

天竜川における濁質成分の流程変化に基づく砂州地形の濾過機能推定

Quantification of Filtering Efficiency of Sandbar Geomorphology Based on the Longitudinal Changes in Turbid Water Component in the Tenryu River

高橋真司⁽¹⁾・兵藤誠⁽²⁾・谷高弘記⁽³⁾・角哲也・竹門康弘

Shinji TAKAHASHI⁽¹⁾, Makoto HYODO⁽²⁾, Hiroki YATAKA⁽³⁾, Tetsuya SUMI and Yasuhiro TAKEMON

(1) 京都大学大学院工学研究科都市社会工学専攻

(2) いであ株式会社

(3) 天竜川漁業協同組合

(1) Department of Urban Management, Kyoto University

(2) IDEA Consultants, INC., Japan

(3) Fisheries Cooperative Association of the Tenryu River

Synopsis

Sediment transport from upstream and sediment deposition in dams reduces storage capacity poses long-term persistence of turbid water in dam downstream. Along the leading edges of lateral sandbars, turbid surface water downwells into the sediments where it spends varying periods of time as groundwater before emerging in upwelling zones at the downstream end of the bar. We evaluated the filtering efficiency of sandbar geomorphology based on the longitudinal changes in turbid water component in the Tenryu river. In the whole survey river section, sandbar area variation was mainly erosion tendency, and area variation in alternate bars was lower than double row bars. The relationship between filtering efficiency based on turbidity and area variation is approximated to a quadratic curve, and filtering efficiency is highest when the area variation is intermediate values. This result suggests that the filtering efficiency of sandbar could be evaluated by the turbidity variation.

キーワード: 砂州地形, 変動面積量, 濾過効率, 濁度, 流下微粒状有機物

Keywords: sandbar morphology, area variation, filtering efficiency, turbidity, suspended fine particulate organic matter

1. はじめに

堆砂が進行しているダムの下流では、濁水の長期化が問題となっている。濁水の長期化は、出水時に上流域で発生した濁水が貯水池に貯留され、出水後も濁水の放流が継続するために発生する。加えて、堆砂が進行しているダムの場合、上流からの流入で貯水池内の堆積土砂が巻き上げられ、貯水池内で濁

水が発生しやすい。天竜川流域の下流河川では、上流からの濁質流入量が多く、堆砂の進行も顕著であるため濁水の長期化が生じている。

濁質成分の流入は、下流河川の水質や水生生物相へ影響を及ぼすことが報告されている (Nobles and Zhang, 2011; Denic and Geist, 2015)。濁度が高まると河床への入射光が減少し、付着藻類の一次生産が抑制される (Wood and Armitage, 1999)。また、河床へ

堆積した濁質成分は、石礫の間隙に目詰まりし、生物が利用可能な空間を狭め、底生動物群集の生息環境を劣化させる (Kaller and Hartman, 2004; Bo et al., 2007; Descloux et al., 2013) . 従って、ダム下流河川における濁度の低減化は河川環境並びに河川生態系を保全するために重要な課題である。

濁水の長期化対策は、濁質自体の発生を低減する森林整備や砂防工事、流入してくる濁水を迂回させる濁水バイパスの設置、貯水池内の対策として堆積土砂の掘削、濁水フェンスの設置、選択的取水など、流域対策から流入対策、貯水池内対策と多岐に渡る。しかし、濁水が流れる下流河川内における効果的な対策は示されていない。

河川表層水の一部は砂州上端側から砂州間隙へ流入し、間隙内を通過して砂州下端側から湧出する。河川水が砂州間隙を通過する過程で水質や懸濁物量が変化する (Boulton et al., 2008) . 濁質成分は、砂州上端側の表面及び間隙内に捕捉され (Wood and Armitage, 1997) , 砂州下端側からは低濁度の伏流水が湧出することが期待される。また、砂州表面及び間隙は、時間の経過等によって目詰まりが生じ (Blaschke et al., 2003) , 砂州による濁質成分の捕捉機能は低下することが予想される。一方、出水等で砂州地形が更新されると砂州表面及び間隙内がフラッシュされ濁質成分の捕捉機能は再度高まることが期待される。本仮説を検証するためには、出水前後の砂州地形変化と濁質成分の変化量を調べる必要がある。

