

河川基金助成事業

「河床構造の異質性が生物多様性に与える 影響の解明」

助成番号：27-1211-004

茨城大学教育学部
准教授 棗田 孝晴

平成 27 年度

助成番号	助成事業名	所属・助成事業者氏名
27-1211-004	河床構造の異質性が生物多様性に与える影響の解明	茨城大学教育学部 棗田 孝晴

助成事業の要旨

【目的】
 河川に生息する魚類や水生生物にとって、河床の底質は水深や流速と並ぶ生息環境上の重要な要素である。底質構造の複雑性が生物多様性に及ぼす影響については、バスケットを用いたマイクロな空間スケールでの定着実験を通じてその有効性が検証されているが、広範な河川流程スケールに適用できる事例はまだ少ない。そこで本研究では、河床構造の複雑性の指標として、河川における底質階層と底質組成の異質性の二つに着目し、これら河床構造の異質性が魚類や水生生物の生物多様性に及ぼす影響について野外調査を通じて検証を試みた。

【内容】
 本課題では、以下の2つの項目について研究を行った。
 1) 2015年の初夏と秋の2つの季節において、同一河川の下流から上流と支流をも含めた広範な河川流程12地点における魚類と水生昆虫の生息状況および河川内の物理環境（水深、流速、底質など）に関する調査を通じて、河床構造の異質性と魚類、水生昆虫の生物多様性との関係を明らかにすることを目的とした。
 2) 河床がコンクリートで全面的に被覆された河川（下記画像）における魚類の生息状況（2016年2月～2017年2月）、水生昆虫組成および調査地で個体数上優占的であった底生魚類（カジカ大卵型）の食性と餌料選択性の把握（2016年12月、2017年2月）を通じて、平坦なコンクリート河床における生物多様性の実態を解明することを目的とした。



【結果】
 1) と 2) の研究項目を通じて、河床の底質組成の異質性が、魚類の生物多様性に正の影響を及ぼしていることを明らかにした。本課題において使用した底質組成上の異質性は、魚類をはじめとする水生生物の生息環境の質をうらなう簡便な指標のひとつとして有効であるものと考えられる。

底質組成異質性スコアは、初夏と秋の間で有意に増加していた。洪水によってもたらされる物理的攪乱は、底質基質の変化を通じて水生生物の再構成に寄与している可能性が示唆されており、洪水の出現規模や出現頻度を考慮した底質の異質性の評価の構築が今後必要である。

コンクリート河床河川における2016年12月、2017年2月の水生生物の多様性指数 (H') はそれぞれ2.313、1.431であった。この値は、2015年に河川本支流12調査地で広域的に調査を行った際の水生生物の多様性（初夏：範囲0.620～2.320、平均±SD=1.557±0.579；秋：範囲1.152～2.439、平均±SD=1.571±0.396）と比較しても遜色のない値であると考えられる。しかし、この河川の水生物相として、ブユ科やユスリカ科が個体数上で優占する特徴を示し、河床の礫表面や礫下空間を利用するヒラタカゲロウ科やヒゲナガカワトビケラ科などの水生昆虫はほとんど確認できなかった。露出固着型の生活型を有するブユ科幼虫は平坦な河床においても容易に定着でき、その場の優占種となっているものと考えられる。今後は平坦河床における瓦などの河床材料の投入実験を行い、投入前後の魚類や水生生物の現存量や生物多様性に関する継続的なモニタリング調査を通じて、河床構造が生物多様性に与える影響に関する知見を集積し、健全な河川環境の保全に寄与することが重要と考えられる。

調査対象水系・河川				
データベースに登録するキーワード	部門	大分類	中分類	小分類
	調査部門	環境	生態系	魚介類

助成番号	助成事業名	所属・助成事業者氏名
27-1211-004	河床構造の異質性が生物多様性に与える影響の解明	茨城大学教育学部 棗田 孝晴
助成事業実施成果の自己評価	<p>【計画の妥当性】 テーマの設定、研究テーマのニーズの把握、研究体制の規模、計画・実施の規模等については、概ね妥当であったと考えられるが、河床構造の異質性評価について、もう少し踏み込んだアプローチが出来ていればと内省している。</p> <p>【当初目標の達成度】 当初は平坦なコンクリート河床における瓦などの河床材料の設置を通じて、設置前後における魚類および水生生物相のモニタリング調査を通じて、河床構造の異質性が生物多様性に与える影響評価を目論んでいたが、2016年の夏期の長期に亘る増水によって残念ながら当該実験を断念せざるを得なかった。しかし、1年間に亘る平坦なコンクリート河川における生物多様性の実態把握を通じて、河床材料設置実験に際してのイニシャルを得ることができ、当初の達成度は、ある程度達成できたものと判断される。</p> <p>【事業の効果】 本事業の助成を受けて、既に以下の学術論文を刊行済で、謝辞には河川整備基金の名称及び助成番号を記載している。</p> <p>Natsumeda T, Ogawa H. & Katano O. (2016) Distinct foraging modes between two stream-dwelling benthic fishes, torrent catfish <i>Liobagrus reini</i> and Japanese fluvial sculpin, <i>Cottus pollux</i> (large-egg type). <i>Ichthyological Research</i> 63/ 3, 427-432.</p> <p>なお本事業で新たに得られた知見についても、2017年度の生態学や魚類学、保全生物学、応用生態工学などの分野に関連する学会大会での発表や学会誌への投稿を通じて、学術成果の速やかな社会的還元について留意して実行する所存である。</p> <p>【河川管理者等との連携状況】 河川管理者には、本件申請時に河床材料を河川へ投入する計画について了承を得ている。また同河川の漁業権を保有する那珂川漁業協同組合およびステークホルダーである流域住民の方々からは、河床材料の設置実験について理解を得ており、実験を実施できる体制が維持されている。今後はこれらの方々と連携して、河床構造の異質性に着目した河川環境の保全を進めていきたいと考えている。</p>	

1. 研究の目的

河川に生息する魚類や水生生物にとって、底質は水深や流速と並ぶ生息環境上の重要な要素である。底質の複雑性が生物多様性に及ぼす影響については、バスケットを用いたマイクロな空間スケールでの水生昆虫の定着実験を通じてその有効性が検証されている^{1)、2)}が、広範な河川流程スケールに適用できる事例はまだ少ない。そこで本研究では、河床構造の複雑性の指標として、河川における底質階層と底質組成の異質性の二つに着目し、これら河床構造の異質性が魚類や水生生物の生物多様性に及ぼす影響について野外調査を通じて検証を試みた。

2.1 河床構造の異質性と魚類、水生昆虫の生物多様性との関係

本課題は、河川の下流から上流および支流を含めた広範な河川流程における魚類と水生昆虫の生息状況および河川内の物理環境に関する調査を通じて、河床構造の異質性と魚類、水生昆虫の生物多様性との関係を明らかにすることを目的とした。

材料と方法

(1) 調査地の概要

本研究は茨城県、那珂川水系藤井川と西田川で行った(図 2.1)。那珂川は栃木県那須郡の那須岳(標高 1,915m)を水源として発し、ひたちなか市と大洗町の間で太平洋に注ぐ。藤井川は城里町をへて水戸市に流れる流程 32.75km の一級河川であり、西田川は同じく城里町を流れる流程の一級河川である。調査地として藤井川本流 6 地点(藤井川ダム下 3 地点、ダム上流 3 地点)、藤井川ダム上流の支流 3 地点、西田川本流 3 地点の計 12 地点を設定した(図 2.1)。12 地点のうち、藤井川支流の郷戸川(地点番号 9)は調査地の 3/4 の範囲の河床がコンクリートで固められた平坦河川、藤井川本流の鶏足山支流合流点(地点番号 6)は調査流程の 1/3 の範囲がコンクリート河床で構成されている。

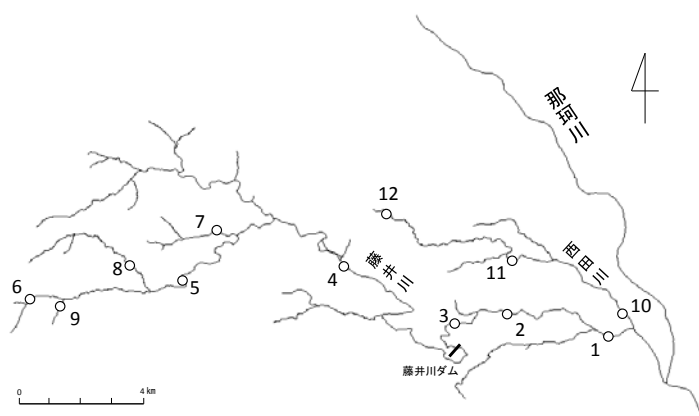


図 2.1 藤井川・西田川調査地の位置

(1: 上入野橋下、2: 小松橋下、3: 元小松橋上、4: 中島橋下、5: 七中橋上、6: 鶏足山支流合流点、7: 北の根川、8: 大谷原川、9: 郷戸川、10: 西田川St.1、11: 西田川St.2、12: 西田川St.3)

