

河道掘削工事が 河川性底生動物に及ぼす影響

今田 慎太郎¹・守口 祥平²・三宅 洋³・井上 幹生⁴

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番)

E-mail: imada.shintaro.08@cee.chime-u.ac.jp

²非会員 愛媛大学 工学部 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町3番)

E-mail: moriguchi.shohei.09@cee.chime-u.ac.jp

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

E-mail: miyake@cee.chime-u.ac.jp

⁴非会員 愛媛大学准教授 大学院理工学研究科 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町2番5号)

E-mail: inom@sci.chime-u.ac.jp

本研究は二極化の解消を目的とした河道掘削工事が実施されている愛媛県小田川にて調査を行い、河道掘削工事が底生動物群集に及ぼす直接的なマイナスの影響と間接的なプラスの影響を明らかにすることを目的とした。工事が実施された実施区、二極化が進行した対照区および本来の河川環境を有する自然区に調査地を設定し、底生動物の採取および生息場所環境の測定を行った。河道掘削工事が底生動物群集に及ぼす直接的なマイナスの影響は明らかにならなかった。一方、河道掘削工事は生息場所環境の復元を介して底生動物群集に間接的な影響を及ぼしていた。以上より、二極化の解消を目的とした河道掘削工事は、生息場所環境の復元を介して底生動物にプラスの影響を及ぼす可能性が示唆された。

Key Words : channel incision, channel excavation, river restoration, stream invertebrates

1. はじめに

(1) 人間活動による河川生態系の劣化

河川生態系は人間活動の影響を最も強く受けている生態系の一つである¹⁾。近年では、人間活動が著しく活発化しており、集水域における土地利用の進行やダムの建設、河川改修などにより、多くの河川にて河川生態系の劣化が報告されている³⁾。例えば、農業排水や生活排水の流入は河川水中の栄養塩濃度を上昇させ、付着藻類量の増加を介して底生動物の特定種の生息密度を上昇させる⁴⁾。ダムの建設は、下流部の流況や土砂供給量、水質、水温、餌資源量などの変化を介して河川生物の群集構造を改変する⁶⁾。河川改修は瀬・淵構造の消失など、生息場所の空間的異質性を低下させる⁹⁾。とりわけ河川地形は河川生態系の特性を決定する支配的要因であるため、人間活動による河川地形の改変は、河川生態系に深刻な影響を及ぼすと考えられる。

(2) 河道の二極化

近年、国内外の多くの河川にて発生している河川地形変化の一つに河道の二極化がある。二極化とは、河床の深掘れと陸域部の上昇により横断面における高低差が増加する現象であり、滞筋の固定化と陸域部の冠水頻度の低下により引き起こされる。これにより従来礫河原だった陸域部に植生が繁茂し、木本群落が砂州を占有する樹林化が進行している河川も多い⁹⁾。樹林化が発生すると植生が土砂を捕捉し、二極化がさらに進行する。二極化の発生原因としては集水域における都市化および農地化や、ダムの建設による河川流量の平坦化、土砂移動状況の改変¹⁰⁾¹¹⁾、護岸の設置による流路形態の改変などが挙げられている¹²⁾。二極化は河道断面の縮小に伴う洪水流下能力の低下を引き起こし、洪水時の治水安全度を低下させる¹³⁾。さらに、植生の繁茂に伴う礫河原の減少は、カワラバタやカワラノギクなど礫河原にて特徴的に見られる生物を減少させることが知られている¹⁴⁾。

(3) 河道掘削工事

多くの河川で二極化の解消を目的とした河道掘削工事が実施されている。河道掘削工事は上昇した陸域部の切り下げにて二極化を解消することにより、流下断面の拡大を目指している¹⁵⁾。河道掘削工事は治水的なメリットに加え、陸域部の冠水頻度の上昇および礫河原の再生による礫河原を生息場所とする陸上生物相の回復と、親水性の向上も期待されている¹⁶⁾。さらに、工事により従来の河川地形が再生されるため、河川生物の生息場所が復元される生態的メリットも期待される。例えば、利根川水系鬼怒川では、従来存在していた礫河原の再生を目的とした陸域部の切り下げ工事が実施されている。工事を実施した区域は、工事後数年が経過しても年1回以上の冠水による陸域部の攪乱により、礫河原が再生・維持されている。一方で、工事に伴う物理的攪乱や細粒土砂の流下により、河川生物の生息場所環境を劣化させることも危惧されている¹⁷⁾。このように、河道掘削工事は河川生物に直接的なマイナスの影響と、生息場所環境の復元を介した間接的なプラスの影響を及ぼすことが考えられる。しかし、河道掘削工事が河川生態系に及ぼす影響を把握した研究はほとんど見られない。

