

矢作川中流の瀬における再生事業に対する底生動物の応答

Response of macroinvertebrate communities to riffle restoration in the middle-reach of the Yahagi River, central Japan

白金晶子・小野田幸生

Akiko SHIRAGANE and Yukio ONODA

要 旨

矢作川中流の豊田大橋周辺では橋の建設に伴う河川環境の悪化が懸念されていたため、瀬の造成工を含む再生事業が行われた。本研究では瀬の造成工が行われた施工区周辺を対象に底生動物を調査し、Control-Impact (CI) デザインを基本として、再生事業の効果を検証した。瀬の造成工が行われた施工区および対照区において施工直後(2021年3月)と約1年後(2022年1月)の合計4区で比較した結果、施行直後の施工区では他の3区に比べ個体数が有意に少なく、現存量も小さい傾向であった。また、施工直後の施工区のみで礫間や礫下面の空隙を自由に移動するカワゲラ目が優占したことから、瀬の造成工による河床環境の変化に応じた底生動物の変化が確認され、瀬の造成工は一定の効果があったことが示唆された。一方、施工1年後の施工区では河床の安定化の指標である造網性トビケラ類が優占し、対照区と同様であったことから、瀬の造成工の効果は一時的であったと考えられた。

キーワード：瀬の再生事業、底生動物、河床生息型、浮き石

はじめに

日本の河川では高度経済成長期以降、治水・利水を目的とした河川改修により、河川環境が単調となり、河川の生物や生息場所の多様性が低下した。このような状況の中、1997年の河川法改正により、河川管理の目的として治水・利水に環境が加わり、2003年には自然再生推進法が施行され、自然再生事業の数が増加している(中村・天野, 2006)。より良い自然再生事業を行うためには、その効果を検証することが不可欠である。自然再生事業の効果を評価することは事業の費用対効果を検討するのに必要なだけでなく、社会に対する説明責任を果たすためにも重要である。しかしながら、自然再生事業は科学的な知見ではなく、経験や勘などに基づいて行われることもある(Muotka and Laasonen, 2002; 杉山, 2005)。さらに、事業実施後に効果の検証が行われていない場合も多く、改善点が次の自然再生事業に活用されていないという課題もある。また、効果が検証された事業についても、その効果が認められた事例は少ない(Palmer et al., 2010)。

矢作川中流には7つのダムが設置されており、特に最上流の矢作ダム建設以降、流量の平準化や土砂供給の減少などにより、河床のアーモークコート化が生じている(田

中, 1997; 岡田・内田, 2016; 白金ら, 2019)。さらに、豊田市中心市街地に隣接する矢作川中流では1999年の豊田大橋建設以降、周辺の瀬の小規模化、分散化、消失などの河川環境の変化により、アユをはじめとする水生生物の生息環境の悪化が懸念されている。このため、2018年より「矢作川河川環境緩和対策事業」として、豊田市による瀬の再生事業が行われた(豊田市建設部河川課, 2021)。本研究では矢作川中流で行われた瀬の再生事業を対象にControl-Impact (CI) デザインを基本として、その効果を検証した。本来であればBefore-After-Control-Impact (BACI) デザインを用いることが望ましいが、事前データについては瀬が消失していたため、調査できなかった。その代わりとして、施工直後と1年後に事後調査を行った。2回の事後調査により、BACI デザインに近い評価が可能になるとともに、効果の継続性についても検討できると考えられた。

本研究で対象とした瀬の造成工は出水時に下層の礫は動かず、上層の礫が上流から流下する砂礫と入れ替わりながら、瀬全体として高さが安定することを目指して行われた(豊田市建設部河川課, 2021)。このことは、浮き石の創出・維持と読み替えることができ、それに応じた生物の応答が期待される。本研究では個体数・種数が多く、生息場所要求に関する情報の豊富な底生動物を対

象に調査し、瀬の再生事業の効果を評価するとともに、応答のメカニズムについて考察した。

調査地と方法

・調査地

調査地は愛知県の中央部を流れる矢作川中流（河口から約 40 km，豊田市千石町，北緯 35 度 5 分 9 秒，東経 137 度 10 分 4 秒）の瀬の再生事業が行われた豊田大橋周辺である（図 1，2）。再生事業は 3 つの瀬で行われたが、本調査はマウンドタイプと呼ばれる瀬の造成工（豊田市建設部河川課，2021）が行われた最上流の瀬を対象とした。下層に出水でも動きにくい長径 20–30 cm 程度



図 1 調査地図。

の礫を置き、上層には長径 15 cm 程度もしくはそれ以下の礫を投入した。出水時には下層の礫は動かず、上層の礫が上流から流下する砂礫と入れ替わりながら、瀬全体として高さが安定することを目指して造成された。瀬頭付近では長径 80 cm 前後の巨礫を点在させて凹凸を造成した。