(2) 調査方法

調査は、2015年の初夏（5月7、14、15、20、27日、6月3、4、5の8日間）と秋（9月29、30日、10月6、7、20、22、23、29日、11月5、6、12日の11日間）の2つの季節にわたって行った。

① 魚類の採集・計測

魚類の採集は事前に茨城県農林水産部漁政課の特別採捕許可（特許番号 27 内第 10 号）を得て、電気ショッカー（SMITH-ROOT 社製 LR-20）とタモ網（昌栄：目合 2mm、柄長 1.9m、開口部の幅と高さ:35×30 cm）を用いて行った。瀬と淵を含む流程 30 m の範囲を調査地として設定し、下流から上流方向に遡上して電気ショッカーによる採集を 2 回繰り返した（2 パスによる除去法）。ただし西田川 St2 においては、水深が深く電気ショッカーによる採集が困難な流程範囲が存在したため、この調査地のみ流程 20 m の範囲を調査対象とした。

採取した魚体は回ごとに番号を付した 250ml ポリ瓶（アイボーイ）に分けて保持し、2 パスによる採集後に種の同定、計量、計測を行った。魚体に 0.01%エチレングリコールモノフェニルエーテル溶液で麻酔をかけた後に、個体情報として体長と湿重量をそれぞれデジタルノギス（新潟精機：DT-200）で 0.01 mm、電子天秤（AND：HL-300WP）で 0.1 g の精度で測定した。計測が終了した魚体は、麻酔から覚醒後に調査地の流程中心付近へ放流した。ソフトウェア Program Capture（US Geological Survey、Patuxent Wildlife Research Center、Laurel, MD）を用い、2 パスによる除去法で調査地の推定個体数を求め、推定個体数を調査地の面積（流程長×川幅平均値）で除することで調査地の生息密度（尾/m²）を算出した。さらに、各地点において捕獲した魚類を種ごとに平均体重を算出し、生息密度×平均体重（g）から魚類バイオマス（g/m²）を求めた。

② 水生昆虫の採集・計測・同定

調査地ごとに早瀬、平瀬、ふちで縦横 25 cm×25 cm（0.0625 m²）の範囲でチリトリ型金網を用いて河床の水生昆虫の定量採集を行った。水生昆虫は流れの速い瀬と流れの遅い淵とで生息する種が異なっていることが報告されており³⁾、生息環境の違いによる採集個体の偏りや、微小生息環境に生息する特定の生物のみを採集してしまうことを避けるために、各調査地の早瀬、平瀬、淵で 1 か所ずつ計 3 地点（計 0.1875 m²）で採集した。採集した水生昆虫はポリボトル（1ℓ）に入れ、実験室に活かした状態のまま持ち帰り、バット内でその日のうちに水生昆虫を選別して 70%エタノール溶液で固定し、250 ml ポリ瓶（アイボーイ）で保存した。その後、双眼実体顕微鏡下で、検索図説^{4)、5)、6)}を基に可能な限り科レベルまで分類し、各科ごとに個体数と湿重量（g）を求めた。湿重量については、個体をキムワイプに 2 回つけ、体表の水分を拭き取ってから電子天秤（SHIMADZU BL-220H）を用いて 0.001 g の精度で測定した。0.001 g に満たない個体は、便宜的に 0.0005 g を与えた。また、水生昆虫湿重量（g）÷採集を行った面積（0.1875 m²）から 1 m²あたりの水生昆虫の現存量（g/m²）を算出した。

③河床の有機物量・付着藻類量の採集・計測

初夏および秋の調査において、各調査地の平瀬で水生昆虫を採集した地点付近で礫（長径 10～20 cm）を三つ採集し、それぞれの礫表面の 5 cm 四方（25 cm²）の範囲の表面の付着物をブラシでこそげ取り、霧吹きでバットに洗い流したものを 100 ml ポリ瓶（アイボーイ）に入れ、保冷材を入れたクーラーボックスに入れて研究室に持ち帰った。実験室でポリ瓶内の付着物を含む溶液を 100 ml にメスアップした後、良く攪拌して二試料（50 ml）に分け、ガラス繊維ろ紙（Whatman GF-C フィルター）でその日のうちに付着物をろ過し、ろ過したフィルターを 4 つに折りたたみ、アルミホイルで遮光して -28℃ の冷凍庫で分析まで冷凍保存した。強熱減量とクロロフィル *a* 量は以下の手順⁷⁾ にならい測定した。ろ紙を耐熱容器（ろつぼ）に入れて恒温乾燥器で 105℃ にて 24 時間乾燥させ、1 mg の精度で乾燥後重量を測定した。その後電気炉（YAMATO FO-300）で 500℃ にて 1 時間強熱して有機物を燃焼させた後に再び強熱後重量（精度：1 mg）を測定し、乾燥後重量との差を付着面積（25 cm²）で除することにより、強熱減量（mg/cm²）を測定した。付着有機物量の指標として強熱減量を用いた。

$$M = \frac{(Wa - Wf)}{A t / r}$$

DM は強熱減量、*Wa* は乾燥後重量、*Wf* は強熱後重量、*At/r* は付着面積を示す。

付着藻類量の指標としてクロロフィル *a* 濃度を用いた。冷凍保存していたろ紙を 90% アセトン（10 ml）を入れたガラスサンプル瓶（13.5 ml）に入れて冷蔵庫（-4℃）で 24 時間浸し、ろ紙中のクロロフィルの抽出を行った。アセトンに浸してから 2 時間後と 6 時間後に容器を軽く振とうさせることで、サンプル瓶内の抽出濃度の差異を減らすように配慮した。クロロフィル抽出が終わった溶液をガラスセルに取り、0.1 規定の塩酸付加による酸処理後に 664 nm と 665 nm の二つの波長の光をあて、それぞれの吸光度を分光光度計で測定した。その後以下の計算式に当てはめクロロフィル *a* 濃度を算出した。

$$\text{Chlorophyll } a \text{ (}\mu\text{g/cm}^2\text{)} = 26.7(\text{E664b} - \text{E665a}) \times \text{Vext(ml)/area of tile (cm}^2\text{)} \times \text{L(cm)}$$

664b は 664nm の波長の光を当てた時の吸光度で、b は before の頭文字を表す。665a は 665nm の波長の光を当てた時の吸光度で、a は after の頭文字を表す。Vext は抽出に用いたアセトンの量、L は光が通過した容器の一辺の長さを示す。

採集地点の付着藻類、有機物の量的な違いを反映して、ろ過が可能であった容量（希釈率）がサンプル間で異なったため、強熱減量、クロロフィル *a* 濃度とも希釈率に応じた数字（ろ過量 50 ml で 2 倍、ろ過量 25 ml で 4 倍）を掛けることで、同一のろ過量での値に調整した。クロロフィル *a* 濃度、強熱減量とも、各季節、各調査地で得られた 3 サンプルの値の平均値をそれぞれの季節における各調査地の値として代表させた。

④環境測定

各調査地内で流程 2m ごと 15 地点を設定し、各地点の川幅を 0.1m の精度で測定後、河川の横断方向 1m ごとに水深、流速、底質を計測した。水深は河床から水面までを 1 cm の精度で、流速は 60% 水深（水面から水深の 60% 地点の流速）を携帯プロペラ式流速計（コスモ理研:CR-11 型）を用いて 0.1 cm/s の精度でそれぞれ計測した。流速がほとんど無く、プロペラ式流速計で測定不能であった地点については、先行研究⁸⁾に倣い便宜的に 0.01 cm/s を与えた。

底質は地形学分野における砂礫の分類⁹⁾を基にして、捕獲地点を中心とした 25 cm 四方の範囲の中で最も優占的な粒径の大きさを目視により、1: 1 mm 未満（細砂、シルト）、2: 1~2 mm（大砂）、3: 2~4 mm（小礫）、4: 4~64 mm（中礫）、5: 64~256 mm（大礫）、6: 256mm 以上（巨礫）の 6 段階に分類してスコアを記録した。コンクリートで固められた河床については、0（ゼロ）のスコアを与えた。底質粒径の上にシルトが堆積している箇所については粒径のカテゴリの後に「シルト」を併記した。また、測定地点の河床がコンクリートや根固めなどの人工構造物で構成されている場合には、「人工構造物」を併記した。25cm 四方の底質の中に複数の粒径が混在する地点では、砂礫が占める面積の割合から優占する底質を複数（例: 「5、4、3」や「4、3」のように）記録した。また河床の粒径が垂直に重なる場合（例えば巨礫の上に中礫が重なっている場合については、「6 上 4」のように）についても記録した。測定地点で記録された複数の底質カテゴリのうち、1 位の底質のみのスコアを「優占底質」、記録された全ての底質のスコアの平均値を「平均底質」とした。