以上のことから、本研究では出水前後における砂州地形の変化と濁質成分の縦断変化の関係を評価し、濁質成分の濾過効率を高める砂州地形条件を明らかにすることを目的とする。

2. 方法

2.1 調査地概要

調査対象領域は、天竜川本川のダム群のうち最下流にある船明ダム下流域とし、ダム湖及びダム直下から下流5kmまでの約25km区間について縦断調査を行った (Fig. 1) . 調査区間の平均河床勾配は、上流区間では1/540であり、下流区間では1/1035だった。船明ダム下流は砂礫床河川であり、十分な低水路幅が確保されていることから、全域にわたって多くの砂州が発達していた。砂州は川幅の数倍から数十倍の波長をもつ河床形態であり、中規模河床形態に分類される (黒木・岸, 1984) . 調査区間の上流域 (St.2 ~11) は交互砂州区間であり、中・下流域 (St.12 ~19) は複列砂州区間であった。調査地点はダム湖 (St.1) , ダム直下 (St.2) 及び流路内の代表的な砂

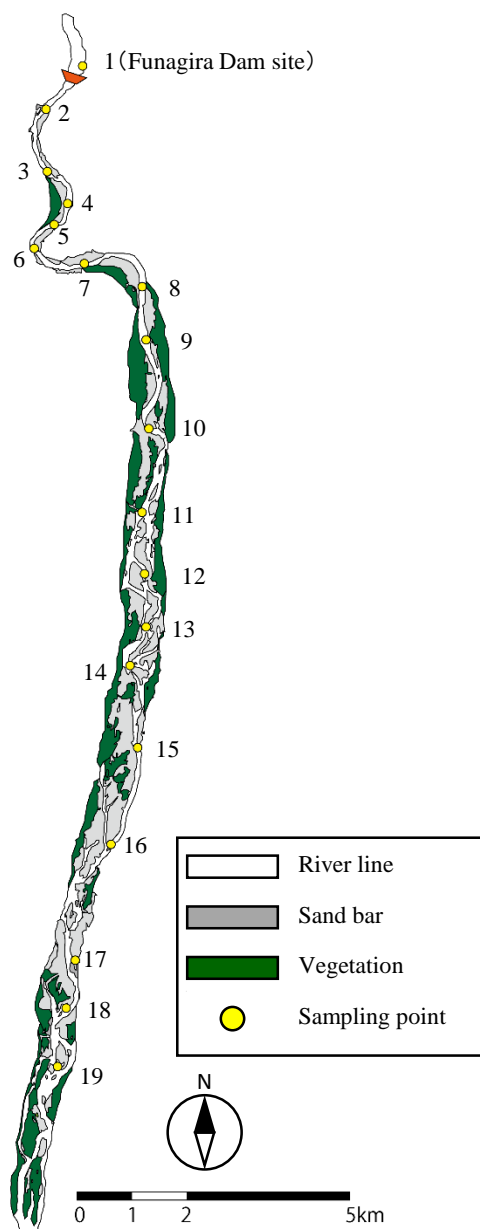


Fig. 1 Location of the 19 survey sites in the Tenryu river.

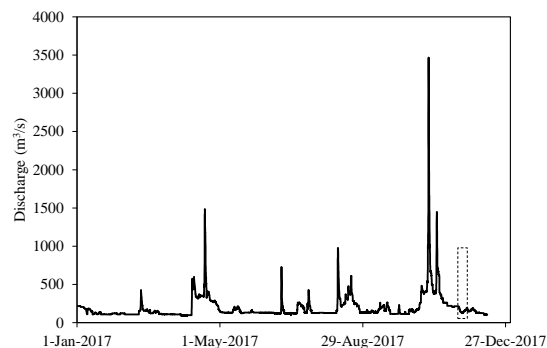


Fig.2 Discharge values (m³/s) of Funagira Dam in 2017. Sampling period is indicated by dashed rectangle.

