

取水堰が河川底生動物群集に及ぼす影響

ECOLOGICAL EFFECT OF DIVERSION WEIR ON RIVERINE BENTHIC FAUNAL COMMUNITY

渡辺幸三¹・白鳥喜之²・有働恵子³・真野明⁴・大村達夫⁴
Kozo WATANABE, Yoshiyuki SHIROTORI, Keiko UDO, Akira MANO and Tatsuo OMURA

¹正会員 日本学術振興会特別研究員 (PD) 東北大学大学院工学研究科土木工学専攻
(〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉6-6-06)

²学生会員 東北大学大学院博士課程前期 工学研究科土木工学専攻
(〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉6-6-11)

³正会員 工博 東北大学大学院助教 同上

⁴正会員 工博 東北大学大学院教授 同上

We investigated the ecological influence of the Atago weir (Hirose River, Miyagi Pref., Japan) on the riverine benthic faunal community at 21 points in the upstream river section ($\approx 1000\text{m}$) with locally varying hydraulic conditions (flow= $-0.08\text{--}1.03\text{m/s}$, depth= $19\text{--}179\text{cm}$). The weir formed a semi-lentic environment (flow= $-0.12\text{--}0.27\text{m/s}$, depth= $22\text{--}179\text{cm}$) in the upstream section for 700m river length. Silt layer partially emerged in the right bank side of the semi-lentic section. Density ($N=33\text{--}5317/\text{m}^2$), taxa richness ($S=1\text{--}27$ taxa), and Simpson's diversity index ($1-D=0.00\text{--}0.92$) of the communities widely varied among the 21 points. The multiple regression analysis indicated that the spatial variations of abundance (N) and species diversity ($S, 1-D$) were mainly accounted for by physical environmental factors such as flow velocity, depth, and mean grain diameter of the sediment, etc.

Key Words : *diversion weir, lotic and lentic environments, riverine benthic faunal community, species diversity, particulate organic matter*

1. はじめに

取水堰は河川をせき止めることで水位を上げて用水路等への取水を円滑にする構造物である。取水堰は利水面で人間社会に恩恵をもたらしてきた一方で、その上流側の河川区間に引き起こされる流速低下や水深増大等の河川の静水化は、治水面のみならず、生態系保全の観点から問題になることがある。例えば、取水堰建設前に存在した流水環境が、静水環境に変化することで、流水性の水生昆虫の生息が困難になる¹⁾。また、静水化で進行する土砂や粒状性有機物の河床への堆積は、河床を生息空間とする底生動物相に直接的に影響する可能性がある。

河川をせき止める他の構造物としてダム（堤高 $>15\text{m}$ ）がある。ダムが河川生態系に及ぼす影響を調査した研究事例は非常に多い^{2), 3)}。それに対して、取水堰に関するインパクト研究の事例は圧倒的に少ない。取水堰は、構造物としての規模はダムよりも小さいが、河川における設置数は非常に多いので、研究事例の少なさは

憂慮される傾向である。これまで、河川内の魚類の移動阻害の観点から、堰に設置された魚道の効果を調べた研究は数多く報告されているが⁴⁾、堰上流の河川区間における静水化が底生動物相に及ぼす影響を調べた研究は、筆者らが文献をレビューした範囲では報告されていない。

以上の背景より、本研究は、宮城県広瀬川の愛宕堰において、堰上流河川区間の静水化が底生動物群集に及ぼす影響を調査した。そして、取水堰による水理環境、河床堆積土砂と粒状性有機物等の河川環境の変化が、群集の生物量、種多様性、栄養構造に及ぼす影響を調べた。また、現在、対象河川区間で検討されている河道形状や堰構造の改善が群集に及ぼす影響を予測するために、群集と環境の関係を定量化する統計モデルも作成した。

2. 方法

(1) 調査地点

調査対象とした河川区間は、宮城県名取川水系の広瀬

川中流の愛宕堰から上流側約300mから1000mまでの約700m区間である(平均河床勾配=0.0008)(図-1)。対象河川区間は仙台市街地に位置し、周辺には住宅地が広がっている。愛宕堰は農業用水の取水を目的として1954年に建設された堰高2.2m、河川横断方向約80mの固定堰である。平水時には堰直上河川区間の流れはほぼ失われている。対象河川区間の右岸側の河床の一部に土砂堆積が進行し、寄洲が発達している。河道掘削による河道管理が数年に一度行われているが、河道の治水能力の低下とともに生態系への影響が懸念されている。

