析の一手法である多重指標モデルにより底生動物と物理環境の関連を推定し、北海道の小河川の下流域での底生動物に関する生態学的知見を得たので報告する。

方 法

調査地点と調査年月日

Fig.1 に示したように、濃昼川の下流域に該当する標高 50m 以下の低地は河口から約 1.5km 上流までであり、また、河畔の土地利用では、河口から約 500m 上流までが草地で民家が点在する。さらに上流の河畔

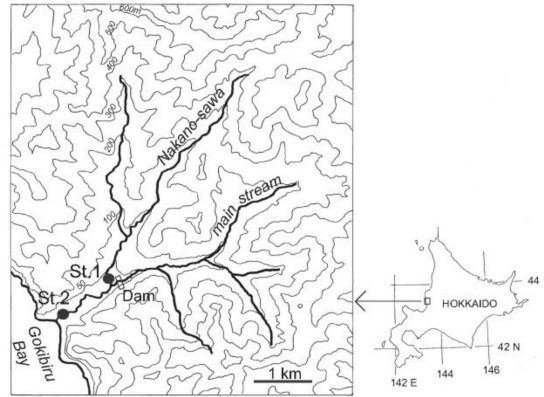


Fig. 1 Location of two study sites in Gokibiru River, Hokkaido, northern Japan.

域には、ハルニレ (*Ulmus davidiana* var. *japonica*), ヤチダモ (*Fraxinus mandshurica* var. *japonica*), イタヤカエデ (*Acer mono*), オニグルミ (*Juglans ailanthifolia*) 等の落葉広葉樹林が分布する (長坂他, 2003a)。本川は、河口から約 1.0km 上流で本流と中の沢川に分枝し、そこから 500m 上流の本流には魚道の付設された堤長 87m、堤高 14m の砂防ダムがある (Fig.1)。本研究では、標高 50m 以下の流域に 2カ所の調査定点を設定した。定点 “St.1” は、支流の中の沢川にあり、河口から 1.3km 上流で標高約 40m に位置し河川次数は 3 次である。定点 “St.2” は、河口から 50m 上流で標高 4m にあり、河川次数が 4 次である。

調査時期を春期の融雪増水前と増水後、夏期、秋期、冬期の 5 期に設定し、2 定点とも同一日に合計 8 回の調査を行った。春期は融雪前後の 2 期に調査を行ったのは、河川の一次生産量と剥ぎ取り食者の現存量が大きく変化する (Peterson et al. 2001) など、増水による底生動物への影響を考慮したためである。調査は、春期の増水前後期を 2001 年 3 月 26 日と 4 月 4 日及び 2002 年 3 月 7 日と 5 月 22 日に、夏期を 2000 年 7 月 11 日と 2002 年 7 月 25 日に、秋期を 2000 年 10 月 24 日と 2002 年 10 月 16 日に、冬期を 2001 年 2 月 14 日に実施した。但し、2002 年 3 月 26 日には、降雨による増水で採集調査を行えなかったため、次に述べる調査のうちの川幅、水温、電気伝導度の結果のみを資料とした。

環境測定・底生動物採集調査

調査日に定点で、川幅、水温、電気伝導度を測定した。水温と電気伝導度は、ポータブル電気伝導率計 (東亜電波工業株式会社 CM-14P, センサー CVP-101

P)で測定した。次に、各定点でレキ(礫)か玉石がある平瀬に任意に方形枠を設置し、方形枠の環境測定と枠取り法による底生動物の採集を行った。1回の調査につき各定点で15カ所に方形枠(25×25cm)を設置した。ただし、増水や結氷のため他の調査時期と同一の環境条件の区域を河川に設定することが困難な場合には、方形枠数を減らした。そのため、方形枠数は、2001年4月4日と2002年7月25日には各定点で12個、また、2001年2月14日にはSt.1で計13個、St.2で10個だった。

環境測定では、まず、「岸からの距離」として方形枠を設置した位置から岸までの最短の距離を10cm単位で計測した。次に、方形枠内の水深を1cm単位で計測し、底層と60%水深層の流速を求めめるためプロペラ式流速計(コスモ理研, CR7型)で回転数を測定した。その後、方形枠に同一面積で目合0.5mmのサーバーネットを置き、枠内の底生動物や堆積物を流出させないで、枠内のレキを取り上げた。河床に埋没せず容易に持ち上げられるレキと玉石を浮き石とみなし、3辺を計測し少なくともそのうちの1辺が5cm以上の浮き石を全て取り上げ、浮き石の個数を計数した。レキとともに取り上げた底生動物は直接バットに拾い出し、枠内に残った底生動物もネットに集めて採集した。

底生動物は約5%濃度のホルマリン液でその場で固定し、実験室に持ち帰った。室内で長径20cm、0.5mmメッシュの手網に入れて水道水でホルマリンを洗い流した後、白バットに広げて肉眼で生物を拾い出した。川合・谷田(2005)とIshiwata(2001)により底生動物を分類群別に分け、個体数を数え、ろ紙上で転がして水分を除いた後、最小目盛0.1mgの電子天秤(ザルトリウス社, R200D)で湿重量を秤量した。なお、エルモンヒラタカゲロウ(*Epeorus latifolium*)は、タニヒラタカゲロウ(*Epeorus napaesus*)、マツムラヒラタカゲロウ(*Epeorus l-nigrus*)と区別せず、エルモンヒラタカゲロウ群(*Epeorus latifolium complex*)として扱った。

データの解析では、定点間の物理環境要因(岸からの距離、浮き石個数、水深、底層流速、60%水深層流速)と底生動物(総個体数、分類群数、湿重量、分類群別個体数)の各データの平均を比較するために、分散分析とMann-WhitneyのU検定を、SPSSver.7.51Jで行った。底生動物の群集解析には小椋(2006)のパソコン統計ソフトを用い、分類群別個体数を基に方形枠別にShannon-Wienwerの多様度

指数 H' を算出した(木元, 1976; 小椋, 2006)。 H' は、群集構造が複雑である場合、つまり分類群数や個体数が多いと高い値を示す指数である。方形枠間でHorn(1966)の群集類似度指数 R_0 を調査日毎に求め、平均連結法によるクラスター分析で底生動物群集の群集区分を行った(木元, 1976; 小椋, 2006)。 R_0 は0~1の範囲の値をとり、群集の類似性が高いと R_0 も高い値を示す。

