

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

研究期間：平成 28 年度～33 年度

プログラムリーダー：水工研究グループ長 佐々木一英

研究担当グループ：水工研究グループ（水理チーム）、水環境研究グループ（水質チーム、自然共生 C）
寒地水圏研究グループ（水環境保全チーム）

1. 研究の必要性

流砂系における総合土砂管理の必要性が明確に打ち出されたのは、平成 10 年 7 月の河川審議会・総合土砂管理小委員会の報告に遡る。その後、総合土砂管理の必要性は広く認知され、平成 20 年 7 月に閣議決定された国土形成計画（全国計画）においても、その必要性が謳われる。新たな国土形成計画(全国計画)(平成 27 年 8 月 14 日閣議決定)では、前計画よりも踏み込んだ記述で、その必要性が以下の通り謳われている。

- ・土砂の流れに起因する安全上、利用上の問題の解決と、土砂によって形成される自然環境や景観の保全を図るため、山地から海岸までの一貫した総合的な土砂管理を行う。（目的）
- ・各種のダムにおいてはダム貯水池への土砂流入の抑制や土砂を適正に流下させる取組を関係機関と連携して推進する。（ダム）
- ・適切な土砂管理を行うための土砂移動に関するデータの収集及び分析や有効な土砂管理を実現する技術の検討及び評価を行う。（調査・研究）

一方、総合的な土砂管理の取組を推進するにあたり、土砂移動に関するデータの収集・分析に資する技術の開発や有効な土砂管理の実現に資する技術の開発は、未だ発展途上の段階にある。

2. 目標とする研究開発成果

本研究開発プログラムでは、土砂移動に関するデータの収集・分析や有効な土砂管理の実現に資する技術の開発により、総合的な土砂管理の取組の推進を図る。以下の達成目標を設定した。

- (1) 土砂動態のモニタリング技術の開発
- (2) 土砂動態変化に伴う水域・陸域環境影響予測・評価技術、並びに、それらを踏まえた土砂管理技術の開発
- (3) 自然エネルギーを活用した土砂管理技術の開発

3. 研究の成果・取組

「2. 目標とする研究開発成果」に示した達成目標に関して、平成 28 年度に実施した研究の成果・取組について要約すると以下のとおりである。

(1) 土砂動態のモニタリング技術の開発

流砂系の総合的な土砂管理において、山地で生産される土砂の量・質（粒径）を評価・モニタリングすることはもっとも重要な課題の一つである。達成目標(1)は流砂系の土砂動態評価・モニタリング手法の一つとして、粒径別土砂生産量の空間分布評価手法を構築することを目的としている。平成 28 年度は異なる地質構成をもつ山地上流域を対象に、粒径に着目した浮遊土砂生産・流出特性の把握と、トレーサを用いた浮遊土砂の生産源推定手法における粒径効果について検討した。山地流域から流出する浮遊土砂の粒径特性（比表面積）は、生産源土砂の粒径特性に依存し、おもに岩種による風化特性の違いを反映していることがわかった。またトレーサとなる放射性同位体 ^{212}Pb 、 ^{228}Ac 及び ^{40}K について、粒径 2mm 未満の生産源土砂に含まれる濃度を粒径階別に測定したところ、岩種による濃度差に影響を及ぼすほどの粒径効果は認められなかった。これらのことから、流砂系の微細土砂（浮遊土砂、ダム貯水池の堆積土砂、海岸砂）の主要な生産源地域が粒径によって異なる要因は、おもに岩種による風化特性に依存することが示唆された。また、トレーサを用いた浮遊土砂生産源推定

手法が粒径 2mm 以下の細粒土砂にも適用できる可能性が示された。

(2) 土砂動態変化に伴う水域・陸域環境影響予測・評価技術、並びに、それらを踏まえた土砂管理技術の開発

達成目標(2)は、3つの実施内容で構成されている。一つ目は、ダム等からの各種土砂供給手法に伴う土砂動態を予測する技術を開発するとともに、供給土砂によるダム下流河道の河床変動等を予測・評価する技術の提案を目的とするものである。平成28年度は、各種土砂供給手法での土砂動態とそれに伴うダム下流河道への影響について、主に1次元河床変動計算等を用いて調査し、土砂供給に伴い表面部分の粗粒化の改善がみられた結果を得た。二つ目は、土砂供給に伴うダム下流の陸域および水域のレスポンスの解明を目的とするものである。平成28年度は、バイパスによる排砂を開始したダムの上下流を対象として、土砂供給前後の陸域の植生調査および水生生物調査を実施した結果、排砂直後はダム下流で土砂が堆積し河床の砂被度が増加する傾向であり、陸域では今後植物種の減少や他種への変化が生じる可能性、水域では付着藻類の減少等により、ダム上流またはダムのない河川の環境に近づく可能性が示された。三つ目は、土砂供給による河川水質への応答特性を把握するとともに、評価対象項目に関する毒性情報の収集や生物試験の実施により、生態リスク評価を目的とするものである。平成28年度では、金属類4物質を対象として、ダム底質の溶出試験結果をもとに土砂供給時の河川水中の濃度を推定し、既報の有害性の文献情報から導出した有害性評価値と比較することで、土砂供給に伴う対象金属類による生物影響の可能性を評価することを試みた。評価結果から、対象金属類4物質による生物影響の可能性が低いことが示された。

(3) 自然エネルギーを活用した土砂管理技術の開発

達成目標(3)はパフォーマンスの高い土砂管理技術の開発を目的としている。土木研究所では、ダム貯水池の堆砂対策およびダム下流の流砂環境の保全・改善のために、より広範囲な貯水池条件に適用可能で、経済的な土砂供給手法として、貯水池の上下流水位差によるエネルギーを活用したフレキシブル管を用いた排砂手法(通称：潜行吸引式排砂管)の開発を行ってきており、巨石、塵芥や粘着性のほぼ無い砂礫は小規模落差の横断工作物であれば下流へ供給可能であることを確認してきている。しかし、①自然堆砂中には塵芥、巨石、粘性土等が存在するため、排砂管には適用限界があり、他技術を活用して事前に自然堆砂に含まれる吸引困難な規模の塵芥等を除去等する前処理が必要であること、②効率的に安定してダム下流へ土砂を排出していくための潜行吸引排砂管の吸引性能の向上を図る必要があること、③これらを検討のうえで現場に適した形での実用化を図ることが必要となっている。そこで、平成28年度は、

1) 自然堆砂に含まれる大規模な塵芥等、潜行吸引式排砂管による吸引が困難と考えられる物体について、水中施工技術等の活用を想定した吸引工法における塵芥等の前処理システムの概略を検討した。具体的には、①大成建設㈱と共同研究実施契約を締結し、ダム堆砂における塵芥等の実態の把握した上で吸引困難な塵芥等の前処理システムの検討として、大成建設㈱保有の水中施工技術(TiROBO UW・水中掘削機等)の活用を想定したダム貯水池の中でも大深度での塵芥等の種類・形状・大きさに応じた吸引困難な塵芥等を含む物体の除去等の前処理手法を検討した。

2) 潜行吸引式排砂管の吸引性能向上方策として、効率的な土砂吸引形状の検討として、吸引可能な土砂堆積層の底盤が厚い塵芥層であったり、コンクリート床板等であった場合の吸引性能の低下に対する対応策の検討を行った。また、適切な排砂管の諸元の検討として、吸引部上部に浮きを設置することによる吸引部位置の制御を通じた吸引性能の向上の可能性について検討を行った。

3) 本技術の実用化に向け、実用化レベルに必要な潜行吸引式排砂管の規模(管の口径)等の概略を実用化試験の概略検討とあわせて実施した。ダム貯水池を対象とした検討として関係者調整を実施しながら、現場適用可能性や土砂運搬システムについて検討を行った。また、関係者調整を実施しながら、実際の水力発電所の沈砂池において、現場適用可能性やほぼ実用規模の模型の設計・製作を行うとともに、土砂運搬システムについて検討し、概略での潜行吸引式排砂管を用いた排砂実験を行い、水位を低下させず、発電所の運用を止めない形で水位差のみにより、沈砂池内の土砂を下流へ排砂できることを確認し、ほとんど減電を伴わないことや煩雑作業が不要となるため生産性向上や省力化にも貢献できる可能性を確認した。

DEVELOPMENT OF SUSTAINABLE SEDIMENT MANAGEMENT TECHNOLOGY IN SEDIMENT TRANSPORT SYSTEM

Research Period : FY2016-2021

Program Leader : Director of Hydraulic Engineering Research Group
SASAKI Kazuhide

Research Group : Cold-Region Hydraulic and Aquatic Environment Engineering Research Group
(River Engineering Team and Watershed Environment Engineering Team),
Water Environment Research Group(Water Quality and Aquatic Restoration
Research Center), Hydraulic Engineering Research Group (River and Dam
Hydraulic Engineering Research Team and Hydrologic Engineering Research
Team)

Abstract : Consistent comprehensive sediment management from the mountains to the coast is required to solve the safety and operation issues caused by the flow of sediment, and preserve the natural environment and landscape formed by sediment. The development of technology that contribute to the realization of the development and effective sediment management of technology to contribute to the collection and analysis of data related to sediment transport can be found in the still developing stage. For promotion of comprehensive sediment management, we are still in the process of developments of technology for data collection/analysis about sediment movement and technology for realization of efficient sediment management. (1) Development of technology for monitoring sediment dynamics (2) Development of technology for prediction and evaluation for impacts of changes in sediment dynamics on aquatic and terrestrial environments and development of the sediment management technology with these prediction and evaluation (3) Development of technology for sediment management technology using water level difference With the development of technology, we aim to contribute sediment dynamics monitor, survey and prediction of sediment production source, prediction and evaluation for impacts of changes in sediment dynamics on river environment, sustainable sediment management by sediment supply.

Key words : Comprehensive sediment management, Radioactive tracer, Environmental impact, Burrowing type sediment removal suction pipe

12.1 土砂動態のモニタリング技術の開発

12.1.1 粒径別土砂生産量の空間分布評価手法に関する研究

担当チーム：寒地水圏研究グループ（水環境保全チーム）

研究担当者：新目竜一、谷瀬敦、水垣滋

【要旨】

流砂系の総合的な土砂管理において、山地で生産される土砂の量・質（粒径）を評価・モニタリングすることはもっとも重要な課題の一つである。流砂系の土砂動態評価・モニタリング手法の一つとして、粒径別土砂生産量の空間分布評価手法を構築するため、異なる地質構成をもつ山地上流域を対象に、粒径に着目した浮遊土砂生産・流出特性の把握と、トレーサを用いた浮遊土砂の生産源推定手法における粒径効果について検討した。山地流域から流出する浮遊土砂の粒径特性（比表面積）は、生産源土砂の粒径特性に依存し、おもに岩種による風化特性の違いを反映していることがわかった。またトレーサとなる放射性同位体 ^{210}Pb 、 ^{228}Ac 及び ^{40}K について、粒径 2 mm 以下の生産源土砂に含まれる濃度を粒径階別に測定したところ、岩種による濃度差に影響を及ぼすほどの粒径効果は認められなかった。これらのことから、流砂系の微細土砂（浮遊土砂、ダム貯水池の堆積土砂、海岸砂）の主要な生産源地域が粒径によって異なる要因は、おもに岩種による風化特性に依存することが示唆された。また、トレーサを用いた浮遊土砂生産源推定手法が粒径 2 mm 以下の細粒土砂にも適用できる可能性が示された。

キーワード： 浮遊土砂、fingerprinting、天然放射性同位体、粒径効果、風化

1. はじめに

平成 10（1998）年 7 月に当時の建設省河川審議会総合政策委員会総合土砂管理小委員会から建設大臣に「流砂系の総合的な土砂管理に向けて」の答申がなされ、「時間的・空間的な広がりをもった土砂移動の場」を「流砂系」と定義し、流砂系においてそれぞれの河川・海岸の特性を踏まえて、国土マネージメントの一環として適切な土砂管理を行うことが目標にかかげられた¹⁾。これを実践するために、土砂移動に関するデータの収集及び分析や有効な土砂管理を実現する技術の検討及び評価を行うことが求められている。

土砂移動に関するデータの収集及び分析に関して、管理対象となる土砂（ダムの堆積土砂、下流の河床材料、海岸砂、沿岸底質・濁質）の粒径に応じた土砂生産・流出・堆積実態をさまざまな時間（出水、季節変動、年々変動）・空間（山地源頭域、小流域・中流域・大流域）スケールで把握すること、すなわち流域スケールで土砂の量・質（粒径）の時空間分布情報を把握することが必須となる。近年、河川上流域から海域まで一貫した研究事例がみられるようになった²⁾。しかし、それらもダムを上流端とした流砂系での事例であり、土砂の生産源（山地）から堆積域（氾らん原・沿

岸・海岸）を一連のシステム（流砂系）として捉えて検討された事例は極めて少ない。その要因として、既往の調査手法が領域ごとに設定されているため、流砂系一貫した土砂動態を把握するには限界があることが挙げられる。土砂の一次生産源である山地から海岸まで、流砂系における土砂生産源の時空間分布を粒径別に評価する新たな調査・解析手法の開発が急務であるが、未だ発展途上の段階にある。

とくに山地上流域からの土砂生産・流出については未解明な部分が多い。山地域は、流砂系の土砂生産源・供給源であり、生産・供給された土砂はその粒径によって輸送される距離が異なる。海岸や沿岸の底質材料となる砂・シルト・粘土といった細粒・微細土砂は、栄養塩のキャリアとしても河川・沿岸生態系において重要な役割を果たす。したがって、流砂系の総合的な土砂管理において、山地で生産される土砂の量・質（粒径）を評価・モニタリングすることはもっとも重要な課題の一つである。

土砂生産量は流域の土砂生産特性の代表的な指標であり、砂防計画やダム堆砂対策を立案する際の基本的かつ極めて重要な情報である。一般に土砂生産量は、砂防・発電・多目的ダム等の堆砂データに基づいて評

価されるため、掃流砂や浮遊砂といった比較的粗粒な土砂が対象になる。全国の多数の堆砂データを用いた解析結果から、土砂生産量の主な規定要因として地質特性の影響がよく知られている³⁾。しかし、流域がさまざまな地質で構成される場合、流域内の土砂生産量の空間的な違い（ばらつき）は把握できない。また、ダムがない流域では長期的なデータの蓄積がない場合が多く、土砂生産量の評価も困難となる。近年、濁度計を用いた多地点での同時観測により、浮遊土砂（微細土砂）を対象とした土砂生産量を評価した事例も報告されているが⁴⁾、観測期間も短く、まだ事例は多くない。このように、流域の土砂生産量の評価は手法により対象粒径がさまざまに異なり、長期的な土砂生産量の空間分布の評価には多大な労力がかかる。したがって、流域内の土砂生産源の空間分布を評価・モニタリングする新たな手法が必要となる。

本研究課題の目的は、流砂系の土砂動態評価・モニタリング手法の一つとして、粒径別に土砂生産量の空間分布を評価・モニタリングする手法を構築・提案することである。まず、流域スケールにおいて粒径別の土砂生産源を定量的に評価するために、対象とする流域の土砂生産流出実態を把握し、土砂生産源推定手法と流出土砂量の観測手法とを組み合わせた、新たな土砂生産量評価手法を確立する必要がある。さらに、土砂生産量の空間分布特性を評価する手法を開発し、汎用性のある手法として構築・提案することを目指すこととする。

今年度は、異なる地質構成をもつ山地上流域を対象に、粒径に着目した浮遊土砂生産・流出特性の把握を行った。また、Mizugakiら⁵⁾が構築した放射性同位体トレーサを用いた浮遊土砂の生産源推定手法について、より粗い土砂への適用性を検討するために、トレーサ特性の粒径効果について調べた。

2. 異なる地質流域の浮遊土砂生産・流出特性

2.1 目的

流域の土砂生産量の主な規定要因の一つに地質特性の影響が知られているが^{6),7)}、流域がさまざまな地質で構成される場合、流域内の土砂生産量や流出土砂の粒径組成に空間的な違い（ばらつき）が生じる可能性がある。効率的な土砂生産源対策を計画・実施するには、流域を構成する地質別に土砂生産特性を明らかにする必要がある。

当研究所はこれまで、鶴川・沙流川流域を対象に岩石由来の放射性同位体をトレーサとして土砂生産源を

6種の地質（岩石）に区分し、流域内の浮遊土砂生産量が地質によって異なること⁸⁾、山地小流域から海岸・沿岸まで浮遊土砂・堆積土砂の生産源を推定し、土砂の粒径によって主要な生産源となる地質が異なることを明らかにしてきた^{9),10)}。また山地流域の浮遊土砂の流出量¹¹⁾や粒径¹²⁾にも地質による影響が確認されたほか、岩石の風化速度も地質（岩石）によって異なることを確認してきた¹³⁾。しかし、山地流域の浮遊土砂生産・流出特性の地質・地形・降雨条件がどのように粒径の違いを生み出すかについて、データに基づいた総合的な解釈はなされていない。

そこで本章では、地質の異なる山地流域の浮遊土砂生産・流出特性を明らかにすることを目的に、生産源土砂と浮遊土砂の現地調査及び粒度分析、暴露試験を行った。浮遊土砂の粒径に着目した地質による土砂生産・流出特性の違いを検討した。

2.2 材料と方法

2.2.1 生産源土砂と浮遊土砂 調査流域は、北海道中央部に位置する一級河川鶴川水系（流域面積 1,270 km²）及び沙流川水系（1,350 km²）とした（図-1）。20万分の1 シームレス地質図¹⁴⁾上で単一の地質で構成される13の小流域（流域面積 0.7~27.2 km²）を設定し、各流域の溪岸裸地斜面について5~8箇所から表層5 cm程度の土砂を採取し、生産源土砂とした。さらに流域末端に浮遊土砂サンプラーを設置し（2009年11月~2014年12月）、その間8~13回、捕捉された土砂の回収と乾燥重量の秤量、及び粒度分析を行った。

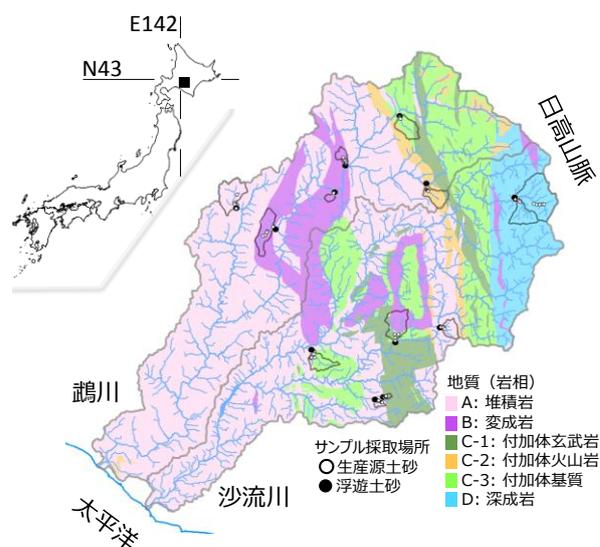


図-1 調査地位置図

2.2.2 暴露試験 暴露試験は、寒地土木研究所（札幌市）の屋上で実施した¹³⁾。山地流域の溪岸裸地斜面から採取した岩石のうち、直径3~5 cm程度のものを4個ずつ選び、電気乾燥炉により35~45°Cで風乾したものを供試体とした（表-1）。供試体を2 mmメッシュの篩に設置し、細粒化土砂を塩ビ容器で捕捉した。観測期間は2013年10月1日から2015年10月1日の2年間とし、約2~4週間ごとに、計32回、容器の回収を行った。捕捉された土砂と降水をガラス繊維フィルター（ADVANTEC GF/F; ポアサイズ0.7 μm）でろ過し、105°Cで絶乾したろ紙上の残留物を秤量し、風化生成物の重量とした。風化の程度を比較するために、風化生成物の重量を供試体の初期重量で除した、風化率で評価した。また、197日目までの風化生成物について粒度分析を行い、粒径別の風化率を評価した。

2.2.3 解析方法 各流域の地形・地質特性は、ArcGIS（ESRI; ArcGIS 10.0, Spatial Analyst）を用いて求めた。国土地理院発行の10 mメッシュ数値標高モデルを用い、各流域の流域面積、標高、1次河川の流路勾配を集計した。地質はMizugakiら⁵⁾の生産源区分にしたがい6種の岩石で分類した（図-1）。また、気象庁のアメダス降水量データを用いて、各流域の浮遊土砂サンプラー設置期間毎に最大降雨強度、総雨量を集計した。

2.3 結果及び考察

浮遊土砂サンプラーで捕捉された土砂量は、地点によって流域面積や観測期間、降水量が異なるため、単純に比較することができない。そこで、単位時間・降

表-1 供試体の諸元

記号	地質	採取場所	密度 (g/cm ³)
A-1	堆積岩 新第三紀・砂岩	沙流川 オパラダイ川	2.25
A-2	堆積岩 白亜紀・泥岩	鷓川 ヌタボマナイ川	2.66
B-1	変成岩 時代不詳・蛇紋岩	沙流川 ニセウ川	2.50
B-2	変成岩 白亜紀・カムイコタン変成岩	鷓川 弓立沢	2.28
C-1	付加コンプレックス ジュラ紀・白亜紀・玄武岩ブロック	沙流川 パンケヌシ川	3.04
C-2	付加コンプレックス ジュラ紀・白亜紀・玄武岩岩体	鷓川 双珠別川五の沢	2.68
C-3	付加コンプレックス 白亜紀・メランジ(砂岩泥岩)	鷓川 大滝の沢	2.60
D	深成岩 古第三紀・片麻岩	鷓川 トナム	2.95

水量・面積あたりの捕捉量（単位土砂量とする）を算出した。また、粒径組成は比表面積を指標とした。単位土砂量や比表面積は、小流域によって様々であり、地質による違いが認められた（図-2）。浮遊土砂の比表面積は生産源土砂のそれと正の相関があり、概ね生産源土砂の粒径特性に依存することが示唆される（図-3）。C-2の浮遊土砂の比表面積は生産源土砂より大きく、微細土砂の流出が卓越していると考えられる。暴露試験では、C-2の累積風化率は4.4%とA-1（86.4%）、B-1（14.0%）について3番目に高く（図-4）、63 μm以下の微細粒子画分の生成率は全岩の0.47%（ただし197日間の累積）と2番目に高かった（図-5）。これらのことから、河床・溪岸の礫の風化による微細土砂の生成が浮遊土砂流出に影響している可能性が示唆される。一方、1次オーダーの流路勾配は地質によって大きく異なるが、単位土砂量や比表面積との関係は認め