・底生動物の採集

調査は施工が完了した直後（約 1 ヶ月後）の 2021 年 3 月および約 1 年後の 2022 年 1 月に行った。瀬の造成工の効果を把握するため、豊田大橋周辺で唯一、再生事業が行われなかった豊田大橋下流の左岸側の瀬を対照区に設定し、施工区と同時に調査を行い比較することとした。施工区および対照区の水深は 30–66 cm，流速は 25.5–80.2 cm sec⁻¹ の範囲で、大礫（粒径：128–256 mm）が優占していた。各区において 25 cm × 25 cm のコドラートを 4 ヶ所設置し、網目内径 0.8 mm の D 型フレームネット（間口 50 cm，高さ 28 cm）を用いて、底生動物を採集した。採集したサンプルは室内でソーティング後、可能な限り同定して、基本的に属毎に個体数のカウント、現存量として湿重量の測定を 0.1 mg 単位で行った。ユスリカ科については属毎の湿重量が少なかったため、亜科毎に集約して計測した。個体数、現存量は採集面積で除して、1 m²あたりに換算した。各属について Merritt and Cummins (1996) や竹門 (2005) を参考に摂食機能群の分けを行った（捕食者、濾過食者、採集食者、刈採食者、破碎食者の 5 区分）。さらに、底生動物の生息に必要な流れや河床状態を検討するため、小林ら (2010) を参考に、移動性（固着巣や可携巣の有無）と生息拠点（休息場）となる河床位置（礫上面、礫間、砂・砂利に面した礫下など）を考慮した河床生息



図 2 施工区の様子（豊田市建設部河川課，2021 を改変）。

型の区分けも行った（河床生息型は礫面一固着巣，礫面一自由，礫面一可携巣，礫間一固着巣，礫間一自由，礫下砂一固着巣，礫下砂一潜入の7区分）。

・統計解析

全体の個体数および現存量について，施工直後および1年後の施工区および対照区の4区の比較を一元配置分散分析により行った。優占した5属および2種（1種のみが採集された属は種として扱った），5つの摂食機能群，7つの河床生息型の現存量については各サンプルに0値が散見されたため，4区の比較をKruskal-Wallisの検定で行った。有意差が見られた場合にはScheffe法による多重比較の検定を行った。解析には統計ソフトStatView 5.0 Jを用い，有意水準は0.05とした。

結果

全調査を通じて底生動物は55分類群（属または亜科）が出現し，各コドラートの分類群数は15-32であった。

施行直後の2021年3月の施工区（I21）は同時期の対照区（C21），約1年後の2022年1月の施工区（I22），対照区（C22）と比較し，個体数が有意に少なく，現存量も小さい傾向が見られた（図3）。

各区における優占種の現存量の割合はI21でヒメカワゲラ属が27.1%，ヒメオオヤマカワゲラが24.4%でカワゲラ目が優占し，ヒゲナガカワトビケラ属が13.9%と続いた。一方，C21，I22，C22の3区ではヒゲナガカワトビケラ属が49.9-80.0%を占めて優占し，I21とは異なっていた。全調査で採集された底生動物の現存量を合計した優占種の割合をみると，ヒゲナガカワトビケラ属が62.4%と著しく大きく，続くシマトビケラ属，オオシマトビケラ，ヒメカワゲラ属，ウスバガガンボ属，ヒメオオヤマカワゲラ，トウヨウマダラカゲロウ属を含めた7分類群で現存量の91.5%を占めた（図4）。残りの分類群はそれぞれ1%未満であった。7分類群のうちヒゲナガカワトビケラ属，オオシマトビケラ，ヒメオオヤマカワゲラの3分類群で，I21，C21，I22，C22の4区の間で現存量に有意差が見られた（表1，図5）。施工区