環境の復元を目的とした自然再生事業では、事業を科学的に評価することが求められる¹⁸⁾。自然再生事業が生態系に及ぼす影響を評価する方法として、Before-After-Reference-Control-Impact (BARCI) デザインが推奨されている¹⁹⁾。BARCIデザインとは、事前調査 (Before)、事後調査 (After) という時間軸と、実施区 (Impact)、対照区 (Control)、目標区 (Reference) という空間軸により調査を実施し、自然再生事業の効果を検証する方法である。ここで、実施区は工事を実施した場所を、対照区は実施区と類似した環境を持つが工事を実施しなかった場所を、目標区は工事の目標となる本来の河川環境が残る場所を指す²⁰⁾。各区にて自然再生事業を実施する前後に調査を行い、生物相とその生息場所環境を比較する。事後に実施区の生物相・環境状況が対照区と異なり、目標区に接近した場合、事業による復元が成功したと評価される。

愛媛県内子町を流れる肱川水系小田川では河道の二極化が進行しており、対策として河道掘削工事が実施されている。小田川は比較的良好な河川環境を有するとともに、かつて先駆的な近自然的河川づくりが実施された河川でもあるため²¹⁾、河道掘削工事を実施するにあたって生態系への影響評価を行うことが求められる。そこで本研究は、河道掘削工事が行われている小田川にて底生動物群集とその生息場所環境に関する調査を実施し、工事の影響を評価することを目的とした。底生動物群集とその生息場所環境を工事实施区、対照区および自然区で把

握し、工事に伴う物理的攪乱による直接的なマイナスの影響と、生息場所環境の復元による間接的なプラスの影響の有無を検証した。2011年には実施区および対照区で、2012年にはこれに加えて本来の河川環境を有する自然区にて調査を実施した。

2. 方法

(1) 調査地概要

愛媛県内子町を流れる肱川水系小田川にて、2011年8月23-25日および2012年8月20日-22日に調査を行った。小田川は四国山地大川嶺を源とする流域面積約380 km²、流路延長約39 kmの河川である。小田川流域は地質的に約73%を變成岩が占めており、部分的に堆積岩も見られる²²⁾。小田川中流部の肱川合流点から3.5-7.0 km区間では、元来河道内に広く礫河原が存在していたものの、二極化の進行に伴い陸域部に植生が繁茂し、近年では滞筋を除くほぼ全域が植生に覆われるに至った。このため、小田川では平成18年度より治水安全度の向上を主目的とした河道掘削工事が実施されている。河道掘削は重機を用いて、上昇した陸域部を平水位の0.5-1.0 m上まで切り下げる手法がとられている。2011年の調査では、実施区に3地点、対照区に5地点の計8地点に調査地を設けた。2012年の調査では、実施区に3地点、対照区に2地点、自然区に2地点の計7地点に調査地を設けた (図-1、表-1)。各調査地において、瀬に48-100 mの調査区間を設定し、等間隔に5本の横断測線を設けた。