H' と R_0 は次式で表される。

$$H' = - \sum_i (p_i \ln p_i / \ln)$$

$$p_i = n_{ij} / N_j$$

ただし、対数の底は2であり、分類群 i の方形枠 j における個体数を n_{ij} 、サンプル j の総個体数を N_j とする。

$$R_0 = \frac{\sum(x_i + y_i) \log(x_i + y_i) - \sum x_i \log x_i - \sum y_i \log y_i}{(X + Y) \log(X + Y) - X \log X - Y \log Y}$$

ただし、方形枠 x における分類群 i の個体数を x_i 、総個体数を X とし、同様に方形枠 y における分類群 i の個体数を y_i 、総個体数を Y とする。

環境要因と底生動物の関係解明には統計ソフトAMOS5.5Jを用い、共分散構造分析のひとつであり、2つの因子分析モデルを含む多重指標モデル(豊田, 1998; 豊田, 2003)を作成した。モデルでは、「物理環境」と「底生動物」を潜在変数として仮定し、「物理環境」が「底生動物」に影響を与え、潜在変数からそれぞれに属する観測変数に影響すると仮定した。潜在変数は、自然現象から直接計測されたものではなく、本研究のモデルで設定した変数である。観測変数は、「物理環境」に「浮き石個数」、「水深」、「底層流速」、「河岸からの距離」を、また、「底生動物」に「個体数」、「湿重量」、「分類群数」を投入し、変数にそれぞれ誤差変数 $e_1 \sim e_9$ を設定した。観測変数では、流速の2つのデータである底層と60%水深層は相関係数0.91と相関性が高いので、同時にモデルに投入せず、適合度指標でモデルによりフィットした底層流速を採用した。モデルを成立させるため、「物理環境」から「水深」、「底生動物」から「個体数」、及び全ての誤差変数からの係数を1とした。以上のように設定したモデルは、その適合性について、 χ^2 検定と適合度指数により判定した。

結 果

環境要因

9回の調査の平均川幅は、St.1で4.5mであり、St.2で5.3mだった。水温の測定結果では、最低が2001年2月調査の0.1°C (St.1) と0.2°C (St.2) であり、最高が2000年7月調査の16.8°C (St.1) と19.0°C (St.2) だった。電気伝導度は、St.1では9.4~12.1mS・m⁻¹、平均10.9 mS・m⁻¹、St.2では9.0~14.3 mS・m⁻¹、平均10.4 mS・m⁻¹だった。

環境要因の各項目の測定結果を Table 1 に示した。採集場所の河川内地点を表す「岸からの距離」の調査毎の平均は、St.2で0.8~2.7m、St.1で0.9~1.5m であり、8回中2回の調査で St.2 と St.1 の地点間で有意差が認められた。調査毎の平均浮き石個数は、St.2で2.6~4.9個、St.1で3.5~7.1個であり、3回の調査で St.2 より St.1 で有意に多かった。水深の平均は両地点で9.9cm から40.8cm であり、地点間で差があったのは2001年3月のみだった。調査日毎の平均流速では、底層と60% 水深層ともに地点間で有意差は認められなかった。以上の結果から、St.1 と St.2 では物理環境要因に著しい違いはないと判断された。

底生動物の出現分類群組成と地点間の群集比較

今回の調査で採集された分類群と、1m²あたりに換算した出現個体数を Table 2 に示した。64分類群が出現し、そのうち、水生昆虫類が58分類群を占めた。水生昆虫以外で多く出現したのは、タキヨコエビ (*Sternomoera rhyaca*) と水生ミミズ類 (Oligochaeta) だった。水生昆虫の単一分類群で最多の出現個体数はユスリカ科 (Chironomidae) で、全8回の合計出現個体数が 4222個体・m²であった。出現個体数が多い上位の7分類群について、2地点での調査日別平均出現個体数を Fig. 2 に示した。なお、最も多いユスリカ科は総個体数の38.1%を占め、次に水生ミミズが12.3%を占めた。ユスリカ科は、両地点ともに優占群であり、毎回の調査で出現し、特に2002年5月に St.2 で263.9個体・m²が出現した (Fig. 2-a)。水生ミミズ類は、2000年7月を除き St.2 より St.1 で多く出現し、最も多かったのは2002年3月であり、St.1 では個体数で2番目に多い分類群だった (Fig. 2-b)。分類群のうち出現個体数が全個体数に占める割合の7位までにあり、なおかつ、St.1 より St.2 で多く出現した分類群はガガンボ科 (Tipulidae) とシマトビケラ属 (*Hydropsyche* spp.) で、ガガンボ科は1年を通じ、また、シマトビケラ属は2002年の10月を除く全ての調査日で St.1 より

Table 1 Mean values with standard error of physical environment in two sites.

Month-Year		distance from the stream edge		unfixed cobble		water depth		velocity of middle layer in the stream		velocity at the stream bed	
		m		number		cm		cm ^s		cm ^s	
		St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2
Jul-00	mean	<u>1.2</u>	<u>0.9</u>	3.5	3.6	11.1	18.4	24.5	37.6	17.8	25.1
	SE	0.7	0.6	2.0	2.1	5.0	6.4	27.1	30.5	18.0	20.5
Oct-00	mean	1.3	1.6	<u>7.1</u>	<u>4.9</u>	13.4	21.7	36.3	28.4	17.5	16.5
	SE	0.9	0.9	2.8	2.3	3.8	5.9	31.6	17.1	11.3	13.0
Feb-01	mean	<u>1.2</u>	<u>2.7</u>	2.2	2.6	14.4	26.2	25.2	16.6	19.8	27.3
	SE	0.7	0.9	1.2	1.1	2.4	3.7	14.3	11.0	11.6	13.6
Apr-01	mean	1.1	0.9	3.1	2.8	23.3	12.9	48.5	35.4	27.8	31.3
	SE	0.7	0.5	2.1	2.0	13.1	7.1	34.9	24.4	21.3	25.6
Mar-02	mean	1.0	0.8	<u>6.5</u>	<u>4.0</u>	10.7	13.4	32.8	49.7	21.7	32.4
	SE	0.8	0.4	2.8	2.2	4.6	6.2	21.8	39.1	14.7	23.6
May-02	mean	1.5	1.6	2.9	2.9	9.9	14.8	29.5	27.5	17.4	17.9
	SE	1.0	1.3	1.7	1.8	3.4	6.5	25.3	13.6	11.7	15.1
Jul-02	mean	1.5	1.5	4.5	3.3	12.5	13.6	53.5	38.7	26.7	26.4
	SE	1.1	1.0	2.4	1.6	4.9	5.8	30.8	17.7	23.8	12.1
Oct-02	mean	1.2	1.4	<u>4.7</u>	<u>3.2</u>	12.1	16.2	21.5	30.6	15.0	20.0
	SE	0.8	1.0	2.1	1.8	4.2	6.1	18.1	22.0	14.4	16.6

The means underlined indicated significant difference between the two sites by Mann-Whitney's U test (P>0.05).

