

9.2 ダムからの土砂供給に伴う河床環境の変化が水生生物に及ぼす影響に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 23～平 27

担当チーム：水循環研究グループ

（自然共生研究センター）

研究担当者：萱場祐一、宮川幸雄、小野田幸生、
堀田大貴、末吉正尚

【要旨】

ダム下流で見られる粗粒化した河床は、本来供給されるべき土砂が欠乏した状態であるため、それによる水生生物への影響が懸念されている。この問題の解決策として、ダム下流への人為的な土砂供給が注目されている。ただし、自然状態の土砂動態とは異なるため、水生生物に影響を及ぼす可能性がある。しかし、それらについては断片的な情報に限られている。このため、本研究では、粗粒化および土砂供給による河床環境の変化が水生生物（付着藻類、底生動物、魚類）に及ぼす影響をモデル化や解析により明らかにし、水生生物ごとに土砂供給の影響に関する評価の指標および手法を提案する。

付着藻類については、現存量を指標として、その時間変化を予測するモデルを改良した。このモデルでは、複数の物理環境（光・水温・流速等）を変数として、河床環境の変化とそれ以外の変化を分けて評価することが可能である。改良した本モデルを野外実験に適用し、精度の向上を確認した。さらに、土砂供給後の河床の物理環境と付着藻類の現存量の変化を野外でモニタリングし、その結果をモデルに反映させることで、土砂供給による現存量の予測および定量的な評価を可能とした。

底生動物については、群集を指標として評価する手法を提案した。具体的には、粗粒化した河床とみなせるダム下流のデータ、砂供給後の河床とみなせる支流合流後のデータの両方が存在するダムを対象として、河床環境と底生動物の関連性について多変量解析を実施した。なお、複数ダムを対象としたメタ解析を行うことで、その関係の一般性を検討できるようにした。その結果、主に水深と河床表層の粒径（底質粗度）の2つの軸で群集が特徴づけられることが明らかとなった。また、底質粗度について、ダム下流の特徴を有するか否かの閾値を求める方法を提示した。

魚類については、土砂供給前後の物理環境の変化を生息地の変化として評価するための知見を、瀬と淵の両方に対して提供した。瀬については、河床表層の粒径分布の変化に対する応答を簡易的に予測できるように、多数の魚種を対象に河床の粒径に対する選好性を既往文献に基づき整理し、産卵場および生息場（隠れ場等）の利用それぞれに対して4つと8つのクラスターに分類し目録化した。さらに、河床の物理環境（水深・流速・河床材料）から魚類の生息適地量を予測するPHABSIMを適用できるかを検証するため、ダム周辺の現場調査を実施し、物理環境に対して魚類の選好性が保持されることを確認した。また、淵については、水深利用を詳細に調査し、深部を利用する傾向のある遊泳魚の大型個体への影響に注意する必要性を明らかにした。

以上の知見を集約し、河床環境変化に対する生物の応答特性を考慮した土砂供給の評価に関して、「ダム下流への土砂供給に関する河床環境評価の考え方（案）」として、体系的に成果をとりまとめる。

キーワード：河床環境、土砂供給、付着藻類、現存量、底生動物、群集構造、魚類、適性値

1. はじめに

ダムは土砂をせき止め、下流への土砂供給量を減少させるため、ダム下流では細粒土砂成分が選択的に流され、粗粒化が顕在化している場合もみられる¹⁾。粗粒化した河床では、本来供給されるべき土砂が欠乏した状態であ

るため、河床物理環境の変化を通じた水生生物への影響が懸念されている²⁾。一方、排砂や置土等のダム下流への人為的な土砂供給は、ダム湖内の堆砂対策だけでなく、土砂輸送の連続性を回復させる一助となるため、粗粒化による水生生物への影響を緩和することが期待される。

ただし、人為的な土砂供給であるため、場合によっては砂などが大量に堆積する等の自然状態の土砂動態とは異なる状態になる可能性もある³⁾。したがって、土砂供給の円滑な実施に向けて、粗粒化した河床および土砂供給による河床環境の変化が水生生物に及ぼす影響について適切に把握し、その影響を評価する手法を提案することで、土砂供給による効果の確認やインパクトの少ない手法の選択につなげていく必要がある。

これまで、粗粒化の影響として付着藻類、底生動物、魚類といった広範囲にわたる水生生物への影響が報告されてきた¹²⁾。具体的には、付着藻類では、流砂フラックスの減少による藻類の更新阻害や糸状藻類の異常繁茂などが知られている⁴⁾⁵⁾。また、底生動物では、ダム下流において造網型の割合が高くなるなど群集構造の変化が生じる場合が多い⁵⁾。さらに、岩盤化によるサケ科魚類の繁殖への影響なども知られている⁶⁾。このように、粗粒化に対する応答特性は水生生物ごとに異なるため、その影響を評価するためには、水生生物ごとに指標を設定し手法を提案する必要がある。

また、土砂供給の影響評価に関しては、付着藻類の剥離効果に着目した知見が集積されている⁷⁾。しかし、付着藻類の現存量に対しては底質以外の効果も混在しているため、土砂供給前後の条件に対する現存量を予測することが困難である。また、底生動物群集と河床物理環境との関連性についてはある程度の知見があるもの⁵⁾⁸⁾、その一般性を検証し他のダムにも適用可能かを検討する必要がある。魚類に対する影響はアユの餌資源としての付着藻類の変化として評価されることが多く⁹⁾、生息場所の変化として評価される事例は多くない。このように、土砂供給等による河床環境の変化が水生生物に及ぼす影響に関しては、断片的、事例的な知見が多く体系的に説明することが困難である。

以上の研究背景を踏まえ、本研究では、付着藻類（2章）、底生動物（3章）、魚類（4章）を対象として、河床環境の変化に対する各水生生物の応答特性を実験および現地調査を基にしたモデル化や解析により明らかにし、水生生物ごとに土砂供給の影響に関する評価の指標および手法を提案する。

2. 付着藻類

2.1 付着藻類に対する予測・評価の基本的な考え方

2.1.1 現状と課題

ダム下流では、付着藻類の更新阻害による糸状藻類の異常繁茂などの現象が顕在化している⁴⁾。これらの現象

は、簡便に採取および測定が可能な現存量（chl_a量）を指標として、ダム下流の現場等で確認されている¹⁰⁾。さらに、この更新阻害の発生は、ダムが下流への土砂供給量を減少させ、河床の細粒土砂が不足することに起因することが指摘されている¹⁰⁾。しかし、ダム下流の河床環境の変化と付着藻類の現存量との関係を解明することは以下の2点の理由から容易ではないと考えられる。1点目は、付着藻類の変化は、河床環境の変化に伴う影響だけでなく、栄養塩による付着藻類の生長や、洪水などの攪乱の影響等も関わっているためである。2点目は、付着藻類の状態は、測定時の物理環境だけでなく、藻類の生長開始から測定時までの物理環境の変動履歴が関わっているためである。このため、ダム下流で観測された一回限りの局所的なデータのみでは現象の解明が不可能である。また、経年的かつ広範囲に観測された事例は、矢作ダム等¹¹⁾、一部を除きほとんどない。

2.1.2 課題解決のための取り組み

河床環境の変化による付着藻類への影響を評価するためには、2.1.1で挙げた2つの課題を解決することが必要である。1点目の課題の解決には、付着藻類の現存量に影響を及ぼす要因を把握し、それらの要因ごとに分離して評価できる手法を開発する必要がある。付着藻類に作用する要因とその経路はおおよそ把握されているため¹²⁾（図1）、それらを変数とした数式モデルを構築することで、河床環境の変化とそれ以外の変化を分けて評価することが可能となる。さらに、物理環境の時間変動から付着藻類の現存量の時間変化を算出するモデル（式(1)）とすることで、物理変数の変動履歴を現存量に反映させ、2点目の課題を解決することが可能である。

$$\frac{dB}{dt} = P - D \quad (1)$$

ここで、 B は現存量、 P は時間あたりの純一次生産量、 D は時間あたりの剥離量を表している。

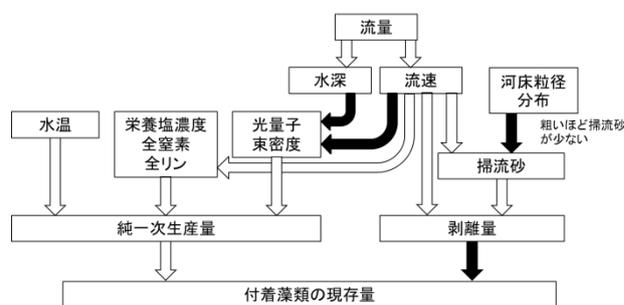


図1. 付着藻類の現存量モデルの概念図

（白い矢印はプラス、黒い矢印はマイナスに働くことを示す。生物の摂食による影響については割愛。）

ただし、実際にダム下流の粗粒化した河床や土砂供給に伴う河床環境の変化を通じた付着藻類の現存量を予測するためには、実河川を対象としてその適合性を検証し、モデルを改良することが必要となる。本プロジェクト研究の開始時においては、現存量モデルが既に構築されているものの¹²⁾、モデルを構成する各変数について、以下の課題が残されていた。まず、生長要因の1つである光量子束密度について、河床に到達するまでの減衰を考慮することが必要であった。この点については、気象庁が提供する全天日射量¹³⁾から空気中の光量子束密度を算出し、光が水中に入射した際の減衰率、および水中の濁度を変数に用いた減衰式¹⁴⁾をモデルに組み込んだ。また、河床の粒度分布と掃流砂量との関係について、モデルに加味することが必要であった。この点について、遮蔽効果を考慮し河床の粒度分布に応じて変化する掃流砂量の算出式¹⁵⁾¹⁶⁾をモデルに組み込んだ。さらに、掃流砂の衝突が付着藻類の剥離に及ぼす効果について、砂の粒径の大きさを考慮した上で¹⁷⁾モデルに組み込んだ。以上の改良を施した現存量モデルの精度を検証するため、実河川を模した野外の実験施設にてモデル計算を行い、実データとの比較を行った(2.2)。

