

瀬切れが河川性底生動物の生息場所環境および 群集構造の流程に沿った変化に及ぼす影響

峰松 勇二¹・土肥 唱吾²・三宅 洋³

¹学生会員 愛媛大学大学院 理工学研究科 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町 3)

E-mail:s841034c@mails.cc.ehime-u.ac.jp

²学生会員 愛媛大学大学院 理工学研究科 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町 3)

E-mail:s841024k@mails.cc.ehime-u.ac.jp

³正会員 愛媛大学大学院 理工学研究科 講師 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町 3)

E-mail:miyake@dpc.ehime-u.ac.jp

渇水にともなう瀬切れの発生は河川の連続性を遮断し、河川生態系に影響を及ぼすことが危惧されている。本研究では、人間の影響で瀬切れが拡大・長期化している愛媛県重信川で、河川環境および河川性底生動物の流程に沿った変化を調査し、瀬切れが底生動物に及ぼす影響を解明することを目的とした。その結果、瀬切れは水質には影響を及ぼしたが、底生動物に及ぼす影響は明瞭には見られなかった。また、下流域の人間による土地利用が河川の水質を改変し、底生動物の流程に沿った変化に強い影響を及ぼすことが示された。

Key Words : drought, human impact, longitudinal change, water quality, stream invertebrates

1. はじめに

河川は、源流から河口まで物理化学的環境および生物相が連続的に変化すると考えられている(河川連続体概念: River Continuum Concept)¹⁾。有機物、栄養塩類、水温等の物質やエネルギーの上流から下流へのつながりが、下流の生態系に大きな影響を及ぼすことが知られている²⁾。しかし、ダムなどの人工構造物が建設されることにより、河川の上流から下流への連続性が減少もしくは遮断され、河川を不連続にすることが指摘されている(不連続結合概念: Serial Discontinuity Concept)³⁾。

降水量が少ない地域では、渇水にともない河川に瀬切れが発生することが知られている⁴⁾。瀬切れは、河川生物の生息場所の減少および消失を引き起こす⁵⁾。また、流量の低下にともない、堆積物の増加および栄養塩類の輸送量の減少による濃度増加などの環境改変を引き起こすことも知られている⁶⁾。近年では、自然現象による瀬切れ以外に、飲料水・農業用水のための利水や地下水の過度の利用などが原因となる人為的な瀬切れの発生が問題になっており⁷⁾、河川生態系の連続性と生物の分布に及ぼす影響が危惧されている。

水生昆虫を中心とした河川性底生動物は、調査が簡便であると共に、河川環境の状態を群集構造が反映するた

め⁸⁾、河川生態系の状態を表す指標として広く用いられている⁹⁾。これまでに、瀬切れと河川性底生動物との関係を対象とした研究が行われており、瀬切れは底生動物の個体数および分類群数を減少させることが知られている¹⁰⁾。さらに、渇水後の瀬切れ回復過程で底生動物の個体数や分類群数は変動し、移入能力の高い種が一時的に増加することが報告されている¹¹⁾。しかし、瀬切れが流程に沿った河川性底生動物の群集構造の連続性に及ぼす影響に関する研究は極めて少ない。そこで本研究では、慢性的に瀬切れが起こっている愛媛県重信川で、瀬切れが河川性底生動物の流程分布に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。

2. 方法

(1) 調査地概況

調査は2005年5月22-29日、8月19-20日、および11月18-19日に愛媛県の重信川本流で行った。重信川流域は瀬戸内海式気候のため雨量が少なく、急傾斜のため降水が短時間で海に流出する。また、土砂生産量が多いため、中・下流では古くから瀬切れが観察されてきた。流域の山岳部は森林に覆われており、山岳辺縁部には多くの果樹園が存在する。中・下流に形成されている道後平

表-1 調査地概況.

Site	Location	Distance from Source (km)	Elevation (m)	Width (m)			EC (mS/cm)			DO (mg/l)			pH		
				May	August	November	May	August	November	May	August	November	May	August	November
Kaji	N33°52'20" E132°57'08"	4.7	404.7	6.38	6.18	5.32	0.107	0.108	0.109	10.62	9.35	10.93	7.2	7.4	7.3
Obatake	N33°49'35" E132°54'09"	14.9	181.7	11.50	14.28	9.10	0.218	0.231	0.233	10.31	9.21	9.86	7.4	7.4	8.1
Yokogawara*	NA NA	17.2	138.1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Minara*	NA NA	18.5	117.6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Yoshitaka	N33°47'07" E132°52'47"	19.6	100.8	5.54	8.32	7.78	0.249	0.221	0.216	10.16	8.68	10.93	7.4	7.2	7.4
Shimochayashi	N33°47'07" E132°52'41"	20.0	96.2	18.06	12.82	11.62	0.226	0.209	0.220	10.60	9.31	8.99	7.4	7.2	7.2
Uemura*	NA NA	22.8	71.1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Kutani*	NA NA	25.7	49.0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Morimatsu	N33°47'10" E132°47'34"	28.1	34.1	14.00	7.58	9.22	0.201	0.252	0.293	10.11	9.34	9.87	7.1	7.2	7.7
Alaska	N33°47'20" E132°46'57"	28.9	29.1	14.74	13.80	17.38	0.237	0.268	0.263	9.11	12.33	11.19	7.1	8.0	7.5
Ito*	N33°47'40" E132°46'21"	30.0	23.1	16.86	NA	8.56	0.223	NA	0.246	14.67	NA	15.76	8.4	NA	9.2
Nakagawara*	N33°48'04" E132°45'45"	31.4	17.0	11.78	NA	3.40	0.222	NA	0.232	14.58	NA	8.42	8.4	NA	6.9
Iditsubo	N33°48'21" E132°44'11"	33.9	8.0	11.52	12.98	20.70	0.215	0.241	0.246	9.53	9.51	9.16	7.3	7.9	7.4
Deai	N33°48'24" E132°43'24"	35.3	3.8	37.66	51.62	43.82	0.267	0.246	0.289	6.18	13.69	7.18	7.1	8.4	7.4