州下流側17ヶ所 (St.3~19) の計19地点を選定した (Fig.1) .

2.2 調査項目及びデータ収集

現地調査は、2017年11月28日に実施し、各調査地点における水質計測及び採水を行った。調査実施日における船明ダムの放流量は、177m³/sであり平水流量であった (Fig. 2) 。ダム下流の調査はモーターボートを使用して行い、船上から採水および計測を行った。ダム湖の調査は湖岸から行った。水温、溶存酸素濃度 (DO) 及び電気伝導度 (EC) はポータブル水質計 (HORIBA 製 U-50 Multiparameter Water Quality Checker) を用いて測定した。濁質成分量の指標として濁度、浮遊物質濃度 (SS) 及び強熱減量 (AFDM) を測定した。濁度は、採水時に濁度計 (東亜DKK TB-31) を用いて現地で測定を行った。採取した河川水は実験室に持ち帰り、1mmのふるいを通水させた後、あらかじめ450°Cで2時間燃焼して有機物を除去したGF/F (ポアサイズ: 0.7µm) に濾過して濾紙上に残った物質をSSサンプルとした。SSサンプルの重量から濾過に使用した濾紙重量を差し引くことでSSを算出した。AFDMは、SSサンプルを灰化し揮発した差分から求めた。SS及びAFDMの前処理は各地点繰り返し3回行った。濁質成分の質的評価をするために流下微粒状有機物 (Suspended Fine Particulate Organic Materials: SFPOM) 、付着藻類、河岸植物及びダム有機物 (ダムPOM) 中の安定同位体比測定を行った。SFPOM及びダム湖有機物はSSと同様の前処理を行うことで分析用サンプルを得た。付着藻類は、St.18で河床に堆積している長径15~30cm程度の礫上にゴム製の型枠 (枠サイズ: 5cm×5cm) を固定し、枠内の付着藻類をブラシで剥ぎ取った。剥ぎ取った付着藻類は実験室で水洗したのち、純水に懸濁させWhatman GF/Fに100ml程度ろ過して濾紙上に残った物質をサンプルとした。河岸植物は、流程間に群生していたヨシ類を採取しサンプルとした。各種有機物サンプルは安定同位体比分析まで-30°Cで冷凍保存した。

2.3 安定同位体比分析

冷凍保存していた各種有機物サンプルは1mol/L HClで炭酸塩除去を行い、凍結乾燥させたものを分析用試料とした。試料を折りたたみ、それぞれスズ箔に入れ、元素分析装置 (Thermo Scientific 社製 FlashEA1112) と質量分析計 (Finnigan 社製 MATDELTA Plus) から構成されているオンライン分析システムを用いて、サンプル中の炭素・窒素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) を測定した。 $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ は以下の式により標準試料からの相対千分率で示した。

$$\delta^{13}\text{C} \text{ or } \delta^{15}\text{N} = [\text{R}_{\text{sample}} / \text{R}_{\text{standard}} - 1] \times 1000 (\text{‰}) \quad (1)$$

ここで、Rは $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ あるいは $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ である。標準試料として $\delta^{13}\text{C}$ はPee Dee Belemnite (PDB) 、 $\delta^{15}\text{N}$ は大気中の窒素を用いた。この装置で標準試料を繰り返し分析した際の標準偏差は、 $\delta^{13}\text{C}$ が0.05‰、 $\delta^{15}\text{N}$ が0.1‰だった。

