

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～令和 3 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 30 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。また、流域から海域への流出土砂量についても、とくに大規模な土砂生産・洪水イベント時やその後の流出土砂量を継続的かつ定量的に把握した事例は国内ではほとんど見あらず、観測データの蓄積は十分とはいえない。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。流域スケールの土砂生産・流出特性を把握するうえで最も基本となる流域から海域への浮遊土砂流出量を評価するために、隣接する沙流川水系および鵜川水系を対象に 2011 年より濁度計観測を行っている。2016 年（平成 28 年）8 月豪雨による大規模な土砂生産・出水が発生したが、流域末端の水文観測点における濁度計観測により、大規模出水時の貴重な濁度の連続データを取得できた。平成 30 年度は、大規模出水時の浮遊土砂流出量を評価するために、取得した濁度データの精査・異常値分析を行い、欠測期間については近傍の濁度観測値を用いてデータを補完した。出水時に採取した河川水

のSS濃度と濁度計の観測値との関係式から、濁度をSS濃度に換算し、SS濃度の連続データを構築した。

2016年8月豪雨による大規模出水時の浮遊土砂(SS)流出量は、沙流川および鶴川でそれぞれ2,480,000tおよび1,510,000tと推定された。流域面積が同程度の隣接した流域においてSS流出量に約1,000,000tの違いが生じた。2012年～2017年の年間SS流出量(冬期間を除く4～11月)は、2016年が他の年に比べて突出して大きく、沙流川で7.1～21.5倍、鶴川で3.1～13.4倍であった。2016年8月豪雨時の最大SS濃度は沙流川で17,000mg/l、鶴川で9,000mg/lと極めて高濃度であった。SS濃度の経年変化について、平水時・小規模出水時において顕著にみられ、沙流川における2017年のSS濃度は2015年以前よりも明らかに高かったが、鶴川ではその傾向は認められなかった。これらの結果は、台風10号により沙流川上流域に限定して降った豪雨と、それに伴う大規模な土砂生産が、その洪水期間だけでなく、その後の土砂流出にも継続的に影響していることを示している。このように、流域スケールの浮遊土砂流出特性を定量的に評価する手法として濁度計観測の有効性が示された。さらに観測を継続することで、大規模な土砂生産・流出時も含めた長期的かつ時間分解能の高いデータの蓄積が期待される。

(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、三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30年度は、計画洪水での流入土砂量を可能な限り下流に供給することを目標に土砂バイパスのみと土砂バイパスに吸引工法(洪水ピーク前まで運用、洪水後期まで運用)を組み合わせる計3ケースについて供給総量と下流河床の変動の関係を比較検討した。吸引工法(洪水後期まで運用)との組合せが目標と同等の供給が可能となり、吸引工法(洪水ピーク前まで運用)との組合せが目標と同等の河床変動量となった。このことから土砂バイパスのみで目標に達しない場合は技術の組合せで供給量や河床変動量を目標に近づけることが可能となることを示した。さらに、土砂供給に伴う河床粒度変化を容易に把握するため、UAVとAIを活用した河床粒度推定手法を検討した。現地粒度分布調査の代表粒径を良好に再現可能であったことから河床の物理環境データとして動植物への環境評価への活用や河床変動予測計算の初期データや計算結果との比較に活用できることが期待される。

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30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、潜水目視による高コストな観測が必要な露出高を、汎用性の高い粒径加積曲線から簡易的に推定するモデルを開発した。さらに、モデルの予測値と観測値を比較し、ピークが概ね一致する等、モデルの精度が確認できた。また、大規模な土砂供給が行われたダム下流を調査した結果、土砂供給後の陸域の標高が供給前と比べて大きく上昇し、植物の在不在に関する選好性に影響を及ぼすと考えられる比高および河床表層の砂・砂利の被度の増大が確認された。

三つ目は、土砂供給に伴う河川水質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30年度は、土砂供給時の下流河川水中の化学物質濃度および形態別存在比率の的確な把握を目的として、パッシブサンプリング手法の適用可能性を検討した。金属類6種(Al, Mn, Fe, Ni, Zn, Pb)を対象に、底質試料を使用して実験室内で模擬的に作成した濁水に対しDiffusive Gradient Thin Films(DGT)法を用いたパッシブサンプラーを使用し、浸漬時間中の平均的濃度を算出した。その結果、スポット採取測定で得られた濃度との間に良好な相関が得られた。土砂供給イベント時のようにGrabサンプリング手法の適用に困難が予想される場合、本手法を用いて水質データを獲得し、環境中濃度を予測することで、より現場に即した生態リスク評価に繋がることを期待される。

(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、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

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

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30年度は、

1) 塵芥等の前処理システムの開発については、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、水中における埋設物探査技術や水中施工技術の組み合わせによる効率的な前処理システムについて検討した。その結果、埋設物探査技術については、あらかじめ土中数mに埋設した木材・石材の反応を確認でき、埋設物エリアや量・大きさの特定は可能と判断できた。また、吸引困難な沈木を切削する新たなアタッチメントを開発、その機能が確認できた。

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は、吸引部以外は主に国内の汎用品を用いるため安価に製作できる最大規模の300mm管が、落差2.4m、延長20m程度、バルブ全開等の条件で粒径0.1mm~2mm程度の土砂について平均土砂濃度約5%、約50m³/hの排砂が行える能力を有することを確認した。管径300mmのシステム4系統で当初想定した小規模ダムの年堆砂量1万m³相当の堆砂を約2日間の洪水で排砂できる見通しが立ち、国が推進するダム再生（堆砂対策による長寿命化）の方針に貢献できる可能性を確認した。

3) 現場に適した形での実用化に向けた検討では、次年度の実験の実施に向け、落差10m超の砂防堰堤を利用した現地実験の施設設計を行った。

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：村山雅昭、谷瀬敦、水垣滋、村上泰啓

【要旨】

流域スケールの土砂生産、流出特性を把握するうえで最も基本となる流域から海域への浮遊土砂流出量を評価するために、隣接する沙流川水系および鶴川水系を対象に2011年より濁度計観測を行っている。2016年（平成28年）8月豪雨による大規模な土砂生産、出水が発生したが、流域末端の水文観測点における濁度計観測により、大規模出水時の貴重な濁度の連続データを取得できた。平成30年度は、大規模出水時の浮遊土砂流出量を評価するために、取得した濁度データの精査、異常値分析を行い、欠測期間については近傍の濁度観測値を用いてデータを補完した。出水時に採取した河川水のSS濃度と濁度計の観測値との関係式から、濁度をSS濃度に換算し、SS濃度の連続データを構築した。2016年8月豪雨による大規模出水時の浮遊土砂（SS）流出量は、沙流川および鶴川でそれぞれ2,480,000 tおよび1,510,000 tと推定された。流域面積が同程度の隣接した流域においてSS流出量に約1,000,000 tの違いが生じた。2012年～2017年の年間SS流出量（冬期間を除く4～11月）は、2016年が他の年に比べて突出して大きく、沙流川で7.1～21.5倍、鶴川で3.1～13.4倍であった。2016年8月豪雨時の最大SS濃度は沙流川で17,000 mg/l、鶴川で9,000 mg/lと極めて高濃度であった。SS濃度の経年変化について、平水時、小規模出水時において顕著にみられ、沙流川における2017年のSS濃度は2015年以前よりも明らかに高かったが、鶴川ではその傾向は認められなかった。これらの結果は、台風10号により沙流川上流域に限定して降った豪雨と、それに伴う大規模な土砂生産が、その洪水期間だけでなく、その後の土砂流出にも継続的に影響していることを示している。このように、流域スケールの浮遊土砂流出特性を定量的に評価する手法として濁度計観測の有効性が示された。さらに観測を継続することで、大規模な土砂生産、流出時も含めた長期的かつ時間分解能の高いデータの蓄積が期待される。

キーワード： SS濃度、SS流出量、2016年8月北海道豪雨、濁度計観測

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^{たとえば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^{たとえ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、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。

寒地土木研究所では、流域から海域への浮遊土砂流出実態を把握するために、沙流川水系及び隣接する鶴川水系において濁度計観測を用いた流砂水文観測を2011年より継続して実施している。今年度は、2016年8月豪雨による大規模出水を含む6年間の濁度計観測結果を用いて、浮遊土砂流出量の評価と浮遊土砂濃度

の経年変化を明らかにした。

2. 濁度計観測による流域の浮遊土砂流出量の評価

2.1 目的

流砂系の総合的な土砂管理において、流域から海域への流出土砂量は流域土砂動態の最も基本的かつ重要な情報である。近年、頻発している豪雨や大規模地震に伴う「大規模土砂生産現象」⁵⁾は、流域の土砂動態、環境に長期間（数年～数十年、場合によっては100年以上）にわたり大きな影響を及ぼす可能性がある^{と指摘されており}⁶⁾、流域の土砂流出特性を把握するには長期間にわたって土砂流出量を観測する必要があるが、大規模土砂生産現象が生じた出水、洪水やその後の流出土砂量を直接観測した事例は必ずしも多くない⁷⁾。

北海道では、2016年8月17日～23日に相次いで上陸した台風7号、11号、9号や8月29日からの前線と台風10号の接近による大雨により、広範囲で大規模な水害、土砂災害がもたらされた⁸⁾、⁹⁾。とくに台風10号による日高山脈周辺の地域性降雨は、日高山脈東側斜面での土石流、土砂流出⁹⁾のみならず、西側の鶴川、沙流川水系でも大規模な出水を生じさせた。沙流川では法面、斜面の崩壊や土砂流出、河道の洗掘、侵食が多数確認されており¹⁰⁾、¹¹⁾、相当量の土砂が海域まで流出したと推察される。

寒地土木研究所と室蘭開発建設部は、鶴川及び沙流川流域の水、浮遊土砂、物質動態を把握するために、2011年以降、融雪出水時及び降雨出水時に多地点における水文、水質同時観測を連携して実施しており¹²⁾、¹³⁾、¹⁴⁾、¹⁵⁾、¹⁶⁾、2016年8月豪雨時のデータも取得している。水垣ら¹⁶⁾は、2016年8月台風9号に伴う出水時の水質データも含めて流量-浮遊土砂濃度推定モデル(C-Qモデル)を構築し、浮遊土砂流出量の定量評価を試みた。しかし、その後の台風10号による出水時において濁度計による推定値との誤差が大きく、長期モニタリングにおける濁度計の有効性とC-Qモデルの限界を指摘している。

一方、濁度計観測に基づく流砂水文観測にもさまざまな課題があり¹⁷⁾、そのデータの取り扱いには注意が必要である。本研究の目的は、鶴川及び沙流川水系を対象に、大規模土砂生産後の浮遊土砂流出状況を濁度計観測により明らかにすることである。前報¹²⁾で十分に検討できていなかった2016年8月豪雨時の濁度データの再評価を行うとともに、その前後の浮遊土砂流出量をモニタリング結果から示す。

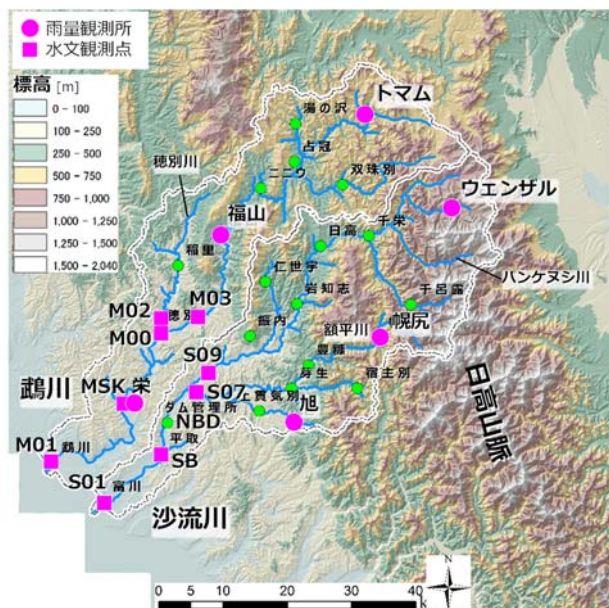


図-1 調査地位置図

2.2 材料と方法

2.2.1 研究対象流域及び野外調査

研究対象流域は、北海道中央部～南部で隣接している鶴川及び沙流川流域とした(図-1)。流域面積及び幹川流路延長はそれぞれ鶴川流域で1,270km²、135km、沙流川流域で1,350km²、104kmであり、ともに一級河川である。

鶴川及び沙流川流域における2016年8月の台風来襲時(2016年8月16日～31日)の降雨分布の特徴は、大きく2時期に分けることができる。前半の累加雨量は、台風7号で103mm～161mm、台風11号及び9号で151mm～252mmと、広範囲で大雨となった。後半の台風10号に伴う累加雨量は地点によるばらつきが大きく、最上流域(トマム 107mm、ウエンザル 414mm)では大雨となったが、中、下流域の降水量は小さかった。現地調査を実施したところ、台風10号により大雨となった上流域で表層崩壊や顕著な河道のかく乱を確認している(写真-1)。

2.2.2 調査、分析、解析方法

濁度観測は、後方散乱式濁度計を用いて鶴川流域で3地点(M01、M02、M03)、沙流川流域で3地点(S01、SB、S09)、合計6地点で実施した(図-1)。用いた濁度計の機種によって測定限界が異なり、1,000ppm～100,000ppmである。本報告では、流域から海域への浮遊土砂流出量の評価に焦点をあて、鶴川流域はM01地点、沙流川流域はS01地点を対象とした。まず、2016年8月豪雨による浮遊土砂流出量を可能な限り確からしく推定するため、水垣ら¹⁶⁾においてSS濃度(濁度データ)に乱れが確認されたS01地点について、異常値の処理を



写真-1 沙流川水系パンケヌシ川の荒廃状況
(2018/8/9撮影)

検討した。その上で、2011年以降の浮遊土砂流出量の経年変化を調べた。

2.3 結果及び考察

2.3.1 濁度計の異常値処理

沙流川S01地点における2016年8月豪雨時の濁度(SS濃度)データには、台風9号と台風10号による2つ出水の間(8/25～8/30)と台風10号出水後(9/3～9/6)に、水位と連動しない乱れが認められた(図-2)。この期間の流量は約150m³/s～650m³/s、SS濃度は約1,400mg/l以上で、SS流出量としても無視できない量となる。SS流出量を確からしく推定するためには、この期間のデータが異常値か否かを判定し、必要に応じて適切に補完することが望ましい。そこで、S01(KP 2.70)の約13km上流、SB地点の高濃度濁度計の濁度データとの関係を調べた。

図-3は、図-2で示した観測期間のうち、S01の濁度計データに乱れない期間のみを対象に、SBの濁度データとS01のSS濃度(濁度計データによる推定値)との関係を調べたものである。S01のSS濃度は、同時刻に記録されたSBの濁度値に対して正の相関を示すもののバラツキが大きく、一方、1時間前のSBの濁度値に対してはバラツキが小さいことがわかった。ちなみに、2時間前、3時間前のSB濁度値との関係も調べたが、バラツキは大きくなる一方であった。S01地点のSS濃度は、かなり高濃度(17,000mg/l)の範囲まで、SB地点の濁度と線形関係が認められた。このことから、SB地点の濁度の変動は、途中で大きく変化することなく下流のS01地点に伝搬するものと考えられる。したがって、図-2で確認されたS01地点のSS濃度の乱れは、S01地点の断面を通過する河川水のSS濃度を代表しておらず、濁度計ケー

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

ス周辺の埋積等に起因する異常値であると判定した¹⁷⁾。

S01地点における異常値と判定した期間のSS濃度は、図-3から得た1時間前のSB地点の濁度データとの回帰式(べき乗式)により補完した。その結果、図-4に示すように、2016年8月豪雨時のSS濃度の連続データを得ることができた。

2.3.2 2016年8月豪雨時の浮遊土砂流出量

2016年8月豪雨時の沙流川(S01)および鶴川(M01)におけるSS流出量を濁度計観測によるSS濃度と流量から評価した。S01におけるSS流出量は、上記で述べた補完後のSS濃度の連続データを用いて算出した。2016年8月豪雨時のSS流出量(2016年8月16日~9月17日; 表-1のa~fの期間)は、沙流川および鶴川でそれぞれ2,480,000tおよび1,510,000tと推定された。流域面積が同程度の隣接した流域においてSS流出量に約1,000,000tの違いが生じた。これは、豪雨前半の台風7号、11号及び9号による降雨が両流域の広範囲に約350~400mmがもたらされた一方、後半の台風10号に伴う降雨は沙流川上流域に限定して約400mmがもたらされたことによると考えられる。豪雨期間中のSS流出量を表-1に示した別期に評価したところ、台風9号及び台風10号でそれぞれ約100万tと推定された(図-5)。

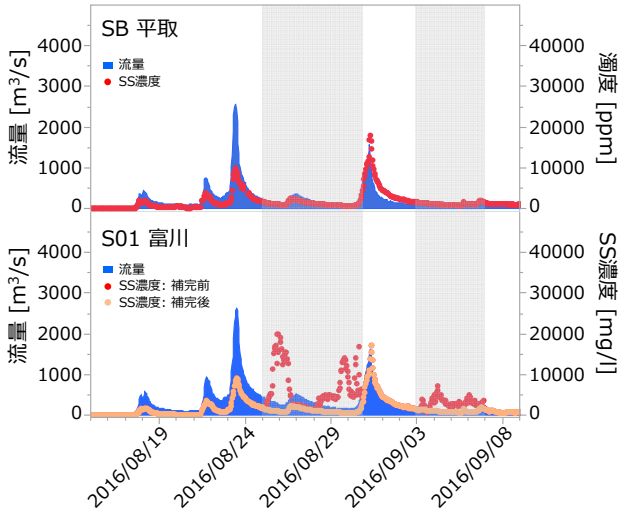


図-2 豪雨出水時の流量、SS濃度
網がけ部分はS01のSS濃度の異常値が疑われる期間

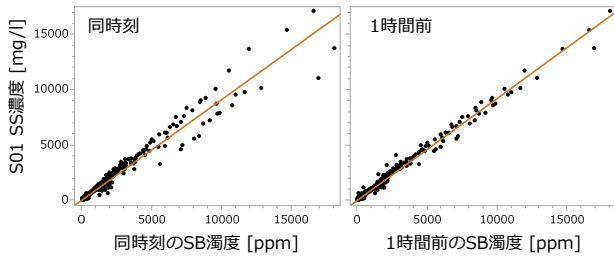


図-3 S01のSS濃度(濁度計)とSB(平取)の濁度

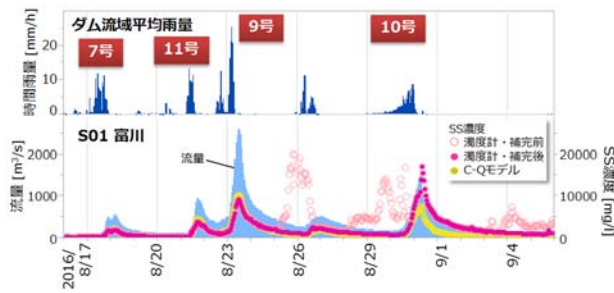


図-4 S01の豪雨出水時の補正済みSS濃度(濁度計)

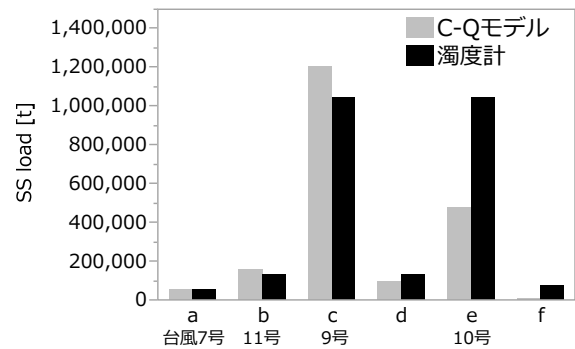


図-5 S01の2016年8月豪雨時の別期浮遊土砂流出量
a~f期間の区分は表-1¹⁶⁾による。

表-1 二風谷ダム流域平均雨量に基づく期間区分¹⁶⁾

区分	1/1-8/16	台風7号	台風11号	台風9号	低気圧	台風10号	低気圧	9/17-1/1	年間
記号	x	a	b	c	d	e	f	z	total
始期	1/1 1:00	8/16 17:00	8/21 4:00	8/22 11:00	8/25 21:00	8/28 23:00	9/5 17:00	9/17 0:00	
終期	8/16 17:00	8/21 4:00	8/22 11:00	8/25 21:00	8/28 23:00	9/5 17:00	9/17 0:00	2017/1/1 0:00	
期間降水量 [mm]	857.9	124.3	68.1	141.7	58.2	100.9	76.2	373.2	1800.5
最大時間雨量 [mm/h]	9.8	11.8	13.3	25.4	11.3	8.6	6.9	9.5	25.4