*: 瀬切れ区間内の調査地を表す。NA: 不明を表す。

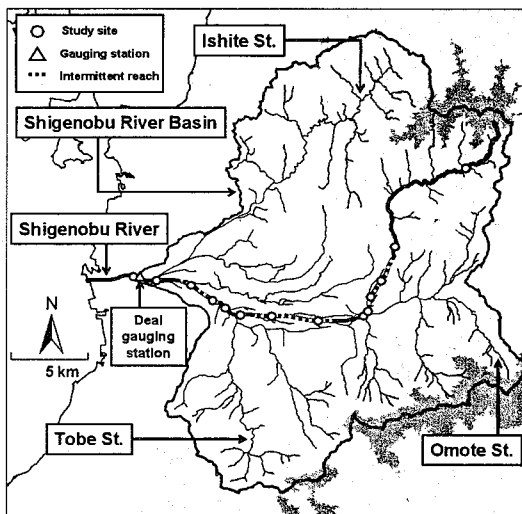


図-1 重信川流域の地図.

野は広く居住区および水田などの農地で占められており、流域人口は約 57 万人である。重信川の瀬切れ区間は、源流からの距離が 15-19 km の区間（以下、上流瀬切れ区間）、21-27 km の区間（以下、中流瀬切れ区間）および 29-32 km の区間（以下、下流瀬切れ区間）の 3 区間である（図-1、表-1）。瀬切れは、最下流の出合水位観測所における流量が約 $5.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以下で中流瀬切れ区間、約 $2.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以下で下流瀬切れ区間で発生することが知られている（国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所、未発表データ、図-2）。上流瀬切れ区間については中流瀬切れ区間と同程度の渇水で瀬切れが発生する（峰松、個人的観察）。上流および中流瀬切れ区間は自然状態でも瀬切れが発生していたものと思われるが、1970 年代から瀬切れが拡大、長期化している。下流瀬切れ区間は自然状態では瀬切れがほとんど発生していなかったもの

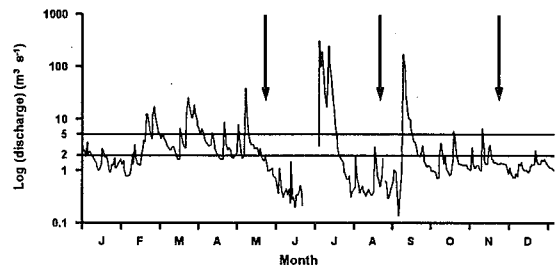


図-2 2005 年の出合地点の流量。横線は瀬切れの発生基準を表し、流量が $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ で上流および中流瀬切れ区間、 $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 以下で下流瀬切れ区間に瀬切れが発生する。線がない部分は欠損値を表す。矢印は調査日を表す。

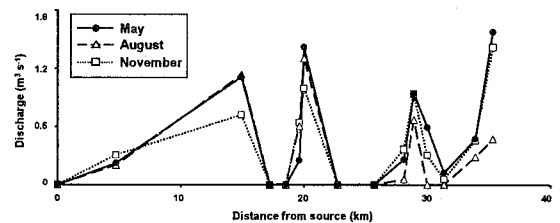


図-3 源流からの距離と流量との関係.

と思われるが、1980 年代から瀬切れが顕在化し、徐々に拡大、長期化している。近年の瀬切れ拡大および長期化の原因として、過度の水利用などの人間活動が挙げられている。重信川に流入する主な支流は 3 河川あり、表川が上流瀬切れ区間の下流端と中流瀬切れ区間の上流端との間、砥部川が中流瀬切れ区間の下流端と下流瀬切れ区間の上流端との間、石手川が下流瀬切れ区間の下流端で合流する（図-1）。上流瀬切れ区間の下流端付近には污水处理施設である川内浄化センターが存在し、排水が河川に流入している。

本流に沿って 14 か所の調査地を設けた。調査地は、

各瀬切れ区間に2地点ずつ、各瀬切れ区間の上下流端に1地点ずつ、最上流および最下流に1地点ずつ設定した(図-1)。各調査地には河川規模に応じて20-40 mの調査区間を設けた。ただし、上流瀬切れ区間および中流瀬切れ区間の計4調査地は3回の調査時期いずれにおいても瀬切れが発生しており(図-3)、流水が存在しなかったため調査を行わなかった。下流瀬切れ区間の計2調査地は、5月は瀬切れが解消していたため調査を行ったが、8月は瀬切れにより流水が存在しなかったため調査を行わなかった。11月は瀬切れが生じており、上流との連続性は遮断されていたが、流水は存在したため調査を実施した(図-3)。調査地の河床勾配は0-2.5%であり、調査を行った際の計測では、水温は11-33°Cの範囲であった(調査地概況については、表-1参照)。河床は主に大礫(cobble: 粒径64-256 mm)および中礫(pebble: 16-64 mm)で構成され、一部小礫(gravel: 2-16 mm)および砂(sand<2 mm)も見られた。