対象区間に面的に分布する21地点で、平成18年12月と平成19年6月に底生動物と河川環境を調査した(図-1)。調査地点は、流下方向にほぼ均等に並ぶ横断線No.1(上流側)からNo.7(下流側)の7本の横断線上において、それぞれ左岸から約5m、横断線のほぼ中央、右岸から約5mの各3地点に設置した。以降本稿では、横断線No.1の左岸から約5m地点は「No1左岸」のように表記する。

(2) 実測・試料分析

a) 底生動物群集

水深が比較的浅い10地点(横断線No2~No4の各左岸、中央、右岸、およびNo1右岸)では、コドラード付きサーバーネット(30cm×30cm、メッシュサイズ:250 μ m)を用いて、各地点で底生動物を3回ずつ採取した。水深が深い11地点では、エッグマンバージ採泥機(20cm×20cm)で、各地点で底生動物を3回ずつ採取した。これら3回採取した合計サンプルに基づいて各地点を評価した。底生動物は実体顕微鏡(150x)を用いて、日本産水生昆虫一科・属・種への検索⁵⁾に従って可能な限り細かいレベル(種、属、科)まで同定した。同定された計71分類群のうち、38分類群(54%)が種、16分類群(23%)が属、13分類群(28%)が科、4分類群(5%)が目レベルで分類された。

底生動物群集の総個体群密度(N)(m^2)、分類群数(S)、Simpson多様度指数(1-D)を評価した。1-Dは x_i をi

分類群の個体群密度(m^2)とした時、 $1-D=1-\sum(x_i/N)^2$ から算出される。Merritt & Cummins⁶⁾および竹門⁷⁾の区分に従い、各分類群を5つの摂食機能群—堆積物採集食者(Gathering Collectors:GC)、肉食性捕食者(Predators:PR)、刈取食者(Scrapers:SC)、濾過摂食者(Filtering Collectors:FC)、破碎食者(Shredders:SR)に分類し、総個体群密度に占める各摂食機能群の個体群密度の割合(%)を求めた。

b) 河川環境

水深 d_w は、各地点で標尺を使って3回計測した平均値とした。流速Vは河床から水深40%の深さで電磁流速計で3回計測し、その平均値とした。河床の状態を目視で石(粒径>30cm)、礫(4.75mm~30cm)、砂(0.075mm~4.75mm)、シルト(<0.075mm)、岩盤に区分した。河床表面の石礫を取り除いた後、砂泥約1000ccを深さ10cm以内の堆積層から採集し、乾燥(105 $^{\circ}$ C)後、ふるい分析による粒度試験を行った⁸⁾。得られた粒度加積曲線から平均粒径 D_{50} および均等係数 $U_c=D_{60}/D_{10}$ を算出した。

河床に堆積する粗粒状性有機物(Coarse Particulate Organic Matter:CPOM、粒径>1mm)と微細粒状性有機物(Fine Particulate Organic Matter:FPOM、1mm>粒径>250 μ m)の単位面積当たりの強熱減量を調べた。底生動物をサーバーネットあるいは採泥機で採取した際、河床材料ごと堆積有機物も採取した。実験室で底生動物を取り除いた試料を1mm目のふるい上で良く洗い、CPOMとFPOMに分離した。各試料を磁製するつばに移し、105 $^{\circ}$ Cで2時間乾燥し、電気炉で550 $^{\circ}$ Cで2時間強熱して強熱減量を算出した。CPOMとFPOMは共に3回ずつ測定した。

(3) 統計分析

底生動物群集の8項目の生物指標(N、S、1-D、%GC、%PR、%SC、%FC、%SR)と6項目の環境変数(d_w 、V、CPOM、FPOM、 D_{50} 、 U_c)の関係を重回帰分析で調べた。目的変数を各生物指標とし、F=2.0を選択基準として、説明変数となる環境変数を変数増減法で

