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　箱石　憲昭
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、その必要性が謳われた。また、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こととし、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29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29年度は、山地流域の土砂生産・輸送過程を明らかにするため、沙流川水系総主別川を対象に濁度計で連続観測したSS濃度と流量とのヒステリシスパターンを類型化するとともに、出水時の濁質について放射性同位体トレーサにより流域内の生産源を推定した。その結果、C-Qヒステリシスは概ね４つのパターンに分類でき、出水規模によって出現するパターンが異なること、出水規模が大きいほど広範囲から土砂供給があることが確認された。また放射性同位体トレーサによる生産源推定の結果、流量が大きいほど堆積岩（A）、付加体玄武岩ブロック（C-1）等の風化細粒土砂の寄与が増加する一方、付加体堆積岩（C-3）の寄与が減少傾向を示すこと、中規模出水（ピーク比流量 0.1m^3/s/km^{2}前後）でA及びC-1の寄与が高くなることがわかった。流域の上流に位置するAやC-3の寄与が流量規模によっ

て大きくなることは、C-Q ヒステリシスパターンの出現傾向と一致している。また、A や C-1 の地域は、河床礫がスレーキングにより細粒化し、微細な土砂が生産されている様子が現地で確認できた。このような河床で細粒化された材料は中規模程度の出水で容易に河川水中に取り込まれ、下流へ流出したと考えられ、このことも中規模出水時に出現する C-Q ヒステリシスパターンと一致する。このように、把握困難な地質・風化特性を反映した山地流域の土砂生産・流出特性を、濁度計観測やトレーサ手法によって定量的に評価でき、これらの手法が土砂生産源の定量モニタリングツールとして有効であることを確認できた。

(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、各種土砂供給方法での流量－土砂供給量等の関係を明確にし、土砂供給による下流河川の物理環境変化（地形変化、河床表層材料の変化等）を予測する技術を開発することを目的とするものである。平成 29 年度は、小渋ダム土砂バイパスの運用実績データ（小規模洪水）に基づく河床変動計算を実施し、ダム下流河道の土砂動態について運用前後の河床材料調査等によるモデルの検証を行った。その結果、表層粒度分布について比較的良好な再現性が得られた。二つ目は、土砂供給に伴うダム下流の水域および陸域のレスポンスの解明を目的とするものである。平成 29 年度は、土砂供給の影響を受ける河床環境に関する変数として石礫の露出高（砂面から石礫の頂部までの高さ）に着目し、石礫の露出高と縄張りアユによる付着藻類の摂食の有無との関連を調べた結果、縄張りアユによって石礫が摂食に利用される閾値として、50～60 ㎜程度の露出高が推定された。また、ダム下流の調査結果から、特定の比高を選好する植物種が複数確認されたことから、土砂供給による植物種への影響を評価する指標として、比高が活用できることが示唆された。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 29 年度は、前年度に影響評価を実施した金属類のうち、影響が懸念されたマンガンについて、評価対象地の環境に即した生物種を用いて影響評価試験を行い、無影響濃度を算出した。また、土砂供給時を想定した試料（土砂の溶出試験後の試験液）に含まれる 10 種の金属類について、水生生物に直接影響を及ぼすと考えられるイオンとしての形態（Labile 態）の存在率を算出した。その結果、形態別の存在濃度を考慮することにより、従来の全濃度による評価と比較してより適切な影響評価に繋がる可能性が示唆された。

(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、塵芥・巨石・粘性土といった物がほとんど含まれない砂礫について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、潜行吸引式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する前処理が必要な場合があること、②効率的に安定してダム下流へ土砂を排出するための潜行吸引式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 29 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、水中における土質調査技術や水中施工技術の組み合わせにより効率的に塵芥等を前処理できるシステムの概略を検討した。

２）潜行吸引式排砂管の吸引性能の向上方策の検討について、吸引可能な土砂堆積層の底盤に厚い塵芥層が存在している場合やコンクリート床板等であった場合の吸引口の閉塞防止形状を提案し有効性を確認した。また、揚程 2m 程度のサイフォン、管延長を変化させる等の実験により、管内流速の変化による吸引性能の違いを確認し、今後の吸引性能の向上に向けた検討への有用な知見を得た。

３）本技術の実用化に向け、ダム貯水池を対象として、必要とされる潜行吸引式排砂管の規模（管の口径等）を検討した。さらに、実際の水力発電所に付属する沈砂池において排砂管（管径 100㎜、管長約 36m） により

排砂実験を行い、発電所の運用を止めることなく、吸引口径（50㎜）程度以下の粒径の土砂を下流へ排砂可能であることを確認した。

DEVELOPMENT OF SUSTAINABLE SEDIMENT MANAGEMENT TECHNOLOGY IN SEDIMENT TRANSPORT SYSTEM

Research Period : FY2016-2021
Program Leader : Director of Hydraulic Engineering Research Group
Hakoishi Noriaki
Research Group : Cold-Region Hydraulic and Aquatic Environment Engineering Research Group (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)

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。山地流域の土砂生産・輸送過程を明らかにするため、沙流川水系総主別川を対象に継続している流砂水文観測のデータを用いて、2011 年～2016 年の約 6 年間における連続雨量 20 mm 以上の出水イベントを抽出し、濁度計で連続観測した SS 濃度と流量とのヒステリシスパターンについて類型化を行った。また、出水時に採水した濁質について、放射性同位体をトレーサとして、流域内の異なる 3 種の生産源（岩種）からの寄与を推定した。その結果、C-Q ヒステリシスは概ね 4 つのパターンに分類でき、出水規模によって出現するパターンが異なること、出水規模が大きいほど広範囲から土砂供給があることが確認された。また放射性同位体トレーサによる生産源推定の結果、流量が大きいほど堆積岩（A)、付加体玄武岩ブロック（C-1）等の風化細粒土砂の寄与が増加する一方、付加体堆積岩（C-3）の寄与が減少傾向を示すこと、中規模出水（ピーク比流量 0.1 前後）で A 及び C-1 の寄与が高くなることがわかった。流域の上流に位置する A や C-1 の寄与が流量規模によって大きくなることは、C-Q ヒステリシスパターンの出現傾向と一致している。また、A や C-1 の地域は、河床礫がスレーキングにより細粒化し、微細な土砂が生産されている様子が現地で確認できた。このような河床で細粒化された材料は中規模程度の出水で容易に河川水中に取り込まれて下流へ流出したと考えられ、このことも中規模出水時に出現する C-Q ヒステリシスパターンと一致する。このように、把握困難な地質・風化特性を反映した山地流域の土砂生産・流出特性を、濁度計観測やトレーサ手法によって定量的に評価でき、これらの手法が土砂生産源の定量モニタリングツールとして有効であることを確認できた。

キーワード：　SS 濃度、ヒステリシス、生産源推定、放射性同位体、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、山地流域の土砂生産・輸送過程を明らかにするため、沙流川水系総主別川流域において流砂水文観測を行い、SS 濃度の水文応答特性から土砂の生産・輸送過程を推定した。また、出水時に採水した濁質について、放射性同位体をトレーサとして、流域内の異なる 3 種の生産源（岩種）からの寄与を推定した。

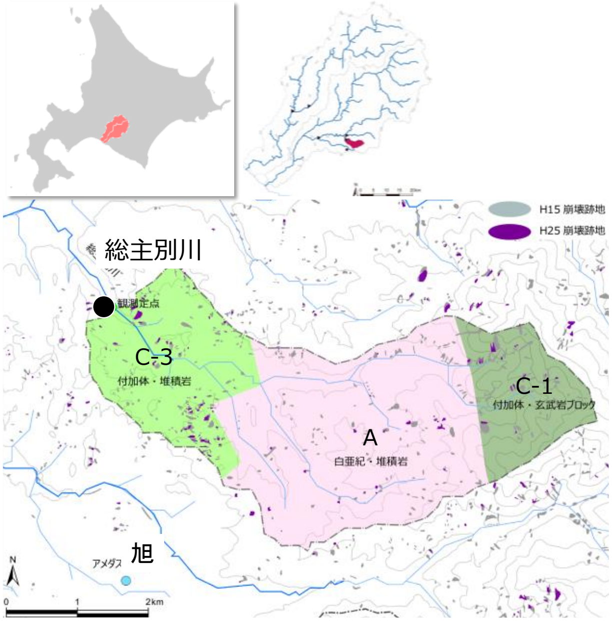


図-1　調査地位置図

2.　濁度計とトレーサを用いた山地流域の浮遊土砂生産・流出過程の推定

2.1　目的

山地から沿岸までを流砂系とした総合的な流域土砂管理において、山地流域から流出する浮遊土砂の生産・流出特性を把握することは、基礎的かつ重要な課題である。一般に、流域からの浮遊土砂流出特性は SS 濃度と流量のべき乗回帰式で評価されるが、山地小流域では、SS 濃度と流量との決定係数は必ずしも高くなく、ヒステリシスを示すことが多い[5]。このヒステリシスは、浮遊土砂の生産源や輸送過程を反映していくつかのパターンに分類されることが知られており[6]、流域の浮遊土砂生産源や流出特性を示す指標となりうる。

一方、浮遊土砂の生産源推定には、しばしばトレーサ手法が用いられ、岩種や侵食深が異なる生産源からの寄与率を推定できる[7]。しかし、流域の土砂生産・流出特性は出水規模やタイミングに応じてさまざまに異なることが普通であり、長期的な観測に基づいた解釈が必要である。

本研究の目的は、流域の浮遊土砂生産・流出過程を明らかにすることである。濁度計観測によりさまざまな融雪・降雨流出時の浮遊土砂濃度ヒステリシスを調べた。また、放射性同位体トレーサを用いた浮遊土砂生産源推定を行った。

2.2 材料と方法

__2.2.1　調査地及び野外調査__　調査流域は、北海道南部に位置する一級河川沙流川水系額平川の支川、総主別

川流域（16.75 km^2）とした（図-1）。地質は主に白亜紀堆積岩（A）、付加体玄武岩ブロック（C-1）及び付加体堆積岩（C-3）で構成され、全域が森林で覆われている。

流域末端部に水位計（応用地質 S&DL mini）及び後方散乱式濁度計（JFE アドバンテック Infinity Turbi）を設置し、2010 年 10 月から 2016 年 12 月まで約 6 年間、水位及び濁度を 10～20 分間隔で記録した。また、2011 年～2014 年の融雪出水及び夏・秋期の降雨出水時に流量観測及び表面採水を行った。

2.2.2　分析・解析方法

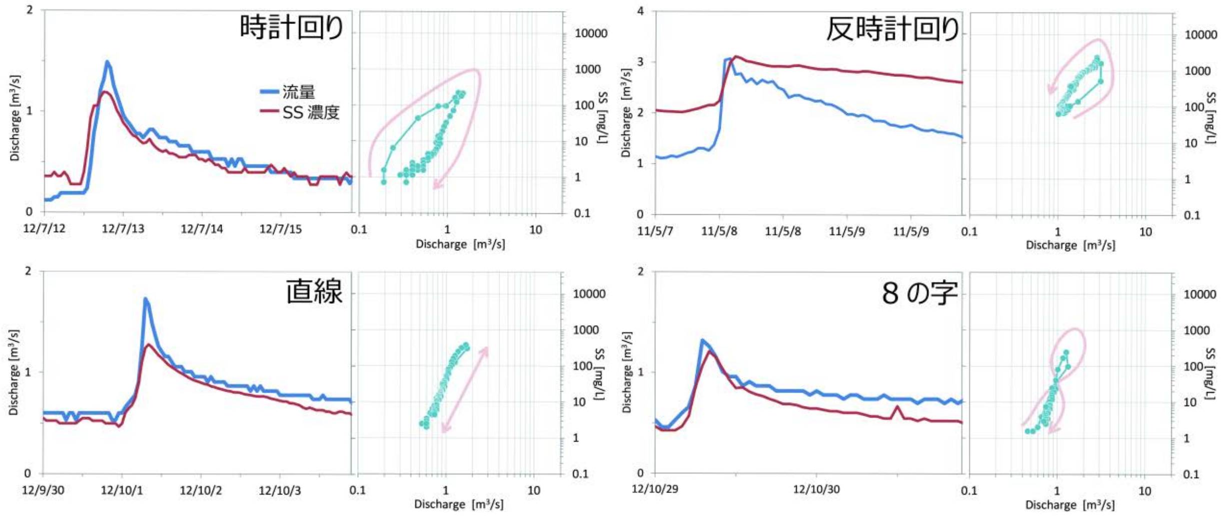


図-2　ヒステリシスループのタイプ

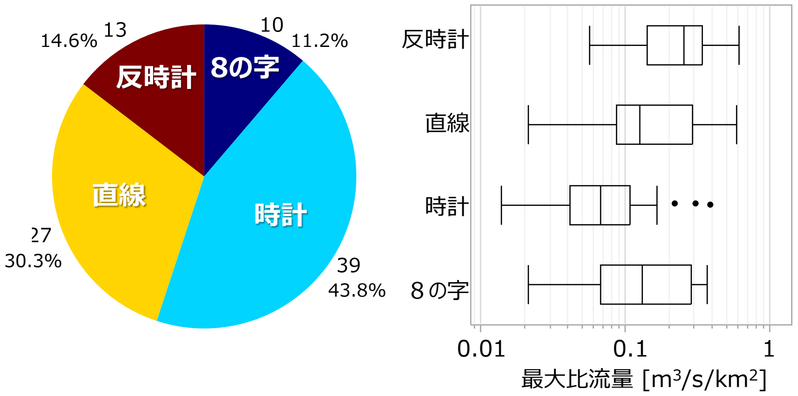


図-3　ヒステリシスループの出現傾向

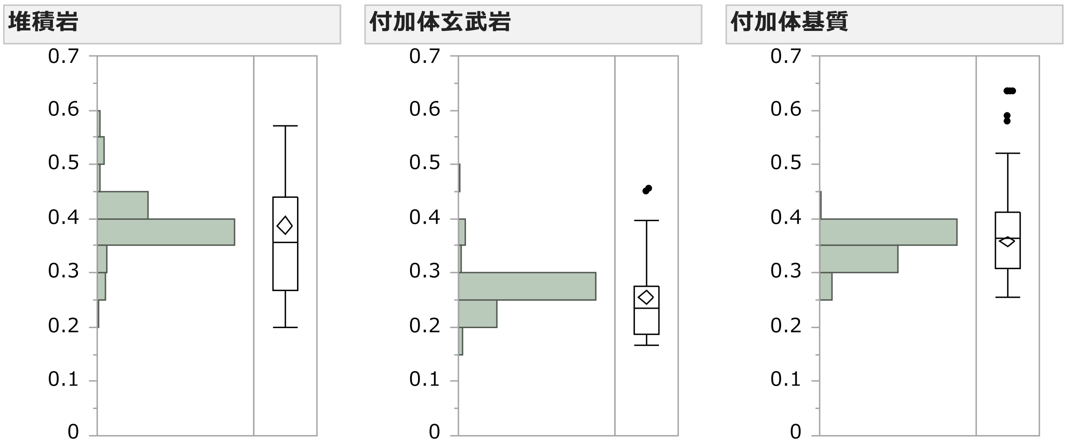


図-4　浮遊土砂生産源の寄与の頻度分布

濁度データは、バッテリー切れや土砂による埋積、河床低下に伴う浮き上がりなどによる明らかな異常値・ノイズを除外した後、原因不明のスパイクを除去するために前後 30 分の移動平均値を採用し、毎時データを抽出した。採取した河川水の SS 濃度と濁度との関係式を構築し、SS 濃度に換算した。

2.2.3　浮遊土砂の生産源推定

浮遊土砂の生産源推定について、Mizugaki ら[7]は、放射性同位体 ^{212}Pb、^{228}Ac 及び ^{40}K をトレーサとして、流域内の異なる岩相を潜在的生産源とした浮遊土砂に対する寄与率を推定できることを示した。本研究においても、総主別川流域の浮遊土砂の生産源を推定するために融雪出水時や降雨出水時に表面採水を行い（11 イベント、37 サンプル）、抽出した浮遊土砂成分の ^{212}Pb、^{228}Ac 及び ^{40}K 濃度をガンマ線検出装置により分析し、3 種の岩相（A：堆積岩、C-1:付加体玄武岩ブロック、C-3：付加体堆積岩）からの浮遊土砂に対する寄与率を推定した。

2. 3 結果及び考察

2.3.1　SS 濃度ヒステリシスの類型化と出現傾向

2011 年～2016 年に水位計･濁度計により観測された流量･SS 濃度の時系列データから、連続雨量 20mm 以上の 89 イベントを対象に、SS 濃度の流量に対するヒステリシスループを時計回り、反時計回り、直線、8 の字の 4 つのタイプに類型化した（図-2）。ヒステリシスのタイプ別の出現割合は時計回りが最も多かった（図-3 左）。ヒステリシスのタイプ別にイベント期間中の最大流量を比較したところ、時計回り＜直線・8 の字＜反時計回りの順に大きかった（図-3 右）。ヒステリシスループの出現傾向は、出水規模によって異なることが明らかになった。

2.3.2　浮遊土砂生産源

流域の 3 つの岩相からの浮遊土砂に対する寄与率は、堆積岩（A）で 38.8%、付加体玄武岩ブロック（C-1）で 25.4%、付加体堆積岩（C-3）で 35.8%（いずれも流出土砂量による加重平均値）であった（図-4）。比流量と生産源寄与との関係を調べたところ、A と C-1 の寄与率は有意な正の相関（A: r=0.3965, p=0.0151、C: r=0.3731, p=0.0229）が、C-3 は有意な負の相関（r=-0.6296, p<0.0001）が認められた（図-5）。これらの結果から、流量規模（ピーク比流量）が大きくなるほど流域の上流に位置する A や C-1 の地域から浮遊土砂が供給され、流量規模が小さい時は観測点近傍の C-3 地域の浮遊土砂が主たる成分となると推察される。とくに、中規模程度の出水（ピーク比流量が 0.1 m^3/s 前後）では A と C-1 の寄与が急激に増加していることが認められた（図-5）。

これは河床材料（岩石）の風化特性が反映している可能性がある。現地の河岸･河床材料を調べたところ、A（堆積岩）の地域では水面から露出した河床や河岸の礫がスレーキングにより細片化している様子がいたるところで認められた（図-6 左）。また C-1（付加体玄武岩ブロック）の地域も同様に水面から露出した河床にスレーキングにより顕著に細片化した礫が、A 地域ほ

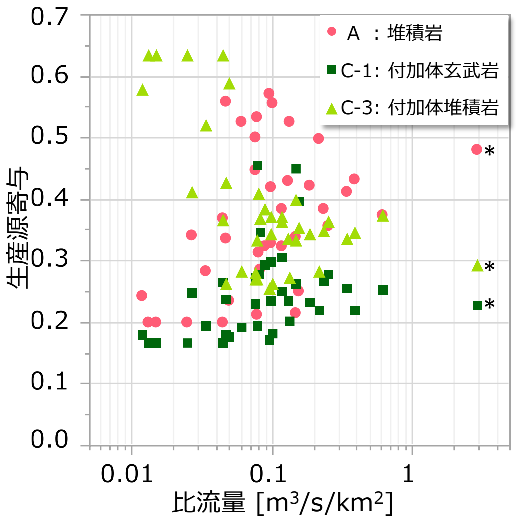


図-5　浮遊土砂生産源の寄与と流量の関係

*: 観測機器による捕捉土砂。比流量は推定値。

図-6　地質（岩種）による風化特性の違い

どではないが、いくつも認められた（図-6 中）。このような細片化した土砂は極めてもろいため、水中に取り込まれるとさらに細粒化し濁度成分として流出する可能性がある。一方 C-3（付加体堆積岩）の地域の河床では、A や C-1 のようなスレーキングによる細片化はほとんど認められず、砂礫が表面を覆っており、微細土砂は確認できなかった（図-6 右）。このような河床における岩石の風化による微細土砂生産により、中規模出水時の濁質流出に対して A や C-1 の寄与が急激に増加したものと推察される。このような河床からの微細土砂の供給過程は、ヒステリシスタイプの解析において中規模出水時に直線形のパターンが出現していたことと整合する。

2.4 まとめ

ヒステリシスループの出現傾向から、流量規模が大きいほど流域の広範囲の斜面・河道から土砂が供給されることがわかった。トレーサ手法では、流量規模が大きいほど流域上流に分布する付加体玄武岩ブロックや堆積岩地域からの土砂供給が寄与すること、また河床材料の風化による微細土砂生産が中規模出水時の濁質流出に寄与することが示唆され、ヒステリシスループの結果とも整合する。これらのことから、濁度計観測は浮遊土砂の流出量だけでなく生産源推定におけるモニタリング手法として有効であるといえる。

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，pp. 386，2014 年 9 月
2) たとえば佐藤愼司・宇多高明・岡安徹也・芹沢真澄 : 天竜川－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－従来の研究の紹介－．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) たとえば倉茂好匡 : 浮流土砂の測定および解析方法. 恩田裕一, 奥西一夫, 飯田智之, 辻村真貴（編）水文地形学－山地の水循環と地形変化の相互作用－，古今書院，東京，p. 132-142，1996 年
6) Williams GP: Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. Journal of Hydrology, 111, p. 89-106, 1989.
7) 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.