洪水時に流入した土砂の一部は河床に堆積する。堆積した土砂は、土砂流入が終了した後、河床から再び流出するが、礫間にある程度残存し、表層の砂面積が増大する。このとき、砂面上に藻類が固着することは困難なことから、付着藻類の生育面積は減少し、単位面積あたりの現存量は減少する。しかし、この現象は、石面積あたりの現存量を予測する現モデルでは再現できないのが現状である。また、堆積した土砂は、小規模な洪水による攪乱で再び移動し、それに応じて現存量の変化が生じると考えられるが、土砂供給後の付着藻類について長期にモニタリングを行った事例はほとんどない。このため、本研究では、土砂供給後に河床が細粒土砂で埋没した場合を想定し、埋没後の河床の変化および河床の変化が付着藻類現存量に及ぼす影響を解明することを目的として、実河川を模した野外の実験施設にて覆砂後の物理環境および付着藻類現存量のモニタリング調査を1ヶ月程度にわたり実施した(2.3)。

2.2 現存量の予測モデルの精度の検証

2.2.1 方法

本モデルは式(1)に示すように、付着藻類の現存量を純一次生産と剥離の収支により算出するものである。純一次生産に関わる変数は、光量子束密度、栄養塩濃度(全窒素(TN)、全リン(TP))、水温であり、濁度と水深は

光量子束密度の変化、流速は栄養塩濃度の変化を通じて間接的に影響を及ぼす(図1)。一方、剥離は、河床粒径分布、流速および掃流砂による影響を受ける(図1)。これらの物理環境について、実測データが揃っていることから、実験場所として、岐阜県各務原市にある自然共生研究センターの実験河川を選定した。

精度の検証方法を以下に記す。はじめに、実験河川で計測された各変数の最大値、最小値、平均値を求め、計測値のレンジを把握した。このうち、水温および光量子束密度は季節変動が大きいため、春季(3~5月)、夏季(6~8月)、秋季(9~11月)、冬季(12~2月)の4つに分けてレンジを求めた。次に、各変数の実測値をモデルに組み込み、現存量(chl.a量)のレンジを求めた。現存量の初期値は、付着藻類が生育した場合に観測される平均的な値として50 mg/m²と設定した。そして、各変数を実測値の最大値、最小値で変化させた場合の収束値をモデルによる現存量のレンジとした。さらに、各変数の平均値をモデルに組み込んだ場合の収束値を現存量の平均値として求めた。最後に、同一河川で季節ごとに実測された現存量が、これらのレンジ内に収まるかを確認した。本モデル計算において、水深、流速は、流量に関するパラメータとして同時に増減するものとし、水深が最大(最小)となるときに、流速も最大(最小)となるように取り扱った。

2.2.2 結果と考察

実験河川で過去に計測された各変数の平均値および最大値、最小値を表1に示す。また、モデルにより算出された現存量のレンジおよび平均値と実測値を図2に示す。図2の結果から、年間を通じて実測値は、モデルによる現存量のレンジ内にほぼ収まった。ただし、9月は現存量の実測値がモデルによる現存量のレンジよりも低くなる傾向が見られた。この理由として、この時期に多発する出水時の実測データがなく、出水時の付着藻類の減少が今回のモデル計算では再現されなかったためと推定される。現場のダム下流においては、付着藻類の現存量が放流前後で31.4%減少したことが報告されており、さらに土砂供給の影響を受ける場合では、流水時のみの場合と比べて53.3%減少したことも報告されている⁷⁾。今後は、出水時および出水後における河床変動およびそれに応答する付着藻類の現存量をモデルで再現することを目的として、更なる精度の向上が必要といえる。

表1. 実験河川で過去に計測されたデータ

| 変数 | 季節 | 単位 | 平均値 | 最小値 | 最大値 | 備考 |
|--------|----|-------------------------------------|-------|-------|-------|--------|
| 水深 | | m | 0.17 | 0.06 | 0.28 | |
| 流速 | | m/s | 0.42 | 0.17 | 0.89 | |
| 水温 | 春 | °C | 18.1 | 13.1 | 23.1 | 日中の数値 |
| | 夏 | | 28.7 | 21.9 | 35.4 | |
| | 秋 | | 21.2 | 13.6 | 28.7 | |
| | 冬 | | 7.9 | 5.8 | 10.0 | |
| 光量子束密度 | 春 | $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ | 1,491 | 1,351 | 1,631 | 日中の最大値 |
| | 夏 | | 2,138 | 983 | 3,293 | |
| | 秋 | | 1,241 | 962 | 1,520 | |
| | 冬 | | 778 | 427 | 1,129 | |
| 濁度 | | mg/L | 10 | 0 | 50.7 | |
| 全窒素 | | mg/L | 1.86 | 1.22 | 3.06 | 8月のデータ |
| 全リン | | mg/L | 0.082 | 0.067 | 0.103 | 8月のデータ |

| 変数 | 粒径区分 (mm) | 単位 | 平均値 | 最も細かい | 最も粗い | 備考 | | | |
|--------|-----------|----|-----|-------|------|--------|----|----|----|
| 河床粒径分布 | 257~ | % | 3 | 0 | 5 | 8月のデータ | | | |
| | 65~256 | | | | | | 55 | 30 | 80 |
| | 17~64 | | | | | | 10 | 10 | 10 |
| | 2~16 | | | | | | 22 | 40 | 5 |
| | <2 | | | | | | 10 | 20 | 0 |

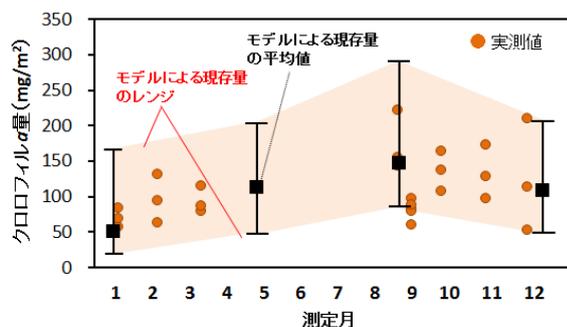


図2. 現存量の実測値とモデルによる予測レンジ (黒色のバーは最大値・最小値を示す。図中の着色部 (モデルによる現存量のレンジ) は線形補完により求めた)

2.3 土砂供給時の現存量の変動の解明

2.3.1 方法

岐阜県各務原市にある自然共生研究センターの実験河川にて、土砂により河床が埋没した場合の河床変動およびそれに対する付着藻類の応答を調査した。河床変動は、砂面高および河床表層の粒径分布を指標とした。また、付着藻類は礫の露出面積 (礫面積) あたりの現存量と礫面積の積から推定される単位面積あたりの現存量を指標とした。

実験は2015年8~9月にかけて行った。以下に方法を記す。はじめに、実験河川における直線約60m、幅約2mの区画を対象に、付着藻類の基盤となる礫を敷設した。敷設する礫は平均粒径が約25cmの大礫と約15cmの中

礫の2種類とし、実河川 (矢作ダム下流) の河床粒径分布を参考に、 1m^2 あたり大礫を3個、中礫を12個程度敷設した。敷設から1カ月経過し、付着藻類が生育したことを確認した後、対象区画全域に大礫が埋まる程度、河床基盤面から20cm程度の高さまで砂を投入した。そして、砂の投入前、投入の1、3、7、11、15、22、29、43日後に、単位礫面積あたりの付着藻類の現存量 (chl.a量) および物理環境 (水深、流速、河床表層の粒径分布、砂面高) を計測した。現存量の計測は、実験区間の上流部 (上流端から下流10m程度の区間)、下流部 (上流端から30~40m下流の区間) の2地点にて行った。現存量の計測を行った場所では、礫面積を算出するため、河床表層の粒径分布およびサンプルを採取した大礫・中礫のサイズを計測した。また、物理環境の計測は、上流 (上流端から10m程度下流の地点)、中流 (上流端から30m程度下流の地点)、下流 (上流端から50m程度下流の地点) の3地点にて行った。chl.a量の計測は、

SCOR/UNESCO (1966) の方法に基づき実施した¹⁸⁾。また、河床表層の粒径分布は目視で計測し、Wentworthの粒径階級¹⁹⁾を参考に4段階とした。砂面高は砂の投入前の計測値 (地盤高) を0mとし、地盤高からの変化量を測定した。実験中、単位幅あたりの流量は、平常時の流量として、 $0.1\text{m}^3/\text{s}$ 程度を維持した。ただし、砂投入後の20日後においては、大雨による出水が発生し、実験区間内にて流量が急増した。

2.3.2 結果と考察

河床表層の粒径分布の時間変化をプロットした結果、上流~下流の全ての区間で、投入から3日目に河床が安定し、2mm以下の粒径割合が5%程度増加した (図3)。本傾向は、芦田・道上の式¹⁹⁾を用いた試算結果と概ね一致する。さらに、砂面高も土砂投入から3日目に40~80mmで安定する結果となった (図4)。ただし、15日目以降は特に上流で砂面高が徐々に上昇する傾向が見られた。これは、20日目の出水により実験区間上流に土砂が流入・堆積し、それが徐々に実験区間へと流下したためと考えられる。

単位面積あたりの現存量の時間変化をプロットした結果、上流部は土砂投入後も大きな変化がなく、土砂投入前よりも高い状態で増減を繰り返す一方、下流部は土砂投入後、15日目までは60%程度減少した状態が続き、以降は徐々に回復して43日目に土砂投入前と同じ水準となった (図5)。実験中、表層の大礫の割合が40~60%に対し、中礫は10~20%程度であったことから、単位面積あたりの現存量は主に大礫上の現存量に依存すると