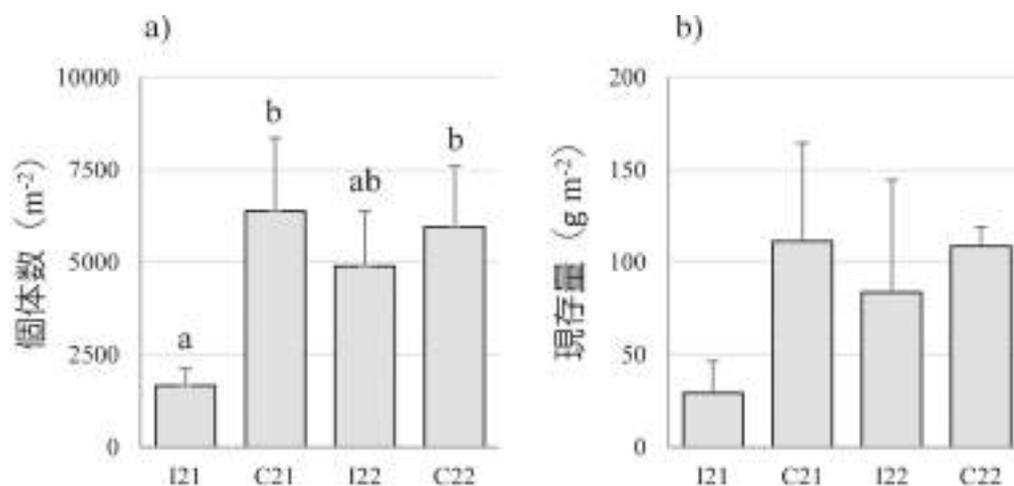


図3 各区の a) 個体数および b) 現存量。I21 は2021年施工区，C21 は2021年対照区，I22 は2022年施工区，C22 は2022年対照区を示す。エラーバーおよびアルファベットはそれぞれ標準偏差およびScheffe法による多重比較の結果を示す。

表1 底生動物の優占種（属を含む）の現存量（中央値（四分位範囲））。

和名	学名	Impact 21 (g m ⁻²)	Control 21 (g m ⁻²)	Impact 22 (g m ⁻²)	Control 22 (g m ⁻²)	p値
ヒゲナガカワトビケラ属	<i>Stenopsyche</i>	3.90(2.44-5.54) a	55.70(43.91-67.33) ab	54.48(25.43-96.20) ab	83.24(76.39-88.03) b	0.020
シマトビケラ属	<i>Hydropsyche</i>	1.85(0.61-3.46)	26.60(12.23-37.88)	1.51(1.02-2.37)	6.33(2.26-10.78)	0.246
オオシマトビケラ	<i>Macrostemum radiatum</i>	0.00 a	17.03(11.98-18.65) b	0.90(0.43-1.51) a	3.75(2.10-5.77) ab	0.013
ヒメカワゲラ属	<i>Stavolus</i>	5.50(4.13-9.31)	3.72(2.59-5.47)	3.06(2.27-3.63)	1.61(1.29-2.15)	0.119
ウスバガガンボ属	<i>Antocha</i>	0.00	1.59(1.15-2.02)	3.39(2.39-5.39)	3.72(2.29-5.84)	0.017
ヒメオオヤマカワゲラ	<i>Oyamia seminigra</i>	7.25(4.21-10.19) a	0.00 b	0.00(0.00-0.03) a	0.00(0.00-1.95) ab	0.019
トウヨウマダラカゲロウ属	<i>Cincticostella</i>	0.64(0.53-0.99)	2.08(0.94-3.55)	1.35(1.02-1.51)	2.62(1.81-3.83)	0.262

・ Impact 21 は2021年施工区，Control 21 は2021年対照区，Impact 22 は2022年施工区，Control 22 は2022年対照区を示す。
 ・ p値は4区のKruskal-Wallisテストの結果（同順位補正後）を表し，アルファベットはScheffe法による多重比較の結果を示す。

表2 底生動物の摂食機能群別，河床生息型別の現存量（中央値（四分位範囲））。

	Impact 21 (g m ⁻²)	Control 21 (g m ⁻²)	Impact 22 (g m ⁻²)	Control 22 (g m ⁻²)	p値
摂食機能群					
捕食者	13.27(10.76-20.12)	9.46(5.73-14.10)	5.48(4.71-6.19)	8.72(6.48-10.07)	0.099
濾過食者	6.81(3.21-10.05)	100.43(71.14-123.22)	56.91(27.53-99.59)	94.43(86.50-100.92)	0.031
採集食者	1.88(1.25-2.47)	2.07(1.11-3.40)	1.26(0.98-1.64)	1.78(1.31-2.20)	0.628
刈採食者	3.23(2.21-4.38)	3.80(3.42-4.44)	5.21(4.23-7.68)	4.67(3.50-6.83)	0.438
破砕食者	0.00	0.00(0.00-0.10)	0.04(0.03-0.04)	0.01(0.00-0.04)	0.121
河床生息型					
礫面一固着巣	2.16(0.92-3.65) a	30.27(16.39-40.54) b	7.15(6.16-9.18) ab	13.94(9.74-17.20) ab	0.041
礫面一自由	0.51(0.46-0.61)	1.17(0.78-1.77)	0.02(0.01-0.08)	0.03(0.03-0.08)	0.016
礫面一可携巣	1.43(0.39-2.42)	0.36(0.22-0.62)	0.63(0.32-0.91)	0.25(0.18-0.41)	0.665
礫間一固着巣	3.90(2.44-5.54) a	55.70(43.91-67.33) ab	54.48(25.43-96.20) ab	83.24(76.39-88.03) b	0.020
礫間一自由	15.19(12.60-22.76)	9.73(5.66-13.69)	4.89(3.90-6.04)	10.13(7.41-11.65)	0.064
礫下砂一固着巣	0.00 a	17.03(11.98-18.65) b	0.90(0.43-1.51) a	3.75(2.10-5.77) ab	0.013
礫下砂一潜入	0.14(0.01-0.80)	1.23(1.08-3.58)	0.98(0.96-1.69)	0.73(0.57-0.79)	0.046