EVALUATION OF SPATIAL VARIABILITY IN SEDIMENT YIELD AFFECTED BY PARTICLE SIZE

Research Period：FY2016-2021
Research Team：Watershed Environmental Engineering Research Team
Author：SHIMME Ryuichi
TANISE Atsushi
MIZUGAKI Shigeru

Abstract:
To elucidate the suspended sediment dynamics at mountain catchment, hydrological observation and fingerprinting sources of suspended sediment were conducted in the Soshubetsu Creek catchment, a tributary of Saru River, northern Japan. Analysis of rating curve between suspended sediment concentration and discharge for 6 years suggested that the four different types of hysteresis loop could be found according to the magnitude of flood event. Fingerprinting technique also suggested that the contribution of source groups, sedimentary rock (A) and accretionary complex of basalt block (C-1), to suspended sediment could increase according to discharge, especially in mid-range of discharge. These findings of hysteresis type analysis and fingerprinting technique were well consistent with each other, indicating that complementary use of these tools were available for quantitative monitoring of suspended sediment dynamics in mountain catchment.

Key words: suspended sediment concentration, hysteresis, fingerprinting, natural radionuclide, 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
小川文章、鈴木裕識、村田里美

【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。2017 年度は、小渋ダム土砂バイパストンネルの運用実績データ（小規模洪水）に基づく河床変動計算を実施し、ダム下流河道の土砂動態について運用前後の河床材料調査等によるモデルの検証を行った。その結果表層粒度分布の再現性を確認した。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。2017 年度は、土砂供給の影響を受ける河床変量として石礫の露出高（砂面から石礫の天端までの高さ）に着目し、石礫の露出高と縄張りアユによる付着藻類の摂食の有無との関連を調べた結果、縄張りアユによって石礫が摂食に利用される閾値として、50～60 mm 程度の露出高が推定された。また、小渋ダム下流の調査結果から、特定の比高を選好する植物種が複数確認されたことから、土砂供給による植物種への影響を評価する指標として、比高が活用できることが示唆された。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。2017 年度では、土砂供給に伴う水質変化への影響評価対象地の現地の環境を考慮した有害性評価値の導出フローを構築し、ケーススタディーとして、矢作ダムにおける土砂供給時のマンガンの有害性評価値の導出に適用した。また、土砂供給時を想定した試料（土砂の溶出試験後の試験液）に含まれる 10 種の金属類について、水生生物に直接影響を及ぼすと考えられるイオンとしての形態（Labile 態）の存在率を算出した。その結果、形態別の存在濃度を考慮することにより、従来の全濃度による評価と比較してより適切な影響評価に繋がる可能性が示唆された。

キーワード：土砂動態、河床変動、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、形態別金属存在比率

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た、いわゆる hungrywater の状態となっている[1]。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、2008 年に策定された国形成計画では、「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流域計画の不在である。

このうち、①の理由は、総合土砂管理の根幹に関わる問題であろう。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、流入土砂量の境界条件は不確実性を大いに伴うし、局所的な河川の流れと土砂動態についても未解明な部分が多い。

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。

また現在、ダムの堆砂対策や下流河川の環境を回復する目的とした土砂供給が各地で実施されている。これら土砂供給による下流河川での異常な土砂の堆積は、治水および環境面へ影響を及ぼす可能性がある。また、供給される土砂に含まれる重金属などの物質が河川に生息する生物に対する影響についても検討しなければならない。

本研究では、上記の総合土砂管理の困難性に鑑み、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、2016 年度の一次元河床変動モデルを用いて、2016 年度の小渋ダムバイパストンネルの運用時のダム下流河川の土砂動態を対象に検証を実施するとともに、河川生態への影響が著しい瀬淵がある領域での二次元河床変動計算モデルによる再現状況につても検討した。

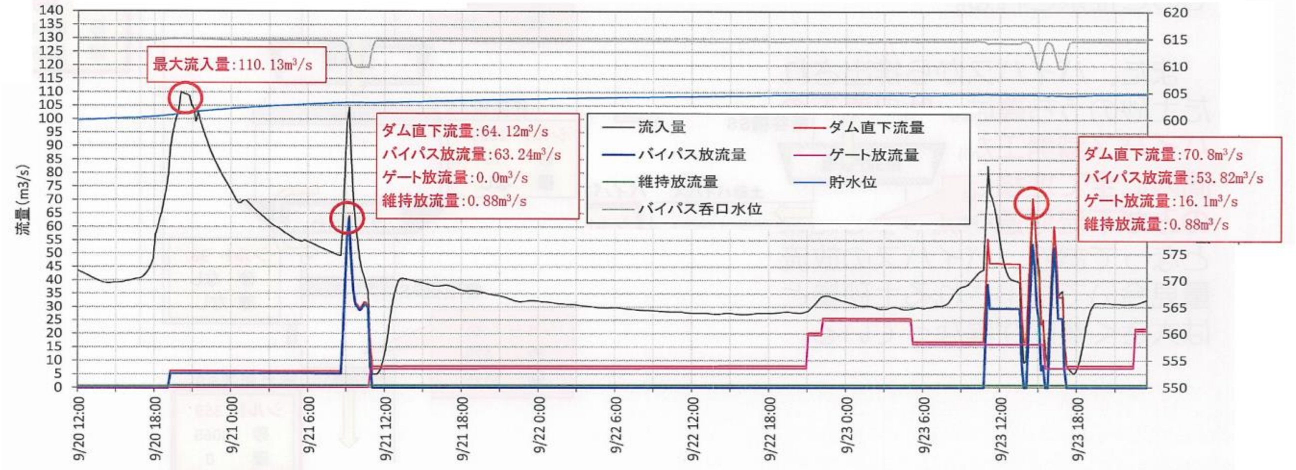


図 2.1　2016 年の小渋ダム土砂バイパストンネル試験運用の概要図

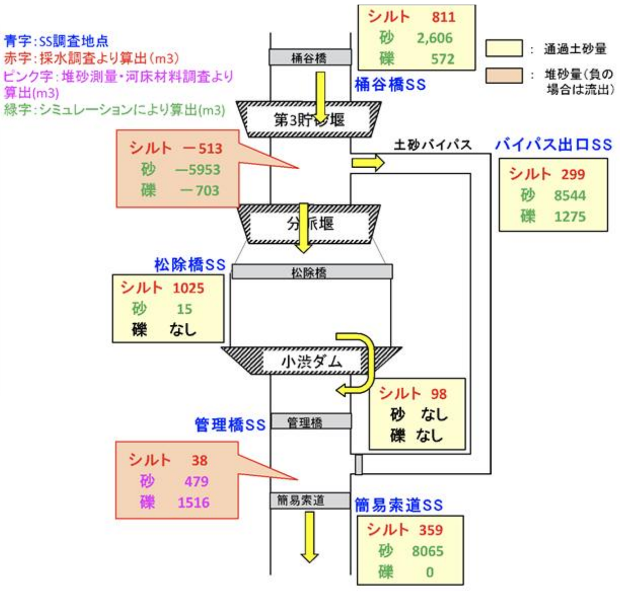


図 2.2　2016 年の小渋ダム土砂バイパストンネル運用時の土砂収支の概要図

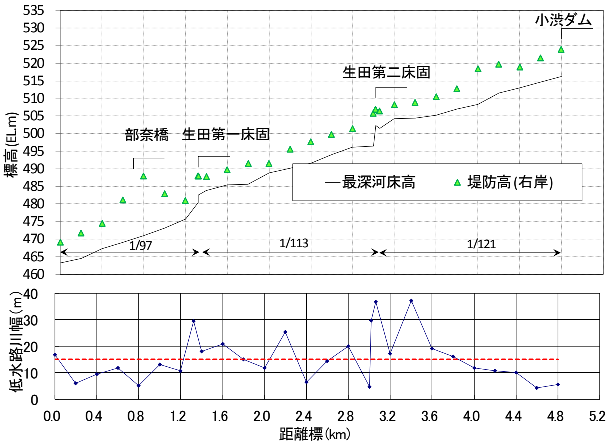


図 2.3　小渋ダム下流の縦断図（最新河床高、堤防高、低水路川幅）

2.1　2016 年度小渋ダム土砂バイパストンネル運用時による土砂動態

2016 年度から小渋ダム土砂バイパストンネルが試験運用され、2016 年 9 月の洪水時に**図 2.1** の操作がなされ、それに伴う土砂収支はモニタリング委員会で**図 2.2** のとおり報告されている。ダム下流河川への土砂バイパストンネルによる土砂供給が土砂動態に与える影響について、一次元河床変動モデルを用いて、ダム下流河川として小渋川のダム直下地点から天竜川合流地点までを対象に土砂動態について検討した。なお、小渋川のダム下流河道は、**図 2.3** に示すように河床勾配は 1/121～1/97 であり、

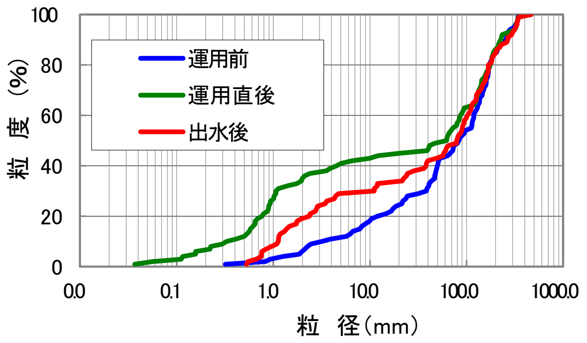


図 2.4　土砂バイパストンネル運用前後の粒度分布

平均的な低水路幅は約 15m で、粗度係数は 0.045$m^{1/3}$・s 程度である。河道横断工作物として、天竜川合流地点から上流 1.3ｋm付近に生田第一床固工、3.0ｋm付近に生田第二床固工がある。

ダム流入の最大流量は 110m^3/s（概ね 1/1.1 年確率規模相当）の出水で、土砂バイパストンネルから 60～80m^3/s の放流を実施している。なお、モデルの検証に用いる河床材料調査が運用前(6/17～6/18)と運用直後(9/26～9/27)と出水後（11/8～11/9）にかけて実施されていることを考慮して、9/20～9/26 の期間を対象に計算した。また、ダム流入土砂量は 1/1.1 年確率規模で設定し、63.7 千 m^3 とし、実質量換算した上で粒径毎のダム流入土砂量を $Qs=\alpha Q^{\beta}$ の推定式で算定した。さらに、バイパス流入量と流入土砂量との関係については、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量が計測されており、平均的な洪水波形と計画高水流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。これらを考慮したバイパス流入土砂量を小渋川のバイパストンネル吐口地点での供給土砂として河床変動計算を行った。また、バイパストンネル運用前と運用直後と出水後の現地での粒度分布について、面積格子法の調査結果を**図 2.4** に示す。**図 2.4** に示すとおり、運用直後に粒径が小さくなるが、その後運用前の状態に近づいていく傾向がみられる。

一次元河床変動計算結果を**図 2.5～2.7** に示す。土砂バイパストンネルからの供給土砂は、4.3k 上流区間に顕著に堆積する傾向が見られる。本モデルでは、バイパス減勢工や簡易索道の詳細な構造物のモデル化までは考慮していないが、今回の運用において現地では供給土砂のうち礫成分は全て減勢工に堆積している現象が確認されて

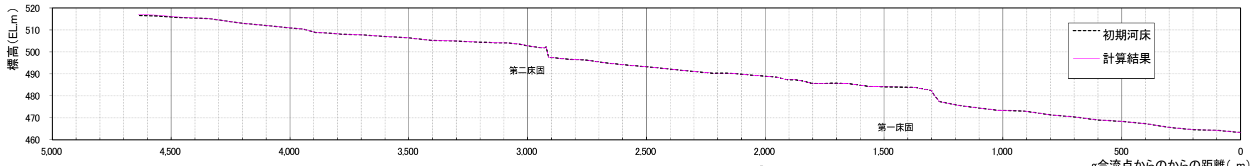


図 2.5　縦断図（河床高）

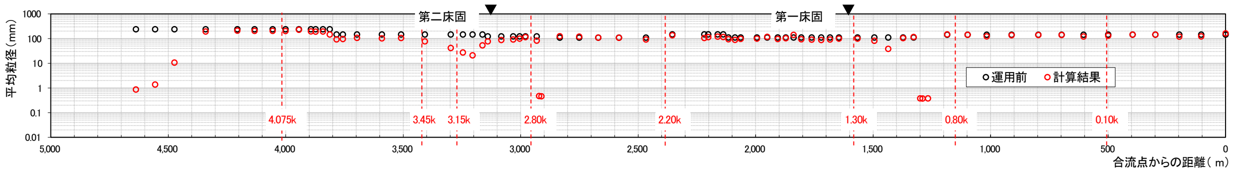


図 2.6　計算結果（平均粒径）

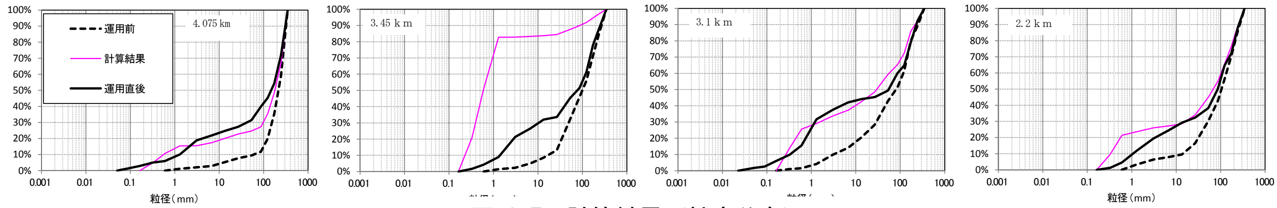


図 2.7　計算結果（粒度分布）

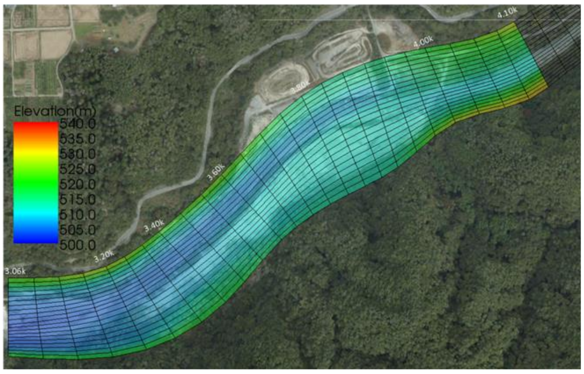


図 2.8　平面地形と格子

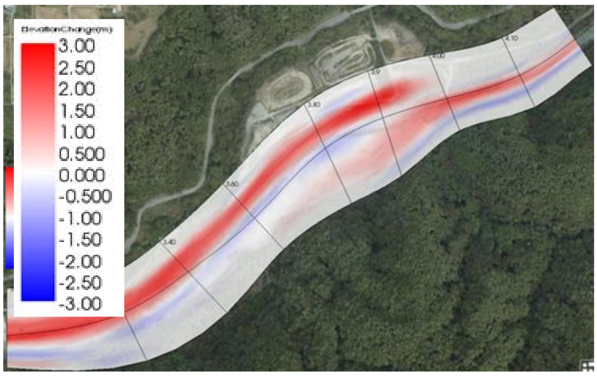


図 2.10　河床変動平面分布図（流量低減時）

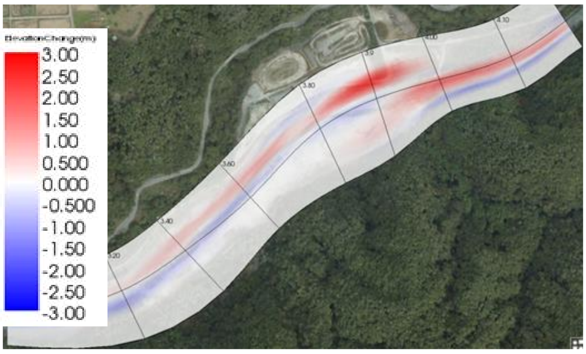


図 2.9　河床変動平面分布図（流量ピーク時）

いることから、計算結果は概ね現地の傾向と一致すると考える。また、供給土砂の多くが第二床固上流区間に堆積する傾向が見られ、下流ほど河床変動量は小さくなる。また、粒度分布について見ると、第二床固上流の 3.45k 地点については、面積格子法による調査結果と比較して、河床材料の細粒化が著しいものの、バイパス運用後も細粒分が残る傾向は調査結果の傾向と一致している。