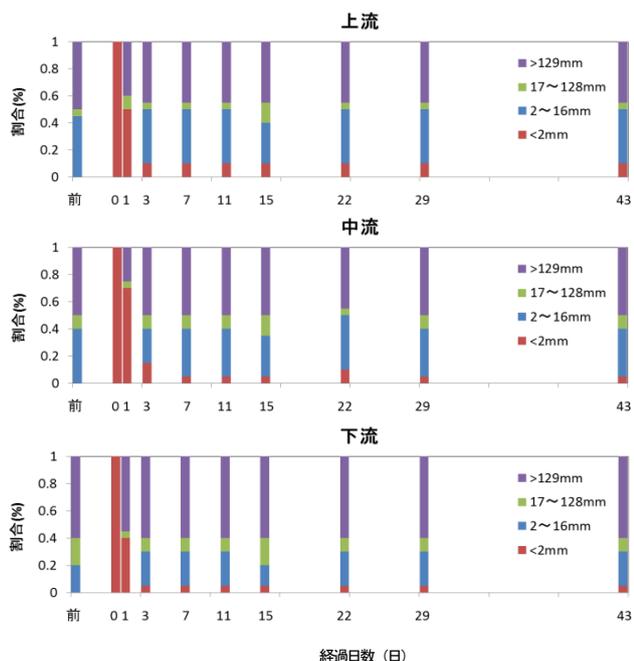


図3. 河床表層の粒径割合の変化

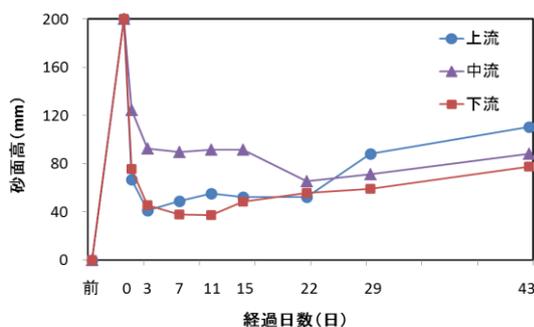


図4. 砂面高の変化

いえる (図6)。大礫および中礫上の付着藻類現存量の時間変化をプロットした結果を見ると (図7)、土砂投入前と投入後1日目で下流部の大礫上の現存量が約70%減少し、その後、3~29日目にかけては土砂投入前の50%程度を維持し、43日目に土砂投入前と同じ水準まで回復した。一方、上流部の大礫上の現存量は土砂投入前と投入後1日目でほとんど変わらなかった (図7)。実験区間上流と下流の砂面高はほとんど変わらない一方、表層を通過した土砂量は下流 (上流端から平均35m下流)の方が上流 (上流端から平均5m下流) よりも約7倍多いと考えられる。このため、大礫上の現存量は、砂面高よりも表層を通過した土砂量に応じて制限されたと考えられる。

また、中礫については、表層割合は少なく単位面積あたりの現存量への寄与は小さかったものの、土砂投入後、下流部の中礫割合が土砂投入前よりも半減した状態が継続した (図6)。これは、大礫より高さの少ない中礫上

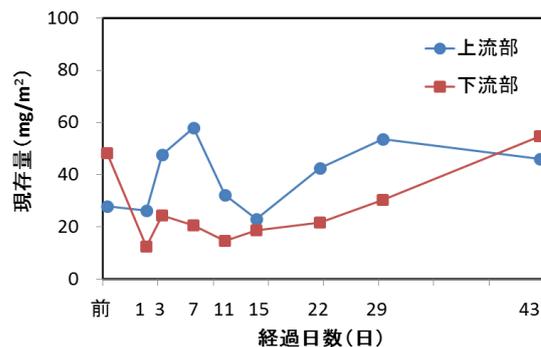


図5. 単位面積あたりの付着藻類現存量

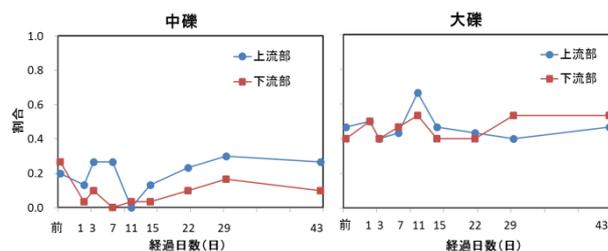


図6. 単位面積あたりの中礫・大礫の割合

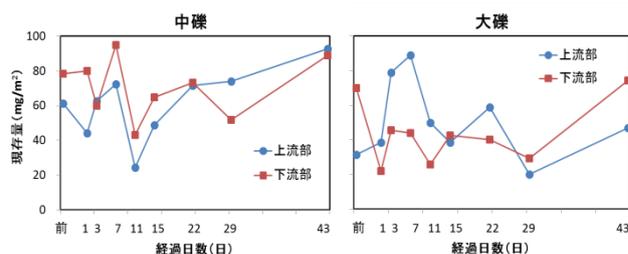


図7. 単位礫面積あたりの付着藻類現存量

の現存量が、覆砂の影響を強く受けたためと考えられる。以上から、河床の凹凸が大きい河床では、付着藻類の現存量は、通過土砂量に依存する一方、凹凸が小さい河床では、砂面高に依存することが推定される。そして、本実験から得られた成果を基に、砂面高から河床表層の粒径分布を推定する式および通過土砂量とその粒径から付着藻類の剥離量を推定する式をモデルに組み込むことで、土砂供給に伴う付着藻類現存量の応答を高い精度で予測可能である。

3. 土砂供給に対する底生動物の変化の予測と評価

3.1 背景

粗粒化による底生動物への影響や、土砂供給による底生動物の応答を把握するためには、河床物物理環境と底生動物群集の関連性について解析する必要がある。底生動物は、狭い範囲に多種が生息し群集構造を用いた評価が可能である上、移動能力が低いいため採集場所と生息場所

要求との関連性が高いという利点がある²⁰⁾。そのため、底生動物群集と底質等の物理環境を同時に評価できる正準対応分析 (Canonical Correspondence Analysis, CCA) などを用いて、両者の対応関係が解明されてきた⁸⁾。

ただし、ダム下流における粗粒化の影響や土砂供給による効果について、他のダムに対しても適用を考える際には、河床物理環境と底生動物群集との関連性の一般性について検討しておく必要がある。その際、ダム下流の粗粒化した区間に加え、砂の供給源となる支流とその合流後も合わせて解析できれば、砂等の土砂供給による底生動物群集の応答解明にも寄与できる。

以上の背景に鑑み、ダム下流に加え、ダム上流、支流、支流合流後において、河床物理環境と底生動物群集に関するデータを有する複数のダムを対象としたメタ解析を行い、両者の対応関係についての一般的な傾向を把握した。これにより、ダム下流における粗粒化や土砂供給の影響評価に資する知見を得ることを目的とした。

3.2 方法

対象として、中部地方および四国地方の3ダム (A, B, C ダム) を選定した。これらのダムでは、本研究が対象とするダム下流に加え、ダム上流 (A ダムを除く)、支流および支流合流後における、河床物理環境データと底生動物群集データが揃っている。ダム上流はダムの影響を受けていない環境、支流は砂供給源、支流合流後は支流からの砂供給の影響区とみなすことができる。したがって、これらのダムの各地点におけるデータ (合計 125 地点) を対象とし、河床物理環境と底生動物群集との関連性についてメタ解析を行った。

河床物理環境として、生息場所を表す代表的な変数である水深・流速・底質を利用した。この中で、底質については粒径別被度割合のように粒径区分とその粒径区分の量 (被度や重量) という2次元の情報を持っており、そのままでは多変量解析を複雑化したり、結果の解釈を困難にしたりする恐れがある²¹⁾。そのため、底質データから底質粗度 (substrate coarseness)²²⁾ を算出し、1次元の情報に変換することで説明変数の数を減らした。底質粗度は粒径区分にスコアを与えその被度をかけたものである。本研究では、Wentworth の粒度階級¹⁹⁾を参考に、砂 (< 2mm) に1、砂利 (2–16 mm) に2、礫 (17–64 mm) に3、石 (65–256 mm) に4、巨石 (257–1024 mm) に5のスコアを割り振った。そのため、底質粗度は河床表面が全て砂だった場合に最小値1を、全て巨石だった場合に最大値5をとることになる。

対象ダムの各地点における河床物理環境 (水質・流速・底質粗度) と底生動物群集の対応関係を明らかにするために、CCA による情報集約を行った。さらに、どのような底質粗度の場合にダム下流であるかを調べるために、底質粗度と CCA スコアとの回帰分析を行った。解析には統計ソフト R を用いた。

3.3 結果と考察

底質粗度の流れ変化は、対象ダム間で似たパターンを示した (図 8)。底質粗度はダム上流で小さく、ダム下流で大きくなり、底質粗度の小さい支流が合流した後に、再度小さくなった。これは、ダム下流における粗粒化と細粒成分に富む支流の合流による粗粒化の緩和⁸⁾を反映したものであると考えられる。

CCA の結果を図 9 に示す。河床物理環境のうち、水深は CCA1 軸 (x 軸)、底質粗度は CCA2 軸 (y 軸) に対する寄与が大きく、流速は CCA1 軸、CCA2 軸のどちらにも大きく寄与しなかった。ダム間のプロットに着目すると、ダムの違いは CCA1 軸によって区別された。一方、ダム内のプロットに着目すると CCA2 軸に沿った分布傾向がダム間で似ており、ダム下流で CCA2 の値が大きく、支流で小さく、支流合流後がその中間的な値をとった。CCA2 軸と底質粗度との関連が高いことをあわせて考えると、ダム下流における粗粒化と (細粒成分を有する) 支流の合流後の粗粒化の緩和は、ダム間で共通した現象であることが示唆される。

さらに、今回対象とした3つのダムでは、ダム下流の調査地点のほとんどが第1、第2象限にプロットされたことから、CCA2 スコア > 0 がダム下流的な河床物理環境と底生動物群集を有する一つの目安であることが示唆される。そこで、CCA2 スコアが 0 となる底質粗度を回帰式から求めれば (図 10)、ダム下流的な底質粗度の閾値として利用することができる。この底質粗度の閾値は、粗粒化河床に土砂供給をする際の堆砂量の目標としても利用できると思われる。

本研究のように、ダム上流や支川などの土砂扞止の影響を受けていない地点 (リファレンス) を含めて解析することで、目指すべき環境要因と群集を設定することが可能となる。ただし、ダム上流をリファレンスとする時には注意が必要で、上流にダムが無い、流域区分 (とそれによる河床勾配や河床材料) がダム下流と同じと見なせるかなどについて慎重に検討する必要があるだろう。