・各区の表記については表1を参照。

・p値は4区のKruskal-Wallisテストの結果（同順位補正後）を表し，アルファベットはScheffe法による多重比較の結果を示す。

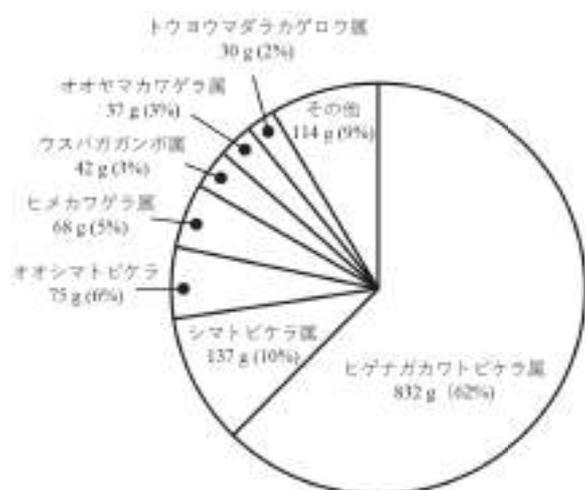


図4 優占種(属を含む)の重量および割合(全調査合計)。

と対照区で，施工直後の2021年に有意差があったオオシマトビケラとヒメオオヤマカワゲラは2022年には有意差が認められなかった。また，施工区と対照区を比較すると，2021年に比べ2022年は7分類群すべてで中央値の差が小さくなる傾向が見られた。

摂食機能群の現存量については，I21でヒメカワゲラ属，ヒメオオヤマカワゲラなどの捕食者が38-71%と優占し，ヒゲナガカワトビケラ属，シマトビケラ属などの濾過食者が5-38%，ヒラタカゲロウ属やヤマトビケラ属などの刈取食者が5-22%の割合となった（図6）。一方，C21，I22，C22ではヒゲナガカワトビケラ属，シマトビケラ属，オオシマトビケラなどの濾過食者が66-95%と優占し，その他の機能群は0-16%に留まり，I21とは異なっていた。摂食機能群の現存量について施工区

と対照区で比較すると，2021年に比べ2022年はすべての機能群で中央値の差が小さくなる傾向が見られた。摂食機能群の現存量についてI21，C21，I22，C22の4区の比較を行なったところ，どの機能群においても有意な差は認められなかった（表2）。

河床生息型の現存量はI21で礫間や礫下面の空隙に生息するヒメカワゲラ属，ヒメオオヤマカワゲラなどの礫間一自由型が44-89%と優占し，礫間や礫下面の空隙に巣を張るヒゲナガカワトビケラ属などの礫間一固着巣型が0-28%，礫上面または側面に巣を張るシマトビケラ属などの礫面一固着巣型が4-11%を占めた（図6）。C21では礫間一固着巣型が43-72%で優占し，続いて礫面一固着巣型が10-31%の割合であった。I22，C22では礫間一固着巣型が61-91%で優占し，その他の河床生息型は0-18%に留まった。河床生息型について施工区と対照区で比較すると，2021年に比べ2022年は中央値の差が小さくなる傾向が見られた（図7）。河床生息型についてI21，C21，I22，C22の4区を比較した結果，礫間一固着巣型，礫面一固着巣型，礫下の砂・砂利面に巣を張る礫下砂一固着巣型で有意な差が認められた（表2，図7）。施工区と対照区で施工直後の2021年に有意差が認められた礫面一固着巣型，礫下砂一固着巣型は2022年には有意差が認められなかった。