2.3.3 浮遊土砂流出量の経年変化

鶴川 (M01 地点) 及び沙流川 (S01 地点) における浮遊土砂流出量 (SS 流出量) の経年変化を調べた (図-6、7)。直近の比較的大規模な出水が生じた 2010 年からの傾向を見るために、水垣ら¹⁶⁾が構築した C-Q モデルによる推定値も同時に示した。いずれも、濁度計観測の欠測が少ない 4 月～11 月について集計したものである。観測期間中の SS 流出量は、沙流川、鶴川ともに 2016 年が最も大きく、それぞれ 2,710,000 t 及び 2,020,000 t であった。これは、2012～2015 年、2017 年の年 SS 流出量に比べて、沙流川では 7.1～21.5 倍、鶴川では 3.1～13.4 倍大きい値であった。

SS 流出量の経年変化は、年平均流量よりもむしろ年最大流量に影響を受けていることがうかがえる (図-5、

6)。2010 年以降の SS 流出量の経年変化について、C-Q モデル (2011～2014 年のデータを用いて構築した、流量と SS 濃度の関係式) を用いた SS 流出量で見ると、2016 年を除けば、2010 年より減少傾向を示している。

沙流川では、2010 年 8 月に比較的大きな降雨出水が生じ (最大流量 1,961m³/s)、それ以降 2015 年まで年 SS 流出量 (C-Q モデル) は指数関数的に減少している (図-7)。この傾向は、濁度計による 2012 年以降の SS 流出量についても認められる。しかし、2017 年の年 SS 流出量は、C-Q モデルによる SS 流出量は対象期間中で最小であったが、濁度計による SS 流出量は 2012 年、2014 年、2015 年より大きく、2013 年 (38 万 t) と同程度であった (図-6)。これは、2016 年 8 月豪雨によ

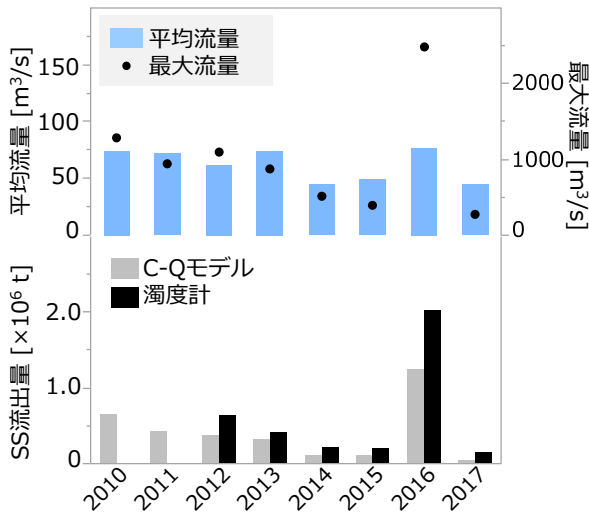


図-6 M01 SS 流出量の経年変化

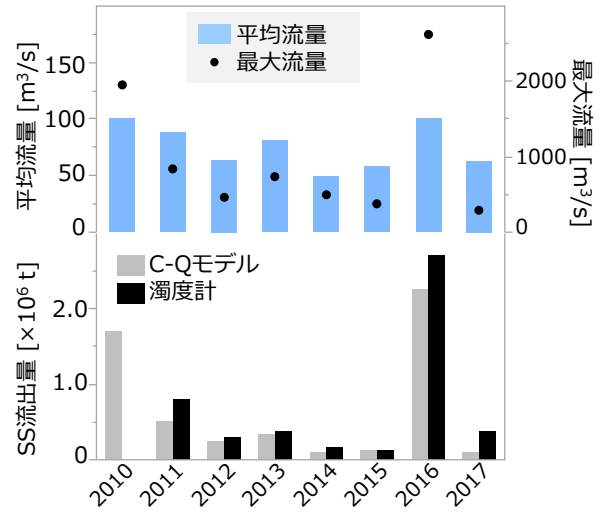


図-7 S01 SS 流出量の経年変化

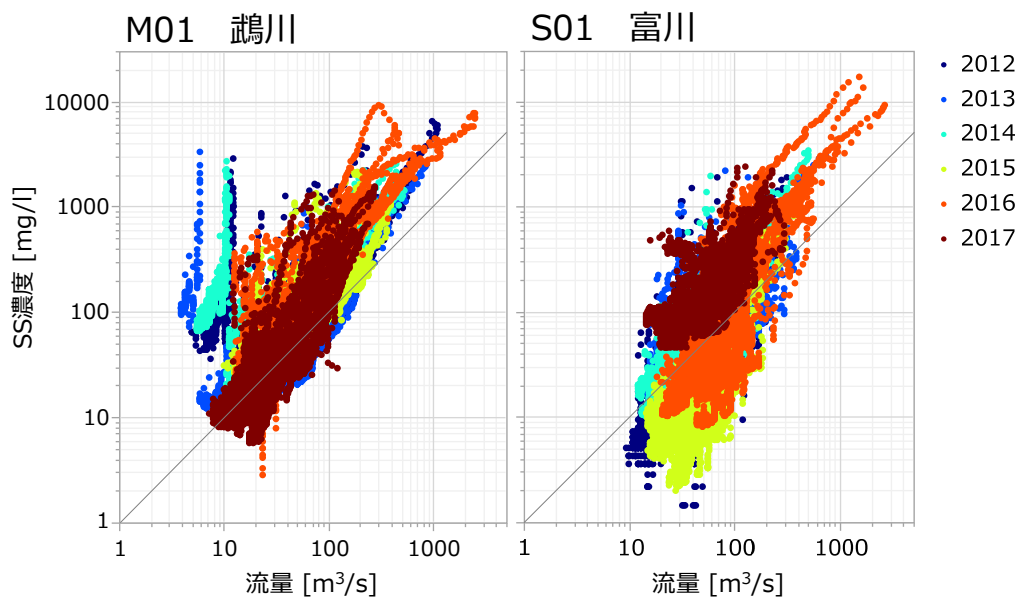


図-8 M01 及び S01 の SS 濃度と流量との関係

る上流域で大規模に生産された土砂の一部が、その後も継続して流出したことが影響したものと推察される。

このような浮遊土砂流出量の経年変化は、出水規模（最大流量）によって大きく影響を受けるため、大規模土砂生産後に継続する土砂流出状況について傾向を見いだすことは難しい。むしろ、平水時や小規模出水時の浮遊土砂濃度を比較する必要がある。そこで、濁度計で連続観測された SS 濃度と流量との関係について、経年変化を調べた（図-8）。鶴川では 2016 年に 10,000 mg/l 程度の高い SS 濃度が見られるが、流量 100 m³/s 未満ではそれ以前と同じ範囲に分布しており、全体として年ごとに明確な違いは見られなかった。一方、沙流川では流量に対する SS 濃度の傾きが鶴川に比べて大きく、年による違いも明瞭であった（図-8）。2016 年の SS 濃度は、流量 100 m³/s 未満のときにそれまでの年に比べて高い範囲に分布し、2017 年はさらに高い範囲に分布していることが見て取れる（図-8）。これらのことから、沙流川では 2016 年 8 月豪雨以降、2017 年も継続して高濃度の濁水が流出したものと考えられる。これらの浮遊土砂が大規模土砂生産が生じた上流域からどの程度寄与しているかは現時点では不明であるが、今後、トレーサを用いた土砂生産源推定法¹⁸⁾等により解明されることが期待される。

3. まとめ

本報告では、濁度計による連続的な濁度データを用いて、2016年8月豪雨による鶴川及び沙流川水系からの浮遊土砂（SS）流出量を再評価した。また、2012年～2017年のSS流出量の経年変化から、沙流川水系では2016年8月豪雨による影響が2017年のSS濃度に反映されていることが示された。2016年8月豪雨では大規模な土砂生産は主に沙流川及び支川の最上流部に集中しており、土砂流出が今後も継続する可能性がある。

沙流川や鶴川のような広大な流域では、土砂生産源だけでなく降雨の分布も一様でないため、流域末端から流出する土砂の供給源も、必ずしも一様ではない。流砂系の総合的な土砂管理においては、流域土砂動態の解明には観測による流出土砂量の評価はもとより、動的に変化する土砂供給源の定量的な把握が重要となる。今後も出水時の合同水質調査や高濃度濁度計による濁度観測を連携して継続するとともに、トレーサ手法等を用いた土砂供給源の定量評価が必要である。

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、386 p、2014

- 2) 佐藤慎司、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、pp. 571-575、2004
- 3) 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 12(7)、pp. 34-39、1970
- 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、pp. 553-558、2008
- 5) 内田太郎、丹羽諭、蒲原潤一：大規模土砂生産後の土砂流出、土木技術資料 56(10)、pp.24-27、2014
- 6) 後藤宏二、内田太郎：大規模土砂生産後の流砂系土砂管理のあり方に関する研究、建設マネジメント技術、2012 年 7 月号、pp.49-53、2012
- 7) 村上泰啓、中津川誠：斜面崩壊・土砂生産・流木発生、土木学会水工学委員会(編)、平成 15 年台風 10 号北海道豪雨災害調査団報告書、土木学会、東京、pp. 46-56、2004
- 8) 土木学会水工学委員会「2016 年 8 月北海道豪雨災害調査団」：2016 年 8 月北海道豪雨災害調査団報告書、土木学会、東京、141 p、2017
- 9) 小山内信智、ほか 23 名：平成 28 年台風 10 号豪雨により北海道十勝地方で発生した土砂流出、砂防学会誌 69 (6)、pp.80-91、2017
- 10) 倉橋稔幸、伊東佳彦、日外勝仁、角田富士夫、山崎秀策：2016 年 8～9 月の北海道における豪雨災害に関する報告 2 道路の被害(斜面、法面)について、寒地土木技術研究 769、pp.48-57、2017
- 11) 早川智也、村上泰啓、水垣滋、渡辺浩司：平成 28 年 8 月台風 10 号に伴う沙流川上流の土砂動態特性について、第 9 回土砂災害に関するシンポジウム論文集 9、pp.185-190、2018
- 12) 水垣滋、吉川契太郎、旭峰雄：鶴川・沙流川流域における融雪期の土砂・物質流出特性、第 56 回(平成 24 年度)北海道開発技術研究発表会、KK-19、2013
- 13) 水垣滋、吉川契太郎、佐々木晋：鶴川、沙流川流域における土砂、栄養塩収支、第 57 回(平成 25 年度)北海道開発技術研究発表会、KK-36、2014
- 14) 水垣滋、田上信樹、佐々木晋：鶴川・沙流川流域における土砂・栄養塩流出の季節変化、第 58 回(平成 26 年度)北海道開発技術研究発表会、KK-23、2015

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

- 15) 水垣滋、捧雅章、小田島大祐：濁度計を用いた浮遊土砂・栄養塩の連続観測、第 60 回（平成 28 年度）北海道開発技術研究発表会論文集、KK-12、2017
- 16) 水垣滋、捧雅章、小田島大祐：鶴川・沙流川水系における 2016 年 8 月豪雨による浮遊土砂流出量、第 61 回（平成 29 年度）北海道開発技術研究発表会論文集、防 37(治)、2018
- 17) 蒲原潤一、内田太郎、林信一郎、矢部浩規、渡邊和好、水垣滋：山地河道の流砂水文観測における濁度計観測実施マニュアル(案)、国土技術政策総合研究所資料 No.792、土木研究所資料、第 4284 号、39 p.、2014
- 18) 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* 5, pp.60-69, 2012

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、中西哲、竹内大輝

中村圭吾、宮川幸雄、小野田幸生、末吉正尚

小川文章、平山孝浩、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。平成30年度は、計画洪水での流入土砂量を可能な限り下流に供給することを目標に土砂バイパスのみと土砂バイパスに吸引工法（洪水ピーク前まで運用、洪水後期まで運用）を組み合わせた計3ケースについて供給総量と下流河床の変動の関係を比較検討した。吸引工法（洪水後期まで運用）との組合せが目標と同等の供給が可能となり、吸引工法（洪水ピーク前まで運用）との組合せが目標と同等の河床変動量となった。このことから土砂バイパスのみで目標に達しない場合は技術の組合せで供給量や河床変動量を目標に近づけることが可能となることを示した。さらに、土砂供給に伴う河床粒度変化を容易に把握するため、UAVとAIを活用した河床粒度推定手法を検討した。現地粒度分調査の代表粒径を良好に再現可能であったことから河床の物理環境データとして動植物への環境評価に活用や河床変動予測計算の初期データや計算結果との比較に活用できることが期待される。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30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、潜水目視による高コストな観測が必要な露出高を、汎用性の高い粒径加積曲線から簡易的に推定するモデルを開発した。さらに、モデルの予測値と観測値を比較し、ピークが概ね一致する等、モデルの精度が確認できた。また、大規模な土砂供給が行われたダム下流を調査した結果、土砂供給後の陸域の標高が供給前と比べて大きく上昇し、植物の在不在に関する選好性に影響を及ぼすと考えられる比高および河床表層の砂・砂利の被度の増大が確認された。三つ目は、土砂供給に伴う河川水質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30年度は、土砂供給時の下流河川水中の化学物質濃度および形態別存在比率の的確な把握を目的として、パッシブサンプリング手法の適用可能性を検討した。金属類6種（Al、Mn、Fe、Ni、Zn、Pb）を対象に、底質試料を使用して実験室内で模擬的に作成した濁水に対しDiffusive Gradient Thin Films（DGT）法を用いたパッシブサンプラーを使用し、浸漬時間中の平均的濃度を算出した。その結果、スポット採取測定で得られた濃度との間に良好な相関が得られた。土砂供給イベント時のようにグラブサンプリング手法の適用に困難が予想される場合、本手法を用いて水質データを獲得し、環境中濃度を予測することで、より現場に即した生態リスク評価に繋がることを期待される。

キーワード：土砂動態、河床変動、河床変動計算、露出高、河床粒径分布、比高、生態リスク評価、金属類、形態別存在比率、パッシブサンプリング

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組の推進（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および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、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。

また現在、ダムの堆砂対策や下流河川の環境を回復することを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

ダム下流河道への土砂供給を考えた場合、洪水時に近い土砂供給が理想と考え、一方、ダムでは洪水調節を実施するため、流入量＝放流量にはならないため、洪水調節後の放流量に応じた土砂供給のタイミングや供給量が、洪水時に近い土砂供給手法を選定することが重要と考える。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、本検討では、下記に示す供給土砂手法について検討した。

2.1 各供給土砂手法による供給土砂量の設定

洪水時に近い土砂供給手法として、以下の3ケースについて検討した。

- ①土砂バイパス（※単独）
- ②土砂バイパス＋土砂吸引（※土砂吸引はピーク流入量まで運用）
- ③土砂バイパス＋土砂吸引（※土砂吸引は概ねダム無しの供給土砂量に相当するまで運用）

各ケースの供給土砂量を表-1に、洪水波形と各設備の放流量を図-1に示す。

なお、ウォッシュロードについては、放流量に応じた供給土砂量となるため、土砂吸引による排出効率も悪いことが想定されることから、各土砂供給手法とも同じとした。また、浮遊砂については、土砂バイパスによる排出効率が掃流砂と比較して悪い（分派堰を通過するため）、土砂吸引により供給土砂量を増加させることとした。最後に、掃流砂については、土砂バイパスによる排出効率が良いため、土砂吸引により供給土砂量を微増させることとした。土砂バイパスの土砂供給量は、既往成果による土砂バイパス運用後の土砂収支図より、貯砂ダム有りのバイパス土砂量に、貯砂ダム上流の堆積土砂をバイパス土砂量とバイパス後土砂量の分担割合でバイパス土砂量分を加味して算定した。このほか、土木研究所の水理模型実験より、計画

表-1 各ケースの供給土砂量 (単位:千m³)

		ウォッシュロード	浮遊砂	掃流砂	合計	備考
土砂バイパス	ケース①	302	159	350	811	
土砂バイパス +土砂吸引	ケース②	302	214	357	873	土砂吸引はピーク流入量まで運用
	ケース③	302	301	372	975	土砂吸引は概ね流入土砂量 (※浮遊砂+掃流砂)になるまで運用

表-2 吸引工法の土砂供給条件

土砂吸引施設	諸元
吸引管径	500mm
管内流速	6m/s
吸引量 (水+土砂)	1.18m ³ /s (1基当たり)
	23.56m ³ /s (20基当たり)
管内体積土砂濃度	10%

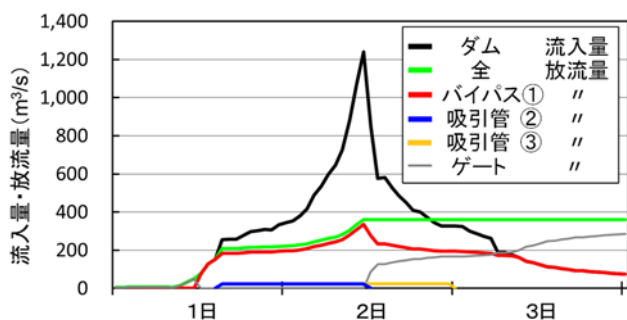


図-1 洪水波形と各設備の放流量

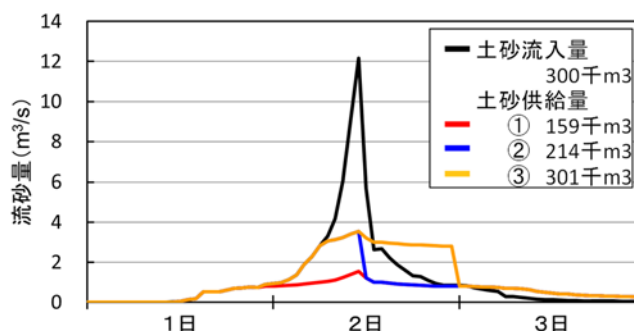


図-2 運用別供給土砂量の時間変化 (浮遊砂)

波形に対するバイパス流入土砂量と流入土砂量との関係が検討されているが、水理模型実験では、分派堰上流にある貯砂ダムが有る条件で実施しているため、細粒分・粗粒分ともにピーク流量前は、ピーク流量後と比較してバイパスへの土砂の流入が少ない傾向が見られた。本検討では、土砂供給手法の効果を確かめることが目的であることから、貯砂ダムが無い状況を想定し、ピーク流量前もピーク流量後と同様に、バイパス流量に応じた土砂量が流入するものと想定した。具体的には、水理模型実験で得られたバイパスへの流入土砂量が、近似式： $Q_s = \alpha Q^{\beta}$ で表されるものとし、細粒分はピーク前後とも $\beta=1.2$ (ピーク流量後の再現結果)、粗粒分は $\beta=1$ (ピーク流量後の再現結果)を採用した。ただし、ピーク流量前は、洪水時の流入土砂量を上限値とした (流入土砂量以上は供給できないものとした)。

表-3 土砂吸引の対象土砂

輸送形態	分類	粒径 No.	粒径区分	代表粒径 (mm)
ウォッシュロード	粘土	1	~ 0.007	0.005
		2	0.007 ~ 0.015	0.010
	シルト	3	0.015 ~ 0.034	0.023
		4	0.034 ~ 0.075	0.051
	砂	5	0.075 ~ 0.106	0.089
		6	0.106 ~ 0.25	0.163
浮遊砂	砂	7	0.25 ~ 0.425	0.326
		8	0.425 ~ 0.85	0.601
		9	0.85 ~ 2	1.304
		10	2 ~ 4.75	3.082
掃流砂	礫	11	4.75 ~ 9.5	6.718
		12	9.5 ~ 19	13.435
		13	19 ~ 37.5	26.693
		14	37.5 ~ 75	53.033
	石	15	75 ~ 100	86.603
		16	100 ~ 150	122.475
		17	150 ~ 200	173.205
		18	200 ~ 300	244.949
		19	300 ~ 400	346.410

土砂吸引施設の設備能力は、土木研究所で得られている実験等の知見を参考に表-2のとおりとした。なお、本検討では、20基の設置を想定し、土砂吸引の運用時間は、土砂バイパスで洪水調節を実施する時間 (※全量バイパスする時間は除く) のうち、①ピーク流入量までの21時間 (ケース②)、②概ね流入土砂量 (浮遊砂+掃流砂) が供給可能な時間33時間 (ケース③) の2ケースを想定した。土砂吸引の対象土砂は、表-3に示すとおりであり、粘着性があり、排出効率の悪いウォッシュロードを除く、主に浮遊砂 (砂) を対象とした。図-2に各ケースの供給土砂量の時間変化 (浮遊砂) を示す。