Table 2 Collected taxa and their abundance (mean of individual numbers · m⁻²).

	11-Jul-00		24-Oct-00		14-Feb-01		04-Apr-01		26-Mar-02		22-May-02		25-Jul-02		16-Oct-02	
	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2
Turbellaria	1			6					4			2		1		
Nemertinea		2									2					10
Oligochaeta	18	137	290	98	91	5	408	45	582	52	364	112	280	44	335	310
Gastropoda		1														1
Asellus spp.								3		6					3	
Sternomera rhyaca	52	12	90	1	26	13	23		21	4	19	10	313	29	171	3
Atidae		2														
Eriocheir japonicus		1		1										1		
Paraleptophlebia sp.		1	64	14	76	8	31	29	14	41	67	50			18	17
Ephemera japonica	35		29					15	3	4	1	9	5	1	4	4
Ephemera strigata												1				
Caenis sp.	13	109							1			4				
Cincticostella nigra	3		75	51	21	35	25	24	23	42	14	3			165	38
Cincticostella orientalis				6		5		1				4				2
Drunella ishiyamana	15	10										28	32	15	3	
Drunella sacharinensis	23	1									6	128	135			
Drunella trispina					2			7		6		1			1	
Ephemerella setigera		57												19		
Uracanthella punctisetae				1	2	6		3				1				1
Ephemerellidae (young)	9		4		53	46	136	4	138	30	5	9		4	3	1
Ameletus sp.			95		2		40		1		9	2			43	9
Baetis spp.	122	117	30	4	9	3	1	3	33	36	45	14	209	37	35	
Baetiella sp.					5	3	4		5	5					3	
Ecdyonurus spp.	3				1	50	57	43		3		1	3	1	73	
Epeorus latifolium*	103	29	259	74	37	102	72	43	27	73	5	15	19	4	193	42
Epeorus spp. (young)		1			112	5	164	16	356	105	12	13	7	4	2	4
Rhithrogena spp.	1	10	49	5	87		20	8	110	126	32	28			28	14
Epiophlebiidae	1	1	1						1						1	
Gomphidae	12		2												1	
Perlodidae	2	29	38	20	2	14	3	7	6	19	3	2		1	10	2
Perlidae	2	1	4		5	5	3	1				1			1	
Chloroperlidae	10		38	1	5	5	16	7	9	12	10	6		1	27	
Taeniopterygidae	36				1	3	1	1	3		6		5	16		3
Amphinemura spp.				3	5	50	7	33	6	13	6	1			7	4
Protonemura spp.							3				4	2				
Nemoura spp.	1			2	2	6			32	2	22	1	2		4	1
Capniidae	19	1	21	15	2	5			1						69	17
Corydalidae																1
Rhyacophila tranquilla	6		26	12	2	8	8	5	4	5		1		15	49	15
Rhyacophila yamanakensis						3				11		16				
Rhyacophila sp.1	1		5	2								1			1	1
Rhyacophila sp.2	1	1			4	2		3		4		5	1			
Rhyacophila sp.3	3				2											
Rhyacophila sp.4												2				
Rhyacophila sp.5												1				
Rhyacophila spp. (young and pupa)		3			6				1		1	1	16			1
Apsilochorema sutshanum	2	1	21	2	6		5	3	7		3	6	3	4	28	
Glossosoma spp.	70	2	25	73	9	29	7	17	12	15	11		7	7	16	14
Stenopsyche marmorata		27	7	26	1	50	1	15	1	43		33		24	2	61
Dolophilodes sp.						2									1	
Cheumatopsyche sp.						6		4								4
Hydropsychidae (young)	3	1	15	15												
Hydropsyche spp.			3	105	6	579	19	43	5	125	12	107	1	12	46	98
Phryganopsyche latipennis		1									1					
Lepidosotma crassicorne			3						1	1						
other Lepidosotma spp.	47	5	268	53	16	11	24	32	1	11	3	3	1		362	69
Dicosmoecus jozankeanus	1												1			
Hydatophylax sp.	1		1		1									3		1
Apatania sp.			1		1											
Neophylax ussuriensis												1				
Goera sp.	1	5				3		11		17		4		11	3	6
Ocetes sp.	5	17		1												1
Trichoptera (pupa)	1	6			6	86	4			3	6	46	1	1		2
Pyralidae																1
Dytiscidae	2											1			1	1
Elminae	20	13	9	6	16	3	7			10		27	134	23	22	12
Coleoptera (young)	4	42	11	1	6		19	5	2			12	2		5	1
Tipulidae	49	110	17	704	23	235	35	137	13	67	17	198	3	59	21	261
Blephariceridae					47			4			2	2				
Psychodidae										1						
Simuliidae	3	14	1		15		1			2	1	118	3	1		
Chironomidae	612	555	50	174	462	349	336	311	246	726	981	4222	35	303	162	183

*: *Eperous napaeus* and *Eprous l-nigrus*. Blank shows zero.

St.2で多かった (Fig. 2-c,d)。なお, St.2では, ヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata*) とブユ科 (Simuliidae) が, それらの次に出現する傾向があった。逆に, St.2より St.1で多かった分類群は, エルモンヒラタカゲロウ群, オオカクツツトビケラ以外のカクツツトビケラ属 (*Lepidosotma spp.*), 及びタキヨコエビだった (Fig. 2-e,f,g)。タキヨコエビは,

最も多かったのは2002年7月で313個体・m²出現し, St.1より St.2で多い傾向がみられた。

7分類群の個体数の季節変動をみると, ガガンボ科, エルモンヒラタカゲロウ群, カクツツトビケラ属は秋季の10月に最も多くなる傾向があった。タキヨコエビは, St.1で3月と5月より7月と10月に多く出現した。水生ミミズは明瞭な季節変化は認められなかった。