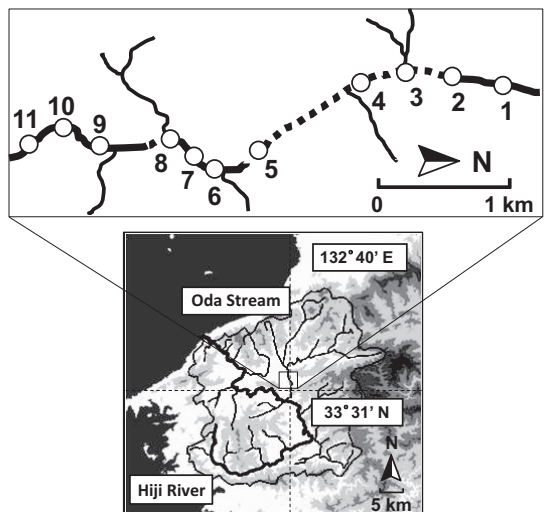


図-1 調査地概況。点線は河道掘削工事が実施された区間を示す。

表-1 調査地概況。黒丸は調査を実施したことを示す。

Site	Study year		Site type		Location			
	2011	2012	2011	2012	2011		2012	
1	●	●	Control	Control	N33°32'18"	E132°39'25"	N33°32'17"	E132°39'25"
2	●	●	Control	Impact	N33°31'51"	E132°39'25"	N33°31'48"	E132°39'26"
3	●	●	Control	Impact	N33°31'05"	E132°39'51"	N33°31'36"	E132°39'31"
4	●	●	Impact	Impact	N33°31'18"	E132°39'41"	N33°31'22"	E132°39'39"
5	●		Impact		N33°31'14"	E132°39'52"		
6	●		Control		N33°29'41"	E132°44'00"		
7	●		Control		N33°30'48"	E132°39'53"		
8	●		Impact		N33°30'39"	E132°39'47"		
9		●		Control			N33°30'28"	E132°39'49"
10		●		Reference			N33°30'05"	E132°39'44"
11		●		Reference			N33°29'49"	E132°39'57"

(2) 野外調査

a) 底生動物

各調査区間にて底生動物の定量調査および定性調査を行った。定量調査では、5本の横断測線のうち、最上流および最下流の2本を除いた3本の横断測線上の流心部で、Dフレームネット（開口部25 cm × 25 cm、ネット長40 cm、目合い0.5 mm、離合社）を用いてサンプルを採取した。河床の25 cm × 25 cmの範囲を足で攪乱し、流下した物質を下流に構えたDフレームネットにより採取した。最上流と最下流のトランセクトは調査区間外と接しており、調査区間外の環境特性の影響を受ける可能性があるため、サンプルの採取を行わなかった。

底生動物の餌資源量である付着藻類の現存量（以後、付着藻類量とする）を測定するため、定量サンプルに含まれる礫を無作為に1つ選択し、直径24 mmの円孔を開けたゴム板を礫に押し当て、円孔内を特殊アクリル繊維（ミクロクロス、興洋）で擦り取り、付着藻類サンプルを採取した²³⁾。付着藻類サンプルは分析を行うまで冷暗所で保管した。

定性調査では、各調査区間に含まれる各微生息場所要素にて、Dフレームネットを用いて底生動物を採取した。定量・定性両調査で採取した底生動物サンプルは、2011年は5%ホルマリン溶液で、2012年は70%エタノールで保存した。

b) 物理的環境

各横断測線上に沿って等間隔に設けた3地点で水深（cm）および流速（cm s⁻¹）を計測し、横断測線における川幅（m）を測定した。流速は、プロペラ式流速計（モデル VR-301、ケネック）を用いて河床直上流速を計測した。同地点において底質粗度および埋込度を記録した。底質粗度は、各計測地点を中心とする25 × 25 cmの範囲内の底質を目視により岩盤（bedrock）、砂（sand：粒径<2 mm）、小礫（gravel：2-16 mm）、中礫（pebble：16-64 mm）、大礫（cobble：64-256 mm）、巨礫（boulder：>256 mm）に分類し、その面積割合を記録した²⁴⁾。また、同範囲にて、河床砂礫の埋込度を目視によ

り浮き石、載り石、はまり石に分類し、その面積割合を記録した²⁵⁾。各調査区間にて水準測量を行い、河床勾配および水面勾配を測定した。

最上流および最下流を除いた3本の横断測線上にて水準測量を行い滞筋河床と陸域部の高低差（m）を測定し、二極化の程度を表す指標とした。

(3) 室内作業およびデータ処理

定量・定性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。定量サンプルに含まれる堆積粒状有機物量（g m⁻²）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、絶乾質量を秤量した。さらに550°Cで2時間以上灼熱し、再び秤量した。これらの差から堆積粒状有機物量（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）を測定した。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/UNESCO（1966）の方法に準じてクロロフィルa量を算出した。

各調査区間に生息する底生動物の群集構造を表すため、定量調査のデータから生息密度（N m⁻²）を、定量調査および定性調査のデータから分類群数（総出現分類群数）を算出した。各調査区間の平均的な環境特性を表すために、川幅（m）、流速（cm s⁻¹）、水深（cm）、底質粗度、埋込度、付着藻類量（chl. a mg m⁻²）および堆積粒状有機物量（AFDM mg m⁻²）の平均値を算出した。底質粗度は6つに分類された底質タイプにスコア（6=岩盤、5=巨礫、4=大礫、3=中礫、2=小礫、1=砂）を割り当て²⁴⁾、各底質タイプの面積割合で重み付けし、算出した。同様に、埋込度についても3つに分類されたタイプにスコア（1=はまり石、0.5=載り石、0=浮き石）を割り当て、各タイプの面積割合で重み付けし、算出した。