(2) 野外調査

底生動物の採取はサーバーネットサンプラー(コドラート25 cm×25 cm, ネット長1 m, 目合い0.5 mm)を用いて行った¹²⁾。採取は各調査地において等間隔に設定した5本のトランセクト(横断測線)の最上流および最下流の2本を除いた3本のトランセクト上の流心部(最も流速が速い場所)で行った。最上流と最下流のトランセクトは調査地外と接しており、環境特性に調査地外の影響があると考えられるため、サンプルの採取を行わなかった。採取したサンプル(計84サンプル, 5月:10調査地×3サンプル, 8月:8調査地×3サンプル, 11月:10調査地×3サンプル)は分析を行うまで5%ホルマリン溶液で保存した。

底生動物の餌資源量である付着藻類量を測定するために、各底生動物サンプルに含まれる礫を無作為に1つ選び、直径24 mmの円孔を開けたゴム板を押し当て、円孔内の付着藻類を特殊アクリル繊維(ミクロクロス、興洋)を用いて擦り取った¹³⁾。このサンプルは、分析を行うまで冷暗所で保存した。

生物サンプルの採取後、水質分析用の河川水サンプルを採取した。また、各トランセクトに沿って等間隔に設けた3地点で河床直上における流速(cm s^{-1})をプロペラ式流速計(モデル CR-11, コスモ理研)を用いて測定し¹⁴⁾、同時に水深(cm)も測定した。

(3) 室内作業

サンプルに含まれる底生動物を実体顕微鏡下で可能な限り下位の分類階級まで同定し、計数した。底生動物は主に Merritt & Cummins¹⁵⁾に従って摂食機能群に分類した。

底生動物の餌資源である粒状有機物の現存量を強熱減量(Ash free dry mass, AFDM)により求めた。底生動物を除去後、残ったサンプルを65°Cで24時間以上乾燥させ、絶乾重量を秤量した。さらに550°Cで2時間灼熱し、再び秤量した。これらの差から粒状有機物量(AFDM g m^{-2})を算出した。

付着藻類の現存量の指標としてクロロフィルa量(chl a mg m^{-2})を求めた。付着藻類を採取した特殊アクリル繊維を99.5%エタノールに浸し(4°C, 24時間)、色素を抽出した。抽出液の吸光度を分光光度計(U1800形レシオビーム分光光度計, HITACHI)を用いて計測し、SCOR/UNESCO¹⁶⁾の方法に準じてクロロフィルa量を算出した。また、持ち帰った河川水サンプルをオートアナライザー(Auto Analyzer 3, BRAN-LUEBBE)により分析し、硝酸態窒素量($\text{NO}_3\text{-N mg l}^{-1}$)およびリン酸態リン量($\text{PO}_4\text{-P mg l}^{-1}$)を求めた。

(4) データ処理

各調査地に生息する底生動物の群集構造を表すために、生息密度($N \text{ m}^{-2}$)と多様度の二要素である分類群数(調査地ごとの総出現分類群数)および均等を算出した。均等度(J)はシャノンの均等指数に基づき、 $J = (\sum p_i \ln p_i) / \ln S$ の式により算出した。ここで、 p_i は*i*番目の分類群の相対個体数であり、 S は分類群数である。また、各調査地の平均的な環境特性を表すため、流速(cm s^{-1})、水深(cm)、付着藻類量(chl a mg m^{-2})および粒状有機物量(AFDM mg m^{-2})の平均値を各調査地について算出した。

(5) 地理情報解析

国土地理院発行の数値地図50 mメッシュ(標高)および環境省自然環境局生物多様性センター発行の自然環境情報GIS第二版を利用して地理情報システム(GIS)を用いた解析を行い、各調査地の標高(m)、集水域面積(km^2)、集水域の勾配(%)および集水域の土地利用割合(%)を算出した。なお、水田、農地、果樹園および都市域を合わせて人間による土地利用の割合(%)とした。

(6) 統計解析

各調査地における底生動物の群集構造を、非計量的多次元尺度法(Non-metric multidimensional scaling NMS)により解析した¹⁷⁾。非計量的多次元尺度法は、本来多次元で表される生物群集の構造を低次元に変換する多変量解析法であり、群集生態学の分野で広く用いられている方法である¹⁷⁾。各分類群の生息密度から求めたBray-Curtisの距離を各サンプル間の非類似度を表す指標として用い、

40 回の反復計算を行うことにより座標付けを行った¹⁸⁾。非計量的多次元尺度法によって得られた座標軸がいずれの分類群の生息密度の変化を反映しているのかを明らかにするために、得られた軸の値と各分類群の生息密度との関係を相関分析（ケンドールの順位相関係数タウ τ ）により解析した。この際、第一種の過誤を回避するためにボンフェローニの有意水準補正を行った¹⁹⁾。集水域特性を表す変数の間および調査地の生息場所環境変数の間で、それぞれ相関分析を行った。集水域と生息場所環境との関係を明らかにするため、集水域特性を表す変数を独立変数、生息場所環境変数を従属変数とする回帰分析を行った。同様に、生息場所環境変数を独立変数、底生動物に関する変数を従属変数とする回帰分析を行った。変量の正規性および分散の一様性の仮定に整合させるため、必要に応じて解析前に対数変換を行った。同様に、全ての割合データについては逆正弦関数変換を行った。非計量的多次元尺度法の解析は PC-ORD 4.25¹⁷⁾ を、その他の解析は統計解析ソフト SPSS 11.5J (SPSS Japan Inc.) を用いて行った。