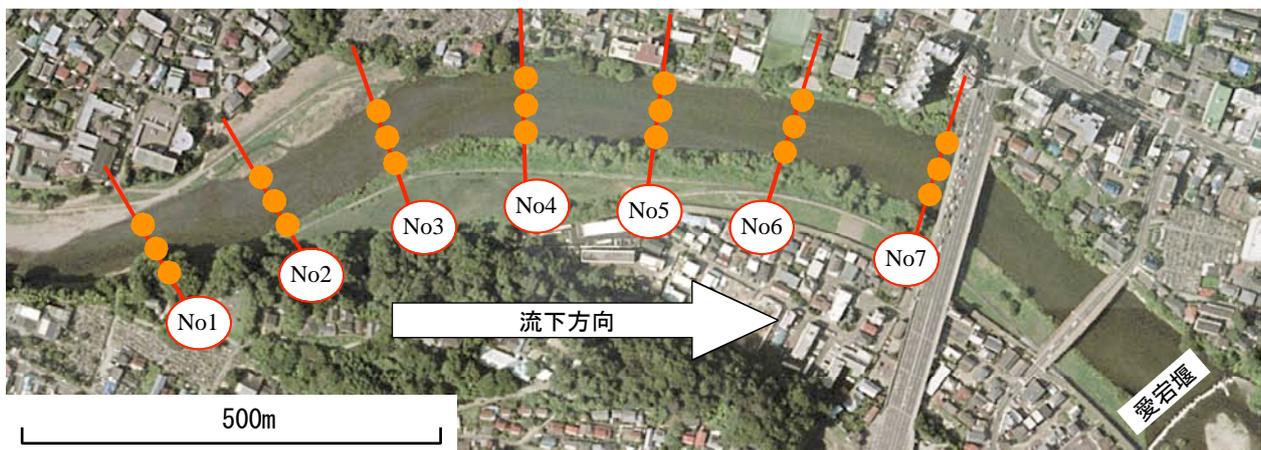


図-1 宮城県広瀬川中流(仙台市)の愛宕堰上流河川区間に設置した調査地点(丸印、21地点)。7本の河川横断線上に右岸5m、中央、左岸5mの調査地点を設置した。

選択した。重回帰分析はエクセル統計V.1.0.2（社会情報サービス）で、12月期、6月期ごとに行った。N, S, CPOM, FPOM, D₅₀は標本分布の正規性がより強い常用対数値 (log₁₀) を用いた。

3. 結果

(1) 河川環境

横断線No2とNo3上の計6地点は、流速が高く (=0.32～1.03 m/s)、水深が浅い (=23～60 cm) 典型的な瀬で、河床材料は主に礫、石、砂であった (表-1)。一方、No1および横断線No4～7では水深が深く (=22～179cm) かつ流速が低い (=0.12～0.27m/s) 静水的な水理環境が形成されていた。ただし、No1右岸は岩崖から厚みのある岩盤が河床まで伸びて、水深が浅く流速が高い環境を局所的に形成していた。No4右岸とNo5右岸はシルトの堆積は著しく、河川内を歩行する際に足がぬかるんだ河床に埋まって抜くのが困難になるほど、厚い柔らかいシルト層が形成されていた (図-2)。

CPOM (12月: 0.04 - 165 g/m²; 6月: 1.2 - 69.4 g/m²) およびFPOM (12月: 0.1 - 42.3 g/m²; 6月: 1.7 - 46.0 g/m²) は、それぞれ地点間で大きく変化した (表-1)。CPOMのほとんどは、河川に流入した広葉樹の落ち葉だった。CPOMの12月期の平均値 (=24.4 g/m²) は6月

期 (=13.2 g/m²) よりも有意に高かった (Student t検定, P<0.001)。6月期において、CPOMは水深と正の相関があった (ANOVA, P<0.01)。FPOMの12月期の平均値 (=4.6 g/m²) は6月期 (=16.6 g/m²) よりも有意に低かった (Student t検定, P<0.001)。12月期のFPOMは流速と負の相関があった (ANOVA, P<0.05)。

堆積土砂の平均粒径D₅₀ (12月: 1.0 - 15.1 mm; 6月: 0.2 - 6.1 g/m²) および均等係数U_c (12月: 0.1 - 42.3 g/m²; 6月: 1.7 - 46.0 g/m²) も地点間で大きく異なった (表-1)。12月、6月期共に、平均粒径D₅₀は流速と有意な正の相関があった (ANOVA, p<0.01)。シルト層が観察されたNo4右岸とNo5右岸のD₅₀の平均値 (=0.87mm) は他の19地点の平均値 (=3.87mm) よりも有意に小さかった (Student t検定, P<0.001)。



図-2 No4右岸の河床に見られたシルト層 (06年12月撮影)