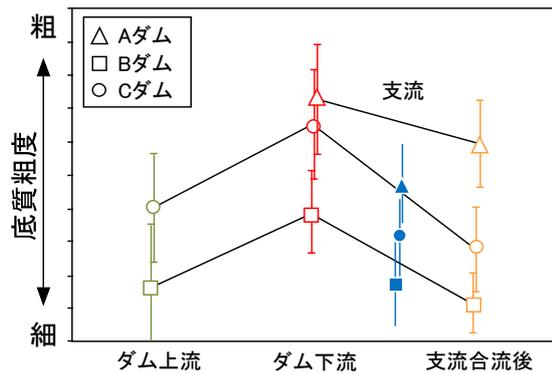


図8. 対象ダムの底質粗度の流程変化
(図形は平均値、バーは標準偏差を表す。塗りつぶした図形は支流を表す。)

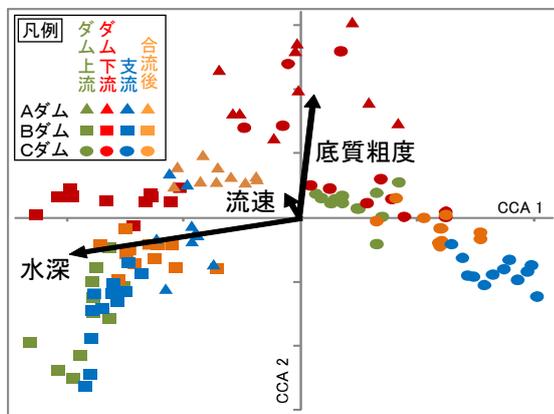


図9. CCA 解析の結果例

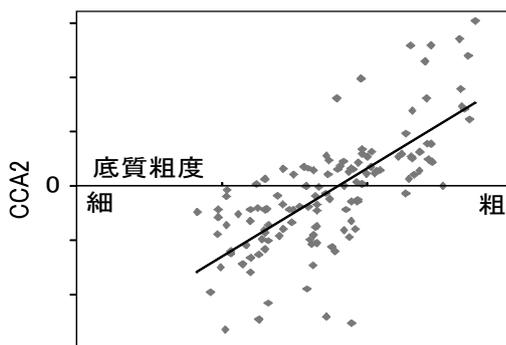


図10. 底質粗度と CCA2 との関係からダム下流的な底質粗度の閾値を求めるイメージ
(直線は回帰直線を表す)

4. 土砂供給に対する魚類生息場所の変化の予測と評価

4.1 背景

ダム下流における粗粒化および土砂供給に伴う河床環境の変化が魚類に及ぼす影響や効果を評価する際には、

対象となる魚種の密度変化を用いることが直接的であり分かりやすい^{23),24),25)}。ただし、河床環境の変化に対する魚類の応答として、密度変化をいつでも利用できるとは限らない。なぜなら、魚類は移動性が高いため、河床環境の変化に対して忌避したり消失したりする可能性が考えられる一方で、同じ区間内で避難場所を見つけ出し耐える可能性も考えられるためである。そのため、河床環境の変化に対する魚類の応答を予測する際には、物理環境の変化を生息場所の選好性に照らし、潜在的な影響を評価するのが現実的といえる²⁶⁾。

魚類の生息場所の変化を評価する際には、河川形態の単位である瀬淵構造を対象とするのが、魚類の空間利用との対応も良く便利と考えられる²⁷⁾。瀬淵構造のうち、瀬は大きな石礫で構成されることが多く²⁸⁾、砂を中心とした土砂を供給した場合、その堆積によって河床材料の粒径分布の変化が大きいと考えられる。そのため、魚類については瀬を主な評価対象ユニットとして、物理環境の変化に対する応答を予測するべく、物理環境と魚類との関係について研究を進めた。一方、淵では流速が小さく、砂等の細かい土砂で河床が構成されることが多いため、河床材料の粒径の変化は小さいと考えられる。ただし、その低流速のため、土砂が堆積しやすく、水深の低下による影響が顕在化する恐れがある²⁹⁾。特に、淵の深い水深は瀬淵構造の他の要素(瀬や水際部)で代替が不可能な特性であり、その減少に対する影響を予測する技術が必要とされる。

このように、ダムからの土砂供給に対する魚類の生息場所の変化を予測・評価するためには、瀬および淵で魚類と河床環境等の物理環境との関連性について理解する必要がある。しかしながら、多くの魚種を対象にした評価は多くない上、通常の河川環境とは異なるダム下流を対象とした評価方法の検討も十分には進められていない。また、淵における水深と魚類密度との関連性についての事例研究はあるものの²⁹⁾、予測に利用できるような体系的な計測はなされていない。

以上の背景に鑑み、本研究では以下の3つについて主に研究を進めた：①約300種の淡水魚を対象に河床の粒径に対する選好性を既往文献に基づき分析、グルーピング、②ダム上下流における河床粒径、流速、水深とそこに生息する魚種と個体数の現地調査から、既存の選好性指数(適性値)の適用可能性の確認、③淵の横断測線上で魚類による水深利用の詳細調査。これらの研究によって、ダムからの土砂供給に伴う河床環境の変化が魚類に及ぼす影響・効果について評価する技術に資する知見を

提供した。以下にそれぞれの詳細を説明する。

4.2 魚類の選好する粒径情報の整理・類型化

4.2.1 背景

ダム下流における粗粒化および土砂供給に対する魚類の応答を評価する際、魚種選定の基準の一つとして、その経済性などが考慮されている⁷⁾。一方、河床の物理環境の影響を受けやすい魚種という視点から評価対象種を選定する際には、他のダムでの調査実績や魚種個別の研究知見を基にすることが多い。

これに対し、魚種ごとに主に利用される底質について明らかにできれば、そこに分布する魚類の中で粗粒化による影響を受けている可能性のある魚種を評価対象種として絞り込むことが可能となる。粗粒化などの現状は、河床材料の粒径を調査することで把握されることが多いため、魚類によって利用される底質についても同じく粒径で整理されることが望ましい。また、土砂供給後の河床の物理環境を予測する河床変動計算においても、出力結果として粒径が算出されるため、魚類の底質に対する要求性が粒径として整理されていれば、河床変動の予測結果を基に生物の応答まで予測できる可能性がある。

以上の背景に鑑み、ダムからの土砂供給に関する生物への評価手法の確立・高度化を目的として、利用される粒径の情報を多くの魚種について収集し、図表化などの整理を行った。さらに、利用する河床材料の粒径に基づいた類型化も行い、河床環境の変化に対する応答が以ている種群を検討できるようにした。

4.2.2 方法

魚類によって利用される粒径の情報収集に当たっては、厳密には個別の研究知見を統合する必要があるが、本研究では手始めとして多くの魚種についての生態情報が掲載されている図鑑³⁰⁾から情報を収集した。図鑑の解説文や写真の説明文などから、「砂泥、砂礫、石礫底」など底質に関係する言葉を全て拾いだした。そのため、生活史によって異なる粒径を利用する場合には、同じ種類の魚でも複数の粒径を利用するものとして整理した。なお、解説文では粒径の情報がほとんど省略されていたため、Wentworthの粒度階級ならびに谷田・竹門の簡便階級の区分名¹⁹⁾を参考に粒径へと変換した。その際、「砂礫底」など二つ以上の区分名が含まれる場合には、複数の区分(砂～砂利～礫)に対応する粒径の幅を利用するものとして整理した。

類型化については、各魚種、各粒径に対して利用の有無をダミー変数(利用あり:1、利用なし:0)で表し、Ward法によるクラスター分析を行うことで、魚類による

河床材料の利用パターンを検討した。

4.2.3 結果と考察

対象とした図鑑からは、約300種類に対して約150種類の魚類について底質に関する記述を拾うことができた。紙面の関係上、ダムからの土砂還元などで評価対象とされたことのあるアユ⁷⁾、ウグイ³¹⁾、カジカ³²⁾によって利用される粒径について整理した結果を図11に示す。

アユは産卵場として細かい粒径を、餌場として粗い粒径の石を利用し、幅広い粒径を利用することが読み取れる。アユは回遊魚であるため同じ場所にすべての粒径が揃っている必要があるかまでは言及できないものの、漁業有用魚種というだけでなく、変化に富んだ底質に対する指標魚としても有用である可能性がある。ウグイは、産卵場として砂利から礫の粒径を利用すると記述されていた。しかし、産卵場以外の普段の生息場所として利用する粒径の情報は少ない傾向にあった。この理由として、ウグイ等の遊泳魚は通常は中層を遊泳しており底質との関連を把握しにくいと考えられる。一方、底生魚であるカジカでは、産卵期もそれ以外の時期も利用する底質区分の記載がみられた。カジカ等の石の下に隠れるタイプの底生魚は、その魚体を隠すことができるように、石や巨石といった大きな径の粒径を利用する傾向が確認できる。また、卵を産みつける産卵基質としても大きな粒径が利用される傾向がみられた。

クラスター解析の結果、産卵場の河床利用に関する記載のあった63魚種は4つのクラスターに分けられた(表2上段)。小さい粒径を利用するグループ順に並べると、クラスター1には泥や砂などを主に利用する魚種が含まれ、ドジョウなど15種が分類された。続くクラスター2には専ら砂礫底を利用する魚種が含まれ、アユ、オイカワなど14種が分類された。次のクラスター3には、専ら石と砂利を利用する魚種が含まれ、ヨシノボリ属など11種が分類された。最後のクラスター4には、石礫底を利用する魚種などが含まれ、カジカなど23種が分類された。一方、産卵場以外(「その他」)の河床利用に関する記載は142魚種に認められ、クラスター解析の結果、8つのクラスターに分けられた(表2下段)。同様に小さい粒径を利用するグループ順に並べると、クラスター1には専ら泥を利用するヤツメウナギなど25種が分類された。クラスター2には、専ら砂泥底を用いるスジシマドジョウなど21種が分類された。クラスター3には、主に砂礫底を利用する魚種が含まれ、オイカワなど13種が分類された。クラスター4には専ら砂を利用しつつ、石も利用する魚種などが含まれ、ニゴイやドジョウなど16種が分類