本研究では底質構造の異質性の指標として、1) 底質階層スコア（25cm 四方の範囲の中で 2 つの粒径が垂直に重なる場合に「1」、3 つの粒径が垂直に重なる場合には「2」のスコアを付与）と、2) 底質組成異質性スコア（25cm 四方の範囲の中に異なる粒径のカテゴリが 2 つある場合に「1」、3 つある場合には「2」のスコアを付与）の 2 つの尺度を設定した。また各調査地の水質として、マルチパラメーター（OAKTON PCSTestr35）を用いて pH（精度: 0.1）と水温（精度: 0.1℃）を調査日中に測定した。

⑤統計解析

河床構造の異質性を含めた環境要因が魚類と水生昆虫の生物多様性に及ぼしている影響を評価するために、初夏と秋の各季節における魚類（種レベル）と水生昆虫の多様度（科レベル）のデータを基に、変数増減法による重回帰分析を行った。多様度指数は Shannon-Wiener の多様度指数 (H') を用い、自然対数に基づいて算出した。分析の際には、各季節の魚類の多様度（または水生昆虫の多様度）を応答変数とし、水生昆虫現存量（または魚類バイオマス）、クロロフィル a 量 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)、水深、流速、底質組成異質性スコア、底質階層スコア、人工構造物スコア、シルトスコア、水温の 9 変数を説明変数とした。人工構造物スコア、シルトスコアは各測定地点での人工構造物及びシルトの有無（「なし」には 0、「あり」には 1 のスコアを付与）からそれぞれ算出した。

結果

2.1.1 水生昆虫の現存量と多様度指数

初夏の調査は合計で 5830 個体 (表 2.1), 秋の調査では合計 3199 個体 (表 2.2) の水生生物がそれぞれ採集された。12 調査地における水生昆虫の現存量 (g/m^2) の平均値は, 初夏 ($4.76 \text{ g} \pm 2.65 \text{ SD}$) と秋 ($2.74 \text{ g} \pm 1.78 \text{ SD}$) の季節間で有意差が認められ (Welch's test (両側)、 $t=2.19$ 、 $P=0.041$)、12 地点 8 地点 (75%) で秋の水生昆虫現存量は初夏よりも低かった (図 2.2a)。水生昆虫の多様度指数の平均値は初夏 ($1.557 \pm 0.579 \text{ SD}$) と秋 ($1.571 \pm 0.396 \text{ SD}$) の季節間で有意差は認められなかった (Welch's test (両側)、 $t=0.07$ 、 $P=0.47$)。調査地がコンクリート河床から構成されている郷戸川 (地点 9) の初夏の多様度指数 (0.620) は 12 調査地点中で最も低かった (図 2.2b)。

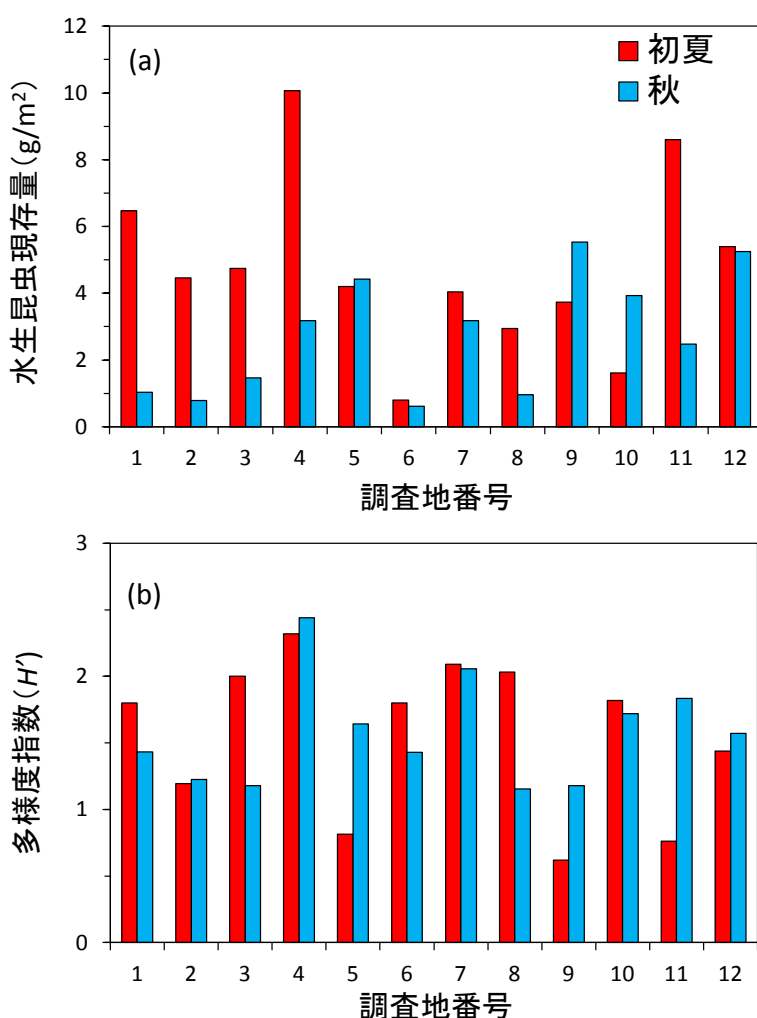


図 2.2 12調査地における水生昆虫現存量(a) 及び多様度指数(b)の季節比較(2015年)

2.1.2 魚類のバイオマスと多様度指数

初夏の調査では8科18種499個体の魚類が、秋の調査では11科23種1152個体の魚類がそれぞれ採集された。12調査地における魚類のバイオマス(g/m^2)の平均値は、初夏($1.90 \text{ g} \pm 1.44 \text{ SD}$)と秋($3.89 \text{ g} \pm 2.27 \text{ SD}$)の季節間で有意差が認められ(Welch's test (両側)、 $t=2.56$ 、 $P=0.019$)、12調査地の魚類のバイオマスは初夏から秋にかけて有意な増加が認められた(Wilcoxonの符号順位和検定、 $z=2.43$ 、 $P=0.015$) (図2.3a)。魚類の多様度指数の平均値は初夏($1.219 \pm 0.365 \text{ SD}$)と秋($1.282 \pm 0.517 \text{ SD}$)の季節間で有意差は認められなかった(Welch's test (両側)、 $t=0.35$ 、 $P=0.73$) (図2.3b)。

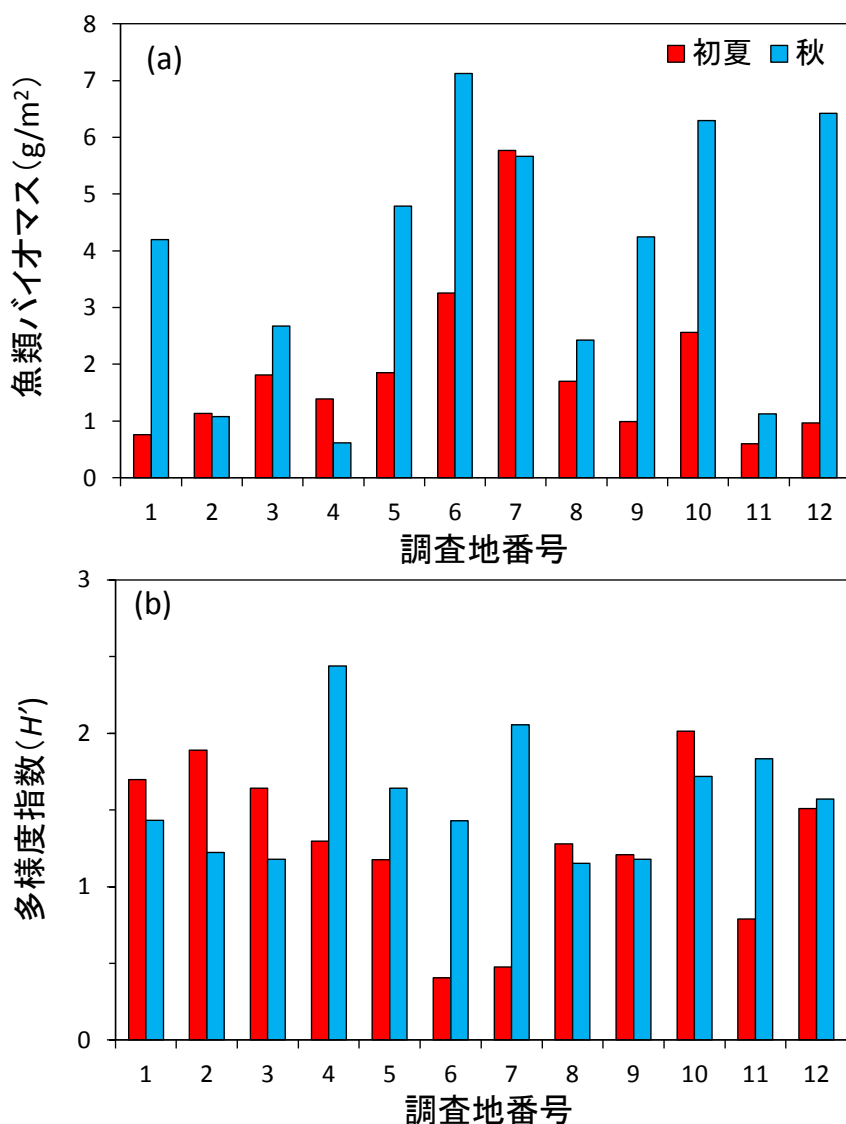


図2.3 12調査地における魚類バイオマス(a)及び多様度指数(b)の季節比較(2015年)