表-1 水理環境、堆積有機物、堆積土砂の地点間比較。各項目の値は、各地点12月、6月ごとに3回ずつ測定した値の平均値。CPOM: 粗粒状性有機物, FPOM: 微細粒状性有機物, D₅₀: 土砂の平均粒径

地点	河床	水深(cm)		流速(m/s)		CPOM(g/m ²)		FPOM(g/m ²)		D ₅₀ (mm)		均等係数U _c	
		12月	6月	12月	6月	12月	6月	12月	6月	12月	6月	12月	6月
No1左岸	岩盤/砂	65	62	0.07	0.14	20.2	5.8	1.8	19.1	2.7	0.7	1.9	7.3
No1中央	岩盤/砂	98	98	0.39	0.27	1.4	7.4	0.1	21.8	3.1	1.9	5.6	5.6
No1右岸	岩盤	48	37	0.25	0.14	3.3	6.4	1.4	8.9	13.5	6.1	7.3	1.9
No2左岸	礫/石/砂	23	37	0.42	0.87	11.8	26.5	0.9	15.8	3.3	4.8	11.0	4.4
No2中央	礫/石/砂	34	26	0.76	0.65	3.3	22.6	0.3	15.1	15.1	4.8	7.0	7.0
No2右岸	礫/石/砂	32	26	1.03	0.79	4.4	10.9	0.9	11.5	8.7	5.9	4.4	11.0
No3左岸	礫/石/砂	48	34	0.40	0.56	7.6	19.5	0.4	14.3	3.2	2.2	10.3	10.6
No3中央	礫/石/砂	55	60	0.61	0.46	11.6	17.1	0.5	13.7	11.2	0.3	4.3	4.3
No3右岸	礫/石/砂	56	29	0.32	0.41	6.4	13.6	1.4	12.6	8.5	3.0	10.6	10.3
No4左岸	岩盤/砂	142	179	0.23	0.28	12.0	29.5	0.3	36.7	2.7	0.8	1.9	7.0
No4中央	石/砂/シルト	74	57	0.25	0.13	0.4	10.9	0.4	11.5	6.6	3.4	6.3	6.3
No4右岸	シルト	19	22	0.01	0.07	42.0	2.9	11.8	11.6	1.8	0.4	3.9	7.6
No5左岸	岩盤/砂	176	171	0.20	0.15	0.0	7.9	0.0	22.5	2.6	0.6	1.7	3.9
No5中央	岩盤/砂	82	82	0.05	0.04	0.7	69.4	0.7	46.0	8.3	1.8	2.8	2.8
No5右岸	シルト	54	54	-0.05	0.13	24.5	2.1	7.9	8.2	0.8	0.5	7.1	1.9
No6左岸	岩盤/砂	119	171	-0.08	-0.05	3.2	7.9	3.2	22.5	2.5	0.6	1.7	7.1
No6中央	岩盤/砂	163	161	0.23	0.27	1.0	5.1	0.1	17.8	5.4	0.5	2.5	2.5
No6右岸	岩盤/砂	61	54	0.02	0.03	9.0	2.1	0.7	8.2	2.3	0.5	7.1	1.7
No7左岸	岩盤/砂	138	144	-0.12	-0.01	70.1	5.0	18.7	17.5	1.0	0.4	2.6	3.1
No7中央	岩盤/砂	129	102	0.18	0.06	113.5	1.2	1.9	1.7	2.5	1.0	4.2	4.2
No7右岸	シルト	42	56	0.04	-0.02	165.7	3.0	42.3	11.8	1.2	0.2	3.1	2.6
平均		79.0	79.1	0.25	0.26	24.4	13.2	4.6	16.6	5.1	1.9	5.1	5.4

表-2 底生動物群集の総個体群密度、分類群数、Simpson多様度指数、摂食機能群の割合の地点間比較。指標は各地点3回繰り返し採取したサンプルの和から算出。
GC:堆積物採集食者, PR:肉食性捕食者, SC:刈取食者, FC:濾過摂食者, SR:破碎食者。