考察

瀬の再生事業が行われた矢作川中流において，施工直後と約1年後の施工区および対照区の4区で底生動物を

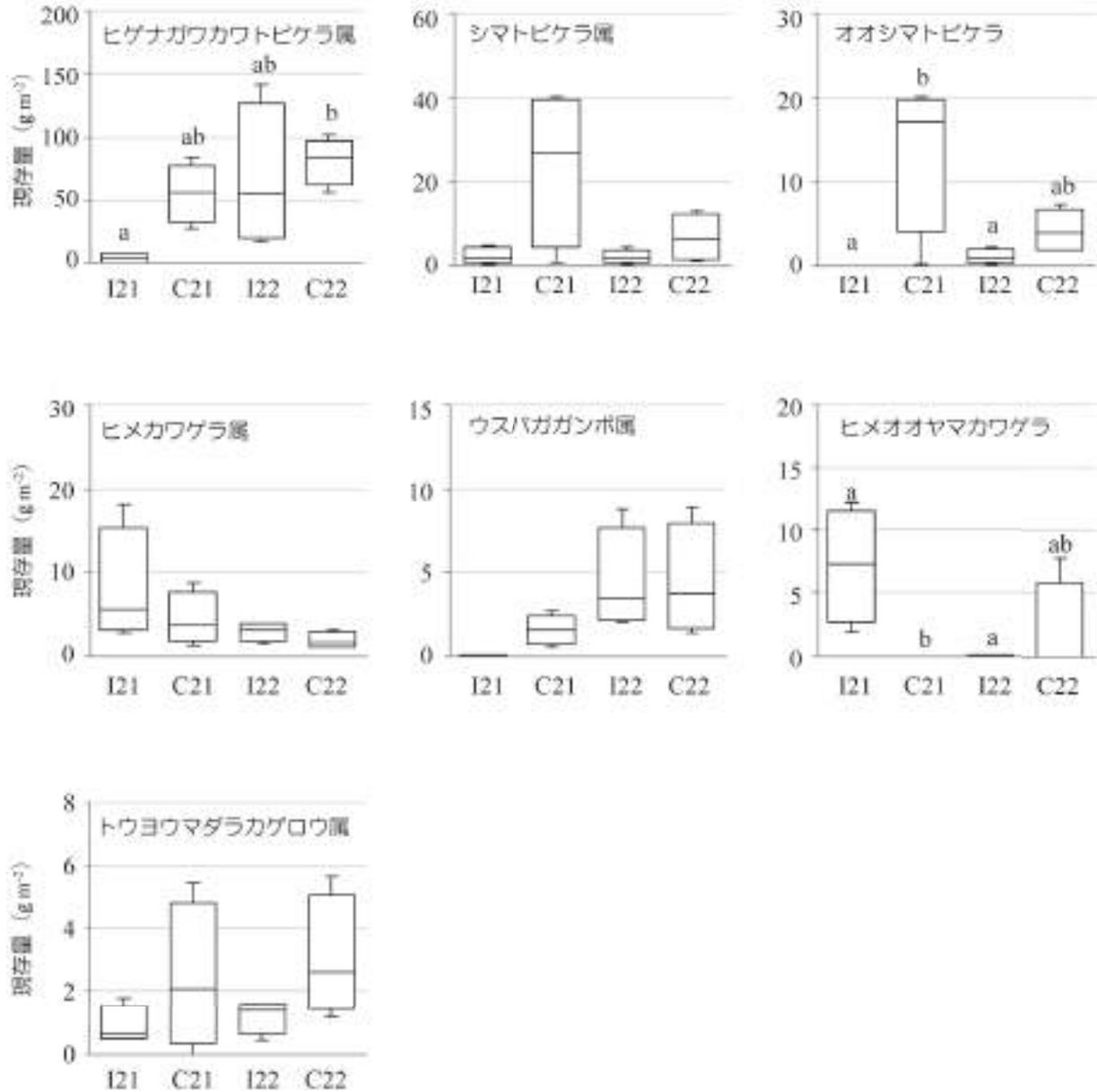


図5 底生動物の優占種（属を含む）の現存量の比較。各区の表記については図3を参照。箱は第1四分位数から第3四分位の範囲を、箱の中の横線は中央値を示し、箱の上下の線の先端は最大値と最小値を示す。アルファベットは Scheffe 法による多重比較の結果を示す。