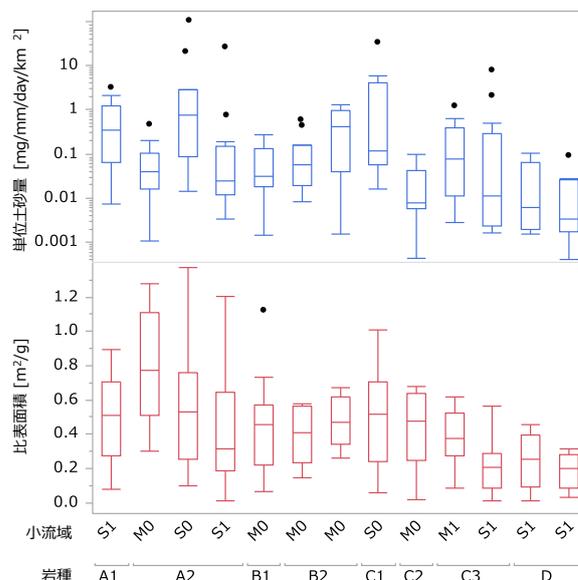


図-2 山地小流域の単位土砂量と比表面積

箱の上下端及び中央線はそれぞれ75%値、25%値及び50%値を、ヒゲの上下端はそれぞれ95%及び5%値を、点は外れ値を示す。

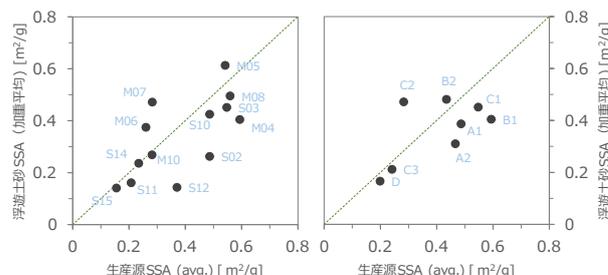


図-3 生産源と浮遊土砂の比表面積の比較

左：13の小流域ごと、右：6種の岩種ごと

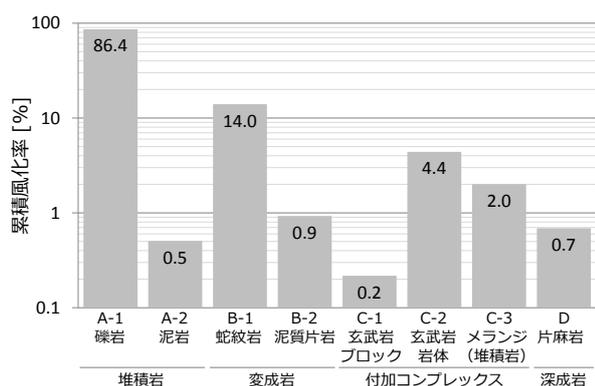


図-4 暴露試験による累積風化率

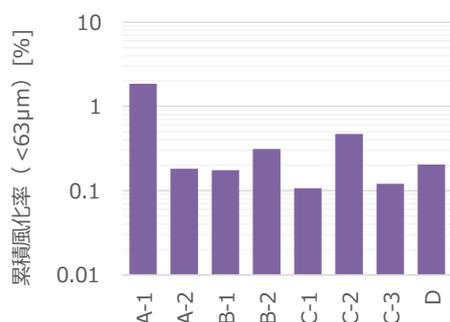


図-5 微細粒子画分 (<63µm) の累積風化率

られなかった。このことから、地質による地形特性の違いは浮遊土砂の流出特性に直接的な影響をもたらしていないと推察される。

3. 土砂生産源推定におけるトレーサ濃度の粒径効果

3.1 目的

流域から流出する土砂がどこでどれだけ生産されたかという、土砂生産源の空間分布情報は、流域の土砂動態を把握する上で基礎的かつ最も重要な情報となる。土砂生産源を把握するには、一般に、異なる複数の生産源タイプを判別できる複数のトレーサが用いられる。

国内でも、鉱物組成や元素組成をトレーサに用いて河床材料や海岸砂の供給源を推定した事例は数多く報告されている¹⁵⁻²⁰⁾。しかし、これらは後背流域の地質情報や上流支川の河床材料と対比することで、どの河川流域や支川がどの程度寄与しているかを評価しており、山地の生産源土砂との直接比較を行っていない場合が多い。

欧米では、潜在的な生産源の土砂と流出土砂のトレ

ーサ特性を比較して各生産源からの寄与（混合割合や確率）を推定するフィンガープリンティング（Fingerprinting）という手法が、1990年代ころより盛んに用いられてきた²¹⁻²⁴⁾。その際、放射性降下物や元素組成といったさまざまな種類のトレーサが用いられるが、土砂の流下過程でトレーサ濃度が不変であることを仮定しており、トレーサ濃度の粒径効果を排除するために、微細土砂（粒径 0.063 µm 未満のシルト・粘土）を対象を限定している場合が多い。

当研究所では、北海道の鶴川及び沙流川水系の山地の上流域から生産源土砂を採取し、粒径約 0.5 mm 未満の画分を対象に、岩石由来の放射性同位体（²¹²Pb, ²²⁸Ac, ⁴⁰K）をトレーサに用いた土砂生産源推定法を構築した⁵⁾。降雨出水イベント時の土砂生産量を地質別に推定したほか⁵⁾、濁質（SS）やダム貯水池の堆積土砂、海岸砂の生産源を推定し、粒径によって生産源が異なることを報告している⁹⁾。

このような土砂生産源の粒径依存性が検出される要因には、主な可能性として、生産源土砂の粒径が地質によって異なること²⁵⁾、またトレーサとして用いた放射性同位体濃度が粒径依存すること^{26), 27)}が考えられる。2章では山地上流域で採取した浮遊土砂の粒径が、生産源土砂の岩種による風化特性の違いを反映する可能性を示した。トレーサ手法により推定した下流

表-2 岩相と粒径別試料の抽出数

コード名	岩相	抽出数	全サンプル数
A	堆積岩	5	17
B	変成岩	6	21
C-1	付加体玄武岩ブロック	3	5
C-2	付加体玄武岩岩体	3	5
C-3	付加体堆積岩	5	13
D	深成岩	3	11
	合計	25	72

表-3 粒径別試料の粒径範囲

粒径階	粒径範囲 (mm)
1	2.0-0.85 (2.0-1.0)
2	0.85-0.425 (1.0-0.5)
3	0.425-0.25 (0.5-0.25)
4	0.25-0.106 (0.25-0.125)
5	0.106-0.075 (0.125-0.063)
6	<0.075 (<0.063)

括弧内は一部の試料の粒径区分 (φ スケール)

の浮遊・堆積土砂や海岸砂の生産源が粒径に依存することが、岩種による風化特性の違いによるものかどうかを明らかにするには、トレーサ濃度の粒径効果の影響についても調べる必要がある。

そこで本章では、これまで構築してきた浮遊土砂生産源推定手法の有効性と粗い土砂への適用性を検討するために、トレーサ特性の粒径依存性を調べた。

3.2 材料と方法

6つの岩種地域から採取した生産源土砂のうち、各生産源区分につき3~6試料を抽出した(表-2)。抽出した試料の粒径2 mm以下の画分について2 mm~0.85 mm(粒径階1)、0.85 mm~0.425 mm(粒径階2)、0.425 mm~0.25 mm(粒径階3)、0.25~0.106 mm(粒径階4)、0.106 mm~0.075 mm(粒径階5)、0.075 mm未満(粒径階6)の6画分に篩別し、放射性同位体分析の試料に供した(表-3)。土砂試料の放射性同位体濃度は、ガンマ線スペクトロメトリーにより測定した。試料のうち5 g~10 gを分取し、直径15 mm、高さ50 mm、容積5 mlのポリエチレン容器(Kartell, 737; Milano, Italy)に充填・密封し、Well型高純度Ge半導体検出器(Ortec GWL-120-15; Oak Ridge, U.S.A)とマルチチャンネルアナライザー(SEIKO EG&G MCA7600; Tokyo, Japan)により8~87時間、ガンマ線スペクトルを測定した。得られたガンマ線スペクトルの ^{212}Pb (238 keV)、 ^{228}Ac (911 keV)及び ^{40}K (1461 keV)の光電ピークについて、エネルギー校正、効率校正及びバックグラウンド補正を行い、放射性同位体濃度(Bq/g)を評価した。

3.3 結果と考察

粒径階による放射性同位体濃度の違いは、岩種によって傾向が異なっていた(図-6)。堆積岩、変成岩、付加体玄武岩、付加体基質、深成岩では、どの同位体でも粒径階3または4で最も濃度が低く、粒径階1や粒径階6で濃度が高い、下に凸の傾向がみられた。とくに変成岩の ^{212}Pb 及び ^{228}Ac 、付加体堆積岩の ^{212}Pb 、深成岩の ^{212}Pb 及び ^{40}K において粒径階6で顕著に濃度が高かった。一方、付加体玄武岩岩体では、いずれの同位体においても粒径が小さくなるほど濃度が高くなる傾向が見られた。

粒径効果は、比表面積が大きくなることによってガンマ線の検出感度が増大することや^{27), 28)}、特定鉱物へのこれらの同位体の集積に起因することが報告されている²⁸⁾。付加体火山岩のように、粒径に反比例して同

位体濃度が増加する場合、単純に比表面積の増加が粒径効果の要因であると推察される。一方、その他の岩種のように、粒径に対して下に凸の濃度傾向を示す場合、構成する鉱物及びマトリックスとなる微細粒子の組成やサイズが、岩種によって異なることが要因として考えられる。すなわち、濃度の低い鉱物粒子の粒径がおおよそ0.1 mm~0.5 mm程度であり、マトリックスを構成するより小さい粒径階では比表面積効果により濃度が高くなり、一方より大きい粒径階は鉱物粒子とマトリックスで構成されるために濃度が高くなったことが考えられる。また同一の岩種・粒径階カテゴリーにおいて放射性同位体濃度のばらつきが大きいことは、このような鉱物・マトリックスの組成がサンプル毎にばらついていたことを示唆している。

生産源区分によるトレーサ濃度特性の違いが粒径によって影響されるかどうかを明らかにするために、粒径階ごとに岩種による放射性同位体濃度の違いを調べた(図-7)。どの粒径階においても、堆積岩、変成岩、付加体玄武岩ブロックの放射性同位体濃度は、付加体玄武岩岩体、付加体堆積岩、深成岩のそれよりも高い傾向は変わらなかった。粒径階によっては、放射性同位体濃度の平均値の順位が入れ替わる場合がみられた

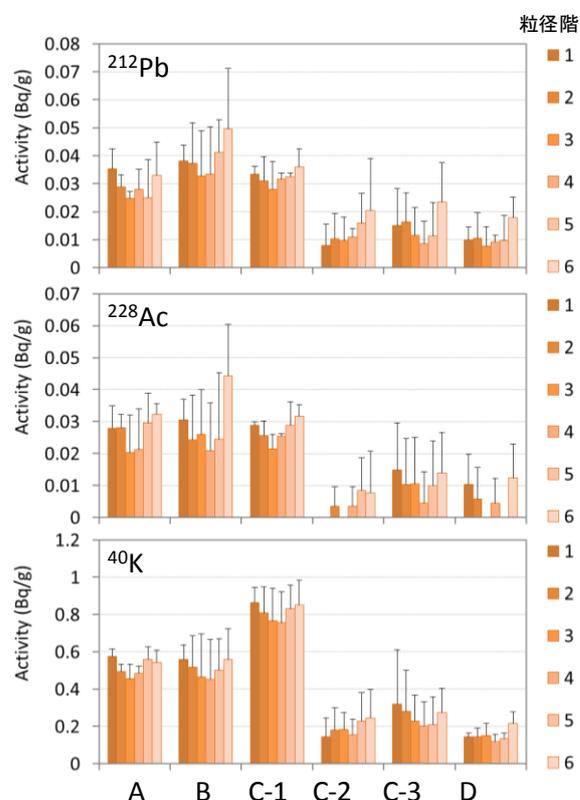


図-6 放射性同位体濃度の粒径階による比較

が、それらの順位が入れ替わった岩種の同位体濃度の差は、統計的に有意でなかった (t 検定)。これらのことは、放射性同位体濃度に粒径効果は認められるものの、岩種による違いには影響を及ぼすほど大きなものではないことを意味している。

4. まとめ

今年度は、流砂系の土砂動態評価・モニタリング手法の一つとして、粒径別土砂生産量の空間分布評価手法を構築するため、異なる地質構成をもつ山地上流域を対象に、粒径に着目した浮遊土砂生産・流出特性の把握と、トレーサを用いた浮遊土砂の生産源推定手法における粒径効果について検討した。山地流域から流

出する浮遊土砂の粒径特性 (比表面積) は、生産源土砂の粒径特性に依存し、おもに岩種による風化特性の違いを反映していることがわかった。流砂系の潜在的な土砂生産源である山地上流域の溪岸裸地斜面から採取した土砂のうち、粒径 2 mm 以下の画分についてトレーサ濃度特性の粒径効果を調べたところ、鉱物組成やマトリックスとなる微細粒子の構成割合は岩種によって異なり、その結果として放射性同位体の組成や濃度も異なることが示された。同一岩種であれば、放射性同位体濃度にある程度の粒径効果が認められたが、岩種による違いに影響を及ぼすほどではないことがわかった。

これらのことから、流砂系の微細土砂 (浮遊土砂、ダム貯水池の堆積土砂、海岸砂) の主要な生産源地域が粒径によって異なる要因は、おもに岩種による風化特性に依存することが示唆された。また鶴川及び沙流川流域における 0.5 mm 以下の微細土砂を対象に開発された、²¹²Pb、²²⁸Ac、⁴⁰K をトレーサ特性とした生産源推定手法が、粒径 2 mm 以下の細粒土砂に適用可能なことを示したといえる。今後は、砂礫といったさらに大きい粒径の土砂についてもトレーサ手法の適用可能性を検討する必要がある。

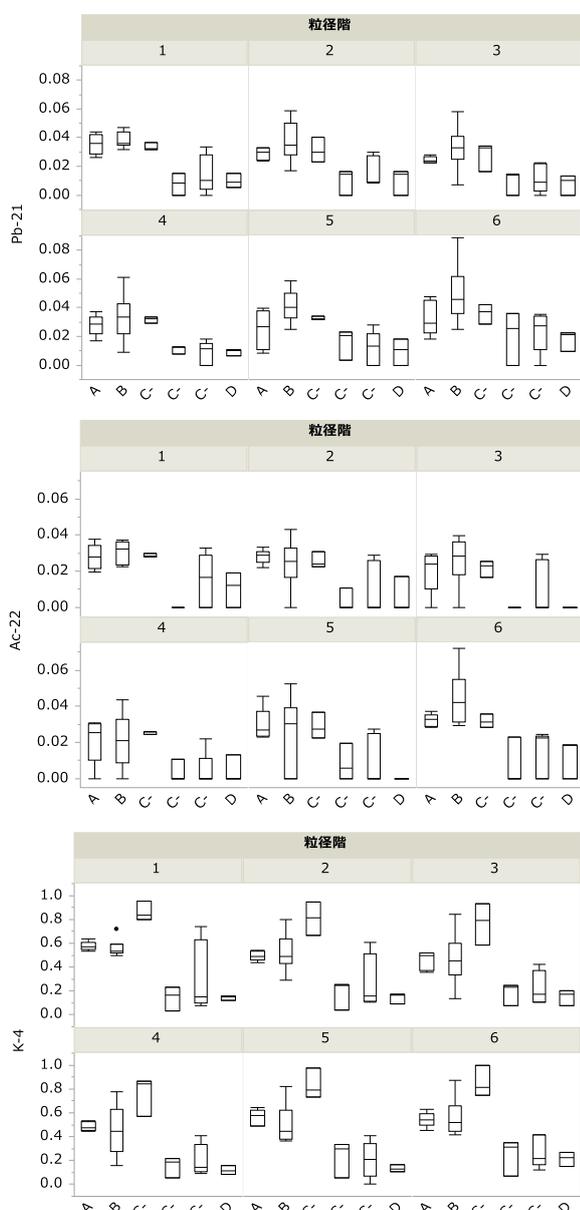


図-6 粒径階別にみた岩種による放射性同位体濃度の違い

参考文献

- 1) 山本晃一(編著)：総合土砂管理～流砂系の健全化に向けて～、技報堂出版、東京、p.386、2014年9月
- 2) たとえば佐藤慎司・宇多高明・岡安徹也・芹沢真澄：天竜川一遠州灘流砂系における土砂移動の変遷と土砂管理に関する検討、海岸工学論文集、Vol. 51、p. 571-575、2004年
- 3) たとえば大久保駿：流出土砂量についてー従来の研究の紹介ー、土木技術資料、No. 12、p. 34-39、1970年
- 4) 横山勝英・藤塚慎太郎・中沢哲弘・高島創太郎：多点濁度観測による筑後川水系のSS流出・輸送特性に関する研究、水工学論文集、Vol. 52、p. 553-558、2008年
- 5) Mizugaki S, Abe T, Murakami Y, Maruyama M, Kubo M: Fingerprinting Suspended Sediment Sources in the Nukabira River, Northern Japan. International Journal of Erosion Control Engineering, Vol. 5, p. 60-69, 2012.
- 6) Hicks DM, Hill J, Shankar U: Variation of

- suspended sediment yields around New Zealand: the relative importance of rainfall and geology. IAHS Publication, Vol. 236, p. 149-156, 1996.
- 7) 岡野眞久・高柳淳二・藤井隆弘・安藤明宏：ダム貯水池流入土砂量に基づく堆砂管理についての考察－土砂生産量強度マップの開発の事例－、ダム工学、Vol. 14、p. 167-176、2004年
 - 8) 水垣滋・渡邊和好・久保まゆみ・平井康幸・浜本聡：流域スケールにおける地質別土砂生産量の推定法、平成27年度砂防学会概要集、Vol. B、p. 8-9、2015年
 - 9) 水垣滋・大塚淳一・丸山政浩・矢部浩規・浜本聡：鵜川海岸の土砂生産源と粒径の季節変化、土木学会論文集 B2(海岸工学)、Vol. 69、No. 2、p. I_671-I_675、2013年
 - 10) 大橋正臣・山本潤・須藤賢哉・水垣滋・門谷茂・田中仁：鵜川沿岸の漁場環境に及ぼす河川出水の影響、土木学会論文集 B2 (海岸工学)、Vol. 68、No. 2、p. I_1121-I_1125、2012年
 - 11) 水垣滋・村上泰啓・久保まゆみ・丸山政浩・浜本聡：土砂生産ポテンシャルと浮遊土砂流出に及ぼす地形・地質の影響、平成24年度砂防学会概要集、p. 422-423、2012年
 - 12) Mizugaki S, Maruyama M, Watanabe K, Yabe H, Abe T, Hamamoto S: Differences in source and particle size of suspended sediment by lithology. International symposium on sediment disasters under the influence of climate change and tectonic activity (3rd), Kyoto, 26-27 September, 2013
 - 13) 水垣滋・谷瀬敦・平井康幸：岩石の暴露試験による積雪寒冷地域の微細土砂生成速度、寒地土木研究所月報、No. 750、p. 2-13、2015年
 - 14) 産総研地質調査総合センター：20万分の1日本シームレス地質図（詳細版、データ更新日：2015年5月29日）、<https://gbank.gsj.jp/seamless/>、2015年
 - 15) 榎本政雄・佐藤昭夫・山本兼次・岡田勝彦：神通川流域における河床堆積砂礫岩種別分類（第1報）－砂礫流出比計算の一方法－、新砂防、Vol.20、No.3、p. 9-20、1967年
 - 16) 平林桂：河床材料の岩質組成の縦断変化に着目した笛吹川の小流域別土砂供給量の推定、水工学論文集、Vol. 44、p. 723-728、2000年
 - 17) 福山貴子・松田武久・佐藤慎司・田中晋：湘南海岸流砂系の土砂動態と相模川河口地形の変化、海岸工学論文集、Vol. 50、p. 576-580、2003年
 - 18) 大石哲・砂田憲吾、Sisinggih D、宮沢直季：鉱物組成を用いた富士川流域における土砂生産源推定に関する基礎研究、水工学論文集、Vol. 54、p. 673-678、2010年
 - 19) 田代喬、高木良、辻本哲郎：山地流域における土砂生産特性に表層地質構成が及ぼす影響、水工学論文集、Vol. 54、p. 667-672、2010年
 - 20) 武川一樹・二瓶泰雄・田中健太郎：濁度連続観測及び底質分析に基づく多摩川流域のSS供給源の推定、土木学会論文集 B1 (水工学)、Vol. 68、No. 4、p. I_913-I_918、2012年。
 - 21) Walling DE, Woodward JC: Use of radiometric fingerprints to derive information on suspended sediment sources. Erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins. IAHS Publ., No. 210, p. 153-164, 1992.
 - 22) Wallbrink PJ, Murray AS: Use of fallout radionuclides as indicators of erosion processes., Hydrological Processes, Vol. 7, p. 297-304, 1993.
 - 23) Olley JM, Murray AS, Mackenzie DH, Edwards K: Identifying sediment sources in a gullied catchment using natural and anthropogenic radioactivity. Water Resources Research, Vol. 29, p. 1037-1043, 1993.
 - 24) Collins AL, Walling DE, Leeks GJL: Use of composite fingerprints to determine the provenance of the contemporary suspended sediment load transported by rivers, Earth Surface Processes and Landforms, Vol. 23, p. 31-52, 1998
 - 25) たとえば池田宏：山から海までの土砂礫の移動と粒径変化、月刊海洋、Vol. 32、p. 151-155、2000年
 - 26) Megumi K, Mamuro T: Concentration of uranium series nuclides in soil particles in relation to their size. Journal of Geophysical Research, Vol. 82, p. 353-356, 1977
 - 27) Baeza A, Del Rio M, Jimenez A, Miro C, Paniagua J: Influence of geology and soil particle size on the surface-area/volume activity ratio for natural radionuclides, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry,

Articles, Vol. 189, p. 289-299, 1995

28) 恵和子・范盛慧・木村捷二郎・辻本忠・岡喬・桂

山幸典：土壌粒度による天然放射性核種濃度と鉍物組成、保健物理、No. 21、p.155-160、1986年

EVALUATION OF SPATIAL VARIABILITY IN SEDIMENT YIELD AFFECTED BY PARTICLE SIZE

Research Period : FY2016-2021

Research Team : Watershed Environmental
Research Team

Author : SHIMME Ryuichi

TANISE Atsushi

MIZUGAKI Shigeru

Abstract: To elucidate

To evaluate the sediment yield at the watershed scale and its dependency on particle size, the particle size of suspended sediment and weathering features of source materials were observed for several years and compared among the headwater forested catchments underlined by various lithology in the Mukawa and Sarugawa watersheds, northern Japan. The effect of particle size on tracer properties was also evaluated to confirm the availability of fingerprinting technique using natural radionuclides as tracers for sand-size sediment.