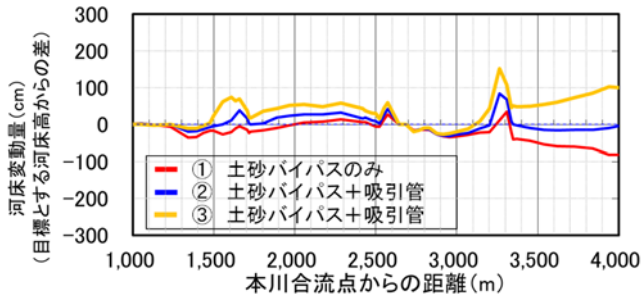


図-3 10日後の河床変動量

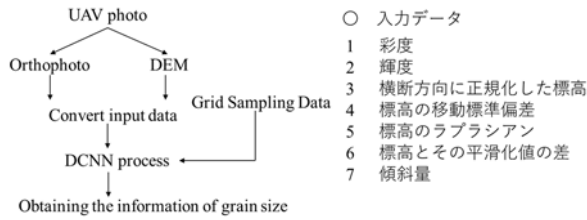


図-4 解析フロー

2.2 各土砂供給手法による土砂動態

各土砂供給手法における土砂収支をウォッシュロードは、流入土砂のうち2~3%が河道内に堆積しているが、概ね土砂供給手法によらず、最下流まで流下し、河道内には堆積しない傾向にある。また、各土砂供給手法の堆積土砂量は、洪水時と比較して55~75%程度と少ない傾向にあるが、ダムで洪水調節を実施していることから、流入量に応じた土砂供給はできないためと考える。浮遊砂は、流入土砂のうち47~59%が河道内に堆積しており、各土砂供給手法とも概ね流入土砂量の約半分が堆積する傾向にある。各土砂供給手法の堆積土砂量は、洪水時と比較して、土砂バイパス単独では55%、土砂バイパスと組み合わせ土砂吸引をピーク流入量まで運用するケースでは87%、土砂吸引をピーク流入量以降も運用するケースで131%程度と、各手法で大きく異なり、土砂バイパスと組み合わせ土砂吸引をピーク流入量まで運用するケースでは、概ね洪水時と近い結果となった。このことから、土砂吸引の運用期間に留意し、土砂バイパスと土砂吸引とを適切に組み合わせることで、洪水時に近い土砂供給が可能であると考えられる。掃流砂は、流入土砂のうち99%が河道内に堆積しており、土砂供給手法によらず、河道内に概ね全量堆積する傾向にある。各土砂供給手法の堆積土砂量は、洪水時と比較して90~96%程度であり、ほぼ同様な土砂供給が行われている。また、洪水後の河床変動量を図-3に示す。以上から土砂バイパスのみで目標に達しない場合は、技術の組合せで供給量や河床変動量を目標に近づけることが可能となることを示した。

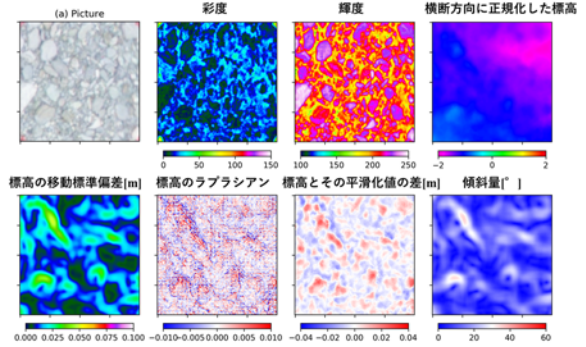


図-5 ニューラルネットワーク (CNN) 入力特徴量

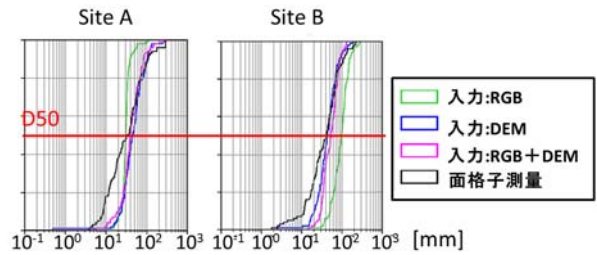


図-6 定点における粒径分布の比較

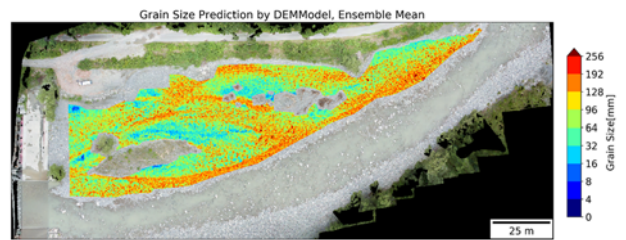


図-7 河床材料粒径の平面分布推定値

2.3 土砂供給時の河床粒度推定手法

今後、総合土砂管理計画に必要なモニタリングの省力化・高度化技術に関し、近年研究が進められているリモートセンシング技術を用いた河床材料推定技術^{4), 5), 6), 7)}の活用について検討した。現在は、目標とする土砂供給時の効果については、現状、面格子法等が使われており、かなりの労力が必要である。このため、UAVによる写真測量技術を用いた簡便な推定手法について図-4に示す手順で検討した。UAV写真測量結果(色彩、標高の点群データ)を図-5に示す入力値を用いてニューラルネットワーク(CNN)によって、現地河床材料調査(面格子法)と比較した。図-6に定点における粒度分布の比較を示す。この結果、現地粒度分調査の代表粒径を良好に再現可能であった。図-7に示すとおり教師データを用いることで、容易に面的に拡張することが可能であった。これにより、河床の物理環境データとして動植物への環境評価に活用や河床変動予測計算の初期データや計算結果との比較に活用できることが期待される。

3. 土砂供給による河川環境のレスポンス

3.1 河床粒径分布から石礫の露出高を簡易的に予測する手法の開発と精度の検証

3.1.1 はじめに

ダム湖への土砂の堆積は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させ、下流の河床材料が細粒土砂の流出とともに粗粒化する等、ダム下流環境にも影響を及ぼす⁸⁾。そのための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ている。しかし、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粒径組成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^{9)、10)}。生物の応答が予測可能となれば、生物への影響を緩和する土砂供給方法の検討に寄与できるため、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、水産有用魚であるアユについて、石礫の露出高(砂面から石礫の天端までの高さ、図-8)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¹¹⁾。さらに、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ることが報告されている¹¹⁾。上記の石礫の露出高は、粗い粒径の石礫で構成された河床に細粒土砂を供給した場合、供給量の増大とともに石礫間の砂面の高さが上昇することで減少する¹²⁾。このため、露出高は、ダム下流の現場において、土砂供給による河床環境への効果を定量的に捉えることのできる指標の一つとなりうる^{13)、14)}。以上の知見は、近年公表された「総合土砂管理計画策定の手引きver1.0」の中で、アユなどの水生生物の生息に適した礫床環境の保全の観点から、目標通過土砂量の設定に関する参考事例にも挙げられている¹⁵⁾。

しかし、露出高を現場で測定する場合、水深の浅い箇所を除いて、潜水目視が必要となる。潜水目視は長時間を要



図-8 石礫の露出高の定義

する高コストの観測方法であり、広範囲にわたって個々の石礫の露出高を測定する作業は膨大なため、実践的な手法とはいえない。そこで本研究では、露出高をより広域的に捉えること、およびモニタリングの低コスト化を目的として、現場で測定しやすく、過去のデータの蓄積も多い河床粒径分布のデータから露出高を簡易的に予測する手法(モデル)を開発する。さらに、開発したモデルの精度の確認を目的として、現場の露出高の観測値とモデルで予測した値(モデル値)と比較した結果を報告する。本研究の内容の詳細、すなわち、モデルの仕組みおよびモデルの現状の精度および適用範囲については、宮川らの論文を参照されたい^{13)、16)}。

3.1.2 露出高の簡易予測手法の開発

本項では、開発した石礫の露出高を簡易的に予測する手法の仕組みについて説明する。本項は、宮川らの論文¹³⁾を再構成・簡略化して報告したものである。

本手法では、現場の河床材料の粒径および中心点の位置が一樣でないことから生じる河床の凹凸、すなわち露出高の分布を正規分布と仮定し、河床表層における石礫の鉛直方向の配置を確率密度関数を用いて設定した。一方、現場の石礫の状態について、モデルの簡略化を目的に2つの仮定を設定した。ひとつは、現場では多様な形状を有する石礫を一律の扁平率を有する楕円体と仮定し、この扁平率を0.5に設定した¹⁷⁾。もうひとつは、現場の石礫の長軸と河床地盤との間の傾斜角は様々で覆瓦構造をなしているが¹⁸⁾、本研究ではこの傾斜角を一律 0° (石礫の長軸が概ね河床面と平行)と仮定した。これらの設定のもと、本項では段階的に、(1)単一粒径の河床を想定した露出高の予測手法、および(2)混合粒径の河床を想定した露出高の予測手法を説明する。

単一粒径下において河床表層に並ぶ石礫を横断的に見たとき、河床表層に並ぶ石礫の中心点の標高 z (m) は、 z の平均値 z_a (m) を中心に正規分布していると仮定すると(図-9)¹⁹⁾、河床表層に露出する石礫の中心点の標高が z

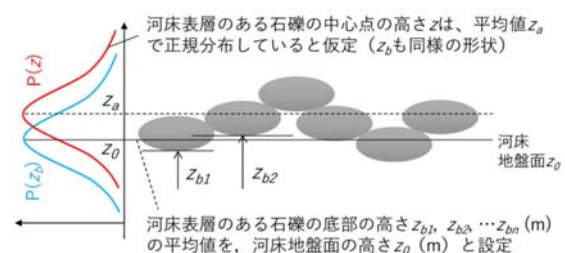


図-9 河床表層の石礫の分布の設定
(村上ら、1992¹⁹⁾の図をもとに作成)

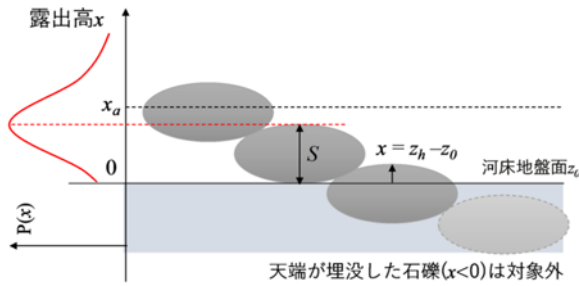


図-10 河床表層の石礫の露出高の分布状況

(m) である確率 $P(z)$ は、確率密度関数の式を用いて次の式で表される (式(1))。

$$P(z) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z - z_a}{\sigma}\right)^2\right) \quad (1)$$

ここで、 σ は標準偏差を表し、本研究では粒径の0.3倍で設定した²⁰⁾。また、石礫底部より下の部分の構造は表面に露出していないことから考慮しないものとした。

また、石礫の露出高 x (m、 >0) は、石礫の天端の標高 z_h (m) と河床地盤の標高 z_0 (m) との差 (式(2)、図-10) となる。河床地盤の標高 z_0 は、河床表層の石礫の底部の標高 z_b (m) の平均値とすると式(1)と同じ確率密度関数で表される (式(3))。すると、ある石礫の厚さを S (m) とした場合 (式(4))、式(3)は z_b と z_0 を消去し、露出高 x を変数とした式(5)に変換される。最後に、露出高の平均値 x_a は、 x と露出高が x である確率 $P(x)$ (式(5)) との積を $x > 0$ の範囲

$$x = z_h - z_0 \quad (2)$$

$$P(z_b) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{z_b - z_0}{\sigma}\right)^2\right) \quad (3)$$

$$S = z_h - z_b \quad (4)$$

$$P(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x - S}{\sigma}\right)^2\right) \quad (5)$$

$$x_a = \int_0^{\infty} x \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x - S}{\sigma}\right)^2\right) dx \quad (6)$$

で積分することで推定可能である (式(6))

そして、混合粒径の河床においては、その組成を引用事例の多いWentworthの粒径区分に基づき²¹⁾、巨石 (256 mm以上)、石 (64 mm以上~256 mm未満)、および礫 (16 mm以上~64 mm未満) の3つに分類し、それぞれの河床表層中の存在割合で表した。このときの巨石、石、礫の存在割合 $F(i)$ をそれぞれ $F(1)$ 、 $F(2)$ 、 $F(3)$ とし、粒径が礫未満の砂・砂

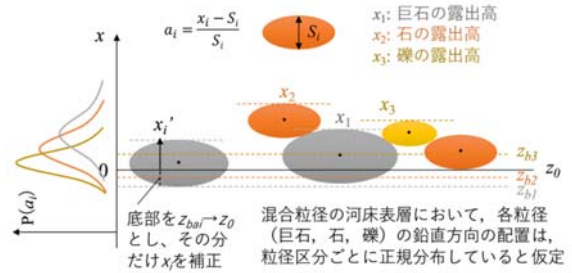


図-11 混合粒径の河床表層における巨石、石、礫の露出高の分布の設定



図-12 石礫の露出高の観測地点
(矢作第二ダム下流、土砂供給地点の上下流、A地点：上流側、B地点：下流側)

利 (16 mm未満) の存在割合は $F(4)$ として本研究では石礫の露出高の観測対象から除外した。そして、各粒径の石礫は混合粒径下において粒径区分ごとに正規分布していると仮定し²⁰⁾ (図-11)、粒径区分 i ごとに露出高が x_i である確率 $P(x_i)$ および露出高の平均値 $x_{a,i}$ を算出し、最後にそれらを存在割合 $F(i)$ で重みづけをして足し合わせることで、混合粒径下における露出高 X の分布 $P(X)$ および平均値 X_a を予測した (式(7)、(8))。

$$P(x) = \sum_{i=1}^3 \frac{F(i)}{F(1) + F(2) + F(3)} \frac{1}{\sigma_i\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x_i - S_i}{\sigma_i}\right)^2\right) \quad (7)$$

$$X_a = \sum_{i=1}^3 \frac{F(i)}{F(1) + F(2) + F(3)} \int_0^{\infty} x_i \frac{1}{\sigma_i\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x_i - S_i}{\sigma_i}\right)^2\right) dx_i \quad (8)$$

3.1.3 簡易予測手法の精度の検証

前項で構築したモデルの精度を検証するため、現場の観測値との比較を行った。対象地点として、矢作川 (岐阜県恵那市、愛知県豊田市) の矢作第二ダム下流 (A) の2箇所を選定した (図-12)。観測は2016年度に実施した。

はじめに、潜水目視によって、それぞれ約40個の石礫の露出高を観測した。次に、前項のモデルを用いて露出高の予測値を算出した。具体的には、各粒径区分の存在割合 $F(i)$ を露出高と概ね同じ時期の水域における中部地方整備局豊橋河川事務所によるコドラート調査をもとに設定

表-4 矢作第二ダム下流、土砂供給地点周辺における河床粒径分布および露出高の平均値のモデル値と観測値

	A	B
各粒径区分の存在割合F(i)		
巨石 (i=1)	0.35	0.35
石 (i=2)	0.35	0.50
礫 (i=3)	0.15	0.05
砂・砂利 (i=4)	0.15	0.10
露出高の平均値 (mm)		
モデル値	80.3	82.1
観測値	78.2	93.1

した(表-4)。次に、礫、石、および巨石の代表粒径を、それぞれ40、160、280 mmとした。すると、石礫の扁平率を0.5に設定していることから、礫、石、および巨石の厚さの代表値 S_i は、それぞれ20、80、140 mmとなる。最後に、式(7)、(8)から各地点の露出高の平均値 X_a と分布状況 $P(X)$ を算出した。そして、各地点における露出高のモデルによる予測値を離散値である観測値と比較するため、両者のヒストグラムを25 mmずつの階級で作成した。

この結果、A、B地点の露出高の平均値は、モデル値がそれぞれ80.3、82.1 mmとなり、観測値(78.2、93.1 mm)に近い値となった(表-4)。さらに、各地点の確率密度関数 $P(X)$ の結果を示す(図-13)。この $P(X)$ をもとに作成した露出高のモデル値のヒストグラムを観測値と比較した結果、A地点における25~50 mmの区分で大きくズレが生じたものの、モデル値の分布形状は観測値に近いものとなった(図-14)。ただし、正規分布によらない形状、例えばB地点のような二峰性(0~100 mm および150~175 mm)の形状となる場合は再現が不十分となることも示唆される。

以上から、本モデルは露出高の平均値および分布を一定の精度で予測できることが示されたといえる。しかし、本研究における精度検証は、現状一水系の2箇所にとどまるため、ダム下流の河床における適用性について議論するためには、今後より多くの現場で露出高の分布状況を確認する必要があるといえる。このとき、現場で観測される露出高が一般的に正規分布に近い形状を持つのか、またはそれ以外の形状を持つ(二峰性等)のかについても確認が必要といえる。

3.2 大規模な土砂供給後における陸域の物理環境の変化に関する報告

3.2.1 調査目的

ダムからの供給土砂は、洪水時に下流に流下し、その一部が河床に堆積する²²⁾。このとき、平水時に陸域である領域にも冠水して土砂が供給されることから、土砂供給の影

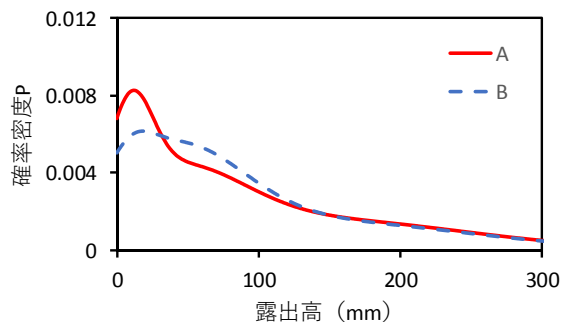


図-13 矢作第二ダム下流の各調査地点における石礫の露出高 x の確率密度関数 $P(x)$

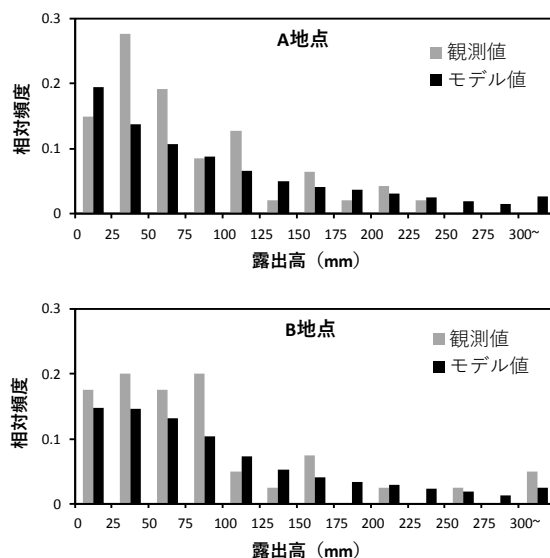


図-14 矢作第二ダム下流、土砂供給地点周辺における石礫の露出高の観測値とモデル値のヒストグラム(300 mm以上の値は300より右にまとめて示した)

響は陸域の環境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、既往では植物群落の変化が多く挙げられているが、河川の中流域を対象としたものが多く²⁴⁾、上流域に多いダム下流を対象とした研究はほとんどない。一方、小渋ダム下流の陸域における調査から特定の比高を選好する植物種が複数確認されており¹⁾、供給土砂の堆積により比高が変化し、ダム下流の植物群落に影響を及ぼす可能性が示唆される。

そこで、2016年度より排砂バイパストンネルが開通し、トンネルからの土砂供給が開始された小渋ダム下流(長野県、天竜川水系、小渋川、図-15)を対象に、ケーススタディーとして、ダムからの供給土砂の堆積が陸域の環境に及ぼす影響予測とその評価に関する研究に取り組んでいる。2018年度は、小渋ダムにて大規模な土砂供給が実施されたことから、土砂供給による陸域地形の変化について、主に比高に着目し、これまでの経過をとりまとめ報告する。

3.2.2 方法

ダムからの土砂供給の影響を最も強く受けると考えられる小渋ダム堤体直下の地点（ダム堤体から1 km下流）を対象に、直線部と屈曲部の状況から、4本の横断測線を設定し、その横断上の物理データを収集した（図-15）。

はじめに、供給土砂による比高の変化の把握を目的として、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間隔で観測した。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、2018年の6、12月の計6回である。バイパストンネルからの排砂は2016年10月、2017年7、10～11月、2018年7、10～11月の計5回行われている。このときの流下土砂量は、前4回は1回の放流ごとに10,000～20,000 m³程度（小渋ダムの年間堆積砂量（約245,000 m³）の約4～8%に相当）と推定されている一方、最後の放流ではそれらの10倍以上となる200,000 m³程度と推定されている（年間堆積砂量の約40～80%に相当）。このため、2016年8月、2017年6月、2018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、2018年12月のデータは土砂供給後とした。

次に、供給土砂の堆積による河床表層の変化の把握を目的として、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、その中の河床の被度を観測した。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。そして、Wentworthの粒径区分に基づき²¹⁾、コドラート内の巨石（～256 mm以上）、石（64 mm以上、256 mm未満）、礫（16 mm以上64 mm未満）、砂利（2 mm以上16 mm未満）、砂（2 mm未満）の被度（%）を目視にて観測した。観測時期は2016年8月、2018年6月（土砂供給前）、および2016年11月、2018年12月（土砂供給後）である。

最後に、これらの横断上のデータから、土砂供給前後の陸域の標高（比高）および被度の変化を比較した。このうち、被度の変化については、小渋ダム貯水池に堆積している土砂の粒径は主に砂利および砂に区分されることから、砂利と砂の被度で比較した。

3.2.3 結果および考察

小渋ダム堤体から1 km下流において、2016～2018年度の計6回にわたり標高を観測した結果、2018年6月から12月の期間で3測線とも陸域の標高が0.2～1.0 m程度まで大きく上昇した（図-16）。また、2018年6月から12月の期間で水際部が数メートルの規模で移動していたことが確認された（図-16、黒点線から赤点線の位置に変化）。2016～2018