次に、一次元河床変動計算結果から土砂バイパストンネルの供給土砂により河床変動が顕著に見られ、砂州や早瀬等を有し河川環境において懸案地点となる、第二床固より上流約 1km 区間（3.06k～4.10k）について iRIC (International River Interface Cooperative)に搭載されている二次元河床変動モデル Nays2DH を用いてこれらの変化について検討した。

河道モデルの作成は、主に 2016 年の測量断面を基に作成し、作成した地形データおよび格子を図 2.8 に示す。メッシュは河道の流下方向に沿って概ね横断方向の幅が均一になるように設定し、横断方向には約 10m 間隔、縦断方向には約 50m 間隔となるように分割を行った。流量は小渋ダムの計画規模相当の放流量とし、計算期間は 10

日間としている。

河床材料の設定は以下の区間で行った。第二床固工より上流から 4.0k 地点（狭窄部）までは 3.15k の河床材料を適用し、4.0k よりも上流域では 4.075k で採取された河床材料を適用した。なお、流入土砂の粒度分布については、一次元河床変動計算で用いられたダム流入土砂の粒度分布とした。

以上の区間の河床変動の計算結果は、図 2.9、2.10 に示すとおり、洪水ピーク後の流量低減時に砂成分が流路側岸上に堆積する傾向がみられた。

2.2 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。

2016 年度小渋ダム土砂バイパストンネル運用時における土砂動態（河床変動、表層土砂の粒径）について、一次元河床変動計算の再現性は比較的良好な結果となった。また、土砂供給による環境影響が比較的大きい区間での二次元河床変動計算モデルの適用については、モデルの適用上で一次元河床変動計算と同じ条件での計算ができていないが、計画規模での流入条件である程度再現可能であり、河床環境への影響を評価するためのツールとなるが、さらなる検証が必要となるとともに、必要としている現象に対応するためには計算メッシュ等の検討も必要である。なお、今回検討したものは、ダム流入の最大流量は 110m^3/s の洪水での土砂バイパストンネルを操作して、ダム下流河道へシルト 359m^3、砂 8059m^3 を供給した場合であり、更に、他の運用実績による土砂供給時の土砂動態変化の蓄積を進めるとともに、今後、この土砂バイパストンネルの操作による土砂供給量の時系列とその土砂供給時の環境影響の関係も考慮しながら、理想的な土砂供給手法についても検討を進めていく必要がある。

3 土砂供給による河川環境のレスポンス

3.1 アユによる摂食場所利用に基づく土砂堆積厚の閾値の目安の検討

3.1.1 はじめに

ダム貯水池への土砂の堆積は堆砂問題として知られ、利水や治水などのダムの機能を低下させるだけでなく、流域規模の土砂輸送の連続性を分断化させる [4]。そのため、解決方策の一つとして、総合土砂管理計画のもと、ダム下流へと土砂を人為的に供給する事業が全国で実施されはじめている。しかしながら、人為的な土砂供給は、自然状態における土砂動態とは異なった質や量となる可能性があるため、土砂供給に伴う河床環境の変化やそれに対する生物への応答を予測する技術が必要とされている [5,6]。生物の応答が予測可能となれば、生物などへの影響を緩和する工夫が可能となり、自然環境にも配慮した土砂供給方法の検討に寄与できる。その結果、総合土砂管理の円滑な実施に繋がると期待される。

土砂供給に伴う生物の応答に関する既往研究では、河川を代表する分類群について、多くの事例が蓄積されてきた。例えば、付着藻類については、供給された土砂が研磨剤として機能することで（クレンジング効果）、剥離されやすくなるという報告がある [7,8,9]。攪乱の少ないダム下流では藻類の更新が生じにくく、糸状藻類などアユの餌として価値の低い種が優占することもあるため [10]、土砂供給による正の効果の一つとして認識されている。底生動物については、土砂供給によって造網型の水生昆虫が減少し、掘潜型などの砂を利用する水生昆虫が増加することが報告されている [11]。細粒土砂が供給されないダム下流では河床材料が粗粒化しやすく、流況も安定化しやすいため、造網型の水生昆虫が優占しやすい [12]。そのため、土砂供給による河床材料の粗粒化の緩和は多様な底生動物の生息を保障する効果があると考えられる。また、魚類については、産卵場として細粒土砂を必要とするウグイの産卵場所の造成効果を有することも知られている [13]。

しかしながら、土砂供給量が増加した場合には土砂の堆積量が増加することもあり、それにともなって石礫が土砂に埋没することも考えられる。これが過剰となった場合には、水生生物に負の影響を及ぼす可能性がある [14]。たとえば、石礫の埋没などが生じた場合には、河床の石礫の付着藻類を餌として利用するアユにとっては、摂餌環境の変化となりうる。その影響を評価するためには、石礫がどのくらいまで砂などに埋没しても影響がないかという定量的な閾値が重要になる [15]。本研究では、石礫が砂面からどの程度露出していれば、摂餌場所として利用されるのかに読み替え、石礫の露出高（砂などの細粒土砂の表面から石礫の頂点までの高さの最大値として定義、**図 3.1** 参照）とアユによる利用との関連について解析した。

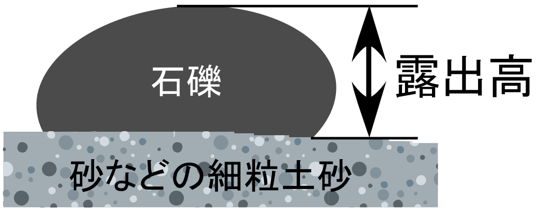


図 3.1　露出高の定義

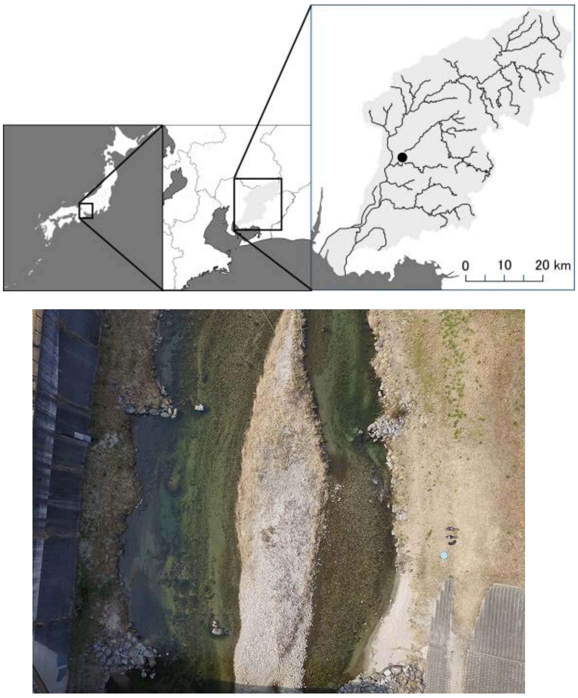


図 3.2 巴川の調査地点の地図（上）と全景写真（下）

3.1.2　方法

調査対象地は、矢作川水系の巴川とした。矢作川は、流域面積 1830 km^2、流路延長 117 km で三河湾に注ぐ一級河川である。その流域地質は花崗岩類で占められ、砂礫の生産量が多いため[16]、石礫の埋没した条件下でのアユの摂食状況を調査するのに適している。過年度の調査結果から、石礫もある程度大きくその周辺に砂の堆積も見られ、縄張り行動を示すアユが存在することが、明らかとなっている、巴川の調査地点を重点調査地点に設定した（図 3.2）。

調査地点の瀬において、潜水目視観察を行い、縄張り行動を示すアユを探索した。縄張りアユは摂食場所として縄張りを保護するため、石礫の選好性を検証するのに適した材料と考えられる。また、縄張りアユは、友釣りの漁獲対象となるため、アユの漁場保全を含めた閾値の探索が可能になる利点もある。縄張りアユの判定は、他個体への攻撃行動が見られたかによって行った。他個体を攻撃する際には遊泳速度が高まるなど、通常の採餌とは異なる行動も見られたため、それを参考にした。縄張りの防衛のための攻撃行動が見られた場合、その個体の行動を追跡し、その後執着して摂食した石礫を縄張りアユによって利用された石礫とした。縄張りアユによって利用された石礫と環境中の石礫について、露出高を含む石の形状と水理条件（水深と流速）などを計測した。本研究では多くの変量を計測したが、①先行研究で石礫の露出高がアユの食み跡の有無に対して予測力の高い変量の一つであることが確認されていること[15]、②現場への適用の際にはシンプルな結果の方が汎用性や応用性の高い知見になりやすいこと、の 2 点を考慮し、アユの摂食と石の露出高との関連に焦点をあてた解析結果について主に報告する。

石礫の露出高と食み跡の有無、縄張りアユによる利用の有無との関連性を把握するため、石礫の露出高を説明変数、食み跡の有無および縄張りアユによる利用の有無それぞれを応答変数とするロジスティック回帰分析を行った。さらに、縄張りアユによる利用のために必要な石礫の露出高の閾値を探索するために、得られたモデルに対し、縄張りアユによる利用の確率が 50%となる露出高、統計的分別能が最大となる（AUC が最大となる［偽陽性率の値が小さい時点で、高い真陽性率を達成することを示す］[21]）時の露出高を算出した。

3.1.3　結果

石礫の露出高に対する縄張りアユによる利用の確率をロジスティック回帰分析で推定した結果（図 3.3）、有意な正の関係性がみられ露出高が大きいほど食み跡がある確率が高まることが示された。閾値の目安として、50%確率を示す露出高と AUC が最大となる露出高の 2 種類を算出した結果、それぞれ約 100 mm および約 60 mm と推定された。

3.1.4　考察

本研究の結果は、より大きな露出高をもつ石礫ほど、縄張りアユに利用されやすいことを示している。さらに、本研究の場合には、縄張りアユによる利用の有無を分ける閾値の目安は、約 60～100 mm 程度と考えられた。なお、大型実験水路で同一形状の擬石を用いて、3 種類（20 mm、 50 mm、100 mm）の露出高を成魚のアユに選択させた実験では、20 mm はあまり利用されず、50 mm と

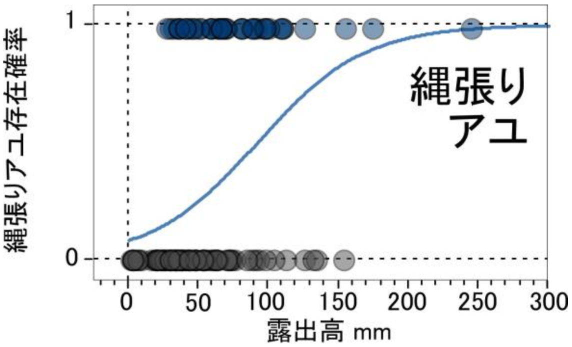


図 3.3　石礫の露出高と縄張りアユによる利用の有無との関連

100 mm は同程度利用されたと報告されている [15]。この結果から、アユの選好性を考慮すると 50 mm 程度の露出高が必要であると考えられる。

本研究の対象魚であるアユについては、大きな粒径の石が浮き石状態であることや、凹凸のある河床が、好漁場を規定する条件や選好性の対象として報告されている [17,18,19]。大粒径の石礫はその高さおよび露出高が大きい傾向であり、さらに浮き石状態であるということは砂などに埋没していないことを示している。凹凸のある河床という表現はそれらを統合した結果といえるだろう。このように、アユの好適な生息環境を表す指標として河床の石礫がより砂などの表面から露出しているかが重要であり、本研究結果もアユの摂餌場所に対する石礫の露出高の選好性を反映したものと考えられる。

本研究の成果を実際の土砂供給に適用する際には、露出高の閾値の目安が 1 つの調査地点から推定されたことに注意が必要である。生物による環境要因の選択性は利用可能な環境要因の幅に影響を受けることが知られている [20]。したがって、今後も多くの河川で同様な調査を実施し、本成果の一般性を確認する必要があるだろう。ただし、本研究で提案した露出高の閾値の目安である 50 mm という値は、大型水路における露出高選択実験の結果も参照しているため、ある程度の普遍性・互換性を有していると考えられる。

また、実際の影響の予測と評価については、順応的管理の視点に基づいて実施することが望まれる。なぜなら、土砂供給後の堆積厚などの河床環境の変化についても、不確定要素が含まれており予測と同様になるかを確認する必要があるからである [5,6]。さらに、生物の応答についても不確実性が生じうることを常に念頭におき、実際の適用の際にはモニタリングなどを実施し、予測と異なる点が無いかを確認するとともに、現場に応じて閾値を補正するなどの慎重かつ柔軟な対応が必要だろう。

3. 2　土砂供給前後の陸域の環境と植生の変化

3.2.1　はじめに

ダムからの供給土砂は、洪水時にダム下流に流下し、その一部が河床に堆積する。このことを示す例として、前年度の小渋ダム下流を対象とした調査では、土砂供給後における河床表層の砂（<2 mm）および砂利（2～16 mm）の被度割合が洪水前よりも高く、これらは供給土砂の主な構成粒子と一致することが明らかとなっている [22]。この調査は水域を対象としたものであるが、洪水時には平水時に陸域である領域にも土砂が供給されるため、河床表層への供給土砂の堆積は陸域にも及ぶと考えられる [23]。

土砂の堆積が陸域の環境に及ぼす影響として、主に植物群落の変化が既往研究で挙げられている。例えば、藤田らは、多摩川の扇状地の礫床河道を対象に調査を行い、陸域の土砂の堆積の進行度合いに応じて、植物群落のパターンが遷移することを報告している [24]。ただし、既往研究は、水域と陸域の二極化および陸域の樹林化が問題となる河川中流域を対象としたものが多く [25,26]、ダム設置箇所に多い河川上流域、特にダム下流において、陸域と植生の変化に関する実態を調査した事例はほとんどない。わずかな事例として、鎌田らは徳島県の勝浦川の正木ダムを対象に、ダム上下流にて河床の比高および水際からの距離とそこに生育する植物群落を調査し、粗粒化したダム下流にてダム上流には見られない植物群落を確認している [27]。しかし、ダムからの土砂供給が行われた場合の陸域の河床および植物群落の変化について言及された事例はないのが現状である。

そこで本研究では、ダムからの土砂供給の前後における下流の陸域の土砂の堆積状況と植生について調査を行い、土砂供給によって陸域に土砂が堆積した場合の影響予測に資する知見を得ることを目的とした。このとき、陸域環境の変化を測る尺度として、植物にとっての水分環境の代替 [23]、および汎用性の高さ（既往研究にて事例が多く、観測データが多い）の観点から、比高に着目した。

3.2.2　方法

調査対象は、2016 年度より土砂バイパストンネルが運用され、洪水時の土砂供給を開始した小渋ダム（長野県、天竜川水系、小渋川）とした（**図 3.4**）。ここで、当該河川を含む天竜川上流では流程によって出現植物が異なる

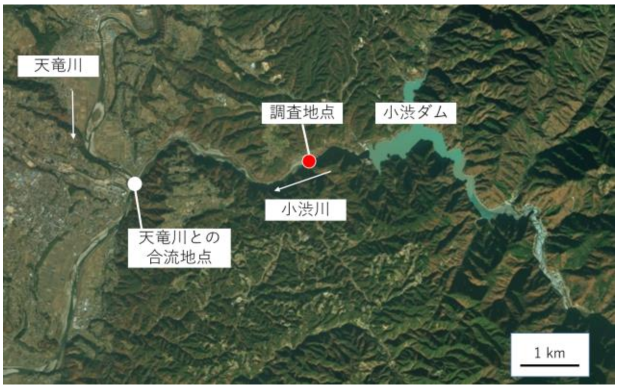


図 3.4 2017 年度小渋ダム下流　陸域の調査・分析地点

こと[28]、土砂供給前後の変化に着目して調査・分析を行うことから、今年度はダム堤体および土砂バイパストンネルからなるべく近い約 1 km 下流の地点に対象を絞ることとした．そして、調査地点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 4 本の横断測線を設定し、データを収集した。

収集データは、以下の 2 点である．1 点目は、供給土砂の堆積厚および比高の算出を目的として、測線部の横断形状を計測した。具体的には、各横断測線上の座標を、陸域、水域を含め、トータルステーション（Trimble S3）にて測線の起点から 1 m 間隔で測定した。同時に、比高の算出のため、水際の座標も測定した。調査時期は、2016 年 8、11 月、2017 年 6、11 月の計 4 回である。土砂バイパストンネルからの排砂は 2016 年 10 月、2017 年 7、10～11 月に行われている。このときの流下土砂量は、1 回の放流ごとに 10,000～20,000 m^3 程度と推定されており、小渋ダムの年間堆積砂量（約 245,000 m^3）の約 4～8%に相当する。このため、2016 年 8 月、2017 年 6 月のデータは各年度の土砂供給前、2016 年 11 月、2017 年 11 月のデータは土砂供給後とした。2 点目は、横断測線の基点から 2 m ごとに 1 m 四方のコドラートを設置し、その中の植物種を観測した。このとき、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。コドラート内の植物種には写真撮影を行い、その画像データからできるだけ細かく同定した。ただし、調査時に花序をつけていないイネ、タデについては、科など大まかな分類にとどめた。調査時期は、2016 年 8、11 月、2017 年 6 月の計 3 回である。