3. 結果

全サンプルを合計して、34,356 個体、91 分類群の底生動物が採取された。各サンプルには 40 個体から 2,820 個体、5 から 32 の分類群が含まれていた。最も個体数が多かった摂食機能群は収集食者（相対密度 53%）で、以下、刈取食者（32%）、濾過食者（13%）、捕食者（3%）、破碎食者（0.2%）の順であった。

集水域特性変数間には互いに密接な関係が見られた。源流からの距離、集水域面積および土地利用割合の間に強い正の相関関係が見られた（表-2）。また、標高と集水域の勾配との間にも強い正の相関関係が見られた。源流からの距離、集水域面積および土地利用割合と標高および集水域の勾配との間には強い負の相関が見られた（表-2）。

各調査地の生息場所環境変数間についても、互いに関係が見られた。硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量の間に正の相関関係が見られた（表-3）。水深とリン酸態リン量および粒状有機物量との間にも正の相関関係が見られた。流速と水深およびリン酸態リン量との間には負の相関関係が見られた。各調査地の生息場所環境の間に上記以外に有意な関係は見られなかった（いずれも $P > 0.071$, 表-3）。

非計量的多次元尺度法により 2 つの軸が得られた。最終的なストレス（適合性の乏しさ）は 13.01 であり、実際のデータの変異のうち、NMS 軸 1 が 25.2% を、NMS 軸 2 が 52.2% を説明していた。相関分析により、2 つの

表-2 各調査地の集水域特性変数間における相関関係。

	Distance from source (km)	Log (elevation) (m)	Catchment area (km ²)	Catchment slope (%)
Log (elevation) (m)	-0.960*			
Catchment area (km ²)	0.918*	-0.963*		
Catchment slope (%)	-0.920*	0.912*	-0.953*	
Arctsin $\sqrt{(\text{human use})}$ (%)	0.956*	-0.908*	0.932*	-0.978*

* $P < 0.001$

表-3 各調査地の生息場所環境変数間における相関関係。

	Current velocity (cm s ⁻¹)	Log (depth) (cm)	NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	Periphyton (chl a mg m ⁻²)
Log (depth) (cm)	-0.514**				
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	-0.322	-0.148			
PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	-0.375*	0.458*	0.412*		
Periphyton (chl a mg m ⁻²)	0.167	-0.244	0.469*	0.399*	
Log (PCOM) (AFDM mg m ⁻²)	-0.176	0.452*	-0.197	0.346	-0.0193

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

表-4 非計量的多次元尺度法によって得られた軸 1 および軸 2 の値と各分類群の生息密度との相関関係（ケンドールのタウ τ ）。ボンフェローニの有意水準補正を行った後に有意な関係が見られたもののみを示す。採取された全底生動物中に占める各分類群の相対密度および優占順位を記す。

Taxon	Axis1	Axis2	Dominance (%)	Rank
Orthocladinae spp.	0.406	-0.746	50.70	1
Chironominae spp.		-0.491	13.45	2
Oligochaeta spp.		-0.469	12.14	3
<i>Baetis schoenisi</i>	0.297	-0.298	3.54	4
<i>Baetis thimicus</i>	-0.384	0.538	2.36	6
<i>Aesellus hagerdorni</i>		-0.373	1.76	7
<i>Rhythrogena</i> spp.		0.354	1.13	10
<i>Hydropsyche orientalis</i>		0.424	0.82	11
<i>Psychomyia</i> spp.		0.393	0.42	14
<i>Cyclopoida</i> spp.		-0.381	0.36	16
<i>Baetella japonica</i>	-0.345	0.412	0.29	19
<i>Glossosoma</i> spp.	-0.422	0.421	0.29	21
<i>Epeorus latifrons</i>		0.458	0.24	22
<i>Ephemerella ishikawai</i>		0.338	0.23	24
<i>Isoperla</i> spp.		0.421	0.23	25
<i>Lepidostoma</i> spp.		0.358	0.10	37
<i>Coera japonica</i>		0.366	0.09	38
<i>Chloropetidae</i> spp.	-0.342	0.396	0.08	39
<i>Kanamura</i> spp.		0.331	0.07	42
<i>Stenopsyche marmorata</i>	-0.334	0.381	0.06	45
<i>Ecdyonurus tschicorens</i>		0.335	0.05	47
<i>Oyamia</i> spp.		0.345	0.03	52

軸のスコアと計 22 分類群の生息密度との間に有意な関係が見られた (表-4) . 各調査地を通して優占的に見られた分類群 (相対密度 5%以上) では, NMS 軸 1 の値とエリユスリカ亜科の生息密度との間に正の相関関係が見られた。また, NMS 軸 2 の値とエリユスリカ亜科, ユスリカ亜科およびミズ綱の生息密度との間に負の相関が見られ, 最も優占していたエリユスリカ亜科との間には特に強い相関 ($r=-0.75$) が見られた。

水質の流程に沿った変化は瀬切れにより不連続になっていた。源流からの距離と硝酸態窒素量, リン酸態リン量および付着藻類量との間に有意な関係が見られ (図-4, 表-5) , 源流からの距離が大きい場所で, いずれの値も大きくなった。源流からの距離と他の生息場所環境変数との間には有意な関係は見られなかった。生息場所環境変数を月ごとにプロットした結果, 上流瀬切れ区間で硝酸態窒素量, リン酸態リン量および付着藻類量が増加し, 中流瀬切れ区間および下流瀬切れ区間でリン酸態リン量が減少した。その他の変数の増減については, 瀬切れ区間において明瞭な傾向は見られなかった (図-4) 。