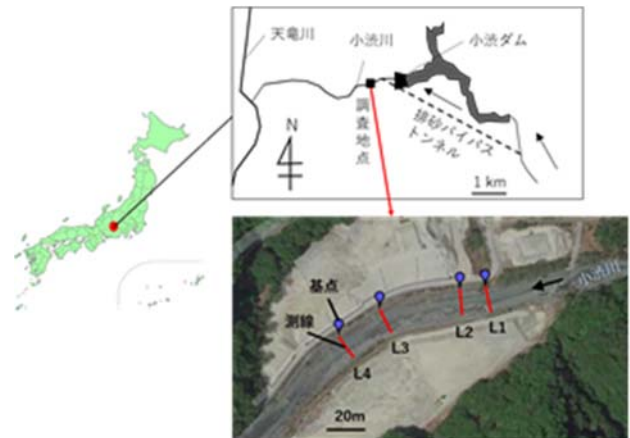


図-15 2017年度の小渋ダム下流における陸域の調査・分析地点

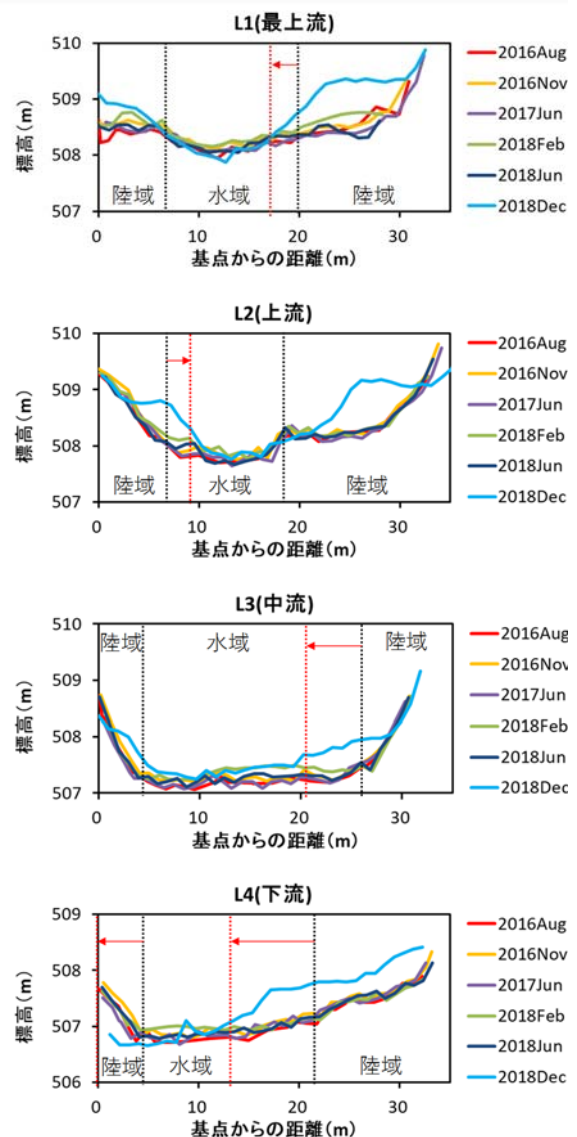


図-16 小渋ダム堤体より1km下流における2016～2018年度の横断測線上の標高の変化

（黒い点線部は水際部を表す。赤い点線部と矢印は2018年度の大規模土砂供給後に変化した水際部を表す。）

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

年度で平水時の水位はほとんど変化していないことから、この地点において2016年6月から陸域の比高が平均0.4 m程度上昇していることが示唆される。既往研究では、この地点で比高に対する植物種の選好性が異なり、比高が約0.4 m高くなるごとに、選好性の高い植物種がフジ、ススキ、カワラヨモギと変化することが事例的に報告されている¹¹⁾。このため、2018年度の大規模な土砂供給により12月の調査の時点では植物種がほとんど確認されなかったものの、今後生育する植物種が土砂供給前とは異なる可能性があるといえる。今後も同じ地点において、生育する植物種の観測を継続する予定である。

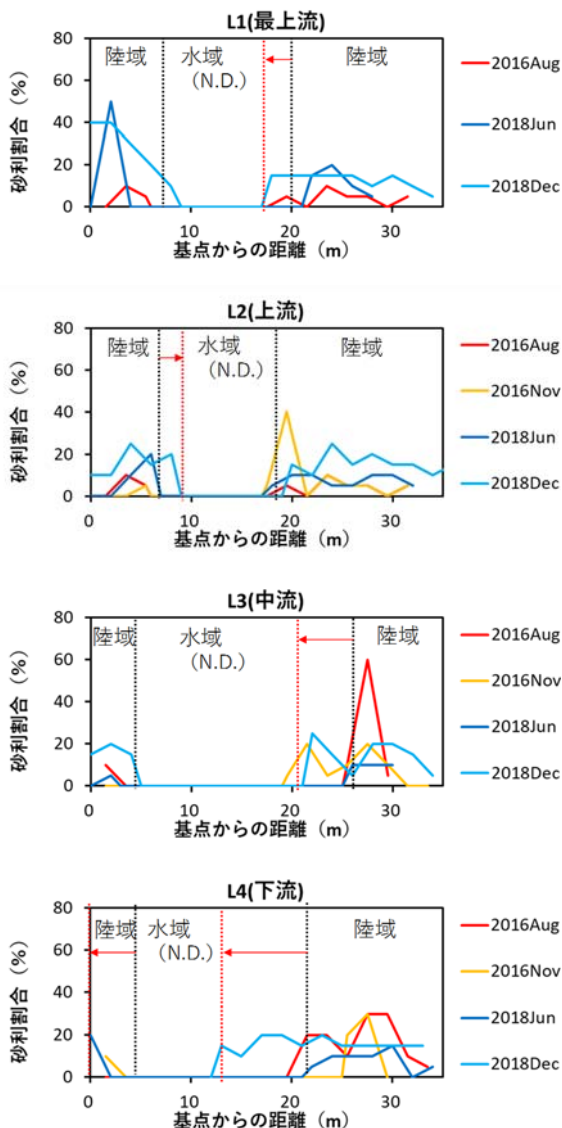


図-17 小渋ダム堤体より1km下流における2016～2018年度の横断測線上の砂利被度の変化
(黒い点線部は水際部を表す。赤い点線部と矢印は2018年度の大規模土砂供給後に変化した水際部を表す。L1の2016NOVはデータなし。)

一方、同地点の砂利の被度を観測した結果、2016、2018年度とも、L3を除く測線において、土砂供給後の方が供給前よりも砂利の被度が平均10%程度増大する傾向であった(図-17)。特に2018年度ではほとんどの観測地点で土砂供給後に砂利の被度が供給前よりも増大した。この傾向は、水際に近い地点ほど顕著であり、標高が増大した地点と概ね一致することから、供給土砂の堆積により標高の増大および河床の細粒化が生じたと推定される。また、砂の被度についても、L4を除く測線において、砂利と同様、平均的に増大するものの、水際よりも5～10 m程度離れた箇所でも増大が見られる傾向であった。

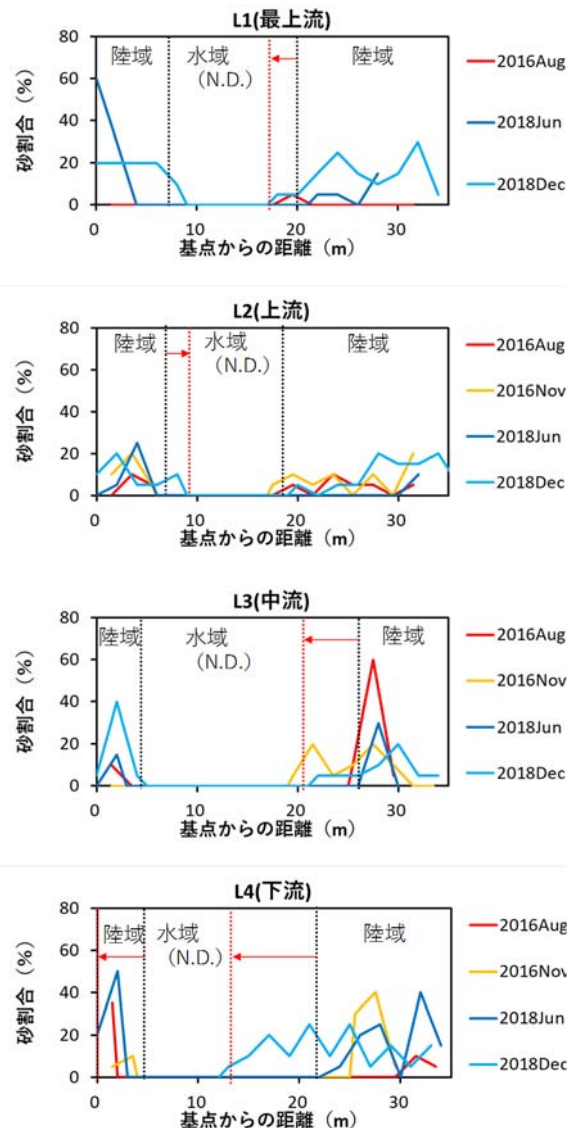


図-18 小渋ダム堤体より1km下流における2016～2018年度の横断測線上の砂被度の変化
(黒い点線部は水際部を表す。赤い点線部と矢印は2018年度の大規模土砂供給後に変化した水際部を表す。L1の2016NOVはデータなし。)

これらの陸域での変化と比べ、水域では標高の変化が少なかった。さらに、図-16～18の測線上における水域の砂および砂利の被度は観測していないものの、大規模土砂供給があった2018年度において、別の測線における水域の砂利と砂の被度の和を今回の陸域のものと比較した結果、陸域では土砂供給後に供給前と比べて10%程度上昇したのに対し、水域では逆に10%程度減少する結果となった(図-19)。この理由として、水域では例年よりも高流速の洪水により、それまでに河床に堆積していたものも含め土砂が下流に掃流されたためと考えられる。

以上より、小渋ダムでは排砂バイパスからの供給土砂が河床に堆積し、標高の増大(およびそれに付随する比高の増大)および河床表層の細粒化が促進されること、大規模な土砂供給ではそれが顕著であることが確認された。このうち、比高については、選好する植物種の変化を促す可能性もあり、特にこの地域における希少種の選好性に関して、比高との関係を今後解明する必要があると考えられる。

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²⁵⁾。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、投入された土砂が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、土砂供給が下流河川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水質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。

本研究で検討している土砂供給時における実環境を考慮した化学物質による環境リスクの評価フローを図-20に示す。過年度は、まず、マンガン、亜鉛、鉛、ヒ素の4種

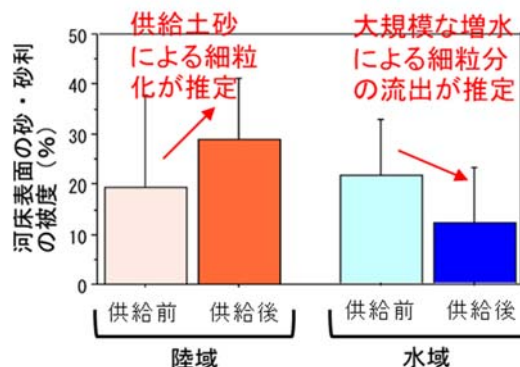


図-19 小渋ダム下流の2018年度の土砂供給前後における砂・砂利 (< 16mm) の被度の和について、陸域および水域で平均値を調査した結果

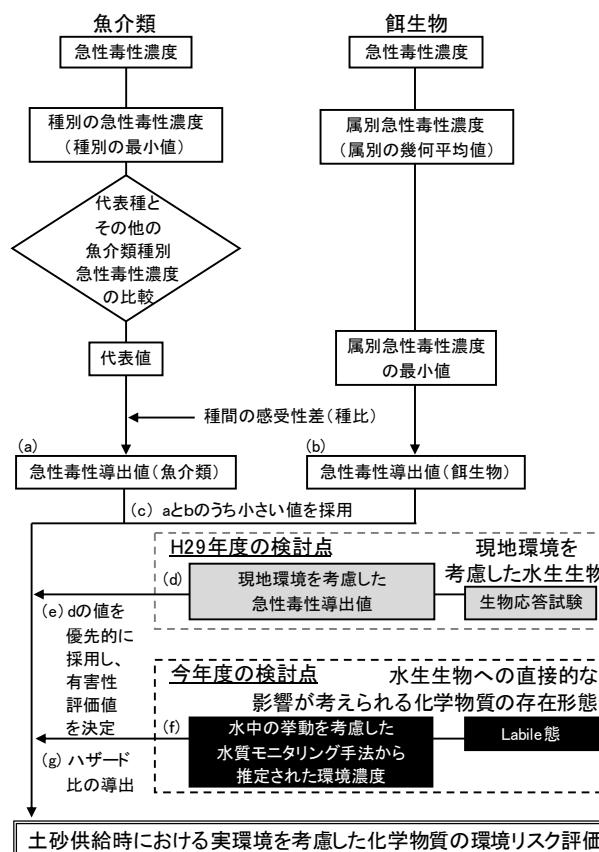


図-20 土砂供給時における実環境を考慮した化学物質による環境リスクの評価フローと今年度の検討点

の金属類を対象として、ダム貯水池の底質を用いた溶出試験を実施して土砂供給時の河川水中濃度を推定し、その結果を既報の有害性の文献情報から導出した有害性評価値で除してハザード比を求め、生物影響の可能性を判定した¹¹⁾。次に、文献情報を用いた有害性評価では評価対象地の土砂供給に伴う生態影響を適切に評価できないケースを

想定し、現地の環境を考慮した有害性評価値の導出フローを検討・構築して、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¹¹⁾ (図-20のH29年度の検討点を参照)。

今年度は、土砂が供給される下流河川水中の化学物質の濃度をよりの確に推定するために、水中の挙動を考慮した水質モニタリング技術の構築を目的として検討を進めた。金属類が存在形態により生物に及ぼす影響が異なる点²⁶⁾を踏まえ、水生生物が利用可能と考えられる形態、すなわち、水生生物に直接影響を及ぼすとされる形態 (以下、Labile態) の濃度把握を試みた (図-20の今年度の検討点を参照)。

4.2 方法

4.2.1 パッシブサンプリング手法について

過年度の研究では、土砂供給時における金属類の予測環境濃度は、事前に採取した現場のダム貯水池の底質を用いて室内溶出試験を実施し、そのデータをもとに土砂から河川水への溶出率を推計した後に、算定しておいた河川流量と土砂濃度を外挿して推定した。しかしながら、出水を伴う土砂供給イベント時には、水量や土砂量の変動が激しいため、室内試験データ等の外挿をなるべく避け、実際に現場でモニタリングすることで、河川水中の的確な濃度把握を試みる必要があると考えられる。

一方で、水中の化学物質濃度把握の際に一般的に行われる採水 (Grabサンプリング、アクティブサンプリング) は土砂供給イベント時には危険が伴うケースが想定される。さらに、リアルタイムで状況が変化する土砂供給を受けた河川の現場環境を捉えるためには複数回の採水が必要であることを踏まえると、Grabサンプリング手法の適用には限界があると考えられる。

以上の背景から、パッシブサンプリング、すなわち、捕

集剤を充填したサンプラーを水中に一定期間設置し、分析対象物質を吸着させる手法に着目することとした。金属類の形態別分析として実績のあるパッシブサンプリング法には薄膜拡散ゲル (Diffusive Gradients in Thin-films、以下DGT) 法²⁷⁾がある。DGT法は固相抽出法の一つで、充填した樹脂に反応速度論的にLabileな金属を吸着させる方法であり、ゲル層を用いて水中での金属成分の拡散を制御することでフラックスを求め、浸漬時間中の平均的濃度を算出できる²⁸⁾。また、採水や試料の前処理が必要なく、多元素同時分析が可能であるという利点がある。

本研究では上述の手法 (以下、DGT-パッシブサンプリング法) の適用可能性の基礎検討として、底質試料を使用して実験室内で模擬的に作成した濁水を用いて金属類モニタリング実験を行った。

4.2.2 室内実験の方法

使用したDGTサンプラーと実験の様子を図-21に示し、実施した実験の概要を表-5に示す。DGTサンプラーにはDGT Research社のLSNM Loaded DGT device for metals (A) in solution (cations)を用いた。このサンプラーは、孔径0.22 μmのメンブレンフィルター、拡散ゲル層、そして充填剤のChelex-100樹脂層の三層構造となっている。実験は某ダムおよび周辺から入手した3種の土砂 (貯砂ダム底質 (Run1)、ダム上流河川底質 (Run2)、貯水池底質 (Run3)) を用いた。土砂混合水の作成には、実験室で作成した超純水 (Milli-Q水) を用い、土砂投入濃度が37,500 mg/L-wetとなるよう調整した。これは、極端に大きな出水時を想定した調査事例では、SS濃度が高い場合で数千-数万mg/Lであったという報告があり²⁸⁾、DGTユニットの適用可能性を検討するという観点から、SS濃度が極端に高い場合を想定して設定したものである。なお、投入土砂は実際のイベント時を模擬することを考慮して、乾燥操作等を避け、湿润



図-21 使用したDGTサンプラーと実験の様子

表-5 実験の概要

ID	土砂試料種	試験水	土砂投入濃度 (mg-wet)	投入土砂含水率 (%)	攪拌器の回転速度 (rpm)	平均水温 (°C)	実験中のpH	測定元素	測定形態	測定時間 (h)
Run1	貯砂ダム底質			5.5		19.5	6.2-7.5	Al, Mn, Fe, Ni, Zn, Pb	DGT-labile態濃度*	0, 0.5,
Run2	貯水池底質	超純水 8L	37,500	6.9	350	20.1	5.0-7.7		総濃度,	1, 3,
Run3	ダム上流河川底質			18.9		17.3	7.1-8.8		Labile態濃度	6, 24

*この形態は24時間後のみ

状態で試験に供した。各土砂の含水率は貯砂ダム底質で5.5%、ダム上流河川底質で6.9%、貯水池底質で18.9%であり、乾燥重量での投入量は35,437 mg-dry /L、34,912 mg-dry /L、30,423 mg-dry /Lであったため、各々の実験結果の比較が可能な範囲と考えた。実験時の水温は17.3°C (Run3) ~ 20.1°C (Run2) であり、後述のDGT-Labile態濃度算出方法に従い、データ補正に使用した。

測定対象はAl、Mn、Fe、Ni、Zn、Pbの6種金属とし、サンプラーを用いた24時間の平均的なDGT-labile態濃度の算出に加えて、実験開始後の6段階 (0、0.5、1、3、6、24時間後) で採水をして総濃度とLabile態濃度の測定を行うことで、従来のグラブサンプリングにより得られるLabile態濃度とDGT-labile態濃度との比較を行った。なお、実験開始後0時間とは、厳密には攪拌直後という意味である。土砂混合前の水試料中の濃度サンプラーは、マニュアルに記載された方法²⁹⁾に従いコンディショニングをした後に、できる限り流水方向にWindowが向くように図-21の写真中に示されたように取り付けた。

4.2.3 金属類の分析方法

24時間経過時に実験系から取り出されたDGTサンプラーは直ちに分解してゲル層を取り出し、マニュアルに記載された方法²⁹⁾に従って、前処理した。各経過時間で採水した試料は、マイクロエーブ酸分解法で前処理したものを総濃度測定用とした。Labile態測定用試料は、孔径0.45μmのニトロセルロースろ紙 (GEヘルスケア ライフサイエンス社製) でろ過して得られたろ液をキレート樹脂 (MetaSEP CH-1、GLサイエンス社製) に通液し、硝酸で溶出後、ホットプレート分解に供して前処理して測定に供した。全ての前処理済み試料の測定においてICP-MS (X7CCT、Thermo Fisher Scientific) を使用した。Sc、Rh、Biを内部標準として装置導入前に添加し、回収率を算出して、測定値を補正した。回収率 ($n = 45$) はScで95.3%、Rhで82.7%、209Biで81.5%であり良好であった。

4.2.4 DGT-labile態濃度の算出

水中のLabile態金属濃度は、DGT Research社のマニュアルに記載の通り、以下の式(9)~(13)に従って計算された²⁹⁾。詳細について、以下に示す。

移動性イオンのゲル層通過フラックス J はFickの拡散第一則により式(9)に従う。またDGT樹脂は無限にイオン態の金属を吸着可能と考えた場合、水中と樹脂の濃度差は $dC_{DGT-Labile} = C_{DGT-Labile}$ と仮定される。拡散ゲル層とメンブレンフィルターの厚さの合計を Δ_g とおくと式(10)がえられる。

$$J = D \frac{dC_{DGT-Labile}}{dx} \quad (9)$$

$$J = D \frac{C_{DGT-Labile}}{\Delta_g} \quad (10)$$

ここで、

$C_{DGT-Labile}$: 水中のDGT-Labile態濃度 (ng/mL = μg/L)

D : 拡散係数 (cm²/s)