2.1.3 クロロフィル *a* 量と強熱減量

12 調査地におけるクロロフィル *a* 量 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) は調査地間で大きな変異が見られた (範囲: $0.21\sim 7.48\mu\text{g}$ 、図 2.4a) もの、その平均値は初夏 ($1.80\ \mu\text{g} \pm 2.00\ \text{SD}$) と秋 ($2.43\ \mu\text{g} \pm 2.18\ \text{SD}$) の季節間で有意差は見られなかった (Welch's test (両側)、 $t=0.74$ 、 $P=0.46$)。強熱減量 (mg/cm^2) についても 12 調査地間で大きな変異が見られた (範囲: $0.17\sim 2.08\ \text{mg}$ 、図 2.4b) が、その平均値は初夏 ($0.55 \pm 0.50\ \text{SD}$) と秋 ($0.53 \pm 0.21\ \text{SD}$) の季節間で有意差は認められなかった (Welch's test (両側)、 $t=0.08$ 、 $P=0.94$) (図 2.4b)。

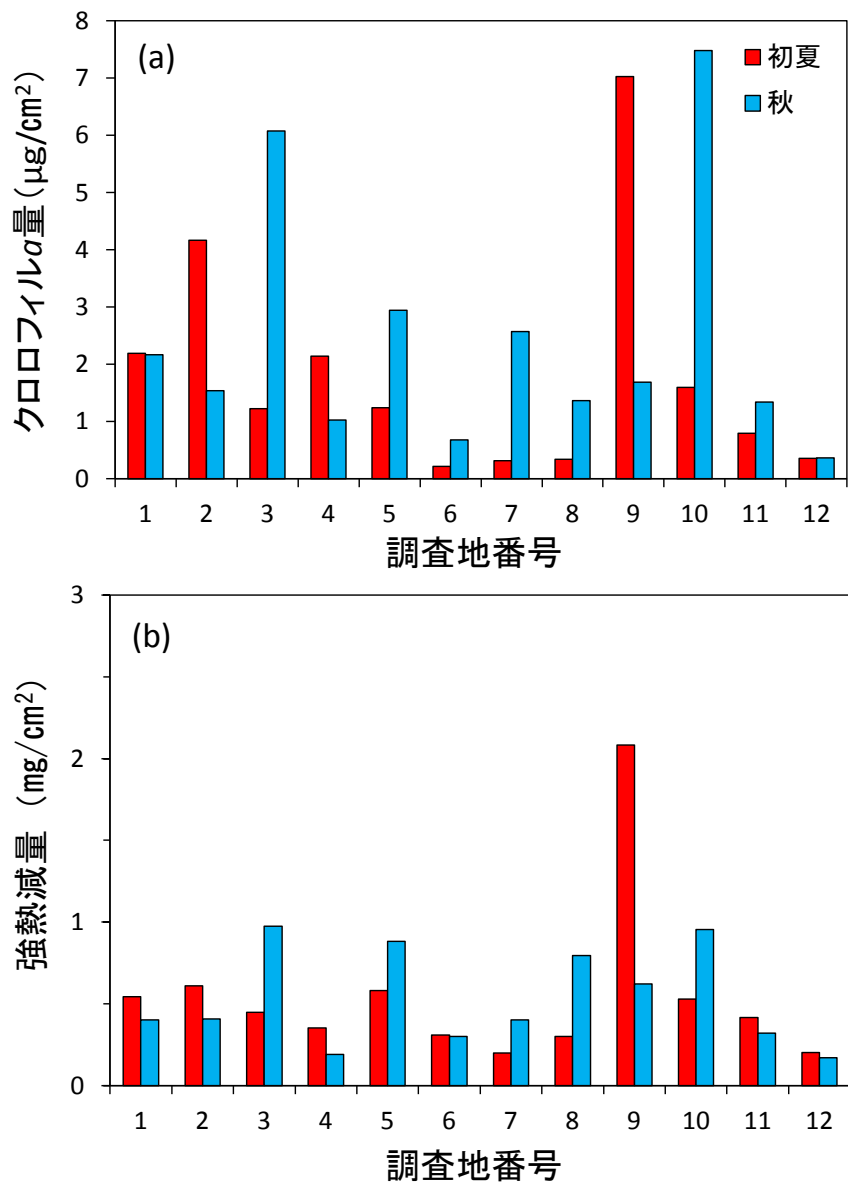


図 2.4 12調査地におけるクロロフィル *a* 量(a) 及び強熱減量(b)の季節比較(2015年)

2.1.4 底質構造の異質性

12 調査地における底質組成異質性スコアの平均値は、初夏 (0.29 ± 0.13 SD) と秋 (0.68 ± 0.15 SD) の季節間で有意差が認められ (Welch's test (両側)、 $t=6.76$ 、 $P<0.0001$)、12 調査地の底質組成異質性スコアは初夏から秋にかけて有意な増加が認められた (Wilcoxon の符号順位和検定、 $z=3.06$ 、 $P=0.0022$) (図 2.5a)。底質階層スコアの平均値は初夏 (0.03 ± 0.04 SD) と秋 (0.06 ± 0.06 SD) の季節間で有意差は認められなかった (Welch's test (両側)、 $t=1.54$ 、 $P=0.14$) (図 2.5b)。

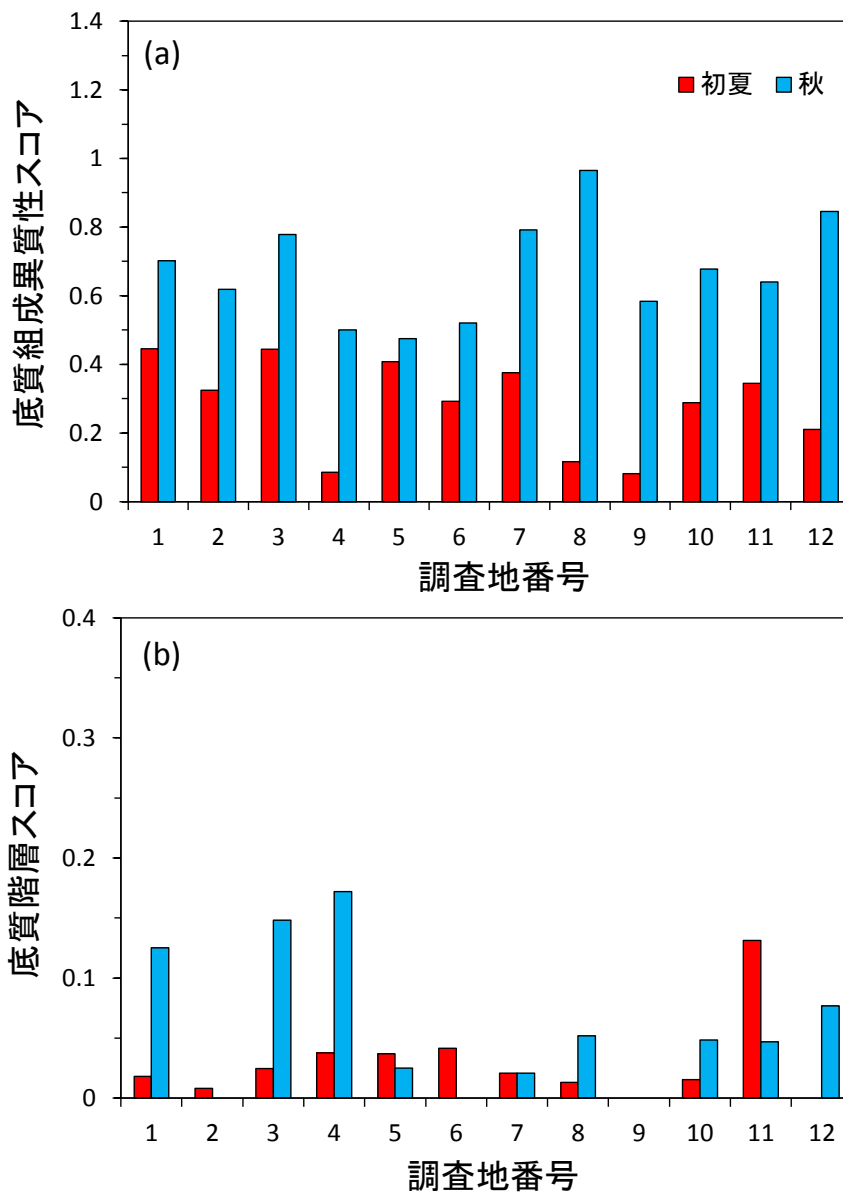


図 2.5 12調査地における底質組成異質性スコア(a)及び底質階層スコア(b)の季節比較(2015年)