底生動物の流程に沿った変化については, 瀬切れの影響は不明瞭であった。源流からの距離と生息密度, 分類群数, 均等度および NMS 軸 2 との間に有意な関係が見られ (図-5, 表-6) , 源流からの距離が大きい場所で,

表-5 源流からの距離を独立変数, 生息場所環境変数を従属変数とした回帰分析の結果。標準化回帰係数およびP値を示した。

Dependent variables	<i>r</i>	<i>p</i>
Current velocity (cm s ⁻²)	-0.332	0.084
Log (depth) (cm)	-0.073	0.710
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0.884	<0.001***
PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	0.427	0.023*
Periphyton (chl. a mg m ⁻²)	0.386	0.043*
Log (POM) (AFDM mg m ⁻²)	-0.208	0.289

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

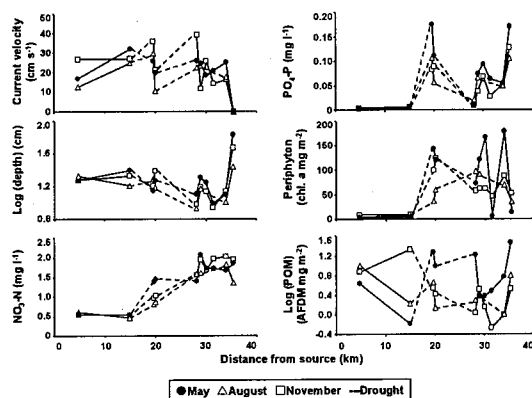


図-4 源流からの距離と生息場所環境変数との関係。

表-6 源流からの距離を独立変数, 底生動物の生息密度, 分類群数, 均等度および非計量的多次元従属変数とした回帰分析の結果。標準化回帰係数およびP値を示した。

Dependent variables	<i>r</i>	<i>p</i>
Log (density) (N m ⁻¹)	0.499	0.007*
Log (richness)	-0.745	<0.001**
Evenness	-0.641	<0.001**
NMS Axis 1	0.257	0.187
NMS Axis 2	-0.804	<0.001**

* $P < 0.01$, ** $P < 0.001$

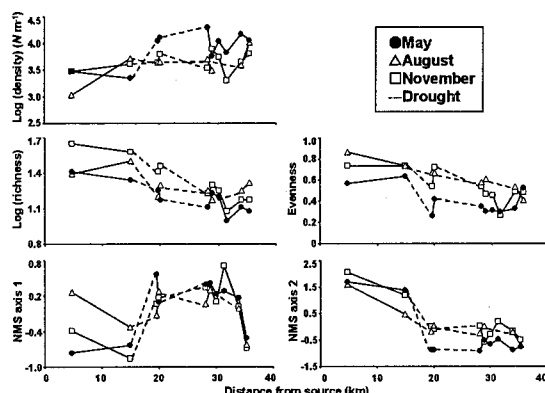


図-5 源流からの距離と底生動物の生息密度, 分類群数, 均等度および非計量的多次元尺度法で得られた軸 1, 軸 2 との関係。

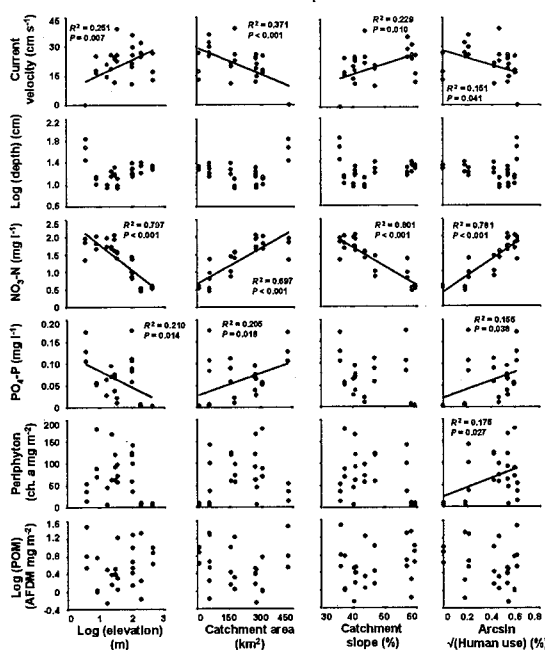


図-6 集水域特性を独立変数, 生息場所環境変数を従属変数とした回帰分析の結果。有意な関係がみられた場合, 回帰直線, 決定係数 (R^2) およびP値を示した。