2.4 砂州の変動面積及び河川地形の定量

濁水の低減に対する砂州地形の影響を検討するために、出水前後における砂州の変動面積量を求めた。本調査の約1ヶ月前の2017年10月下旬に最大3211m³/sの出水が観測された (Fig. 2) 。そこで、10月10日 (出水前) と11月9日 (出水後) における調査区間の衛星画像を入手し、区間ごとの侵食・堆積量を定量化した。区間は距離標の間隔である200m (一部250m) を基準とし、ダム直下から最下流地点までを119区間に分割した。同一区間内において出水後に消失した砂州の面積を侵食面積量、新たに形成された砂州の面積を堆積面積量とし、それぞれの変動面積量の和を砂州の総変動面積量とした。

現地調査時における流路の平面形状及び砂州形状は出水後の衛星画像を用いて定量化した。流路の平面形状は、交互砂州区間では蛇行度 (S) 、複列砂州区間では網状度 (B) を用いて評価した。蛇行度及び網状度は以下の式から求めた (Friend and Sinha, 1993) 。

$$S = L_m / L \quad (2)$$

$$B = L_{\text{ctot}} / L_{\text{cmax}} \quad (3)$$

ここで、 L_m は地点間の流路距離、 L は地点間の直線距離、 L_{ctot} は地点間における網状流の総流路距離、 L_{cmax} は網状流路のうち最大の川幅をもつ流路距離を表す。また、単一流路の場合、 $L_m = L_{\text{cmax}}$ の関係にある。砂州形状は、地点間ごとの平均砂州面積 (m²) 、砂州密度 (/km) 、流路距離に対する水際線長割合、平均砂州波長 (m) 及び平均砂州幅 (m) の計5種の指標を用いて評価した。砂州の変動面積、流路形状及び砂州形状の定量はimageJ software (1.48v) を用いて行い、区間ごとにそれぞれの値を算出した。

2.5 統計解析

流下に伴う水質及び濁質成分の変化とダムからの距離との相関関係は無相関検定により評価した。砂州の変動面積量は、区間ごとに侵食量、堆積量及び総変動量を求め、地点間を要因とする一元配置分散分析を実施した。さらに、中規模河床形態別の砂州

変動量を評価するために、単列砂州区間と複列砂州区間の砂州変動量についてt検定を実施した。

調査地点間の河川地形の特徴を明らかにするために、流路形状及び砂州形状変数に基づく主成分分析を行った。第1主成分と第2主成分の主成分得点を基に、平方ユークリッド距離を利用したWard法によるクラスター解析を行い、河川地形の区分を行った。相関係数の無相関検定、t検定、主成分分析及びクラスター解析にはSPSS statistics17.0を用いた。

流下微粒状有機物 (SFPOM) は複数の異なる起源を持つ有機物の混合物であり、起源となる有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ からSFPOMに対するそれぞれの有機物構成割合を推定できる (Fry, 2006)。本研究では、SFPOMの起源物質として、付着藻類 (河川内生産有機物)、河岸植物 (陸域生産有機物) 及びダム有機物の3種類を設定し、混合モデル式を適用してSFPOMの構成割合を求めた。起源推定には、SIAR (Stable Isotope Analysis in R) を使用した (Parnell et al., 2010)。なお、混合モデルを適用する場合、起源物質間の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ が明確に異なる必要がある。そこで、起源推定を行う前に、起源物質の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ についてone-way ANOVAを用いて評価し、有意差があった場合は、Tukey-kramer testによる多重比較を行った。SIAR, one-way ANOVA及び多重比較検定はRソフトウェアversion3.3.3を使用した。

3. 結果

3.1 水質及び濁質成分の流程変化

水温は、10.4 °Cから12.6 °Cの範囲で変動し、下流地点ほど上昇する傾向にあった ($P < 0.001$)。DOは、101.7%から112.1%の範囲で変動し、ダム直下地点で101.7%と最も低く、下流地点ほど上昇する傾向を示した ($P < 0.01$)。ECは、St. 1からSt. 3までは12.6 mS/mから12.9 mS/mの範囲であったが、St. 4以降は11.5 mS/mから12.0 mS/mの範囲で変動した。