された。クラスター5には専ら石を利用するギギやヨシノボリ属など17種が分類された。クラスター6には、巨石および岩を専ら利用するイワナ属など12種が分類された。クラスター7には、主に岩盤を利用するムギツクなどの12種が分類された。クラスター8には、上記以外の26魚種が含まれ、石を中心に幅広い粒径の河床材料が利用されていた。

これらの整理表の活用の事例として、あるダムの上下流における河床材料の調査結果(図11下段)と対応させた。その結果、ダム上流でみられた砂利成分がダム下流では欠落しており、粗粒化が進行していることが伺える。この砂利成分を利用するのは、図11の中段を参照すると産卵期のアユやウグイということが分かる。したがって、このダム下流で砂利成分の土砂を供給すると、産卵床に対する効果があると推測できる。事実、このダムではないものの、浦山ダムではダム貯水池上端に堆積した土砂(径2-75mmが70%で、図11の砂利成分に該当する成分)を下流へ供給した結果、ウグイの産卵が確認されて

いる³⁾。一方、砂利などの細かい土砂をダム下流へと供給することは、礫サイズ以上の粗粒成分の割合を減少させることになるので、アユの餌場や底生魚の生息場所への影響が懸念されると予測することができる。

実際のダムにおいては、①河川水辺の国勢調査などによる生息魚類のリストアップ、②魚類による利用粒径の整理表との照合、③粗粒化によって影響を受けている魚種のスクリーニングという一連の流れによって、科学的知見に基づいた評価対象魚種の選定が可能になると考えられる。特に、瀬では粗粒化した河床材料が土砂供給によって細粒化する可能性が高く、粒径の変化が著しいと考えられる。その粒径の変化に対して、簡易的な評価を行う際に本知見は役立つことが期待される。

さらに、利用粒径に基づく魚類の類型化の知見(表2)は、河床環境の変化に対する魚類群集の応答を予測するのに役立つ可能性もある。河床環境の変化による効果や影響を詳細に調査できる魚種が限られていても、河床利用の類似した魚種では似たような応答が期待されるから

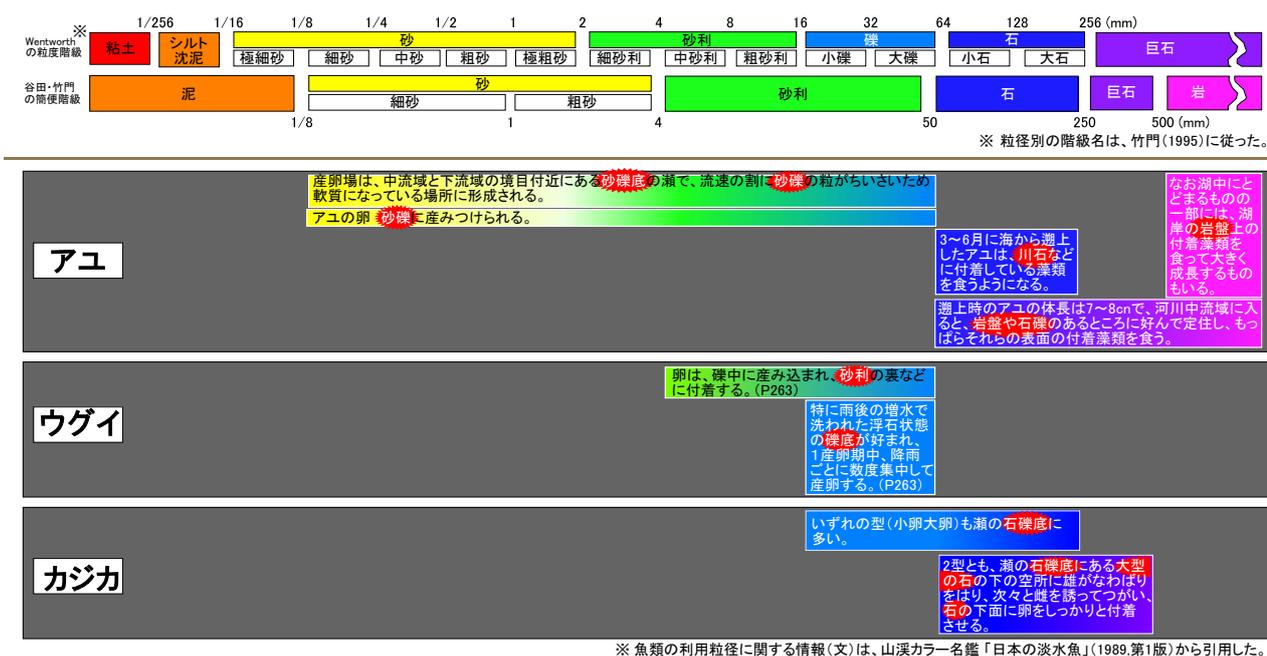


図11. 魚類によって利用される粒径の整理とその活用の例
粒径区分(上段)に対して、魚類による利用を整理し(中段)、ダムの上下流の河床材料(下段)と合わせることで、粗粒化(図中赤丸部)による(潜在的な)影響を受ける魚種や生活史などが推定可能となる。

表2. 魚類が利用する粒径区分に基づくクラスター解析の結果

(上段：産卵場としての利用、下段：産卵場以外の“その他”の利用。表中の数字は、そのクラスターに含まれる総種数に対して、各粒径区分を用いる種数の割合を示す。)

| | 粘土 | 泥 | 砂 | 砂利 | 礫 | 石 | 巨石 (岩) | 岩盤 | 例と種数 |
|------------------------|----|------|------|------|------|------|-----------|------|----------------|
| 産卵場 | | | | | | | | | |
| Cluster 1 | 0 | 0.87 | 0.60 | 0.13 | 0.2 | 0.13 | 0 | 0 | ドジョウなど15種 |
| Cluster 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | アユ、オイカワなど14種 |
| Cluster 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | ヨシノボリ属など11種 |
| Cluster 4 | 0 | 0 | 0 | 0.17 | 0.52 | 0.52 | 0.22 | 0.04 | カジカなど23種 |
| 産卵場以外 (その他) | | | | | | | | | |
| Cluster 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | ヤツメウナギなど25種 |
| Cluster 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | スジマドジョウなど21種 |
| Cluster 3 | 0 | 0.31 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | オイカワなど13種 |
| Cluster 4 | 0 | 0.25 | 1 | 0.44 | 0.50 | 0.69 | 0.13 | 0 | ニゴイ、ドジョウなど16種 |
| Cluster 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | ギギ、ヨシノボリ属など17種 |
| Cluster 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | イワナ属など12種 |
| Cluster 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.25 | 0.58 | 0 | 1 | ムギツクなど12種 |
| Cluster 8 | 0 | 0.27 | 0.12 | 0.04 | 0.50 | 0.62 | 0.58 | 0.08 | 残りの26種 |

である。また、他のダムで河床環境の変化に対する効果や影響を検討した知見を統合する際にも役立つと考えられ、効果や影響の一般的な理解を深めることも可能になるだろう。たとえば、Berkman & Rabeni³³⁾は、細粒土砂の増加に伴う影響をギルド毎に解析し、産卵では「綺麗な砂利を必要とするギルド」が影響を受けると報告している。このように、グループを用いた影響解析により河床環境の変化に対する一般性の高い応答の傾向を理解することにもつながると考えられる。

4.3 ダム下流における適性値の適用可能性の検証

4.3.1 背景

土砂供給などに伴う河床変化が魚類に及ぼす影響や効果を評価する際には、魚類の生息場所の質と量の変化を予測し、潜在的な影響を評価する手法が現実的である。流量変化に対する生息場所の変化を定量的に評価する手法として考案された PHABSIM は、流量の変化後の物理環境に対して対象生物の選好性を基にした適性値を当てはめてその影響を定量化する手法であり、魚類についても適用されてきた²⁶⁾。ダムからの土砂供給に対して、想定される土砂供給後の物理環境に対して PHABSIM を援用することで、生息場所の変化を評価できると考えられる³⁴⁾。

この PHABSIM において、適性値の正確さは魚類への影響予測の精度に直接的に関係するため重要である。一般に、PHABSIM で用いられている適性値は、多くの河川での調査結果や文献情報を集約したものであり、魚類

の生息場所要求を反映した汎用性の高いものといえる³⁵⁾。従来から集積されてきた適性値が、土砂供給に伴う河床環境の変化による影響や効果の予測に利用できれば、生息する魚種の情報のみでも影響予測が可能となり、評価プロセスの省力化に寄与できると考えられる。

そのためには、適性値がダム周辺においても利用可能かについて確認する必要がある。適性値は各魚類の選択性を基に作成されたものであるため、利用可能な環境の幅の影響を受ける恐れがある³⁷⁾。特に、ダムから土砂が供給される区間では、自然河川で見られないような極端な河床条件が出現する場合もあり^{23),38)}、既存の適性値を適用できないことも考えられる。しかし、この点について現場で検証された例はほとんど見られない。そこで、本研究では河床環境に差異があるダム周辺での現場データから得られた適性値と既存の適性値とを比較することで、その適用可能性について検証した。

4.3.2 方法

調査対象のダムとして、2つのダム(X, Yダム；流域面積それぞれ81.8 km²、75.5 km²)を選定した。選定にあたっては、置土等を実施事例があること、河床の粗粒化の顕在化が予想されること、河川の規模が極端に大きくないこと(ダムの流域面積が100 km²以下のものを選定)、物理環境と魚類との関連性の調査が実施可能であることなどを考慮した。調査地点は、ダムによる土砂攔止の影響の有無を反映したダム上流と下流、周辺の対照河川としてダム下流に流入する支流、支流からの土砂供給を受

ける支流合流後の4地点をダムごとに設定した。これによって、ダム周辺の河床環境を幅広く収集できるように努めた。本研究では、適性値の適用可能性を検証することが目的であるため、流速や水深等を計測しやすく、適性値の事例が多い瀬を対象にデータを収集した。