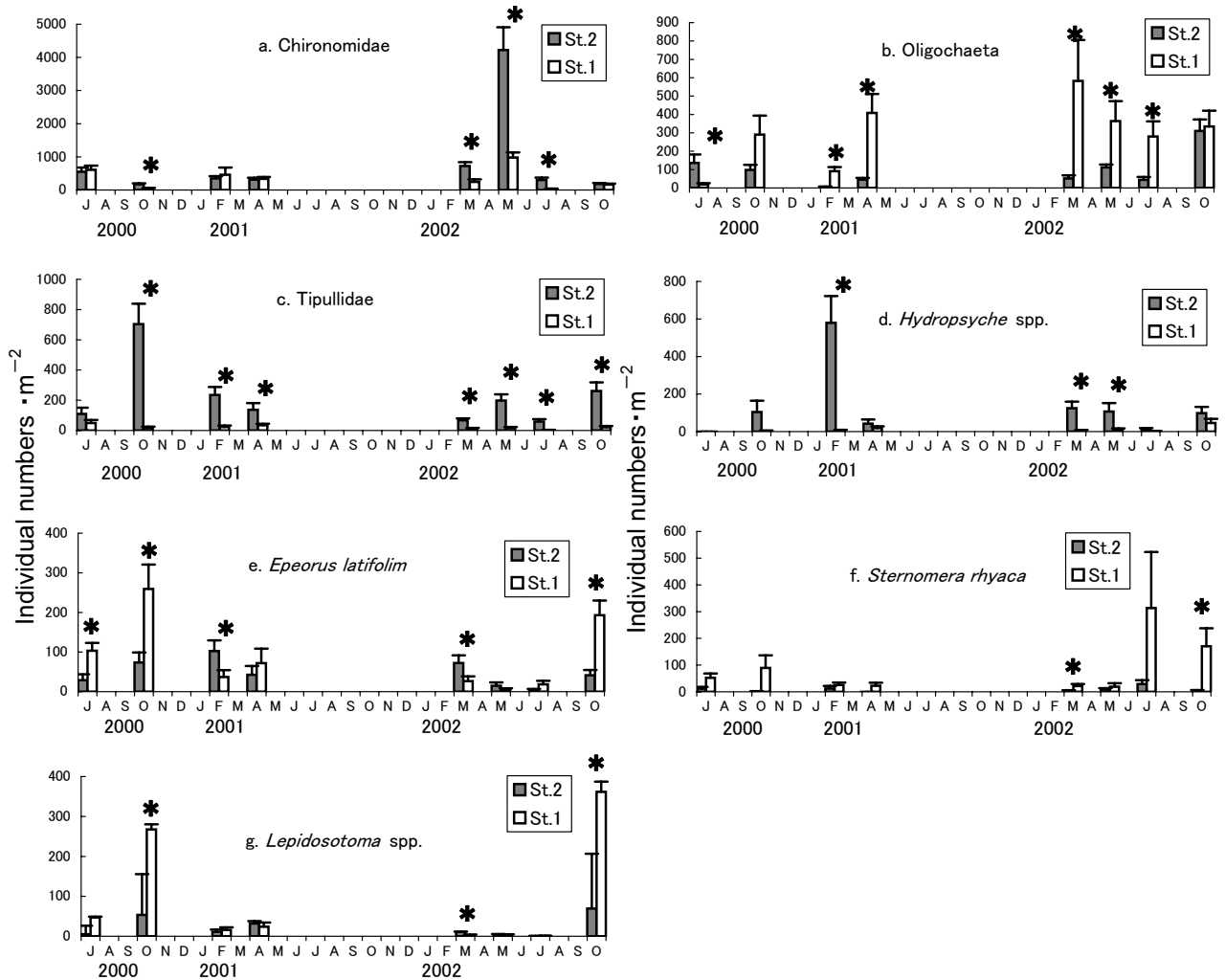


Fig. 2 Mean of individual numbers · m² and their 95% standard error in the two sites.

* indicates a significant difference is detected between two sites by Mann-Whitney's U test (p < 0.05).

2地点の期間別の総個体数、湿重量、分類群数、多様度指数 (H') の平均を Fig. 3に示した。調査日毎の平均分類群数は、St.1で6.3~14.3また、St.2で8.4~14.1であり、調査日のうち地点間で有意差があったのは、2000年10月のみで、全期間を通じて分類群数の違いに季節や地点による顕著な傾向は見られなかった (Fig. 3-a)。平均出現個体数では、ユスリカ科の個体数の影響により、2002年5月のSt.2で5359個体・ m^{-2} と突出して多かった。他の調査日では、2地点で633~

1916個体・ m^{-2} の範囲で推移した (Fig. 3-b)。湿重量は、St.2でSt.1より有意に多いことが3回あり、いずれも冬期から春季にかけてだった。各定点の平均値は、St.1で2000年10月に18.4g・ m^{-2} 、St.2で2002年5月に32.2g・ m^{-2} がそれぞれ最も高かった。多様度指数 H' はSt.2とSt.1の全調査日を通して1.38から2.89の範囲にあり、地点間で有意差が見られたのは2000年10月と2002年7月及び同年10月の3回であった (Fig. 3-d)。

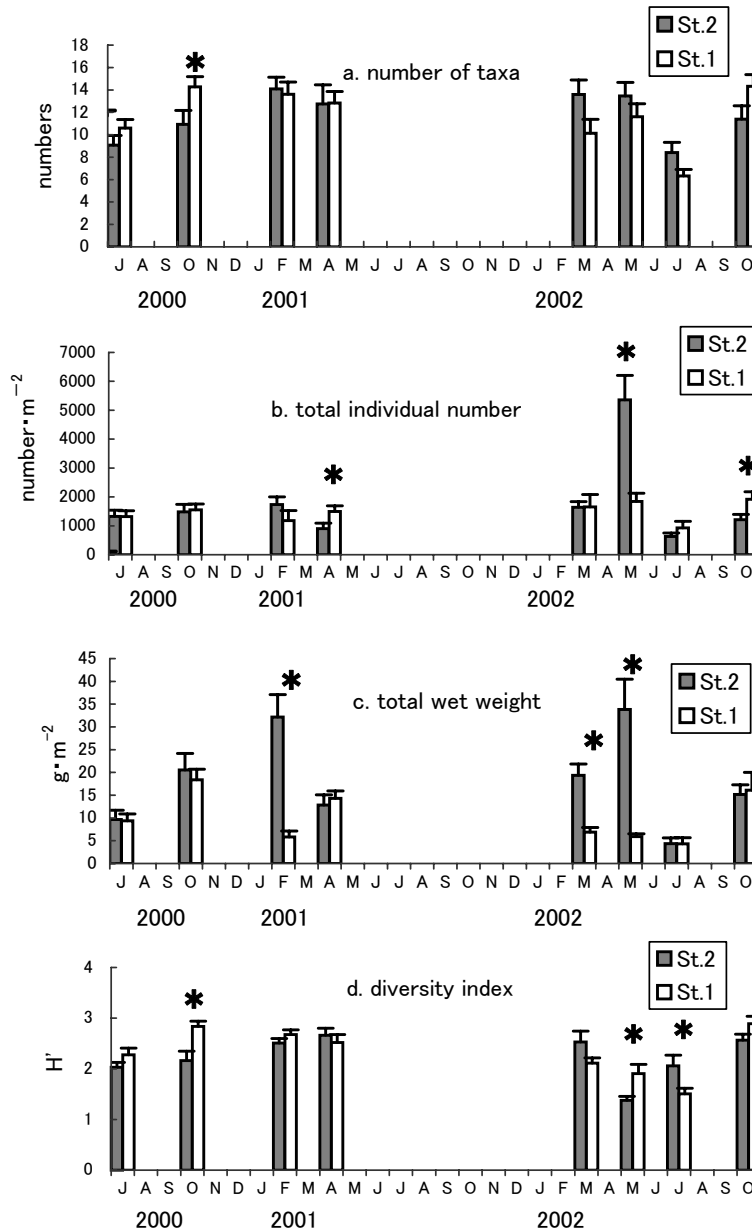


Fig. 3 Mean of number of taxa (a), total individual numbers (b), total wet weights (c) and diversity index (d) with 95% standard error in two sites.