濁質成分の指標である濁度はダム湖水で14.3 NTUで最も高く、ダム直下で11.9 NTUに低下した (Fig.3 (a))。下流河川の濁度は流下に伴い減少し ($P < 0.001$)、最下流地点のSt.19では9.1 NTUとなり、ダム湖の値から36%低下した。SSは、ダム湖水で8.5 mg/Lと最大値を示し、St. 4までは減少傾向を示したが、St. 5以降は5.9~7.6 mg/lの範囲を変動した (Fig. 3 (b))。SS中の有機物量であるAFDMは、ダム湖水で最大値 (1.5 mg/l)を示し、St. 4にかけて低下したが、St. 5からSt. 7にかけて増加した。St. 7以降は、St. 16までは減少傾向を示したが、その後は再び増加した。SS中の有機物割合は、0.11 mg/l ~ 0.20 mg/lの範囲で変動し地点間に顕著な違いはみられなかった。

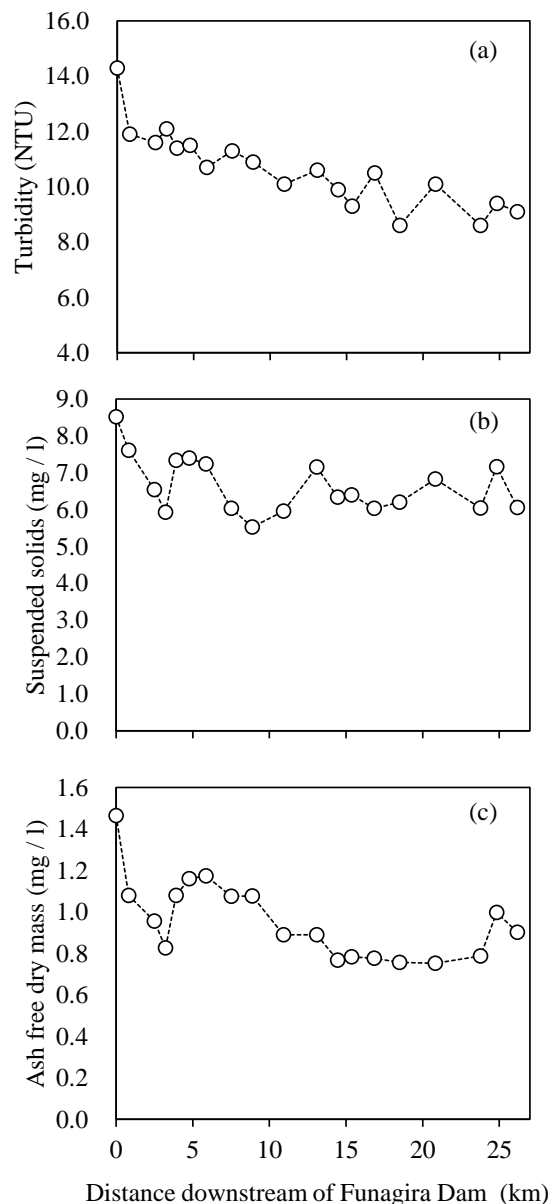


Fig.3 Variation in turbidity (a), suspended solids (b) and ash free dry mass (c) during longitudinal survey.

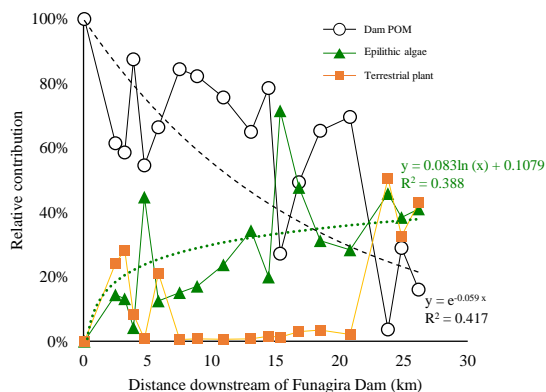


Fig. 4 Downstream changes in relative contributions of the three sources to SFPOM in the Tenryu river.