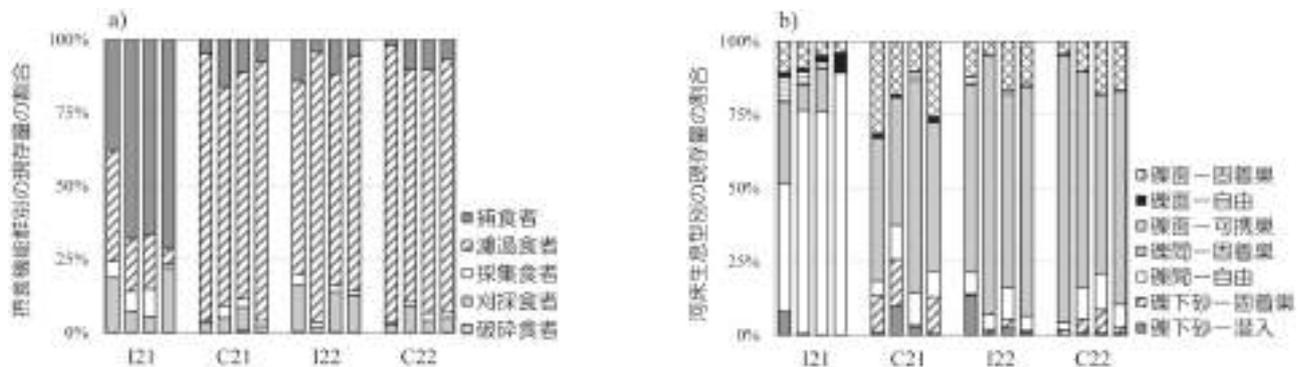


図6 各コドラートにおける摂食機能群別、河床生息型別の現存量の割合。

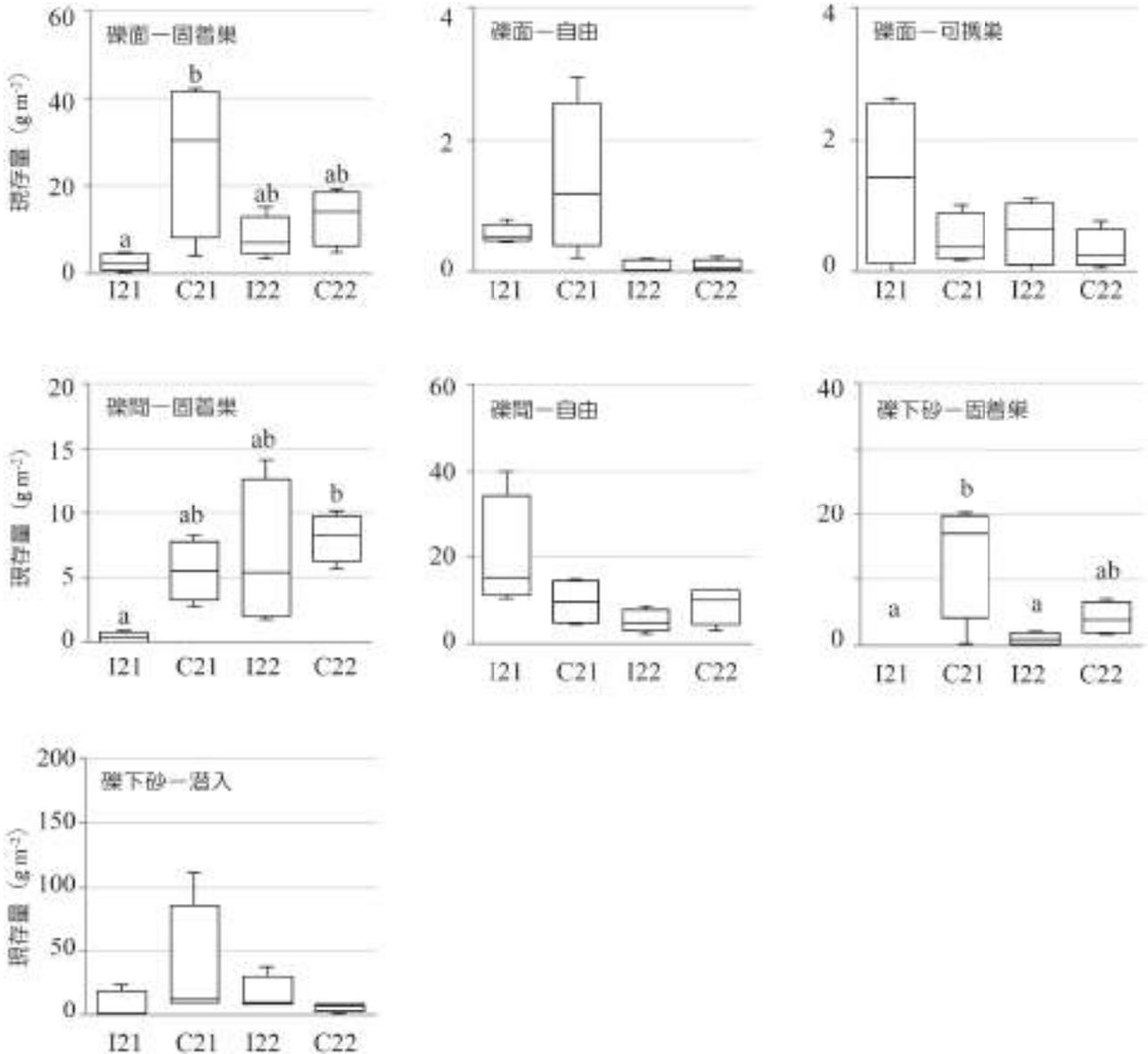


図7 河床生息型別の現存量の比較. 各区の表記については図3を参照. 箱は第1四分位数から第3四分位数の範囲を, 箱中の横線は中央値を示し, 箱の上下の線の先端は最大値と最小値を示す. アルファベットは Scheffe 法による多重比較の結果を示す.