Xダムでは2014年10月27日に、Yダムでは10月24日にデータを収集した。各調査地点の瀬において川幅を計測し、1 m四方のメッシュが100個程度になるように縦断方向の範囲を定めた。その後、シュノーケリングによって遊泳魚および底生魚のセンサスを行い、魚類が確認された地点に番号付きの錘を置いて目印とした³⁹⁾。魚種は可能な限り細かく同定したが、水中で同定が困難な魚種については、科や属までの同定とした。その後、調査範囲のメッシュごとに物理環境(水深、流速、底質)を調査した。水深は各メッシュの中央で1 cm単位で計測した。流速は水深計測地点の6割水深において、電磁流速計(VET-200-10P, ケネック社)を用いて3秒平均で3回計測し、平均値を算出した。底質はWentworthの粒度階級¹⁹⁾(silt : < 0.063 mm, sand : 0.063-2 mm, gravel : 2-16 mm, pebble : 16-64 mm, cobble : 64-256 mm, boulder : > 256 mm)ごとに表面積に占める面積割合を10%単位で記録した。メッシュ内で錘が見つかった場合にはその番号も記録し、魚類が利用したメッシュであることが分かるようにした。

現場データを基に選択指数を算出し適性値に変換した方法を以下に示す。収集されたデータを基に水深・流速・底質ごとにManlyの選択指数 α_i を以下(2)の式より算出した⁴⁰⁾。

$$\alpha_i = \left(\frac{r_i}{n_i} \right) / \sum \left(\frac{r_i}{n_i} \right) \quad (2)$$

ここで、 α_i はある環境項目(例:水深)の階級*i*(例:0-10 cm)に対する選好性、 r_i は全利用頻度に対する階級*i*の利用頻度、 n_i は環境中の全頻度に対する階級*i*の頻度を表す。算出される選択指数と既存適性値とを比較するため、gravel (2-16 mm)とpebble (16-64 mm)を合わせて砂利として扱い、谷田・竹門の簡便階級⁴¹⁾と合わせるようにした。また、選択指数 α_i はその和が1となるため、選択指数の最大値が1となるように最大値で割ることで換算した。この値を、ダム周辺における「現場の適性値」とした。

比較対象の「既存の適性値」として、既往文献^{26),35),36),42)}などで掲載された適性値を拾い出し、魚種および季節ご

表3 調査で確認された魚種の一覧

| | 合計 度数 | Xダム | | | | Yダム | | | |
|--------|----------|----------|----------|-----------|----|----------|----------|-----------|----|
| | | ダム 上流 | ダム 下流 | 支流 合流後 | 支流 | ダム 上流 | ダム 下流 | 支流 合流後 | 支流 |
| ヨシノボリ属 | 414 | 5 | 274 | 44 | 10 | 33 | 2 | 39 | 7 |
| オイカワ | 336 | 0 | 162 | 0 | 0 | 149 | 10 | 15 | 0 |
| カワムツ | 222 | 0 | 0 | 117 | 3 | 0 | 44 | 6 | 52 |
| コイ科 | 49 | 0 | 0 | 45 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| ヌマチチブ | 47 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 43 | 4 | 0 |
| カマツカ | 8 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 |
| アカザ | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| ガジカ | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| ムギツク | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| アマゴ | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ウグイ | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

とに平均化したものを用いた。季節は、繁殖期であることの多い春(3-5月)と活動が低下する冬(12-2月)以外(夏:6-8月、秋:9-11月、および季節不明)を利用し、魚類の一般的な場所利用を反映できるようにした。なお、ヨシノボリ属の適性値として、同属のカワヨシノボリの適性値も参照した。既存の適性値の最大値が物理環境の計測範囲内で1とならない場合には、選択指数と同様に最大値で割ることで換算した。

適用可能性については、現場の適性値が既存の適性値の最大値に収まるかどうかで検証した。これは、利用可能な環境の範囲が異なっても、魚種本来の環境利用に普遍性があれば、既存の適性値でカバーできるという考えによるものである。

4.3.3 結果

全調査地を通じて観察された魚類は11分類群におよび、観察個体数の合計は1086個体だった(表3)。観察個体数が多い順にヨシノボリ属(観察数414)、オイカワ(同336)、カワムツ(同222)、コイ科稚魚(同49)、ヌマチチブ(同47)であり、このうち多地点(3地点以上)で確認されたヨシノボリ属、オイカワ、カワムツを評価対象種として選定した。

次に現場の適性値と既存の適性値を比較した結果を示す(図12)。水深の結果を概観すると(図12a)、現場の適性値は20-60 cmの範囲でピークを持つものが多く、既存の適性値の最大値内に収まった。ただし、Yダムの支流のカワムツは10-20 cmの浅い水域を利用し、既存の適性値よりも現場の適性値が高かった。

流速の結果を概観すると(図12b)、現場の適性値は40 cm/sまでの低流速の範囲にピークを持つものが多く、既存の適性値の最大値内に収まった。ただし、両ダムの上流で観察されたヨシノボリ属の現場の適性値は、100 cm/s以上で適性値が最大となり、既存の適性値を超えた。

底質の結果を概観すると (図 12c)、現場の適性値が既存の適性値の最大値に収まる部分と、そうでない部分の両方が見られた。ヨシノボリ属では粒径の大きい石や巨石で現場の適性値が最大となり既存の適性値と似た傾向がみられた。例外は、Xダムの上流において、砂で現場の適性値が最大となった点のみだった。カワムツでも砂利・礫以上の粒径の大きな底質で現場の適性値が最大となり、既存の適性値と同様な傾向を示した。例外は、Yダムの支流において砂で現場の適性値が最大となった点のみだった。それに対して、オイカワでは観察されたすべての地点において、巨石で現場の適性値が最大となり、砂〜石で最大を示す既存の適性値とはやや傾向が異なっていた。

4.3.4 考察

現場の適性値を概観すると (図 12)、地点や種によって多少の変動が見られたものの、現場の適性値の多くが既存の適性値の範囲内に収まった。さらに、各環境変量の現場の適性値のピークがある一定の範囲に収まり、全体で一峰性の分布となる傾向がみられたことは、現場の適性値が対象魚固有の選好性を反映していることを示唆する。つまり、対象魚の選好性はダム周辺の河川においてもある程度維持されると考えられる。これらのことから、選好性等を基に作成された既存の適性値の適用可能性は高いと考えられる。多河川で適性値を調べ比較した石川ら⁴⁵⁾も、完全とは言い切れないものの適性値の普遍性を認めている。したがって、ダム周辺の河川においても既存の適性値を利用することは可能と考えられる。

ただし、既存の適性値でカバーできない部分もあった。たとえば、Yダムの支流合流後におけるカワムツは浅い水深で現場の適性値が高かった (図 12a)。この理由として、観察個体数が6と少なく (表 3)、偶発的な場所利用を検出した可能性が考えられる。Xダムの上流におけるヨシノボリ属の流速の現場の適性値が高流速で高かったのも (図 12b)、観察例数が5と少なかったことが影響した可能性がある。ただし、Yダムの上流ではヨシノボリ属が33個体観察されたが (表 3)、同様に高流速で現場の適性値が高かった (図 12b)。この理由として、本研究では6割水深での流速を計測しており、底生魚であるヨシノボリ属が利用する底層の流速³⁹⁾を評価できていなかった可能性がある。その推測を裏付けるように、6割水深の流速であっても、遊泳魚のオイカワとカワムツの流速の現場の適性値は、既存の適性値の範囲内に収まっていた (図 12b)。このことは、対象魚の利用空間に応じた流速の評価が必要であることを示唆している³⁹⁾。底質の

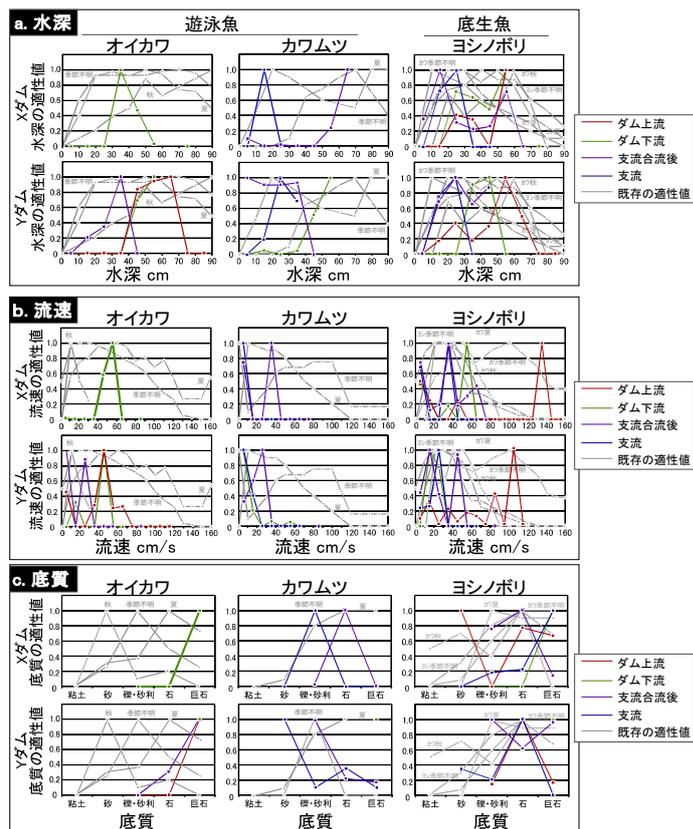


図 12 現場の適性値と既存の適性値との比較
(a: 水深 b: 流速 c: 底質)

現場の適性値の結果は (図 12c)、利用可能な環境要素の幅が小さい場合には、対象魚類が本来の生息場所を利用していない場合があることを示しており、注意が必要である。それが最も顕著だったのが、巨石しか利用できなかったYダムの下流である。ここでは、現場の適性値が自動的に巨石で最大値の1を示すことになるため、既存の適性値と一致しないオイカワのような例がみられた (図 12c)。

このように、部分的に注意すべき点はあるものの、既存の適性値の現場での適用可能性は高く、ダムからの土砂供給による魚類への影響を検討する際にも、既存の適性値を利用可能であることが示唆された。また、既存の適性値を利用しつつ、より現場に即した詳細な適性値を必要とする場合には、観測個体数を確保した上で現地調査を行うことに注意を払う必要が示唆された。さらに、現地調査の地点に、支流や支流合流後などを含め、利用可能な環境の幅が小さくならないようにする必要も示唆された。