(4) 統計解析

河道掘削工事が底生動物群集に及ぼす直接的な影響を明らかにするために、調査区間タイプ（実施区、対照区および自然区）および調査年（2011年、2012年）を説明変数、生息密度および分類群数を応答変数とした一般化線形モデル（generalized linear model : GLM）による解析を行った。調査区間タイプの効果が有意だった場合はTukeyの方法を用いた多重比較により調査区間タイプ間の比較を行った。また、調査区間タイプと調査年との間の交互作用の効果が有意だった場合、全ての群間にて同様の多重比較を実施した。

二極化が物理的環境に及ぼす影響を明らかにするために、高低差を説明変数、物理的環境変数を応答変数として単回帰分析を行った。同様に、生息場所環境が底生動物群集に及ぼす影響を明らかにするために、生息場所環境変数を説明変数、底生動物の生息密度および分類群数を応答変数としてGLMによる解析を行った。赤池情報量基準（Akaike's information criterion : AIC）に基づくステップワイズ法（減少法）によりモデル選択を行い、得られたモデルを最適モデルとした。最適モデルに取り込まれた各説明変数を単独の説明変数として、GLMを用いて応答変数との間で回帰分析を行った。すべての解析において、応答変数の誤差構造はガンマ分布に従うと仮定した。解析ソフトウェアはR2.10.0²⁵⁾を用いた。

3. 結果

(1) 二極化および生息場所環境

二極化の指標である高低差は調査区間タイプにより異なっていた（図-2）。高低差は対照区で大きく、実施区および自然区で小さい傾向が見られた。高低差を説明変数、物理的環境変数を応答変数とした回帰分析の結果、高低差は河床流速、水深および埋込度との間に有意な正の関係が、川幅との間に有意な負の関係が見られた（図-3）。

(2) 底生動物群集

a) 底生動物相

2011年および2012年の定量調査により、合計で1,716個体、53分類群の底生動物が採取された。最も優占的に見られた分類群はIコカゲロウ（*Baetis* sp. I, 相対密度15.1%）で、以下、ユスリカ亜科（*Chironominae*, 12.7%）、ヒメトビイロカゲロウ（*Choroterpes altioculus* Kluge, 9.9%）、ミツオミジカオフトバコカゲロウ（*Acentrella gnomo* Kluge, 8.6%）、フタツメカワゲラ属（*Neoperla* spp., 8.6%）の順であった。これに定性調査で確認された分類群を加えると、全体で90分類群の底生動