2.1.5 水生昆虫、魚類の生物多様性を説明する重回帰式

初夏の水生昆虫の多様度指数を説明する重回帰式として、魚類バイオマス、クロロフィル *a* 量、流速、底質組成異質性スコアの 4 つの説明変数を組み込んだ有意な重回帰式が得られ ($P=0.0007$)、魚類バイオマスと流速では標準化偏回帰係数の正の傾きが、クロロフィル *a* 量と底質組成異質性スコアとでは標準化偏回帰係数の負の傾きが、それぞれ有意であった (表 2.1)。いっぽう秋では、水生昆虫の多様度指数を説明する有意な重回帰式は得られなかった ($P=0.16$)。

表2.1 初夏の水生昆虫の多様度指数を説明する重回帰式(2015年)

変数	偏回帰係数	標準誤差	標準化偏回帰係数	<i>F</i>	<i>P</i>
魚類バイオマス (g/m^2)	0.1369	0.0476	0.3402	8.25	0.024
クロロフィル <i>a</i> 量 ($\mu\text{g/cm}^2$)	-0.1672	0.0361	-0.5773	21.50	0.002
流速	0.0382	0.0056	0.8485	46.27	0.000
底質組成異質性スコア	-3.0044	0.5785	-0.6907	26.98	0.001
定数項	1.6968	0.2095		65.61	0.000

表中の太字は標準化偏回帰係数の傾きが有意 ($P < 0.05$) であることを示す

初夏の魚類の多様度指数を説明する重回帰式として、クロロフィル *a* 量、流速、底質組成異質性スコア、水温の 4 つの説明変数を組み込んだ有意な重回帰式が得られ ($P=0.011$)、底質組成異質性スコアと水温では標準化偏回帰係数の正の傾きが、流速では標準化偏回帰係数の負の傾きが、それぞれ有意であった (表 2.2a)。いっぽう秋では、魚類の多様度指数を説明する重回帰式として、水生昆虫現存量 (g/m^2) と水温の 2 つの説明変数を組み込んだ有意な重回帰式が得られ ($P=0.0046$)、うち水温の標準化偏回帰係数の正の傾きは有意であった (表 2.2b)。

表2.2 初夏(a)と秋期(b)の魚類の多様度指数を説明する重回帰式(2015年)

(a)

変数	偏回帰係数	標準誤差	標準化偏回帰係数	<i>F</i>	<i>P</i>
クロロフィル <i>a</i> 量 ($\mu\text{g/cm}^2$)	0.047	0.033	0.260	2.12	0.189
流速	-0.015	0.005	-0.521	7.49	0.029
底質組成異質性スコア	2.057	0.550	0.750	13.99	0.007
水温	0.096	0.028	0.581	12.14	0.010
定数項	-1.103	0.585		3.55	0.101

(b)

変数	偏回帰係数	標準誤差	標準化偏回帰係数	<i>F</i>	<i>P</i>
水生昆虫現存量 (g/m^2)	0.0910	0.0561	0.3134	2.63	0.139
水温	0.1867	0.0410	0.8799	20.74	0.001
定数項	-2.2074	0.7793		8.02	0.020

表中の太字は標準化偏回帰係数の傾きが有意 ($P < 0.05$) であることを示す

2.2 平坦なコンクリート河床における生物多様性の実態解明

本課題は、河床がコンクリートで全面的に被覆された河川における魚類の生息状況、水生昆虫組成および調査地において個体数上で優占的であった底生魚類（カジカ大卵型）の食性と餌料選択性の把握を通じて、平坦なコンクリート河床における生物多様性の実態を解明することを目的とした。

材料と方法

(1) 調査地点の概要

本研究は那珂川水系藤井川の上流域（長町橋下：図 2.6 左）で行った。調査地を含む付近の河床は、昭和 50 年代に行われた河道付け替えを伴う大規模な河川改修の際に全面的にコンクリート河床化されたことが、流域の複数の古老の方へのヒアリングを通じてわかっている（棗田ほか 未発表）。調査地の最上流には落差約 29cm の丸木を主材料とする河川工作物（堰）が設置されており（図 2.6 右）、その堰下には空隙（えぐれ）が存在した。



図 2.6 調査地（藤井川長町橋下）を下流からのぞむ全景（左側：2016 年 10 月 12 日撮影）および調査地上流側の河川工作物（右側：2016 年 12 月 2 日撮影）

(2) 調査方法

① 魚類の採集・計測

魚類の採集は事前に茨城県農林水産部漁政課の特別採捕許可（特許番号 27 内第 10 号及び 28 内第 8 号）を得て、電気ショッカー（SMITH-ROOT 社製 LR-20）とタモ網（昌栄：目合 2 mm、柄長 1.9 m、開口部の幅と高さ:35 × 30 cm）を用い、2016 年の 2 月～7 月までの毎月と 10 月、12 月および 2017 年 2 月の計 9 回行った。いずれの調査も流程 20 m の範囲を調査地とし、うち流程 2m の範囲を 1 区画として調査地を 10 区画（区画 1～10）に区分した。下流（区画 1）から上流（区画 10）までの各区画内で魚類を捕獲し、捕獲個体を区画別（1 パス、2 パス別）に容器に蓄養し、2 パスによる採集後に種の同定、計量、計測を行

った。魚類の計測方法については前節(2.1)の「材料と方法」と同様である。また2016年12月と2017年2月の調査では、捕獲された底生魚類(カジカ大卵型)の胃内容物を先行研究¹⁰⁾に倣ってストマックポンプを用いて採集し、現地で70%エタノール溶液を入れたサンプル管(9ml)でそれぞれ20個体、17個体分を保存し、胃内容物の解析に供した。計測及び胃内容物の採取が終了した魚体は、麻酔から覚醒後、個体ごとに捕獲された区画の中心部位に放流した。

②環境測定

各区画の中央部の川幅を0.1mの精度で測定後、川幅の規模に応じて河川横断方向に等間隔に3地点(右岸、流心、左岸)で水深、流速、底質を計測、記録した。各環境要因の測定、記録方法については、前節(2.1)の「材料と方法」の記述と同様である。

③水生生物の採集・計測・同定

2016年12月及び2017年2月に、縦横25cm×25cm(0.0625m²)の範囲でチリトリ型金網を用いて調査地の早瀬、平瀬、淵で1か所ずつ、計3地点(計0.1875m²)採集した。採集要領は、前節(2.1)の「材料と方法」の記述と同様である。採集した水生生物は、先行研究^{11)、12)}に基づき、携巢型、滑行型、造網型、匍匐型、掘潜型、遊泳型、露出固着型の6つの生活型に分類した。生活型が不明な分類群については、「不明」とした。

④餌料生物の選択性

カジカ大卵型各個体の胃内容物及び水生昆虫の定量採集における水生昆虫の各科が占める個体数の比率を基にして、選択性指数(ai)¹³⁾を用いて、本種の水生昆虫(科レベル)における選択性を以下の数式によって算出した。

$$ai=(ri/pi)/\Sigma(ri/pi)$$

ri は各個体の胃内容物内における、ある水生昆虫の科 i が占める比率、 pi は環境中における、ある水生昆虫の科 i が占める比率をそれぞれ示す。ある水生昆虫の科の選択性指数(ai)の値が、環境中に存在した水生昆虫の科の数の逆数($1/n$:例えば20科存在するならば $1/20=0.05$)よりも大きい場合、その科に対して正の選択性があることを示す。

結 果

2.2.1. 各区画の底質異質性と魚種別捕獲個体数の関係

水深、流速、底質異質性スコア、底質階層スコアの平均値は、区画間で有意差はなかった(一元配置分散分析、 $P>0.05$)が、平均底質とシルトスコアには区画間で有意差が認められ、多重比較の結果、平均底質スコアについては、区画4~5及び区画7~10の平均値は、区画1~3及び区画6の値よりも有意に大きかった(図2.7)。