収集したデータを用いた分析として、はじめに土砂供給に対する陸域地形の応答を把握するため、各横断測線の 4 時期における標高の変化を図示した。次に、陸域に

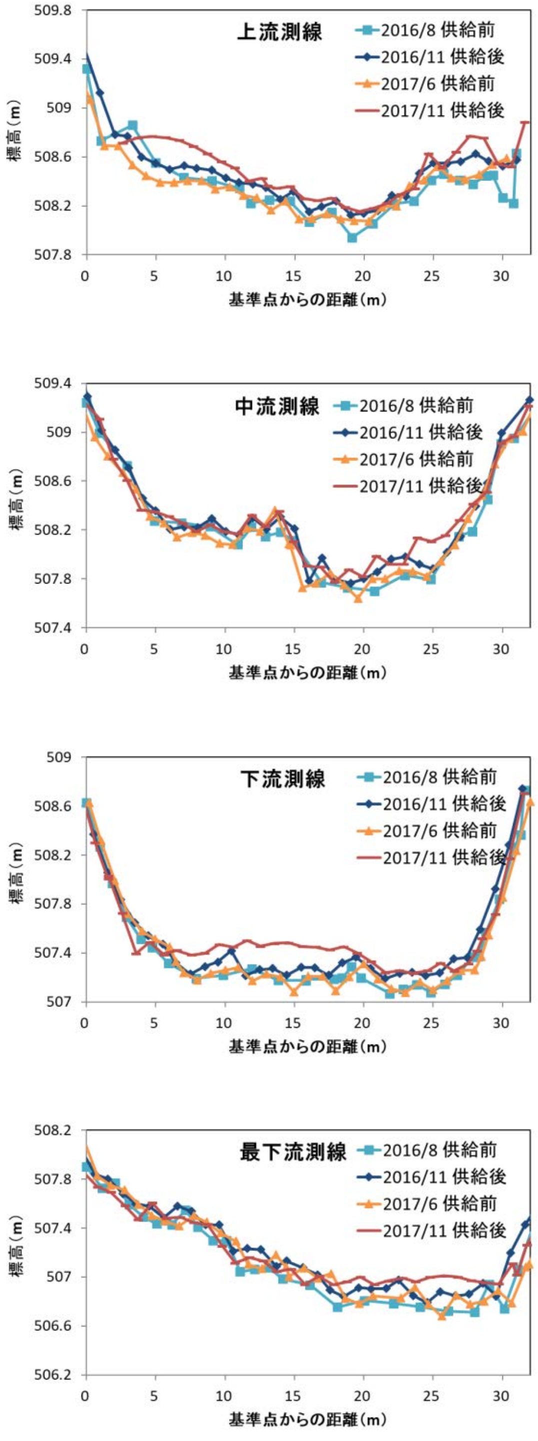


図 3.5 小渋ダム下流 4 測線における横断面の標高の変化

おける土砂の堆積状況と横断地形との関係を把握する分析を行った。具体的な手順は、以下のとおりである．まず、2016 年 8、11 月のデータを同年における土砂供給前および後の横断地形、2017 年 6、11 月のデータをそれぞれ同様の横断地形として、土砂供給前後の測定地点における標高の差を算出した。この標高の差を比高の増加量

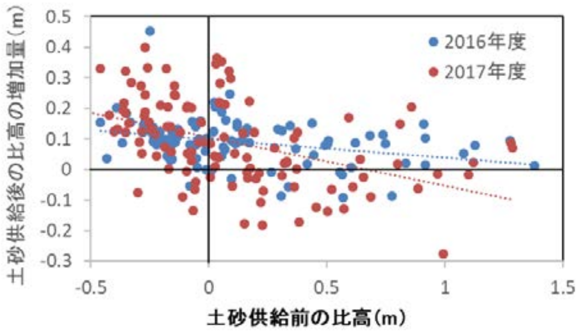


図 3.6 小渋ダム下流の陸域の調査地点における土砂供給前後の標高の変化と比高との関係（点線は回帰直線を表す）

と設定した。そして、ある測定地点における土砂供給前の比高を説明変数、上記の比高の増加量を目的変数とした散布図を作成し、両者の関係を把握した。このとき、比高の算出に用いる水際地点の標高は測定時期によって数十 mm 程度の規模で変化するため、本研究では全 4 回の観測時の平均値（右岸・左岸含む）を用いた。このとき、水際地点の標高が低い観測時において、陸域の調査コドラートにもかかわらず、比高がマイナスとなるケースが発生する。この点については、マイナスの範囲が小さいことから (0～0.2 m の範囲)、そのまま分析に用いた。最後に比高と出現植物との関係を把握するため、ある比高に対しその植物の在が確認された回数の頻度分布を作成し、全調査コドラート（のべ 111 地点）における比高の頻度分布と比較した。このときの比高の階級は、0.2 m 刻みとした。そして、5 地点以上で在が確認された種を対象に、比高に対する選好性の有無をマンリーの選択指数を用いて判定した（式(1)）[29]。

$$\alpha_i = \frac{r_i/n_i}{\sum_{j=1}^{m} r_i/n_i},\ \ i = 1, \dots, m \qquad (1)$$

ここで、r_i は階級 i においてその種の在が確認された回数、n_i は全調査コドラートのうちの階級 i の数を表す。これにより算出される α_i が α（$=1/m$、m は階級数で α はランダム利用のときの選択指数を表す）を上回れば選択性があり、以下であれば選択性がないと判定される。全調査コドラートの比高の範囲は-0.2～1.2 m となり、階級数 m は 7、α は約 0.14 となった。

3.2.3 結果と考察

各横断測線の標高の変化を図示した結果、いずれの測線においても、土砂供給後（2016 年 11 月、2017 年 11

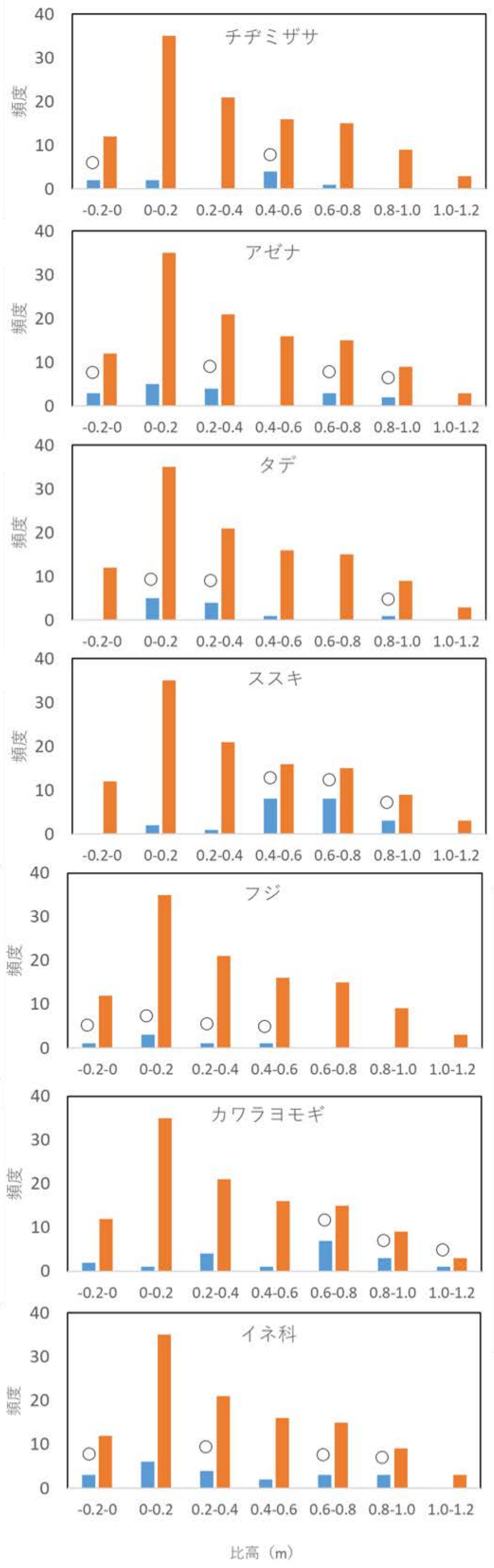


図 3.7 小渋ダム下流の陸域の調査地点において 5 地点以上で確認された植物種の比高に対する頻度分布（青は各植物種、橙は全コドラートの頻度分布を表す。また、〇印はマンリーの選択指数で選好性があると判定されたことを表す。）

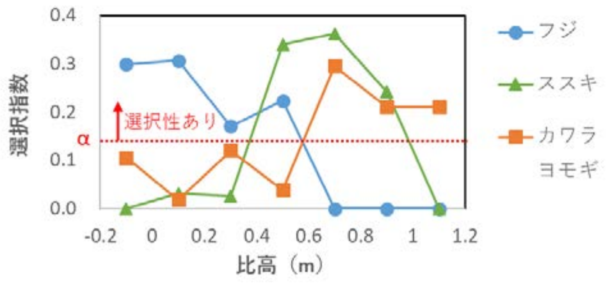


図 3.8 小渋ダム下流の陸域の調査地点におけるフジ、ススキ、カワラヨモギの比高に対する選択指数の分布（選択指数が 0.14 以上で選択性ありと判定）

月）の標高の方が前（2016 年 8 月、2017 年 6 月）より高くなる傾向であった（図 3.5）. この傾向は標高が低い（主に水域、水際）場所、高い場合（主に陸域）に関わらず見られた（図 3.6）。このため、小渋ダムでは、洪水時の土砂バイパストンネルからの土砂供給により、水域だけでなく陸域でも、供給土砂の堆積が進行したと考えられる。ただし、堆積した土砂が再び流出し、その後の土砂供給がなければ再び粗粒化する可能性もある。このため、

粗粒化の解消の観点では、土砂供給は一定の間隔で断続的に実施される必要があると考えられる。この点については、土砂供給の実施は増水のタイミングに依存することも考慮して、供給計画を立案する際の課題と考えられる。

土砂供給前の比高を説明変数、土砂供給後の比高の増加量を目的変数とした散布図を示し、年度ごとに単回帰分析を行った結果、2016、2017 年度ともに、土砂供給前に比高が低いエリア（主に水域、水際）の方が、高いエリア（主に陸域）よりも比高の増加量が大きい関係が得られた（2016、2017 年度とも、$p<0.05$、図 3.6）。この比高の増加は土砂供給によってもたらされたと考えられるため、比高の増加量は供給土砂の堆積厚を表すと推定される。

土砂供給前の比高と土砂供給後の比高の増加量が反比例した理由については、土砂水理に関するパラメータをもとに今後より詳細な分析が必要と思われる。また、2017 年度の方が 2016 年度よりも回帰直線の傾きが大きくなった理由についても、年度ごとの供給土砂量、土砂の平均粒径、土砂供給時の流量等の違いに着目して、今後分析が必要と考えられる。

出現植物の観測の結果、対象地点にて全部で 51 種類が確認され、このうち 7 種類について 5 箇所以上での在が確認された。上記の 7 種類は、チヂミザサ、アゼナ、タデ、ススキ、フジ、カワラヨモギ、イネ科である（図 3.7）。さらに、この中でマンリーの選択指数から特定の比高を選好する種として、フジ（-0.2～0.6 m を選好）、ススキ（同：0.4～1.0 m）、カワラヨモギ（同：0.6～1.2 m）が確認された（図 3.8）。ススキ、カワラヨモギともに比高が高い箇所に生育することが報告されており [25),30)]、上記の結果とも一致する。したがって、既往研究にて報告されている比高に応じて出現植物が異なる傾向が、小渋ダムでも確認されたといえる。図 3.6 から、土砂供給前の比高 0 m 以上の地点において、土砂供給後の比高の増加量は-0.3～0.4 m の範囲であり、図 3.8 からこの範囲の比高の変動により、種の遷移（例えば、フジからススキ）が生じる可能性は十分にあるといえる。土砂供給前後を対象とした上記の分析は、評価対象地に希少種が存在する場合、その種の存続・消失を予測し、希少種の保全の評価に活用できると考えられる。

ただし、比高のほか河床表層の粒径分布も、保水性を変化させる [24)] ことで出現植物に影響を及ぼす可能性がある。本研究では、コドラート内の河床表層の被度割合を計測しており、今後はこのパラメータと出現植物との関係についても分析する予定である。

4. 土砂供給による水質のレスポンス

4.1 評価値の環境に即した有害性評価導出の試みと土砂供給時における金属類の形態別存在比率の検討

4.1.1. 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 1 つであり、さまざまな排砂の方法が検討・実施されている [31)]。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、

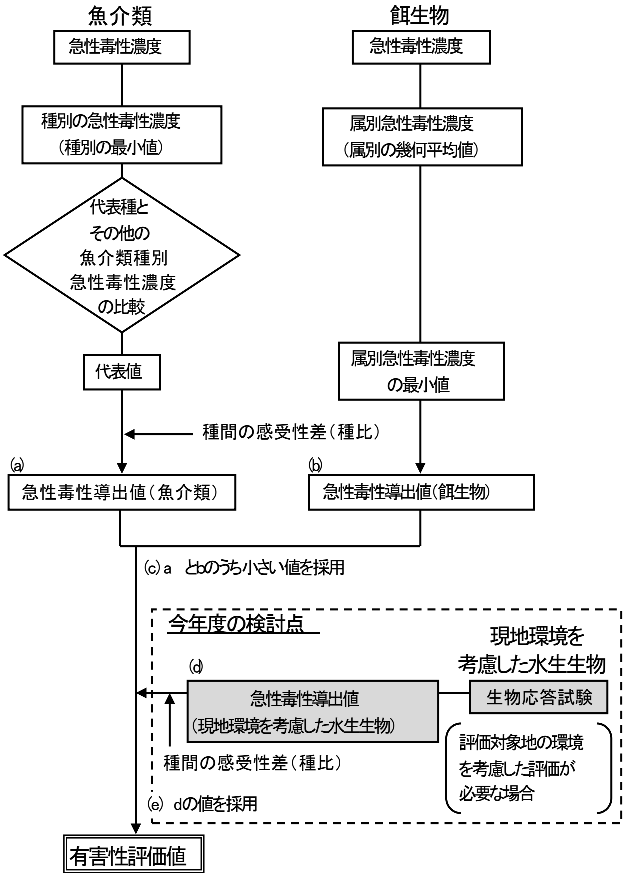
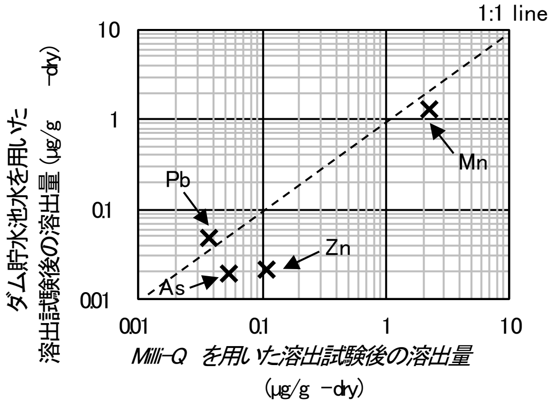


図 4.1　昨年度用いた有害性評価値の導出フローと今年度の検討点

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。

昨年度は、マンガン、亜鉛、鉛、ヒ素の 4 物質について、既報の有害性の文献情報から有害性評価値を導出した[32]。その際に用いた導出フローを図 4.1 に示す。また、矢作ダムを対象として、ダム貯水池の底質を採取し、金属類 4 物質について底質の溶出試験を実施し、土砂供給時の河川水中の濃度を推定した。その結果、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に基づいて生物影響の可能性を判定したところ、4 種すべての金属類について、生物影響の可能性が低いことが示された。一方で、本評価では、既報の金属類の有害性データが用いられており、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、今年度の第一の研究目的として、評価対象地の環境条件を考慮した有害性評価を検討した。さらに、重金属はその存在形態により生物に及ぼす影響が異なることが報告され始めている[33]。そこで、第二の研究目的として、溶出試験後の試料中に、イオンとして存在する形態（Labile



図C1 図4.2 各溶出試験に対するダム貯水池の底質の溶出試験結果から求めた底質の単位乾燥重量当たりの溶出量（プロットした値は各溶出試験で得られた最大溶出量）

態）の金属類濃度を測定して、存在比率の把握を試みた。

4.1.2. 方法

昨年度の矢作ダムのダム貯水池の底質を用いた溶出試験結果（図 4.2）では、マンガンの溶出量がその他の金属よりも顕著に多く、また、は低い固液比での溶出量が高い傾向にあった。さらに、マンガンは有害性評価値（55 μg/L）の導出に際し、オオユスリカを用いた実験結果の値[34]を採用しているが、現地の水環境への影響を鑑み、魚類を用いた実験値による評価を試みることとした。本研究で検討対象とする矢作ダム下流の矢作川は水生生物の保全に係る水質環境基準の水域類型において B 類型と指定されていることから、B 類型の魚類として、メダカを用いて生物応答試験を実施した。その手順を以下に詳述する。試験生物には、生物応答を用いた排水試験法（検討案）の推奨種となっているヒメダカ（*Oryzias latipes*）を用いた。本試験生物は国立環境研究所より分譲されたものである。試験区は 4 段階のマンガン濃度区（0.5、5、50、500 mg-Mn/L）と対照区とした。マンガン試料の希釈および対照区には脱塩素水道水を用いた。容量は 50 mL/容器とした。試験連数は 4 連/試験区である。試験区毎に受精 10 時間以内の胚を 1 容器に対し 10 個曝露し、対照区の生残胚の半数以上がふ化した日をふ化日として、ふ化から 5 日後までを測定した。曝露方法は半止水式（2 日ごとに換水）とし、ふ化率、生残率を求めた。照明は白色蛍光灯で明期16時間、暗期8時間とし、水温は24±1℃とした。曝露期間中の水換え前後に pH、水温、DO を測定した。

2017 年に採取された矢作ダムの上流河川の底質、矢作ダムの貯砂ダムの土砂、貯水池底質の 3 種の底質試料を用いて環境庁告示第 46 号[35]を参考に金属類の溶出試験

を実施した。溶出液には *Milli-Q* 水を用いた。底質試料と溶媒との固液比（重量体積比）は 10%とした。繰り返し数を 3 回とした。試験後に、検液を前処理し、亜鉛、マンガン、鉛、ヒ素の重金属の他、ナトリウム、マグネシウム、カリウム、カルシウム、アルミニウム、鉄の合計 10 種の金属類に対して、検液中の溶存態濃度と Labile 態濃度を測定して、形態別存在比率を算出した。溶存態測定用試料は、検液のろ液をホットプレート分解に供して前処理したものをとした。Labile 態はろ液を別途用意し、キレート樹脂（MetaSEP CH-1、GL サイエンス）に通液し、硝酸で溶出後、溶存態試料と同様に前処理した。測定は ICP-MS（X7CCT, Thermo Fisher Scientific）で行った。

4.1.3 結果（1）：ヒメダカを用いたマンガンの影響評価試験と現地環境を考慮した有害性評価値の導出

ヒメダカの受精卵を用いたマンガンの影響評価試験結果を図 4.3 に示す対象区におけるふ化日は 9 日目で、試験日数は 14 日であった。ふ化率と生残率のデータを Bartlett 検定（有意水準 $\alpha = 0.05$）により等分散性を評価した。等分散が棄却されたため、Steel 検定（有意水準 $\alpha = 0.05$）により対照区とマンガン添加試料とのふ化率と生残率を比較した。その結果、ふ化率はどの濃度区においても有意な差はみられなかった（$p<0.05$）。生残率については、対照区と比較して有意な低下が認められた濃度区は 50 mg-Mn/L（$p<0.05$）および 500 mg-Mn/L（$p<0.05$）であった。このことから、無影響濃度 NOEC（No Observed Effect Concentration）は 5 mg-Mn/L と求められた。本結果は、Stubblefield ら（1997）によりブラウントラウト（*Salmo trutta*）の胚を用いて実施された 62 日間の魚類初期生活段階毒性試験の実測値濃度に基づき得られた NOEC の値（2.84 mg-Mn/L）[36]と同程度あった。次に、得られた NOEC 値に基づき、環境省の中央環境審議会での資料[37]を参考に、有害性評価値を以下の手順により導出した。まず、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、水生生物の生存等への急性的な毒性に着目して有害性を評価する必要があることから、今回実施した亜慢性毒性試験により得られた NOEC 値に対して、係数「10」で除して急性毒性導出値を算出した。さらに、今回の試験では当該水域の代表種としてヒメダカの 1 種のみの試験であったことから、他の生物種との感受性の相違（種比）として、係数「10」で除して最終的な急性毒性導出値を 50 μg-Mn/L とした。この数値は、前年度のオオユスリカによる実験結果を示す文献値により算出されていた 55 μg-Mn/L と比べ、若干ではあるが低い値であり、現地環境を考慮した有害性評価値として 50 μg-Mn/L が導出された。本研究では、文献値からの導出値と、現地環境を考慮するために実施した実験値からの導出値が同程度であったが、両者に顕著な差があった場合には本手法が有効となる可能性がある。