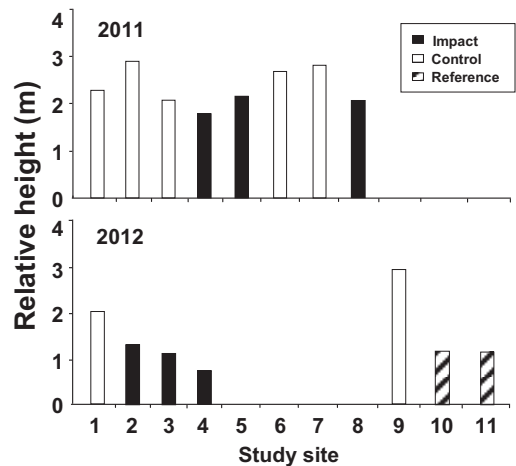


図-2 2011年および2012年の各調査地における高低差。

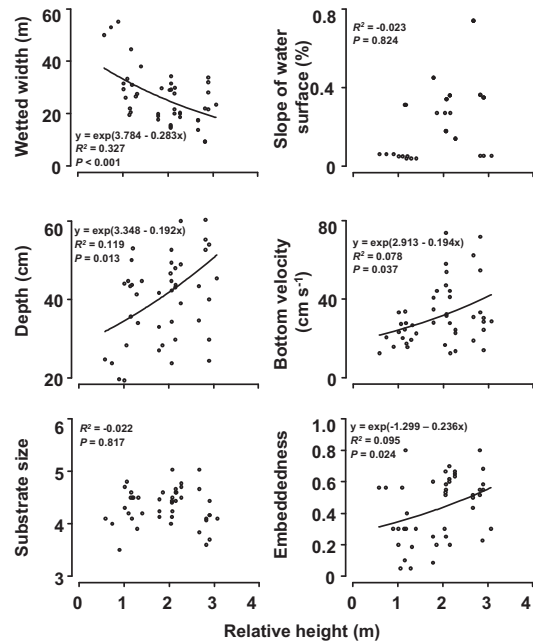


図-3 高低差と物理的環境変数との関係。図中の数値は回帰分析による決定係数（ R^2 ）およびP値。有意な関係が見られた場合、回帰式および回帰曲線を示した。

物が採取された。

b) 生息密度および分類群数の決定要因

底生動物の生息密度および分類群数は、調査区間タイプの間で明瞭な差は見られなかった（図-4）。調査区間タイプおよび調査年を説明変数、生息密度および分類群数を応答変数とした解析の結果、生息密度は調査区間タイプおよび調査年について有意な差は見られず（調査区間タイプ： $T = 0.611$, $P = 0.545$ ；調査年： $T = 0.813$, $P = 0.421$ ），交互作用も有意ではなかった（ $T = -0.517$, $P =$

0.608) . 同様に、分類群数においても調査区間タイプおよび調査年について有意な差は見られず（調査区間タイプ： $T = -1.413$, $P = 0.165$ ；調査年： $T = -0.415$, $P = 0.681$ ），交互作用も有意ではなかった（ $T = 0.730$, $P = 0.470$ ） .

生息場所環境変数を説明変数、底生動物の生息密度および分類群数を応答変数として、AICによるモデル選択を行った結果、生息密度の最適モデルには、河床流速、埋込度、付着藻類量および堆積粒状有機物量が説明変数として取り込まれた（表-2） . 生息密度は、河床流速、付着藻類量および堆積粒状有機物量との間に正の関係が、埋込度との間に負の関係が見られた . 単独の説明変数による回帰分析の結果、生息密度は、堆積粒状有機物量との間にのみ有意な正の関係が見られた（図-5） . 分類群数の最適モデルには、川幅、水面勾配、付着藻類量および堆積粒状有機物量が説明変数として取り込まれた . 分類群数は、川幅、水面勾配および付着藻類量との間に正の関係が、堆積粒状有機物量との間に負の関係が見られた . 単独の説明変数による回帰分析の結果、分類群数は、川幅および付着藻類量との間に有意な正の関係が見られた .

4. 考察

(1) 二極化および生息場所環境

高低差は全体として実施区および自然区で小さく、対照区で大きい傾向が見られた . このことから、河道掘削工事は上昇した陸域部を切り下げる事により二極化の解消に貢献しているといえる .

二極化は小田川の物理的環境を改変しており、河道掘削工事は二極化の解消を介して生息場所環境の復元に貢献していることが示唆された . 回帰分析の結果、二極化の程度を強く反映していた高低差と多くの物理的環境変

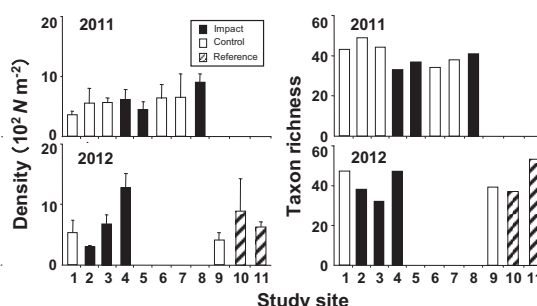


図-4 2011 年および 2012 年の各調査地における底生動物の生息密度および分類群数.

数との間に関係が見られた . 二極化の進行した河川区間では川幅が小さく、水深は大きかった . これは、二極化の進行に伴う滞筋の狭窄化と河床の深掘れを表すものと考えられる²⁶⁾ . さらに、二極化が進行した河川区間では河床流速および埋込度が増加していた . これは、滞筋の狭窄化に伴う流れの収束による流速の増大と、滞筋の固定化に伴う平水時の河床材料の安定化が生じたことを表わしているものと思われる .

(2) 底生動物群集への影響

底生動物の生息密度および分類群数は、実施区で減少することはなかった . よって、河道掘削工事に伴う物理的攪乱が底生動物群集に直接的な影響を及ぼしているとは考えられなかった .

河道掘削工事は、二極化の解消による生息場所環境の改変を介して底生動物群集に間接的な影響を及ぼしていることが示唆された . 河道掘削工事ににより二極化が解消され、川幅が増大した調査地では、分類群数が増加することが明らかになった . 川幅が大きく生息場所サイズの大きな河川区間では一般的に多様な生息場所パッチが存在する傾向があるため²⁷⁾、各パッチを選好する多様な分類群が生息していたものと考えられる . また、滞筋の狭

表-2 生息密度および分類群数の決定要因 . AIC に基づくモデル選択により得られた最適モデル . 応答変数、最適モデルの説明変数、係数、 T 値および各モデルによる決定係数 (R^2) および P 値を示す .