4.4 淵における魚類の水深利用

4.4.1 背景

4.1の通り、土砂供給に伴う土砂の堆積に着目すると、河床環境の主な変化は瀬と淵とで異なると考えられる。すなわち、瀬では石礫から砂礫等への粒径の減少であるのに対して、淵では土砂堆積による水深の減少が挙げられる。特に、ダムからの土砂供給が本格化すると、供給量が多くなるため淵の規模（面積や水深など）の低下が生じる可能性があり、その影響を評価するための水深と生物との関連性の知見が必要となる。

淵における水深の低下は、中層などを利用する生物の空間の減少と捉える事ができるため、その部分を利用する遊泳魚等への影響が考えられる。一方、淵の河床材料の変化は相対的に小さいため、河床を徘徊する底生魚への影響は相対的ではあるものの小さいと考えられる。特に、遊泳魚は移動能力が高いため、水深低下等の物理環境の変化に対して忌避反応などを示し、その区間から消失することもありうる。したがって、淵への土砂供給の影響を評価するためには、水深の変化に対する魚類の応答を知る必要があり、水深と魚類との関連性の知見が必要である。

既存の研究でも、魚類にとっての水深の重要性を示す知見がある。たとえば、魚類の習性として「河の一部の水位が急に低下すると魚はそこから逃げようとする」ことが知られており²⁹⁾、水深の低下は魚類に通常とは異なる行動を誘発させる要因となりうる。淵などを対象とした水深と魚類密度との関連についてはいくつかの報告があるが事例的であり^{29),44),45),46)}、水深低下に対する魚類の応答を把握するのに十分とは言えない。

そこで、土砂堆積に伴い淵の水深が低下した場合の予測に利用できるよう、淵における魚類の水深利用について詳細な調査を実施した。具体的には、様々な水深を有する複数の淵を対象に、複数の横断測線を設定し、魚類の利用する水深を調査した。その内容について、以下に詳述する。

4.4.2 方法

調査地としてZ川の中上流を対象に6つの淵を設定した。Z川を対象河川としたのは、総合土砂管理が検討されており、今後、土砂供給により淵の水深の変化が生じる可能性があるためである。また、中上流域を対象とすることで、瀬淵構造が明確で調査可能な規模の淵を選定できるようにした。なお、淵の選定にあたっては、横断構造物の湛水域ではないこと、下流に瀬があり水深に変化がみられることに注意した。

選定後、淵の縦断方向の長さをおよそ5等分した地点で横断測線を設定し、最後の測線は淵と平瀬の境界部分になるようにした。そして、各横断測線を6等分した地点の水深（および底質）を計測した。魚類観察は、測線を6等分した区間の上下流各1mの区間を対象に、SCUBAを用いた2名のダイバーにより実施された。記録内容は、魚種、個体数、体サイズクラス（1:0-5cm、2:5-10cm、3:10-15cm、4:15-20cm、5:>20cm）、利用水深の4項目である。利用水深については、水深に対する割合を10%単位で記録した。

取得したデータは淵ごとに集約し、環境中の水深に対して魚類が利用した水深をプロットした。プロットは、魚種別、体サイズ別に分けることで、水深利用の特徴を把握しやすいようにした。

4.4.3 結果と考察

調査の結果、17分類群（水中で種までの同定が困難であった、シマドジョウ属、ヨシノボリ属を含む）が確認された。その中でも、遊泳魚ではオイカワ、カワムツ、ウグイが、底生魚ではヨシノボリ、カマツカが多数の地点で確認された。

ここでは、調査した淵の中で、魚種と体サイズが多様であった箇所での結果を例示する（図13）。図13は観察地点の水深に対して、魚類が利用した水深をプロットしたものである。色の種類は分類群、色の濃さは体サイズ区分を表し、濃いほど大きいサイズであることを示す。

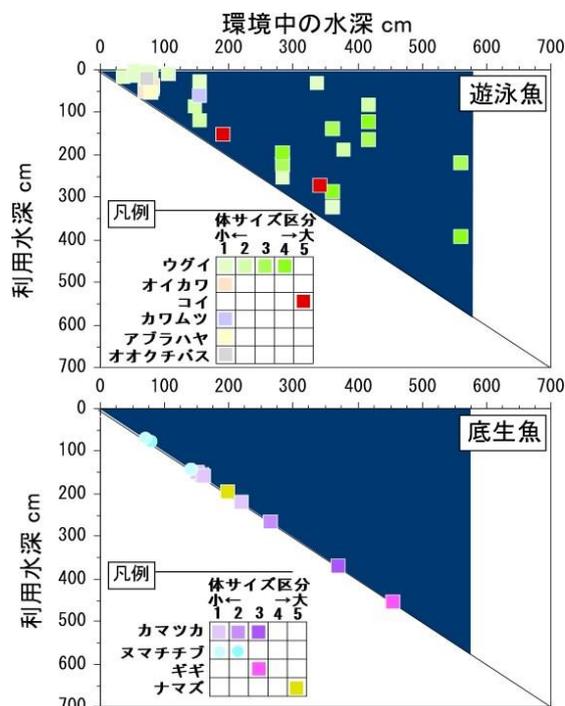


図13. 淵における魚類の水深利用の例

遊泳魚は、「浮魚」とも呼ばれるように、河床表面を利用するものはほとんどなかった。さらに、大型個体ほど深部を利用する傾向があることが読み取れた。ただし、最深部までは利用されていなかった。これらの傾向は、他の淵でも同様に確認されており、共通性が高いと考えられる。底生魚は河床を徘徊する生活型を有するため、中層を利用する個体は見られず、すべて河床表面で観察された。例示した淵では、カマツカなどで大型個体ほど深部を利用する傾向が見られたが、この傾向は他の淵では逆転する場合もあり、水深利用の一般性は確認されなかった。底生魚は河床材料との関連性が高いことが知られており、例示した淵では河床材料との交絡の結果として、大型個体が深部を利用したと推測される。

本知見より、土砂供給に伴う淵への土砂堆積の影響を水深低下の観点から考慮すると、底生魚よりも遊泳魚に対して注意が必要であることが示唆された。底生魚は水深よりも河床材料の粒径に対して選好性を有すると考えられる魚種が多く、もともと砂の多い淵では砂供給の影響は少ないと考えられる。ただし、淵の河床が岩盤や巨石などで構成されている場合には、河床材料の粒径の変化による影響についても考える必要がある。一方、遊泳魚は中層を利用しており、淵の水深減少の影響を受けると考えられる。特に体サイズの大きな個体は深部を利用する傾向があるため、土砂供給前後の水深利用を比較する事で、影響が生じていないかを評価する必要がある。

5. まとめ

本プロジェクト研究の5年間で実施した研究によって以下のことが明らかとなった。これらの成果は、「ダム下流への土砂供給に関する河床環境評価の考え方(案)」としてとりまとめる。

- 付着藻類については、現存量を指標として、現存量の時間変化を予測するモデルを適用し、土砂供給に対する応答を予測する考え方を提示した。さらに、現存量に関連する変量を明示的に組み込む改良により、モデルの精度が向上したことを野外実験の結果を用いて確認した。また、実験的に土砂供給後の河床環境を設定し、それに応じた現存量の変化をモニタリングし、モデルの向上につながる知見を得たことで、土砂供給による現存量の予測および定量的な評価を可能とした。
- 底生動物については、瀬の群集を対象に、粗粒化した河床や土砂供給後の河床の物理環境の変化に対する応答について予測する際の考え方を提示した。具

体的には、ダム下流を含む底生動物の群集構造と環境要因に関して、3ダムを対象としたメタ解析を行い、群集と河床の物理環境との関連性を明らかにした。また、底質粗度について、ダム下流の特徴を有するか否かの閾値を求める方法を提示した。

- 魚類については、瀬と淵を対象に、土砂供給後の物理環境に対する応答について予測・評価するための知見を提供した。具体的には、瀬については、河床材料の粒径変化に対して簡易的な予測ができるよう、約300種の淡水魚を対象に河床の粒径に対する選好性を既往文献に基づき調査し、利用する粒径に基づくギルドにグルーピングした。さらに、瀬での物理環境の変化に対して定量的な予測ができるように、ダム周辺河川での選好性指数(適性値)の適用可能性を検証し、PHABSIMの援用ができることを確認した。淵については、土砂堆積に伴う水深減少に対する応答を予測できるよう、魚類による詳細な水深利用を明確にした。

今後は、土砂供給に伴う生物の応答について、さらに知見を集積するとともに、陸域環境の応答についても、予測・評価が可能な技術を検討する予定である。

参考文献

- 1) 池淵周一(編著):ダムと環境の科学I ダム下流生態系, 京都大学出版会, 2009
- 2) 藤田光一, 富田陽子, 大沼克弘, 原野崇, 小路剛志, 伊藤嘉奈子, 山原康嗣, 萱場祐一:ダムと下流河川の物理環境との関係についての捉え方—下流河川の生物・生態系との関係把握に向けて—, 国土技術政策総合研究所資料521号, 土木研究所資料 第4140号, 2009
- 3) 清原正道, 高柳淳二:排砂の影響検討における置き土実験と覆砂実験の活用. ダム水源地技術研究所所報, pp12-20, 2010
- 4) 辻本哲郎, 北村忠紀, 加藤万貴, 田代喬:底撈乱礫末での大型糸状藻類の異常繁茂のシナリオ. 河川技術論文集8, pp67-71, 2002
- 5) 波多野圭亮, 竹門康弘, 池淵周一:貯水ダム下流の環境変化と底生動物群集の様式. 京都大学防災研究所年報48B, 2005
- 6) Kondolf G.M.: Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. Environmental Management 21, pp533-551, 1997
- 7) 坂本博文, 谷崎 保, 角 哲也: 河川土砂還元を組み合わせた真名川ダム弾力的管理試験「フラッシュ放流」. 河川