4.1.4 結果（2）：ダム底質試料を用いた溶出試験後の水溶液中に含まれる 10 種金属類の Labile 態存在比率

ダム関連の 3 種底質試料を用いた溶出試験後の水溶液中に含まれる 10 種金属類の Labile 態存在比率を図 4.4 に示す。棒グラフには平均値を示した。10 種金属類のうち、ナトリウム（Na）、マグネシウム（Mg）、カリウム（K）、カルシウム（Ca）はイオンとしての形態を表す Labile 態の存在比率はそれぞれ 93.3%、81.6%、93.7%、

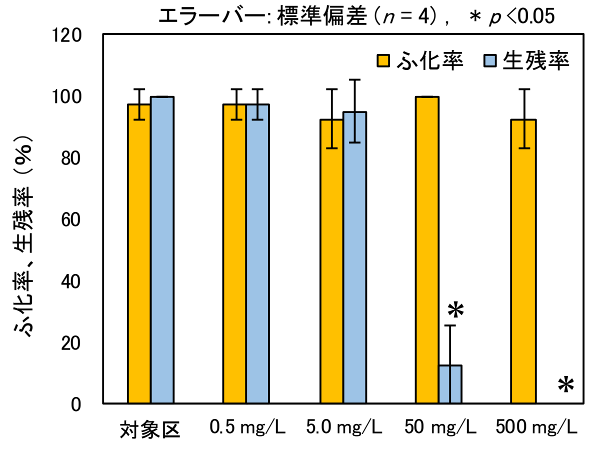


図 4.3 ヒメダカの受精卵を用いたマンガンの影響評価試験（＊は対照区より有意に低い値（$p<0.05$）。濃度は mg-Mn/L）

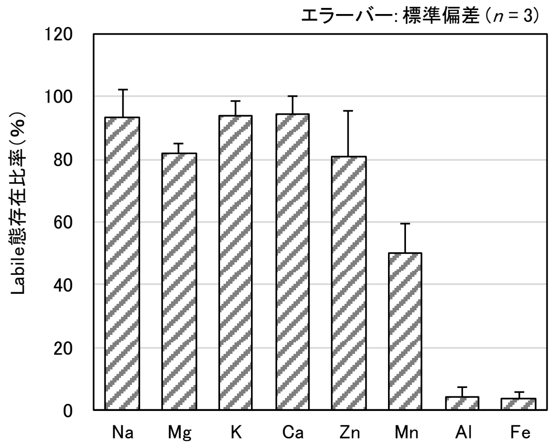


図 4.4 ダム関連の 3 種底質試料を用いた溶出試験後の溶液中に含まれる 10 種金属類の Labile 態存在比率（＊As、Pb は Labile 態の測定値が定量下限値以下のためデータなし）

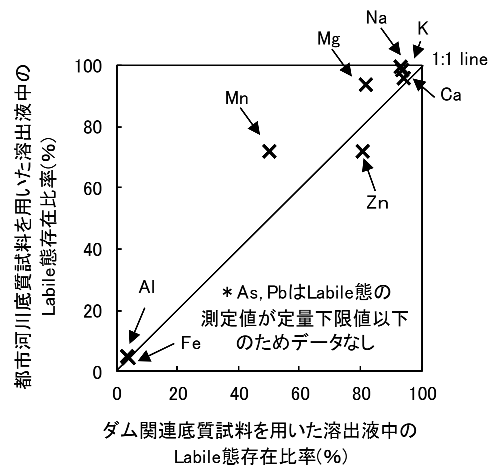


図4.5 ダム関連底質試料と都市河川底質試料を用いた溶出液における10種金属類のLabile態存在比率の比較

図4.5 ダム関連底質試料と都市河川底質試料を用いた溶出液における10種金属類のLabile態存在比率の比較

94.1%であり、溶存全濃度のほとんどを占めていた。また、水生生物保全環境基準として設定されている亜鉛（Zn）もLabile態の存在比率は80.6%と高かった。一方で、マンガン（Mn）、アルミニウム（Al）、鉄（Fe）のLabile態存在比率はそれぞれ50.2%、4.2%、3.3%と他の金属類よりも低く、ヒ素（As）や鉛（Pb）はLabile態の測定値が定量下限値以下のためデータが得られなかった。

ダム関連底質試料と都市河川底質試料を用いた溶出液における10種金属類のLabile態存在比率の比較結果を**図4.5**に示す。ダム関連の底質試料と都市河川の底質試料の実験試料との間で、10種金属類全体としてはLabile態存在比率に顕著な差はみられなかったが、マンガン、亜鉛、マグネシウムは若干異なる傾向がみられた。

これらの結果から、金属類の水生生物への影響を評価する上で、実際に生物に影響を及ぼす形態を考慮する必要があることが示唆された。

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、以下のことが明らかとなった。

- 2016年度小渋ダム土砂バイパストンネル運用時における土砂動態（河床変動、表層土砂の粒径）について、一次元河床変動計算の再現性は比較的良好な結果となった。また、土砂供給による環境影響が比較的大きい区間での二次元河床変動計算モデルの適用については、モデルの適用上で一次元河床変動計算と同じ条件での計算ができていないが、計画規模での流入条件である程度再現可能であり、河床環境への影響を評価するためのツールとなるが、さらなる検証が必要となるとともに、必要としている現象に対応するためには計算メッシュ等の検討も必要である。
- 石礫の露出高（砂面から石礫の天端までの高さ）と縄張りアユによる利用の有無との関連を調べた結果、縄張りアユによって石礫が利用されるためには、60～100 mm程度の露出高が必要と推定された。大型実験水路での選択実験の結果を考慮すると、50 mm程度の露出高が閾値の目安になると考えられた。
- 小渋ダム下流の陸域における調査結果から、特定の比高を選好する植物種が複数確認されたことから、土砂供給による植物種への影響を評価する指標として、比高が活用できることが示唆された。
- 土砂供給に伴う水質変化への影響評価をする上で、対象地の環境を考慮した有害性評価値の導出フローを構築し、ケーススタディーとして、矢作ダムにおける土砂供給時のマンガンの有害性評価値の導出に適用した。また、土砂供給時を想定した試料（土砂の溶出試験後の試験液）に含まれる10種の金属類について、水生生物に直接影響を及ぼすと考えられるイオンとしての形態（Labile態）の存在率を算出した。その結果、形態別の存在濃度を考慮することにより、従来の全濃度による評価と比較してより適切な影響評価に繋がる可能性が示唆された。

参考文献

1) Kondolf G.M. ： Hungry W ater: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels, Environmental Management V ol. 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) 池淵周一（編）：ダムと環境の科学 I ダム下流生態系、京都大学学術出版会、285pp、2009
5) 萱場祐一、堀田大貴、森照貴：ダムからの土砂供給に伴う水生生物の応答と予測・評価の枠組み、土木技術資料、Vol.58、No.10、pp.8-13、2016
6) 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・評価の手法の提案、土木技術資料、Vol.58、No.10、pp.30-35、2016
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、Vol.11、pp.273～278、2005

8) 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、No.65、No.4、pp.285～295、2009
9) 赤松良久、武藏由育、尾嶋百合香、山下正浩、竹林洋史、湯城豊勝、鎌田磨人、河口洋一：置土がダム下流の河川環境に及ぼす影響に関する研究、河川技術論文集、Vol.18、pp.167～172、2012
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、pp.159～168、2000
11) 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
12) 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、Vol.48B、pp.919～933、2005
13) 梶野健、浅見和弘、中嶌一彦、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、No.1、pp.51～58、2003
14) 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、Vol.19、pp.525～530、2013
15) 自然共生研究センター:ダム下流に土砂を流す―健全な河床を目指して、ARRC NEWS、No.14、7 pp、2017
16) 田中蕃：砂利投入による河床構造回復の試みとその効果、矢作川研究、Vol.1、pp.175～202、1997
17) 阿部信一郎:でこぼこした河床と平滑な河床に対するアユの生息場所選択、水産増殖、Vol.60(4)、pp.445-449、2012
18) 阿部信一郎、新井肇、荒木康男、榎本昌宏、原徹、藤本勝彦、伊藤陽人、井塚隆、松崎賢、田子康彦、山本敏哉：河床に露出した巨石の割合とアユの漁獲不振の関係, 水産増殖、Vol.62、pp. 37-43、2014
19) 坪井潤一、高木優也：アユの生息にとって重要な環境要因の検討、日本水産学会誌、Vol.82(1)、pp. 12-17、2016
20) 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、Vol.36、pp.271-276、1999
21) Swets J A (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science, Vol.204, pp. 1285-1293
22) 平成28年度研究開発プログラム報告書「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」、2017
23) 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
24) 藤田光一、李参熙、渡辺敏、塚原隆夫、山本晃一、望月達也：扇状地礫床河道における安定植生域消長の機構とシミュレーション、土木学会論文集、No.747、pp.41-60、2003
25) 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
26) 荒木健太郎、鎌田麻人、湯城豊勝、岡部健士：那賀川中・下流域における樹木群落の分布と立地特性、環境システム研究論文集、Vol.28、pp.247-254、2000
27) 鎌田磨人、小島桃太郎、吉田竜二、浅井孝介、岡部健士：ダム下流域における河相変化が砂礫堆上の植物群落の分布に及ぼす影響、応用生態工学、Vol.5(1)、pp.103-114、2002
28) 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、pp.194、1998
29) J.Chesson: The Estimation and Analysis of Preference and Its Relatioship to Foraging Models, Ecological Society of America, Vol.64(5), pp.1297-1304, 1983
30) 小山内信智、南哲行、竹暗伸司、小林富士香、東樹芳雄：渓畔植生の成立基盤を確保するための流路横断形状の設定手法、砂防学会誌、Vol.53(5)、pp.44-47、2001
31) 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
32) 土木研究所, 平成 28 年度 研究開発プログラム報告書 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発、https://www.pwri.go.jp/jpn/results/report/report-program/2016/pdf/pro-12.pdf（2018 年 6 月確認）
33) 永井孝志:環境水中重金属のスペシエーションと生物利用性、環境毒性学会誌、Vol.14(1)、pp.13-23、2011
34) Fargašová, A., Bumbálová, A., & Havránek, E. Ecotoxicological effects and uptake of metals (Cu+, Cu2+, Mn2+, Mo6+, Ni2+, V5+) in freshwater alga Scenedesmus quadricauda. *Chemosphere*, Vol.38(5), pp.1165-1173, 1999
35) 環境庁：環境庁告示第46号、1991年8月
36) Stubblefield, W. A., et al. Effects of water hardness on the toxicity of manganese to developing brown trout (Salmo trutta). Environ. Toxicol. Chem., Vol.16(10), pp.2082-2089, 1997
37) 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）

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】
本研究は、ダムにおける上下流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し、ダム下流へ土砂供給する「潜行吸引式排砂管」を開発することによって、適切な量と質（粒径）の土砂を制御しつつ必要とされる河道区間に土砂を供給する新たな土砂運搬システムを実用化することを目的としている。平成 29 年度は、①吸引困難な塵芥等の効率的な前処理システムの概略を検討し、次年度の現地試験に向けた準備を行った。②吸引性能の向上の検討においては、吸引口の閉塞防止形状の有効性や管内流速の変化による吸引性能の違いを確認した。③実用化に向けた検討においては、実際の貯水池を対象とした排砂施設を机上設計するとともに、実際の小規模貯水池において貯水池運用に影響を与えずに排砂する実証実験を行った。

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、時間も多くかかるのが現状であり、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、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運用条件に適用可能で、経済的な土砂供給手法として、ダムにおける上下流水位差によるエネルギーを活用し無動力でダム堆積土砂を吸引する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))の開発を行っている。これまでの検討により、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),2)]。また、吸引管を用いて適切な量と質（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供給する新たな土砂運搬システムの実用化することを目的に研究を実施している。

吸引管の構造を図-1 に示す。フレキシブル管をU字形状に折り返したような形状で、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、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、吸引部は堆砂中に潜行していく。吸引部が底面に達した後

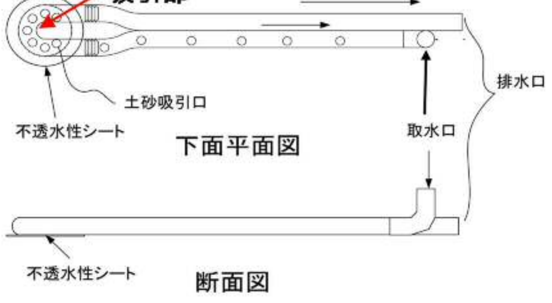


図-1　潜行吸引式排砂管の構造図

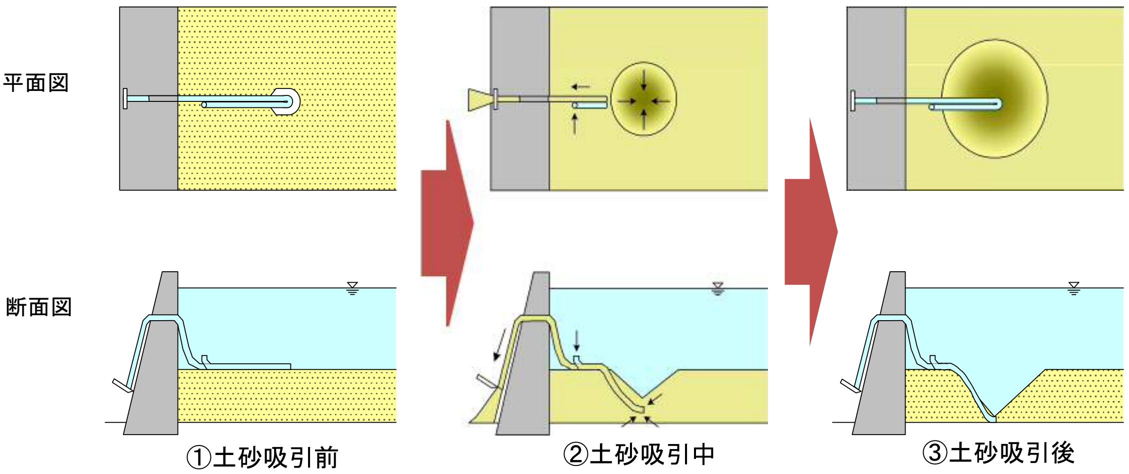


図-2　潜行吸引式排砂管の操作イメージ

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現れる仕組みを想定している。

平成 29 年度は、

1)吸引困難な塵芥等の効率的な前処理システムの概略を検討し、次年度の現地試験に向けた準備を行った。

2)吸引性能の向上の検討においては、吸引口の閉塞防止形状の有効性や管内流速の変化による吸引性能の違いを確認した。

3)実用化に向けた検討においては、実際の貯水池を対象とした排砂施設を机上設計するとともに、実際の小規模貯水池において貯水池運用に影響を与えずに排砂する実証実験を行った。

詳細は次章のとおりである。

図-3　小渋ダム土砂バイパストンネル呑口部における掘削の様子

図-4　堆砂中に含まれていた流木等の状況

2.塵芥等の前処理システムの開発

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、ダム堆砂における塵芥等の実態について直轄ダム管理者（小渋ダム管理所）へのヒヤリング等を通じて、巨石等の状況を把握した。

小渋ダムでは土砂バイパストンネル呑口部において、分派施設への土砂流入の把握を目的とし、分派堰の水位を低下させて堆砂除去工事が行われていた。この工事では、バイパストンネル建設前の自然に堆砂していた土砂も掘削除去対象となっており、掘削状況を調査した。大部分の土砂は 150mm よりも小さい粒径の土砂で、管径 300mm 吸引管（吸引口径 150mm）により吸引可能な土砂と考えられたが、堆砂には、吸引困難な粒径 300mm を超える巨石や流木も散在して含まれていることが確認された（図-3、図-4）。また、巨石や流木は分別処理されていた。吸引工法の円滑な運用のためには、この巨石等への対応について検討していくことが望ましいことが確認できた。

2.2　吸引困難な塵芥等の前処理システムの検討

ダムでは貯水位が変動し、水位が低い時期には、水深が浅くなる箇所や陸地化する箇所が現れる。この特徴を利用し、簡易に塵芥等を処理する手法の検討を行った。図-5 に示すとおり、水位が低い時期に一般的な重機により巨石や塵芥等の除去等の前処理作業を行い、堆砂を吸引可能な土砂とする。その後、貯水位が高くなり、前処理された堆砂が水中となった際に、吸引管により排砂が可能となる。

また、平成 28 年度の大水深における前処理手法の概略検討に引き続き、平成 29 年度は、大水深におけ

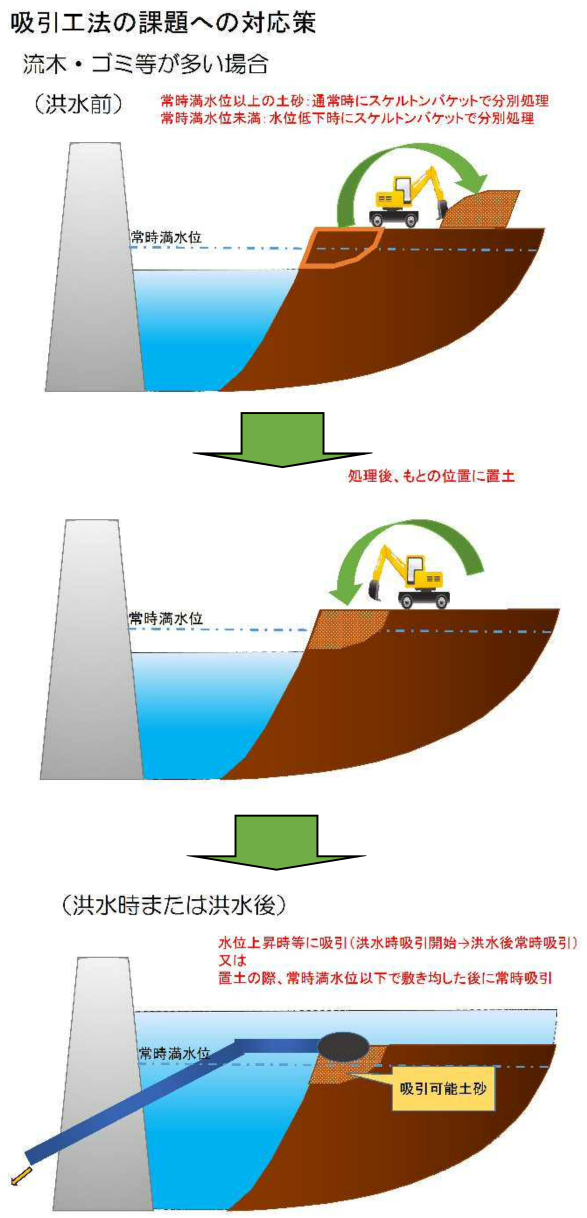


図-5　浅深および陸地化時における前処理の工程

る前処理作業を効率化する手法の検討を行った。図-6 に示すとおり、水中の土中埋没物を超音波によって検知するサブボトムプロファイラ（SBP）を用いた手法を検討した。平成 29 年度は実際のダム貯水池において水位が低い時期に堆砂に流木等を埋設する事前準備を行った。（図-7）平成 30 年度において、貯水池の水位が高い時期に SBP を用いて土中の埋設物を探知する調査を実施する予定である。