$dC_{DGT-Labile} / dx$: 濃度勾配

Δ_g : 拡散ゲル層の厚さ (0.08 cm) メンブレンフィルターの厚さ (0.014 cm) の合計値 (0.093 cm)

さらに吸着されたイオンの総量はゲル層通過フラックス J の積分値 $\int J d_t d_x$ あるため、DGT樹脂に蓄積された金属量を M (ng) とおくと、 $M = Jat$ となりゲル層通過フラックス J は式(11)で表される。また、DGT樹脂に吸着された金属量 M は式(12)で表される。

$$J = \frac{M}{At} \quad (11)$$

$$M = \frac{C_{elu}(V_{gel} + V_{acid})}{f_e} \quad (12)$$

ここで、

C_{elu} : 測定試料中濃度 (ng/mL)

V_{acid} : 測定試料作成時の溶液量 (5 mL)

用いたサンプラーにおいて、

A : ゲル拡散層の面積 (3.14 cm²)

V_{gel} : 樹脂の体積 (0.16 mL)

f_e : 溶出係数 (マニュアルに従い、統一的に0.8を採用)

実施した実験条件において

t : DGT の浸漬時間 (24h = 86,400 s)

上記の仮定より式 (13) によって $C_{DGT-Labile}$ が計算される。

$$C_{DGT-Labile} = \frac{M\Delta_g}{DA t} \quad (13)$$

4.3 結果と考察

4.3.1 総金属濃度の推移

実験期間中の総金属濃度の推移を図-22に示す。対象とした金属類のほとんどが実験開始直後から総濃度が増加し、24時間経過するまでにやや増加して、終了までには安定する傾向にあった。ダム上流河川底質 (Run3) のNiについては、比較的濃度変動が大きかったが、土砂中に存在するNi量自体が少なかったためであると推察された。実験終

了後の濃度を土砂試料種別に比較すると、6種全ての金属で貯水池底質 (Run2) が最も高く、Alが80,640 µg/L、Mnが2,499 µg/L、Feが71,240 µg/L、Niが17 µg/L、Znが229 µg/L、Pbが257 µg/Lであった。次いで濃度が高い傾向にあったのは貯砂ダム底質 (Run1) で、Alが18,520 µg/L、Mnが819 µg/L、Feが36,200 µg/L、Niが6.5 µg/L、Znが109 µg/L、Pbが31 µg/Lであり、Znを除いて2番目に高い濃度であった。ダム上流河川底質では、Alが5,614µg/L、Mnが191 µg/L、Feが4,707 µg/L、Niが0.4 µg/L、Znが157 µg/L、Pbが4.0 µg/Lであり、Znを除くと、他2種の停滞水域の底質と比べて1~2オーダー程度濃度が低かった。Znは他の金属と異なり、3つの実験での挙動に大きな違いがみられず、金属の種類によって底質への蓄積のされ方が異なることが示唆された。また、今回用いた貯砂ダムや貯水池の底質の起源となる土砂が必ずしも使用したダム上流河川の底

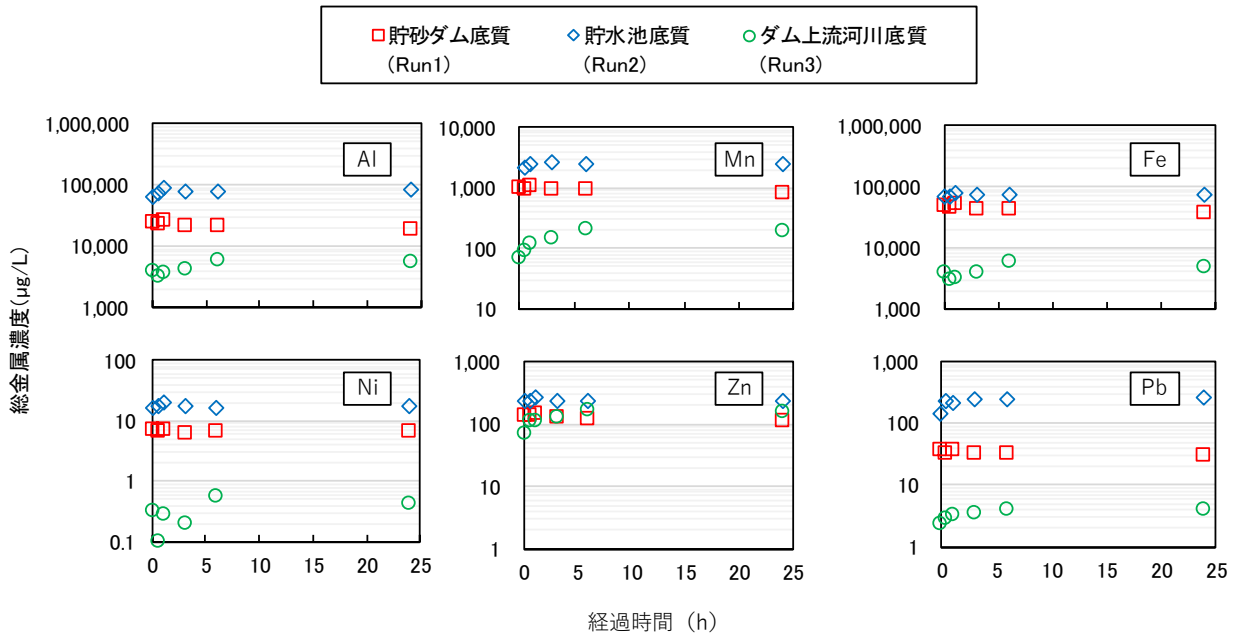


図-22 実験期間中の総金属濃度の推移

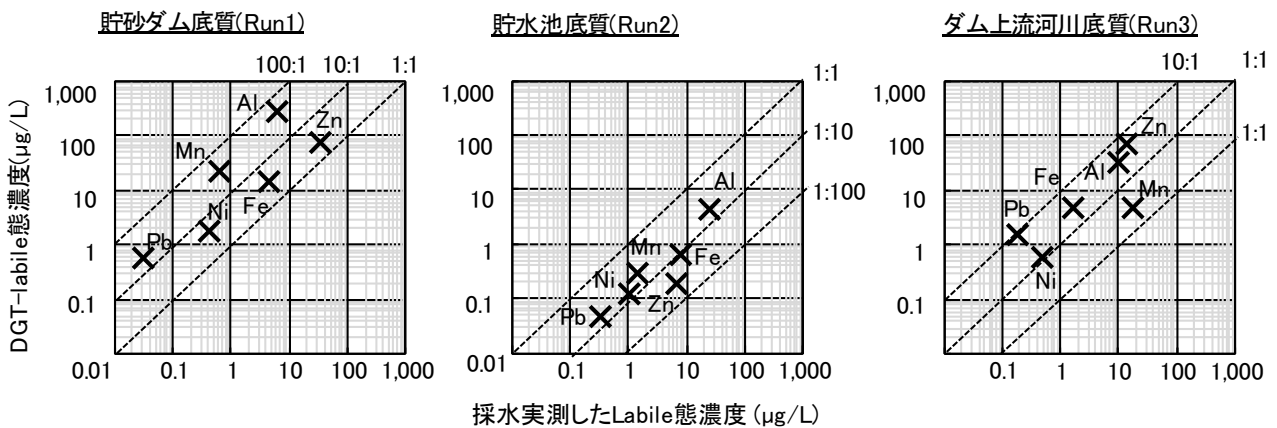


図-23 採水測定法とDGT-パッシブサンプリング法で得られたLabile態金属濃度の比較

質由来とは限らないことを考慮する必要があるものの、停滞水域であるか流水域であるかによって、底質への金属類の蓄積のされ方が異なることが示唆された。

4.3.2 採水測定法とDGT-パッシブサンプリング法の比較

採水測定法とDGT-パッシブサンプリング法で得られたLabile態金属濃度をプロットしたグラフを図-23に示す。なお、DGT-Labile態濃度はDGTサンプラーを試験環境に浸漬していた24時間の平均的濃度である。比較対象である採水実測したLabile態濃度については、試料採水の時間間隔が異なることを考慮した平均値を算出して求めた。Run1ではDGT-Labile態濃度はAlが293.4 µg/L、Mnが22.2 µg/L、Feが14.8 µg/L、Niが1.8 µg/L、Znが76.1 µg/L、Pbが0.6 µg/Lであった。採水測定値と比較すると各々47.3倍、37.5倍、3.4倍、4.6倍、2.3倍、19.4倍であり、全体的に高い傾向にあった。Run2ではDGT-Labile態濃度はAlが4.8 µg/L、Mnが0.3 µg/L、Feが0.7 µg/L、Niが0.1 µg/L、Znが0.2 µg/L、Pbが0.05 µg/Lであった。採水測定値と比較すると各々0.2

倍、0.22倍、0.09倍、0.12倍、0.03倍、0.15倍であり、全体的に低い傾向にあった。Run3ではDGT-Labile態濃度はAlが31.8 µg/L、Mnが4.6 µg/L、Feが4.9 µg/L、Niが0.6 µg/L、Znが66.4 µg/L、Pbが1.6 µg/Lであった。採水測定値と比較すると各々3.1倍、0.26倍、2.96倍、1.21倍、4.66倍、8.12倍であり、全体的にオーダーが一致する傾向にあった。全ての実験系で相関は得られていた。実験に使用した土砂の種類によって採水実測値との大小関係が異なっていたが、DGT Research社のマニュアルに記載のパラメーターが、定常状態の流れを想定して与えられていることから、本研究目的のように、流れが速く、土砂濃度が高い河川環境中での適用の際には、室内試験によるキャリブレーションを重ねつつ別途式を与えて補正する必要があると考えられた。

4.3.3 DGTサンプラーへのLabile態金属捕集量の考慮

Run1~3では、DGTサンプラーを設置した装置から実測用試料を採水したために、サンプラーへ取り込まれた分のLabile態金属存在量を採水実測値で過小評価していた可能性がある。そこで、Run1の条件からDGTサンプラーの設置をしない点だけ変更した系で実験を行い、DGTサンプラーの有無の影響を比較した。貯砂ダム底質を土砂試料とした場合の結果を図-24に示す。DGTサンプラー非設置系の採水実測値は設置系 (Run1) と比較して、Alで2.6倍、Mnで27.9倍、Feで2.6倍、Niで1.2倍、Znで0.7倍、Pbで6.6倍となった。上記を踏まえ、Run1のDGT-labile態金属濃度をDGTサンプラー非設置系で得られた採水実測Labile態金属濃度と比較すると、Alで18.1倍、Mnで1.3倍、Feで1.3倍、Niで3.9倍、Znで3.4倍、Pbで2.9倍となり、相関関係が良好に得られていることが示された。以上を踏まえると、より正確な比較やキャリブレーションを行うためには、DGTサンプラー非設置系を別途準備してデータ取りをする必要があることが示された。

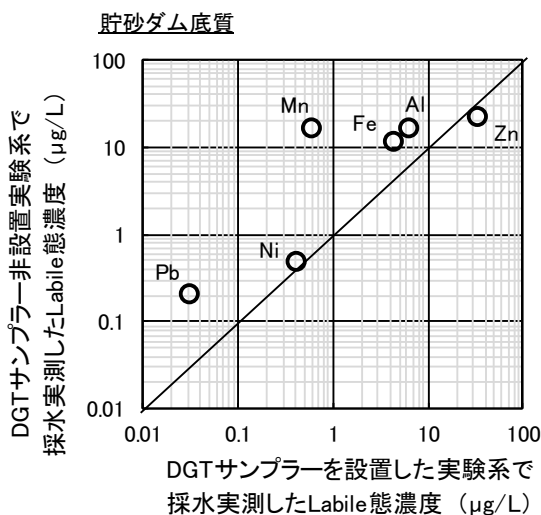


図-24 DGTサンプラーによるLabile態金属の取り込み

表-6 各実験系における総金属濃度に対するDGT-Labile態金属の存在比率

		Al	Mn	Fe	Ni	Zn	Pb
DGT-Labile 濃度 (µg/L)	貯砂ダム底質 (Run1)	293.4	22.2	14.8	1.8	76.1	0.6
	貯水池底質 (Run2)	4.8	0.3	0.7	0.1	0.2	0.05
	ダム上流河川底質 (Run3)	31.8	4.6	4.9	0.6	66.4	1.6
DGT-labile態 存在比率* (%)	貯砂ダム底質 (Run1)	1.4	2.5	0.0	28.4	64.2	1.8
	貯水池底質 (Run2)	0.0	0.0	0.0	0.8	0.1	0.02
	ダム上流河川底質 (Run3)	0.6	2.5	0.1	N.A	43.2	39.7

*DGT-labile濃度に対し、採水時間間隔が異なることを考慮した平均総濃度で割ることで算出

N.A.:算出不可

4.3.4 総金属濃度に対するDGT-labile態の存在比率

各実験系におけるDGT-Labile態金属の存在比率を表6に示す。なお、ダム上流河川底質を用いたRun3ではNiの測定濃度自体が全般的に低く、ここでは算出不可とした。DGT-Labile態金属の総濃度に対する存在比率が1%を超えていたのは、貯砂ダム底質 (Run1) では、Al (1.4%)、Mn (1.5%)、Ni (28.4%)、Zn (64.2%)、Pb (1.8%) であり、ダム上流河川底質 (Run3) では、Mn (1.5%)、Zn (43.2%)、Pb (39.7%) であった。貯水池底質では最も高い場合でもNiの0.8%であった。金属の種類によって水生生物に直接影響を及ぼすとされるLabile態の存在比率が異なることが示され、ほとんどの場合で、Labile態として水中に溶出される金属の存在比率が低く、土砂中の金属存在量だけでは生態リスクの評価が適切にできない可能性が示唆された。また、Labile態としての存在濃度および存在比率が高い傾向にあったZnについても、貯水池底質 (Run2) では存在濃度および存在比率が低く、供給される土砂によって金属類の水中での挙動が異なることが示唆された。既報の調査報告によると、底質中の粒度分布によって金属の蓄積量が異なる³⁰⁾とされているが、蓄積量だけではなく、Labile態の存在比率に影響を及ぼす土砂の特性について検討することにより、土砂供給の下流環境中における生態リスクをよりの確に評価できる可能性がある。

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、以下のことが明らかとなった。

- 土砂バイパスのみで目標に達しない場合は技術の組合せで供給量や河床変動量为目标に近づけることが可能となることを示した。
- 土砂供給に伴う河床粒度変化を容易に把握するため、UAVとAIを活用した河床粒度推定手法を検討し、現地粒度分調査の代表粒径を良好に再現可能であった。
- ダム下流の河床環境評価の指標となりうる石礫の露出高の現場での計測は、潜水目視が必要で高コストであることから、確率密度関数および汎用性の高い粒径加積曲線から露出高を簡易的に推定するモデルを開発した。矢作第二ダム下流を対象として、このモデルによる予測値を観測値と比較した結果、石礫の露出高の平均値および分布形状が概ね近い値になり、モデルの一定の精度が確認された。
- 小浜ダムにおける土砂供給前後の標高および河床表層

の被度を観測した結果、大規模な土砂供給が行われた2018年度において、陸域の比高の増大および河床表層の砂・砂利の被度の増大が確認された。

- 金属類6種 (Al, Mn, Fe, Ni, Zn, Pb) を対象に、水生生物に直接影響を及ぼすとされる形態 (Labile態) のモニタリング手法として、Diffusive Gradient Thin Films (DGT) -パッシブサンプリング法の適用可能性を室内実験により検討した。その結果、スポット採水測定で得られた濃度との間に良好な相関が得られた。
- 底質への金属類の蓄積のされ方は停滞水域であるか流水域であるかによって異なること、また、土砂供給に用いる土砂によって、水中に溶出されるLabile態金属の存在量および存在比率が異なることが示唆された。

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) 大橋慶介、井原一樹、安田真悟：画像処理による河床粒度分布情報の高空間解像度化、土木学会論文集 F3(土木情報学)、Vol67, No2, I_111-I_118, 2011
- 5) 原田守啓：UAVによる河川地形・河床材料モニタリング手法の検討、インフラ・イノベーション研究会、第31回講演会発表資料、2016
- 6) 平生昭二、阿佐美敏和、吉村真、西口祐輝、河合彩里伊：UAV撮影画像処理による河床表層粒度分布把握に関する基礎的研究、河川技術論文集、第24巻、pp.263-266、2018
- 7) Pearson, E., Smith, M. W., Klaar and M. J., Brown, L. E.: Can high resolution 3D topographic surveys provide reliable grain size estimates in gravel bed rivers?, Geomorphology, 293, pp.143-155, 2017
- 8) 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、p.285、2009
- 9) 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
- 10) 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

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

- 11) 平成 29 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」、2018
- 12) 藤田光一、山原康嗣、富田陽子、伊藤嘉奈子、小路剛志：大礫床表面における砂の堆積状況と浮遊砂量との関係についての実験的研究、水工学論文集、Vol.52、pp.547-552、2008
- 13) 宮川幸雄、小野田幸生、萱場祐一、角哲也、竹門康弘：土砂供給で変動する河床の石礫の露出高を予測する方法の提案、河川技術論文集、Vol.24、pp. 83-88、2018
- 14) 小野田幸生、堀田大貴、萱場祐一：土砂供給に伴う河床寛容評価の評価に向けた露出高による石礫の埋没度の定量化、河川技術論文集、Vol.24、pp.343-348、2018
- 15) 一般財団法人国土技術研究センター：総合土砂管理計画策定の手引き 第 1.0 版、2019
- 16) 宮川幸雄、小野田幸生、末吉正尚、中村圭吾：ダム下流の環境評価を目的とした石礫の露出高の簡易予測手法の開発、ダム技術、Vol.396、pp.24-31、2019
- 17) 中島重旗、小田泰史、松並裕子：河床礫の状態と底生動物相指標の相関、陸水学雑誌、Vol.45(3)、pp.220-230、1984
- 18) 福留脩文、有川崇、西山穩、福岡捷二：石礫河川に組み自然に近い石積み落差工の設計、土木学会論文集 F、Vol.66(4)、pp.490-503、2010
- 19) 村上正吾、辻本哲郎、中川博次：河床砂礫の pick-up rate 推定式について、土木学会論文集、Vol.443(2)、pp.9-16、1992
- 20) 長田健吾、福岡捷二：石礫河川の河床変動機構と表層石礫の凹凸分布に着目した二次元河床変動解析法、土木学会論文集 B1(水工学)、Vol.68(1)、pp.1-20、2012
- 21) Wentworth C. K.: A scale of grade and class terms for clastic sediments, The Journal of Geology, Vol.30(5), pp.377-392, 1922
- 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) 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
- 25) 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、Vol.58 (B)、pp. 527-539、2015
- 26) 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
- 27) Zhang, H. & Davison, W. : Performance characteristics of diffusion gradients in thin films for the in situ measurement of trace metals in aqueous solution. Analytical chemistry, 67(19), pp. 3391-3400, 1995
- 28) 坊野聡子ら：出水時のダム貯水池における濁質観測、水工学論文集、Vol.42、pp.715-720、1998
- 29) DGT Research Ltd., Practical guide for using DGT for metals in waters.
- 30) 多田史ら：都市河川底質中の重金属分布の特性、陸水学雑誌、Vol.45(4)、pp.296-303、1984

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、宮脇千晴

【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30年度は、①塵芥等の前処理システムの開発については、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、水中における埋設物探査技術や水中施工技術の組み合わせによる効率的な前処理システムについて検討した。その結果、埋設物探査技術については、あらかじめ土中数mに埋設した木材・石材の反応を確認でき、埋設物エリアや量・大きさの特定は可能と判断できた。また、吸引困難な沈木を切削する新たなアタッチメントを開発、その機能が確認できた。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は、吸引部以外は主に国内の汎用品を用いるため安価に製作できる最大規模の300mm管が、落差2.4m、延長20m程度、バルブ全開等の条件で粒径0.1mm～2mm程度の土砂について平均土砂濃度約5%、約50m³/hの排砂が行える能力を有することを確認した。管径300mmのシステム4系統で当初想定した小規模ダムの年堆砂量1万m³相当の堆砂を約2日間の洪水で排砂できる見通しが立ち、国が推進するダム再生（堆砂対策による長寿命化）の方針に貢献できる可能性を確認した。③現場に適した形での実用化に向けた検討では、次年度の実験の実施に向け、落差10m超の砂防堰堤を利用した現地実験の施設設計を行った。

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。このため、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、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

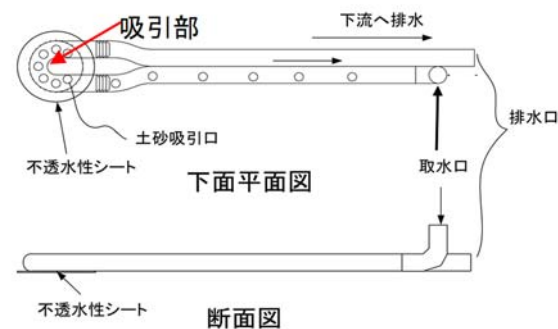


図-1 潜行吸引式排砂管の構造図

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)~3)}。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字形に折り返したような形状で、一方を取水口とし、