地点	総個体群密度(/m ²)		分類群数		Simpson多様度指数		摂食機能群の割合(%)									
	12月	6月	12月	6月	12月	6月	GC		PR		SC		FC		SR	
							12月	6月	12月	6月	12月	6月	12月	6月	12月	6月
No1左岸	308	404	4	1	0.15	0.00	95	76	3	16	0	1	0	2	3	5
No1中央	225	1858	3	3	0.31	0.03	15	99	85	1	0	0	0	0	0	0
No1右岸	1319	5317	19	27	0.52	0.73	89	100	5	0	0	0	4	0	0	0
No2左岸	1337	944	20	20	0.92	0.75	41	69	13	18	6	5	22	3	14	5
No2中央	1019	1756	20	25	0.90	0.63	43	59	15	31	16	3	14	1	11	5
No2右岸	1404	1559	21	27	0.87	0.59	33	57	26	15	8	9	21	7	12	12
No3左岸	774	1178	15	26	0.77	0.76	55	34	20	61	0	3	20	1	3	1
No3中央	730	1422	10	25	0.81	0.65	42	63	31	28	5	5	18	2	4	2
No3右岸	1915	2104	18	17	0.82	0.54	33	49	42	18	0	5	16	11	8	17
No4左岸	50	1958	2	2	0.50	0.01	50	100	50	0	0	0	0	0	0	0
No4中央	625	1567	4	2	0.53	0.01	48	99	49	0	0	0	1	0	0	1
No4右岸	75	750	3	1	0.37	0.00	89	100	0	0	0	0	11	0	0	0
No5左岸	142	117	2	2	0.11	0.13	94	100	6	0	0	0	0	0	0	0
No5中央	375	650	4	1	0.13	0.00	93	100	4	0	0	0	0	0	0	0
No5右岸	292	183	5	3	0.47	0.24	83	100	6	0	6	0	0	0	0	0
No6左岸	575	117	1	2	0.00	0.13	100	95	0	5	0	0	0	0	0	0
No6中央	133	75	1	2	0.00	0.35	100	78	0	22	0	0	0	0	0	0
No6右岸	333	183	5	3	0.23	0.24	95	100	0	0	0	0	3	0	0	0
No7左岸	258	83	1	3	0.00	0.34	100	98	0	2	0	0	0	0	0	0
No7中央	33	267	2	5	0.38	0.41	75	81	0	16	25	0	0	3	0	0
No7右岸	142	500	3	2	0.21	0.03	94	90	0	0	6	0	0	0	0	10
平均	574	1095	7.8	9.5	0.43	0.31	70	83	17	11	3	1	6	1	3	3

表-3 調査区間に優占していた分類群とその摂食機能群の区分

摂食機能群	調査区間で優占した分類群
堆積物収集者	ユスリカ科, エラブタマダラカゲロウ, ミツトゲマダラカゲロウ, クロマダラカゲロウ
肉食性捕食者	アカマダラカゲロウ, ミドリカワゲラ科, ガガンボ属
濾過摂食者	ウルマーシマトビケラ, コガタシマトビケラ属, ヒゲナガカワトビケラ

(2) 底生動物群集

12月期に採取した計2722個体の底生動物は49分類群、6月期に採取した計4314個体は50分類群で構成されていた。12月期と6月期で出現した計73分類群のうち、カゲロウ目(25分類群)、カワゲラ目(6分類群)、トビケラ目(21分類群)、そしてハエ目(5分類群)の4目の分類群数が80%を占めた。これら4目以外に、ウズムシ目、トンボ目、ヨコエビ亜目、コウチュウ目、そしてヘビトンボ目の分類群も確認された。12月期には宮城県のレッドリストで準絶滅危惧に指定されているウチワヤンマの生息がNo1右岸で確認された。

12月、6月期共に、底生動物群集の総個体群密度N(12月:33 - 1915/m²;6月:75 - 5317/m²)、分類群数S(12月:1 - 21分類群;6月:1 - 27分類群)、Simpson多様度指数1-D(12月:0 - 0.92;6月:0 - 0.76)は地点間で大きく変化した(表-2)。N, S, 1-Dは、流速が高く水深が浅い横断線No2とNo3上の6地点とNo1右岸の計7地点の平均値(N=1488/m², S=18.6分類群, 1-D=0.66)が、他14地点の平均値(N=439/m², S=2.6分類群, 1-