* indicates a significant difference is detected between two sites by Mann-Whitney's U test ($p < 0.05$).

方形枠間の類似度指数による群集区分のためのクラスタ分析の結果を Fig. 4 に示した。類似度指数 (R_0) が 0.55~0.6 以上を群集の区分基準として採用し、クラスタ毎に同じ群集としてまとめると、地点別の 2 グループに大別されたのは、2000 年 10 月、2001 年 2 月、2002 年 3 月と 7 月の 4 回だった。ただし、2002 年 3 月に 2 個の例外がみられた。他の 4 回の調査日、すなわち

2000 年 7 月、2001 年 4 月、2002 年 5 月、10 月では、地点別に類似度が 0.8 以上と高い値で結合し群集区分され、さらに St.1 と St.2 の双方で採集された枠からなる混合群集も存在した。これらの 4 回の調査日では、群集区分の基準 0.55 以上でクラスタ化される傾向がみられ、両地点は同一の群集に属すると判断された。

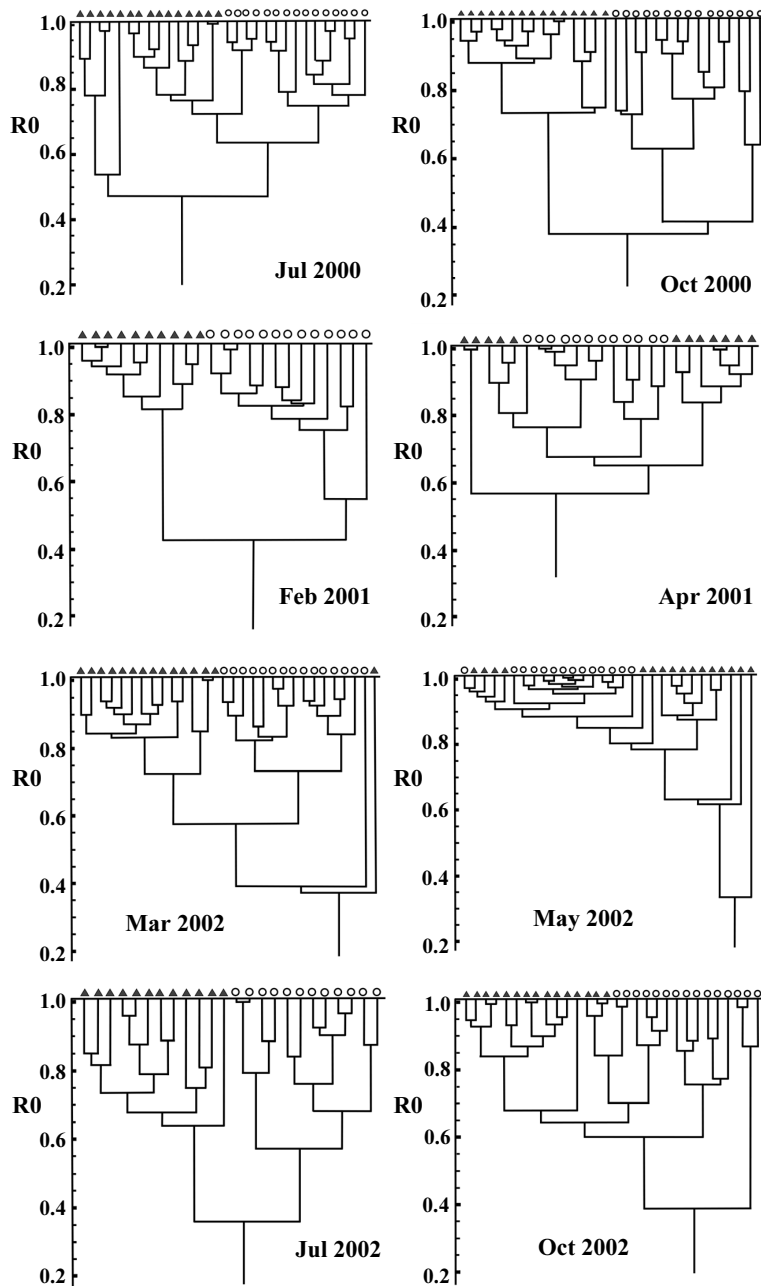


Fig. 4 Dendrogram of macroinvertebrate communities based on the similarity index R_0 of individual numbers of taxa in each quadrat at two sites from cluster analysis of the group average method. Base quadrat samples in St.1 and St.2 indicate ○ and ▲, respectively.

底生動物と物理環境

物理環境の測定結果から底生動物への影響の度合いを多重指標モデルで推定した (Fig. 5, Table 3)。多重指標モデルでは、2地点での8回の調査時期の結果を

まとめて投入し、方形枠を1ケースとした合計221ケースを使用した。底生動物群集は、季節により2地点で異なる群集が形成されたが、時期別の出現個体数と湿重量、多様度指数が2地点でほぼ同様であったので、

Table 3 Non standardized values for all variables on the macroinvertebrates - physical environment model.
a covariance of all variables in the model.

	physical environment	macroinvertebrates	number of taxa	total individual numbers	total wet weight	unfixed cobbles	distance from stream edge	velocity at stream bed	water depth
physical environment	14.985								
macroinvertebrates	112.764	8429.016							
number of taxa	6.096	455.638	31.83						
total individual numbers	112.764	8429.016	455.638	9932.878					
total wet weight	0.612	45.749	2.473	45.749	0.537				
unfixed cobbles	1.147	8.635	0.467	8.635	0.047	6.072			
distance from stream edge	2.738	20.605	1.114	20.605	0.112	0.21	0.848		
velocity at stream bed	36.298	273.147	14.765	273.147	1.483	2.779	6.633	383.451	
water depth	14.985	112.764	6.096	112.764	0.612	1.147	2.738	36.298	73.63

b mean of all variables on the model.