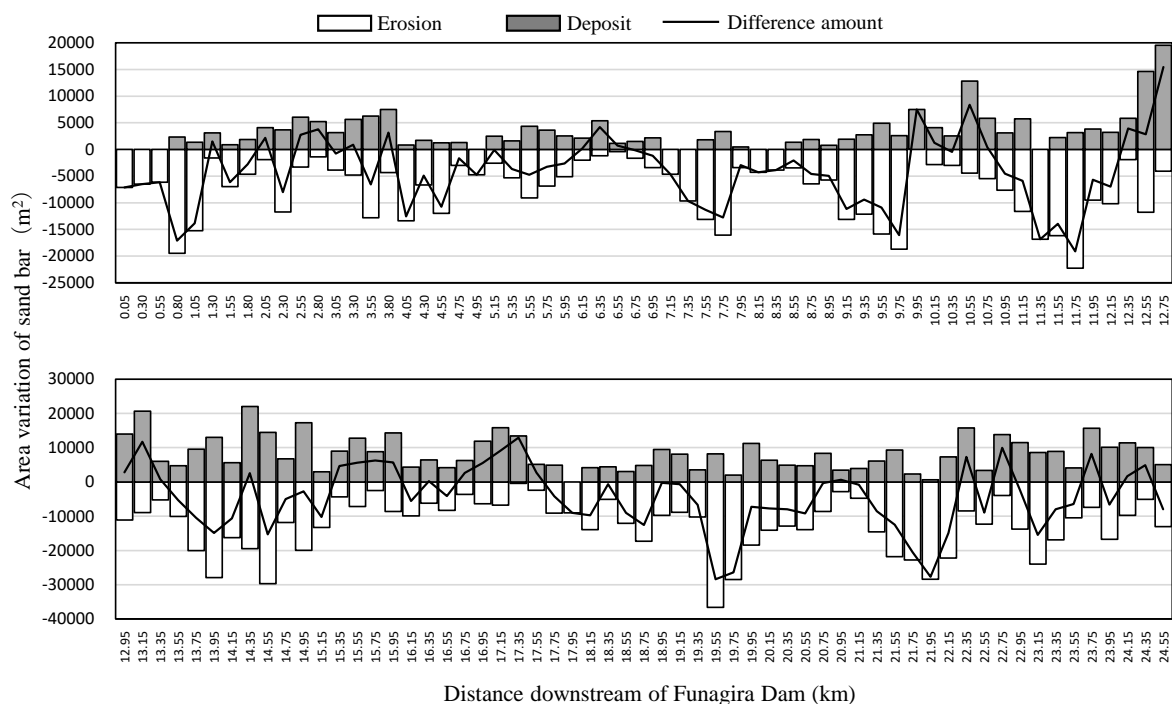


Fig. 5 Area variation of sand bar in the Tenryu river at between October 10th and November 9th, 2017.

3.2 流下粒状有機物組成の流程変化

濁質成分の質的变化を評価するために流下微粒状有機物 (SFPOM) 及び起源物質となる各種有機物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ を測定した。ダム有機物 (St. 1) の $\delta^{13}\text{C}$ は、 $-24.5 \pm 0.5\%$ であり、下流地点の SFPOM より高い値を示した。一方、ダム直下である St. 2 の SFPOM の $\delta^{13}\text{C}$ は $-27.0 \pm 0.1\%$ と調査地点の中で最も低い値を示し、その他の地点は、 -26.9% から -25.0% の範囲にあった。SFPOM の起源物質である付着藻類及び河岸植物の $\delta^{13}\text{C}$ はそれぞれ $-22.5 \pm 0.4\%$ 、 $-28.0 \pm 0.5\%$ であり、ダム有機物及び各地点の SFPOM を内包する値を示した。ダム有機物及び各地点の SFPOM の $\delta^{15}\text{N}$ は、 2.8% ~ 5.0% の範囲にあった。付着藻類及び河岸植物の $\delta^{15}\text{N}$ はそれぞれ $5.0 \pm 0.2\%$ 、 $0.3 \pm 0.3\%$ であった。