比較した結果, 瀬の造成工による河床環境の変化に応じた底生動物の変化が確認され, 一定の効果があつたことが示唆された.

底生動物の個体数, 現存量は施工直後の施工区で小さく, その他の3区で大きかつた. 優占種についても施工直後の施工区ではヒメカワゲラ属, ヒメオオヤマカワゲラの割合が高かつたが, その他の区ではヒゲナガカワトビケラ属が優占していた. ヒメカワゲラ属のヤマトヒメカワゲラは平瀬の中礫から大礫が浮き石状態となつた石裏に生息する(刈田, 2002). また, ヒメオオヤマカワゲラは流れがある程度あり, 水深が浅く, かつ底質が浮き石である場所で高密度となることが報告されている

(竹原ら, 2009). これら2種に共通することとして, 浮き石への選好性が挙げられる. 従つて, 施工直後のカワゲラ目の優占は, 瀬の造成工により浮き石状態が創出されたことに対する応答であると考えられる. 一方, 2021年の対照区および2022年の施工区, 対照区ではヒゲナガカワトビケラ属が優占していた. ヒゲナガカワトビケラ属は造網型トビケラ類の中で唯一, 礫と礫の間に巣を張るトビケラであることから(津田, 1962; 西村, 1987), このような空間が増加した場合, ヒゲナガカワトビケラ属が優占し, 現存量も大きくなることが予想される. 瀬の造成工により, 浮き石状態が創出されたことで, 施工直後はこの礫と礫の空間をカワゲラ目が利用

し、約1年後にはヒゲナガカワトビケラ属に置き換わったと考えられた。

造網性トビケラ類の巣は他の底生動物が容易に破壊できないことから、河床が造網性トビケラ類に利用し尽くされた時、河川の瀬における底生動物群集は遷移の極相であるとされている(津田, 1957; 津田, 1962; 御勢, 1968)。ダム河川である矢作川の中流では河床がアーモコート化し、安定した河床環境となっている。これまで豊田大橋周辺では岡田ら(2016)、岡田・内田(2016)により瀬の造網性トビケラ類の調査が行われており、大部分の地点で遷移の極相であり、河床安定化の指標とされるヒゲナガカワトビケラ属とオオシマトビケラのどちらか、もしくは両方が現存量のほとんどを占めていた。本研究でも対照区および施工から1年が経過した施工区ではヒゲナガカワトビケラ属が優占していたことから、1年後の施工区は通常時の底生動物群集に戻ったと考えられた。

施行直後と約1年後の施工区と対照区を比較すると、優占した7分類群、5つの摂食機能群、7つの河床生息型のすべてで施行直後に比べ、1年後に施工区と対照区の現存量の差が小さくなっていた。従って、施工直後に見られた底生動物群集の違いは1年後には小さくなっていたと判断できた。

再生事業に対する底生動物の応答についてはいくつかの既往研究がある。北海道の標津川での再生事業では蛇行流路の復元(再蛇行化)が行われ、底生動物群集の種の多様性について再蛇行区と対照区において、事前および事後(3, 8, 15, 20, 27ヶ月後)に調査が行われた(Nakano and Nakamura, 2008)。その結果、事業から15ヶ月後以降の調査では底生動物の多様性は再蛇行区と対照区で違いが無くなったことが報告されている。カナダ・ブリティッシュコロンビア州の小河川では、複数の巨石を川底に配置しリーチスケールにおける有機堆積物の増加と生息場の多様性を高めることによる底生動物群集の応答が調査された(Negishi and Richardson, 2003)。その結果、巨石の配置は底生動物の生産性を回復するための短期的な手段としては有効であったと報告している。さらに、本研究の調査地から約15 km上流の矢作川では、約330 m²の区画に長径8~30 cm程の礫を敷き詰めて瀬を再生し(山本ほか, 2021)、底生動物の調査が行われた(内田, 2021)。その結果、礫を敷き詰めた場所では約2ヶ月後には対照区と似通った現存量となり、4ヶ月後には優占種が対照区と同様のオオシマトビケラに遷移していたことが報告されている。この