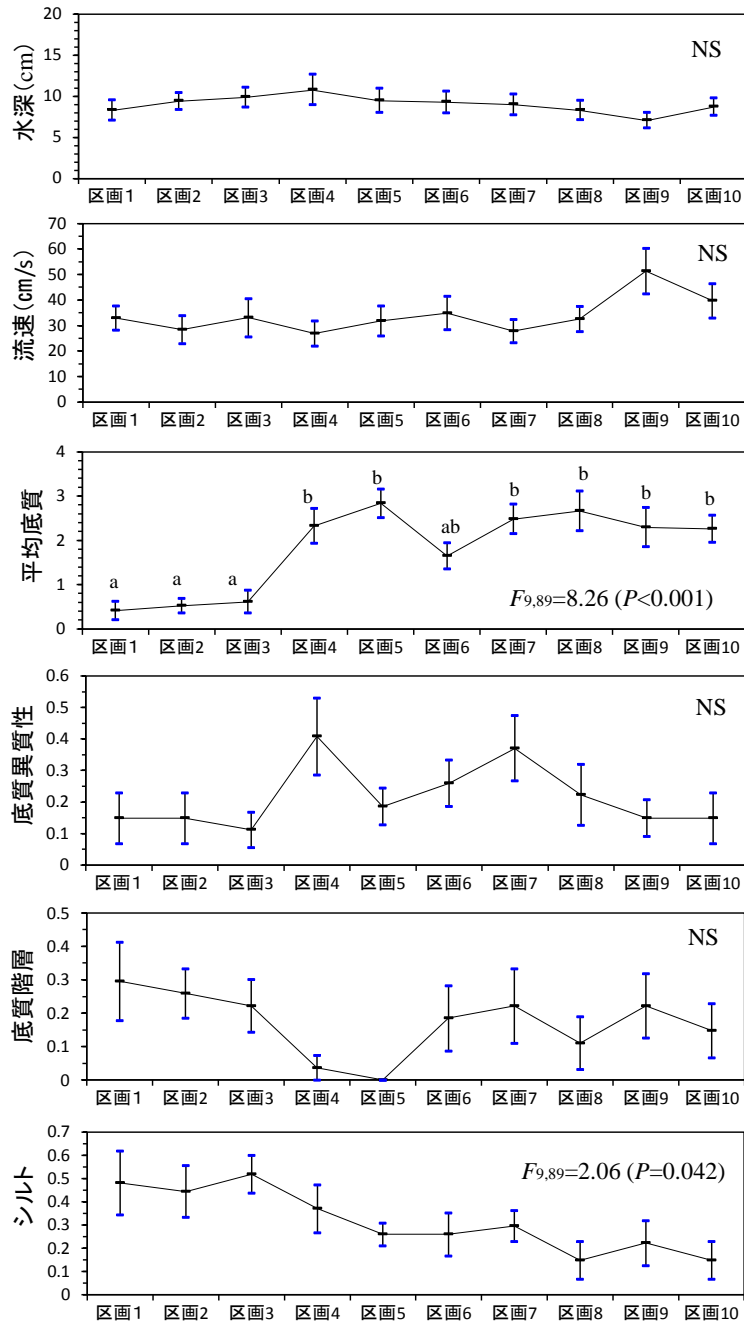


図2.7 平坦河床河川の各区画の物理環境要因(平均値 ± SE)
 (図中の異なるアルファベットの組み合わせは、多重比較(Bonferroni)の結果
 区画間で有意差があることを示す)

本調査では4種の底生魚類(カジカ大卵型、シマドジョウ、ドジョウ、ホトケドジョウ)が捕獲された。これら4種のうち、個体数上で優占的であったカジカ大卵型の1歳魚以上(標準体長40mm越)においてのみ、捕獲個体数の平均値に区間で有意差が認められ、多重比較の結果、区間10における本種の捕獲個体数は、他の区画よりも有意に高かった(図2.8)。4種を基にした魚類の多様度指数は区画間で変異が見られたが、その平均値には区間で有意差は認められなかった(図2.8)。

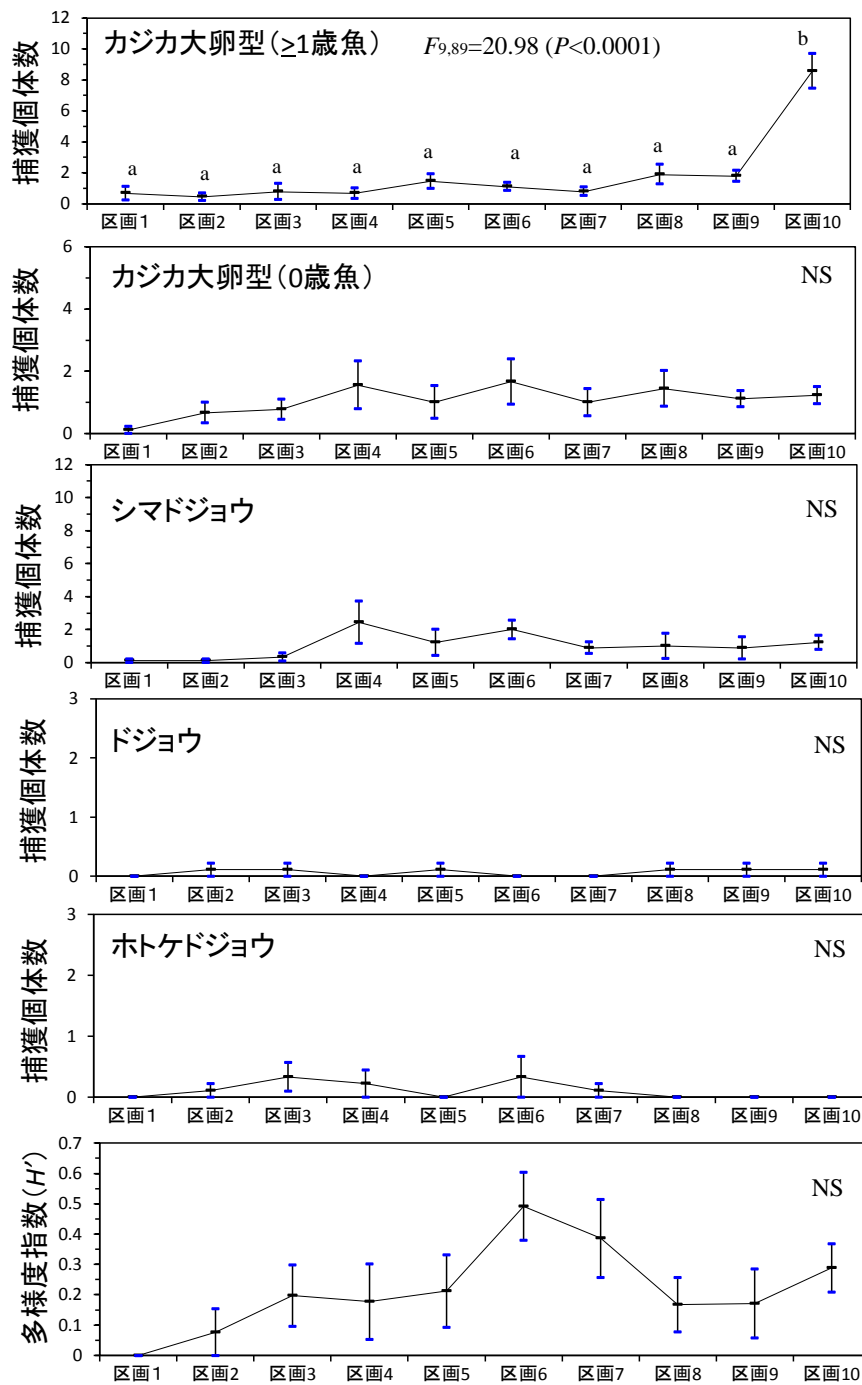


図2.8 平坦河床河川の各区画の魚種別捕獲個体数と多様度指数(平均値 ± SE)
 (図中の異なるアルファベットの組み合わせは、多重比較(Bonferroni)の結果、区画間で有意差があることを示す)

各月、各区画における魚類の多様度指数を応答変数、月(2016年2月を「1」として、以下続き番号を付与)、水深、流速、平均底質、底質異質性、階層性、シルトの7変数を説明変数とし、変数増減法による重回帰分析を行った結果、月と底質異質性スコアの2変数を組み込んだ有意な重回帰式が得られ($P=0.0024$)、2変数とも標準化回帰係数の傾きは正であった(表2.3)。

表2.3 魚類の多様度指数を説明する重回帰式(藤井川長町橋下:2016年2月~2017年2月)

変数	偏回帰係数	標準誤差	標準化偏回帰係数	F	P
月(続き番号)	0.043	0.012	0.353	11.94	0.001
底質異質性スコア	0.215	0.127	0.173	2.88	0.093
定数項	-0.045	0.080		0.32	0.572

表中の太字は標準化偏回帰係数の傾きが有意($P < 0.05$)であることを示す

2.2.2. 平坦河床における水生生物相

2016年12月では9目20科230個体、2017年2月では8目16科465個体の水生生物がそれぞれ採集された(表2.4)。2016年12月では個体数%の高い順にコカゲロウ科、ユスリカ科、ブユ科、湿重量%ではカワカゲロウ科とヒゲナガカワトビケラ科の占める割合が高かった。2017年2月では個体数%でユスリカ科とブユ科が優占し、湿重量%においてもブユ科はサナエトンボ科に次いで高い割合を示した(表2.4)。各月における水生生物の多様度指数(H')はそれぞれ2.313、1.431であった。

表2.4 藤井川・長町橋下で捕獲された水生生物の個体数と湿重量(0.1875m²)