Key words: suspended sediment, fingerprinting, natural radionuclide, particle size effect, weathering

12.2 土砂動態変化に伴う水域・陸域環境影響予測・評価技術、並びに、それらを踏まえた土砂管理技術の開発

12.2.1 土砂供給に伴う河川環境影響評価およびダムからの土砂供給技術の運用手法に関する研究

担当チーム：水工研究グループ（水理）、
水環境研究グループ（自然共生研究センター、水質）
研究担当者：石神孝之、宮脇千晴、櫻井寿之、中西 哲
萱場祐一、宮川幸雄、小野田幸生、末吉正尚
南山瑞彦、武田文彦、真野浩行

【要旨】

国土形成計画等において、山地から海岸までの一貫した総合的な土砂管理の推進等が謳われており、これらを推進していくためには、土砂動態のモニタリング、環境影響評価、対策技術を統合した流砂系における持続可能な土砂管理システムの構築が求められている。

本研究は、3つの実施内容で構成されている。一つ目は、ダム等からの各種土砂供給手法に伴う土砂動態を予測する技術を開発するとともに、供給土砂によるダム下流河道の河床変動等を予測・評価する技術の提案を目的とするものである。2016年度は、各種土砂供給手法での土砂動態とそれに伴うダム下流河道への影響について、主に1次元河床変動計算等を用いて調査し、土砂供給に伴い表面部分の粗粒化の改善がみられた結果を得た。二つ目は、土砂供給に伴うダム下流の陸域および水域のレスポンスの解明を目的とするものである。2016年度は、バイパスによる排砂を開始したダムの上下流を対象として、土砂供給前後の陸域の植生調査および水生生物調査を実施した結果、排砂直後はダム下流で土砂が堆積し河床の砂被度が増加する傾向であり、陸域では今後植物種の減少や他種への変化が生じる可能性、水域では付着藻類の減少等により、ダム上流またはダムのない河川の環境に近づく可能性が示された。三つ目は、土砂供給による河川水質への応答特性を把握するとともに、評価対象項目に関する毒性情報の収集や生物試験の実施により、生態リスク評価を目的とするものである。2016年度では、金属類4物質を対象として、ダム底質の溶出試験結果をもとに土砂供給時の河川水中の濃度を推定し、既報の有害性の文献情報から導出した有害性評価値と比較することで、土砂供給に伴う対象金属類による生物影響の可能性を評価することを試みた。評価結果から、対象金属類4物質による生物影響の可能性が低いことが示された。

キーワード：土砂動態、河床変動、一次元河床変動計算、砂被度、陸域植生、付着藻類、急性毒性、生態リスク、曝露評価

1. はじめに

河道改修やダムの建設といった流域の開発や治山・砂防による山地の安定によって、河川を流下する土砂の量が減少している、いわゆる *hungry water* の状態となっている。流下土砂量の減少により、河川では河床低下による横断形状の二極化や沖積層の減少による岩盤の露出が顕在化し、河川内構造物への影響や瀬・淵といった河川が本来持つリーチスケールの微地形の減少などが懸

念されている。また、沿岸域では供給土砂量の減少による海浜の後退など、土砂成分の減少は河川・沿岸域で問題となっている。一方、ダムや堰などの河川横断構造物では、流下土砂の分断化による堆砂問題が進行している。このように流域全体を俯瞰すると、土砂量が過剰な箇所と窮乏している箇所が局在化するアンバランスな状態となっている。

このような背景を受け、平成20年に策定された国土

表 2.1 各ダム の概要と供給手法と土砂量

	小波ダム	旭ダム	松川ダム	耳川ダム群
ダム目的	F A P	P	F N A P	P (山須原) P (西郷)
流域面積	288.0km ²	39.2km ²	60.0km ²	598.6km ² (山須原) 647.8km ² (西郷)
ダム設計洪水流量	1,300m ³ /s	1,200m ³ /s	440m ³ /s	3,387m ³ /s (山須原) 3,572m ³ /s (西郷)
土砂供給手法	土砂バイパス	土砂バイパス	土砂バイパス	通砂運用
設備の目的	①堆砂対策 ②下流環境改善	①堆砂対策 ②濁水長期化対策	①堆砂対策 ②予備放流の解消	①堆砂対策 ②背水対策
設備諸元	形状：馬蹄形 B：7.075m R：3.95m 勾配：1/50 全長：4,000m	形状：幌型 B：3.8m H：3.8m 勾配：1/35 全長：2,350m	形状：幌型 B：5.2m H：5.2m 勾配：1/25 全長：1,417m	堤体切り下げ 山須原ダム：約9m 西郷ダム：約4m
運用方法	バイパス地点流量 51m ³ /s から運用開始 (ダム地点 60m ³ /s)。170m ³ /s までは全量バイパス。以降は一定率操作。	旭ダム流入量 5m ³ /s 以上で運用開始。140m ³ /s までは全量バイパス。	20m ³ /s 以上で運用。170m ³ /s までは全量バイパス。計画洪水量 440m ³ /s 時にバイパス流量 200m ³ /s。	山須原ダム地点流量 700m ³ /s 以上で運用開始
対象流量	51～370m ³ /s	5～140m ³ /s	20～200m ³ /s	700m ³ /s 以上
流入土砂の粒径区分	掃流砂：d \geq 2mm 浮遊砂：2mm>d \geq 0.2mm ウオッシュポート：0.2mm>d	不明	礫：d \geq 2mm 砂：2mm>d \geq 0.15mm シルト・粘土：0.15mm \geq d	礫：75mm \geq d>2mm 砂：2mm \geq d \geq 0.075mm シルト・粘土：0.075mm \geq d
流入土砂量	643 千 m ³ (—) 掃流砂 (礫) 110 千 m ³ (約 17%) 浮遊砂 (砂) 123 千 m ³ (約 19%) ウオッシュポート (シルト・粘土) 379 千 m ³ (約 64%) ※土砂収支算定結果より算定	230 千 m ³ (—) 不明 (約 90%) " (約 9%) " (約 1%) ※流入土砂量は H16 年の堆砂量を記載 ※粒度分布読み取り (小波の粒径区分使用)	150 千 m ³ (—) 20 千 m ³ (約 13%) 70 千 m ³ (約 47%) 60 千 m ³ (約 40%) ※土砂収支算定結果より算定	105 千 m ³ (—) 17 千 m ³ (約 16%) 58 千 m ³ (約 55%) 30 千 m ³ (約 29%) ※土砂収支算定結果より算定
排出土砂量	262 千 m ³ (約 41%) 掃流砂 (礫) 5 千 m ³ (約 5%) 浮遊砂 (砂) 42 千 m ³ (約 33%) ウオッシュポート (シルト・粘土) 212 千 m ³ (約 56%) ※ () 内は流入土砂に対する排出土砂の割合	216 千 m ³ (約 94%) 不明 " " ※排出土砂量は H16 の堆砂軽減量の推定値を記載	105 千 m ³ (約 70%) 0 千 m ³ (—) 50 千 m ³ (約 71%) 55 千 m ³ (約 62%)	100 千 m ³ (約 95%) 11 千 m ³ (約 65%) 59 千 m ³ (約 102%) 30 千 m ³ (100%)

形成計画では、「総合的な土砂管理の取り組みの推進 (以下、総合土砂管理)」、いわゆる流域一貫の土砂管理の必要性が謳われ、その解決策として土砂動態のモニタリング、環境影響評価、対策技術を統合した流砂系における持続可能な土砂管理システムの構築が求められている²⁾。

しかし、現状としては総合土砂管理を実施するための総合的な手段や手引きなどは策定されていない。この理由について、山本³⁾は総合土砂管理の困難さについて、5つの理由を挙げて説明している。①土砂動態に関する経

験的・科学的知見の不足と不確実性。②全体と部分の不調和。③総合土砂管理計画に関わる計画 (調整) 主体の不在。④受益と負担の調整の困難性。⑤流域計画の不在。中でも①の理由は、総合土砂管理の根幹に関わる問題である。河川における土砂動態は主に実験室レベルで蓄えられた知見をもとに、数値計算の技術を現地に適用して将来を予測するものである。しかし、河道内の土砂動態や流入土砂量といった境界条件は不確実性を大いに伴う。そのため、これらの要因についての検証等が必要である。

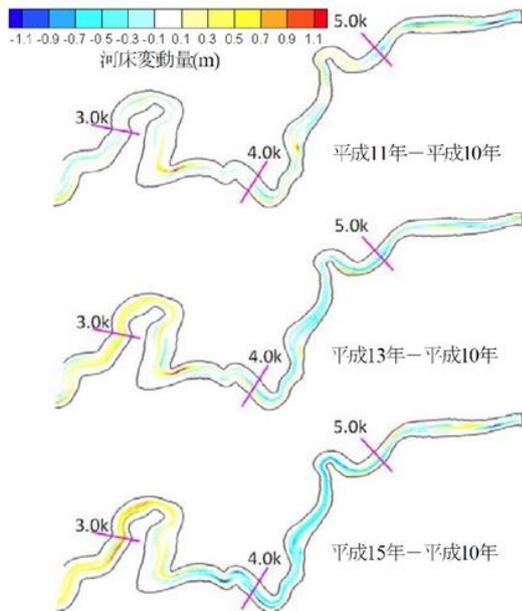


図 2.1 土砂供給に伴う下流河道の河床変動

また、②の理由は、ダム、河川や沿岸域といった個別の部分空間が持つ特性と利用形態が各々異なるために生じる問題である。河川環境まで目を広げると、一般的な土砂動態の予測の空間スケールと環境を評価するための空間スケールが大きく異なることが挙げられる。概して、土砂動態の空間スケールが大きいものに対して、環境を評価するための空間スケールは小さくなる。この空間スケールのギャップもまた全体と部分の不調和に含められるだろう。

上記の総合土砂管理の困難性に鑑み、本研究では以下の三つの点に着目し、研究を実施する。一つ目は、ダム建設により土砂供給が激減した河川を対象とした土砂供給による河床変動予測技術の開発である。二つ目は、土砂供給に伴うダム下流の陸域および水域のレスポンスの解明である。三つ目は、河川生態系へ影響を及ぼすおそれがある置土などに含まれる重金属性物質の安全性の検討である。これらの項目について、本年度実施した研究内容を報告する。

2. 土砂供給方法の違いを考慮した土砂動態の予測技術の開発

ダム等からの土砂供給方法の違いを考慮した土砂動態の予測技術の開発に関して、各種土砂供給手法における概略の流量と供給土砂の関係及び土砂バイパスによるダム下流河川への土砂供給による土砂動態について、既往の水理模型実験よりバイパス通過土砂量を推定して、一次元河床変動計算にて検討した。

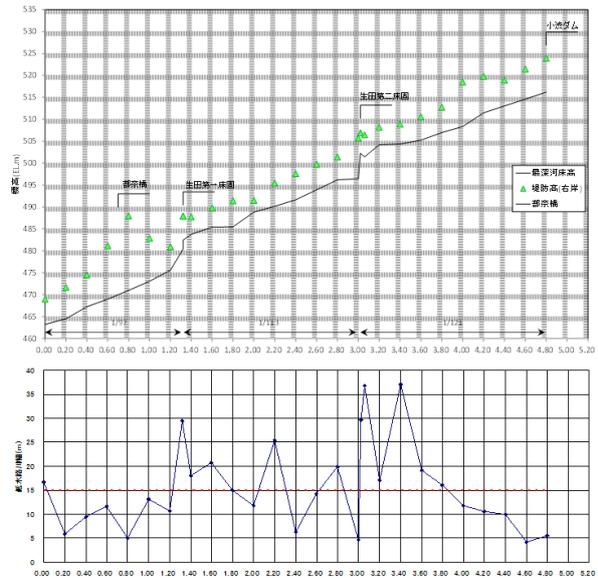


図 2.2 小洪川の河床縦断面図及び低水路幅

2.1 各種土砂供給手法における概略流量と土砂供給量

実際に土砂供給を実施、計画、検討されている小洪ダム、耳川ダム群、旭ダム及び松川ダムを対象に既往のボーリングデータ・堆砂測量データ・流入土砂データ等の整理を行い、ダム貯水池内の堆積土砂、ダム建設以前におけるダム地点の河川の流下土砂の粒径分布等の推定を行い、ダム地点から下流河川に土砂供給を行うにあたって、土砂採取位置、流下方法等の各土砂供給手法の特性等を考慮し、どのような粒径集団が供給の対象となっているかを整理した。なお、耳川ダム群については、土砂フラッシングを、他の3ダムでは土砂バイパストンネルによる土砂供給を計画している。

調査した各ダムの土砂供給手法の比較を表 2.1 に示す。旭ダム・松川ダムは流域面積が他ダムより小さく、バイパス対象流量が $5 \sim 200 \text{ m}^3/\text{s}$ と比較的小さい。また土砂バイパスでは掃流砂成分のバイパスは少なく、浮遊砂・ウォッシュロード成分が大半を占めている。これらのダムの内、旭ダムは平成 10 年からの運用実績があり、図 2.1 に平成 10 年を基準とした河床の変動について示す。図 2.1 より、土砂供給により、平成 13 年と平成 15 年にピーク流量が $250 \text{ m}^3/\text{s}$ を超える洪水が発生し、下流河道の変動量も大きくなった。平成 15 年の段階では、 $3.8\text{k} \sim 5.0\text{k}$ 区間で河床低下が顕著であり、 3.8k より下流では、堆積傾向となっている。このような河床変動が、どのような流量・土砂移動（土砂排出）のもとで生じ、また、バイパストンネルから排出された石礫は、どのような過程で堆積し、河床粒度分布等を形成しているかは不明で

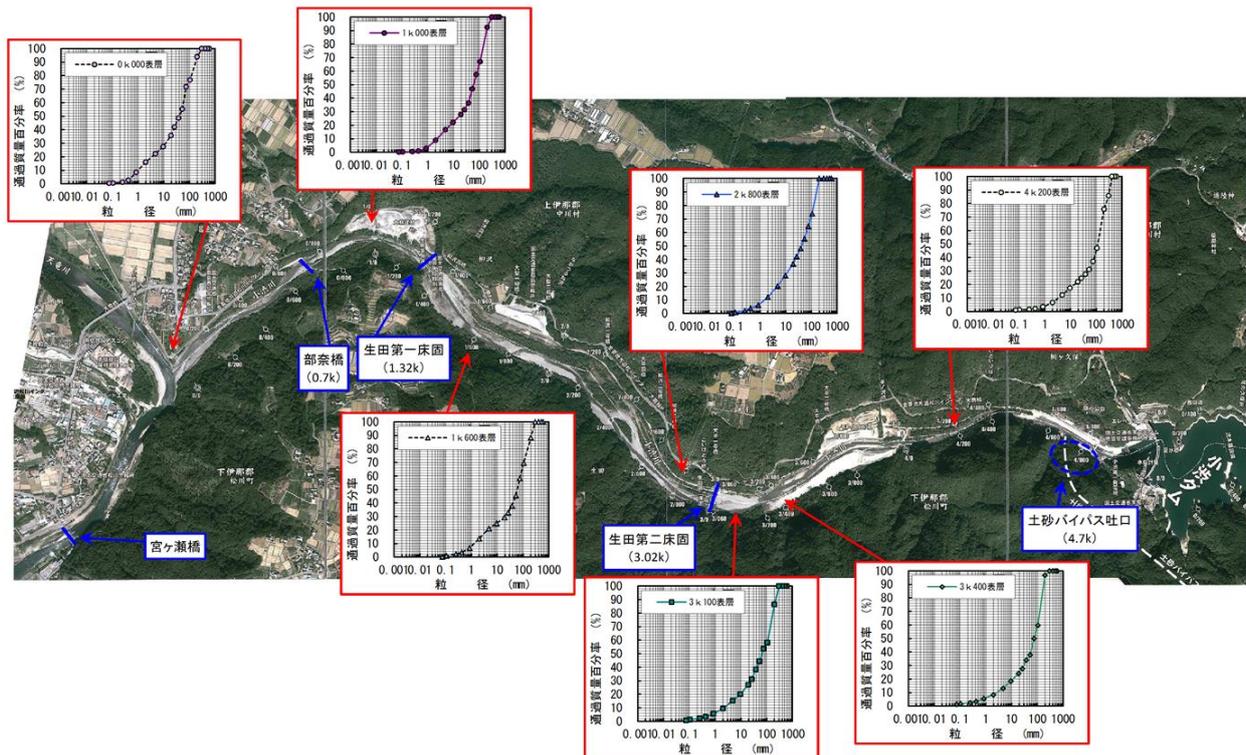


図 2.3 小渋川 河床材料調査位置図

あるが、バイパストンネル運用前に侵食傾向のみであったが、堆積、侵食を繰り返し、供給土砂も下流へ流送されていることがわかる。ある意味、自然河道に近づいている。また、この土砂バイパストンネルを使用することで、濁水長期化も軽減されており、洪水末期には清水バイパスの効果もみられている。

2.2 土砂バイパスによる土砂動態に関する検討

実際に土砂バイパスの運用が開始された小渋ダム下流の天竜川水系小渋川を対象とした土砂動態予測を実施した。小渋ダムは天竜川小渋川に、小渋川総合開発事業の一環として、昭和 36 年に建設着手し、昭和 44 年に完成した、流域面積は 288 k m²、高さは 105m のアーチ式コンクリートダムである。小渋ダムでは貯水池堆砂の進行に伴う有効貯水容量の減少や小渋ダム貯水池の機能低下への対処および天竜川本川の河床低下対策、海岸線の後退への対策、小渋川ダム下流河道の生態環境の改善などの目的のため、土砂バイパスが設置され、平成 28 年に完成した。

計算条件として、ダム放流量とバイパス流入流量の整理・流入土砂量の設定・流量と土砂量との関係を基に、流入土砂の粒度分布を 3 パターン、流入土砂量を 3 パターン設定して、バイパス流入流量 3 パターンの組み合

わせとした。このケースについて、1 次元河床変動計算に用いる下流河道のモデルを作成して、土砂バイパストンネルによる土砂供給での河道の土砂動態について検討を実施した。

2.2.1 河道モデルの設定

小渋川は、平均河床勾配 1/97～1/121 であり、山地河道の様相を呈している。また、河道横断工作物として 1.3k 付近に生田第一床固工、3.0k 付近に生田第二床固工がある。小渋川の維持流量は 0.72 m³/s であることから概ね 1 m³/s 流下時の川幅を算定すると、平均的な低水路幅は約 15 m となる。小渋川では流下方向距離 200 m 間隔で定期横断測量が実施されており、今回の検討では平成 23 年度および平成 26 年度に実施された横断測量成果を初期河道地形条件とした。また、粗度係数については、小渋川の既往検討結果を踏まえ、0.0k～1.320k は 0.046、1.321k～3.021k は 0.045、3.021k より上流は 0.045 と設定した。

小渋川では、図 2.3 に示す 7 地点で河床材料調査が実施されている。平均粒径は約 60～130 mm となっており、特に、上流 4.2k 地点では粒径 75 mm 以上の石分の割合が 63% と他地点の比較し多くなっている。これらの実測データをもとに河道における初期仮称材料の粒度分布を河道区間毎に設定した。

2.2.2 計算条件の設定

ダム放流量及びバイパス流入量の算定方法を下記に示す。

- ①ダム地点流入量より分派堰下流の残流域流入量（ダム地点流入量×0.15）を差し引き、バイパス地点流入量（バイパス前）を算定。

$$\text{バイパス地点流入量} = \text{ダム地点流入量} \times 0.85$$

- ②バイパスから下流河川への放流量は、バイパス地点流入量及びバイパスのゲート操作運用を考慮し、以下のように算定。

$$Q_{bin} < 51 \quad : Q_{bout} = 0$$

$$51 \leq Q_{bin} < 170 \quad : Q_{bout} = Q_{bin}$$

$$170 \leq Q_{bin} \quad : Q_{bout} = (Q_{bin} - 170) \times 0.154 + 170$$

ここで、 Q_{bin} ：バイパス地点流入量（ダム地点流入量×0.85、 m^3/s ）、 Q_{bout} ：バイパス放流量（ m^3/s ）。

- ③ダムから下流河川への放流量は、現況のダム操作による放流量からバイパス放流量を差し引いた放流量をダム下流への放流量として算定。

$$Q_{in} < 60 \quad : Q_{dout} = Q_{in}$$

$$60 \leq Q_{in} < 200 \quad : Q_{dout} = Q_{in} \times 0.15$$

$$200 \leq Q_{in} \quad : Q_{dout} = (Q_{in} - 200) \times 0.154 + 200 - Q_{bout}$$

ここで、 Q_{in} ：ダム地点流入量（ m^3/s ）、 Q_{dout} ：ダム放流量（ m^3/s ）。

バイパス流入量と流入土砂量との関係は水理模型実験により検討されている。実験では細粒分と粗粒分のバイパス通過土砂量が計測されており、平均的な洪水波形と計画高水流量相当の洪水波形で実施されている。

粗粒分については、ピーク流量前ではほとんどバイパス内へ土砂が流入せず、ピーク流量後に土砂が流入する傾向にある。また、細粒分についても、ピーク流量前ではピーク流量後と比較して土砂の流入が少ない傾向にある。これらの特性を踏まえて、ピーク前後で $Q_s = \alpha Q^\beta$ の特性が変化すると考え、実験値と比較を行った。推定式による値は概ね実験値の傾向を表せていると考える。なお、流出土砂量の計測結果より、粗粒分（粒径 12mm 以上）については、ピーク流量前はバイパス流入量が概ね $300 \text{ m}^3/\text{s}$ 程度となるまで流入しないことがわかった。従って、本検討ではピーク流量前の期間については、バイパスへの流入量が $300 \text{ m}^3/\text{s}$ を上回った場合に粗粒分がバイパスへ流入するものとした。最終的に、バイパス流入量に対する流入土砂量は、実験で得られた β の平均値を用いて、 $Q_s = \alpha Q^\beta$ より算定した。

対象流量は、ケース 1：計画高水流量相当（実験波形：ピーク流量 $1,240 \text{ m}^3/\text{s}$ ）、ケース 2：既往最大実績流量

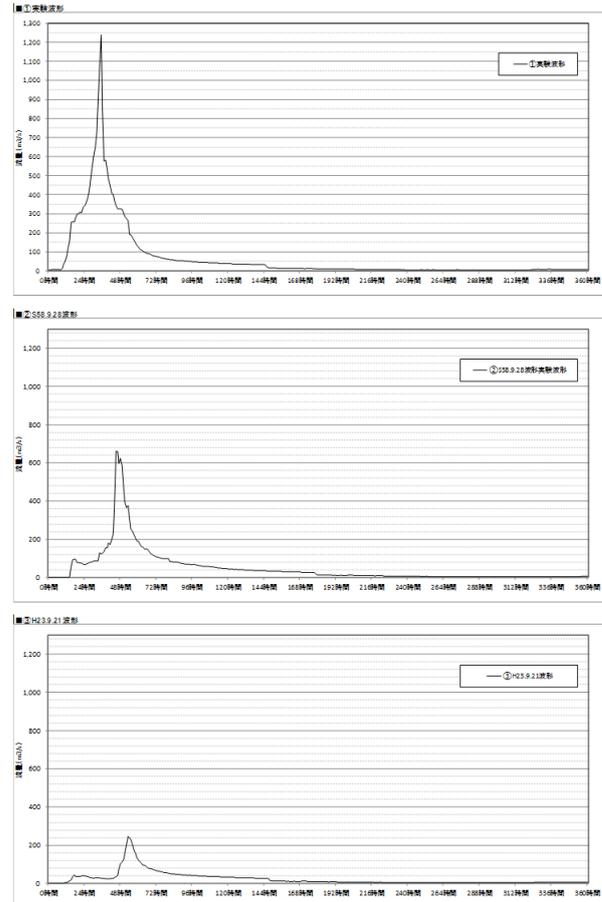


図 2.4 対象流量波形

（S58.9.28 波形：ピーク流量 $660 \text{ m}^3/\text{s}$ ）、ケース 3：平均年最大流量相当（H23.9.21 波形：ピーク流量 $248 \text{ m}^3/\text{s}$ ）の 3 ケースを設定した。

境界条件となる対象流量のダムへの流入土砂量の算出は、まず小渋ダムの堆砂経年変化より対象流量に対する堆砂量を推定した。それぞれのケースの堆砂量の算定は、①計画高水相当の流量に対しては、小渋ダムの堆砂経年変化により 1/100 確率に相当する堆砂量（ $2,421 \text{ 千 m}^3$ ）を設定した。②既往最大流量および③平均年最大流量に対する流入土砂量は、それぞれ対象となる流量が発生した年の堆砂量から算出した（それぞれ、② $2,292 \text{ 千 m}^3$ 、③ 595 千 m^3 ）。

上記で設定した堆砂量より、流入土砂量（＝堆砂量×1.04）を推定し、実質量換算した上で粒径毎の流入土砂量を $Q_s = \alpha Q^\beta$ の推定式で算定した。

- ①計画高水流量相当（実験波形：ピーク流量 $1,240 \text{ m}^3/\text{s}$ ）
→ 流入土砂量 $2,530 \text{ 千 m}^3$ （実質量 $1,237 \text{ 千 m}^3$ ）
②既往最大実績流量（S58.9.28 波形：ピーク流量 $660 \text{ m}^3/\text{s}$ ）
→ 流入土砂量 $2,395 \text{ 千 m}^3$ （実質量 $1,171 \text{ 千 m}^3$ ）

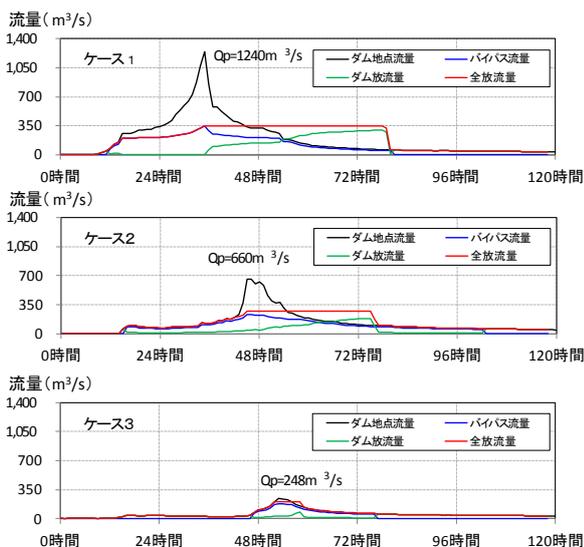


図 2.5 計算ケースとハイドログラフ

- ③平均年最大流量相当 (H23.9.21 波形：ピーク流量 248m³/s)
 → 流入土砂量 621 千 m³ (実質量 304 千 m³)
 対象流量の流入土砂量の粒度構成比は、下記の手順で