ように既往研究の多くで再生事業の底生動物への効果は一時的であると評価されており、本研究もそれを追認する結果となった。このように、河川の再生事業においては一時的な効果は期待できるものの、効果を継続させることが課題となっている。

本研究ではBACIデザインではないものの、CIデザインを基本として事後調査(A)を2回行うことで、瀬の再生事業の効果を客観的に評価することができた。矢作川のような大河川では再生事業の規模が大きく、適切な調査場所の設定や調査の実施そのものが困難な場合も生じる。そのような状況においても、CIデザインの利用や調査の継続により、再生事業の効果を科学的に推定することが可能となる。今後は本研究のような大河川における再生事業の効果についても知見が蓄積されることで、様々な空間スケールの再生事業について、より効果の高い手法の選択が可能となることが期待される。

謝辞

現地調査において、矢作川研究所の内田朝子博士、なごや生物多様性センターの宇地原永吉氏、豊田市環境政策課ボランティアの山口健一氏にご協力をいただきました。愛知工業大学教授 内田臣一博士にはヒメオオヤマカワゲラの同定をしていただきました。ここに記して心より御礼申し上げます。

引用文献

- 御勢久右衛門(1968) 大和吉野川における瀬の底生動物群集の遷移. 日本生態学会誌, 18: 147-157.
- 刈田敏(2002) 水生昆虫ファイルI. 釣り人社, 東京.
- 小林草平・中西哲・尾嶋百合香・天野邦彦(2010) 愛知県豊川における瀬の物理特性と底生動物現存量. 陸水学雑誌, 71: 147-164.
- Merritt, R. W. and K. W. Cummins (eds.) (1996) An introduction to the aquatic insects of North America (3rd ed.) Kendall/Hunt. Dubuque, Iowa.
- Muotka, T. and P. Laasonen (2002) Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. *Journal of Applied Ecology*, 39: 145-156.
- 中村圭吾・天野邦彦(2006) ヨーロッパを中心とした先進国における河川復元の現状と日本の課題. *応用生態工学*, 8(2): 201-214.
- Nakano, D. and F. Nakamura (2008) The significance of meandering channel morphology on the diversity and abundance of macroinvertebrates in a lowland river in Japan. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(5): 780-798.

- Negishi, J. N. and J. S. Richardson (2003) Responses of organic matter and macroinvertebrates to placements of boulder clusters in a small stream of southwestern British Columbia, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 60: 247-258.
- 西村登 (1987) ヒゲナガカワトビケラ 日本の昆虫⑨. 文一総合出版, 東京.
- 岡田和也・内田臣一 (2016) 矢作川中流の瀬の底生動物群集の遷移におけるヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの位置付け. *矢作川研究*, 20: 1-11.
- 岡田和也・内田臣一・小久保嘉将 (2016) 矢作川における造網性トビケラ類を用いた河床攪乱の評価. *愛知工業大学研究報告*, 51: 55-66.
- Palmer, M., H. L. Menninger and E. Bernhardt (2010) River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55 (Suppl. 1): 205-222.
- 白金晶子・内田朝子・山本敏哉 (2019) 矢作川の河床改善実験によるアユの生息環境の回復—実験の概要と物理環境・蘚類について—. *矢作川研究*, 23: 35-39.
- 杉山裕 (2005) 河川の自然再生のために目標設定と溪畔林・河畔林の生成に関する研究. 北海道工業大学大学院, 博士論文.
- 竹原茂信・内田臣一・木村勝行 (2009) 矢作川豊田大橋付近における河道掘削案に対する水生昆虫の生息環境としての評価. *愛知工業大学研究報告*, 44: 155-162.
- 竹門康弘 (2005) 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*, 55: 189-197.
- 田中蕃 (1997) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果. *矢作川研究*, 1: 175-202.
- 豊田市建設部河川課 (2021) 矢作川コアエリア 河川環境緩和対策事業記録集. 豊田市建設部河川課.
- 津田松苗 (1957) 川の生物遷移についてのある考察. *関西自然科学研究会会誌*, 10: 37-40.
- 津田松苗 (1962) 水生昆虫の生態学. 水生昆虫学, 津田松苗 (編): 227-251. 北隆館, 東京.
- 内田臣一 (2021) 矢作川ソジバにおける川底改善の実験が底生動物へ与えた影響. *矢作川大規模野外実験 ダム下流における河床環境の回復と天然アユの復活を目指した記録集*, 天然アユ生態調査実行委員会 (編): 17-20. 天然アユ生態調査実行委員会.
- 山本敏哉・内田朝子・白金晶子 (2021) 矢作川の川底改善によるアユの生息環境の回復～大規模野外実験の3年間の結果～. *矢作川研究*, 25: 67-81.

(豊田市矢作川研究所
〒471-0025 豊田市西町2-19)