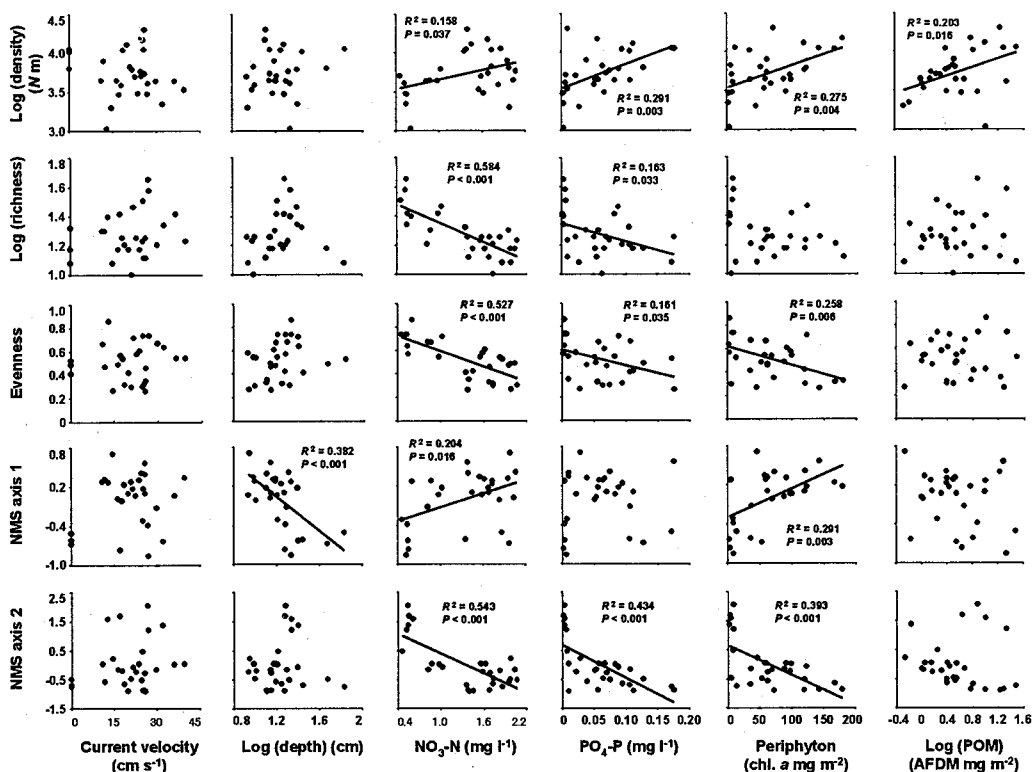


図7 生息場所環境変数を独立変数、底生動物の生息密度、分類群数、均等度および非計量の多次元尺度法で得られた軸 1、軸 2 を従属変数とした回帰分析の結果。有意な関係が見られた場合、回帰直線、決定係数 (R^2) および P 値を示した。

生息密度は増加し、分類群数、均等度および NMS 軸 2 は減少した。源流からの距離と NMS 軸 1 との間には有意な関係は見られなかった。底生動物に関する変数を月ごとにプロットした結果、どの変数の増減についても、瀬切れ区間において明瞭な傾向は見られなかった (図-5)。

集水域特性と各調査地の生息場所環境との間には密接な関係が見られた。流速と、標高、集水域面積、集水域の勾配および土地利用割合との間に有意な関係が見られ、標高および集水域の勾配の値が大きいく、集水域面積および土地利用割合の値が小さい調査地で、流速が大きくなった (図-6)。硝酸態窒素量と、標高、集水域面積、集水域の勾配および土地利用割合との間に有意な関係が見られ、標高および集水域の勾配の値が小さく、集水域面積および土地利用割合の値が大きい調査地で、硝酸態窒素量が多くなった。リン酸態リン量と、標高、集水域面積および土地利用割合との間に有意な関係が見られ、標高が低く、集水域面積および土地利用割合の値が大きい調査地で、リン酸態リン量が多くなった。付着藻類量と土地利用割合との間に有意な関係が見られ、土地利用割合が高い調査地で、付着藻類量が多くなった (図-6)。水深および粒状有機物量については、集水域特性との間

に有意な関係は見られなかった (いずれも $P > 0.339$)。

生息場所環境と底生動物の群集構造との間にも密接な関係が見られた。生息密度と、硝酸態窒素量、リン酸態リン量、付着藻類量および粒状有機物量との間に有意な関係が見られ、これらの値が大きい調査地で生息密度が高くなった (図-7)。分類群数と、硝酸態窒素量およびリン酸態リン量との間に有意な関係が見られ、これらの値が大きい調査地で分類群数が少なくなった。均等度と、硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量との間に有意な関係が見られ、これらの値が大きい調査地で均等度が低くなった。NMS 軸 1 の値と、水深、硝酸態窒素量および付着藻類量との間に有意な関係が見られ、水深が小さく、硝酸態窒素量および付着藻類量が多い調査地で、NMS 軸 1 の値が大きくなった。NMS 軸 2 の値と、硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量との間に有意な関係が見られ、これらの値が大きい調査地で NMS 軸 2 の値が小さくなった (図-7)。