Response variable	Explanatory variable	Coefficient (Estimate $\pm$ SE)	T value	Model R^2	P
Density	Intercept	6.091 $\pm$ 0.259	23.528	0.336	<0.001
	Bottom velocity	0.010 $\pm$ 0.005	1.908		
	Embeddedness	-1.000 $\pm$ 0.376	-2.657		
	Periphyton biomass	0.084 $\pm$ 0.057	1.479		
	POM	0.091 $\pm$ 0.031	2.926		
Taxon richness	Intercept	3.336 $\pm$ 0.055	60.331	0.595	<0.001
	Wetted width	0.007 $\pm$ 0.002	4.235		
	Slope of water surface	0.244 $\pm$ 0.057	4.317		
	Periphyton biomass	0.056 $\pm$ 0.011	5.049		
	POM	-0.018 $\pm$ 0.006	-2.823		

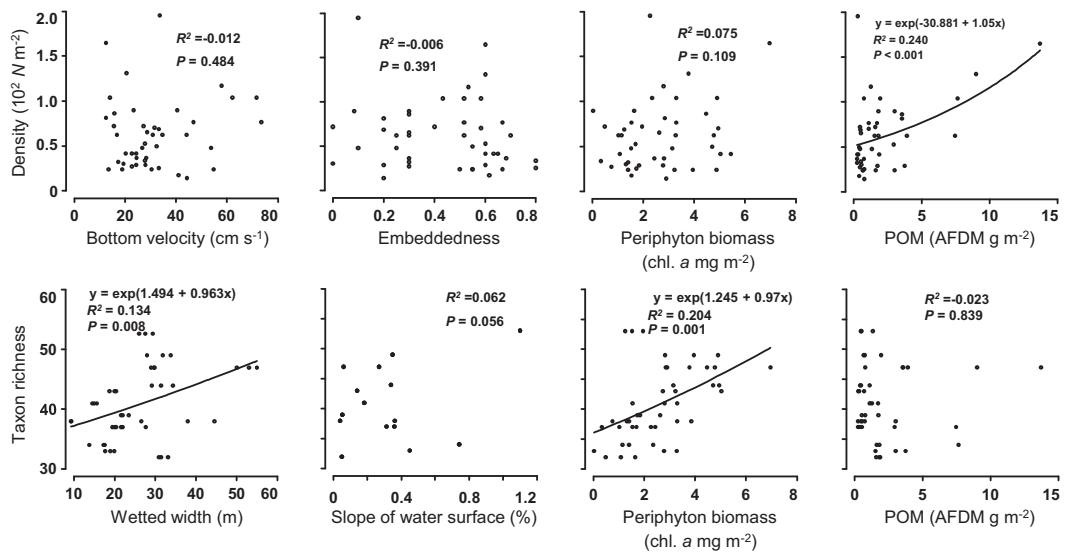


図-5 GLM による最適モデルに取り込まれた説明変数と、底生動物の生息密度および分類群数との関係。図中の数値は回帰分析による決定係数 (R^2) および P 値。有意な関係が見られた場合、回帰式および回帰曲線を示した。

窄した河川区間では出水時に川幅の変化が小さい一方で水深が著しく増大し、河床に作用する力が大きくなることが知られている²⁸⁾。このような河川区間では出水時の河床の安定性が低下することから、二極化によって滞筋が狭窄した河川区間では分類群数が少なかった可能性がある。今後は二極化発生区間と解消区間との間で出水時に対する底生動物の反応を解明する必要がある。

さらに、底生動物の生息密度は餌資源である堆積粒状有機物が多い調査地で高く、分類群数は付着藻類量の多い調査地で多かった。これらの結果は二極化または河道掘削工事とは直接的に関係しないものの、餌資源が底生動物の生息量および多様性を強く制御することは多くの既往研究の結果と一致していた^{29,30)}。

5. 結論

本研究は、実施区、対照区および自然区の各区間タイプにて調査を実施し、底生動物群集とその生息場所環境の比較を行うことで、河道掘削工事が底生動物群集に及ぼす影響とその妥当性を評価した。河道掘削工事は二極化の解消に貢献していた。各区間タイプの比較からは、河道掘削工事が底生動物群集に物理的攪乱による直接的な影響を及ぼしておらず、工事実施による二極化の解消により実施区の環境、生物相が自然区に近付いたとも考えられなかった。工事に伴う物理的攪乱による直接的なマイナスの影響が見られなかった原因としては、小田川における河道掘削が河川内へ重機を入れず陸域部のみを切り下げる手法であったことが考えられる。一方、各変