	physical habitat factor	macroinvertebrates	number of taxa	total numbers	total wet weight	unfixed cobble	distance from the stream edge	velocity at the stream bed	water depth
mean	0	0	12.878	105.091	0.561	3.947	1.295	23.015	16.062

c. coefficients

		estimate	standard error	test statistic	P value
macroinvertebrates	<----- physical environment	7.525	2.378	3.164	0.002
number of taxa	<----- physical environment	1			
total individual numbers	<----- physical environment	2.422	0.543	4.464	***
total wet weight	<----- physical environment	0.183	0.051	3.582	***
unfixed cobbles	<----- physical environment	0.077	0.053	1.443	0.149
distance from stream edge	<----- macroinvertebrate	0.005	0.001	9.252	***
velocity at stream bed	<----- macroinvertebrate	1			
water depth	<----- macroinvertebrate	0.054	0.006	8.511	***

d intercept

	estimate	standard error	test statistic	P value
total wet weight	0.561	0.049	11.338	***
total individual numbers	105.091	6.729	15.617	***
unfixed cobbles	3.947	0.166	23.749	***
water depth	16.062	0.563	28.512	***
velocity at stream bed	23.015	1.286	17.902	***
distance from stream edge	1.295	0.06	21.418	***
number of taxa	12.878	0.466	27.641	***

e variance

	estimate	standard error	test statistic	P value
e1	5.984	0.574	10.416	***
e2	58.645	6.819	8.601	***
e3	295.527	35.617	8.297	***
e4	0.348	0.128	2.713	0.007
e5	0.289	0.034	8.489	***
e6	7.2	2.006	3.588	***
e7	1503.862	710.95	2.115	0.034
e8	7580.456	1150.074	6.591	***
e9	14.985	5.825	2.573	0.01

*** Level of significance at the 0.001.

季節変動を考慮せずひとつのモデルで構築した。本研究では、St.1と St.2での採取位置の物理環境がほぼ同じ条件であり、このモデルは、河川内で浮き石がある瀬の環境を対象とした。

モデルの x^2 検定結果と適合度指数を Table 4 に示した。モデルの関係を x^2 検定で判断すると、 x^2 値は 19.231 であり、自由度=13、 $p=0.05$ の x^2 分布値=22.362 より小さく、パス図の関係は成立する。他の適合度指標である NFI, IFI, PRATIO, AIC では、モデルの適合度は、PRATIO を除き、独立モデルより飽和モデルに近似した値となっており、このモデルはデータに対して適合度が全般に良いと判断された。また、Table 3 にあるように係数、切片、分散の推定値

は、物理環境から浮き石の個数への係数と誤差変数 $e9$ の分散を除いて $p=0.05$ 水準で有意だった。

単位の異なる変数を比較するために本モデルの標準解で検討すると (Fig. 5), 「物理環境」から「底生動物」への関係は、係数0.32で正の影響がみとめられた。また、「物理環境」と「底生動物」からそれぞれへの観測変数のパス係数はすべて正の係数となった。「物理環境」から4項目の観測変数への係数は、「岸からの距離」へは0.77と高く、次いで「水深」へ0.48、「底層流速」へ0.45であり、「浮き石個数」へは0.12と低かった。「底生動物」から3つの観測変数への係数は、「個体数」へ0.85と「分類群数」へ0.77に対し、「湿重量」へは0.68と若干低かった。

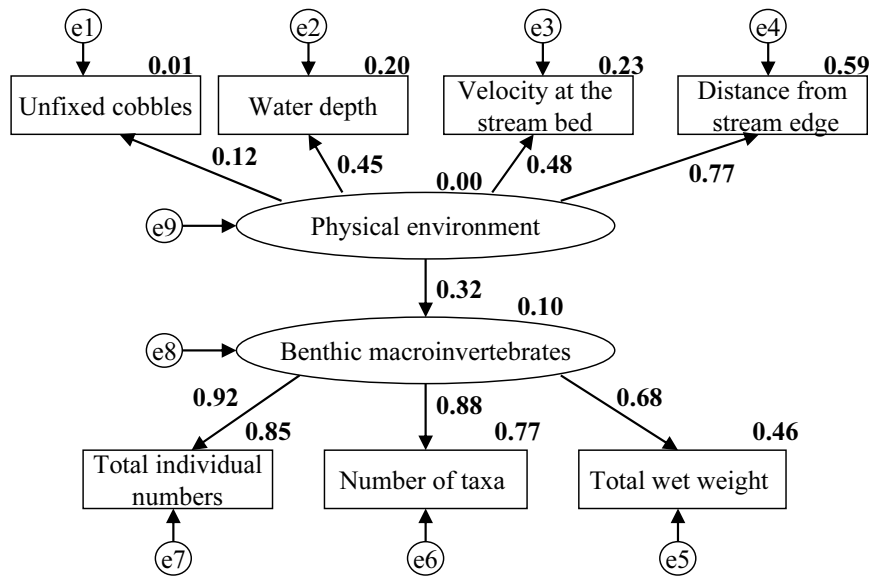


Fig. 5 The model of standardized regression weights by multiple indicators between macroinvertebrates and the physical environment. The explanations of non-standardized values are referred to Table 3.

Table 4 Chi-square statistic value and measurement of fitness on macroinvertebrates - physical environment model.

	value	saturated model	independence model
chi-square	19.231	-	-
degrees of freedom	13	-	-
probability level (chi-square value)	0.116	-	-
N F I	0.928	1.000	0.000
I F I	0.976	1.000	0.000
PRATIO	0.464	0.000	1.000
AIC	63.231	70.000	282.560

考 察

今回の調査で、両地点で全期間にわたり優占して出現したのは、ユスリカ科と水生ミミズ類だった。ユスリカ科は突出して個体数が多かった2002年5月以外の調査時期では、St.1よりもSt.2で多い傾向はあるものの地点間での個体数の差異は明瞭に区別されなかった。水生ミミズはSt.2よりSt.1で多かった。水生ミミズのほとんどがミズミズ亜科だった。ユスリカ科と水生ミミズ類は、St.2とSt.1の地点で種組成が異なる可能性があり、地点の動物相を正確に把握するためには、さらに詳細な同定を行う必要がある。地点別に特徴的に出現した他の分類群を列挙すると、St.2ではガガンボ科とシマトビケラ属であり、St.1ではタキヨコエビとカクツツトビケラ属だった。St.2ではヒゲナガカワトビケラも多く出現しており、シマトビケラ属ともにろ過採集食者がSt.2で卓越して出現している。2000年7月に、St.2より約1km上流の本流の砂防ダムの直下で採集を行った結果、ヒゲナガカワトビケラが240個体・m²やシマトビケラ科の若令が69.3個体・m²と非常に高密度で生息していた(中島, 2001)。St.2は多数生息している本流域の下流域に位置しており、上流の現存量がSt.2の出現個体数に影響した可能性がある。