設定した。

- ①S55 及び H12 で実施された堆砂ボーリング調査結果より、堆砂量の粒度構成比を設定。
- ②①に掘削土砂量の粒度調査結果を反映。
- ③微細土砂量 (0.075 mm 以下) の 90%がダムにより捕捉されているため、ダム通過土砂量 (10%) を②に反映。

小洪ダム上下流の流量とウォッシュロード量との関係より、ウォッシュロード (粒径 0.2 mm 以下) の流入土砂量パラメータ β は 2.2 とした。他の粒径については、近隣ダムの美和ダムで同定されたパラメータを参考に、粒径 0.2~37.5 mm は $\beta=2.0$ 、37.5 mm 以上は $\beta=1.0$ とした。

2.2.3 1次元河床変動計算結果

計算ケースとハイドログラフは図 2.5 に示す。ケース 1 およびケース 2 では、バイパスとダムからの放流パターンはほぼ同様の傾向となった。両ケースとも洪水低減期にダム放流量がバイパス放流量を上回る結果となった。

また、洪水イベント終了後の河床変動量および 3.80k 地点の表層河床材料の粒度構成の計算結果を図 2.6 に示

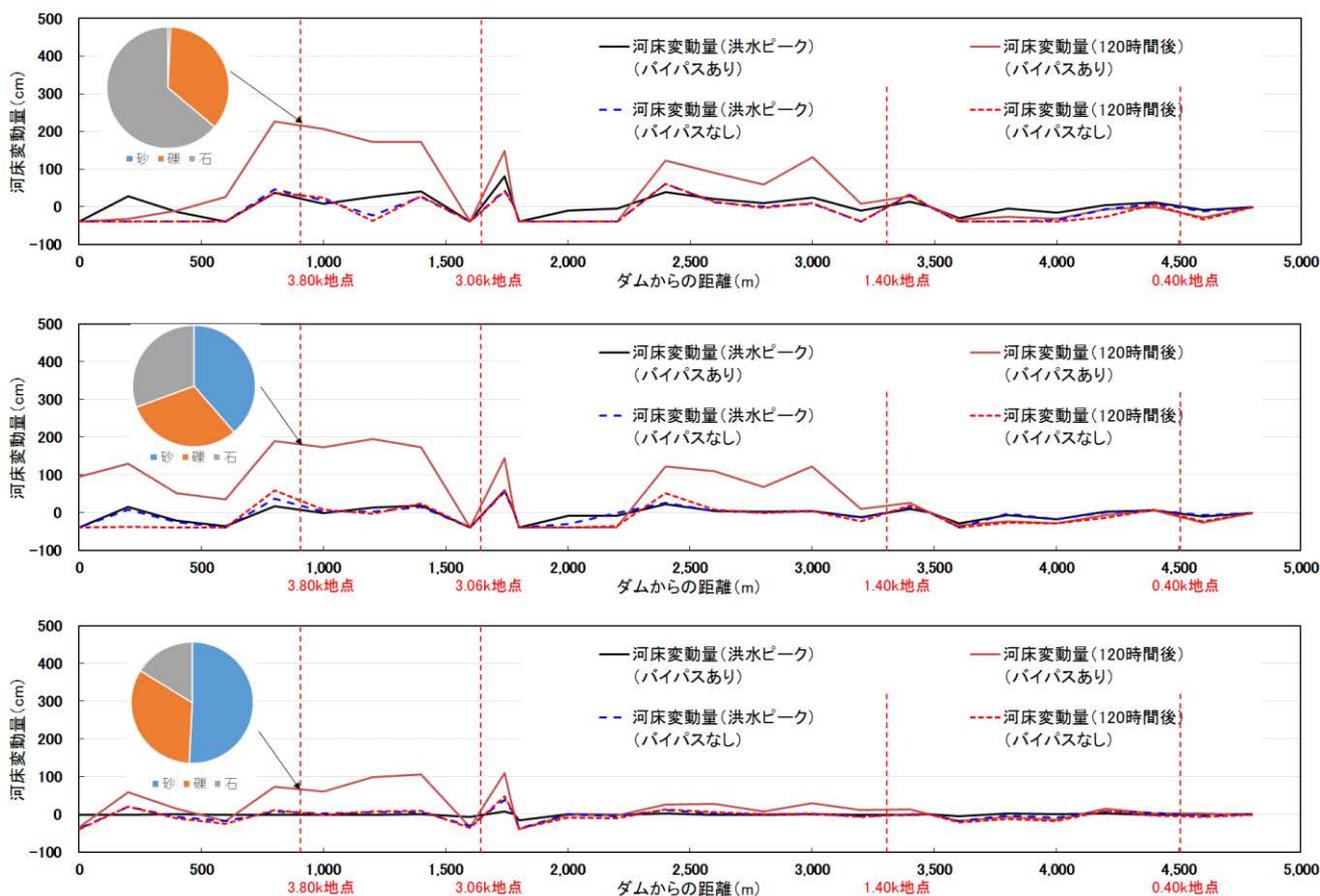


図 2.6 計算結果 (河床縦断)

す。土砂バイパストンネルを運用しない場合は、上流からの流入土砂量のうち概ね全量（※下流河道へはウォッシュロードの10%が供給）がダムで捕捉されるため、河床縦断形状は概ね現河床と同じか僅かに河床低下する傾向にあり、表層の粒度分布は、現河床よりも粗粒化する傾向にある。一方、土砂バイパストンネルを運用する場合は、土砂バイパストンネルからの土砂供給により、生田第一床固（天竜川合流点より1.3k）より上流河道では、概ね全川にわたり河床上昇する傾向にあり、下流河道では運用前後で大きな変化は見られないが、土砂バイパストンネルを運用しない場合にみられた河床低下は緩和される。特に、生田第一床固（天竜川合流点より1.3k）～生田第二床固（天竜川合流点より3.0k）間の表層の粒度分布は、細粒化する傾向にある。なお、ケース1,2で土砂の堆積状況は同じ傾向となっているが、3.8km地点での表層部分粒径をみてみると、流量規模により、大きく変化しており、流量規模が小さくなれば、表層の粒径は小さくなっている。これらの検討結果は、土砂バイパスの運用による土砂供給により、下流河道の河床低下や表層粒度分布の粗粒化が改善され、河川環境の面からも効果があるものと考えられる。

今後は、実運用時の河床変動との本モデルの検証を実施していくとともに、環境面を考慮した運用方法についても検討していくとともに、今回調査をしていない土砂供給手法についても調査していくことを考えている。

3. 土砂供給による河川環境のレスポンス

3.1 土砂供給前後の陸域の環境と植生の変化

3.1.1 はじめに

ダムからの土砂供給の効果や影響を評価する際には、土砂が水とともに流されるため、主に水域が評価の対象とされてきた^{4,5,6,7}。ただし、増水時には、平水時に陸域となる領域にも土砂が供給されるため、ダムからの土砂供給の影響をより包括的に評価するためには、陸域の評価も欠かせない⁸。

本プログラム研究課題では、陸域の生物群集を評価する指標として植物を対象とした。植物は動物と異なり移動ができないため、土砂の堆積によって植物が埋まってしまうなど直接的な変化が観察される。また、新たに堆積した土砂はその粒径や量によって保水性を変化させたり^{9,10,11,12,13,14,15}、シルトや粘土といった粒径の小さな土砂の場合には栄養塩濃度を上昇させたりと⁸、植物の生育条件も変化させると考えられる。したがって、土砂供給によって植物が利用可能な表層の土砂粒径が変化し

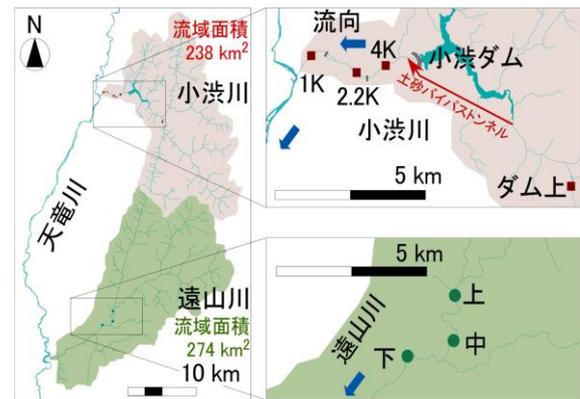


図 2.7 小渋ダム周辺の生物調査箇所

た場合には、植物の生育環境の変化を通じた植物相への影響が予想される。しかしながら、ダムからの土砂供給が陸域の植物に与える影響を評価した例はほとんどない⁸。

上記の背景を踏まえ、本研究では土砂供給の事前・事後で陸域の植物とその生育環境（陸域の地形や土砂特性の変化など）についての調査を実施し、土砂供給によって陸域に土砂が堆積した場合の予測に資する知見を得ることを目的とした。

3.1.2 方法

本報では、小渋ダムで2016年9月に実施された土砂バイパストンネルによる土砂供給を対象とした。本プログラム研究課題が、水域と陸域の両方を対象とした統合的な評価を目的としていることから、後述の「3.2.1 水域」と同じ地点を対象とした（図2.7）。ただし、当該河川を含む天竜川上流においても流程によって出現植物が異なることが報告され¹⁶、流域をまたいだ小渋川と遠山川とで潜在的に植生が異なると考えられたため、植物については小渋川の調査地（小渋ダム上流、小渋ダム下流〔小渋4K、小渋2.2K、小渋1K；数字は小渋川流入先の天竜川合流点からの距離を示す〕）のみを対象とした。なお、ダム下流の調査地は全て土砂バイパストンネルの吐口よりも下流に位置する。各調査地において土砂堆積が異なると予想される流路（直線部と屈曲部）を含めて3本（小渋4Kのみ4本）の横断測線を設定し、データを収集した。

土砂バイパストンネル運用（2016年9月）の事前・事後を収集した。植生調査については、横断測線の基点から2mごとに1m四方のコドラートを設置して実施した。基点から最初のコドラートは、メジャー上で1.5～2.5m、メジャーの上下流に0.5mずつとった範囲とした。コドラート内に出現した植物種を、できるだけ細かく同定し

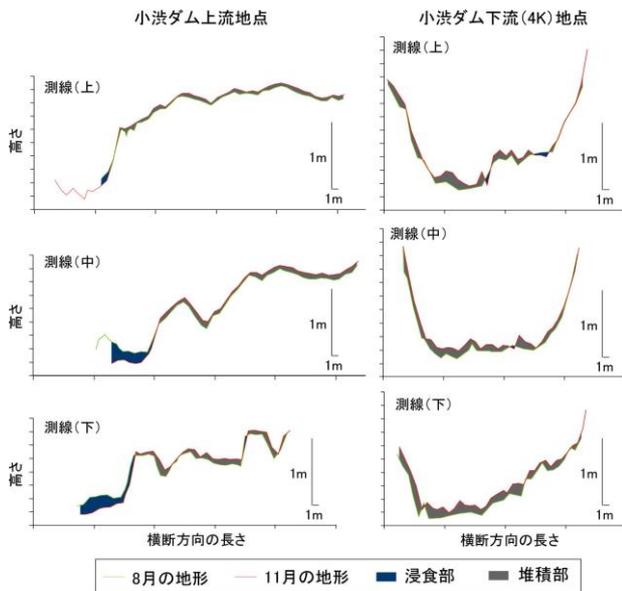


図 2.8 調査測線の地形の変化

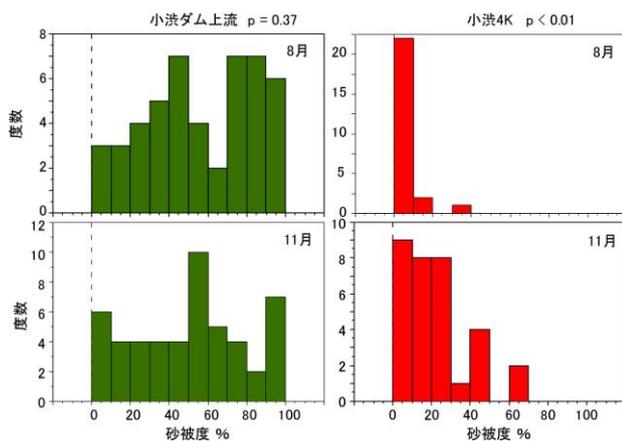


図 2.9 調査地点ごとの砂被度の頻度分布とその変化

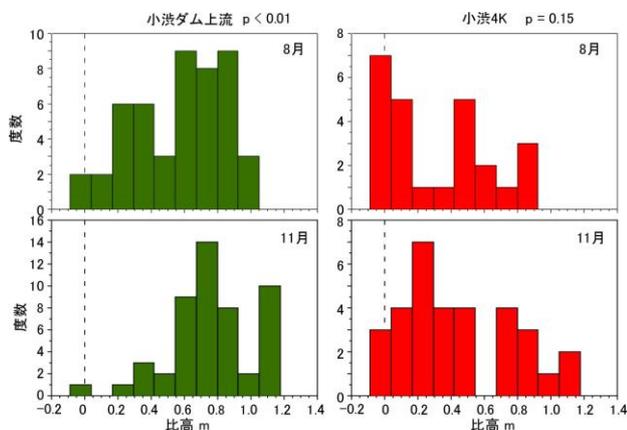


図 2.10 調査地点ごとの比高の頻度分布とその変化

事後の調査として、それぞれ同年 8 月と 11 月にデータ。ただし、調査時に花序をつけていない植物種については、科など大まかな分類にとどめた分類群もある。

表層における粒径別被度は、植生調査と同じコドラートを対象に観測し、5つのカテゴリー(巨石 > 256 mm、石 64-256 mm、礫 16-64 mm、砂利 2-16 mm、砂以下 < 2 mm)¹⁷⁾について5%単位で記録した。植物にとっての水分環境の代替として地盤の高さが利用可能であることから⁹⁾、横断形状を計測した。一部の調査測線(小渋ダム上流、小渋4Kのそれぞれ3測線;小渋4K地点の1つの測線では機械が不調だった)において、各測線上の座標をトータルステーション(Trimble S3)で取得した。横断形状は植物調査時に利用したメジャーを利用し、1mごとに計測した。本研究では、地盤の高さと表層粒径被度に注目していることから、横断形状を計測できた調査測線を解析対象とした。

調査測線における環境要因(比高と表層粒径別被度)と出現植物との関連を俯瞰するため、横断地形に表層粒径別被度と出現植物を追加した図を調査時期ごとにまとめた。次に、土砂バイパストンネル運用前後における環境要因の変化をU-testを用いて解析した。その際、中砂以下(0.5 mm)の土砂で保水性が高いことに鑑み^{18,19)}、表層粒径別被度については砂被度のみを抽出して解析した。さらに、砂被度と比高に対する出現植物種をプロットすることで、生育環境条件の把握を試みた。

3.1.3 結果と考察

調査測線の地形形状の変化は、調査地点内で似たような傾向を示した(図 2.8)。小渋ダム上流地点では、水域では浸食傾向で、陸域では堆積傾向だった。それに対して、小渋4K地点では、水域・陸域ともに堆積傾向だった。両地点の水域内の土砂の浸食・堆積傾向の違いは、土砂バイパストンネルによる土砂供給の影響を反映したものかもしれない²⁰⁾。ただし、小渋ダム上流では、出水によると思われる地形の変化が生じ、流路の河床低下が見られた。そのため、水流による浸食を受ける範囲が狭まり、陸域の土砂の堆積を過大評価している可能性もある。そのため、土砂供給が河床地形に及ぼす影響については、今後の調査を通じて慎重に評価される必要がある。

コドラートの砂被度は、調査地点間で変化の傾向が異なった(図 2.9)。小渋4K地点では砂被度が有意に増加し(U-test, $p < 0.01$)、砂被度が10%以上のコドラートが増加した。一方、小渋ダム上流地点では砂被度の有意な変化は見られず($p = 0.37$)、事前・事後調査の両方で0~100%までの幅広い砂被度が確認された。小渋4K地

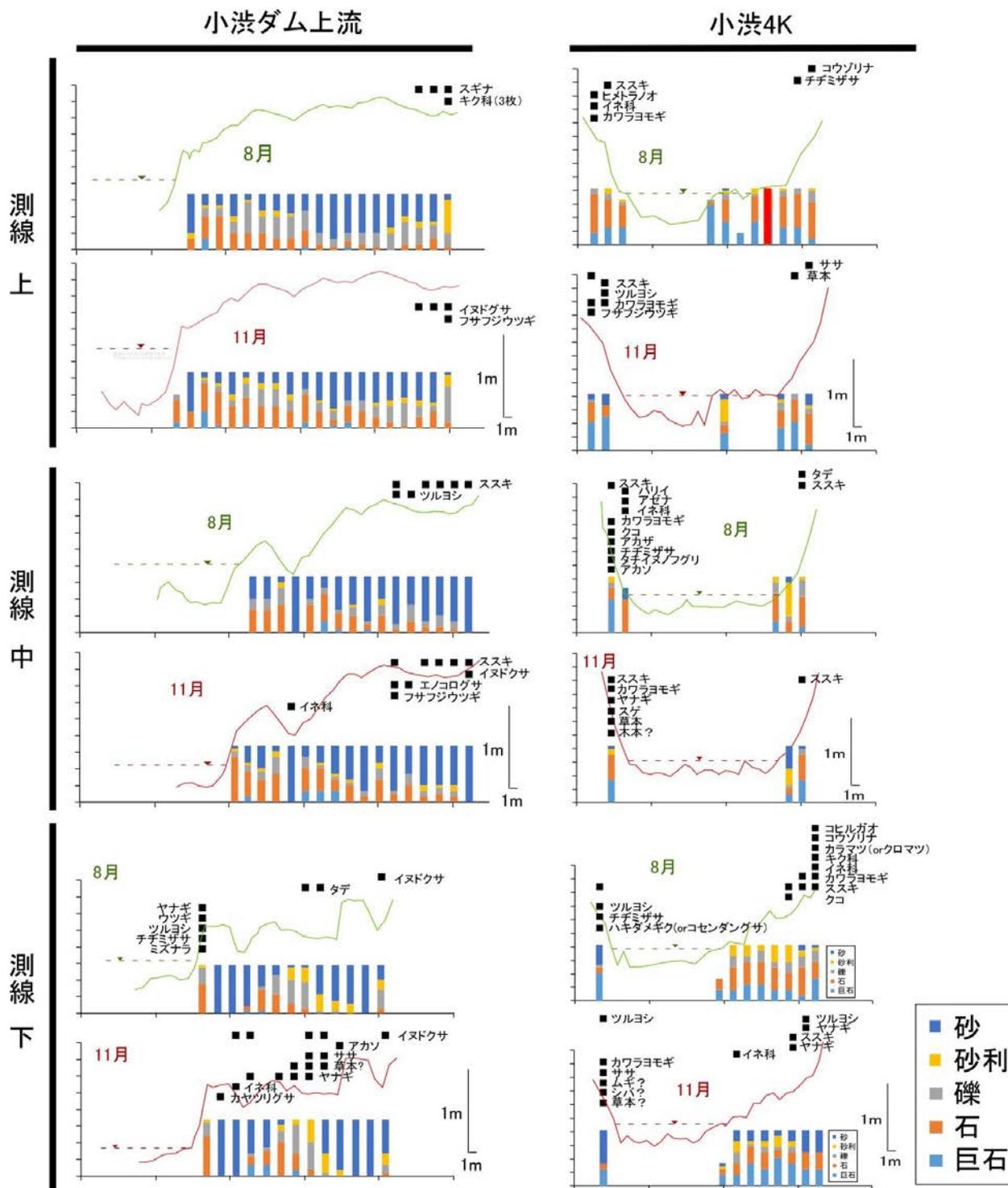


図 2.11 調査測線の断面図と表層粒径別の被度に対する出現植物の概要

折れ線は地形測量による横断面を表す。棒グラフは表層粒径別の被度を表すが、コドラートの一部に水域が含まれた場合には、水面分を引いているため 100%にならない場合がある。出現した植物は種名とともに、出現位置を黒い■で記した。

点における砂被度の増加は、土砂バイパストンネルからの土砂供給の影響と考えられる。

コドラートの比高も、調査地点間で変化の傾向が異

なった (図 2.10)。ただし、砂被度とは逆に、小渋 4K 地点では比高に有意な変化は見られず (U-test, $p = 0.15$)、小渋ダム上流地点では、有意に比高が増加した (p

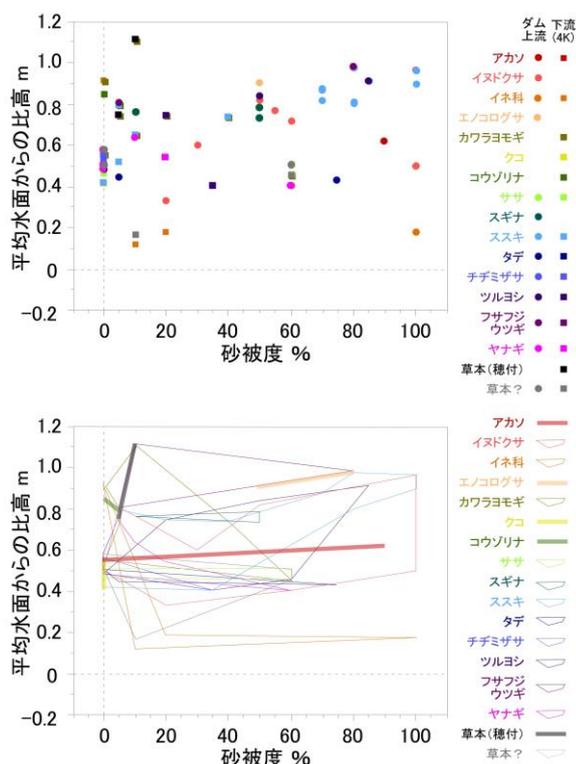


図 2.12 本調査結果に基づく、砂被度と比高に対する出現植物の整理図(上図: 実際の確認地点の条件、下図: 周縁部を囲った利用範囲)。

2つ以上のコドラートで確認された種を対象に整理した。2つのコドラートの場合は周縁部を囲む代わりに直線で利用範囲を表した。

<0.01)。これは、先述のように、小渋ダム上流地点で水域内の河床低下が生じたため、相対的に比高が増加したためと考えられる。

調査測線の断面図と表層粒径に対して出現植物をプロットしてみると(図 2.11)、小渋ダム上流地点の測線下では調査測線の途中で植物が確認された以外は、ほとんどの地点で調査測線の端の比高が高い領域で多くの植物が確認された。逆に言えば、水際に植物が少なかった。これは、図 2.8 から読み取れるように、本調査測線では出水などによる攪乱や破壊作用が強く、植物の生育が抑制される^{16,21)}ことを反映しているのかもしれない。また、8月と11月とで植物の種類が異なったことは、両調査時期の間の砂被度や比高の変化(図 2.9、2.10 参照)を反映したとも考えられる一方で、季節の違いによる植物の消長を反映した可能性も排除できない¹³⁾。今後、同様の調査を継続することで、季節性と環境要因の変化に対する植物の応答を分離し、土砂供給に対する陸生植物

の応答を予測できるようにする必要があるだろう。

今回の調査で複数のコドラートで確認された植物を、比高と砂被度との関係から整理してみると(図 2.12)、植物は、平均水面から 0.4 m よりも高い領域で多く出現することが再確認された。また、砂被度については、60%未達の領域で多くの植物種の重複が見られた。これは、小渋 4K 地点の砂被度の最大値が 60%と(図 2.9)、利用可能な砂被度の範囲が限定されたことに起因するかもしれないことに注意が必要なものの、砂被度の増大によって植物種の減少や他種への変化が生じる可能性²²⁾を示唆する結果とも考えられる。

土砂が供給されると水域だけでなく陸域にも土砂が堆積する可能性があり(図 2.8)、粗粒化した陸域の場合には、植物の成長に影響する表層の粒度組成が大きく変わると考えられる(図 2.9)。また、今後の土砂供給の強度(量や期間)が大きくなれば、ダム上流の陸域のような環境がダム下流にも生じる可能性があり、図 2.12 から推測される植物の変化も観察されるかもしれない。今後も引き続きモニタリングを行い、土砂供給に対する植物の応答を予測するのに役立つ知見を集積する予定である。