目	科	生活型	2016年12月				2017年2月			
			個体数	湿重量(g)	個体数%	湿重量%	個体数	湿重量(g)	個体数%	湿重量%
イトミミズ目	イトミミズ科	掘潜型	3	0.001	1.3	0.4	5	0.002	1.1	0.3
カゲロウ目	カワカゲロウ科	掘潜型	5	0.093	2.2	35.8	1	0.04	0.2	6.7
	コカゲロウ科	遊泳型	74	0.018	32.2	6.9	46	0.0325	9.9	5.4
	ヒラタカゲロウ科	滑行型	14	0.011	6.1	4.2	4	0.0055	0.9	0.9
	マダラカゲロウ科	匍匐型	13	0.019	5.7	7.3	3	0.004	0.6	0.7
カワゲラ目	アミメカワゲラ科	匍匐型	4	0.0105	1.7	4.0	2	0.007	0.4	1.2
クモ目	ミズグモ科	匍匐型	2	0.001	0.9	0.4	0	0	0.0	0.0
鞘翅目	ヒメドロムシ科	匍匐型	19	0.004	8.3	1.5	14	0.0035	3.0	0.6
蜻蛉目	サナエトンボ科	匍匐型	0	0	0.0	0.0	1	0.203	0.2	34.0
双翅目	ガガンボ科	匍匐型	1	0.0005	0.4	0.2	1	0.0005	0.2	0.1
	ブユ科	露出固着型	15	0.021	6.5	8.1	144	0.134	31.0	22.4
	ユスリカ科	掘潜型	39	0.0085	17.0	3.3	224	0.0365	48.2	6.1
等脚目	ミズムシ科	匍匐型	1	0.002	0.4	0.8	0	0	0.0	0.0
トビケラ目	カクスイトビケラ科	携巢型	3	0.001	1.3	0.4	6	0.012	1.3	2.0
	コエグリトビケラ科	携巢型	2	0.002	0.9	0.8	0	0	0.0	0.0
	シマトビケラ科	造網型	9	0.0065	3.9	2.5	1	0.024	0.2	4.0
	ニンギョウトビケラ科	携巢型	2	(簡巢のみ)	0.9	(簡巢のみ)	4	0.085	0.9	14.2
	ヒゲナガカワトビケラ科	造網型	2	0.041	0.9	15.8	2	0.001	0.4	0.2
	ヒメトビケラ科	携巢型	9	0.015	3.9	5.8	7	0.007	1.5	1.2
	マルバネトビケラ科	携巢型	4	0.0005	1.7	0.2	0	0	0.0	0.0
トビムシ目	ヒメトビムシ科	不明	9	0.004	3.9	1.5	0	0	0.0	0.0
計			230	0.2595	100.0	100.0	465	0.5975	100.0	100.0

表中の個体数%、湿重量%における太字は、上位3位を占める科を示す

生活型でみると、個体数%では2016年12月では遊泳型(コカゲロウ科)、掘潜型(主にユスリカ科)、匍匐型(ヒメドロムシ科やマダラカゲロウ科)の順に、2017年2月では掘潜型(主にユスリカ科)、露出固着型(ブユ科)、遊泳型(コカゲロウ科)の順であった(図2.9a)。湿重量%では、2016年12月では掘潜型(主にカワカゲロウ科)、造網型(主にヒゲナガカワトビケラ科)、匍匐型の順に、2017年2月では匍匐型(主にサナエトンボ科)、露出固着型(ブユ科)、携巢型(主にニンギョウトビケラ科)の順であった(図2.9b)。

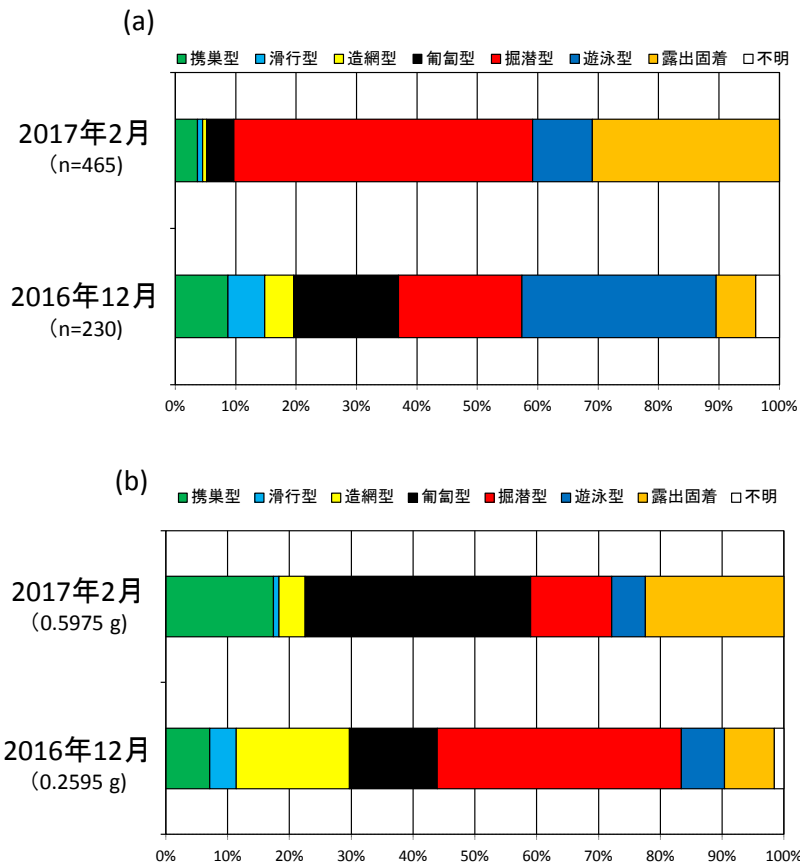


図2.9 藤井川・長町橋下で採集された水生昆虫の各生活型の(a)個体数%及び(b)湿重量%

2.2.3. カジカ大卵型の食性と餌料選択性

ストマックポンプによって採集されたカジカ大卵型の胃内容物からは、2016年12月では10目18科137個体、2017年2月では6目15科332個体の水生生物が出現した(図2.5)。

個体数%では、両月ともにブユ科、ユスリカ科、コカゲロウ科が占める割合が高かった。いっぽう湿重量%では、2016年12月ではイシビル科の占める割合が高く、メイガ科、ガガンボ科がそれに次いだ。2017年2月では、湿重量の割合の高い方からコカゲロウ科、ブユ科、カワカゲロウ科の順であった(表2.5)。

カジカ大卵型は、2016年12月ではブユ科(露出固着型)とユスリカ科(掘潜型)に対して半数以上の個体が正の選択性を示し、コカゲロウ科(遊泳型)とシマトビケラ科(造網型)に対しても25%の個体が正の選択性を示した(表2.6)。2017年2月では、コカゲロウ科(遊泳型)に対して半数以上(64.7%)の個体が、ブユ科(露出固着型)とマダラカゲロウ科(匍匐型)に対してそれぞれ47.1%、35.3%の個体が正の選択性を示した(表2.6)。

表2.5 藤井川・長町橋下で捕獲されたカジカ大卵型の胃内容物内の水生生物個体数と湿重量

目	科	生活型	2016/12/1 (n=20)				2017/2/1 (n=17)			
			個体数	湿重量(g)	個体数%	湿重量%	個体数	湿重量(g)	個体数%	湿重量%
イトミミズ目	イトミミズ科	掘潜型	1	0.001	0.7	0.2				
カゲロウ目	カワカゲロウ科	掘潜型					2	0.071	0.6	13.5
	コカゲロウ科	遊泳型	23	0.0155	16.8	3.4	105	0.135	31.6	25.6
	ヒラタカゲロウ科	滑行型	3	0.005	2.2	1.1	2	0.002	0.6	0.4
	マダラカゲロウ科	匍匐型					8	0.05	2.4	9.5
カワゲラ目	アミメカワゲラ科	匍匐型	2	0.004	1.5	0.9	1	0.001	0.3	0.2
	カワゲラ科	匍匐型					1	0.01	0.3	1.9
	科不明	不明					1	0.008	0.3	1.5
クモ目	ミズグモ科	匍匐型	1	0.0005	0.7	0.1				
鞘翅目	ヒメドロムシ科	匍匐型	1	0.001	0.7	0.2				
	科不明	不明	1	0.001	0.7	0.2				
	ガガンボ科	匍匐型	1	0.023	0.7	5.0	1	0.001	0.3	0.2
双翅目	ブユ科	露出固着型	38	0.0125	27.7	2.7	108	0.076	32.5	14.4
	ユスリカ科	掘潜型	37	0.013	27.0	2.9	87	0.025	26.2	4.7
	ミズムシ科	匍匐型	4	0.019	2.9	4.2	2	0.008	0.6	1.5
トビケラ目	カクスイトビケラ科	携巢型	2	0.002	1.5	0.4				
	シマトビケラ科	造網型	7	0.0105	5.1	2.3	7	0.035	2.1	6.6
	ナガレトビケラ科	匍匐型	7	0.0115	5.1	2.5	5	0.022	1.5	4.2
	ニンギョウトビケラ科	携巢型	5	0.009	3.6	2.0				
	ヒゲナガカワトビケラ科	造網型	1	0.0005	0.7	0.1	1	0.005	0.3	0.9
	イシビル科	露出固着型	1	0.273	0.7	59.9				
鱗翅目	メイガ科	不明	2	0.026	1.5	5.7	1	0.003	0.3	0.6
(糸状藻類)			-	0.0035		0.8	-	0.045		8.5
(植物片)			-	0.001		0.2	-	0.002		0.4
(生物残渣)			-	0.022		4.8	-	0.0235		4.5
(石粒)			-	0.001		0.2	-	0.004		0.8
計			137	0.4555	100	100	332	0.5265	100	100