D=0.19)よりも有意に高かった(Student t検定, P<0.001)。12月、6月期共に、下流側に位置するNo4~No7の12群集はユスリカ科でほぼ独占されていた(平均優占率=95%)。上流側に位置する横断線No1~No3のほとんどの群集もユスリカ科が最も優占していた(平均優占率=35%)(表-3)。ただし、12月期にアカマダラカゲロウがNo2右岸とNo3右岸、ミドリカワゲラ科がNo4中央、ガガンボ属がNo2左岸、6月期にミドリカワゲラ科がNo3左岸でそれぞれ最も優占していた。また、横断線No2とNo3上の6群集では、ユスリカ科の他に、ミドリカワゲラ科、ガガンボ属、アカマダラカゲロウ(以上、12月期と6月期)、クロマダラカゲロウ、エラブタマダラカゲロウ、ウルマーシマトビケラ(以上、12月期のみ)、ミツトゲマダラカゲロウ(6月期のみ)が高い個体群密度(>300/m²)で出現した。

12月、6月期共に、5摂食機能群のうち、堆積物収集者の割合が多く地点で顕著に高かった(全地点平均=77%)(表-2)。これは、ほとんどの地点でユスリカ科の個体群密度が高かったことを反映している。ただし、横断線No2とNo3上の6群集では、アカマダラカゲロウの

高い個体群密度を反映して、肉食性捕食者の割合（6群集平均=29%）も高かった。

(3) 底生動物群集と河川環境の関係

12月期、6月期における8項目の生物指標（N, S, 1-D, %GC, %PR, %SC, %FC, %SR）を、環境変数（ d_w , V, CPOM, FPOM, D_{50} , U_c ）で説明する重回帰モデルが以下のように推定された。

・2006年12月期の重回帰モデル

$$\log_{10}N=0.445 \log_{10}D_{50}-6.35 \times 10^{-3}d_w-0.168\log_{10}CPOM+2.71$$
$$(r^2=0.58, F_{20,3}=7.67, P<0.01) \cdots(1)$$

$$S=15.1V-7.20 \times 10^{-2}d_w+9.69$$
$$(r^2=0.71, F_{20,2}=22.6, P<0.001) \cdots(2)$$

$$1-D=0.689V-2.92 \times 10^{-3}d_w+0.488$$
$$(r^2=0.75, F_{20,2}=27.7, P<0.001) \cdots(3)$$

$$\%GC=-56.2\log_{10}D_{50}+0.256d_w-37.8V+72.2$$
$$(r^2=0.51, F_{20,3}=5.93, P<0.01) \cdots(4)$$

$$\%PR=32.0\log_{10}D_{50}-0.131d_w+9.02$$
$$(r^2=0.39, F_{20,2}=5.80, P<0.05) \cdots(5)$$

12月期の%SC, %FC, %SRを有意（ $P<0.05$ ）に説明する重回帰モデルは推定されなかった。

・2007年6月期の重回帰モデル

$$\log_{10}N=0.351\log_{10}D_{50}-4.33 \times 10^{-3}d_w+0.389\log_{10}CPOM+2.74$$
$$(r^2=0.60, F_{20,3}=8.51, P<0.005) \cdots(6)$$

$$S=25.6V-5.76 \times 10^{-3}d_w+7.46$$
$$(r^2=0.66, F_{20,2}=17.5, P<0.001) \cdots(7)$$

$$1-D=0.764V-0.371\log_{10}FPOM+0.543$$
$$(r^2=0.62, F_{20,2}=14.5, P<0.001) \cdots(8)$$

$$\%GC=-56.8V+97.7 \quad (r^2=0.55, F_{20,1}=23.5, P<0.001) \cdots(9)$$

$$\%PR=35.2V+2.08 \quad (r^2=0.38, F_{20,1}=11.4, P<0.005) \cdots(10)$$

$$\%SC=7.71V-0.561 \quad (r^2=0.73, F_{20,1}=52.1, P<0.001) \cdots(11)$$

$$\%FC=5.59V+0.0414 \quad (r^2=0.29, F_{20,1}=7.78, P<0.05) \cdots(12)$$

$$\%SR=-2.98 \times 10^{-2}d_w+5.72V+3.69$$
$$(r^2=0.30, F_{20,2}=3.89, P<0.05) \cdots(13)$$

4. 考察

愛宕堰は上流側の河川区間の水理環境および底質環境に大きな影響を与えていた。愛宕堰から上流側約700mまでの河川区間（横断線No4まで）では、流速が低下し、水深が増加した静水的环境が形成されていた。特にNo4とNo5の右岸側、No6とNo7の両岸は、流速がほとんど失われた止水環境であった。流水環境と静水環境では、形成される生態系の質が大きく異なる¹⁾。取水堰上流に出現する静水的环境は、河床勾配や堰の高さに依るが、愛宕堰上流のように河川方向に長く広がる場合がある。取水堰は、構造物としての規模はダムに比べて小さいが、