3.2 土砂供給前後の水域の環境と付着藻類の変化

3.2.1 調査内容

本項目では、土砂供給に伴う水域環境のレスポンスについて、3.1 と同様、小渋ダム周辺を対象として行った調査結果を記載する。本調査は、土砂供給後の水域の河床および河川生物の経時変化を把握するため、バイパスからの排砂前の 6 月、排砂直前の 9 月、直後の 10 月、排砂後の 2 月の計 4 回、小渋ダム周辺にて調査を実施した。調査地点は、小渋ダム下流の 3 地点(1K、2.2K、4K; それぞれ天竜川合流地点より約 1.0、2.2、4.0 km 上流)、およびリファレンスとして、ダム上流の 1 地点、および小渋川に隣接し、大ダム(堤高 15 m 以上)の存在しない遠山川 3 地点の計 7 地点とした(図 2.7)。遠山川の 3 地点は小渋川下流地点(1K 地点)と地質・標高が類似した地点を選定した。各地点において瀬を 1 か所選定し、その瀬の 50 m を調査範囲とした。

本研究では、水域の物理環境、水生生物(付着藻類、底生動物、魚類)について調査を行っているが、初年度は河床粒径分布および河床の変化への応答が早いと考えられる付着藻類²³⁾について記載する。

河床粒径分布は、Bevenger & Kings の Pebble count method²⁴⁾に従い調査範囲の全域から、1 地点につき 100 個の土砂の中径を計測し、その径を昇順に並べて粒度加

積曲線を作成した。そして、自然状態における河床粒径分布の変動を把握するため、ダムによる影響がない遠山川の3地点、計4回の調査による粒度加積曲線の95%信頼区間を求めた。この区間とダム上下流の計4回の調査における粒度加積曲線の変化とを比較することで、自然河床の状態と比較した。

一方、付着藻類は、1地点につき3個の中径150mm程度の石をピックアップし、5cm四方の範囲をブラシではぎ取りサンプルとして持ち帰った。その後、サンプル中のchl.a量（付着藻類現存量の指標）をSCOUR-UNESCO法に基づき測定するとともに²⁵⁾、無機物量、有機物量、有機物割合を測定した。有機物割合(%)は全乾燥重量中の有機物量を示し、サンプル中の質的な状態、藻類の活性等の目安となる²⁶⁾。そして、同じ時期におけるダム下流とそれ以外の地点のchl.a量および有機物割合を比較するため、ダム下流3地点とリファレンス4地点のchl.a量および有機物割合の有意差をOne-way Repeated Measured ANOVA(One-way ANOVA)で検定した。

付着藻類は河床表層を移動する砂や砂利に衝突して剥離する²⁷⁾。このため、河床表層の砂・砂利の割合に着目し、1地点(1つの瀬)で概ね等間隔に3つの横断測線を取り、1つの横断につき5地点、計15地点の河床の被度割合を5段階(砂(<2mm)、砂利(2-16mm)、小礫(17-64mm)、石(65-256mm)、巨石(257mm<))で、10%単位で測定した。そして、砂および砂利の割合と、付着藻類のchl.a量および有機物割合との関係解明のため、砂および砂利の割合の2つを独立変数とした重回帰分析を行った。

3.2.2 調査結果および考察

土砂供給前後の河床粒径分布を調査した結果、ダムのない遠山川では、計4回の調査でほとんど変動がなかった(図2.13)。一方、小渋ダム下流では、バイパス放流前(6月、9月)は遠山川に比べて約10-100mmの土砂が不足する傾向にあり、バイパス放流後(10月、2月)では、100mm以下の粒径割合が増加し、10mm以下の粒径はむしろ遠山川よりも多くなる傾向だった(図2.13)。この傾向は、ダム堤体から近い地点ほど顕著であった(図2.13)。このことから、バイパスの放流口に近いほど土砂が溜まりやすいことが示唆される。一方、ダム上流ではこのような傾向は見られず、概ね遠山川に近い河床環境が維持された。同地域で環境も類似した遠山川が対象地域の自然状態(リファレンス)と仮定すると、小渋ダム下流では、ダム建設により特に10-100mm

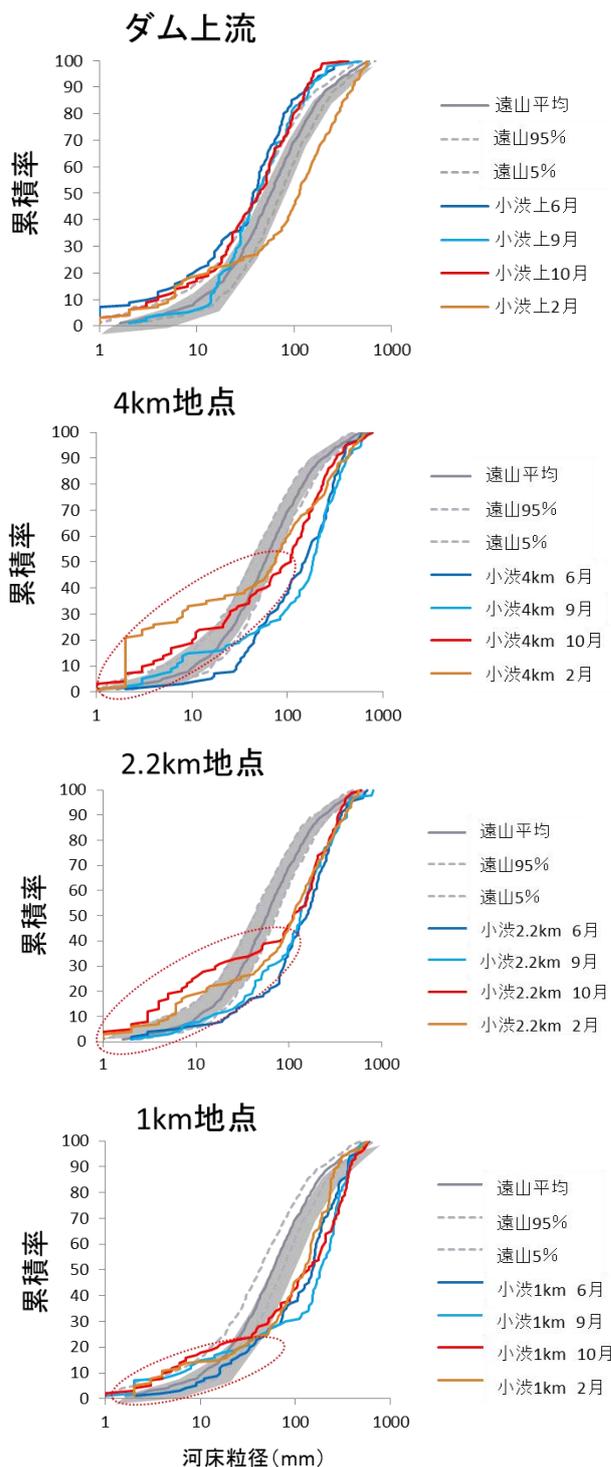


図 2.13. リファレンス(遠山川)の粒度加積曲線の95%信頼区間とダム上下流の粒度加積曲線との比較

以下の土砂が消失し、排砂により自然状態に近づいたと考えられる。ただし、10mm以下の粒径は、やや供給過多の傾向であった。ただし、ダムから供給された土砂は、

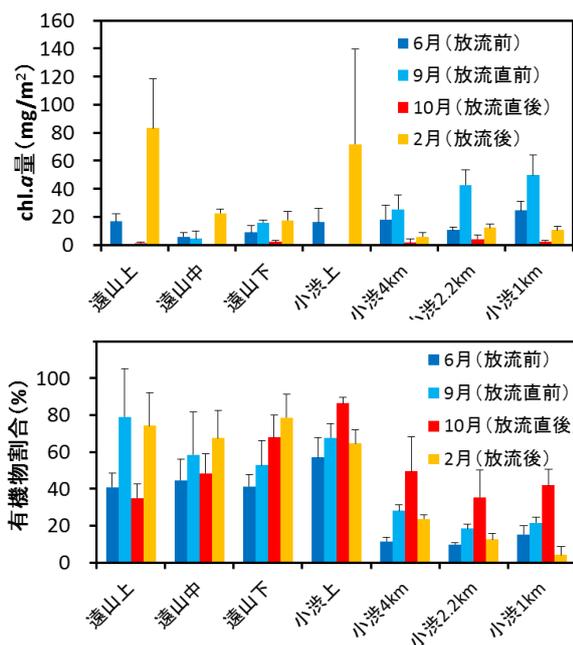


図 2.14. 各地点の付着藻類の chl.a 量、有機物割合 (エラーバーは標準偏差を表す)

粒径の細かいものほど早く流下し、大きいものほど時間をかけてゆっくり流下することから²⁸⁾、今後 10 mm 以下の粒子が流出し、その割合が減少する可能性もあり、引き続き河床粒径分布の経過を観測する必要があるといえる。

付着藻類の chl.a 量および有機物割合は図 2.13 のとおりとなった。ダム下流では、放流直前 (9 月) に chl.a 量が他の地点 (ダム上流および遠山川) と比べて多くなった (One-way ANOVA, $p < 0.01$) が、放流直後 (10 月) はどの地点でも 10 mg-chl.a/m^2 と低い値となった。2 月は逆にダム下流で他の地点よりも少なくなった (One-way ANOVA, $p < 0.02$)。一方、有機物割合は、10 月を除いて、ダム下流の方が他の地点より少なくなった (One-way ANOVA, 10 月以外: $p < 0.01$, 10 月: $p = 0.06$)。また、2016 年度の調査報告書によると、ダム下流ではいずれの季節においても珪藻類が優占していたことから²⁹⁾、2016 年度の小渋ダム下流では、季節間で優占種の遷移およびそれに伴う付着藻類の剥離・更新は生じなかったと考えられる。これらの結果から、ダム下流の付着藻類は、放流直後 (10 月) に堆積した無機物とともに剥離されることで有機物割合が増加したと推定される。

また、砂および砂利の割合と付着藻類との重回帰分析

の結果、chl.a 量について、砂、砂利割合とも関係は見られなかった (砂: $p = 0.58$, 砂利: $p = 0.77$)。一方、有機物割合は砂利割合が多いほど高く、砂割合とは関係が見られなかった (砂: $p = 0.73$, 砂利: $p < 0.001$)。本ケースでは、無機物量の増減によって有機物割合が左右されていたことから、河床表面の砂利 (2~16 mm) が移動する際の摩擦力で、河床に堆積していた無機物を除去した可能性がある。一方で、砂 (<2 mm) は粒径が小さく、無機物を除去するだけの摩擦力が得られなかったことも示唆される。付着藻類の剥離に効果的な土砂の粒径が 10 mm 前後であるという既存の報告も、この可能性を裏付けているといえる³⁰⁾。しかし、ダム下流にて 10 月から 2 月にかけて砂利割合がそれほど変わらなかったにもかかわらず、有機物割合は他の地点よりも少なくなっている。この理由として、河床の砂利割合は排砂前よりも増加したが、2 月周辺で砂利が動く程の攪乱がほとんど生じなかったことが考えられる。今後は、河床に関わる物理環境と付着藻類との関係をより精緻に解明することを目的として、河床の粒径分布のほか、付着藻類を剥離させる外力として、河床にはたらく掃流力³¹⁾も考慮した分析を行う予定である。

水域の調査は、このほか水質 (pH, SS 等)、底生動物、魚類についても実施している。これらは、季節変動による影響も大きく、同じ季節のデータを少なくとも 1 年以上蓄積した上で傾向を見る必要があることから、次年度以降に調査結果を報告する予定である。

4. 土砂供給による水質のレスポンス

4.1 はじめに

ダムの維持管理において、ダム貯水池に堆積する土砂は大きな問題の一つであり、さまざまな排砂の方法が検討・実施されている³²⁾。排砂の方法として、採取した土砂をダムの下流の河川に投入する場合、投入された土砂は河川の土砂地形環境や生物相を改善させる正の効果が期待される。一方で、投入した土砂には、ダム貯水池に堆積した後に吸着した化学物質が含まれるため、ダム下流の河川に投入された土砂から溶出した化学物質が、その河川に生息する生物に影響する可能性が考えられる。そのため、土砂をダム下流の河川に投入する際には、供給土砂から溶出した化学物質による水生生物への影響の可能性を評価する必要がある。また、供給した土砂により、溶存酸素や濁度などの河川の水質項目が変化することで、河川に生息する水生生物に影響を与えることが考えられる。本研究課題では、土砂供給により水質等に与

える影響項目（金属類、貧酸素等）について、室内外の試験等により河川水質への応答特性を把握するとともに、評価対象種について影響項目に関する毒性情報の収集や生物試験を実施することにより、生態影響評価を行い、土砂供給に伴う水域環境のレスポンスの解明と予測・評価技術の開発を目的とする。

本年度は、矢作ダムを対象として、矢作ダムの底質から溶出する金属類による水生生物への影響の可能性を評価する方法について検討した。矢作川の上流にある矢作ダム貯水池では、これまでに豪雨時に大量の土砂が流入してきており、治水や利水機能への影響が懸念されている³³⁾。そのため、ダム貯水池に堆積する土砂をダム下流の矢作川に排砂することで、滞積する土砂を管理するための検討が進められている³⁴⁾。ダム貯水池内の土砂をダム下流の河川に排出する上で、土砂供給による水質変化が水生生物に与える影響の可能性が検討されている。この検討では、供給土砂に含まれる化学物質の含有量調査の結果に基づいて、化学物質の河川水中濃度を推定し、対象化学物質による生物影響の可能性が評価されている。この評価では、底質中に含まれる化学物質の全量が河川水中に溶出することを仮定し、河川水中濃度を推定している。しかしながら、底質中に含まれるすべての量の化学物質が河川水に溶出するわけではない。河川水中濃度を過大に推定することで、水生生物への化学物質が影響する可能性が過大に評価されていることが考えられる。より現実的な評価を行う上で、対象とする化学物質の溶出量を測定し、その結果に基づいて土砂供給時の河川水中濃度を推定し、水生生物への影響の可能性を評価する必要がある。

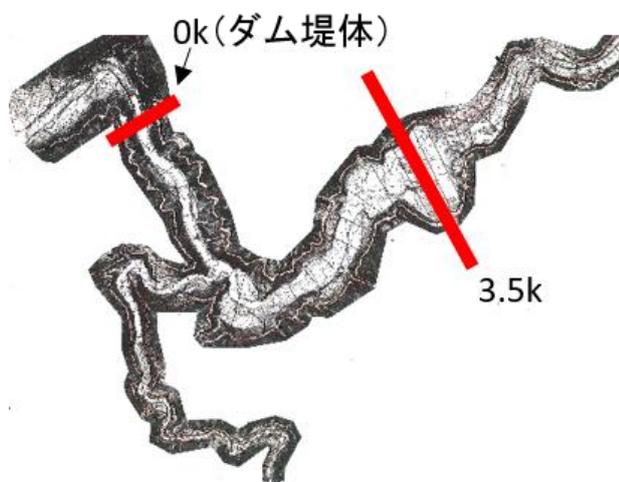


図 2.15 矢作ダム貯水池の図（中部地方整備局より提供いただいた図を修正）ダム堤体および底質を採取した矢作ダムの上流 3.5km を実線示す

本研究では、矢作ダム貯水池の底質を採取し、金属類についてダム底質の溶出試験を実施した。その結果をもとに土砂供給時の河川水中の濃度を推定し、既報の有害性の文献情報から導出した有害性評価値と比較することで、土砂供給に伴う金属類による生物影響の可能性の評価を試みた。

4.2 材料と方法

4.2.1 矢作ダム底質の採取と乾燥減量の分析

本研究では、矢作ダムを対象とした。矢作ダムは愛知県と岐阜県にまたがり、矢作川の上流部に建設されたダムである。矢作ダムの上流 3.5km 付近のダム貯水池において、2016 年 11 月 2 日に、エグマンバーズを用いて底質を採取した（図 2.15）。ダム貯水池の底質が河川に供給された時の河川水中濃度を推定するために、底質調査方法に従って、採取した底質の含水率を測定した。

4.2.2 底質からの金属類溶出試験

矢作ダム貯水池から採取した底質から溶出する金属類の量を調査するために、溶出試験を実施した。本研究では、溶出試験の溶媒として、矢作ダム貯水池の水を使用した。なお、矢作ダム貯水池の水は、2016 年 11 月 2 日に矢作ダム貯水池中心の表層で採取した。

ダム貯水池の水を溶媒に用いた溶出試験は、環境庁告示第 46 号³⁵⁾を参考に実施した。環境庁告示第 46 号で提示されている分析方法では底質試料と溶媒との重量体積比を 10% として溶出試験を実施するが、本研究では、重量体積比と溶出量の関係を調査するために、重量体積比を表 2.2 に示すとおり 5 通り設定した。また、溶媒のみの処理区をブランクとして設定した。重量体積比ごとに繰り返しを 3 回、合計 15 回の溶出試験を実施した。試験後に、検液を前処理し、亜鉛、マンガン、鉛、ヒ素の検液中濃度を ICP-MS により定量した。

表 2.2 重量体積比、底質試料量と溶媒量

重量体積比 (%)	試料 (g-dry)	溶媒 (mL)
3	15	500
5	25	500
10	50	500
20	100	500
25	125	500

4.2.3 底質からの金属類溶出量の算出

溶出試験結果から、底質から溶媒に溶出した金属量を以下の式から算出した。

$$\text{溶出量}(\mu\text{g}) = (\text{検液中の濃度}(\mu\text{g/L}) - \text{ブランク濃度}(\mu\text{g/L})) \times \text{溶媒量(L)}$$

検液中の濃度がブランク濃度を下回っていた場合、溶出量を0とした。求めた溶出量を底質乾燥重量で割り、底質乾燥重量あたりの溶出量 ($\mu\text{g/g} \cdot \text{Dry Solid}$) を求めた。

4.2.4 ダム底質から溶出した金属類による生物影響の可能性の評価

溶出試験で対象とした金属類について、ダム貯水池の底質の溶出試験結果をもとに土砂供給時の河川水中の濃度を推定し、既報の有害性の文献情報から導出した有害性評価値と比較することで、土砂供給に伴う金属類による生物影響の可能性の評価を試みた。

4.2.4.1 河川水中濃度の推定

平成 28 年度に実施された給砂実験において投入した土砂量と河川流量、およびダム貯水池の底質の溶出試験から得られた溶出量に基づいて、土砂供給後の河川水中の金属類濃度を推計した。

平成 28 年度矢作川水系総合土砂管理検討委員会資料 maru¹⁾ を参考に、河川流量と土砂量および土砂の比重から土砂濃度を算定し、これに各金属量を乗ずることで、各金属類の水中濃度を算出した。給砂実験での投入土砂量は $0.14 \text{ m}^3/\text{s}$ で河川流量は $177.9 \text{ m}^3/\text{s}$ と報告されている。また、土砂の比重として、間隙水を含む一般的な土砂の単位体積重量 1.6 t/m^3 を採用し、土砂濃度を以下の式の通り算定した。

$$\text{土砂濃度}(\text{g/L}) = 0.14(\text{m}^3/\text{s}) \times 1.6(\text{t/m}^3) \times 10^6 \div (177.9(\text{m}^3/\text{s}) \times 1000) = 1.259$$

また、乾燥土砂濃度を以下の式の通り算出した。

$$\text{乾燥土砂濃度}(\text{g} \cdot \text{Dry Solid} / \text{L}) = 1.259 \times (1 - \text{含水率}(\%) \div 100)$$

算出した乾燥土砂濃度に乾燥底質重量あたりの溶出量を乗ずることで、河川水中濃度 ($\mu\text{g/L}$) を推計した。

4.2.4.2 有害性評価値の導出

ダム下流の河川に供給したダム貯水池の底質から溶出する金属類について、生物影響の可能性を評価するために、既存の文献情報をもとに、対象金属類の有害性評価値を導出した。

有害性の評価にあたり、本研究では、矢作川に生息する生物を考慮して、水生生物保全の環境基準の水域類型

に基づいて有害性評価を実施した。矢作ダム下流の矢作川は、比較的高温の水域を好む生物が生息する B 型の水域類型とされている。そのため、有害性評価を実施する場合、この類型の水域に生息する生物を対象とすることが望ましい。そこで、既報の対象金属類の毒性情報を用いて、水生生物保全に係る水質目標値の導出方法³⁶⁾を参考に、淡水域の生物 B 類型の河川に対する有害性評価値を導出した。

水生生物保全に係る水質目標値は、水生生物の個体群の存続への影響を防止することを目指して設定するため、長期間で引き起こる生物の繁殖等への慢性的な毒性に着目している。一方で、土砂供給による水質の変化は比較的短時間で生じると考えられるため、本研究では、短時間で引き起こる水生生物の影響に着目し、有害性の評価を実施する必要がある。そこで、本研究では、比較短時間に生じる水生生物個体の生存にかかわる影響を防止する観点から有害性評価値を設定することとし、生物の生存等への急性的な毒性に着目した。

図 2.16 で示すフローに従い、有害性評価値を導出した。以下に有害性評価値の導出方法を簡潔に説明する。矢作ダム下流の矢作川の水生生物の保全に係る水質環境基準の水域類型は B 類型と指定されていることから、B 類型の魚介類と餌生物の生存等への急性毒性値（半数致死濃度や半数影響濃度等）を収集した^{37, 38, 39, 40)}。魚介類として、日本の淡水域に生息し、漁獲・放流あるいは養殖の対象となっている魚介類（魚類、甲殻類、貝類、藻類など）、および、元来わが国に生息する水生生物で、かつ、通常の実験等に供される水生生物種（例：化審法、農薬取引法および OECD TG の推奨種であるメダカ）を対象とした。また、餌生物として、日本の淡水域に生息している全ての生物のうち、上記魚介類を除く生物、および、魚介類に該当する生物の同属種、または通常に実験などに供される魚類以外の種類（例：化審法、農薬取引法、OECD TG の推奨種）を対象とした。その他、魚介類および餌生物の両グループについて、矢作川に生息する生物種と同属の生物種を対象に急性毒性値を収集した。また、上記の生物について、繁殖または成長への慢性毒性値（無影響濃度）も収集した。本研究では、急性毒性に着目するため、収集した慢性毒性値は、係数「10」をかけることで急性毒性の推定値とした。

収集した毒性値について、魚介類では、まず、種別の急性毒性濃度を算出した。種ごとに複数の急性毒性値があった場合、最小の毒性値を急性毒性濃度とした。また、種別急性毒性濃度が当該水域の代表種のみであった場合、

ほかの生物種との感受性の相違(種比)として、係数「10」をかけて魚介類の急性毒性導出値とした。

餌生物では、属別の急性毒性濃度を算出した。属ごとに複数の急性毒性値があった場合、属別の幾何平均値を求め、急性毒性濃度とした。その際に、慢性毒性値から求めた急性毒性値と急性毒性試験から求められた急性毒性値が存在していた場合、急性毒性試験から求めた値を優先し、慢性毒性値から求めた急性毒性値を幾何平均の計算から除いた。次に、属別の急性影響濃度の最小値を餌生物の急性毒性導出値とした。その際に、慢性毒性値から求めた急性影響濃度と急性毒性試験から求められた急性影響濃度が存在していた場合、急性毒性試験から求めた急性影響濃度を優先した。上記で求めた魚介類の急性影響導出値と餌生物の急性影響導出値を比較し、小さい値を水域B類型の有害性評価値とした。

4.2.4.3 生物影響の可能性の判定

ハザード比を用いて、ダム底質から溶出した金属類による生物影響の可能性を判定した。ハザード比は河川水中濃度の推定値を有害性評価値で除して求められる⁴⁾。この判定方法ではハザード比の値がある一定の基準値を上回っているかどうかで各化学物質のリスクの有無を明確化できる利点がある。本研究では、ハザード比が1を超えた金属類を生物に影響する可能性のある物質として判定した。