3.吸引管における吸引性能の向上の検討

3.1　検討方法

吸引工法の吸引性能の向上については、図-8 に示す国土交通省国土技術政策総合研究所河川水理実験施設にある長さ 7.5m、幅 7.5m、高さ 3.5m の水槽におい

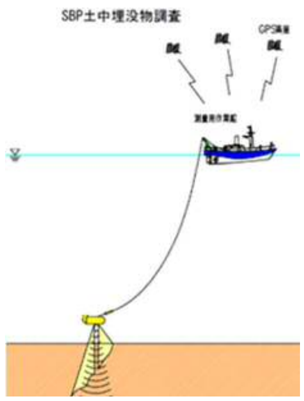


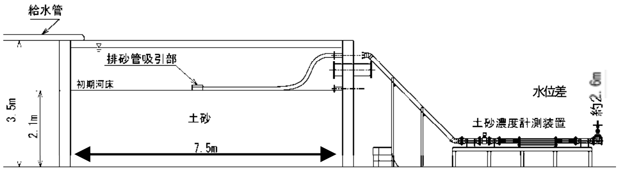
図-6　サブボトムプロファイラ調査のイメージ

図-7　サブボトムプロファイラ試験のための流木等の埋設の様子

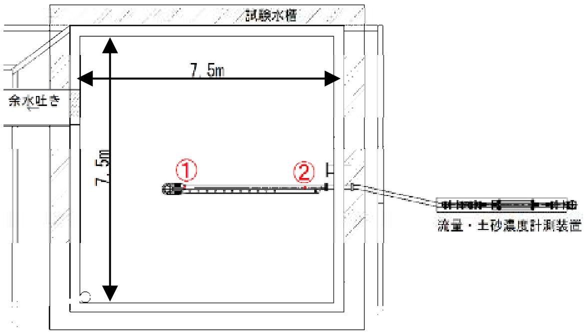
て検討した。使用した吸引管は、内径 100mm の管路で、吸引部底面に直径 50mm の土砂吸引口を 7 個、上流管底面に直径 50mm の土砂吸引口を 25cm 間隔で 12 個配置したものである。水槽内に吸引管を設置し、吸引管の排水口と水槽外の管径 100mm の塩化ビニル管を接続し、さらに下流に図-9 に示す流量および土砂濃度を計測する流量・土砂濃度計測装置（以下、土砂濃度計測装置）と止水バルブを設置した。なお、土砂濃度計測装置とは、アクリル管の両側をサクションホースでつなぎ、柔軟性を持たせてアクリル管を鉄板に載せ、アクリル管部の全体重量を計測するもので、流水のみの時の荷重と土砂通過時の荷重の差を計測して、土砂濃度に換算する装置である。

使用した土砂は、図-10 に示す粒度分布で粒径 0.1mm～2mm で構成される平均粒径 0.55mm の混合粒径砂である。なお、土砂濃度は、土砂の土粒子部分の体積と土砂混じりの水の体積から求まる体積土砂濃度を指す。実験は次の手順で行った。

1) 土砂を水槽内に約 2.1m の高さまで投入する。
2) 吸引管を土砂表面上に設置する。
3) ポンプで水槽内に一定流量で注水し、余水吐からの越流により実験中は水位をほぼ一定とし、管終端部との水位差を概ね 2.6m 確保する。
4) 管終端部の止水バルブを全開にして排砂を開始す



(断面図)



(平面図：赤丸数字はピエゾ水頭測定位置を示す)

図-8　実験施設概要図

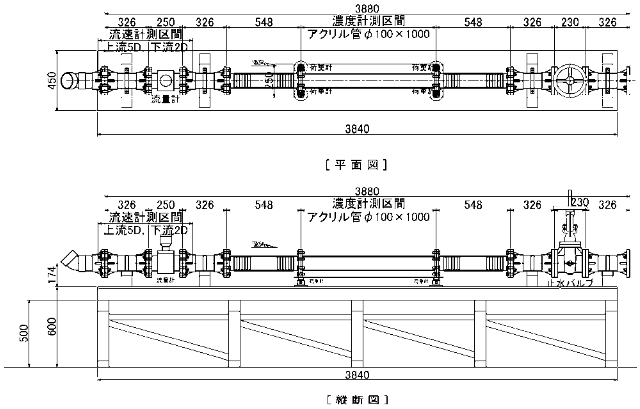


図-9　流量・土砂濃度計測装置と止水バルブ

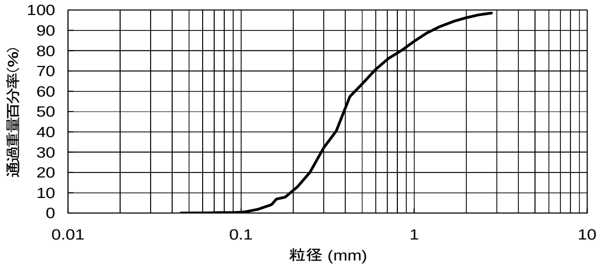


図-10　実験土砂の粒度分布

表-1　実験計測項目

計測項目	計測方法	計測間隔
貯水位	水位計	1秒間隔
吸引部深度	水位計	1秒間隔
管内流量	電磁流量計	1秒間隔
	吐口部で直接採取((バケツ) 2秒～5秒程度/回)	随時（様々な土砂濃度に配慮）
流砂量	濃度計計測区間の荷重を荷重計で計測	1秒間隔
	吐口部で直接採取((バケツまたは採砂ネット 2秒～5秒程度/回)	随時（様々な土砂濃度に配慮）
管内圧力	ピエゾメーター(2箇所：図-2に示す丸数字の箇所)	1秒間隔
流況	アクリル管内の土砂移動・堆積状況をビデオ撮影・観察	連続
総排砂量	レベル測量(実験前後の貯水池内形状から算定)	実験前後の2回

表-2　実験条件一覧

	吸引部等操作方法	管長 (m)	清水時管内流速 (m/s)
ケース1	吸引部位置を管理する ※土砂吸引が終了したのを確認してから30cm間隔で降下させる操作	15.8	2.8
ケース2	吸引部位置を管理する ※概ね土砂濃度5%を維持する操作	15.8	2.8
ケース3	吸引部位置を管理しない	15.8	2.8
ケース4	吸引部位置を管理しない ホース管を吊り上げサイフォンを形成	28	2.3

る。

また、計測内容は次のとおりとした。

1) 表-1 に示す項目を計測する（総排砂量を除き実験中はリアルタイムで情報集約し、常時監視する）。

2) 実験前後の貯水池内形状から総排砂量を算出する。

実験は、表-2 に示す条件で４ケース実施した。ケース１からケース３は操作の違い、ケース４は管長やサイフォン形成の違いによる吸引性能の分析を目的で実施した。実験の終了は吸引部の潜行深度が概ね2mに到達し、排出土砂濃度が概ね 1%未満となる条件とした。なお、過年度の検討において、吸引部が底盤部に達しても吸引口が床に吸着しないように４つの部材を設置する吸引口の閉塞防止形状を提案したが、機能しなかったことから、ケース３とケース４においては、図-11 に示すとおり、吸引口閉塞防止材として底面に小さな突起を１箇所のみ設置する改良を行い実験した。

3.2　検討結果

ケース毎の吸引部の潜行深度とケース４のサイフォン形成のための管の吊上げ高さの時系列変化を図-12 に示す。また、図-13 に土砂濃度計測装置の排出土砂濃度と直接採取の排出土砂濃度および管内流速の時系列変化を示す。

ケース１は、吸引部を 30cm 間隔で降下させるケースであり、降下直後土砂濃度が高くなり、同時に、流

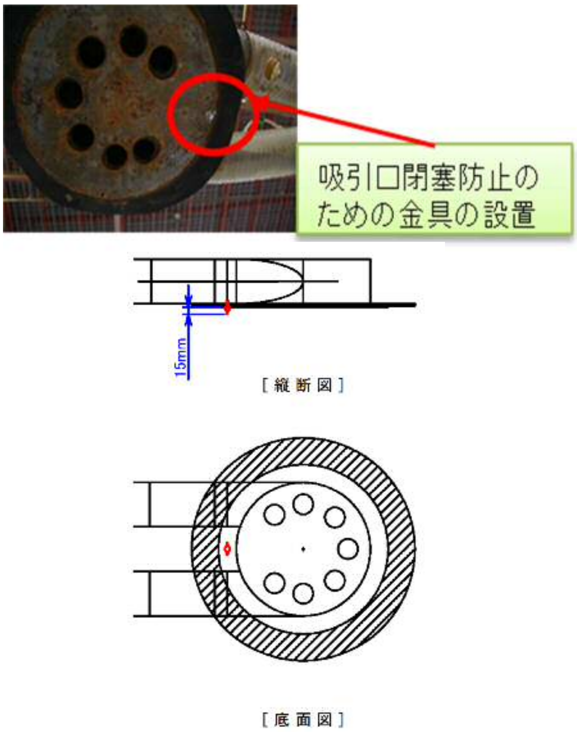


図-11　吸引口閉塞防止のための金具設置による改良形状

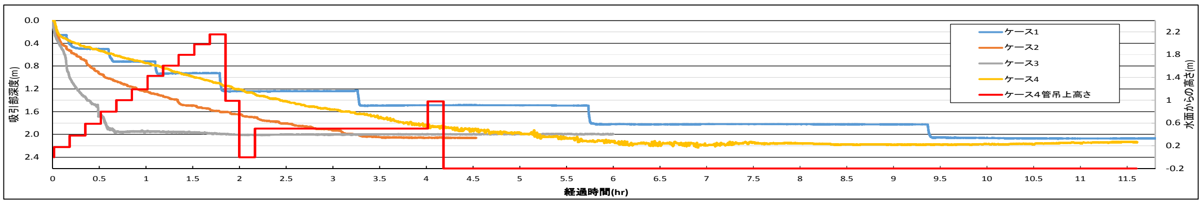


図-12　吸引部の潜行深度とケース４の管の吊上げ高

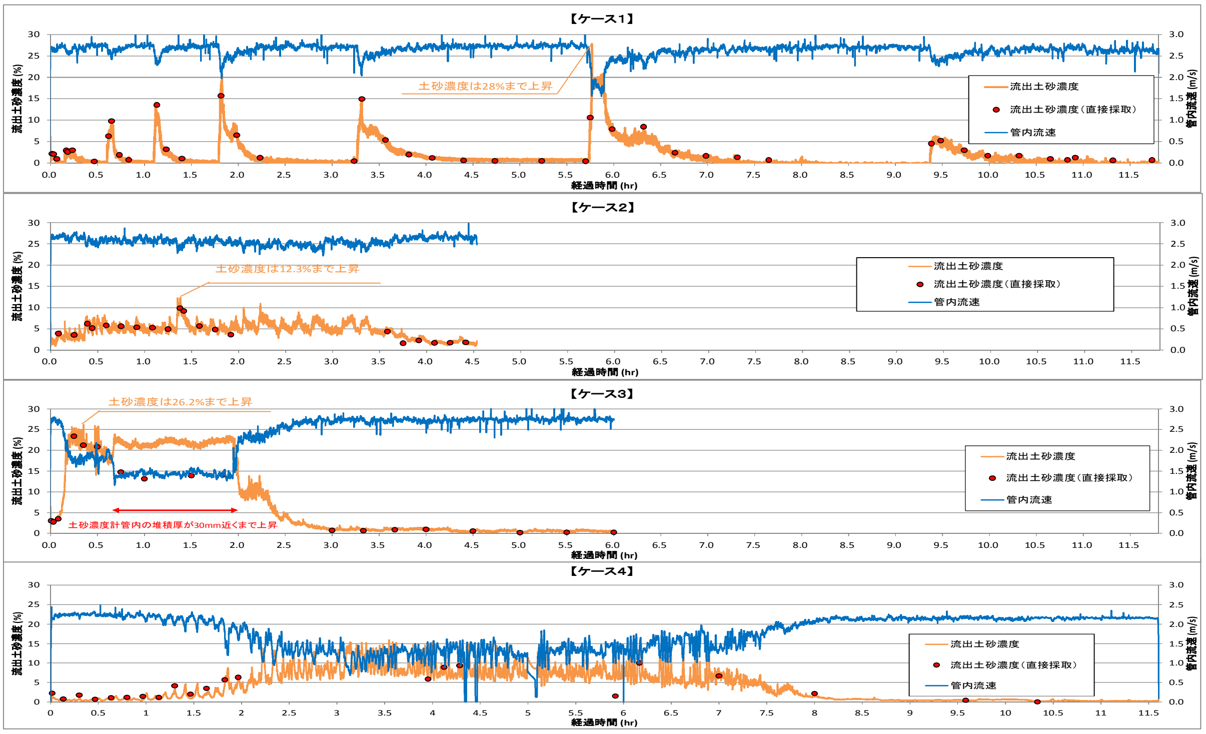


図-13　実験ケース毎の排出土砂濃度（土砂濃度計測装置と直接採取）と管内流速の時系列関係

速が低下する現象が確認された。5.5 時間後には、約 28%程度の土砂濃度が計測されたが、水槽内のすり鉢形状が大きくなったため吸引部を 30cm 降下させただけでも崩落土砂量が多くなったものと考えられる。

ケース２は、土砂濃度が概ね 5%を維持するようにリアルタイムで吸引部を操作しながら連続的に降下させた。その結果、急激な土砂濃度の上昇や、流速の大きな変動は見られなかった。

ケース３は、吸引部を制御しないケースであり、実験初期に吸引部が一気に土中に潜行するとともに、土砂濃度も 20%を超え、管内流速も低下した。概ね 30 分後から 2 時間後の間の流速が 1.5m/s よりも低下した際には、土砂濃度計測装置の管内は堆積流となり、排出土砂濃度は約 15%となった。

ケース４は、吸引部を制御しないケースであり、他のケースに比べて管を延長しサイフォンを形成させて実験を行った。管長の増加により損失が大きくなったことで、他のケースに比べ清水時の管内流速が低下し、吸引管の吸引能力も低下したことから、図-12 に示すように吸引部の潜行速度はケース３に比べて低下した。さらに高さ約 2m 程度のサイフォン形成時に吸引量の低下が考えられたが流速が大きく低下することはなく、排砂は順調に行われた。

いずれのケースでもスムーズな排砂が行われ、吸引口の閉塞防止形状についてもケース３、４の結果からその有効性を確認した。

また、図-14 に示すように管内流速の変化による吸引性能の違いを確認した。

なお、土砂濃度計測装置の土砂濃度の計測精度については、管内流速が速い場合には計測精度が高いが、管内流速が低くなり、管内に堆積が生じると精度が低くなる。このことから計測精度の向上を図っていくための引き続きの検討が必要である [4]。

今後は、様々な粒径の土砂を対象に引き続き検討するとともに、現場で実用化する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

4.1　現場適用実験

4.1.1　実験サイト概要

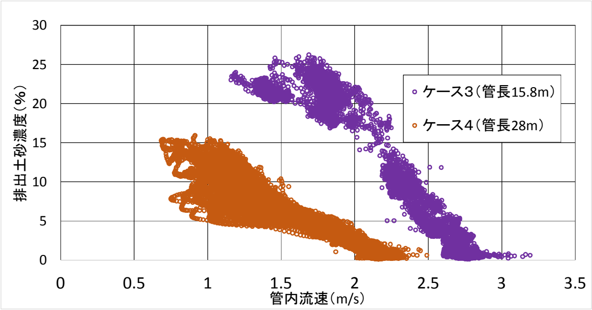
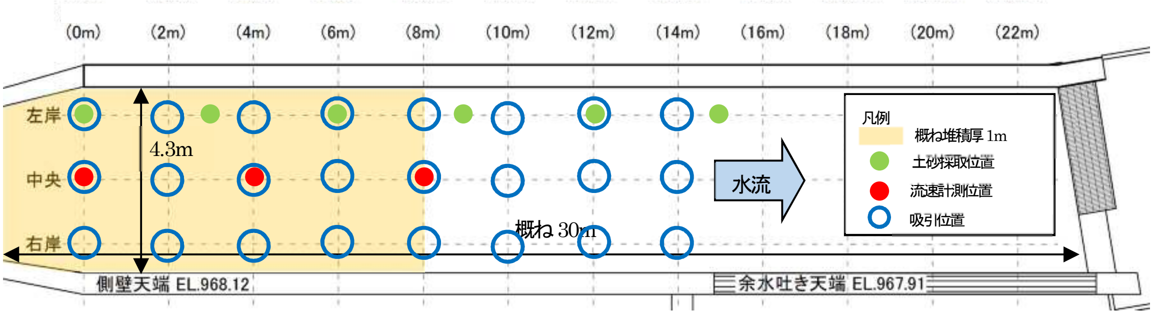


図-14　管延長の変更による管内流速の違いに伴う排出土砂特性の比較（管内堆積が大きくない場合）

図-15　水槽兼沈砂池（排砂時）



図－16　貯水池平面図（堆砂および流速の調査位置と吸引位置を反映）

平成 29 年度においては、吸引管のダムへの適用に向けて発電および農業用水の取水運用がされている水槽兼沈砂池を小規模貯水池とみなし、その堆砂について、流速のある環境下での実証実験を行った[5]。実証実験は、長野県大町市にある東京電力ホールディングス(株)大町新堰発電所の水槽兼沈砂池（図-15（長さ約 30m、幅約 4m、深さ約 3m））で行った。大町新堰発電所は、信濃川水系高瀬川支流籠川から取水する既存の農業用水路を活用した農業用水従属の水力発電所で、用水路途中にある水槽兼沈砂池（以下、貯水池）から取水し、パイプラインで有効落差約 114m により約 2.5km 離れた発電所まで導水し、灌漑期は 1000kW、非灌漑期は 490kW を発電している。用水路は、籠川河床部にあるチロリアン式取水口から取水しているため、土砂の流入が比較的多く、これまで灌漑用水関係者と事前調整した上で発電所運転を約 2 時間停止し、貯水池の底部に設置された 500mm×500mm の排砂門を開けて、水位低下させながら、土砂排除を行っている。