次に、各種有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ を用いた混合モデル式による SFPOM の組成割合の算出を検討した。本研究では SFPOM の起源物質として、ダム有機物、河岸植物及び付着藻類を選択した。但し、St. 1 の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ は計算上不適と判断し、ダム有機物の値としてダム直下 (St. 2) の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ を採用した。各起源物質の $\delta^{13}\text{C}$ は、河岸植物、ダム有機物、付着藻類の順で値が高くなり、互いに有意な差が認められた (Tukey-kramer test, $P < 0.05$)。 $\delta^{15}\text{N}$ は河岸植物、ダム有機物、付着藻類の順で値が高くなり、河岸植物とダム有機物及び付着藻類の間に有意差が認められた (Tukey-kramer test, $P < 0.01$)。調査地点における SFPOM の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ は各起源物質の値を結んだ

エリアにほぼ内包されたため、SIAR による SFPOM の組成割合推定を実施した (Fig. 4)。下流河川における SFPOM のダム有機物割合は、 $3.7\% \sim 88\%$ までの範囲で変動し、流下に伴い指数関数的に低下した ($P < 0.01$)。付着藻類割合は、 $4.2\% \sim 46\%$ の範囲で変動し、流下に伴い対数関数的に増加した ($P < 0.05$)。河岸植物割合は、St. 3 から St. 16 までは、 $0.6\% \sim 28\%$ の範囲で変動したが、St. 17 以降は $32\% \sim 51\%$ と顕著に増加した。ダム有機物割合が上流地点より急激に低下した St. 6 (54.6%) と St. 13 (27.2%) では、付着藻類の割合がそれぞれ増加する傾向を示した。

3.3 砂州の変動面積量と河川地形形状

調査対象の河川区間全域において、砂礫による砂州が確認された (Fig. 1)。ダム直下から 11.15 km 下流までは交互砂州が発達し、 11.15 km より下流では複列砂州が発達していた。砂州地形の変動履歴を評価するために、出水前後における砂州の変動面積量を Fig. 5 にまとめた。砂州の侵食及び堆積面積は、ダム直下から 4.55 km までは 250 m 間隔、 4.55 km 以降は 200 m 間隔で算出した。交互砂州の区間は 52 区間に渡り、複列砂州は 67 区間に渡って観測された。交互砂州が広がる 11.15 km までは 75% の区間が侵食卓越だった。 6.75 km から 9.75 km 地点までの 3 km 区間は侵食卓越が連続して出現した。交互砂州区間における平均侵食面積量 ($6,815 \pm 4,921 \text{ m}^2$) は、堆積面積量 ($2,822 \pm 2,500 \text{ m}^2$) より有意に多かった ($t = 5.216$, $df = 75.683$, $P < 0.001$)。 11.15 km より下流の複列砂州区

Table 1 Channel morphological parameters and sandbar morphological parameters of each sandbar type (mean \pm 1SD).

Sandbar type	N	Channel parameters		Sandbar parameters		Density (/km)	Shoreline length ratio (m/m)	Mean wavelength (m)	Mean width (m)
		Sinuosity	Braid channel ratio	Area variation (m ² /m)	Mean area (m ² /m)				
Alternate	10	1.13 \pm 0.07	1.0 \pm 0.0	38 \pm 11	130 \pm 68	1.1 \pm 0.3	1.0 \pm 0.3	872 \pm 292	177 \pm 48
Double row	8	1.09 \pm 0.05	2.4 \pm 0.4	94 \pm 39	232 \pm 82	2.4 \pm 0.9	3.1 \pm 1.5	736 \pm 190	176 \pm 50