4.3 結果

4.3.1 乾燥減量と溶出試験

乾燥減量の分析により、採取したダム底質の含水率は

71.8%であった。また、図2.17に、溶出試験結果から得られたダム底質の乾燥重量当たりの溶出量を示す。亜鉛は重量体積比にかかわらず、乾燥重量あたりの溶出量は $0.04 \mu\text{g/g}\cdot\text{dry solid}$ 程度であった。鉛は重量体積比が3%から5%に増加するとともに乾燥重量当たりの溶出量が増加し、その後、頭打ちとなる傾向を示した。ヒ素は重量体積比が3%から5%に増加するとともに底質の乾燥重量当たりの溶出量が増加した後、重量体積比の増加とともに底質の乾燥重量当たりの溶出量は減少した。また、マンガンは、重量体積比とともに、底質の乾燥重量当たりの溶出量が低下した。

4.3.2 河川水中の金属類濃度

ブランクとして用いたダム貯水池水中の金属類濃度と溶出試験結果に基づいて推定した河川水中の金属類濃度を図2.18に示す。溶出試験結果に基づいて推定した亜鉛、鉛、ヒ素、マンガンの河川水中濃度は、それぞれ、 $3.17\text{-}3.18 \mu\text{g/L}$ 、 $0.06 \mu\text{g/L}$ 、 $0.26 \mu\text{g/L}$ 、 $0.32\text{-}0.68 \mu\text{g/L}$ であった。亜鉛、鉛、ヒ素はダム底質からの溶出による河川水中濃度の変化はほとんど見られなかった。一方で、マンガンは、重量体積比が小さいほど、河川水中濃度の推定値は高い値を示し、重量体積比が3-10%の時に、ブランクの2倍程度の河川水中濃度を示した。重量体積比が小さい処理区で、マンガンの河川水中濃度が増加した要因として、溶出量の増加が考えられる。溶出試験において、重量体積比が小さくなると、土砂が溶媒と接触する表面積が増加し、その結果、溶出量が多くなったことが考えられる。

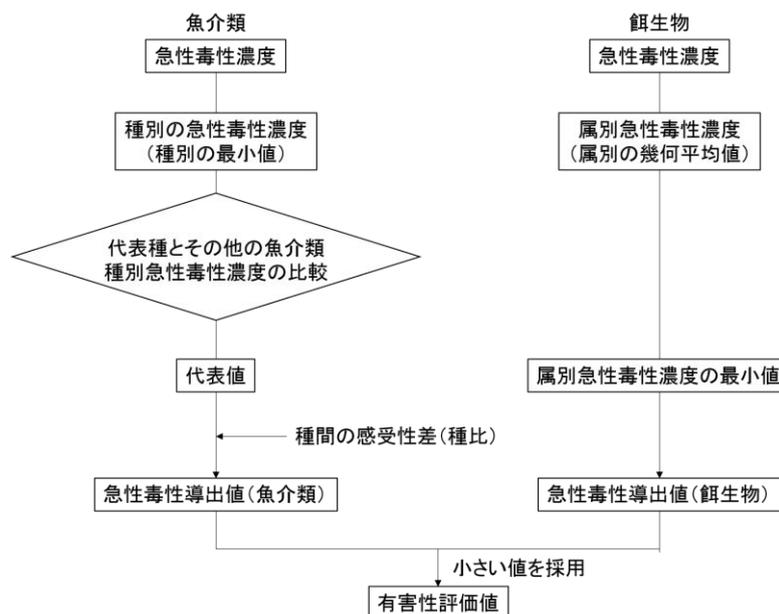


図 2.16 有害性評価値の導出フロー

4.3.3 有害性評価値

対象とした金属類について導出した有害性評価値を表 2.3 に示す。亜鉛と鉛の有害性評価値は餌生物の *Ceriodaphnia* 属、ヒ素は餌生物の *Chironomus tentans* (ユスリカ科)、マンガンは餌生物の *Chironomus plumosus* (オオユスリカ) の毒性値をもとに導出された。

4.3.4 生物影響の可能性の判定

対象とした金属類について、各重量体積比の溶出試験から推定した河川水中濃度を有害性評価値で除して求めたハザード比を図 2.19 に示す。対象としたすべての金属類でハザード比は 1 未満であった。これらの結果より、対象とした金属類による生物影響の可能性は低いと考えられた。

以上の通り、ダム底質の溶出試験結果をもとに土砂供給時の河川水中の濃度を推定し、既報の有害性の文献情報から導出した有害性評価値と比較することで、土砂供給に伴う金属類による生物影響の可能性を評価した。本研究では、矢作ダム貯水池の 1 地点から採取した底質をもとに金属類の生態影響評価を実施した。ダム底質は地点間で金属類の含有量に違いがあり、溶出量も異なる可能性がある。そのため、今後、複数の調査地点で底質を採取し、溶出試験を実施することで、底質から溶出した

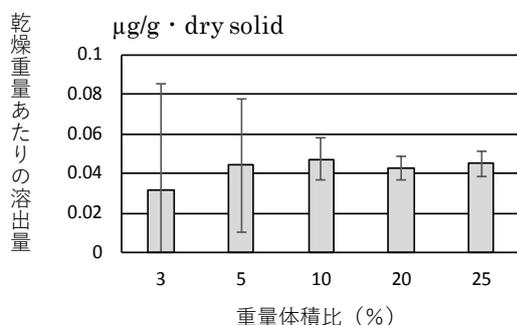
表 2.3 対象とした金属類 4 物質について導出した有害性評価値

化学物質名	有害性評価値 (μg/L)
亜鉛	65
鉛	26.4
ヒ素	680
マンガン	55

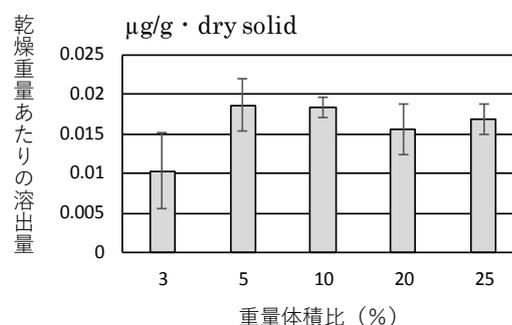
金属類の生物影響を評価する必要がある。

また、平成 28 年 9 月 21 日に実施された給砂実験における供給土砂と河川水との重量体積比は 0.126% と推計された。この値は、本研究で実施した溶出試験で設定した重量体積比の範囲よりも小さい値であった。土砂が供給された時のマンガンの河川水中濃度は重量体積比が小さいほど高い値を示した。この結果から、給砂実験での重量体積比のもとで土砂が供給される時の河川水中濃度の推定値は、本研究で推定した河川水中濃度の最大値よりも高くなる可能性が考えられる。そのため、より小さい重量体積比でマンガンの溶出試験を行い、河川水中濃度を推定した後に、生物影響の可能性を評価する必要がある。

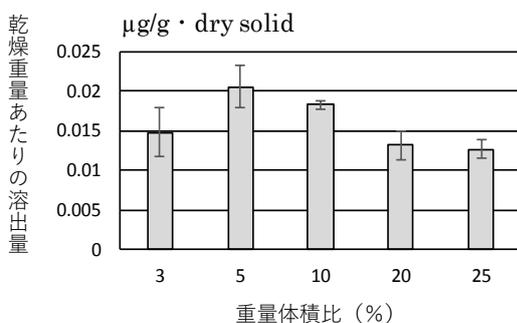
a) 亜鉛



b) 鉛



c) ヒ素



d) マンガン

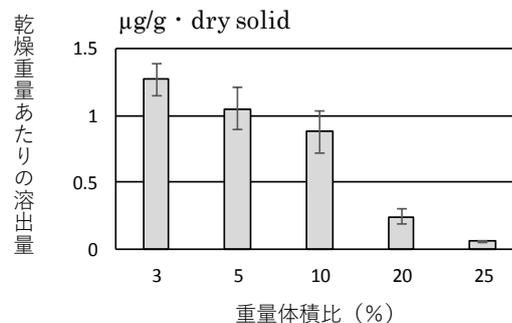


図 2.17 ダム底質の溶出試験結果から求めた底質の乾燥重量あたりの溶出量 (μg/g · dry solid)

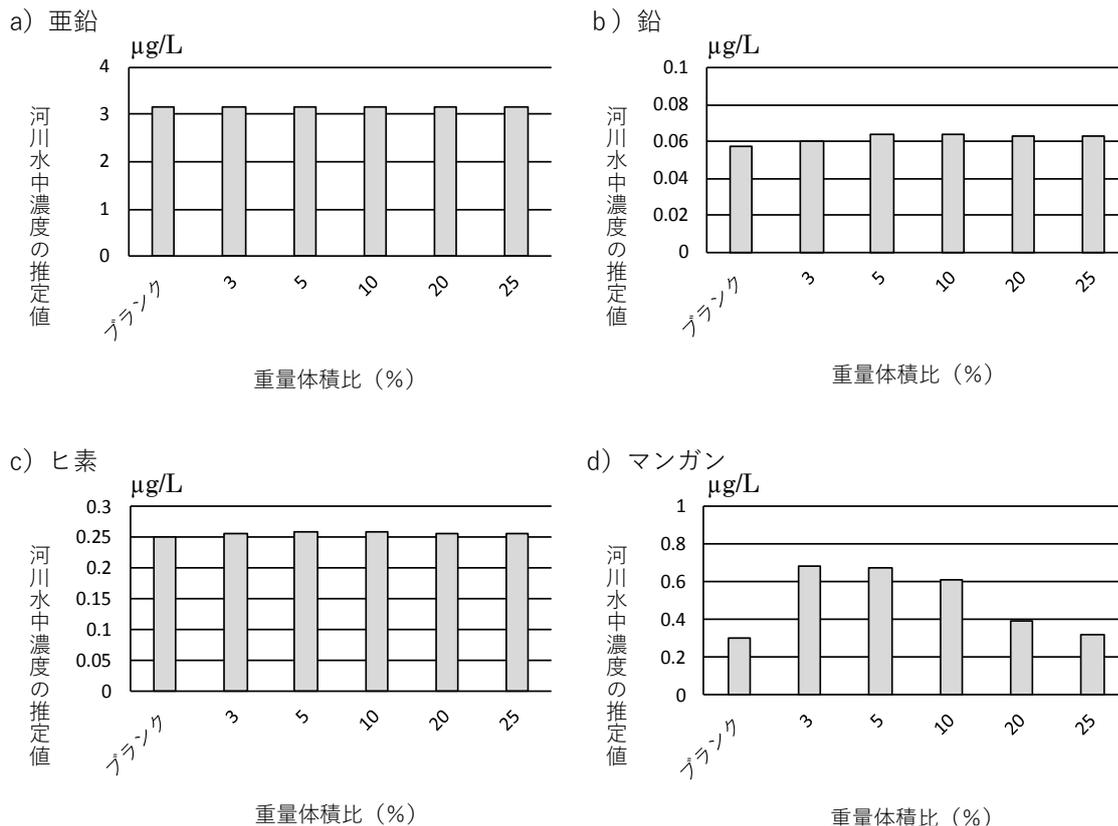


図 2.18 溶出試験結果に基づいて推定した河川水中濃度 (µg/L)

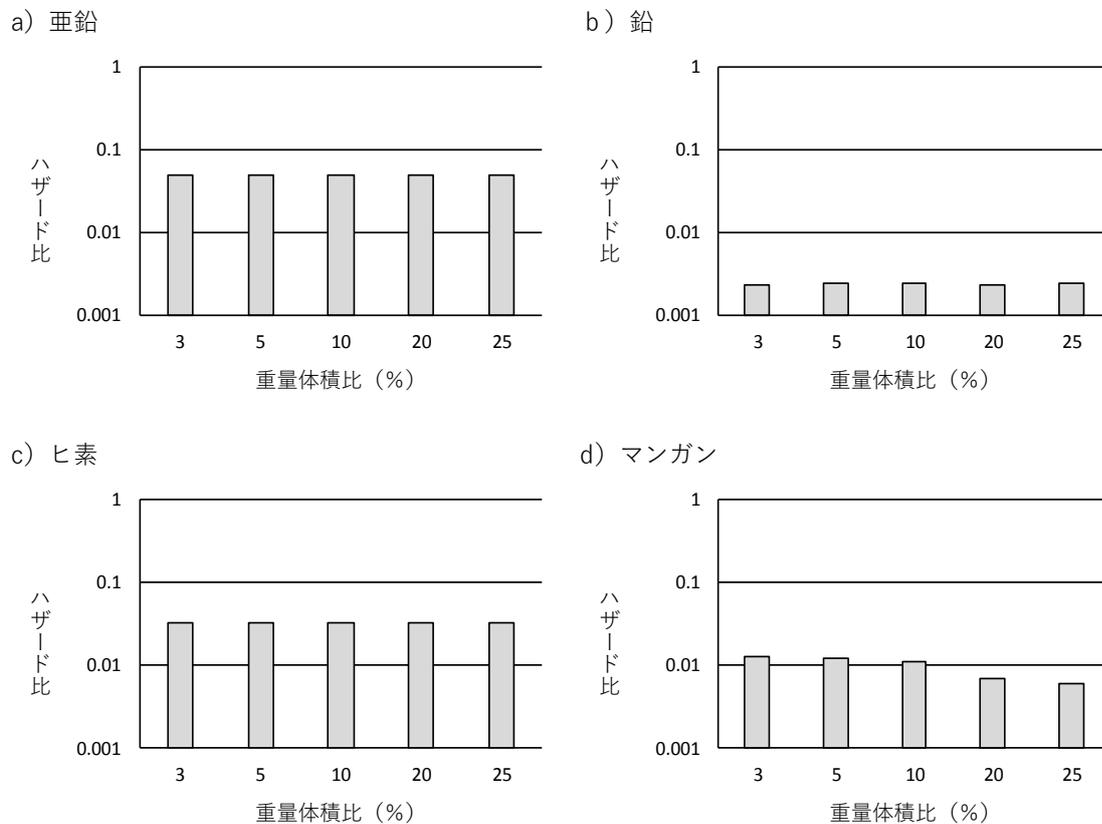


図 2.19 各重量体積比の溶出試験から推定した河川水中濃度を有害性評価値で除して求めたハザード比

ある。

さらに、本研究では、河川水中濃度の推計において、乾燥土砂濃度を求める際に、ダム貯水池内で採取した底質の含水率を用いて計算を行った。実際に、ダム下流の河川に排出する底質は、排出前に、長期間、置土されることが考えられる。置土の期間中に底質の脱水が起こり、含水率が本研究で採用された値よりも低くなる場合、河川水中に投入される土砂濃度が高くなり、その結果、置土した底質を投入した時の河川水中の金属類の濃度は、本研究で推定した値よりも高くなる可能性がある。そのため、今後、より詳細な金属類の生態影響の可能性を評価するために、置土したときの底質の含水率に基づいて河川濃度の推計する必要がある。

本研究では、既報の金属類の有害性データを用いて、有害性の評価を実施した。評価対象となる河川には、その河川特有の生物が生息している可能性がある。そのため、今後、河川特有の水生生物を考慮した有害性評価を検討する必要がある。さらに、金属類の毒性は溶存有機物や pH、カチオン等の水質によって影響することが報告されている⁴²⁾。そのため、金属の毒性を適切に評価するために、今後、水質を考慮した有害性評価を検討する必要がある。

5. まとめ

本研究では、土砂供給に伴う土砂・水質の動態、そして土砂供給が陸域における生物および水域における生物に及ぼす影響について調査を行った。その結果、以下のことがわかった。

○各ダムにおける土砂供給手法について、4ダムについて概略の流量と対象粒径についてとりまとめた。このうちの小渋ダムの土砂バイパストンネルについて、1次元河床変動モデルを作成して、土砂バイパストンネルでの土砂供給手法における下流河道の土砂動態について限られた条件下での検討であったが、土砂供給に伴い表面部分の粗粒化の改善がみられた結果が得られている。

○2016年度にバイパスによる排砂を開始したダムの上下流を対象として、土砂供給前後の陸域の植生調査を実施した結果、排砂直後はダム直下で土砂が堆積し、河床の砂被度が増加する傾向であり、今後植物種の減少や他種への変化が生じる可能性がある。

○上記と同じダムの上下流および周辺河川で上流にダムのない区間にて、土砂供給前後の水生生物の調査を実施した結果、排砂後のダム下流の環境は、河床の細粒

化、付着藻類の減少等により、ダム上流またはダムのない河川の環境に近づく傾向が示唆された。

○金属類4物質を対象として、ダム底質の溶出試験結果をもとに土砂供給時の河川水中の濃度を推定し、既報の有害性の文献情報から導出した有害性評価値と比較することで、土砂供給に伴う対象金属類による生物影響の可能性を評価することを試みた。評価結果から、対象金属類4物質による生物影響の可能性が低いことが示された。

参考文献

- 1) Kondolf G.M. : Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels, Environmental Management Vol. 21, No. 4, pp. 533-551, 1997.
- 2) 国土交通省：国土形成計画（全国版），2015.
- 3) 山本晃一編著：総合土砂管理計画 流砂系の健全化に向けて、技報堂出版，2014.
- 4) 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、Vol.11、pp. 273-278、2005
- 5) 片野泉、根岸淳二郎、皆川朋子、土居秀幸、萱場祐一：土砂還元によるダム下流域の修復効果検証のための指標種の抽出、河川技術論文集、Vol.16、pp.519-522、2010
- 6) 梶野健、浅見和弘、中嶋一彦、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、応用生態工学、Vol.6、pp. 51-58、2003
- 7) 萱場祐一、森照貴、小野田幸生、宮川幸雄、末吉正尚：ダムからの土砂供給が下流河川に生息する水生生物に及ぼす影響・効果の予測・評価手法の提案、土木技術資料、Vol.58、No.10、pp.30-35、2016
- 8) 坂本健太郎、川嶋崇之、浅枝隆：ダム下流の砂州上への排砂土砂の堆積が樹木の生長促進に与える影響、水工学論文集、Vol.53、pp. 1165-1170、2009
- 9) 荒井香織、亀山章：河川氾濫原の埋土種子の分布と発芽特性、日本緑化工学会誌、Vol.32、pp. 56-61、2006
- 10) 倉本宣：多摩川河辺植物群落の帯状分布とその人間活動による変化、造園雑誌、vol.47、pp. 257-262、1984
- 11) 石川慎吾：揖斐川の河辺植生 I. 扇状地の河床に生育する主な種の分布と立地環境、日本生態学会誌、Vol.38、pp. 73-84、1988
- 12) 加藤和弘、石川幹子、篠沢健太：小貝川河辺植物群落の帯状分布と河川横断面微地形との関係、造園雑誌、Vol.56、pp. 355-360、1993
- 13) 倉本宣、井上健、鷺谷いづみ：多摩川中流の流水辺におけ

- る河辺植生構成種の分布特性についての研究、造園雑誌、Vol.56、pp.163-168、1993
- 14) 奥田重俊、佐々木寧：河川環境と水辺植物—植生の保全と管理—、ソフトサイエンス社、261 pp.、1996
- 15) 松江正彦、藤原宣夫、井本郁子、田中隆：利根川中流域における植生と環境条件との関係、ランドスケープ研究、Vol.62、pp.551-556、1999
- 16) 建設省 中部地方整備局 天竜川上流工事事務所：天竜川上流の主要な植物、194pp.、1998
- 17) Wentworth C. K.: A scale of grade and class terms for clastic sediments, *The Journal of Geology*, Vol. 30, pp.377-392, 1922
- 18) 大石哲也 (2015) 河川における植物と地形、環境水理学会研究集会 2015 講演要旨集
- 19) 渡辺敏、藤田光一、塚原隆夫：安定した砂礫州における草本植生発達の有無を分ける要因、水工学論文集、Vol. 42、pp.439-444、1998
- 20) 栗津陽介、小林草平、角哲也、竹門康弘：排砂バイパスを導入したダム下流における河床環境と底生動物群集、京都大学防災研究所年報、Vol.58B、pp.527-539、2014
- 21) 沼田真：植物生態の観察と研究、東海大学出版会、275 pp.、1978
- 22) 八木澤順治、田中規夫：洪水時における砂礫州上の土砂堆積とそれに応じた植生遷移を考慮した植生動態モデルの開発、土木学会論文集 B1(水工学)、Vol.70、pp.71-81、2014
- 23) Biggs, B. J. F., Smith, R. A., and Duncan, M. J.: Velocity and sediment disturbance of periphyton in headwater streams: biomass and metabolism, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 18, pp.222-241, 1999
- 24) Bevenger G.S., and King R.M.: A pebble count procedure for assessing watershed cumulative effects, *USDA Forest Service Research Paper*, RM-RP-319, 1995
- 25) SCOR-UNESCO: Determination of photosynthetic pigments in seawater; *Monographs on Oceanographic Methodology* 1, 11-18, 1966
- 26) 皆川朋子、萱場祐一：藻食性魚類アユの摂食が河床附着膜の性状に果たす役割、土木技術資料、Vol.51(7)、26-29、2009
- 27) 北村忠紀、加藤万貴、田代喬、辻本哲郎：砂利投入による附着藻類カワシオグサの剥離除去に関する実験的研究、河川技術に関する論文集、Vol.6、125-130、2000
- 28) 武蔵由育、志宇知誠、山下正浩、竹林洋史、湯城豊勝、鎌田磨人、赤松良久、河口洋一、中田泰輔：置土された土砂の流下過程の数値解析モデルの構築と実河川における適用、土木学会論文集 B1(水工学)、Vol.67(4)、817-822、2011
- 29) 建設環境研究所：平成 28 年度 小浜ダム土砂バイパス自然環境調査業務 報告書
- 30) 赤松義久、池田俊介、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)、285-295、2009
- 31) Wilcock, P.R.; Estimating local bed shear stress from velocity observations, *Water Resources Res.*, Vol.32, 3361-3366, 1996
- 32) 栗津陽介ら：排砂バイパスを導入したダム下流における河床環境と底生動物群集、京都大学防災研究所年報、58 号 B、527-539、2015 年 6 月
- 33) 渡邊守、田島健：ダムにおける堆砂対策の現状と課題—矢作ダムを事例として—、水産工学、46 (2)、169-174、2009 年 11 月
- 34) 国土交通省中部地方整備局豊橋河川事務所矢作ダム管理書：平成 28 年度第 1 回矢作川水系総合土砂管理検討委員会資料、2016 年 12 月、<http://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/kaigi/yahagigawa/dosyakanri/H28/index.html>
- 35) 環境庁：環境庁告示第 46 号、1991 年 8 月
- 36) 中央環境審議会水環境部会 水生生物保全環境基準専門委員会：水生生物の保全に係る水質環境基準の項目追加等について（第二次報告）、2012 年 12 月
- 37) 新エネルギー・産業技術総合開発機構：化学物質の初期リスク評価書 Ver. 1.0 No.130 砒素及びその無機化合物、2008 年 6 月
- 38) (財) 化学物質評価研究機構：CERI 有害性評価書 マンガン及びその化合物、2008 年 3 月
- 39) 環境省：化学物質の環境リスク評価第 8 巻 II.化学物質の環境リスク初期評価 (III) 化学物質の生態リスク初期評価 (7 物質：追加実施分) の結果 [3] 鉛及びその化合物、<http://www.env.go.jp/chemi/report/h22-01/pdf/chpt1/1-2-3-03.pdf>、2010 年 3 月
- 40) 長野県：第 3 回水生生物保全水質環境基準類型指定船もに員会資料 環境基準項目（全亜鉛）の設定について、<https://www.pref.nagano.lg.jp/mizutaiki/kurashi/shizen/suishitsu/inkai/documents/07zn.pdf>、2012 年
- 41) 環境省：化学物質の環境リスク評価第 14 巻 2.化学物質の環境リスク初期評価 (I) 化学物質の環境リスク初期評価ガイドライン（平成 26 年度 12 月版）、<http://www.env.go.jp/chemi/report/h27-01/pdf/chpt1/1-2-1.pdf>、2016 年 3 月
- 42) 加茂将史、林岳彦 (2011) 金属の生態毒性予測モデル: Biotic Ligand Model の発展史と展望、刊強毒学会誌、14 (1)、