表中の個体数%、湿重量%における太字は、上位3位を占める科を示す

表2.6 藤井川長町橋下で捕獲されたカジカ大卵型の各分類群に対する選択性指数(ai)の平均値と標準偏差、正の選択性を示した個体数

目	科	生活型	2016年12月(n=20)			2017年2月(n=17)		
			平均値	SD	正の選択性を示した個体数 ^{*1}	平均値	SD	正の選択性を示した個体数 ^{*2}
イトミミズ目	イトミミズ科	掘潜型	0.007	0.031	1	0.000	0.000	0
カゲロウ目	カワカゲロウ科	掘潜型	0.000	0.000	0	0.081	0.242	2
	コカゲロウ科	遊泳型	0.060	0.136	5	0.188	0.184	11
	ヒラタカゲロウ科	滑行型	0.032	0.086	3	0.023	0.094	1
	マダラカゲロウ科	匍匐型	0.000	0.000	0	0.192	0.314	6
カワゲラ目	アミメカワゲラ科	匍匐型	0.018	0.055	2	0.045	0.184	1
	カワゲラ科	匍匐型	—	—	—	NA	NA	NA
クモ目	ミズグモ科	匍匐型	0.023	0.100	1	0.000	0.000	0
鞘翅目	ヒメドロムシ科	匍匐型	0.002	0.009	0	0.000	0.000	0
双翅目	ガガンボ科	匍匐型	0.021	0.094	1	0.043	0.178	1
	ブユ科	露出固着型	0.233	0.306	11	0.147	0.269	8
	ユスリカ科	掘潜型	0.140	0.185	10	0.075	0.135	3
等脚目	ミズムシ科	匍匐型	0.126	0.320	2	0.000	0.000	0
トビケラ科	カクスイトビケラ科	携巢型	0.058	0.178	0	0.000	0.000	0
	コエグリトビケラ科	携巢型	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0
	シマトビケラ科	造網型	0.112	0.211	5	0.196	0.318	5
	ナガレトビケラ科	匍匐型	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	ニンギョウトビケラ科	携巢型	0.120	0.254	4	0.000	0.000	0
	ヒゲナガカワトビケラ	造網型	0.049	0.213	1	0.010	0.041	1
	ヒメトビケラ科	携巢型	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0
	マルバネトビケラ科	携巢型	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0
トビムシ目	ヒメトビムシ科	不明	0.000	0.000	0	0.000	0.000	0
ヒル目	イシビル科	露出固着型	NA	NA	NA	—	—	—
鱗翅目	メイガ科	不明	NA	NA	NA	NA	NA	NA

—: 環境中、胃内容物ともに採集されなかったことを示す。

:NA: 環境中で採集されなかったため、選択性の評価ができないことを示す。

*1: 正の選択性の基準は $ai > 0.05$

*2: 正の選択性の基準は $ai > 0.0625$

表中の太字は、正の選択性を示した個体数が多い上位3位を示す

3. 今後の課題

本課題では、広範な河川流域スケールを対象としたアプローチと、平坦なコンクリート河床河川における微小生息環境スケールを対象にした双方のアプローチから、河床の底質組成の異質性が、魚類の生物多様性に正の影響を及ぼしていることを明らかにした(表 2.2、2.3)。このように底質組成における異質性の存在¹⁴⁾は、魚類をはじめとする水生生物の生息環境の質をうらなう指標として有効であるものと考えられる。

底質組成異質性スコアは、初夏と秋の間で有意に増加していた。秋の調査の前の 2015 年 9 月 9 日～11 日に関東地方および東北地方で豪雨に伴う大規模な出水が発生した。洪水によってもたらされる物理的攪乱は、底質基質の変化を通じて水生生物の再構成に寄与している可能性が示唆されており¹⁵⁾、洪水の出現規模や出現頻度考慮した底質の異質性の評価の構築が必要である。

平坦河川における 2016 年 12 月、2017 年 2 月の水生生物の多様度(H')はそれぞれ 2.313、1.431 であった。この値は、2015 年に河川本支流 12 調査地で広域的に調査を行った際の水生生物の多様度(初夏: 範囲 0.620～2.320、平均 \pm SD=1.557 \pm 0.579; 秋: 範囲 1.152～2.439、平均 \pm SD=1.571 \pm 0.396)と比較しても遜色のない値であると考えられる。しかし、この河川の水生物相として、ブユ科やユスリカ科が個体数上で優占する特徴を示し、河床の礫下空間を利用するヒラタカゲロウ科やヒゲナガカワトビケラ科などの水生昆虫はほとんど確認できなかった。ブユ科幼虫は露出固着型の生活型を有している¹¹⁾ことから、平坦な河床においても容易に定着でき、その場の優占種となっているものと考えられる。今後は平坦河床における瓦などの河床材料の投入実験を行い、投入前後の魚類や水生生物の現存量や生物多様性に関する継続的なモニタリング調査を通じて、河床構造が生物多様性に与える影響に関する知見を集積し、健全な河川環境の保全に寄与することが重要と考えられる。

4. 謝辞

用田悠介(茨城大学大学院教育学研究科)、大澤勇人、川村采暉、倉持俊樹、仲長康行、山崎和哉、植竹大河、鹿嶋いづみ(同大教育学部)、高木啓介(同大人文学部)の院生、学生各氏(平成 27～28 年度当時: 敬称略)には野外調査や水生生物のソーティング等にご協力頂いた。この場をお借りして厚く謝意を表します。

5. 引用文献

- 1) Minshall, G.W. (1988): Aquatic insect-substratum relations. In: Resh, VH, Rosenberg, DM (eds) The ecology of aquatic insects, Praeger Press, New York, pp 358-400.
- 2) Ward, J.V. (1992): Aquatic Insect Ecology. 1. Biology and Habitat. John Wiley & Sons, Inc., New York, 438 pp.
- 3) 水野信彦・御勢久右衛門(1993): 河川の生態学(補訂新装版)、築地書館、東京、247pp.

- 4) 谷 幸三 (1995) : 水生昆虫の観察—安全できれいな水をめざして—、トンボ出版、大阪、202pp.
- 5) 丸山博紀・高井幹夫 (2000) : 原色 川虫図鑑、全国農村教育協会、東京、244pp.
- 6) 刈田敏三 (2010) : 新訂 水生生物ハンドブック、文一総合出版、東京、80pp.
- 7) Hauer, F.R. and Lamberti, G.A. (1996): *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, London, 674pp.
- 8) 井口恵一朗・淀 太我・片野 修 (2003) : 西表島の水田用水系に出現する魚類の生息環境、魚類学雑誌、No.50(2)、pp.115~121.
- 9) 三野与吉 (1961) : 地形入門、古今書院、東京、257pp.
- 10) Natsumeda, T., Tsuruta, T., Takeshima, H. and Iguchi, K. (2012): Diet and food selectivity of Japanese fluvial sculpin *Cottus pollux* (large-egg type) in the upper regions of the Chikuma River. *Ichthyological Research*, No. 59, pp.354-364.
- 11) 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、No.55、pp.189~197.
- 12) 国土交通省近畿地方整備局 (2008) : 平成 19 年度真名川ダム定期報告書、546pp.
- 13) Chesson, J. (1978): Measuring preference in selective predation. *Ecology*, No. 59(2), pp.211-215.
- 14) Schlosser, I.J. (1982): Fish community structure and function along two habitat gradients in aheadwater stream. *Ecological Monograph*, No. 52(4), pp.395-414.
- 15) Williams, D.D. and Smith, M.R. (1996): Colonization dynamics of river benthos in response to local changes in bed characteristics. *Freshwater Biology*, No.36, pp.237-248.
The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.

・助成事業者紹介

棗田 孝晴

現職：茨城大学教育学部准教授（博士（理学））

主な著書：カジカ類の多様性 適応と進化（東海大学出版会、平成 23 年）

生きざまの魚類学 魚の一生を科学する（東海大学出版部、平成 28 年）

・共同研究者

井口 恵一朗

現職：長崎大学大学院水産・環境科学総合研究科教授（博士（農学））

主な著書：水生動物の卵サイズー生活史の変異・種分化の生物学（海游舎、平成 13 年）

淡水魚類地理の自然史ー多様性と分化をめぐって（北海道大学出版会、平成 21 年）

阿部 信一郎

現職：茨城大学教育学部教授（博士（水産学））