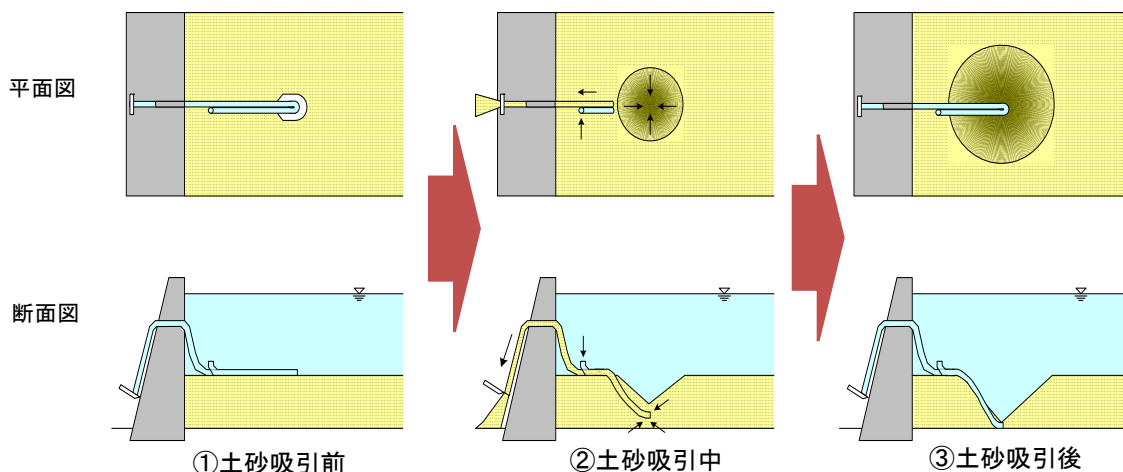


図-2 潜行吸引式排砂管の操作イメージ

折り返し部（以下、吸引部（鉄製）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30年度の主な成果は次のとおりである。

- ①塵芥等の前処理システムの開発については、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、水中における埋設物探査技術や水中施工技術の組み合わせによる効率的な前処理システムについて検討した。
- 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は、吸引部以外は主に国内の汎用品を用いるため安価に製作できる最大規模の300mm管が、落差2.4m、延長20m程度、バルブ全開等の条件で粒径0.1mm～2mm程度の土砂について平均土砂濃度約5%、約50m³/hの排砂が行える能力を確認した。
- ③本技術の実用化に向けた検討については、落差10m超の砂防堰堤を利用する現地実験の施設設計を検討した。

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

自然堆砂に含まれる大規模な塵芥等については吸引管の吸引限界を超える種類・形状・大きさのもの

堆砂形状の基本形の種類	堆砂形状及び堆砂過程	流入土砂の粒度組成	貯水池規模	貯水池の特徴
I型		堆流砂・浮遊砂ともが多い	大	最上流に位置する流域に崩壊地が多く、土砂生産が活発。多目的ダムでは、デルタ前が低水位付近にある
II型		堆流砂が少なく浮遊砂が多い	大	直上流に大規模な貯水池や急勾配の区間がある
III型		浮遊砂が少なく堆流砂が多い	大	堆砂の比較的初期の段階に現れる
IV型		堆流砂と浮遊砂の堆積に区別がつかない	小	ダム付近まで著しく土砂が堆積している。ダムに近づくほど、堆積層の厚さが増加している

図-3 貯水池堆砂形状の分類



図-4 粘土・シルトを多く含むダム堆砂の状況

も存在している。そこで、ダム堆砂における塵芥等の実態の把握を行った。既往の文献⁴⁾から、図-3に示すように、堆砂形状毎に、堆砂過程、流入土砂の粒度組成、貯水池規模、貯水池の特徴があり、この特徴を踏まえて堆砂の前処理にあたって検討の必要がある。また、図-4に示すように細かい粒径については、固結した状態は、吸引工法は適さない状態となっていることや図-5に示すように塵芥等が多く流入した出水後の貯水池では塵芥等は網場や提体で集中的に捕捉された後、出水後に回収作業が行われるものの、回収不能の場合は沈降し、堆砂上に堆積す

る。このため堤体上流部や網場設置付近に多くの塵芥等が埋設されている可能性が高いと考えられる。

2.2 吸引困難な塵芥等の前処理システムの検討

過年度の調査から貯水池における塵芥等について貯水池外への処分する場合、運搬可能な形状、大きさにして分別している。このため、実際の前処理作業においても塵芥等の分別作業が必要となると考えられる。過年度までにおいては大成建設株式保有する水中施工技術T-iROBO UWの活用による大水深下での前処理手法を過年度に報告⁵⁾したが、本年度においては浅水深における対応も含めて、図-6に示すように水深別の前処理施工を整理した。この技術は、用



図-5 ダム堤体まで到達した塵芥等の状況

途に応じて水中作業機のアタッチメントを交換することで様々な作業に適用できる利点がある。水深10mよりも浅い場所については、バックホウ台船や水陸両用バックホウなどを活用することで、T-iROBO UWのような大規模な設備を必要としなくても安価に対策が可能となることが分かった。

また、吸引困難な塵芥等の前処理においては、図-7に示すように、堆砂中に存在する異物をグラップル等で除去して、堆砂を浚渫していくイメージであるが、グラップルで掴めないような巨礫等はブレーカーで小割し、巨礫はスケルトンバケットで分級処理、長尺の沈木はツインヘッドで切断する処理が必要となる。そこで、大成建設株式との共同研究で、効率的に水中の沈木を切削する用途のアタッチメントがないことから、沈木切削作業を効率化するツインヘッド型の新たなアタッチメントを開発した⁶⁾。

また、前処理は、湖底に埋没する沈木等の処理により水中作業効率が大きく低下するため、これら障害物の埋没量を事前調査で把握し、沈木等が集中するエリアを避けることが求められる。このため海底調査で実績のあるパラメトリック音波探査装置（サブボトムプロファイラー）による堆砂内の巨石、沈木の探査実験、検出調査を行い、実用性を検討した⁷⁾。

機械名称	T-iROBO UW	バックホウ台船	水陸両用バックホウ
適応水深	-50~-10m	-10~-4m	地上~-4m
水上設備	クレーン搭載台船、シャフト固定装置、発電機、支援ユニット他	スーパーロングバックホウ搭載台船、支援ユニット 発電機他	
作業範囲図			
共通仕様	生分解性油脂類の使用 先端アタッチメントの共有		
動力源/駆動方法	可搬式発電機/水中モーター	可搬式発電機/ディーゼルエンジン	ディーゼルエンジン
出力	110 kW	122 kW	129 kW
操縦方法	船上からの遠隔操縦(ダイバーレス)	船上からの操縦(情報化施工)	潜水士による直接操縦
メリット	ダイバーレス作業による安全性 急峻な湖底でも滑落せず作業が可能 マシンガイダンスによる正確な施工管理	ダイバーレス作業による安全性 マシンガイダンスによる情報化施工 T-iROBOに比べて水上設備が少ない	動力ケーブルがない為機動性が高い 直接操縦の為、作業効率がよい
現場導入条件	クレーン付台船組立可能な護岸 マルチファンビーム、音響カメラ他補助装置要	水中透過度が小さい場合でも、マシンガイダンスと音響カメラ等による情報化施工が可能	地盤のトラフィカビリティ調査 B'以下の傾斜地に適用可能
施工実績	2015年 天ヶ瀬ダム再開工事		2010年~ 河川橋梁下掘削工事 NETIS登録済

図-6 水深別前処理施工イメージ

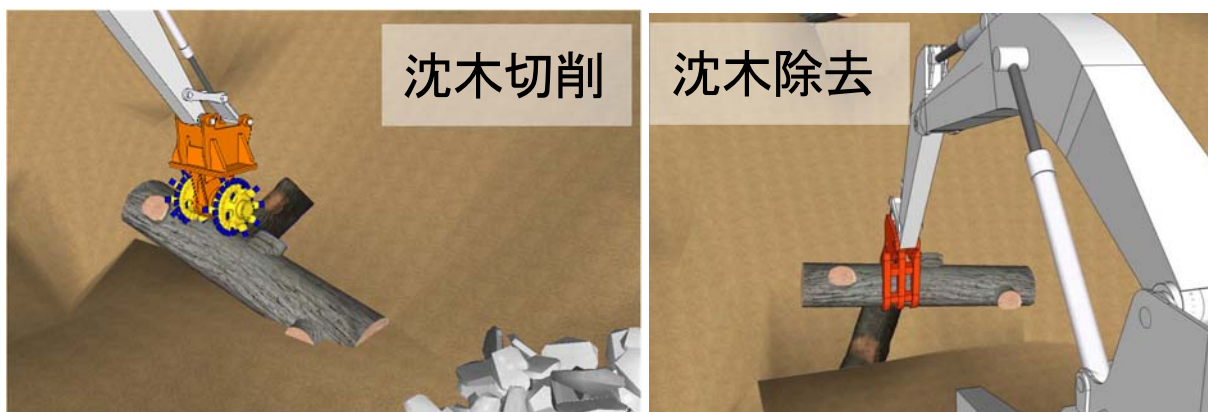


図-7 沈木前処理作業イメージ

表-1 従来品とピックとビット形状の比較

	A 従来品(根株用ピック)	B 新規開発品
ピック写真	 メーカーカタログより(3種類)	
ドラム取付写真		
刃先(ビット)形状		

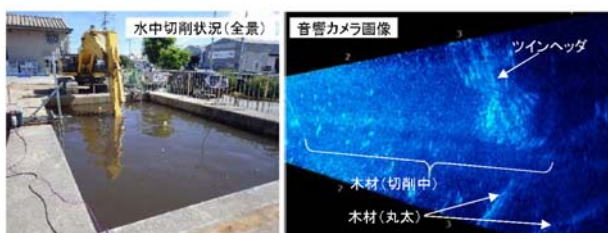


図-8 水中切削試験状況

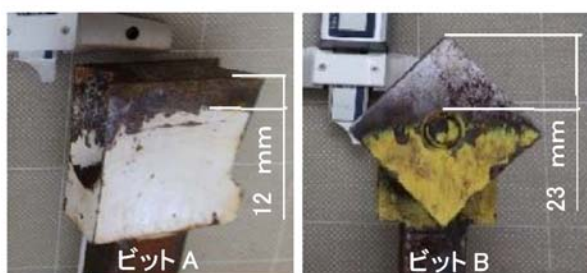


図-9 ビットの塗装の剥がれ状況

2.2.1 沈木切削アタッチメントの検討

①ツインヘッドのピック形状

ツインヘッドは、切削ピックが並列されたドラムを回転させて、対象物を掘削する機械であり、ピックは対象用途によって形状が異なる。メーカーが提供する標準ピック型式には、岩盤用としての丸ピック、コンクリート用としての平ピック、根株処理用ピック等がある。平ピックや丸ピックは刃先(ビット)が切削面に鋭角点で接触するので、比較的硬い材質の切削に適しているが、木材の切削ではピックが切削面を滑ってしまい、切削効率が低いと考えられた。一方、根株用ピックは、対象物が比較的軟らかいので、ビットが根株に線状に接触して切削するが、土中に硬い礫等があるとビットが損耗・破損する課題があった。今回対象とする沈木は、比重が水より重く、根株より硬いと想定されたため、新たなビット形状のピックを開発した。従来品との比較を

表-1 に示す。

開発品のビット形状は、単一四角形として角点を切削使用し、硬い材質に対応かつ回転使用でビット交換作業の低減を図った。またすくい角を持たせることで切削材への食い込み効果を期待したものである。

②実証実験

開発したピックのビット性能を確認するため、従来品(ビットA)と開発品(ビットB)を装着したツインヘッドにより、陸上および水中での切削試験を行った。確認項目は、切削作業性、切削力を算出するためのベース機械(バックホウ)の油圧と油量の測定、木材の破碎状況、ビットの摩耗状況とした。水中切削試験では、木材を固定したベッセルを水槽に沈め、水中の音響カメラで木材位置を確認しながら切削した。水中切削試験状況を図-8 に示す。

③実験結果

切削時の作業性については、ツインヘッドでビットを押し当てた際に生ずるリバウンドが、ビットAに比べてビットBの方が半分程度の回数に抑えられることを確認し、ビットBの切削作業性が優れていることがわかった。切削力については、刃先トルク値で比較した。測定した油圧と油量から算出した水中切削時の最大刃先トルク値はビットAが4.2kN・m、ビットBが6.0kN・mであった。これらの刃先トルク値から、ビットBはツインヘッドの回転力を効率良く切削力に変換し、高トルクで切削していることがわかった。これは、ビットBの形状ですくい角による木材への食い込み、掻き寄せ効果が大きく影響したと推定される。木材の破碎状況については、破碎木片の大きさや切削した破断面の観察を行ったが、両者に大きな差は見られなかった。ビットの摩耗状況については、試験時間が短かったことから大きな差は見られなかったが、ビットの塗装の剥がれ状況(図-9)からは、ビットBがより深い送り量で切削していることがわかった。

これらの結果から、今回開発したビットBがビットAよりも沈木の切削効率が高いと判断できた。

④まとめと今後の検討

開発した沈木切削用ピックを用いることで、効率的な切削作業ができることを実証実験により確認できた。今後は、ピックの数や配列、ドラム径の小型化等の改良を加えることで、さらなる効率化が図れると考える。

2.2.2 埋設物探査システム(サブボトムプロファイラー)の検討

①使用機器の特徴

ダム湖の堆砂物は砂礫であり、海底の泥土に比べて音波透過性が低下する。また鋼材等に比べて物質密度が小さく柔らかい木材を探査対象とするので、高い解像度と位置精度を備えた小型船に搭載できる機器が必要条件となる。このため、パラメトリック方式の独イノマー社製SES2000地層探査システムを採用した。パラメトリック方式とは、一次周波数とそれとわずかに異なる周波数の音波を同時発信することで、2種類の音波が互いに干渉し合い、新しい周波数(二次周波数)の音波を発生させる方式で、測探と地層探査を同時に実施できる。二次周波数では低周波で湖底下を浸透し、地層境での音響反射により高分解能な地層データを取得できる。また一般的な浅海用音波探査機の発振角度がワイドビームで

あるのに対し、本機はナロービームであるため、変換器(トランスデューサ)直下で従来生じた擬像がなくなり、鮮明な記録の取得ができる。カタログ性能では、海底探査深度が最大40mで、地層分解能は5cm程度である。本機による音波探査イメージを図-10に示す。

②ダム湖での埋設物探査実験(実験概要)

実験は天竜川水系片桐松川にある片桐ダム(長野県管理)で行った。探査対象物として3種類の試料(木材×3ヶ所、H型鋼材×3ヶ所、石材×2ヶ所)を渇水期水位低下時期に湖底下1m程度の位置に埋設し(図-11)、翌年の洪水期満水位時に音波探査を行った。

③調査方法

埋設範囲(10m×20m、水深5m程度)に試料の真

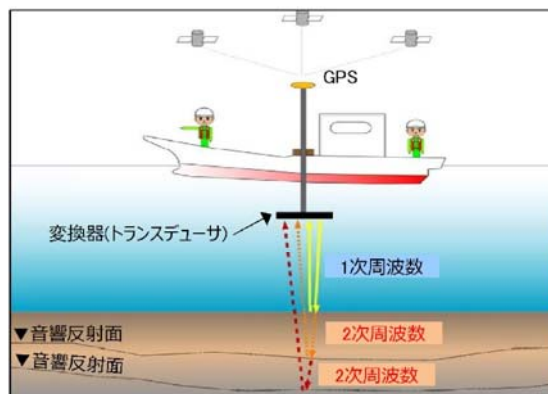


図-10 サブボトムプロファイラー探査イメージ図



図-11 試料の埋設状況写真(水位低下時)

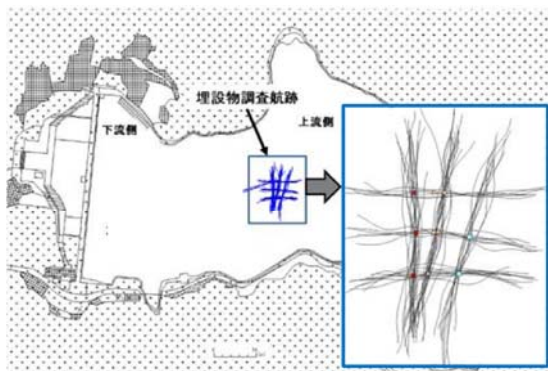


図-12 埋設物調査の航跡図

上を通過する測線を左右岸及び上下流方向に設定し、機材を艀装した調査船が船速3ノット以下の低速で測線上を航走して音探調査した(図-12)。なお事前に記録収録状況(透過深度・解像度)を確認しながら周波数や波長、感度の調整を行い、本実験では8kHzを最適周波数として設定した。

④音波探査結果及び解析

取得した記録は、専用解析ソフトを使用して解析処理を行い、反射面の連続性や反射パターンなどを解釈した後、埋設した試料(鋼材・木材・巨石の反応点)の抽出を行い埋設物の推定を行った。

図-13は、地層境界の反射面など連続性のあるもの以外で不規則な反応を示す記録(以下、反応点)を抽出して位置をプロットし、実際に試料を埋設した位置との比較を行ったものである。反応点の抽出結果に多少のばらつきが認められものの、概ね各試料上に反応が集中していることがわかる。また反応点の数は埋設物の大きさに比例し、埋設物が大きいほど反応点の数が増える傾向が認められた。

図-14は、図-13中の矢印横断方向の取得記録と各試料埋設位置での反応点比較では、反応点の形状の違いは認められたものの、音波による試料種別で明確な反応の違い(音圧値など)や特徴を確認することができなかった。また各試料上で周波数を変化させて取得した記録では、鋼材や石材は周波数を変化させても反応点深度に変化は認められなかったが、木材の反応点深度は、周波数を低くすると、深度が徐々に深くなる傾向が認められた。

⑤まとめと今後の課題

パラメトリック音波探査装置を用いることで、埋設物の検出及び位置を概ね特定することができ、ダム湖の埋設物探査に利用できる可能性があることがわかった。一方、木材と鋼材、石材の反射パターンや音圧値に明瞭な差は認められず、また周波数の変化による反応点深度の傾向に違いが見られたものの、実際の調査で沈木を特定するのは難しいことがわかった。今回の実験では埋設深度が1m程度のごく浅い部分の探査実験であり、埋設深度が深い場合でも今回と同様に検出できるかは今後の課題である。また今回は検出解像度を重視して超音波ナロービームを使用した探査を行ったが、1回の探査範囲が狭くなるため、広範囲なダム湖探査を行う上では、ワイドビームによる概略探査との組み合わせ等を検討する必要があることがわかった。

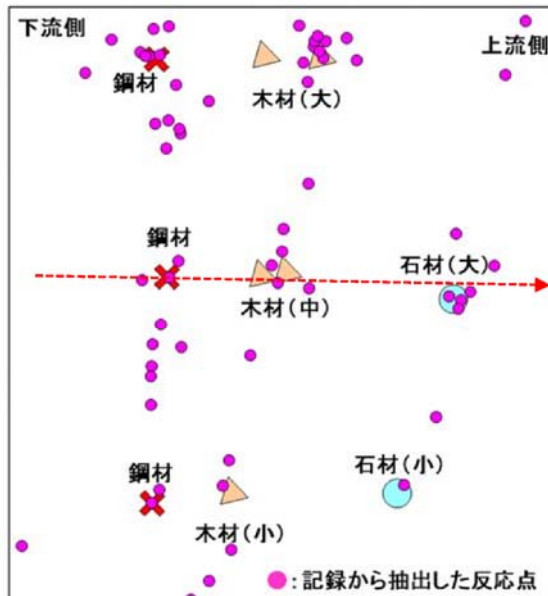


図-13 反応点の抽出結果と埋設試料との位置比較

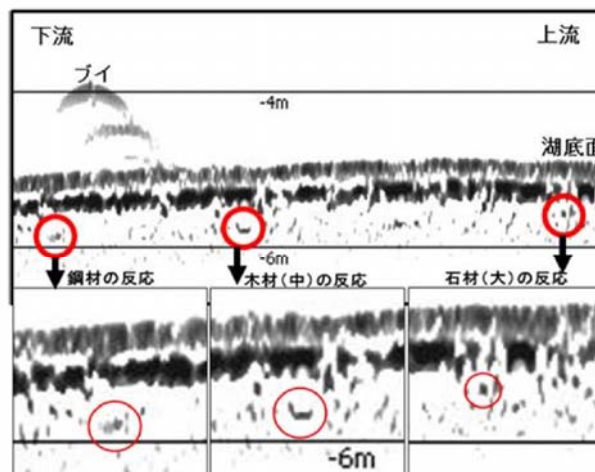


図-14 各試料の反応の比較

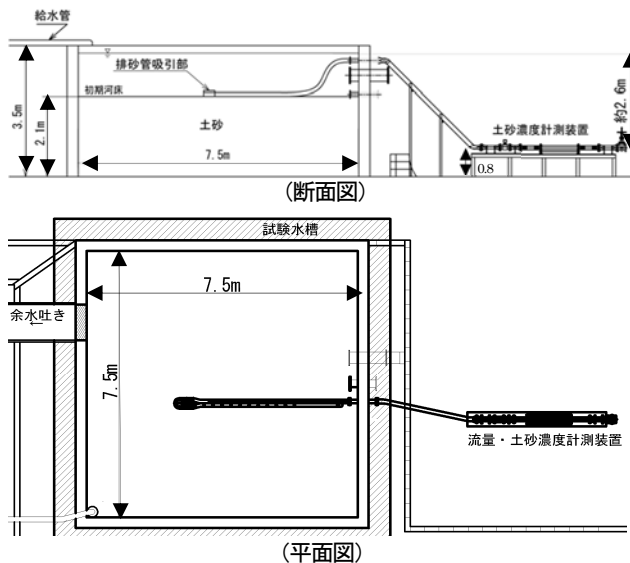


図-15 実験施設概要図

3. 吸引管における吸引性能の向上の検討

3.1 管径 100mm による検討

3.1.1 検討方法

実験は図-15 に示す水槽で実施した。使用した排砂管は、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250mm間隔で12個配置したものである。土砂を水槽内に床板から約2.1mの高さまで投入した後、排砂管を土砂表面上に設置し、この高さを初期河床高（吸引部深度0m）とする。排砂管と水槽外の管径100mmの塩化ビニル管を接続し、さらに下流に後述する図-16 に示す新たに開発した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）、管終端部に止水バルブ（スルースバルブ）を設置した。水をポンプで水槽内に一定流量で給水し、余水吐からの越流により実験中は貯水水位をほぼ一定とし、管終端部との水位差を約2.6m確保する。管終端部は床板から0.8mに位置しており、吸引部が床板に到達すると管終端部よりも低くなる。