25-38、2011年

12.3 自然エネルギーを活用した土砂管理技術の開発

12.3.1 吸引管を用いたダムからの土砂供給技術に関する研究

担当チーム：水工研究グループ（水理）

研究担当者：石神孝之、宮川仁、櫻井寿之、
宮脇千晴、本山健士

【要旨】

国土形成計画（全国計画）等において、山地から海岸までの一貫した総合的な土砂管理の推進等が謳われている。ダムで土砂が捕捉されることにより、下流の河床の粗粒化などの河床環境への影響が懸念されている。実用化されているダムからの土砂供給技術は、下流河川の水域のみならず陸域の環境に影響を与えるとともに、ダムにおける適用条件も厳しく貯水池運用にも影響を与えることやコスト、労力、時間も多くなるのが現状であり、これらの影響を軽減して運用できる土砂供給技術が確立されていない。このことから、下流河川の環境改善に必要とされる土砂を必要とされる河道区間に運搬することを可能にする効率的かつ効果的なダムからの土砂供給技術が求められている。そこで本研究では、貯水池の落差エネルギーを活用し無動力でダム堆積土砂を吸引することで、貯水池への影響を与えず低コストで運用可能なダム下流への土砂供給技術として潜行吸引式排砂管（以下、吸引管）を用いたダムからの土砂供給技術を開発することとしている。また、吸引管を用いた土砂供給技術により適切な量と質（粒径）の土砂を制御しつつ下流河川の環境改善に必要とされる土砂を必要とされる河道区間に運搬する新たな土砂運搬システムを実用化することとしている。

平成 28 年度においては、自然堆砂に含まれる大規模な塵芥等、吸引管による吸引が困難と考えられる物体について、水中施工技術等の活用を想定した吸引工法における塵芥等の前処理システムを検討した。また、水理模型実験を通じて吸引管の吸引性能向上方策を検討した。さらに、実用化レベルに必要とされる吸引管の規模（管の口径）等の概略を検討した。さらに、実際の水力発電所の沈砂池において、吸引管を用いた排砂実験を行い、水位を低下させず、発電所の運用を止めない形で、水位差のみにより、沈砂池内の土砂を下流へ排砂できることを確認した。ほとんど減電を伴わないことや煩雑作業が不要となるため生産性向上や省力化にも貢献できる可能性を確認した。

キーワード：ダム貯水池、堆砂対策、潜行吸引式排砂管、吸引工法、水中施工技術

1. はじめに

国土形成計画（全国計画）等において、山地から海岸までの一貫した総合的な土砂管理の推進等が謳われている。ダムで土砂が捕捉されることにより、下流の河床の粗粒化などの河床環境への影響が懸念されている。実用化されているダムからの土砂供給技術は、下流河川の水域のみならず陸域の環境に影響を与えるとともに、ダムにおける適用条件も厳しく貯水池運用にも影響を与えることやコスト、労力、時間も多くなるのが現状であり、これらの影響を軽減して運用できる土砂供給技術が確立されていない。このことから、下流河川の環境改善に必要とされる土砂を必要とされる河道区間に運搬することを可能にする効率的かつ効果的なダムからの土砂供給技術が求められている。土木研究所では、ダム貯水

池の堆砂対策およびダム下流の流砂環境の保全・改善のために、より広範囲な貯水池条件に適用可能で、経済的な土砂供給手法として、貯水池の上下流水位差によるエネルギーを活用したフレキシブル管を用いた排砂手法（通称：潜行吸引式排砂管（以下、吸引管））の開発を行っており、巨石、塵芥や粘着性のほぼ無い砂礫は小規模落差でも下流へ供給可能であることを確認している¹⁾。貯水池の落差エネルギーを活用し無動力でダム堆積土砂を吸引することで、貯水池への影響を与えず低コストで運用可能なダム下流への土砂供給技術として吸引管を用いたダムからの土砂供給技術を開発する。また、吸引管を用いた土砂供給技術により適切な量と質（粒径）の土砂を制御しつつ下流河川の環境改善に必要とされる土砂を必要とされる河道区間に運搬する新たな土砂運搬

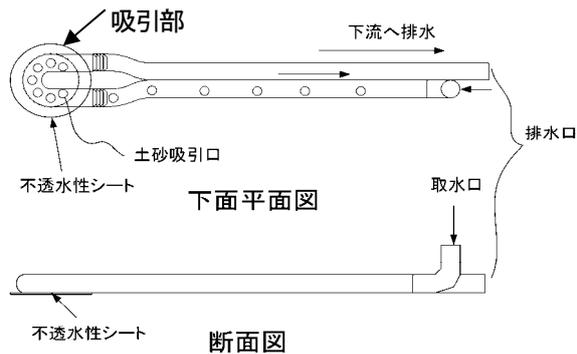


図1 潜行吸引式排砂管の構造図

システムを実用化することを目的に研究を実施する。

吸引管の構造を図-1に示す。フレキシブル管をU字形状に折り返し、一方を取水口とし、折り返し部(以下、吸引部(鉄製で製作))の管底面に不透水性のシートを貼り、吸引部の管底面等と上流部の管底面に穴を設けて土砂の吸引口とする簡易な構造となっている。また、これまで検討してきた吸引管の操作イメージを図-2に示す。まず、①吸引管を堆砂の表面に設置し、吸引管下流のゲートを開くことにより、堆砂を吸引・放流する。②堆砂はすり鉢状に崩れながら吸引され、吸引管の吸引部は堆砂中に潜行していく。吸引部が底面に達した後も土中で吸引部と上流部の管底面に設置された穴から土砂を吸引、すり鉢状に排砂され続け、③最終的には再び堆砂の表面に吸引部が顔を出す仕組みで排砂を行うことを想定している。

2. 塵芥等の前処理システムの開発

過年度の研究における実験の結果から、自然堆砂中には塵芥、巨石、粘性土等が存在するため、吸引管には適用限界があることが明らかとなった。このため、土砂を一度に下流へ排砂しようとする場合の

吸引管の実用化にあたっては、他技術を活用して事前に自然堆砂に含まれる吸引困難な規模の塵芥等を除去等するため前処理が必要と考えられた。そこで、民間が保有する技術を活用していくため、平成28年度は大成建設株と共同研究実施契約を締結し、現場の条件によって大きく適用の可否はあると考えられるが、まずは、大水深での吸引管の運用も可能となることを想定し、大成建設株が保有する水中施工技術 T-iROBO UW 等を活用した吸引限界を超える塵芥等の除去等を可能とする前処理手法を検討した。

2.1 ダム堆砂における塵芥等の実態の把握

前処理技術の検討にあたって、平成28年度は直轄のダム管理者(矢作ダム管理所)に対するヒヤリング等を通じた現地調査により、現場のダム堆砂における塵芥等の実態を把握した。

現場では貯水池 5.0k において掘削した堆砂の分級作業が行われており、図-3、図-4 に示すとおり、実際の堆砂中には、ボーリング調査では把握・確認が困難な粒径 30cm を超える巨石が多く含まれていることや、図-5～図-7 に示すとおり、幹径は 20cm 程度、長さが 10m 弱の流木も貯水池に存在していることが確認された。また、図-8 に示すとおり、プラスチック管材やビニールシートなどの無機物の塵芥や図-9 に示すとおり、枝等の小さな塵芥も存在していることが確認された。貯水池には多種多様な塵芥等の物体が存在していることが確認された。

2.2 吸引困難な塵芥等の前処理システムの検討

2.2.1 水中施工技術等の活用方策の検討

以上の調査を基に、平成28年度においては、大水深での吸引管の運用も可能となることを想定し、吸引限界を超える塵芥等の除去等を効率的に可能とする前処理手法の一例として、大成建設株が保有す

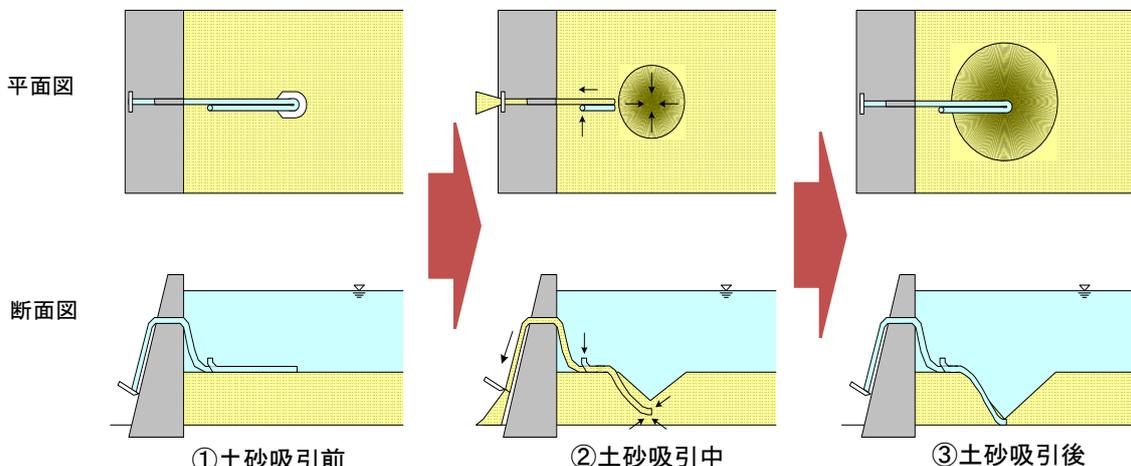


図2 潜行吸引式排砂管の操作イメージ



図-3 貯水池 5.0k の堆砂の分級作業の様子



図-4 堆砂中の巨石の状況 (石の上に 15cm のペンを配置)

る水中施工技術 T-iROBO UW 等の活用について検討した。T-iROBO UW の構成図を図-10 に示す²⁾。T-iROBO UW は、水上の台船から湖底地盤へ下したシャフトに油圧ショベルタイプ的水中作業機を取り付けたものである。削岩、掘削、集積などの水中作業を遠隔操作できる特徴を有する。具体的には、

- ① 水中作業機本体をシャフトに取り付け、目視できない水中での作業機の位置座標を特定でき、細かい作業が可能である。
- ② 特殊な資格は不要で、一般のオペレータが操作可能である。
- ③ 可視化技術としてマルチファンビーム(ソナー)による 3D 地形表示、作業機のアニメーション表示、超音波カメラによる水中映像に加え、水中マイクによる音声受信装置を搭載し、大水深で視界不良の場所でも、地形の凹凸や作業音をオペレータが把握でき、臨場感のある作業環境で遠隔操作が可能である。
- ④ 水上への機械の搬入のための仮設栈橋が不要で、直接水中を確認しながら施工でき、潜水士が不要となるため、工期の短縮、工事費の削減、安全性の向上が図れる。
- ⑤ 水中作業機のアタッチメントは作業用途に応じて取替え可能で、様々な工事へ適用できる。

という特徴を有する。そこで、T-iROBO UW 等を活用して、堆砂中に存在する流木や巨石等を除去等しながら、すり鉢の形状をあらかじめ形成させる施工を行い、この上ですり鉢状の空間に塵芥等を除去



図-5 貯水池内流木の状況



図-6 貯水池内流木の状況 (拡大)



図-7 貯水池内流木が散在している状況



図-8 貯水池内塵芥 (ゴム管、タイヤ等) の様子



図-9 貯水池内塵芥 (有機物) の様子



図-10 TiROBO UW の構成図

した土砂を湖内輸送等の技術も活用して、吸引管設置前にすり鉢上の空間に埋め戻す仕組みを検討した。具体的な手順は図-11に示すほか次のとおりである。

(STEP1 事前調査工)

排砂位置の中でTiROBO UWでの施工を効率化させるため超音波(Sub Bottom Profiler(SBP))調査により堆砂中に存在する巨石や塵芥の少量の箇所を調査し、掘削場所として選定する。前処理が不要な箇所も確認できる可能性がある。

(STEP2 浚渫工)

掘削場所を選定後、細粒土砂等は2m³級のクラムシェルバケットやサンドポンプを用いてすり鉢外に輸送する。

(STEP3 TiROBO UW 建込み)

巨石や塵芥等が堆砂表面に現れたらTiROBO UWを建込む。

(STEP4 事前測量工)

建込み後は、TiROBO UWに搭載している超音波調査(マルチファンビーム、BlueView)により湖底の状況を確認する。

(STEP5 巨石破砕工)

巨石はTiROBO UWにアタッチメントとして搭載のブレイカーにより小さい粒径(30cm程度を想定)に破砕する。

(STEP6 沈木撤去工)

沈木はTiROBO UWにアタッチメントとして搭載のツインヘッダーにより粉砕し、粉砕屑をエアリフトポンプなどを用いて除去する。

(STEP7 浚渫工)

吸引不能な破砕巨礫はスケルトンバケットや2m³級のオレンジピールバケットによりすり鉢外へ除去し、可能であれば引き上げる。

(STEP8 ピットの整形)

TiROBO UWの性能から、深さ20m長さ90mのすり鉢状の空間の施工が可能であると考えられ、

これを整形する。

(STEP9 土砂輸送、埋設、吸引管の設置)

水中掘削機³⁾やポンプによる湖内輸送技術を用いて、すり鉢状の空間内に塵芥等を除去した吸引可能な土砂をすり鉢状の空間に埋設する。この上で土砂の上部に、吸引管を設置する。これが可能となれば、1系統で深さ20mのすり鉢(約25,000m³(空隙あり))の土砂を吸引、排砂できることとなる。なお、塵芥等の量が少なく、順調に作業ができれば、3ヶ月程度の施工で可能であると考えられる。

なお、STEP1~8の手順は繰り返し行い、すり鉢を徐々に堆砂内に形成させる。アタッチメントの取り換えは約60分程度であり、従来技術に比べ短時間での施工が可能と考えられる。また、施工では濁水が多く発生することが想定され、施工ヤードはフェンス等で囲い、天然凝集材アロフェンも用いれば、施工効率が向上すると考えられる⁴⁾。

今後の課題としては、沈木撤去工時のアタッチメントの開発、実際の施工では機械の搬入、組立、撤去にコストがかかるため浅い場所での手順確認、事前調査工時の超音波調査船での調査精度の確認、吸引管の適用範囲と前処理のレベルとの関係整理等が必要と考えられ、コスト縮減を含め検討を行う。

3. 吸引管における吸引性能の向上の検討

ここでは、水理模型実験を通じ、適切な量と質(粒径)の土砂を制御しつつ下流河川の環境改善に必要なとされる土砂を必要とされる河道区間に運搬できる吸引性能の向上について検討する。

3.1 効率的な形状および諸元の検討

これまでの検討において吸引管は、①吸引管を堆砂の表面に設置し、吸引管下流のゲートを開くことにより、堆砂を吸引・放流する。②堆砂はすり鉢状に崩れながら吸引され、吸引管の吸引部は堆砂中に潜行していく。吸引部が底面に達した後も土中で吸引部と上流部の管底面に設置された穴から土砂を吸引、すり鉢状に排砂され続け、③最終的には再び堆砂の表面に吸引部が顔を出す仕組みで排砂を行うという仕組みで実施することを想定していた。

平成28年度においては、これまでの室内実験を含めて底面がコンクリート床版であったり、塵芥層があったりすると、吸引部が底部に吸着して吸引口への土砂流入が疎外されたり、吸引性能が低下することが確認されている。そこで、図-12に示すとおり、吸引部底部に吸着防止材(径6mm×長さ15mm)を設

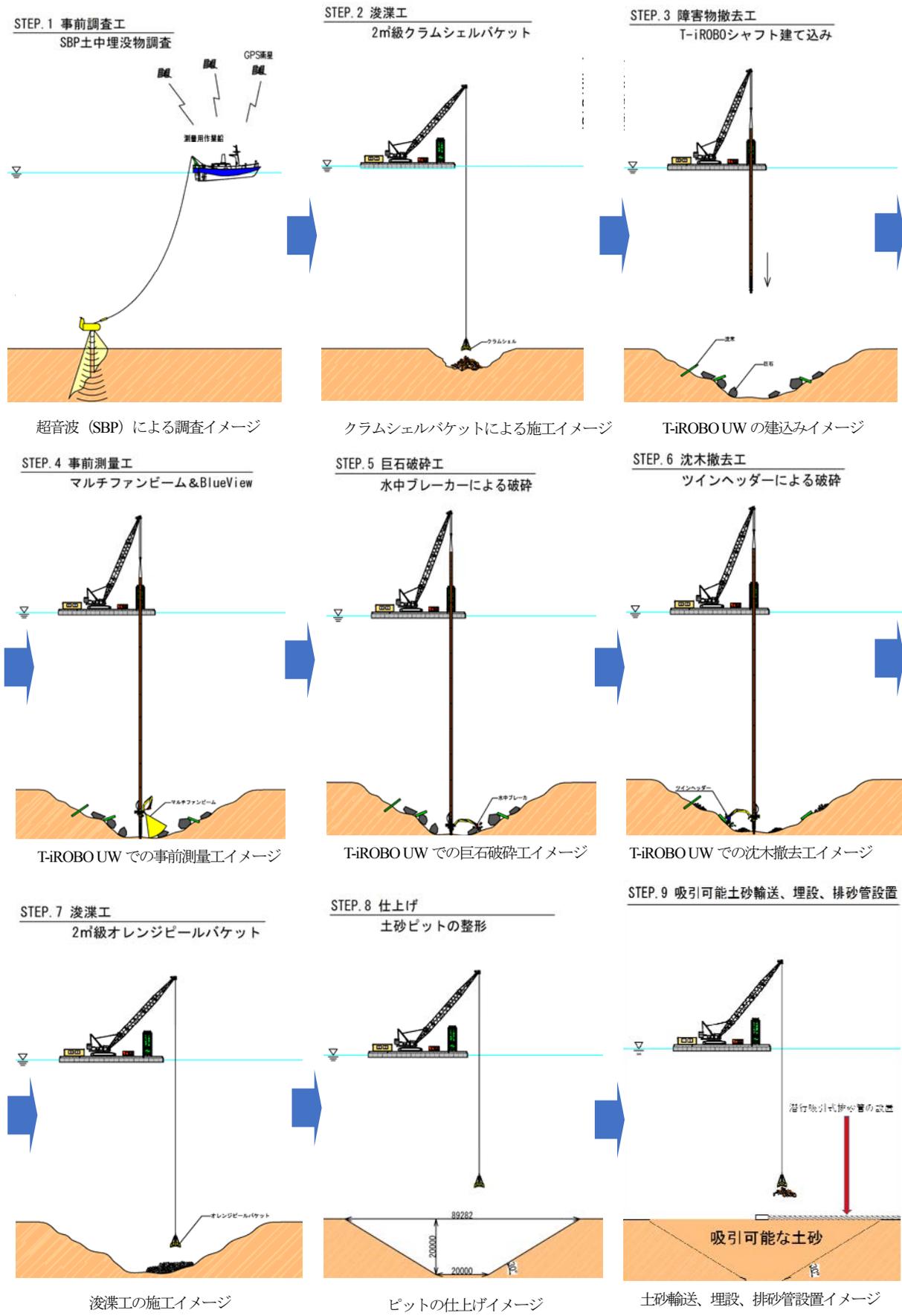


図-11 T-iROBO UW の使用を想定した前処理システムのイメージ

置することで、吸引部が底面に到達しても、底面に吸着しない構造について検討を行った。また、過年度における実験から、実験初期の吸引部が潜行していく状況においては土砂濃度が非常に高くなり、吸引部が底面に到達すると、土砂濃度が低下する結果が得られている。このことから、吸引部の位置を制御することによって、吸引効率が向上するののかについて検討を行った。具体的には、図-13 のように、吸引部の上部に浮きを設置し、浮きによる浮力によって吸引部を制御する方法を検討した。

3. 2 検討方法

3.1 の検討形状における検討方法を次に示す。実験は、吸引管の吸引性能の向上を確認するため、水槽外の管の先端に、過年度の検討により土砂濃度の流量計測を可能とした流量・土砂濃度計測装置を設置し、流出土砂量のリアルタイムでの監視を行ないながら、検討することとした。

実験に用いた装置の概要を図-14、図-15 に示す。水槽は国土技術政策総合研究所の河川水理実験施設内に設置し、長さ7.5m、幅7.5m、深さ3.5mであり、水位を維持するための余水吐きおよび排砂を行うための管(内径 100mm)を設置し、下流には流量・土砂濃度計測装置とともに、流量調整が可能なスルースバルブを設けている。実験開始時は吸引部と浮きをつなぐロープの長さを0.4mとし、浮きは3点で固定



図-12 潜行吸引式排砂管の吸引形状の改造



図-13 吸引部への浮きの設置状況

したうえで、1点については滑車をつけ、1つのロープの長さ伸ばせるようにして潜行深度を調整できる形とした。図-16 に流量・土砂濃度計測装置の詳細図を示す。流量・土砂濃度計測装置では、流量量は超音波流量計を用いて、時間変化を連続的に計測する。また、流砂量は、管径100mmの管路で吸引管下流の一部区間をアクリル管路として当該区間における土砂流下状況が把握できるようにするとともに、