数間の関係を検討することにより、河道掘削工事は二極化の解消による生息場所環境の復元を介して底生動物群集に間接的な影響を及ぼしている可能性が示唆された。ただし、底生動物群集には、区間タイプ間の比較からは明瞭な差が見られなかったため、河道掘削工事により底生動物群集が目標状態に復元されたかどうかは不明瞭であった。この原因としては、調査区間が元来有している環境の違いや、それによる工事の影響の表れ方の違いが考えられる。しかしながら、本研究の結果は河道掘削工事が河川生態系を劣化させることはなく、生息場所環境の復元を介して河川生態系の復元に貢献し得ることを示唆している。このことから、二極化発生河川において、小田川で採用されている手法を用いて河道掘削を実施することにより、治水安全度の向上と礫河原の再生、ひいては河川生態系の復元が可能になる可能性がある。

冒頭で述べた通り、現在多くの河川で二極化が発生しており、その解消を目的とした河道掘削工事も多く実施されている。本研究の成果は、二極化対策としての河道掘削工事が河川環境と底生動物群集に及ぼす影響を検討した先駆的な事例として将来の二極化発生河川の管理に有用であると思われる。今後も河道掘削工事の実施区間で本研究のような調査を行い、河川生態系への影響についての知見を蓄積することにより、適切な二極化発生河川の管理が可能になると考えられる。

謝辞：本研究を遂行するにあたり、愛媛県大洲土木事務所に調査の便宜を図って頂くとともに、貴重なデータを提供して頂いた。また、本研究の野外調査および室内作業を手伝って下さった愛媛大学保全生態学研究室の潮見