4.1.2　実験条件

実験は、管径 100mm 管（土砂吸引口径 50mm）を用いて、貯水池内に流入した自然堆砂を対象として実施した。また、実験前に貯水池内の堆砂の量と質、流速の調査を行った。図-16 に貯水池の平面図と合せて堆砂および流速の調査位置と吸引地点を示す。堆砂状況については、8m 地点の上流側には、幅約 4.3m、概ね 1m 厚の土砂が堆積しており、8m 地点から下流は堆砂厚が

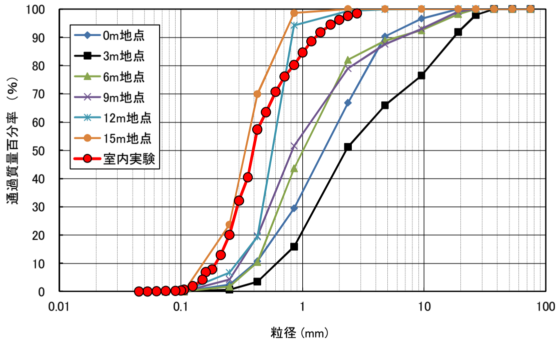


図-17　貯水池及び室内実験の粒度分布

0.3m 程度であり、全体で約 50m^3 程度が堆砂していた。なお、実験実施の半月ほど前に台風が来襲し、その直後に排砂作業が行われたため、少ない堆積量での実験となった。堆砂の粒度分布については、エクマンバージ採泥器により図-16 の緑色に示す位置で土砂を採取し計測した。図-17 に結果を示す。なお、図-17 には比較対象としてこれまでの室内実験で使用した材料の粒度分布も示す。流速については、図-16 に示す貯水池中央の表層流速を計測した。0m 地点では約 0.8m/s、4m 地点および 8m地点では約 0.3m/s となっていた。調査結果から、流速の比較的速い 3m 地点では 10mm を超える粗い粒径の割合が多く見られたが、流速が遅くなる 6m 地点より下流は、10mm を超える粗い粒径の割合が少ないものの、これまでの室内実験で使用してきた粒径よりは大きい、あるいは同等の粒径であった。また、4m 地点中央の河床表面を水中カメラで撮影し、図-18 のとおり、概ね 20mm を超える礫も多く散在し

図－18　4m地点中央部の河床表面

アーマリング化していることも確認した。

実験装置は図-19 のとおり配置した。実験装置は管径 100mm の吸引部(約 30kg)およびサクションホース、電磁流量計、土砂濃度計測装置、止水バルブにより構成され、全長は約 36m となった。吐口部を余水路脇の地面に設置して水位差約 3.2m を確保し、側壁を越えるところで約 0.2m 程度のサイフォン形式で排砂することとした。また、効率的に実験が進められるよう、吸引部は平面移動が可能なように4つのロープで調整することとし、鉛直移動が可能なように沈砂池内に浮かべたフロートに滑車を設け右岸側のロープで制御できるようにした。さらに、前述のように、吸引部が貯水池床に達しても吸引口が床に吸着しないように底面に小さな突起を設け、吸引口閉塞防止対策を行った。

実験は、図-16 の 0m 地点から 14m 地点の間で左岸、中央、右岸に吸引部をロープで平面移動させた後に鉛直移動させることを基本として、それぞれの位置の実験を１ケースとして実施した。

4.1.3　計測方法

実験時の吸引管における水理特性等を把握するための計測項目と方法等を次に示す。

1）流量：電磁流量計により１秒間隔で計測
2）吸引部深度：水位計により１秒間隔で計測
3）貯水位：水位計により１秒間隔で計測
4）排出土砂量：土砂濃度計測装置で、１秒間隔で計測。また、吐口部で直接採取し計測
5）管内圧力：ピエゾ圧力を１秒間隔で計測
6）流況：水中等を含めビデオカメラで撮影

4.1.4　実験結果

どのケースも実験中、貯水池内には流速があったが、吸引部は流されることなく順調に吸引操作ができた。ここでは、図-16 に示す 6m 地点の左岸側で実施したケースを示す。使用した管径100mmの吸引管を図-20、実験中の貯水池全景の状況を図-21、吸引の状況を図-

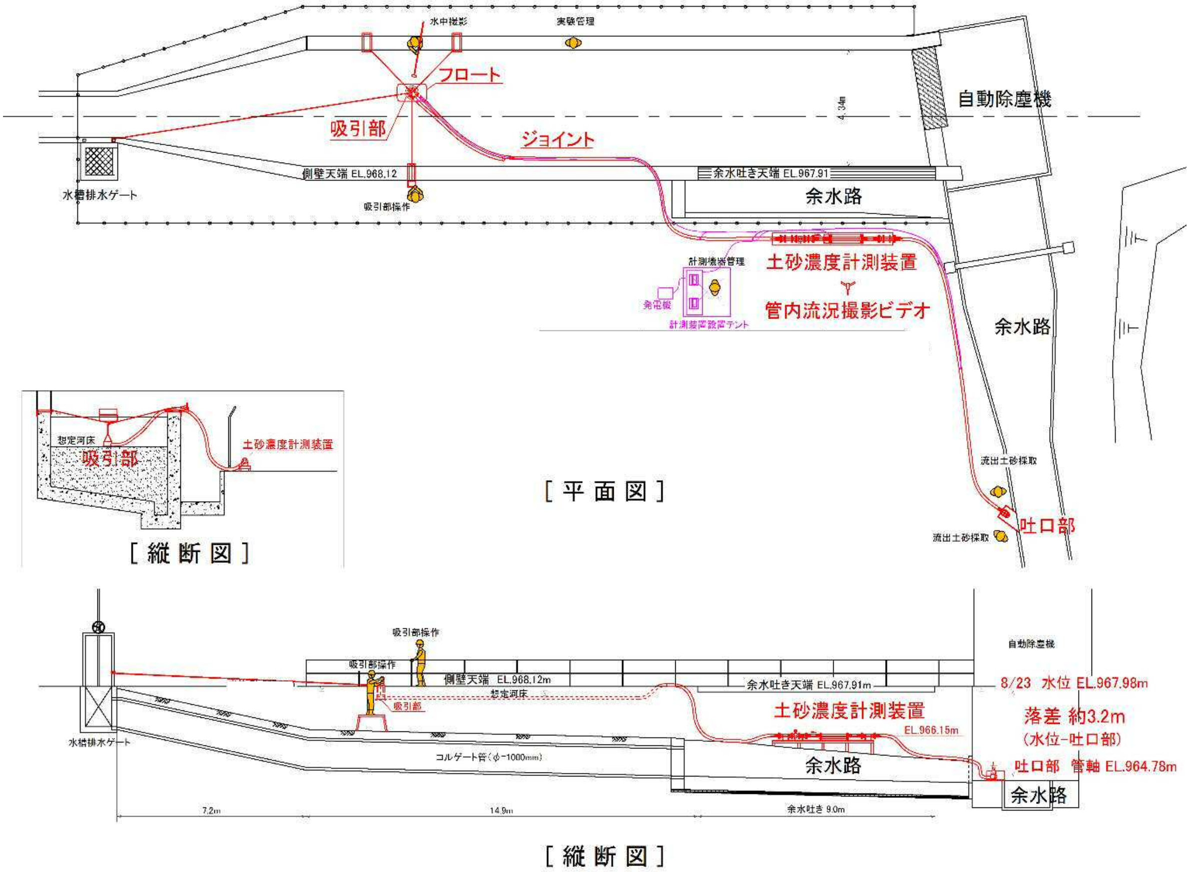


図-19　試験装置配置図（着色部が装置等）

図−20　φ100㎜吸引管

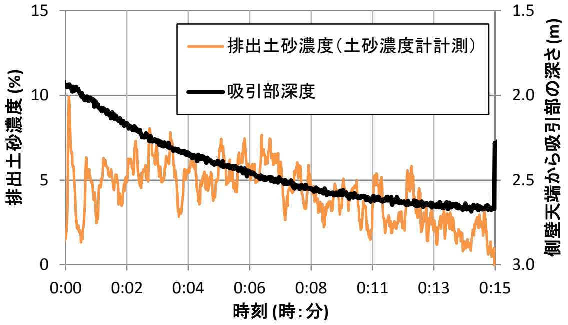
図−21　貯水池内の実験時の様子

図-22　土砂吸引の状況

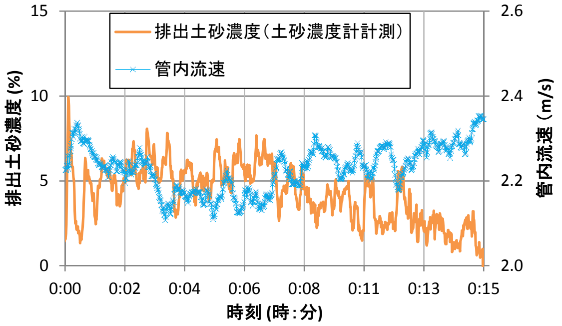
図-23 吐口部の排砂時の状況

22、吐口部の排砂の状況を図-23 に示す。また、吸引部深度と排出土砂濃度の関係を図-24 に、管内流速と排出土砂濃度の関係を図-25 に示す。

図-20 に示すとおり、管径 100㎜ 管は人力により持ち上げられる規模の装置となっている。実験は吸引部を堆砂表面（水深約 2m）に設置して、鉛直方向に特別に制御しない状態とした上で、開始した。図-21 や図-22 のとおり、実験中、貯水池表面に濁りがないこと

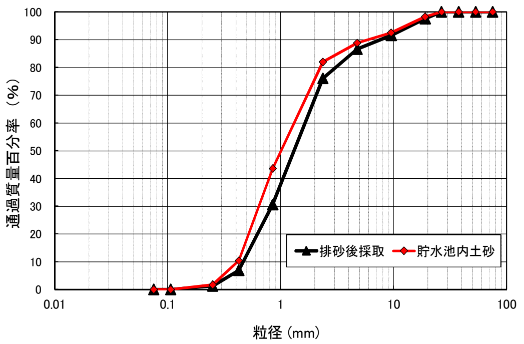


図−24　吸引部深度と土砂濃度の関係



図−25　管内流速と土砂濃度の関係

や水中でも吸引部が撮影できており、濁水が生じていないことが判る。さらに、実験はバルブを開けるだけの簡易な操作で放流が開始され、図-23 に示すとおりに順調に排砂できた。また、図-24 に示すとおり、実験開始時は吸引部の潜行速度は速く、時間が経過し位置が深くなるにつれ、潜行速度も徐々に低下し、順調に潜行したことが判る。一方、土砂濃度について、他のケースの計測においても確認しているが、土砂濃度計測装置による土砂濃度と直接採取による土砂濃度の計測結果は概ね合致した。また、計測した土砂濃度は実験の最初に２%程度から 10%程度の範囲で変動したが、その後概ね 5%で推移し、8 分後を超えてからは概ね 3%程度で推移し、低下傾向が見受けられた。実験の初期は、吸引部底部に吸引可能土砂がほぼ密着して存在していたことから変動はあるものの吸引量が多い傾向となり、潜行速度が速くなった。その後は、吸引部底部の土砂の密着の度合いは少なり、吸引部の側面から土砂は供給されるものの、吸引量は少なくなり、潜行速度も低下した。15 分後には吸引部の位置が概ね停止し、貯水池床に吸引部が着床したと判断し、実験を終了した。吸引部は図-24 に示すとおり 15 分間で概ね 0.73m 潜行し、土砂濃度計測装置から計算された排出土砂量の合計が 1.17m^3（堆積土砂量相当（空隙率 0.4 で体積算定）、以下同様）となった。また、図-25 を見ると、実験開始時付近の土砂濃度が概ね 5%を超えるような状況においては、管内流速が 2.2m/s よ



図－26　排砂前後の粒径（6m地点）

りも低下する傾向が見られ、8分以降の土砂濃度が概ね3%程度の場合においては、管内流速が概ね2.2m/sより高い流速となり、土砂濃度が高くなると管内流速が低下する傾向が確認された。また、事前に貯水池から採取した土砂と排砂時に直接採取した土砂を比較した粒度分布を図-26に示す。事前に採取した貯水池内の土砂と吐口で採取した排砂後の土砂の粒度はほぼ同等の結果となっており、6m地点に堆積していた土砂のほとんどが排砂できたことから、順調な排砂ができたと考えられる。

他の吸引位置での排出土砂量も含め本実験全体で、堆積土砂量相当として合計約14.1m^3（空隙込（空隙率0.4））が排砂できた。また、0m～4m地点は吸引口(50mm)に対し、比較的大きな粒径が堆積している河床を対象としたため、20mmを超える複数の礫が同時に吸引され、吸引口の一部にかみ込み、効率が低下する現象が見られたが、より規模の大きな管で対応可能と考えられた。しかし、吸引管は十分な機能を有しており、実際のダムでは堆砂状況に合わせた吸引管規模の選定が重要と考えられる。

その結果、貯水池の水位を低下させず、発電所の運用を停止することなく、水位差（落差約3.2m）のエネルギーのみにより、無動力で貯水池内の土砂を下流へ排砂できることを確認した。

4.2　実用化試験に向けた土砂運搬システムの検討

4.2.1 設計条件

吸引管の現地での適用に向けて、既往研究で得られた知見を基に検討を行いダムの堤体を跨ぐ吸引管の設計手法を提案し、実際のダムに適用させるために、実ダムでの条件で事例研究を行った[6]。

吸引管の原理は式(1)に示すベルヌーイの定理により説明することができる。図-2に示すようなダム貯水池の水面は流速v_A, P_A=0、吐口では流速v_B=v、圧力P_B=0となり、水位差Hとすると式(2)のとおりとなる。

$$Z_A + \frac{P_A}{w} + \frac{{v_A}^2}{2g} = Z_B + \frac{P_B}{w} + \frac{{v_B}^2}{2g} + \sum h \quad (1)$$

$$H = \frac{v^2}{2g} + \sum h \quad (2)$$

ここに、Z_A, Z_B：水面および吐口の高さ(m)、P_A, P_B：水面および吐口部での圧力(kN/m2)、w：水の単位体積重量(kN/m3)、v：流速(m/s)、Σh：吸引管内での吸引や曲がり等の抵抗および摩擦による損失水頭　(m)を表す。

この原理に従い設計することとなるが、サイフォンを形成させるためには流速や損失、圧力、水位差、比重等に配慮が必要となり、その条件を次のとおり整理する。

(1)管内流速

土砂の管路輸送では、土砂を浮遊の状態で輸送するためには速い流速が必要で、ポンプを使用する場合消費動力が大きくなる。吸引管は水位差によるエネルギーを活用し、水位差を大きくとれば、管内流速は大きくなるが、負圧の発生から水位差に制約が生じる。また水平管路では粒径が大きくなるに従って、速い流れにおいても粒子は浮遊せず、転動、摺動、あるいは跳躍によって流動する。そこで対象粒径における流動状態を管理するためには、管内流速の検討が必要となる。ここでは管内流速を検討する条件を以下の通り整理する。

1）損失を考慮した流速

管内流速は吸引部や曲がり等の区間ごとに形状損失および摩擦損失を計算し、全損失水頭と水位差を用いて算出する。各形状損失は吸引部では別途実験により得た値、曲がり等の土砂輸送時の形状損失は清水時の値を用いる。送泥時の管路摩擦係数f'は清水時の管路摩擦係数fのα倍とし、長谷川ら[7]が提案した以下の式を用いる。

$$f' = \alpha \times f \quad (3)$$

$$\alpha = 1 + \beta(\gamma - 1) \quad (4)$$

ここに、α：土砂輸送時の管路摩擦係数の増加割合、β：材料係数（表-3）、γ：泥水密度を表す。

以上により、管内の損失を考慮した送泥時の管内流速を次式に示す。

表-3　材料係数[7]

材料	β
粘土・シルト	2
細砂	3
砂・礫交じり砂	4
礫	5

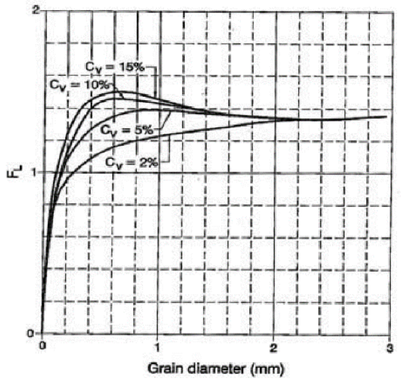


図-27　係数 F_L と粒径の関係 [8]

$$v = \sqrt{\frac{2gH}{1+f'\frac{l}{D}+f_s+f_b+f_v}} \quad (5)$$

ここに、H：水位差(m)、f'：土砂輸送時の管路摩擦係数、f_s：吸引部の損失係数、f_b：曲がり損失係数、f_v：バルブによる損失係数、l：管長、D：管径を表す。

2) 堆積限界流速

水平管路のスラリー輸送の状態については、流速が大きいと均質流（浮遊流）となるが、流速の低下とともに下層が高濃度となる不均質流、下層に摺動層が生じる摺動流、下層に堆積層が生じる堆積流と変化する。それぞれの状態変化点における流速を浮遊限界流速、摺動限界流速、堆積限界流速と定義される。摺動流の流れの下限は、粒子が管底に堆積を開始する流速であり、管内閉塞の恐れからも限界速度を検討しなければならない。この限界速度は多くの研究者により実験的研究がされている。代表的なものとして Durand の堆積限界流速 [8] を次式に示す。

$$V_L = F_L\sqrt{2gD(S-1)} \quad (6)$$

ここに、V_L：堆積限界流速(m/s)、F_L：粒径と濃度から決まる定数（図-27）、D：管径(m)、S：土粒子比重を表す。

水平管路ではこの堆積限界流速を下限値とし、管内流速がこの値を下回らないように設計することが望ましい。

3) 粒子の沈降速度

垂直管内においては粒子の沈降速度より流速が大きければ、原理的には粒子を輸送することができ、粒子の沈降速度は、とくに垂直輸送に対しては重要である。吸引管においては、吸引部またはダム堤体を超す際に垂直輸送となるため、管内流速は沈降速度より大きくなるように設計することが必要である。粒子の沈降速度の適用は粒子レイノルズ数($Re = u\rho_w d/\mu_w$)によって領域が分かれており、以下の式に表される [9]。