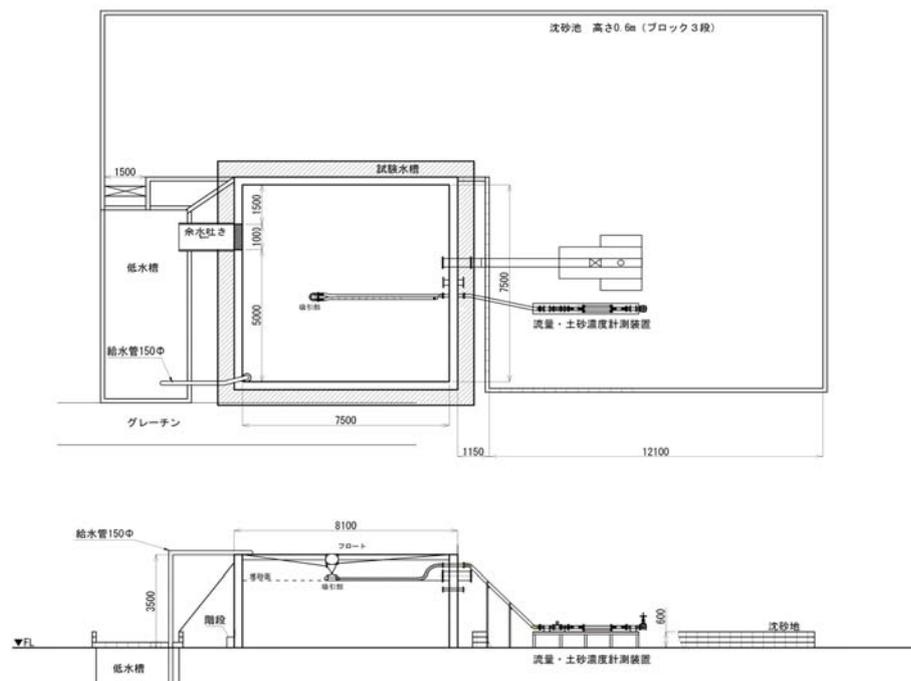


図-14 実験実施前の実験装置概要

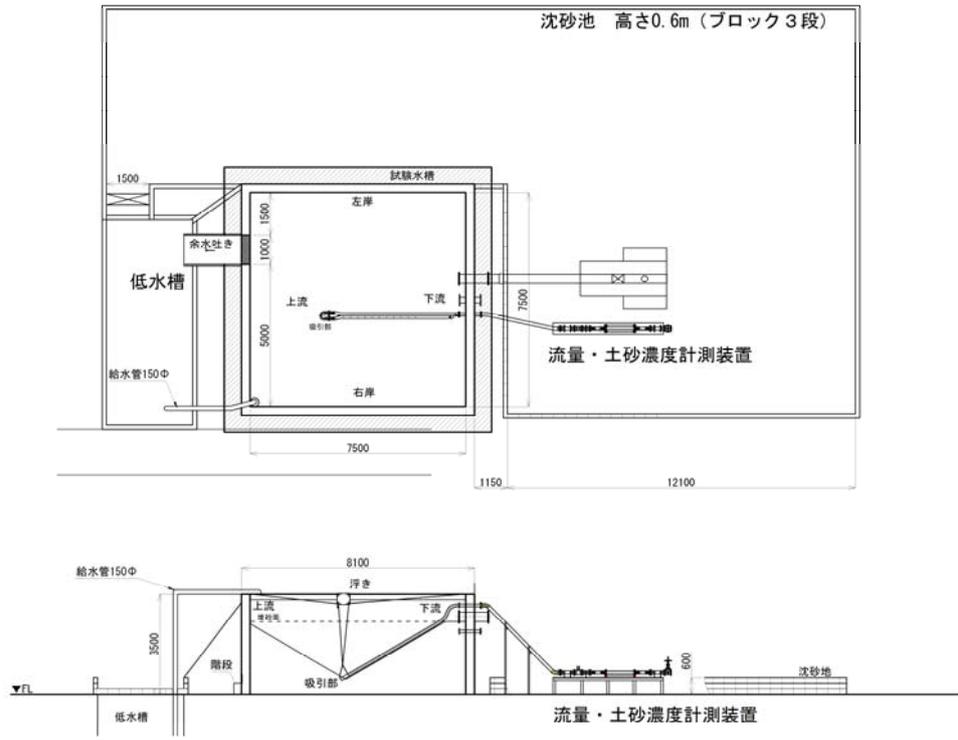


図-15 実験後の実験装置概要

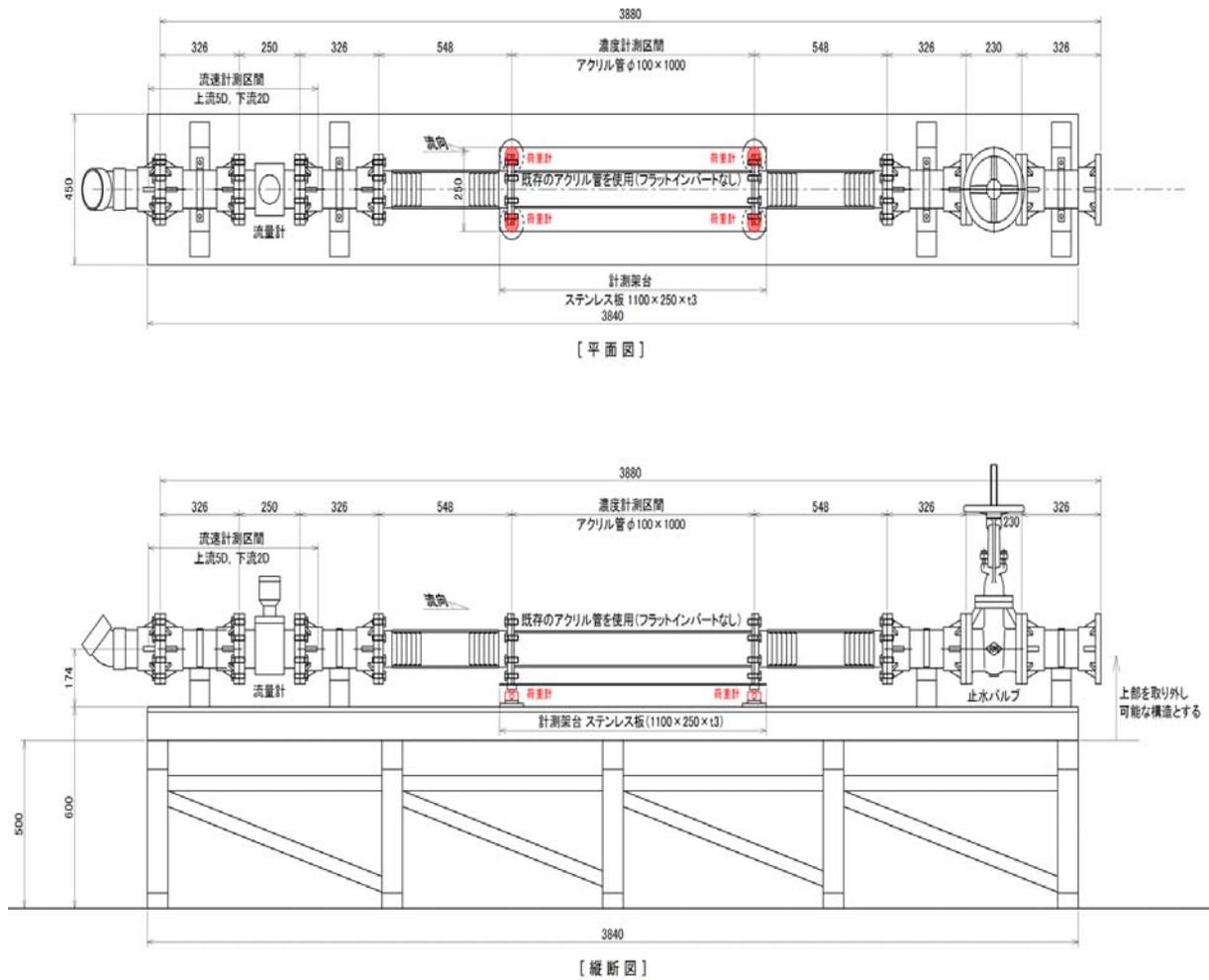


図-16 流量・土砂濃度計測装置

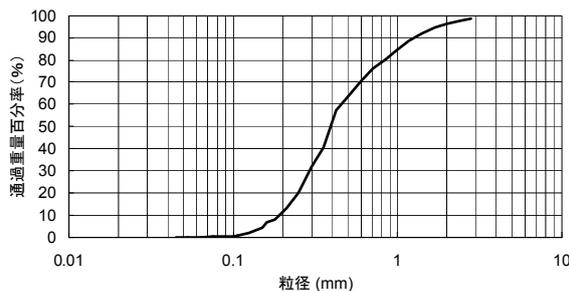


図-17 実験に用いた土砂の粒度分布

アクリル管両端部をフレキシブルな構造とし、アクリル管路区間の重量を市販のロードセルによりリアルタイムでの計測可能とする装置である。実験にあたっては、流量・土砂濃度計測装置の荷重計測区間に、土砂濃度相当の重りを設置して検定を実施し、精度よく計測出来る事を確認し実験を実施した。

また、実験の土砂材料には、図-17 に示す粒度分布で、0.1mm～2mm の砂で構成される 50% 粒径が 0.39mm の混合粒径砂を用いた。吸引管に用いた管材は、堆砂面の変形に追随するための柔軟性を重視してポリ塩化ビニル樹脂管を用いた。

実験の手順は、はじめに水槽内に土砂を厚さ 2.8m に整形した初期河床の上に吸引管を設置して、一定流量を水槽へ給水し、余水吐きからの越流によって水位を保つ。その後、吸引管の下流端のバルブを開けて排砂を実施した。実験中は次の項目を計測した。

- ・水槽内水位
- ・管内流量 (吸引管下流端に設置したφ100 電磁流量計を 1 秒間隔で連続計測する)
- ・流砂量 (流量・土砂濃度計測装置では、アクリル管内の重量を荷重計を用いて 1 秒間隔で連続的に計測している。なお、吸引管の下流出口で採砂ネットを使用する。また流量・土砂濃度計測装置の検定として直接採取を 44 回実施した。1 回当たりの採取時間は 2 秒～5 秒程度としている。)
- ・吸引部鉛直位置 (吸引部の上流, 下流, 左岸, 右岸の四方に圧力式水位計 4 台を取り付け、吸引部の深さと傾きを 1 秒間隔で連続計測している)
- ・実験後の河床形状 (65 点)
- ・流況 (流量・土砂濃度計測装置のアクリル管内の土砂移動・堆積状況を撮影)

また、実験は、排砂状況を観察しながら、吸引位置をロープで管理しながら徐々に吸引部を潜行させていくことを基本として開始した。

3.3 検討結果

検討結果を次に示す。

実験後の排水後の状況を図-18 に、排砂後の河床縦横断形状を図-19 に、管内流量と吸引部鉛直位置の時系列変化を図-20 に、土砂濃度の時系列変化と累積排出量を図-21 に、管内流速低減率と流量・土砂濃度計測装置から算出された土砂濃度との関係を図-22 に示す。ここで、土砂濃度は採取した水と土砂について「土砂体積/(水体積+土砂体積)」から算定した体積濃度であり、土砂体積に空隙は含んでいない。

ロープの引張力により潜行状況を監視しながら実験を続けたところ、12 分後、ロープに引張力がかかり吸引部の潜行が止まり、吸引部が浮きにより宙づり状態となった。このため、さらに吸引部を 0.4m 下げたところ、吸引部が浮きごと沈みこむ現象が始まり、吸引部の潜行が止まらず、浮きごと水中にもぐる状況となった。これは、吸引部上部に土砂が大量に堆積し、浮きの浮力では吸引部の位置を支えられなくなったため生じた現象であると考えられる。その後の潜行中の 15 分ごろには、流出土砂濃度がピークとなり、23.5% となった。30 分には、土砂濃度が高くなったため、流量・土砂濃度計測装置におけるアクリル管内の土砂堆積厚がピークの 3.5cm となり、流量が水のみの場合の 50% まで低下した。実験開始から 40 分ごろには、吸引部が水槽底面に到達し、205 分後には、夜間となったため、下流のバルブを閉鎖し、実験を一時中断した。次の日の朝バルブを全開し、実験を再開し、380 分から 490 分の間は実験再開から土砂濃度が徐々に減少した。以降は土砂濃度が 0.5% 以下となったので、630 分(10.5 時間)にて実験を終了した。なお、300 分経過時には、土砂濃度が 1% 程度まで減少するが、間欠的に 9% から 5% まで上昇することもあった。

この実験結果と今後の検討方針を整理すると次のとおりとなった。

① 土砂濃度

既往の実験でも確認されたことと同様に、吸引部が埋没後には土砂濃度が上昇し、着底すると濃度が低減する傾向が認められた。

② 吸引部の位置制御

吸引部の上部に土砂が堆積し、吸引部にかかる重量が浮きの浮力を上回ってしまったため、浮きによる吸引部の位置制御は不十分であった。今後は、浮力に余裕がある浮きを使



図-18 排砂後の状況

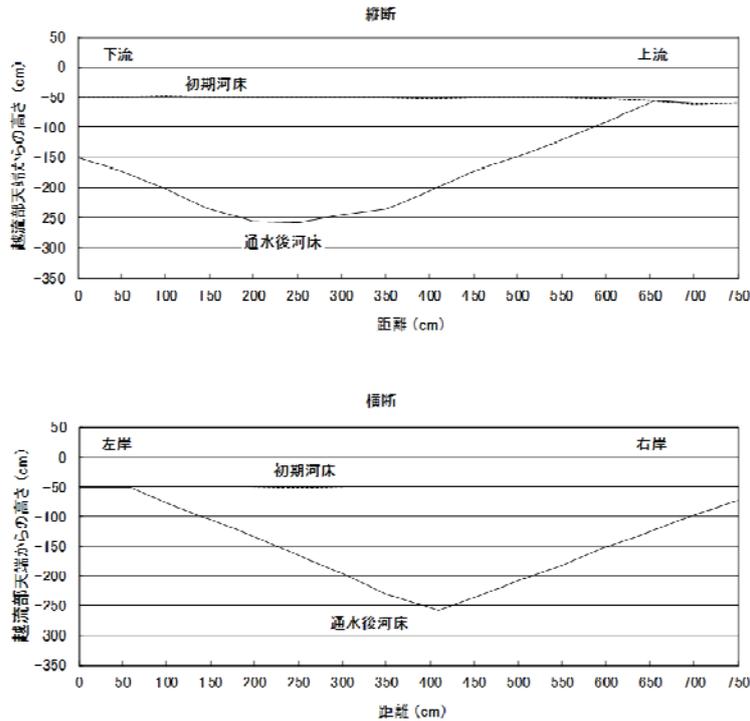


図-19 排砂後の河床縦横断形状

用し、吸引部の下げ方も小刻みに行う必要がある。また、左右岸から浮きを固定するロープの強度や固定方法も検討する必要がある。このため、まずは、クレーンを用いて吸引部位置制御による吸引性能の向上についての検討を実施したうえで、上記仕組みにより、現場適用できるような仕組みを検討していく。

③ 吸引部の管材質

実験後の排水の後、吸引部の状況を確認したところ、吸引部は0.5m程度埋まっており、土砂表面に露出していなかった。また、吸引部は実験開始時より平面的に1.5m下流に移動していた。土砂に埋まっている吸引部を取り出したところ、図-23のとおり、吸引部底面に取り付けた吸着防止材(径6mm×長さ15cm)が根元から折れ曲り、吸引部に接続していた

管(サクシオンホース)が根元から切れたことも確認された。吸引部上面に土砂が堆積することによる荷重により、ポリ塩化ビニル管に引張力が生じたものと考えられ、運用方法についての検討が必要である。

④ 吸引部の吸着防止材

吸引部底面に取り付けた吸着防止材(径6mm×長さ15cm)により、底面床板への吸着による吸引部での吸引口閉塞は防止され、土砂の排出は実験中継続されたが、吸引部底面に取り付けた鋼棒が折り曲がってしまい、強度不足を確認した。このため、今後、吸引部の能力に影響せず十分な強度を持つ吸着防止材について検討する。

⑤ 流量・土砂濃度計測装置

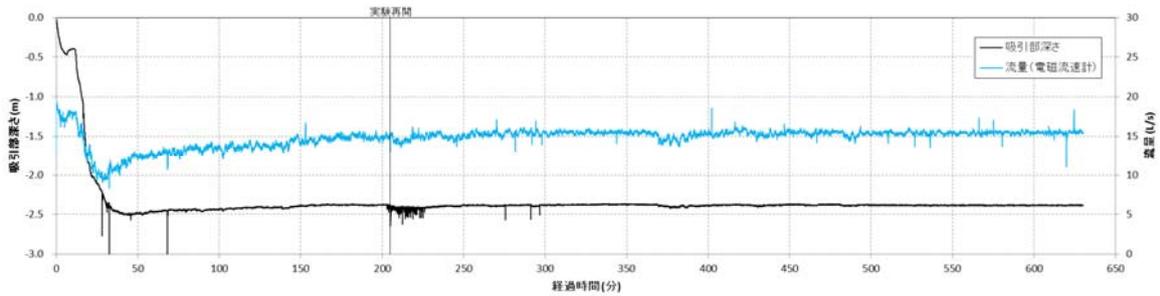


図-20 実験中の管内流量と吸引部鉛直位置の時系列変化

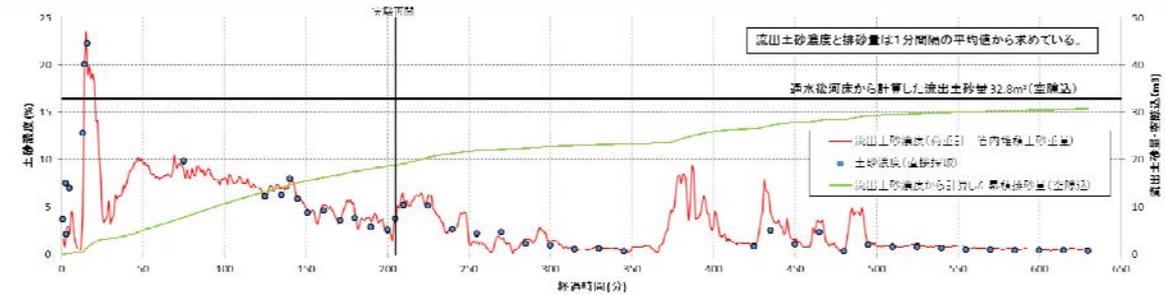


図-21 土砂濃度の時系列変化と累積排出量

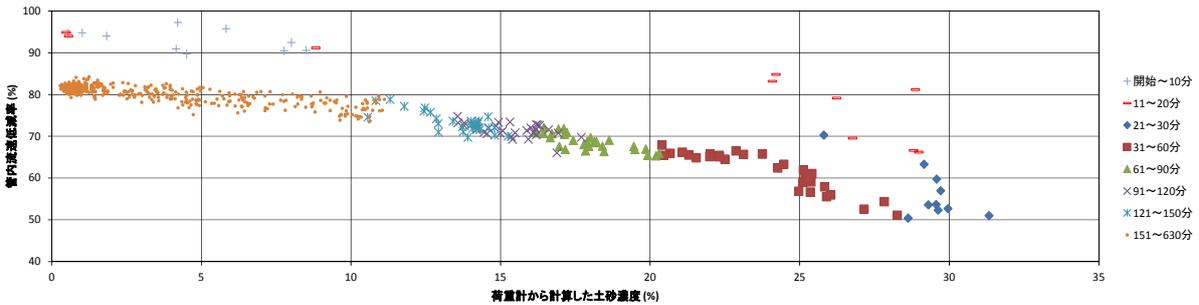


図-22 管内流速低減率と流量・土砂濃度計測装置から算出された土砂濃度との関係



図-23 実験後の吸引部の吸着防止材の破損状況

流量・土砂濃度計測装置による土砂濃度は、採水による土砂濃度調査の2倍程度の値となり、流量・土砂濃度計測装置におけるアクリル管内に堆積した土砂を考慮しても過剰であった。しかし、土砂濃度計測区間を固定管部(1.025m)だけではなく、上下流のサクション部(0.85m)を含めることで精度よく計測できることが推察された。今後、流量・土砂濃度計測装置の荷重計測範囲の再設定と、管内

の土砂が堆積しない吸引部操作を行うことで対応する。

今後は、引き続き前処理後の様々な粒径の土砂を効率的に土砂吸引が可能な形状及び諸元を検討するとともに、現場で実用化の上で必要な要求性能に応じた吸引管の検討等を行っていく。

4. 吸引管による土砂供給技術の実用化

ここでは、吸引管による土砂供給技術の現場における活用事例を創出することを目指して検討を行う。

4.1 現場適用可能性の検討

平成28年度においては、ダムの特성에応じた吸引管による土砂供給技術の適用可能性について、過年度から吸引工法の適用を検討してきている直轄ダム管理者(矢作ダム管理所)に対してヒヤリング等を通じた調査を行った。矢作ダムにおいては、吸引工法の検討を現在行っているところであるが、ダム貯水池からの排砂に当たって、吸引工法は案の一つと



図-24 排砂実験の様子

なっているが、解決すべき課題があり、現時点での適用については慎重な検討状況となっていることが確認された。

引き続き、吸引管技術の現場適用可能性の検討は行っていくこととする。

4.2 土砂運搬システムの検討および実用規模模様の設計・製作

将来的に、現場において吸引管を用いた土砂運搬システムを構築し、現場への適用性、土砂吸引・供給能力、塵芥対応能力等を確認する実用化試験を実施することとしているが、先駆けとして、実際の水力発電所の沈砂池（長さ約30m、幅4.3m、深さ約3m）において、φ100mmの吸引管を用いた排砂実験を行った。その結果、水位を低下させず、発電所の運用を止めない形で、水位差（落差3.2m）のみにより、図-24のとおり、沈砂池内の土砂を下流へ排砂できることを確認した。ほとんど減電を伴わないことや煩雑作業が不要となるため生産性向上や省力化にも貢献できる可能性を確認した。

当該沈砂池の規模であれば、ほぼ実用規模として概ねφ100mmの吸引管により、円滑な管理・運用も可能な吸引管による土砂運搬システムが構築できる可能性が確認された。引き続き確認を行っていくこととしている。

4.3 実用化試験に向けて

吸引管による土砂供給技術の現場における活用事例を創出することを目指して、実用化レベルに必要なとされる吸引管の規模（管の口径）等の主な仕様を設定した上で、実際のダム貯水池内における実用化試験の可能性について検討を行った。その結果、図-25のように、ポンプ等の実験設備を配置すれば試験を行うことが可能となるものの、φ300mm管以上が実用レベルであると考えられるが、大きなダムでの貯水池内での試験の場合、水位差の確保が困難で、

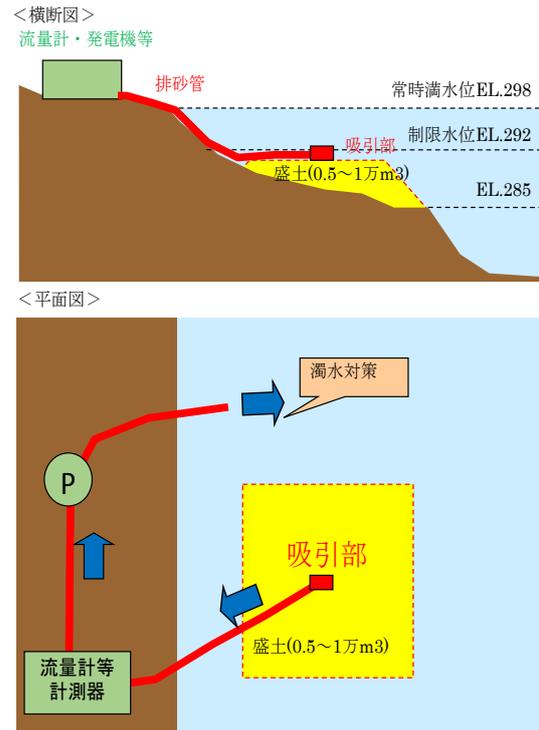


図-25 実用化試験の検討図

ポンプを用いた試験の実施が、ポンプのコストの問題や濁水対策を行うことを考えると、φ100mm程度の規模での試験が現実的となるという結果が得られた。このため、実用化試験に向けては、実際に落差の確保できるサイトでの試験が必要になってくるものとする。引き続き実用化試験が可能となる現場の検討、調整を進めていくこととする。

5. まとめ

ここまでの研究で、

①吸引工法における塵芥等の前処理システムの開発については、水中施工技術を活用すれば、水深の深い場所でも吸引工法が適用できる土砂を用意できる可能性があることを確認するとともに、今後の課題として、沈木撤去工時のアタッチメントの開発、実際の施工では機械の搬入、組立、撤去にコストがかかるため浅い場所での手順確認、事前調査工時の超音波調査船での調査精度の確認、吸引管の適用範囲と前処理のレベルとの関係整理等が必要と考えられ、コスト削減を含めて引き続き検討を行う。

②吸引管における吸引性能の向上の検討では、吸引部の底面に吸着防止材を設置するとともに、吸引部上部に浮きを設置することによる吸引性能の向上方策の検討を行った。引き続き本システムにおける吸引性能の確認について検討を行う。

③吸引管による土砂供給技術の実用化の検討では、関係者ヒヤリングや関係者調整を行いながら、吸引工法の現場適用可能性の確認と土砂運搬システムの検討および実用規模模型の設計・製作を行った。引き続き実用化に向けて検討を行う。

貯水位を低下させずに貯水池のエネルギーを活用して運用可能な、低コストで適用条件の制約が少ない土砂供給技術は実用化されていない。土砂吸引部として、先行研究で吸引管（特許取得済）を開発してきており、これをベースに実用化すべく検討しているところである。ダムによる環境への影響を緩和するための研究であり、生物多様性保全と自然共生社会実現のための流域・社会基盤管理に関する研究であり、これまで実用化されていないより低コストで適用条件の広いダムからの土砂供給施設を開発することで、社会資本の長寿命化や環境改善に貢献することを引き続き目指すこととしている。

参考文献

- 1)宮川仁、宮脇千晴、櫻井寿之、石神孝之、箱石憲昭：潜行吸引式排砂管の現地排砂実験による実用化に向けた検討、河川技術論文集、Vol.21、pp.189～194、2015.
- 2)谷地宜之、蒲谷大輔、八重田義博、上山淳：TiROBO UW（シャフト式遠隔操縦水中作業機）について、土木学会第 70 回年次学術概要集、VI-723、pp.1445-1446、2015.
- 3)三浦均、楠見正之：ダム堆砂浚渫機の開発、土木学会第 63 回年次学術概要集、VI-283、pp.565～566、2010.
- 4)楠見正之、赤塚真依子、宮川仁、本山健士：吸引工法によるダム堆砂処理時等の濁水への対策手法の一提案、土木学会第 72 回年次学術概要集、VI、2017. (投稿中)