一方、St.1で多く出現したカクツツトビケラ属とタキヨコエビは、その約2.5km上流で2000年10月に採集を行ったところ、タキヨコエビが419.6個体・m²採集され、また、その位置に合流する川幅1m以下の細流ではカクツツトビケラ属が1701.3・m²と卓越して生息していた(中島, 2001)。カクツツトビケラ属やタキヨコエビは落葉食者であり、主な分布域は落葉の堆積が多い比較的上流域とされている。長坂ら(2003b)は、濃昼川ではタキヨコエビのバイオマスと落葉の供給量は相関していることを報告している。St.1は、いわゆる上流ではないが、この2種が優占して多く生息することから、落葉由来の粗粒堆積物が影響する生息環境を有する地点として位置付けられる。

類似度指数 R_0 による群集区分では、St.1とSt.2の底生動物群集は、8回の調査中4回で、地点別に異なる群集を形成した。他の調査日では、類似度が0.7以上と高い地点別の群集が核となり、両地点の採集枠が混合して属する群集が形成されていることがわかった。これは、上記の分類群別の出現状況が反映された結果である。St.1とSt.2での水質を比較すると、水温では

同一時刻に測定されていないので比較できないが、電気伝導度では地点間で著しい差異は認められなかった。ただし、St.2は、流速が緩やかな岸辺のレキに糸状緑藻類の繁茂が認められており、河畔の家屋からの生活排水や本流域のダムによる水質変化の影響もあると考えられる。一方、有機物の動態については同一時期に調査した長坂他(2003a)が明かにしており、それによると本河川の上下流で粒状有機物の粒径別貯留量に変化している。それに加えて本流と合流することにより、St.1とSt.2の地点間の距離は1kmしか離れていないが、河口に近いSt.2には、St.1と異なる底生動物群集が形成されることがあったと推察される。また、長坂ら(2003b)の報告では、森林起源の粗粒有機物のうち、FPOMのCN比が上流よりも下流で低くなることを報告し、河川内で繰り返し底生動物が有機物を利用しているためであると推察している。濃昼川のような比較的規模の小さい河川は、大規模河川のような流れが緩やかになる下流域が発達せず、河川形態が上流域から河口まであまり変化せず海に流入している。しかし、その河川内でも、底生動物は流程の環境に応じてそれぞれの分類群が上下流別に生息分布していた。但し、ダムの下流域では流量や水質がダムにより変動し、底生動物の種多様度や現存量に影響するため(谷田・竹門, 1999)、St.2では、前述したように上流に設置されている砂防ダムの影響でSt.1と異なる群集が形成された可能性も推測される。

今回の調査で多数採集された7つの分類群について、出現期の季節的変動を考察すると、ユスリカ科は、St.2で2002年3月に突出して多かった他は、一定の範囲で出現し周期的季節変動は認められなかった。水生ミミズは出現個体数に季節変動があまりないが、中流では、春季の2001年4月と2002年3月と5月に他の時期より多かった。ガガンボ科、エルモンヒラタカゲロウ、カクツツトビケラ属は、2000年と2002年ともに秋季に最も多く出現しており、夏季には羽化して減少し秋に若令が多く発生する生活史に合致した結果となっていた。平瀬のレキにごく普通に生息するエルモンヒラタカゲロウは、多数出現し、特に2001年2月や2002年3月にはSt.1よりも河口に近いSt.2で多く出現していた。しかし、エルモンヒラタカゲロウは、方法で述べたとおり、数種を含む可能性があり、今回の結果が生活史に沿った出現個体数の変動によるかはわからなかった。シマトビケラ属は2001年2月に河口近くのSt.2で個体数が最も多かった。また、濃昼川近くの小さい沢でのタキ

ヨコエビは生活史の大部分を淡水の上流域で過ごす、交尾・産卵を汽水域で行うため、早春の繁殖期には河口まで移動する (Kuribayashi et al., 2006)。本研究で2002年7月に St.1 で突出して多かったのは、このような生活史に伴う移動の影響があったかもしれない。

共分散構造分析のひとつである多重指標モデルは、主に社会・人文科学の統計的解析に使用されている。調査項目をまとめて単純化し、直接計測できない因子を潜在変数として設定し、観測変数との間の因果関係を調べるものである。本研究では、底生動物と物理環境の関係に回帰関係があるとみなし、量的に推定する試みとして本モデルを使用した。その結果、本モデルでは物理環境は底生動物に正の係数で関係することがわかった。また、単位の異なる観測変数への影響を統一して比較可能な標準解の結果では、潜在変数である物理環境が1単位増えると、「水深」、「流速」、「岸からの距離」、「浮き石個数」も増加する関係にあった。本調査ではあらかじめ採集場所はレキがある瀬を選定しており、測定値は河川内のすべての環境を代表しているわけではないが、本研究での物理環境の測定項目は、瀬における物理環境の規定要因であり、物理環境が底生動物群集に及ぼす影響は係数0.38程度と決定された。Merigoux and Doledec (2004) も、底生動物の生息環境に関して、粗度や粒径サイズで表す底質よりも、3次元流量、とくに水深と流速で規定されるフルード数に応じた選好性が強いとしている。

Murphy and Griller (2000) は、下流域でデトリタスの堆積量が底生動物群集の形成に影響するとしており、また、Newbold and Cushing (2001) は、特に濾過採食者の生息にはデトリタスの他に珪藻類の数度も影響するとしている。本研究で優占群だったユスリカ科は採集食者であり、また、落葉食者や過食者も採集食である時期も兼ね備えており、それらの餌資源としてはデトライタスが重要である。本調査を行った小河川の中下流域での底生動物群集の生息要因として、デトライタスはその由来が陸域植物か河川内の一次生産によるものかなどを定性的に明らかにすること、及び、リーチスケールでの周年変動を追跡していくことが、さらに求められるだろう。その上で、環境要因と底生動物群集の成立関係についてさらに精度を高めるためには、物理環境に加えて、デトリタスや一次生産量等を含めた生物環境を設定したモデルをさらに構築する必要がある。