使用した土砂は、図-17 に示す粒度分布で粒径0.1mm～2.85mmで構成される平均粒径で0.55mmの混合粒径砂を用いた。なお、本研究で言う土砂濃度とは、土砂の土粒子の実質部分の体積と土砂混じりの水の体積から求まる空隙なしの(1)式で示す体積土砂濃度を指す。

$$C = V_s / V \tag{1}$$

ここにC:空隙無体積土砂濃度、 V_s :土粒子の実質部分の体積(m³)、V:土砂混じりの水の体積(m³)を表す。

実験は、バルブを全開にして開始し、表-2 に示す4ケースの条件で実験中は表-3の項目を常時監視して計測し土砂濃度と管内流速の関係などを分析する目的で実施した。ケース1とケース2は吸引部をクレーンで吊り下げて位置を管理し、ケース3は吸引部をクレーンで吊り下げず、ケース4は図-18 に示すように、他ケースよりも管長を長くし、クレーンで管を吊り上げ、サイフォンを形成させて吸引部はクレーンで吊り下げずに実施した。

実験終了は吸引部の深度が概ね床板に到達し、吐口から排出される土砂濃度が概ね1%未満となる条件とした。なお、ケース4では管閉塞の可能性を確認する目的で実験途中にバルブ操作も行った。以上から土砂濃度計測装置の有効性と土砂濃度と管内流速の関係などを分析した。

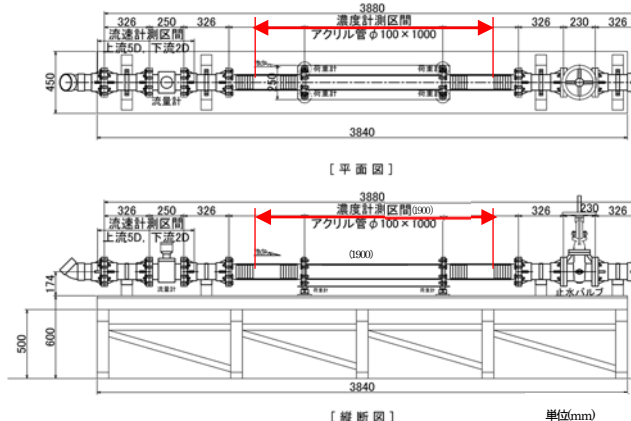


図-16 流量・土砂濃度計測装置と止水バルブ

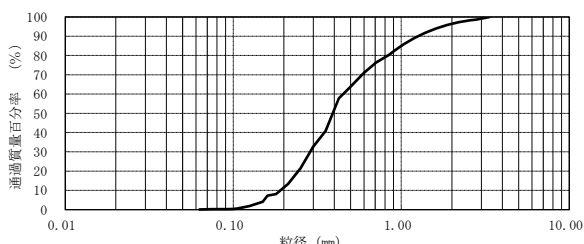


図-17 実験土砂の粒度分布

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	吸引部位置を段階的に管理する ※土砂濃度がほぼ0%となったことを確認し概ね30cm間隔で降下させる	15.8	2.8
ケース2	吸引部位置を連続的に管理する ※概ね土砂濃度5%を維持する	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 サクシオンホース管をクレーンで吊り上げサイフォンを形成	28	2.3

表-3 実験計測項目

計測項目	計測方法	計測間隔
水槽内水位	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
流砂量	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)
流況	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)
	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

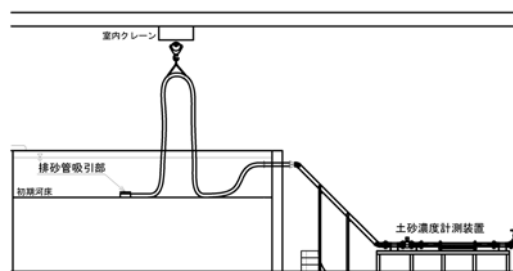


図-18 ケース4のサイフォン形成時のイメージ

3.1.2 検討結果

①土砂濃度計測装置の開発

これまで吐口から排出される土砂濃度（以下、排出土砂濃度）の計測は吐口部での人力による直接採取により計測していたため頻度の高い計測が困難であった。そこで、図-16の赤で示す、アクリル管と両側

のフレキシブル管で構成するフレキシブル区間(以下、濃度計測区間(合計1.9m))の重量を荷重計で計測することで、リアルタイムで管内の土砂濃度(以下、管内土砂濃度)を取得可能とし、管内の状態によって排出土砂濃度を推定可能とする手法について、ケース1~ケース4の実験を通じて検討した。具体的には、濃度計測区間の清水のみと土砂混合時の重量の差分から(2)式により管内土砂濃度に換算、電磁流量計も併設して管内流量を計測し、水平管路の土砂輸送の状態(管内流速と管内土砂濃度)を秒単位でほぼ同時刻に自動取得できる仕組みとし、さらに、長さ1mのアクリル管内の土砂の堆積状態などの流況を目視観察することで、後述する補正により排出土砂濃度を推定できる装置を検討した。なお、精度検証のため、吐口部ではこれまでどおり人力により排出土砂を直接採取し(2)式で排出土砂濃度も算出し、土砂濃度計測装置から得られる値との比較を行い、精度を確認した。

$$C_I = \frac{W - W_w}{\frac{\rho_s - \rho_w}{V_w}} \quad (2)$$

ここに C_I :管内土砂濃度または排出土砂濃度、 W :土砂混合時の荷重(g)、 W_w :水のみ荷重(g)、 ρ_s :土砂の密度(g/cm^3)、 ρ_w :水の密度(g/cm^3)、 V_w :濃度計測区間体積または直接採取時の容器体積(cm^3)を表す。

一般的にスラリー輸送においては、流体と固体粒子の速度に差異があるため管内土砂濃度と排出土砂濃度が異なる⁹⁾。流動状態では、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へと変化する⁹⁾。また、摺動流と堆積流の境界流速は堆積限界流速と定義されており、代表的なDurandの堆積限界流速¹⁰⁾の(3)式がある。

$$v_L = F_L \sqrt{2gD(s-1)} \quad (3)$$

ここに v_L :堆積限界流速(m/s)、 F_L :粒径と土砂濃度で決まる定数(図-19)、 g :重力加速度、 D :管径(m)、 s :土粒子比重を表す。

使用した粒径0.1mm~2.85mmの土砂濃度2%~15%の範囲の堆積限界流速は、1.4m/s~2.7m/sの範囲となる。

また、図-20に全ての実験ケースを通じた吐口部での直接採取による排出土砂濃度と同時刻の土砂濃度計測装置の荷重計値の関係を示し、(2)式の関係も示す。なお、本稿では既往の文献¹²⁾を参考に土砂混入に伴う流量計測への影響は小さいとして電磁流量計の値を断面積で除した値を管内流速とした。流速2m/s以上は(2)式と直接採取値が概ね一致する。一方、流速

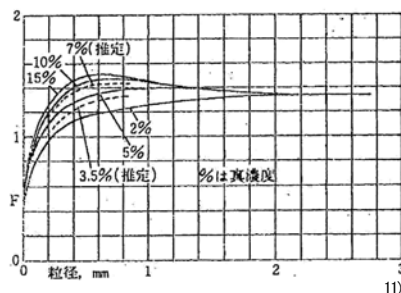


図-19 Durand 式の F_L 、粒径、濃度の関係

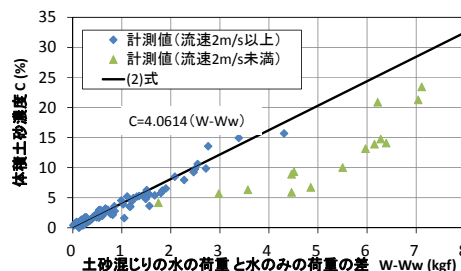


図-20 直接採取土砂濃度と土砂濃度計測装置荷重との関係

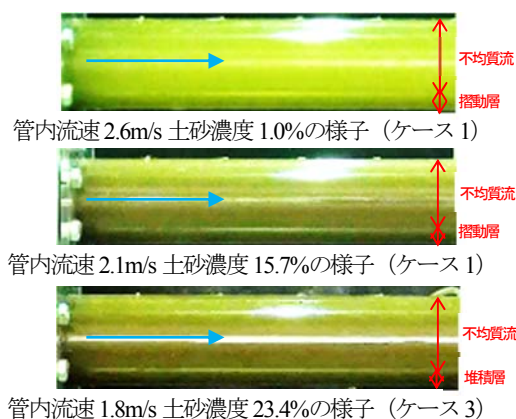


図-21 アクリル管内の流れの様子

2m/s未満は直接採取値が(2)式の値からかい離した。管内土砂濃度と排出土砂濃度が概ね流速2m/sを境に異なることが確認でき、流速2m/sは前述のDurandの堆積限界流速と同程度の値となったことから堆積層を形成する境界速度とした。次に、流速2m/s未満の場合の排出土砂濃度の計測について堆積厚を考慮する手法を検討した。図-21に実験中のアクリル管内の流れの様子を示す。土砂の堆積状態等を確認したところ、概ね流速2m/s以上では、管の下層で土砂が摺動する摺動流となっており、管内土砂濃度と排出土砂濃度が異なると考えられたが、前述のとおり(2)式と直接採取値が概ね一致したため(2)式の値を排出土砂濃度とした。概ね流速2m/s未満では管底部が完全に土砂が堆積し堆積流となっていた。このため流速2m/s未満は流況観察から堆積厚を計測して(4)式により堆積厚に相当する土砂の断面積を計算し、(5)式により堆積土の空

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

隙率を考慮した土砂の断面積の比率を控除した流積比（管断面積を100%とした値）を求め、流積比と管内流速との関係を図-22に示す。

$$S = R^2 \cos^{-1} \left(\frac{R-a}{R} \right) - (R-a) \sqrt{(R^2 - (R-a)^2)} \quad (4)$$

$$Ra = 100 \left(1 - \left(\frac{1-\varepsilon}{R^2 \pi} \right) S \right) \quad (5)$$

ここに、S:堆積断面積(cm²)、R:管半径(cm)、a:堆積厚(cm)、Ra:流積比(%)、ε:空隙率(0.4)を表す。

図-22に示す関係から近似式(6)式を算出して(7)式で補正する排出土砂濃度を求めた。

$$Ra = 32.47v + 35.06 \quad (6)$$

$$C_2 = \frac{W - W_w - (100 - Ra) R^2 L \pi (\rho_s - \rho_w) / 100}{\frac{\rho_s - \rho_w}{V_w}} \quad (7)$$

ここにv:管内流速(cm/s)、C₂:流速2m/s未満の排出土砂濃度、L:濃度計測区間(cm)を表す。

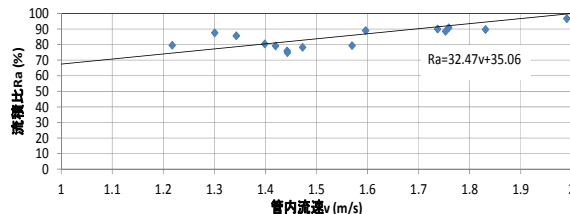


図-22 流積比と管内流速の関係

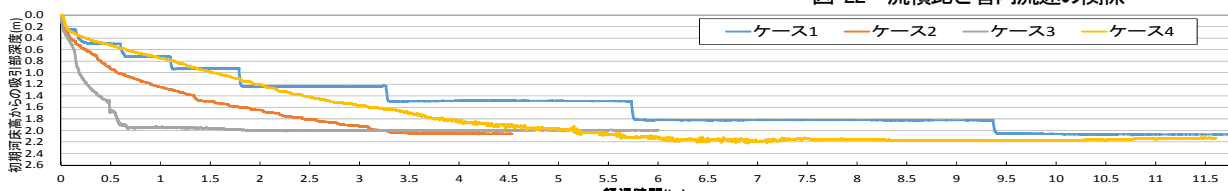


図-23 吸引部の初期河床高からの深度の時系列関係 (ケース1~ケース4)

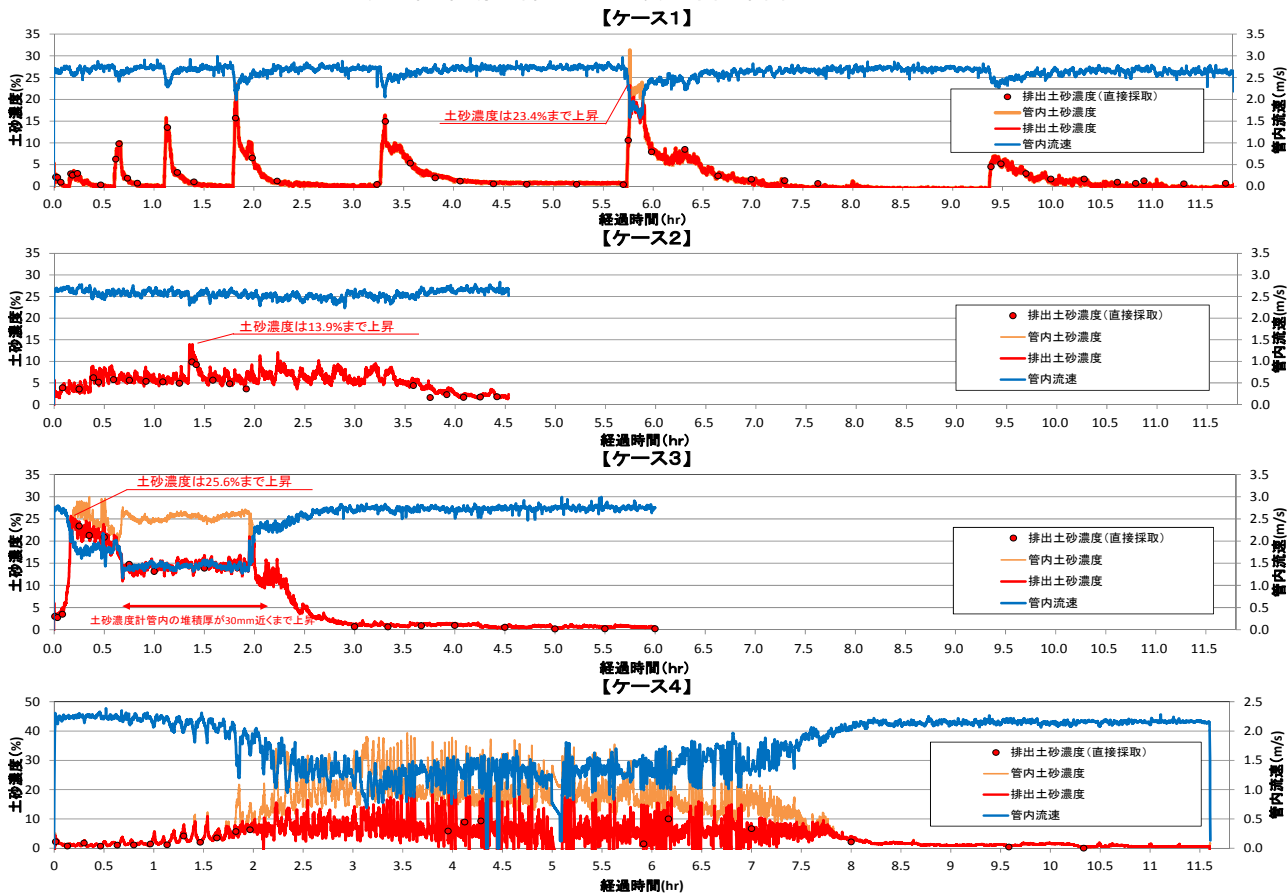


図-24 実験ケース毎の土砂濃度（土砂濃度計測装置と直接採取）と管内流速の時系列関係

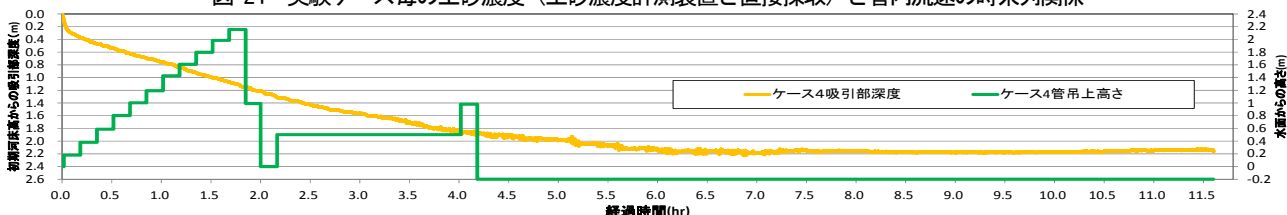


図-25 ケース4の吸引部の初期河床高からの深度と管の吊上げ高の時系列関係

なお、ここでは流速2m/sを流積比100%としている。

ケース毎の吸引部の初期河床高からの深度の時系列関係を図-23に、図-24にケース1からケース4の土砂濃度計測装置において(2)式のみから算出した管内土砂濃度、管内流速2m/s以上を(2)式、管内流速2m/s未満を(7)式により算出した排出土砂濃度、吐口で直接採取した排出土砂濃度および管内流速の時系列関係を示す。また、ケース4の吸引部の初期河床高からの深度と管の吊上げ高さ(貯水位基準)の時系列関係を図-25に示す。土砂濃度計測装置から算出された排出土砂濃度と直接採取した排出土砂濃度が概ね合致し、土砂濃度計測装置により排出土砂濃度が推計できることがわかった。なお、本稿では堆積厚を目視計測し線形式で補正したが、管径100mm、土砂粒径が0.1mm~2.85mmなどの今回の条件で適用できたと考えており、今後、管径や粒径が異なる他の条件でも適用可能な補正方法の検討を行っていく予定である。

②管内流速と土砂濃度等の分析

各ケースの管内流速と土砂濃度の時間的変化等については、図-23~図-25に示したとおりである。ケース1は吸引部を概ね30cm間隔で降下させながら排砂した。降下中に土砂濃度が高くなると同時に流速が低下する現象が確認された。吸引部の位置が初期河床高から1.8mとなった5.7時間後の降下では水槽内に形成されるすり鉢状の土砂崩壊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り、約23%程度の土砂濃度が計測されたものと考えられた。ケース2はリアルタイムで土砂濃度が概ね5%を維持するように監視しながら連続的に吸引部を操作して降下させた。急激な土砂濃度の上昇や流速の大きな変動は見られず安定的に排砂ができた。ケース3は吸引部を制御せずに排砂した。実験初期に吸引部が一気に土中に潜行すると同時に土砂濃度も20%を超えた。これは、吸引部の土砂吸引口の直下に土砂が存在し吸引が容易であったためと考えられる。その後、概ね30分から2時間の間は、吸引部が床板に着底し、管内流速が1.5m/sよりも低下、土砂濃度は約15%を維持した状態となった。これは、吸引部が土中に完全に埋没し、吸引部あるいは上流管の土砂吸引口から土砂が吸引されたためと考えられた。ケース4はケース3に比べて管長を12.1m長くし、実験途中でサイフォンも形成させた。管長の増加により損失が大きくなったため、管内流速が低下し、吸引能力が低下、吸引部の潜行もケース3に比べて遅くなった。管を水面から約2.2m吊り上げたサイフォン形成時には吸引量の低下も考え