4. 考察

瀬切れは河川水質の流程に沿った変化に影響を及ぼしていることが示唆された。リン酸態リン量は瀬切れ区間

において大きく減少することが示された。源流からの距離とリン酸態リン量との間には正の相関関係が見られたが、中流および下流の瀬切れ区間においてリン酸態リン量は減少していた。これは、瀬切れ区間で河川が伏流している間に、リン酸が礫に付着したり、礫間に生息している微生物などに利用されたためと考えられる^{20) 21)}。ただし、本流上流以外に起源を持つ地下水の流入による希釈の可能性もあるため、今後は地下水の動態も含めた解析を行う必要があると思われる。また、リン酸態リン量が上流瀬切れ区間で増加していたのは川内浄化センターの排水が流入していたためと考えられる。一方、瀬切れが底生動物の群集構造の流程に沿った変化に及ぼす影響は明瞭には見られなかった。底生動物は、幼虫の流下および匍匐や、成虫の飛翔などにより、上流、下流、側方、または垂直方向へ移動することが知られている²²⁾。よって、瀬切れの発生は、底生動物の河川内の流程に沿った移動を阻害し、底生動物の群集構造に変異を生じさせると考えられる。しかし、本研究では、3回の調査の間に台風による洪水などで瀬切れが解消され、表流水が見られた時期があった。このことから、河川水中の移動が可能な期間が存在したため底生動物の移動阻害の影響が見られなかったものと推測される。ただし、瀬切れが底生動物の群集構造の流程に沿った変化に及ぼす影響を考慮する際には、瀬切れ発生時と解消時の群集構造を比較する必要があると思われる。本研究の対象河川である重信川では、例えば2004年のように一度も瀬切れが発生していない年も見られたが、本研究の調査時期にはいずれも瀬切れが発生していたため、このような比較は不可能であった。よって今後は、瀬切れ解消時にも調査を行い、今回のデータと比較する必要があると考えられる。また、流程に沿った底生動物の群集構造の変化だけでなく、瀬切れ区間の上流調査地と下流調査地との間で群集構造を比較することで、瀬切れの影響をより明確にすることが可能であると考えられる。

集水域特性は底生動物の生息場所環境特性に影響を及ぼしていた。集水域特性間では、下流の調査地に向かうにつれて標高および集水域の勾配の値は減少し、集水域面積および土地利用割合は増加した。これは、下流に向かうにつれて支流と合流し、下流の平坦な場所に住宅地や農地が造成されるためと考えられる。集水域の土地利用割合が高い調査地で、硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量は多くなった。これは、土地利用割合の高い集水域では生活排水や農業排水が河川に流入するため、栄養塩濃度が高くなったものと考えられる²³⁾。また、硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量の間に正の相関関係が見られたことから、硝酸やリン酸などの栄養塩濃度が高まることにより付着藻類量が多くな

ったものと考えられる²⁴⁾。以上より、下流の調査地における硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量の増加は、重信川下流域の人間による土地利用が原因であることが示唆された。このことから、瀬切れが水質の流程に沿った変動に及ぼす影響を考える際は、流下に伴う集水域特性の変化も考慮に入れる必要があると考えられる。

調査地の生息場所環境は底生動物の群集構造に影響を及ぼしていた。底生動物の生息密度は硝酸態窒素量、リン酸態リン量、付着藻類量および粒状有機物量が多い調査地で高くなった。これは、付着藻類量が硝酸態窒素量およびリン酸態リン量の増加に伴って多くなったことにより底生動物の餌資源量が増加したことが原因であると考えられる²⁵⁾。一方、底生動物の分類群数は硝酸態窒素量およびリン酸態リン量が多い調査地で少なくなった。栄養塩濃度の高い場所では生息できる分類群が限られることが知られており²⁶⁾、本研究においても下流で栄養塩濃度が増加したことにより、底生動物の分類群数が減少したものと考えられる。均等度は、硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量が多い調査地で低くなった。既存の研究より、餌資源量の多い生息場所では、少数の種が優占することが知られている²⁷⁾。本研究では、下流域で付着藻類量が増加しており、これによって底生動物群集の均等度の低下が引き起こされているものと考えられる。NMS軸2の値は硝酸態窒素量、リン酸態リン量および付着藻類量が多い調査地で小さくなった。NMS軸2はエリユスリカ亜科の生息密度との間に強い負の相関が見られた。エリユスリカ亜科は栄養塩濃度の高い場所に多く生息することが知られている⁹⁾。このような分類群が栄養塩濃度の高い場所で急激に増加したため、下流では総個体数の増加および均等度の減少が起こったものと考えられる。以上より、集水域の土地利用による栄養塩濃度および付着藻類量の増加が、下流部で量的には多いが多様性の低い底生動物群集が見られた原因であると考えられた。よって、生息場所環境は底生動物の群集構造に強い影響を及ぼすため、瀬切れが流程に沿った群集構造の変化に及ぼす影響が明瞭にならなかった可能性が考えられる。

本研究では、瀬切れが底生動物の群集構造へ及ぼす明瞭な影響は見られなかった。しかし、本研究ではいずれの調査時期においても瀬切れが発生しており、全ての瀬切れが解消した条件は見られなかった。瀬切れが発生している場合と瀬切れが全て解消している場合との底生動物群集の流程分布を比較することで、瀬切れが底生動物の流程分布に及ぼす影響をより明確にすることが可能であると考えられる。一方、集水域特性、生息場所環境および底生動物の間には密接な関係があることが明らかに

なり、集水域の土地利用が、水質および餌環境の改変を介して底生動物群集に強い影響を及ぼしているものと考えられた。瀬切れが底生動物に及ぼす影響は、生息場所環境の強い影響により明瞭にならなかった可能性も考えられる。ただし、本研究により瀬切れが河川水質を改変することが示唆された。よって今後は、瀬切れが生息場所環境の改変を介して底生動物に及ぼす影響を明らかにする必要があると考えられる。また、本研究では本流だけを対照として調査を行ったが、河川特性の流程に沿った変化を考える際には支流の影響についても考慮する必要があると思われる。支流が本流に流入することで、本流の物理化学的環境および底生動物群集に影響を及ぼす可能性があるため、今後の研究では支流についても調査を行う必要があると考えられる。これらの研究により、水資源利用や土地利用の活発化が河川生態系に及ぼす影響を把握し、問題を解決するために有用な基礎的データを提供することが可能になるとと思われる。