礼也氏, 山根直也氏, 田辺恵一氏, 手古祥太氏, 友澤寛氏, 水上裕介氏および山崎久美子氏に心よりお礼を申し上げます。

参考文献

- 1) Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J. and Dirzo, R. : Biodiversity-global biodiversity scenarios for the year 2100, *Science*, Vol. 287, pp. 1770-1774, 2000.
- 2) Gleick, P. H. : Global freshwater resources : soft-path solutions for the 21st century, *Science*, Vol. 302, pp. 1524-1528, 2003.
- 3) Reckhow, K. H., Arhonditis, G. B., Kenney, M. A., Hauser, L., Tribo, J., Wu, C., Elock, K. J., Steinberg, L. J., Stow, C. A and McBride, S. J. : A predictive approach to nutrient criteria, *Environmental Science and Technology*, Vol. 39, pp. 2913-2919, 2005.
- 4) Moore, I. D., Grayson, R. B. and Ladson, A. R. : Digital terrain modeling : a review of hydrological, geomorphological, and biological applications, *Hydrological Processes*, Vol. 5, pp. 3-30, 1991.
- 5) Feminella, J. W. and 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.
- 6) Doi, H., Chang, K. W., Ando, T., Imai, H., Nakano, S., Kajimoto, A., and Katano, L. : Drifting plankton from a reservoir subsidize downstream food webs and alter community structure, *Oecologia*, Vol. 156, pp. 363-371, 2008.
- 7) Ligon, F. K., Dietrich, W. E. and Trush, W. J. : Downstream ecological effects of dams, *Bioscience*, Vol. 45, pp. 183-192, 1995.
- 8) Kronvang, B., Svendsen, L. M., Brukkes, A., Fisher, K., Moller, B., Ottosen, O., Newson, M. and Sear, D. : Restoration of the rivers Brede, Cole and Skeme ; a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, III-Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment and nutrients, *Aquatic Conservation*, Vol. 8, pp. 209-222, 1998.
- 9) Katakai, T., Inoue, K., Takeshita, Y., and Tsujimoto, T. : Transition of sandbar landscape as assembled elements with ecological function in the KIZU river, *Advances in River Engineering*, Vol. 13, pp. 135-140, 2007.
- 10) Kennedy, T. A., and Ralston, B. E. : Regulation leads to increases in riparian vegetation, but not direct allochthonous inputs, along the Colorado River in Grand Canyon, Arizona, *River Research and Applications*, Vol. 13, pp. 2-12, 2010.
- 11) Brown, L. R., Cuffney, T. F., Colse, J. F., Fitzpatrick, F., McMahon, G., Steuer, J., Bell, A. H. and May, J. T. : Urban streams across the USA ; lessons learned from studies in 9 metropolitan areas, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 28, pp. 1051-1069, 2009.
- 12) 長田健吾, 安部友則, 福岡捷二 : 急流礫床河川における低水路護岸沿いの深掘れ流路形成とその特性, 河川技術論文集, Vol. 13, pp. 321-326, 2007.
- 13) 福岡捷二, 佐藤宏明, 出口桂輔 : 洪水流の非定常準二次元解析法の研究, 土木学会論文集, Vol. 65, pp. 95-105, 2009.
- 14) Sekine, H., Sakamoto, K., Nishimura, T. and Asaeda, T. : Development of a simulation model considering vegetation growth and flushing in Arakawa river, *KSCE Journal of Civil Engineering*, Vol. 16, pp. 239-246, 2011.
- 15) 植木真生, 福島雅紀, 山下武宣 : 河道掘削および砂礫の敷設供給に対する河床の応答, 河川技術論文集, Vol. 13, pp. 381-386, 2007.
- 16) 海野修司, 齋田紀行, 伊勢勉, 末次忠司, 福島雅紀, 佐藤孝治, 藤本真宗 : 多摩川永田地区における河道修復事業実施後の生物群集と物理基盤の変化, 応用生態工学, Vol. 9, pp. 47-62, 2006.
- 17) Kreutzweiser, D. P., Capell, S. S., Good, K. P. : Effects of fine sediment inputs from a logging road on stream insect communities : a large-scale experimental approach in a headwater stream, *Aquatic Ecology*, Vol. 39, pp. 55-66, 2005.
- 18) Block, W. M., Franklin, A. B., Ward, J. P., Ganey, J. L. and White, G. C. : Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife, *Restoration Ecology*, Vol. 9, pp. 293-303, 2001.
- 19) Lake, P. S. : On the maturing of restoration ; Linking ecological research and restoration, *Ecological Management and Restoration*, Vol. 2, pp. 110-115, 2001.
- 20) Chapman, M. G. and Underwood, A. J. : The need for a practical scientific protocol to measure successful restoration, *Wetlands*, Vol. 19, pp. 28-49, 2000.
- 21) 島谷幸宏 : 河川環境の保全と復元「多自然型川づくりの実際」, 鹿島出版社, 東京, 2003.
- 22) 四国地方土木地質図編纂委員会編 : 四国地方土木地質図解説書, 国土開発技術研究センター, 1998.
- 23) 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.
- 24) Inoue, M., Nakano, S. and Nakamura, F. : Juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationship in northern Japan, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 54, pp. 1331-1341, 1997.
- 25) R Development Core Team : R: A Language and Environment for Statistical Computing, <http://www.R-project.org>, 2010.
- 26) Lach, J. and Wyzga, B. : Channel incision and flow increase of the upper Wisloka River, southern Poland, subsequent to the reafforestation of its catchment, *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 27, pp. 445-462, 2002.
- 27) Takimoto, G., Spiller, D. A. and Post, D. M. : Ecosystem size, but not disturbance, determines food-chain length on islands of the Bahamas, *Ecology*, Vol. 89, pp. 3001-3007, 2008.
- 28) Carling, P. A. : Threshold of coarse sediment transport in broad and narrow natural streams, *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 8, pp. 1-18, 1983.
- 29) Kiffney, P. M., Richardson, J. S. and Bull, J. P. : Responses of periphyton

and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams, *Journal of Applied Ecology*; Vol. 40, pp. 1060-1076, 2003.

30) Merigoux, S., Lamouroux, N., Olivier, J. and Doledec, S. : Invertebrate

hydraulic preferences and predicted impacts of changes in discharge in a large river, *Freshwater Biology*; Vol. 54, pp. 1343-1356, 2009.

(2013. 7. 19 受付)

RESPONSE OF STREAM INVERTEBRATES TO CHANNEL INCISION AND EXCAVATION WORK

Shintaro IMADA, Syouhei MORIGUCHI, Yo MIYAKE and Mikio INOUE

Our objective was to elucidate the influence of channel excavation for resolving channel incision on stream invertebrate assemblages in a Japanese stream. We sampled stream invertebrates and measured habitat characteristics in “impact”, “control” and “reference” stream reaches. Channel excavation successfully resolved the channel incision and changed physical habitat characteristics. Direct impact of excavation work was not apparent in this study. In contrast, there seems to be indirect effects on invertebrate assemblages through the changes of physical habitat characteristics. We suggest that channel excavation can contribute to conserve stream ecosystems by restoring channel morphology and physical habitat.