- 技術論文集 11, pp273-278, 2005
- 8) Katano I., Negishi N.J., Minagawa T., Doi H., Kawaguchi Y., and Kayaba Y.: Longitudinal macroinvertebrate organization over contrasting discontinuities: effects of a dam and a tributary. *Journal of North American Benthological Society* 28, pp331-351, 2009
- 9) 小野田幸生, 遊磨正秀: 魚類生息環境としての河川河床の動態. *土と基礎* 55, pp33-40, 2007
- 10) 野崎健太郎, 内田朝子: 河川における糸状緑藻の大発生. *矢作川研究*, Vol.4, 159-168, 2000
- 11) 内田朝子, 藤居勇, 山戸孝浩: 矢作川における大型糸状緑藻の時空間変動. *矢作川研究*, Vol.6, pp113-124, 2002
- 12) 萱場祐一: 河床の生態的健全性を維持するための流量設定手法に関する研究. 平成 22 年度重点プロジェクト研究報告書, Vol.13-4, 2011
- 13) 気象庁 過去の気象データ HP : <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/>
- 14) Davies-Colley R.J. and Nagels J.W.: Predicting light penetration into river waters, *Journal of geophysical research*, Vol.113, 1-9, 2008
- 15) 芦田和男, 道上正規: 移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究. *土木学会論文報告集*, Vol.206, 59-69, 1972
- 16) Wilcock, P.R.: Estimating local bed shear stress from velocity observations, *Water Resources Research*, Vol.32, pp3361-3366, 1996.
- 17) 赤松良久, 池田駿介, 浅野誠一郎, 大澤和敏: ダム下流における糸状藻類の強制剥離に関する研究. *土木学会論文集 B*, Vol.65(4), pp285-295, 2009
- 18) SCOR-UNESCO: Determination of photosynthetic pigments in seawater. *Monographs on Oceanographic Methodology* 1, pp11-18, 1966
- 19) Wentworth C. K.: A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, Vol. 30, pp377-392, 1922
- 20) 波多野圭亮, 竹門康弘, 池淵周一: 貯水ダム下流の環境変化と底生動物群集の様式. *京都大学防災研究所年報* 48B, 2005
- 21) 山中武彦, 浜崎健児, 嶺田拓也: 生物・社会調査のための統計解析入門: 調査・研究の現場から (その9) 一序列化する (対応分析, 除歪対応分析, 正準対応分析) 一. *農業土木学会誌* 74, pp319-324, 2005
- 22) Bain M.B., Finn J.T. and Booke H.E.: Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. *North American Journal of Fisheries Management* 5, pp499-500, 1985
- 23) 小野田幸生, 萱場祐一: 石礫河床への大量の覆砂が魚類生息密度に及ぼす影響について. *河川技術論文集* 19, pp525-530, 2013
- 24) 渡辺恵三, 中村太士, 加村邦茂, 山田浩之, 渡邊康玄, 土屋進: 河川改修が底生魚類の分布と生息環境におよぼす影響. *応用生態工学* 4, pp133-146, 2001
- 25) 石山信雄, 渡辺恵三, 永山滋也, 中村太士, 剣持浩高, 高橋浩揮, 丸岡昇, 岩瀬晴夫: 河床の岩盤化が河川性魚類の生息環境に及ぼす影響と礫河床の復元に向けた現地実験の評価. *応用生態工学*, 12, pp.57-66, 2009
- 26) アメリカ合衆国内務省・国立生物研究所原著, 中村俊六・テリー・ワドゥル訳: IFIM 入門, 財団法人リバーフロント整備センター, 1999
- 27) 水野信彦, 御勢久右衛門: 河川の生態学 補訂・新装版. 築地書館, 1993
- 28) 辻本哲郎: ダムが河川の物理環境に与える影響-河川工学および水理学的視点から-. *応用生態工学*, 2, pp103-112, 1999
- 29) 水野信彦: 魚にやさしい川のかたち. 信山社, 1995
- 30) 川那部浩哉, 水野信彦 (編監): 山溪カラー名鑑 日本の淡水魚, 山と溪谷社, 1989
- 31) 梶野健, 浅見和弘, 中嶋和彦, 杉尾俊治, 林貞行, 高橋陽一: 浦山ダム下流に投入した土砂がウグイの産卵にもたらす効果について-ダム下流河川における土砂投入効果-. *応用生態工学*, 6 pp51-58, 2003
- 32) 加瀬瑛斗, 前野詩朗, 植田光明, 渡辺敏: 河床形状改良によるダム下流生態ポテンシャル回復手法の検討. *土木学会論文集 B1*, 67, pp1387-1392, 2011
- 33) Berkman H. E. and Rabeni C. F.: Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 18, pp285-294, 1987
- 34) 鈴木崇正, 角 哲也, 竹門康弘, 中島佳奈: 土砂供給に伴うアユ産卵環境の変化予測. *京都大学防災研究所年報*, 第 54 号 B, pp.711-718, 2011
- 35) 川本泰生, 関根雅彦, 楊継東, 今井崇史, 浮田正夫: IFIM における河川生態環境評価法の精度と普遍性に関する一考察. *環境システム研究*, Vol.26, pp.447-452, 1998
- 36) 川本泰生, 関根雅彦, 楊継東, 小林宏正, 浮田正夫: IFIM における魚類の選好曲線の河川間の互換性に関する検討. *環境工学研究論文集*, 第 36 巻, pp271-276, 1999
- 37) Facey D. E. and Grossman G. D.: The relationship

9.2 ダムからの土砂供給に伴う河床環境の変化が水生生物に及ぼす影響に関する研究

- between water velocity, energetic costs, and microhabitat use in four North American stream fishes. *Hydrobiologia*, Vol. 239, pp1-6, 1992
- 38) 清原正道, 高柳淳二: 排砂の影響検討における置き土実験と覆砂実験の活用. *ダム水源地技術研究所所報*, pp12-20, 2010
- 39) 石田裕子, 竹門康弘, 池淵周一: 河川の浸食一堆积傾向と流量変動による底生魚の生息場所選好性の変化. *京都大学防災研究所年報*, 第 48 号 B, pp935-943, 2005
- 40) Manly B. F. J.: A model for certain types of selection experiments. *Biometrics*, Vol.30, pp281-294, 1974
- 41) 竹門康弘: 水域の棲み場所を考える. In 竹門康弘, 谷田一三, 玉置昭夫, 向井宏, 川端善一郎 (著) *棲み場所の生態学*, 平凡社, pp11-66, 1995
- 42) 河村三郎: 魚類生息環境の水理学. 財団法人リバーフロント整備センター, 2003
- 43) 石川雅朗, 中村俊六, 築坂正美, 東信行, 中村緩徳: 河川における魚類生息環境評価 (IFIM 適用) のための基礎調査. *木更津工業高等専門学校紀要* 29 号, pp23-32, 1996
- 44) Fausch, K. D. and Northcote, T. G.: Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, pp682-693, 1992
- 45) 佐川志朗, 山下茂明, 中村太士: 北海道天塩川水系一支流におけるイトウ成魚の夏季生息場所利用: イトウ生息地保全事項の提示. *日本生態学会誌*, 52(2), pp167-176, 2002
- 46) 田子泰彦, 辻本良: 河川の浅瀬に人工的に造成した淵における魚類の出現. *応用生態工学*, 8, pp165-178, 2005

A STUDY ON THE EFFECTS OF CHANGES IN RIVERBED ENVIRONMENT ON AQUATIC ORGANISMS ASSOCIATED WITH SEDIMENT SUPPLY FROM DAMS

Budgeted : Grants for operating expenses

General account

Research Period : FY2011-2015

Research Team : Water Environment Research Group
(Aqua Restoration Research Center)

Author : KAYABA Yuichi
MIYAGAWA Yukio
ONODA Yukio
HOTTA Taiki
SUEYOSHI Masanao

Abstract : Artificial sediment-supply from dams can be an useful method to resolve coarsened riverbed condition and discontinuity of sediment transport in downstream of the dams. On the other hand, the supplied sediment can have negative impacts on riverine organisms because the artificial sediment regimes are usually different from natural ones. Therefore, how the organisms respond to changes associated with the sediment supply should be studied for predicting and evaluating them. Nevertheless findings about the response were scarce or partial in previous studies. So, we studied relationships between riverbed environments with riverine organisms such as attached algae, benthic invertebrates, and fishes, to assess influences and effects on the organisms by changes in riverbed associated with artificial sediment supply from dams.

For attached algae, we improved a model for predicting the biomass by explicitly installing some parameters (e.g. effects of light intensity and detachment), which should fluctuate with artificial sediment supply. Additionally, we confirmed increase in prediction accuracy of the improved model by applying to data from field surveys and previous studies. As the model can predict which parameter is critical on algae biomass, it will be useful to explore the method of sediment supply to minimize negative impacts.

For benthic invertebrates, we performed meta-analysis of relationships between community structures of benthic macroinvertebrates and environmental factors (depth, velocity, and substrate coarseness) using data from three dams. The result showed that substrate was consistently coarser at the downstream of dams than at the reference such as tributaries. As presence or absence of the macroinvertebrates was determined by not only depth and velocity but also substrate, artificial sediment-supply should change invertebrate community. The effect of sediment supply should be evaluated by similarity between the changed and reference communities using results of multivariable analysis (e.g. plots by Canonical correspondence analysis [CCA]).

For fishes, we studied and reviewed habitat use in riffles and pools to assess changes in riverbed environments as habitat availability. First, we classified fishes into four and eight groups based on use of sediment particle size at reproductive and non-reproductive seasons, respectively. The classification should be useful to briefly predict responses to changes in particle size of surface riverbed. Next, we examined whether that habitat preference of fishes is sustained even at downstream of dams, then confirmed applicability of suitability index curves and PHABSIM (Physical Habitat Simulation) for detail assessment of effects by sediment supply. Finally, we indicated that larger water-column fishes tend to use deeper space in pools. The result suggests that the larger fishes should be vulnerable to decrease in water depth by sediment deposition in pools.

As these studies mainly used physical variables which are also outputs by hydraulic calculation, the findings of the studies will permit quantitative prediction about the responses of the organisms in the planning stage of sediment

supply. Additionally the findings should be also helpful in monitoring after sediment supply. Thus the studies in the project provided the essential findings for operation of artificial sediment-supply, although the further studies on responses of the organisms associated with sediment supply are necessary.

Key words : Substrate environment, Sediment supply, Biomass model, Attached algae, Biomass, Macroinvertebrates, Community structure, Fish, Habitat availability