要 約

1. 北海道の日本海側に位置し、山地溪流が直接海に注ぐ流路長約5kmの小河川である濃昼川で、底生大型無脊椎動物の分類群組成、群集構造、及び環境要因との関係を明らかにした。
2. 2000年から2002年に、春期の融雪増水前と増水後、夏期、秋期、及び冬期に計8回、この下流域の河口から50mと1.3kmの2地点の平瀬で、底生動物の採集と環境要因の測定調査を実施した。
3. 優占分類群は2地点ともにユスリカ科 (Chironomidae) だった。両地点で周年出現したのは、水生ミミズ類 (Oligochaeta) とエルモンヒラタカゲロウ群 (*Epeorus latifolium* complex) だった。河口近くの地点ではガガンボ科 (Tipulidae)、シマトビケラ属 (*Hydropsyche* spp.) が、また、上の地点では、カクツツトビケラ属 (*Lepidosotma* sp.) とタキヨコエビ (*Stenomera rhyaca*) が多かった。
4. 類似度指数 R_0 によると、2地点の底生動物群集は、地点間で異なる場合と同一とみなされる場合があった。また、群集の多様度は全期間を通じて両地点でほぼ同様だった。
5. 多重指標モデルにより、岸からの距離、水深、流速、浮き石個数は、底生動物と正の回帰関係にあることがわかった。

謝 辞

本調査に参加し、調査期間中に急逝された鈴木研一氏 (元北海道立水産孵化場) に追悼を捧げる。長坂晶子博士・長坂有氏 (北海道立林業試験場)・鷹見達也氏・渡辺智治氏 (北海道立水産孵化場) には調査にご協力下り、柳井清治博士 (北海道工業大学)・永田光博博士 (北海道立水産孵化場) は研究企画に関して、小椋将弘氏 (静岡市) には統計解析で、また、西野修子氏 (北海道環境科学センター) には文献収集でご助力下さり、諸氏に深謝申し上げる。

この研究は、平成12~14年度北海道重点領域特別研究「森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価」の一環として行った。

引用文献

- Brooks, A. J., Haeusler, T., Reinfelds, I., and Williams, S. (2005). Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, 50, 331-334.
- Chessman, B. C. (1999). Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences. *Freshwater Biology*, 41, 747-757.
- 御勢久右衛門 (1993). 底生生物の生態学的研究. 23-102p., 河川の生態学補訂版 (沼田真監修), 247pp. 築地書館, 東京.
- Horne, A., and Goldman, C. (1994). 溪流と河川. 385-415p, *Limnology* (2nd edition). 陸水学. 手塚泰彦訳, 638pp, 京都大学出版会, 京都.
- Ishiwata, S. (2001). A checklist of Japanese Ephemeroptera. The 21st Century and Aquatic entomology in east Asia. *Proceedings of the 1st Symposium AESEA. Korean Society Aquatic Entomology*, Korea. 55-84.
- 川合禎次・谷田一三(共編)(2005). 日本産水生昆虫科・属・種への検索. xi+1342pp., 東海大学出版会, 神奈川.
- 木元新作 (1976). 動物群集研究法 I - 多様性と種類組成. 192pp, 共立出版, 東京.
- Kuribayasi, K., Katakura, H., Kyono, M., Dick, M. H. and Mawatari, S. F. (2006). Round-trip catadromous migration in a Japanese Amphipod, *Sternomoera rhyaca* (Gammaridea: Eusiridae). *Zoological Science*, 23, 763-774.
- Merigoux, S. and Doledéc, S. (2004). Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49, 600-613.
- Merritt, R. W., and Cummins, K. W. (ed.) (1984). An introduction to the aquatic insects of North America. xiii+722pp. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, U.S.A.
- Minshall, G. W., Petersen, R. C., Cummins, K. W., Bott, T. L., Sidell, J. R., Cushing, C. E., and Vannote, R. L. (1983). Interbiome comparison of stream ecology. *Ecological Monograph*, 53, 1-25.
- Murphy J. F., and Griller, P. S. (2000). Seasonal dynamics of macroinvertebrate assemblages in the benthos and associated with detritus packs in two low-order streams with different riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 43, 617-631.
- 長坂晶子・河内香織・柳井清治・長坂 有・小野寺賢介 (2003a). 海岸山地小溪流における有機物動態と源流域の果たす役割. 8-28., 平成12~14年度重点領域研究報告書 森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価, 196pp. 北海道立林業試験場・北海道立中央水産試験場・北海道立水産孵化場.
- 長坂晶子・柳井清治・河内香織 (2003b). 海岸山地小溪流における溪床貯留有機物の量的・質的变化. 42-50. 平成12~14年度重点領域研究報告書 森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価. 196pp. 北海道立林業試験場・北海道立中央水産試験場・北海道立水産孵化場.
- 中原 修・布川雅典・矢部浩規 (2005). 北海道道央の小河川における杭打と水制工設置による底生動物群集の変化. 多自然研究, 113, 3-10.
- 中島美由紀 (2001). 濃昼川の底生無脊椎動物相一夏・秋一. 14-19., 平成12年度共同研究報告書 森林が河口域の水産資源に及ぼす影響の評価, 64pp. 北海道立林業試験場・北海道立中央水産試験場・北海道立水産孵化場.
- Newbold, J. D., and Cushing, C. E. (2001). The influence of filter-feeding benthic macroinvertebrates on the transport and deposition of particulate organic matter and diatoms in two streams. *Limnology and Oceanography*, 46, 1091-1099.
- 布川雅典・井上幹生 (1999). 北海道北部の小河川における河畔植生と底生昆虫群集との対応様式. 陸水学雑誌, 60, 385-397.
- 小椋将弘 (2006). Excelで簡単多変量解析データ入力一発回答. xxi+209pp., 講談社, 東京.
- Peterson, C. G., Valett, H. M., and Dahm, C. N. (2001). Shifts in habitat templates for lotic microalgae linked to interannual variation in snowmelt intensity. *Limnology and Oceanography*, 46(4), 858-870.

- Richards, C. and Host, G. (1994). Examining use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. *Water Research Bulletin*, 30(4), 729-738.
- Robson, B. J., Chester, E. T., and Davis J. A. (1999). Manipulating the intensity of near-bed turbulence in rivers: effects on benthic invertebrates *Freshwater Biology* 42, 645-653.
- 谷田一三・竹門康弘 (1999). ダムが河川の底生動物へ与える影響. *応用生態工学*, 2(2), 153-164.
- 豊田秀樹 (1998). 共分散構造分析 [入門編] - 構造方程式モデリング-. 325pp., 朝倉書店, 東京.
- 豊田秀樹 (2003). 共分散構造分析 [疑問編] - 構造方程式モデリング-. 249pp., 朝倉書店, 東京.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sidell, J. R., and Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37, 130-137.