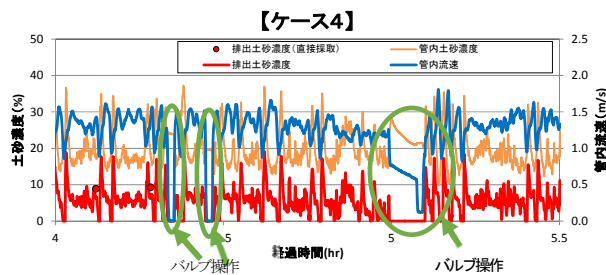


図-26 バルブ操作時の状況 (ケース4)

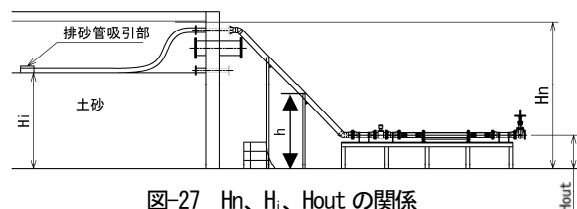


図-27 Hh、Hi、Hout の関係

られたが流速が大きく低下せず、排砂は順調に行われた。また全てのケースで排砂管が目詰まりや損傷することもなかった。

また、ケース4では実験開始から5時間前後にバルブを閉める操作を行った。図-24の当該時間を拡大した図を図-26に示す。バルブを閉じると流速が低下し、アクリル管内の土砂が沈降・堆積した。一方、バルブ付近は開度を低くしても流速があるため土砂も流下し管が閉塞する現象は見られなかった。これは今回の土砂粒径であれば1つのバルブで運用が可能となることが示唆された。

土砂を含む管内の水の比重は、水のみより大きくなるため(8)式で求められる。管内が土砂を含むため管内の任意の位置における位置水頭(床板を基準とした高さ:図-27を参照)と速度水頭は比重を考慮した(9)、(10)式と表わすことができる。なお、圧力水頭は(11)式となる。

$$\gamma_s = \frac{\rho_w(1-C) + \rho_s C}{\rho_w} \quad (8)$$

$$H_h = \gamma_s (h - H_{out}) + H_{out} \quad (9)$$

$$H_v = \gamma_s \frac{v^2}{2g} \quad (10)$$

$$H_p = \frac{p}{\rho_w g} \quad (11)$$

ここに γ_s :管内比重、 C :土砂濃度、 H_h :位置水頭(m)、 h :管の任意位置の高さ(m)、 H_{out} :吐口部標高(m)、 H_v :速度水頭(m)、 H_p :圧力水頭(m)、 p :圧力(Pa)を表す。

ここで貯水位と吐口部の高さとの差で与えられる有効落差を考えると、吸引部から吐口部までの土砂を

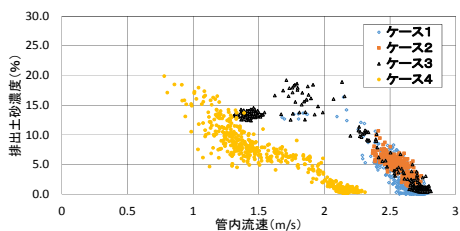


図-28 止水バルブ全開時の管内流速と土砂濃度の関係

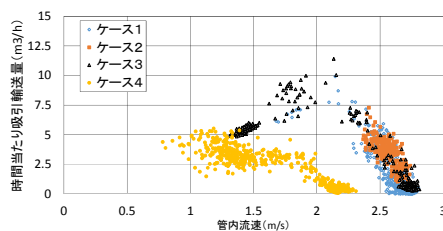


図-32 止水バルブ全開時の管内流速と吸引輸送量の関係

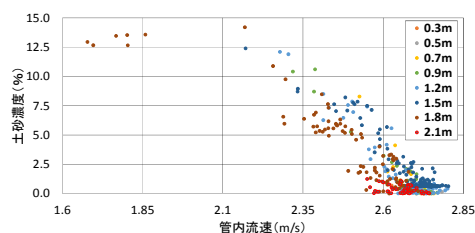


図-29 吸引部深度毎の流速と土砂濃度の関係 (ケース1)

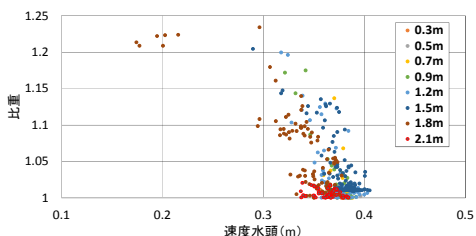


図-30 吸引部深度毎の比重と速度水頭の関係 (ケース1)

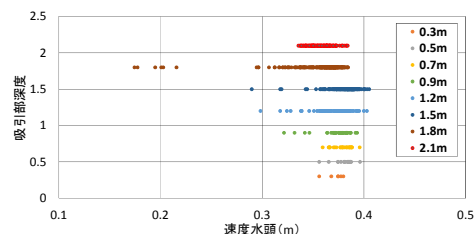


図-31 吸引部深度と速度水頭の関係 (ケース1)

含む水の存在を考慮し(12)式となる。さらに、管内圧力が無い吐口部で、損失水頭(管内流速と比重の関係式となると考えられることから(13)式と仮定)も考慮したベルヌーイの定理を適用すると(14)式が成立する。この(14)式に(8)、(10)、(12)、(13)式を適用すると、土砂濃度は(15)式で表わすことができる。

$$H_e = (H_n - H_i) + \gamma_s(H_i - H_{out}) \quad (12)$$

$$H_f = f\gamma_s \frac{v^2}{2g} \quad (13)$$

$$H_e = H_v + H_f \quad (14)$$

$$C = \frac{2gH_n - 2gH_i}{\left(\frac{\rho_s}{\rho_w} - 1\right) \omega^2(1+f) + 2gH_{out} - 2gH_i} - \frac{1}{\frac{\rho_s}{\rho_w} - 1} \quad (15)$$

ここに H_e :有効落差(m)、 H_n :貯水位(m)、 H_i :吸引部標高(m)、 H_f :損失水頭(m)、 f :損失係数を表す。

(15)式から土砂濃度は管内流速の2乗に反比例し、

吸引部の深度の関数となっていることが分かる。ケース1からケース4のバルブを全開とした状態における土砂濃度と管内流速の関係を図-28に示す。土砂濃度が上昇すると、管内流速が低下する傾向が分かり、(15)式の関係が現れたと考えられた。

また、ケース1の吸引部深度毎の土砂濃度と管内流速の関係を図-29に、ケース1の吸引部深度毎の管内比重と速度水頭との関係を図-30に、ケース1の吸引部深度と速度水頭との関係を図-31に示す。土砂濃度は、有効落差によるもののほか、吸引部等の土砂吸引口周辺の土砂の存在状況にも依存する。吸引部深度が2.1mの際には、すり鉢状の崩壊形状がほぼ形成され、土砂吸引口周辺にほとんど土砂がない状態となったため土砂濃度が小さく、図-31の速度水頭の最大低下量は小さくなったと考えられた。このケースを除くと土砂濃度や比重が上昇すると、管内流速が低下する傾向や、同じ土砂濃度、比重であれば、吸引部の深度が大きくなると、管内流速、速度水頭が低下し、速度水頭の最大低下量は大きくなる傾向が分かり、(15)式の吸引部深度と土砂濃度の関係が現れたものと考えられた。また土砂濃度、管内流速、管断面積の積を基に時間当たりの吸引輸送量を算出し、管内流速との関係を図-32に示す。ケース1からケース3では2m/s付近で時間当たりの吸引輸送量が高く、ケース4では1m/sから1.5m/sで高い。(15)式から管内流速が早すぎると土砂濃度が低下する。一方で遅すぎると排砂量が低下する。このため時間当たりの吸引輸送量と管内流速の関係を確認した上で排砂に最適な管内流速の検討が設計上必要となると考える。

以上から、排砂施設の設計にあたっては、吸引部の深度と管内流速を考慮する必要であり、このことを踏まえて設計手順を検討すると、吸引部の最深位置を検討した後、最深部での目標土砂濃度を設定、その場合の目標管内流速を検討し、目標管内流速以上の流速が清水時に確保できる施設に設計していく手順になると考えられる。

3.1.3 検討結果

本研究の成果は次のとおりである。

- (a) 排出土砂濃度の計測法について、新たに土砂濃度計測装置を開発し、従来の直接採取による計測値と概ね合致し、精度の高い装置となることを確認した。
- (b) この装置を用い水位差が約2.6mの条件で管径100mmの排砂管による4ケースの水理実験を行い、土砂濃度が高くなると管内流速が低下する関係やバルブ操作による管内閉塞は生じないことなどが明らかとなり排砂管の排砂能力を評価するためなどに必要となる排砂管の施設設計に向けた有用な知見が得られた。

3.2 管径300mmによる検討

本稿では、最大規模の試験実績を含めて、これまでの試験実績を報告するとともに、排砂管の貯水池等への適用に向けた今後の展開について紹介する。

図-33 に管径 300mm 排砂管を示す。吸引部以外は主に国内の汎用品で安価に製作できる最大規模である。



図-33 管径 300mm 潜行吸引式排砂管

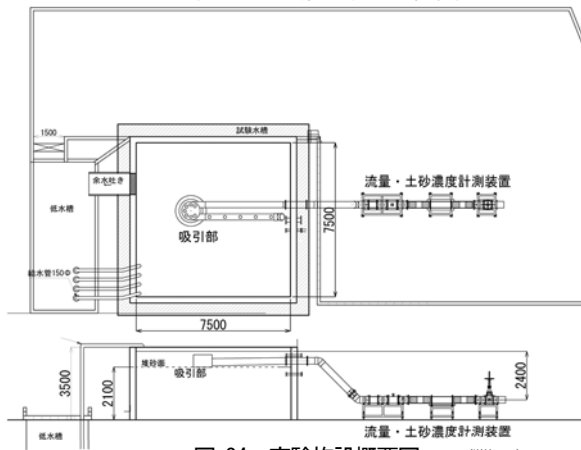


図-34 実験施設概要図 (単位:mm)

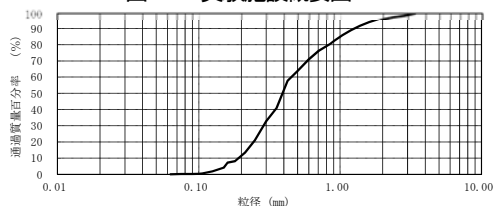


図-35 実験土砂の粒度分布

図-34 に示す実験施設の水槽に、図-35 に示す混合粒径砂を厚さ約 2.1m で整形し、砂の上に管径 300mm 排砂管 (吸引口径 150mm) を設置、排砂管の下流には流量・土砂濃度計測装置および止水バルブを設置した後、給水して、一定の水位を保ち、管延長 20m 程度、水位差概ね 2.4m、止水バルブを全開にして室内実験を実施した (図-36)。図-37 に流量・土砂濃度計測装置で計測した流出土砂濃度と堆砂面からの吸引部深さの関係を示す。吸引部が 1.5m 程度まで潜行した状況において流出土砂濃度が 10%程度で排砂が行われ、実験開始から約 30 分で吸引部は水槽の床板に到達し、その後は土砂濃度 4%程度で排砂が行われ、概ね 1 時間で排砂が完了した。図-38 に実験後の水槽内の様子を示す。すり鉢状の土砂崩壊形状が形成されていることを確認した。この結果から排砂管が平均土砂濃度 5%程度、約 50m³/h で排砂が可能な能力を有することが確認できた。今後、現場条件での検証は必要だが管径 300mm を 4 系統とすれば 1 万 m³ 相当の堆砂を約 2 日間の洪水で効率的に排砂できる見通しとなり、この規模であればダムへの堆砂対策として十分な機能が発揮できると考えられる。



図-36 室内実験の様子

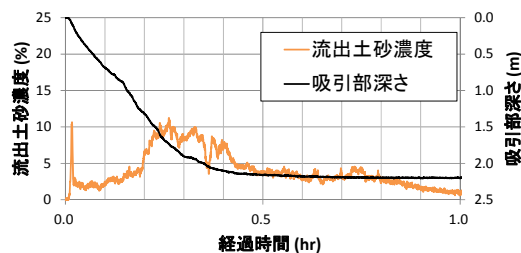


図-37 流出土砂濃度と吸引部深さの関係



図-38 実験後の水槽内の様子

12 流砂系における持続可能な土砂管理技術の開発

また、表-4¹³⁾にこれまでの試験実績を整理した。落差は1.6mから3.3m、管内流速は2.3m/sから3.7m/s、管長は約10mから40m未満と比較的小規模な施設において排砂可能粒径は0.1mmから吸引口径の規模が吸引できており、平均的な土砂濃度5%が最大で確保できることを確認してきている。

3.3 ダム下流の環境に配慮した土砂供給方法の検討

流入土砂を下流河川に土砂供給するものとして堆砂対策をとらえると、図-39に示すダムがない場合の $Q-Q_s$ (流量-流砂量)の流量に応じた流砂量の通過のイメージと同様に、ダムがある場合でも洪水調節後の放流量に応じた流砂量がダムから供給されることにより、流入してきた土砂をできるだけダムに堆砂させることなく通過させて、下流河道にとっても流下可能な土砂が供給されることが理想と考えられる。このことを基本として定性的に現在の堆砂対策を単独の対策で評価すると、図-39に示すような特徴があり、一つの手法のみでは堆砂対策として十分とはならないことがある。図-40に吸引工法の出水時の下流への流砂量イメージを示す¹⁴⁾。

吸引工法はバルブの操作だけで貯水池の運用に左右されずに柔軟に土砂供給が可能となることが特徴である。

このため、既存の技術に加えて、吸引工法を含む複数の手法を組み合わせれば、図-39に示した理想的な流砂量に近づけられると考えられる。

今後は、本研究の知見を踏まえ実用規模と考えられる管径300mmについて検証しながら粒径、吸引部深度、管内損失なども考慮した施設設計法を確立してまいりたい。

4. 吸引管による土砂供給技術の実用化

平成30年度においては、吸引管のダムへの適用に向けて、過年度の研究成果¹⁵⁾を基に、高落差条件での施設設計に向けた現地実験について検討した。実際のダムに近い現場条件での落差10m超の砂防堰堤を利用した現地実験の施設設計を実施した(図-41)。

実験計画において、管内圧力調査、管内流量調査、吸引部の鉛直位置調査、水位調査(上下流水位差)、流況調査、濁度調査、排砂量調査、排砂材料調査、流速調査を実施することとしており、現場での活用できる知見を収集する予定である。

また前処理後の現地土砂等を用い、吸引可能な落差・管延長・土砂粒径等の関係を分析できる実験を予定。吸引工法の適用可能性について確認。土砂バイパス

表-4 これまでの試験実績

管径	吸引口径	場所	水位差	管延長	流速(清水)	排砂時間	排砂量(空疎込)	排砂可能粒径	時間当たり排砂量	排砂時流速(概ね)	土砂濃度(平均)
100mm	50mm	室内	2.6m	約16m	2.8m/s	約4.5時間	約30m ³	0.1mm~2mm	約6.7m ³ /h	2.5m/s	5.6%
		発電所沈砂池	3.2m	約36m	2.3m/s	15分	約1.2m ³	0.1mm~50mm(長径80mm)	約4.8m ³ /h	2.2m/s	4.6%
		穂高砂防堰堤	3.3m	約13m	3.7m/s	78分	約17m ³	0.1mm~長径36mm	約13m ³ /h	3.7m/s	1.9%
200mm	100mm	高滝ダム貯砂ダム	1.6m	約18m	2.4m/s	15分	約5.5m ³	0.1mm~100mm(長径140mm)	約22m ³ /h	2.3m/s	5.0%
		室内	2.4m	約16m	3.4m/s	約1時間	約50m ³	0.1mm~2mm	約50m ³ /h	2.7m/s	5.1%
300mm	150mm	高滝ダム貯砂ダム	1.6m	約18m	2.6m/s	2時間	約21m ³	0.1mm~150mm(長径180mm)	約10.5m ³ /h	2.5m/s	0.9%

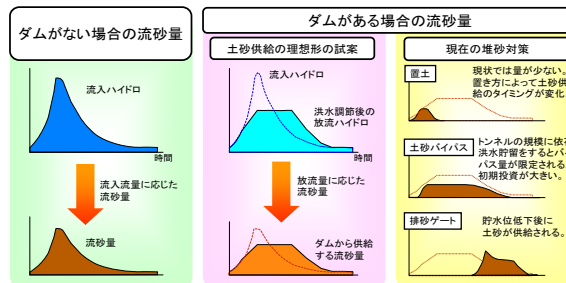


図-39 ダムの有無による出水時の下流の流砂量イメージ

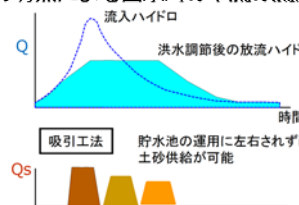


図-40 吸引工法の出水時の下流への流砂量イメージ

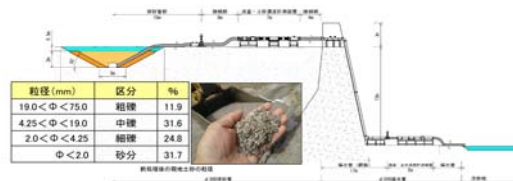


図-41 落差10m超の砂防堰堤を利用した現地実験の施設設計の検討

の補助工法としての活用方法を検討し、設計手法を確立する。

5. まとめ

以上、平成30年度において検討し、得られた成果は次のとおりである。

- ① 塵芥等の前処理システムの開発については、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、水中における埋設物探査技術や水中施工技術の組み合わせによる効率的な前処理システムについて検討した。その結果、埋設物探査技術については、あらかじめ土中数mに埋設した木材・石材の反応を確認でき、埋設物エリアや量・大きさの特定は可能と判断できた。また、吸引困難な沈木を切削する新たなアタッチメントを開発、その機能が確認できた。

- 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は、吸引部以外は主に国内の汎用品を用いるため安価に製作できる最大規模の300mm管が、落差2.4 m、延長20m程度、バルブ全開等の条件で粒径0.1mm~2mm程度の土砂について平均土砂濃度約5%、約50m³/hの排砂が行える能力を有することを確認した。管径300mmのシステム4系統で当初想定した小規模ダムの年堆砂量1万m³相当の堆砂を約2日間の洪水で排砂できる見通しが立ち、国が推進するダム再生（堆砂対策による長寿命化）の方針に貢献できる可能性を確認した。
- ③ 現場に適した形での実用化に向けた検討では、次年度の実験の実施に向け、落差10m超の砂防堰堤を利用した現地実験の施設設計を行った。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

前処理手法の検討に際しては、長野県飯田建設事務所松川ダム管理事務所および株式会社アクティオ、東洋エンジニアリング(株)、東海大学海洋学部にご協力をいただいた。ここに謝意を表す。

参考文献

- 1) 櫻井寿之、箱石憲昭：潜行吸引式排砂管の現地排砂実験、土木学会論文集B1(水工学)Vol. 69, No. 4, pp. I_1075- I_1080、2013
- 2) Miyakawa M., Hakoishi N., and Sakurai T. : Development of the Sediment Removal Suction Pipe by Laboratory and Field Experiments, Dams and Reservoirs under changing Challenges "82th Annual Meeting of ICOLD 2014", pp. V-15-V-24, International Commission on Large Dams , Bali , Indonesia. 2014
- 3) 宮川仁、箱石憲昭、石神孝之、櫻井寿之：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
- 4) 江崎一博、芦田和男：貯水池の堆砂に関する研究、1976
- 5) 宮川仁、本山健士、木村政俊、楠見正之：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回年次学術講演会概要集、II、pp. 1703-1704、2017
- 6) 佐野和幸、宮川仁、本山健士、新井博之：水中作業機の沈木切削アタッチメントの開発、土木学会第73回年次学術年次学術概要集、II、pp. 149-150、2018
- 7) 新井博之、佐野和幸、藤巻三樹雄、坂本泉：ダム湖の堆砂処理で障害となる沈木等の探査技術に関する実験的検討、土木学会第74回年次学術年次学術概要集、II、p. 122、2019
- 8) 高橋弘：スラリー輸送研究の歩みと固液混相流研究の将来展望、混相流、31巻、2号、pp. 130-134、2017
- 9) 片山裕之、田島芳満：水圧吸引方式の土砂管路輸送技術、混相流、27巻、3号、pp. 282-289、2013
- 10) Durand R.: Basic Relationships of the Transportation of Solids in Pipes-Experimental Research, IAHR 5th Congress, Minneapolis, pp.89-103, 1953
- 11) 河野正吉：排砂管に関する小川式とDurand式の比較および小川式の吟味、作業船、Vol. 34, pp. 18-25、1964
- 12) 入江義次、白鳥保夫、是石昭夫：土砂の水力輸送に関する研究—土砂輸送時における電磁流量計の特性について—、港湾技研資料、No42、1967
- 13) 石神孝之：ダムの堆砂対策の技術的展望、ダム技術、Vol. 389, pp. 15-pp. 20, 2019
- 14) 櫻井寿之、箱石憲昭：堆砂対策と流砂の連続性を達成するための土砂供給施設の運用に関する考察、土木学会第66回年次学術講演会講演概要集II、pp. 135-136、2011
- 15) 岩田幸治、宮川仁、石神孝之、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73回年次学術概要集II、pp. 147-148、2018