謝辞：調査期間中、国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所に調査の便宜を図っていただいた。また、水質測定でご協力をいただいた、沿岸環境科学センターの大西秀次郎氏、濱岡秀樹氏に深くお礼申し上げる。底生動物の同定にご協力をいただいた工学部の鈴木直哉氏に感謝したい。末筆になったが、本研究の野外調査を手伝って下さった保全生態研究室の渡辺智紀氏、金澤康史氏、横内薫氏に心よりお礼申し上げる。本研究は、一部（財）河川環境管理財団の河川整備基金の助成を受けて行った。

参考文献

- 1) Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. : The river continuum concept, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 37, pp. 130-137, 1980.
- 2) 谷田一三 : 生物学視点による河川の自然復元 : 生態的循環と連続性について, 応用生態工学, Vol. 2, pp. 37-45, 1999.
- 3) Ward J. V. & Stanford J. A. : The serial discontinuity concept of lotic ecosystems In: *Dynamics of Lotic Ecosystems*, pp. 29-42, Ann Arbor Science, Ann Arbor, 1983.
- 4) Wilhite D. A. : A methodology for drought preparedness, *Natural Hazards*, Vol. 13, pp. 229-252, 1996.
- 5) Boulton A. J. : Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages, *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1173-1185, 2003.
- 6) Schindler D. W. : Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in north America, *Hydrological Processes*, Vol. 11, pp. 1043-1067, 1997.
- 7) Sheldon F. & Thoms M. C. : Relationships between flow variability and macroinvertebrate assemblage composition: data from four Australian dryland rivers, *River Research and Applications*, Vol. 22, pp. 219-238, 2006.
- 8) 大串龍一 : 水生昆虫の世界, 東海大学出版会, 2004.
- 9) 森下郁子 : 川の健康診断 清冽な流れを求めて, NHK ブックス, 1977.
- 10) Morrison B. R. S. : Recolonisation of four small streams in central Scotland following drought conditions in 1984, *Hydrobiologia*, Vol. 208, pp. 261-267, 1990.
- 11) Lake P. S. : Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters, *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1161-1172, 2003.
- 12) Miyake Y. & Nakano S. : Effects of substratum stability on diversity of stream invertebrates during baseflow at two spatial scales, *Freshwater Biology*, Vol. 47, pp. 219-230, 2002.
- 13) 谷田一三, 三橋弘宗, 藤谷俊二 : 特殊アクリル繊維による付着藻類定量法. 陸水学雑誌, Vol. 60, pp. 619-624, 1999.
- 14) Tanida K., Yamashita K. & Rossiter A. : A portable current meter for field use, *Japanese Journal of Limnology*, Vol. 46, pp. 219-221, 1985.
- 15) Merritt R. W. & Cummins K. W. : *An introduction to the aquatic insects of north America*, 3rd edition, Kendall/Hunt Publishing Co. Dubuque, 1996.
- 16) SCOR/UNESCO : Determination of photosynthetic pigments in seawater, Report of SCOR/UNESCO Working Group 17. In: *Monograph on oceanographic Methodology*, pp. 69. UNESCO, Paris, 1966.
- 17) McCune B. & Medford M. J. : *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data version 4*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, 1999.
- 18) Kruskal J. B. & Wish M. : *Multidimensional scaling*, Sage Publications, Beverly Hills, 1978.
- 19) Death R. G. & Joy M. K. : Invertebrate community structure in streams of the Manawatu-Wanganui region, New Zealand: the roles of catchment versus reach scale influences, *Freshwater Biology*, Vol. 49, pp. 982-997, 2004.
- 20) Harvey J. W. & Fuller C. C. : Effect of enhanced manganese oxidation in the hyporheic zone on basin-scale geochemical mass balance, *Water Resources Research*, Vol. 34, pp. 623-636, 1998.
- 21) Butturini A. & Sabater F. : Importance of transient storage zones for ammonium and phosphate retention in a sandy-bottom Mediterranean stream, *Freshwater Biology*, Vol. 41, pp. 593-603, 1999.
- 22) Delucchi C. M. : Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams, *Oecologia*, Vol. 79, pp. 199-207, 1989.
- 23) Ometo J. P. H. B., Martinelli L. A., Ballester M. V., Gessner A., Krusche A. V., Victoria R. L. & Williams M. : Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil, *Freshwater Biology*, Vol. 44, pp. 327-337, 2000.
- 24) Stevenson R. J., Bothwell M. L. & Lowe R. L. : *Algal Ecology*, pp. 184-227, Academic Press, 1996.
- 25) Feminella J. W. & Hawkins C. P. : Interactions between stream herbivores and periphyton: a quantitative analysis of past experiments, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 14, pp. 465-509, 1995.
- 26) Lenat D. R. & Crawford J. K. : Effects of land use on water quality and

INFLUENCE OF DROUGHT ON LONGITUDINAL PATTERN OF HABITAT ENVIRONMENT AND COMMUNITY STRUCTURE OF STREAM INVERTEBRATES

Yuji MINEMATSU, Shogo DOHI and Yo MIYAKE

Droughts often intercept the longitudinal continuity of lotic habitat and are suggested to affect the stream and river ecosystems. In this study, we conducted a field survey on the stream environment and invertebrates in Shigenobu River, Ehime prefecture, in order to elucidate the impacts of human-induced droughts on the longitudinal distribution of stream invertebrates. Obvious influence of droughts on the stream invertebrates was not observed, while there was influence of droughts on the water quality at the downstream stretch. In contrast, water quality had a strong influence on the longitudinal distribution of invertebrates. These results imply that a drought affects stream invertebrates via altering water quality at the downstream.