河床勾配が緩やかな中流以降に設置される場合が多いので、静水化して生態系が変質する河川区間は長くなることに注意が必要である。

No4とNo5の右岸側の河床には厚みのあるシルト層が形成され、水深も浅くなっていた。堆積土砂の粒径は、流速が低い地点ほど小さかったので、堰による流速低下の結果、シルト層が形成されたと考えられる。現在、治水安全性確保の観点から、右岸に発達した寄洲を一部除去する対策が取られているが、除去費用の軽減や底生生物相へのインパクトを軽減するためには、シルトを堆積しにくくするための抜本的な河川管理（例、河道形状や堰構造の改善）も必要と考えられる。

河床に堆積していたCPOMは主に落ち葉であり、初夏の6月期よりも、落葉期後の12月期に多く堆積していた。6月期は、CPOMを石礫でトラップする瀬に局所的に多く堆積していたが、12月期には、瀬のみならず、静水的环境を有する地点も含めた広いエリアに多く堆積していた。FPOMは、12月期は流速がほとんどない（ $<0.1\text{m/s}$ ）地点にのみ多く堆積していたが、6月期は流速に関係なく、多くの地点で多く堆積していた。筆者ら⁹⁾は、愛宕堰下流1kmのFPOMの炭素安定同位体分析を行い、FPOMのほとんどは藻類等の水生由来有機物ではなく、落ち葉等の陸生由来有機物が起源であることを明らかにしている。対象河川区間に堆積していたFPOMの多くも、陸生由来のCPOMの分解物の可能性が高い。

底生動物群集の総個体群密度、分類群数、Simpson多様度指数は、瀬に位置する横断線No2とNo3上の6地点と、崖から岩盤が伸びて局所的に低水深・高流速の環境が形成されたNo1右岸の計7地点で顕著に高かった。その他14地点ではこれらの指標は低い値を示した。このことは、群集の総個体群密度や種多様性は、水深や流速等の水理学的環境の影響を強く受けていたことを説明している。

推定された重回帰モデルによって、総個体群密度は、土砂粒径が小さく、水深が深い地点ほど低くなる傾向が示された。土砂粒径が小さい地点では、底生動物の生息空間となる礫や石の間の空間がシルト成分で埋められ、総個体群密度が低下する可能性がある。CPOMが多かった6月期の総個体群密度は、CPOMが多い地点ほど高くなる傾向があった。ただし、全群集に渡ってCPOMを摂食する破碎食者の割合は低かった（平均=3%）、CPOMが多い地点で群集全体にとっての餌資源量が増大して総個体群密度が増加したとは考えにくい。

分類群数とSimpson多様度指数は、流速が高く、水深が浅い地点ほど高くなる傾向が重回帰モデルで説明された。ただし、6月期のSimpson多様度指数は、流速が高く、FPOMが少ない地点ほど高くなる傾向があった。流水性の水生昆虫は、流水環境に適応するように形態が進化している¹⁰⁾、静水環境にも適応できる種は少ない。また、流速が低い地点では、上流側から餌となる粒状性有機物が供給されにくいので、生息できる分類群が制限さ

れる可能性がある。また、水深が深い地点では日射が河床まで届きにくいいため、河床における内部生産が不活発になって刈取食者の餌資源となる付着藻類等が減少し、分類群が限定される可能性がある。

各摂食機能群の割合を環境因子で説明する重回帰モデルが推定されたが、いずれのモデルも説明変数としてCPOMとFPOMは選択されなかった。CPOMが多い地点で破碎食者が増えたり、FPOMが多い地点で堆積物収集者が増えたりするなど、粒状性有機物の堆積量が底生動物群集の摂食機能群構造に影響を与えることも予測されたが⁹⁾、重回帰モデルの結果はこの予測を否定した。