・ストークス領域（$Re \leq 1$）

$$u = \frac{g(\rho_s-\rho_w)d^2}{18\mu_w} \quad (7)$$

・アレン領域（$1 < Re \leq 100$）

$$u = \left\{\frac{4}{255}\frac{g^2(\rho_s-\rho_w)^2}{\mu_w\rho_w}\right\}^{1/3} d \quad (8)$$

・ニュートン領域（$100 < Re \leq 2.5\times10^5$）

$$u = \sqrt{3g(\rho_s-\rho_w)\frac{d}{\rho_w}} \quad (9)$$

ここに、u：沈降速度(cm/s)、ρ_w, ρ_s：水および粒子の密度(g/cm3)、μ_w：水の粘度(mPa・s)、d：粒径(cm)を表す。

(2)管路の圧力

管路には外圧および内圧がかかるため、管路を長くすると内外圧力差が大きくなり、膨張や収縮が生じる。そこで設計では、区間ごとに内外圧力差を計算し、管の許容圧力範囲内であることを確認する必要がある。また管路が長く流速が速いときまたはサイフォン形式のとき、一部に負圧が発生するため、負圧にも耐える管の材質や構造を選定する。

(3)水位差

吸引管の設置方法として、①ダム堤体内に設置し、吸引管全体が貯水位より下にある場合（堤体内放流形式、図-2）、②ダム堤体を越え、吸引管の一部が貯水位より上に存在する場合（サイフォン形式、図-28）の二つに分類される。特にサイフォン形式の場合などで管の一部が動水こう配線より高い区間が存在するとき、圧力水頭が負になる。したがって、負圧の限度は理論的には-1 気圧（-10.33m）となるが、実際は水中に溶けた空気の気化や曲がりの部分の遠心力による圧力低下のため、圧力の限度は-7～-8.5m となる [10]。このとき水位差は式(10)で表されるように制限されるため、限界値以下となるように設計しなれればならない。またサイフォン頂部高さも式(10)により制限される。

・水位差の限界値

$$H = \frac{f'\frac{l_1+l_2}{D}+1+f_s+f_b+f_v}{f'\frac{l_1}{D}+1+f_s+f_b}\left((7\sim8.5)-h\right) \quad (10)$$

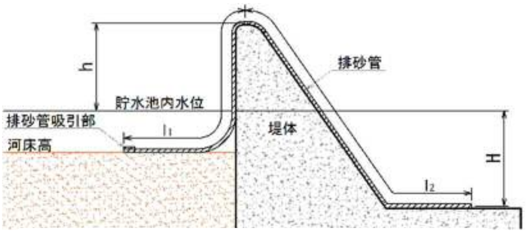
ここに、h：貯水位からサイフォン頂部高さ(m)、l_1：吸引部から頂部までの管長(m)、l_2：頂部から吐口までの管長(m)を表す。

4.2.2 吸引管設計手法

以上の設計条件を基にして吸引管の設計フローを図-29 に提案する。

4.2.3 吸引管設計手法の適用性の確認

前節で提案する吸引管設計手法の適用性について



図―28　吸引管のサイフォン形式

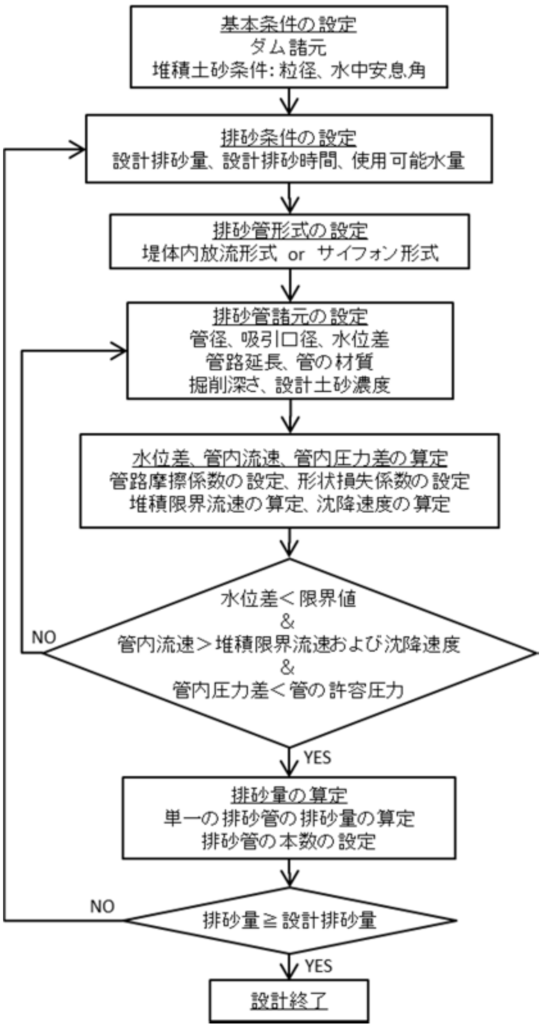


図-29　吸引管の設計フロー

4.1 の図-19 において行った現地実験 [5)] の結果と比較した。吸引管は管径 100㎜　（吸引口径 50㎜）の吸引部およびサクションホース、電磁流量計、土砂濃度計測装置、バルブにより構成され、全長約 36m、水位差約 3.2m とし 、サイフォン形式となっている。

表-4 に設計手法による検討結果と実験結果の比較を示す。対象土砂は貯水池内に流入した自然堆砂を対象とした。清水時の管路摩擦係数は吸引部、サクションホース、土砂濃度計測装置の三区間に分け、別途実験で得た値を用いた。送泥時の管路摩擦係数は土砂濃度 5%とし、式(3)(4)より算出した。設計手法のサイフォン頂部高さ、水位差の限界値はサイフォン許容圧

表-4　設計手法による検討結果及び実験結果

<table>
<tr><th colspan="3">項目</th><th>設計手法による検討</th><th>現地実験結果</th></tr>
<tr><td>排砂管形式</td><td colspan="4">ｻｲﾌｫﾝ式</td></tr>
<tr><td rowspan="3">堆積土砂条件</td><td colspan="2">代表粒径</td><td colspan="2">0.62mm</td></tr>
<tr><td colspan="2">最大粒径</td><td colspan="2">9.5mm</td></tr>
<tr><td colspan="2">水中安息角</td><td colspan="2">30°</td></tr>
<tr><td colspan="3">設計土砂濃度</td><td>5%</td><td>5%</td></tr>
<tr><td rowspan="19">排砂管諸元および境界条件</td><td colspan="2">管径</td><td colspan="2">100mm</td></tr>
<tr><td colspan="2">吸引口径</td><td colspan="2">50mm</td></tr>
<tr><td rowspan="2">水位差</td><td>現場条件</td><td colspan="2">3.2m</td></tr>
<tr><td>（ｻｲﾌｫﾝの限界値）</td><td colspan="2">13.6m</td></tr>
<tr><td rowspan="2">揚程</td><td>現場条件</td><td colspan="2">0.2m</td></tr>
<tr><td>（ｻｲﾌｫﾝの限界値）</td><td colspan="2">6.5m</td></tr>
<tr><td colspan="2">取水口の入口損失係数</td><td colspan="2">0.5</td></tr>
<tr><td colspan="2">吸引部の損失係数（清水／送泥）</td><td colspan="2">1.6／2.0</td></tr>
<tr><td colspan="2">バルブ（全開）の損失係数</td><td colspan="2">0</td></tr>
<tr><td rowspan="3">管路摩擦係数</td><td>吸引部（清水／送泥）</td><td colspan="2">0.035／0.043</td></tr>
<tr><td>ｻｸｼｮﾝﾎｰｽ（清水／送泥）</td><td colspan="2">0.016／0.020</td></tr>
<tr><td>土砂計測装置（清水／送泥）</td><td colspan="2">0.023／0.029</td></tr>
<tr><td colspan="2">管路延長</td><td colspan="2">約40m</td></tr>
<tr><td rowspan="4">管内流速</td><td>清水時</td><td>2.42m/s</td><td>2.35m/s</td></tr>
<tr><td>送泥時</td><td>2.22m/s</td><td>2.26m/s</td></tr>
<tr><td>（堆積限界流速（代表粒径））</td><td colspan="2">2.30m/s</td></tr>
<tr><td>（沈降速度（最大粒径））</td><td colspan="2">0.67m/s</td></tr>
<tr><td rowspan="2">管内外圧力差</td><td>計算値</td><td colspan="2">−0.02～0.02MPa</td></tr>
<tr><td>（ｻｸｼｮﾝﾎｰｽ許容値）</td><td colspan="2">−0.05～0.15MPa</td></tr>
</table>

力-8.5m で計算し、それぞれ限界値以内となり、設計上の流速は清水時で 2.42m/s、土砂濃度 5%で 2.22m/s となった。代表粒径の堆積限界流速は 2.30m/s となり、計算上の流速では堆積層が形成される値になった。管内外圧力差は-0.02～+0.02MPa となり、管の許容圧力範囲内であることを確認した。

本実験ではサイフォン形式で清水、土砂濃度 5%ともに排水および排砂を確認できた。また設計流速は実験結果の流速と比較して大きな差異はなく、堆積限界流速以下であるため、堆積層が生じていることも確認できた。以上から提案した吸引管設計手法が実際のダムにおいて吸引管の設計検討に適用できると考えられる。なお、実験では、土砂濃度は 2%から 10%程度の間で変動し流速も 2.1m/s～2.35m/s 程度で変動することが確認され、施設設計にあたってはこの変動への配慮も必要と考えられる。

4.2.4 実ダムでの試験用施設概略設計

本技術の実用化に向け、実際のダム貯水池を対象として、ダムＡを例に提案した吸引管設計手法を用いて実用化試験のための吸引管の規模（管の口径等）を検討した。ダムの諸元は、堤高 57.5m、堤頂長 171.0m、天端高 EL331.5m、常時満水位 EL326.4m である。

吸引管設計の概略を図-30 および表-5 に示す。吸引管はサイフォン形式で配置、管径 300㎜　（吸引口径 150㎜）の吸引部を取水口付近に置き、管路はダム堤体を越え、サイフォンを確実に形成させることに配慮して下流の点検設備付近に吐口を設置し、水位差は 5.0m、全長は約 92m となる。対象土砂は細砂で、代表粒径

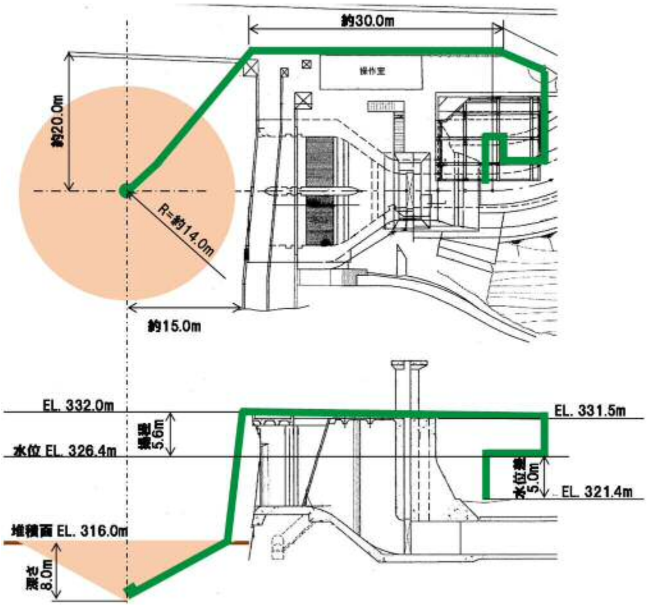


図-30　ダムＡにおける吸引管の設計概略図

表-5　ダムＡにおける吸引管試験の概略設計例

項目			設計手法による検討
排砂管形式	サイフォン式		
堆積土砂条件	代表粒径		0.15mm
	最大粒径		0.25mm
	水中安息角		30°
	掘削深さ		8.0m
設計土砂濃度			5%
排砂管諸元および境界条件	管径		300mm
	吸引口径		150mm
	水位差	ダム高	57.5m
		現場条件(EL326.4m-EL321.4m)	5.0m
		(サイフォンの限界値)	5.3m
	揚程	現場条件	5.6m
		(サイフォンの限界値)	5.8m
	取水口の入口損失係数		0.5
	吸引部の損失係数(清水／送泥)		1.0／1.2
	バルブ(全開)の損失係数		0
	管路摩擦係数	吸引部(清水／送泥)	0.035／0.043
		サクションホース(清水／送泥)	0.016／0.020
		土砂計測装置(清水／送泥)	0.023／0.029
	管路延長		約92m
	管内流速	清水時	3.39m/s
		送泥時	3.12m/s
		(堆積限界流速(代表粒径))	3.07m/s
		(沈降速度(最大粒径))	0.04m/s
	管内外圧力差	計算値	-0.08～0.00MPa
		(サクションホース許容値)	-0.1～0.2MPa
排砂量(空隙率0.4で計算)	(設計(目標)排砂量)深さ8mを掘削		1608.0m^3
	(検討結果)		66.2m^3/h

0.15mm、最大粒径 0.25mm と設定する。設計排砂深さは 8.0m とし、1608m^3 の土砂を排出することを目標とする。土砂濃度 5%と仮定し、管路摩擦係数は別途実験で得られた清水時の値を用いて式(1)(2)より求め、管内流速は式(3)より清水時で 3.39m/s、土砂濃度 5%で 3.12 m/s となった。また設計手法でのサイフォン頂部高さ、水位差の限界値はサイフォン許容圧力を-8.5m で計算し、それぞれ設計値は限界値以内であることを確認した。管内流速は堆積限界流速（代表粒径）および沈降速度（最大粒径）を上回っており、管内の閉塞は起こらないと考えられる。管内外圧力差は-0.08～0.00MPa となり、管の許容圧力範囲内であることを確認した。

以上の設計から排出量（堆積土砂量相当）は 66.2m^3/h となり、設計排出量 1608m^3 を約１日（24.3 時間）で排出可能と考えられる。なお、管径の規模等による排砂量の精査も今後必要と考えられる。

なお、本検討から、排出口の標高はダムの高い標高に設置されることとなる。このため、排出口からダム下流の河床までは、開水路を設置し、勾配を持つ水流とともに土砂をダム下流へ運搬することなどが考えられる。

今後の課題として、土砂輸送時のエネルギー損失の推定の精度を向上させるために、泥水流下時の曲がり等の損失係数の検討や実証試験などによるエネルギー損失の検証等を行っていくことが必要と考えられる。

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考える。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

以上から、平成 29 年度において検討し、得られた成果等は次のとおりである。

1）塵芥等の前処理について、大水深においてはサブボトムプロファイラを用いることにより土中埋没物を事前に探知することで前処理作業を効率化する手法の適用に向けた事前準備を行うとともに、浅い箇所や陸地化した箇所においては貯水池の水位変動を活用した簡易に前処理が可能なシステムの概略を提案した。

2）吸引管の吸引性能の向上方策の検討について、吸引可能な土砂堆積層の底盤に厚い塵芥層が存在している場合やコンクリート床板等であった場合の吸引口の閉塞防止形状を提案し有効性を確認した。また、揚程 2m 程度のサイフォン、管延長を変化させる等の実験により、管内流速の変化による吸引性能の違いを確認し、今後の吸引性能の向上に向けた検討への有用な知見を得た。

3）実際の水力発電所に付属する沈砂池において吸引管（管径 100mm、管長約 36m）により水位差 3.2m で排砂実験を行い、流速のある環境下で発電所の運用を止めることなく、吸引口径（50mm）程度以下の粒径の土砂を下流へ排砂可能であることを確認した。ほとんど減電を伴わないことや現状のような煩雑な排砂作業を必要としない形で、排砂が行える可能性があり、本現場以外も含めて、本

技術が生産性の向上や省力化に貢献できる可能性を確認した。

4）吸引管の現地での適用に向けて、既往研究で得られた知見を基にダムの堤体を跨ぐ土砂運搬システムの検討を行い吸引管の設計手法を提案した。

今後は、

1）前処理システムの開発については、サブボトムプロファイラのダム貯水池での適用可能性の確認や大水深での効率的な処理手法の開発を行う。

2）吸引性能の向上の検討については、今年度行った室内実験における土砂濃度計測装置の計測精度向上も含めた吸引性能の整理や吸引可能な最大粒径の確認等様々な粒径による吸引性能の整理を行う。

3）実用化に向けては、堆砂の粒径と吸引管の規模との調整を行えば、実際のダムを対象とした本技術の適用の可能性が高まったと考えており、今年度の机上設計の考え方を踏まえ、実用規模における高落差での実験を通じた施設配置の検証を行う予定である。

以上を踏まえ、引き続き、より広範囲な貯水池条件に適用可能で、経済的な堆砂対策手法として早期の現場への実装に向け、吸引管技術が確立できるよう、検討を続けてまいりたい。

謝　辞

今年度の研究では、国交省中部地方整備局天竜川ダム統合管理事務所、東京電力ホールディングス㈱、大町市、大町市土地改良区、国交省北陸地方整備局千曲川河川事務所ほかの皆様に多大なご協力をいただいた。ここに、謝意を表す。

参考文献

1)　宮川仁：室内実験と現地実験による潜行吸引式排砂管の開発、大ダム、No.230、pp.38-44、2015.

2) 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.

3)宮川仁、本山健士、楠見正之、木村政俊：吸引工法（潜行吸引式排砂管）の現場適用に向けた塵芥等の前処理手法に関する一検討、土木学会第 72 回年次学術概要集、VI 1703-1704、2017.

4)宮川仁、岩田幸治、石神孝之、宮脇千晴、本山健士：スラリー輸送における土砂濃度計測の自動化に向けた試みと潜行吸引式排砂管の排砂特性、土木学会第 73 回年次学術概要集、Ⅱ-075 、2018.

5) 宮川仁、櫻井寿之、本山健士、宮脇千晴：潜行吸引式排砂管による小規模貯水池における排砂実証試験、平成 29 年度　ダム工学会研究発表会論文、pp.29-34、2017.

6)石神孝之、岩田幸治、宮川仁、櫻井寿之：潜行吸引式排砂管の設計手法に関する一検討、土木学会第 72 回年次学術概要集、Ⅱ-074、2018.

7)　長谷川源太郎、八木得次、徳永省三：運輸技術研究所別冊 浚渫ポンプの性格とその使用法、三角舎、p.11、1958.

8)　Durand R.：“Basic Relationships of the Transportation of Solids in Pipes-Experimental Research”、IAHR 5th Congress、Minneapolis、pp.89-103、 1953.

9) 社団法人土木学会：水理公式集、p.387、丸善出版、1999

10)　社団法人土木学会：土木工学ハンドブック第四版Ⅰ、p.491、技報堂出版、1989.11.