推定された重回帰モデルは、底生動物群集の総個体群密度や種多様性(S, 1-D)を決める因子は、粒状性有機物量(CPOM, FPOM)ではなく、流速、水深、堆積土砂粒径等の物理的環境因子(V, d_w , D_{50})であることを示した。近年、広瀬川の対象河川区間周辺では、治水管理の一貫として、中洲や寄洲に発達した河畔林の一部除去が進められている。上流域において河畔林を除去した結果、河川への粒状性有機物の供給量が減少し、底生動物の群集構造が変化した事例が報告されているが¹¹⁾、本研究のデータから、対象河川区間の河床の粒状性有機物量が減少しても、底生動物群集に影響が出る可能性が低いことがわかった。今後、河道形状や堰構造を変化させた後の物理的環境因子の変化を定量的に予測する水理学的サブモデルを構築し、ここで推定した物理的環境因子と底生動物の関係を定量化した重回帰モデルと結合すれば、対象河川区間における底生動物群集の個体数や種の豊富さを最適化する河道形状や堰構造を決定するツールとして活用できる可能性がある。

5. おわりに

本研究は、愛宕堰上流における河川の静水化が河川底生動物群集に及ぼす影響を評価した。本研究で得られた主な知見をまとめる。

- 1) 愛宕堰から上流側約700mの河川区間では、流速が低下し、水深が増加する静水化が起きていた。
- 2) 総個体群密度N, 分類群数S, 多様度指数1-Dは、流速が高く水深が浅い7地点の方が、他14地点よりも顕著に高かった。
- 3) 重回帰分析の結果、群集のN, S, 1-Dを決める因子は、粒状性有機物(CPOM, FPOM)ではなく、流速、水深、堆積土砂粒径等の物理的環境であることがわかった。

広瀬川には愛宕堰を含めて3つの大きな取水堰がある。各取水堰の上流側で静水化された河川区間の広さはそれぞれ約700m(郡山堰), 約700m(愛宕堰), 約800m(四谷堰)であり、計2.2kmに達する。広瀬川の本川流路長は

45.2kmなので、広瀬川全体の5%の河川区間は取水堰によって静水化されていることになる。この割合は、灌漑用水取水のために取水堰が数多く設置される農業が盛んな地域では更に増加することが予測される。取水堰はダムに比べて構造物としての規模は小さいが、流域当たりの設置数は多いため、流域全体では影響範囲が広い可能性がある。ダムに比べて、取水堰の影響評価事例は少ないので、今後さらに研究事例が増えることが望まれる。

謝辞: 本研究は、国土交通省建設技術研究開発補助金(代表者: 大村達夫, 課題番号: 27), 科学研究費補助金(特別研究員奨励費; 代表者: 渡辺幸三; 課題番号: 18・4873)から資金的援助を受けた。解析の一部に宮城県から提供していただいた環境データを使用した。ここに記して謝意を表します。

参考文献

- 1) Ward, J.V., Tockner, K, Arscott, D.B. and Claret, C.: Riverine landscape diversity, *Freshwater Biology*, Vol.52, pp.517-539, 2007.
- 2) 谷田一三, 竹門康弘: ダムが河川の底生動物へ与える影響. 応用生態工学, 2, pp.153-164, 1999.
- 3) 渡辺幸三, 大村達夫: ダム放流水が河川底生動物群集に及ぼす季節的影響, 土木学会論文集, Vol. 63, No. 2, pp.93-101, 2007.
- 4) リバーフロント整備センター編: 魚道事例集 魚が上りやすい川づくり, リバーフロント整備センター, 2003.
- 5) 川合禎次, 谷田一三 編: 日本産水生昆虫一科・属・種への検索, 東海大学出版会, 2005
- 6) Merritt, R.W. and Cummins, K.W.: Trophic relations of macroinvertebrates. In: Hauer FR, Lamberti GA editors. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, Orlando, pp. 453-474, 1996.
- 7) 竹門康弘: 底生動物の生活型と摂食機能群による河川生態系評価, 日本生態学会誌, Vol.55, pp.189-197, 2005.
- 8) 土の試験実習書編集委員会編: 土質試験-基本と手引き-, 地盤工学会, 2000.
- 9) 山本直樹, 渡辺幸三, 草野光, 大村達夫: 炭素・窒素安定同位体分析による河川底生動物群集の栄養構造の解明—宮城県広瀬川流域を例として—. 水環境学会誌, 28(6), pp.385-392, 2005.
- 10) Allan, J.D.: *Stream Ecology*, Kluwer Academic Publishers, pp.18-82, 1996.
- 11) Hall, O.R.Jr., Wallace, J.B. and Eggert, S.L.: Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base, *Ecology*, Vol.81, pp.3445-3463, 2000.

(2007. 9. 30受付)