間では、66%が侵食卓越区間であり交互砂州区間より侵食卓越の割合が低下し、堆積卓越区間が増加した。複列砂州区間においても砂州の侵食面積量が堆積面積量より有意に多かった ($t = 3.686$, $df = 122.013$, $P < 0.001$)。総変動面積量は、14.15~14.55 km区間 (41,502 m² ~ 44,137 m²) や19.35 km ~ 19.55 km区間 (44,785 m²) で多く、6.55 km ~ 6.95km区間 (1,571 m² ~ 3,142m²) や7.95 km ~ 8.55 km区間 (3,844 m² ~ 4,795 m²) で少なかった。

調査地点間における流路形状変数 (蛇行度, 網状度) と砂州地形変数 (流路1mあたりの変動面積量, 砂州面積, 砂州密度, 水際線長, 砂州波長及び砂州幅) の平均値を砂州の種類別にまとめた (Table 1)。St. 1からSt. 11までの10区間は交互砂州が連続して出現し、St. 12からSt. 19までの8区間は複列砂州が連続して出現していた。蛇行度 (Sinuosity) は、交互砂州区間で有意に高かった ($t = 3.136$, $df = 13$, $P < 0.01$)。網状度 (Braid channel ratio) は、最下流のSt. 18からSt. 19区間が最も高かった ($B = 2.63$)。地点間の変動面積量, 砂州密度及び水際線長は、交互砂州区間の方が複列砂州区間より有意に少なかった ($t = -4.947$, $df = 7.889$, $P < 0.01$; $t = -4.144$, $df = 7.796$, $P < 0.01$; $t = -6.372$, $df = 13$, $P < 0.01$) 一方、砂州波長は交互砂州区間の方が複列砂州区間より長かった ($t = -4.970$, $df = 7.653$, $P < 0.001$)。

地点間毎の河川地形形状の特徴を明確にするためにTable 1の変数を用いて主成分分析を行った (Fig. 6)。第1主成分の寄与率は56%, 第2主成分の寄与率は16%で両成分により全変動の72%が説明された。第1主成分の因子負荷量については、網状度, 変動面積量, 砂州密度及び水際線長が正の大きな値を示した。一方、第2主成分の因子負荷量は、砂州波長と砂州幅が大きな正の値を示し、蛇行度が大きな負の値を示した。第1及び第2主成分の主成分得点に基づくクラスター分析の結果、平方ユークリッド距離を基準としてA_{sec.}からD_{sec.}の4つのグループとSt. 8 ~ St. 9及びSt. 13 ~ St. 14の計6タイプに区分された。A_{sec.}は、砂州面積及び変動面積量が大きく、砂州幅が比較的大きい区間であり、St.10 - 11を除いて複列砂州区間であった。B_{sec.}は、砂州波長が大きく、砂州面積が小さ

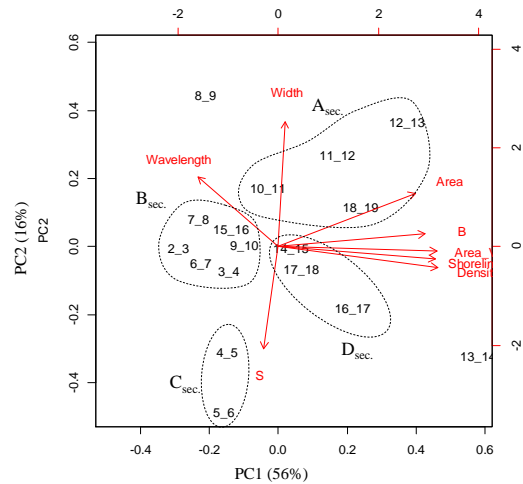


Fig. 6 Principal component analysis (PCA) based on the eight parameters of channel morphological characteristics and sandbar morphological characteristics. PC1 and PC2 scores of the 17 sections. The numbers represent between sampling sites, and correspond to the PC1 and PC2 scores of each sections. The arrows represent the correlation of the variables with PC1 and PC2. Zoning (A_{sec.} - D_{sec.}) based on the cluster analyses. S: sinuosity index, B: braid channel ratio, Area_V: area variation of sandbar, Area: mean area of sandbar, Density: sandbar density, Shoreline: shoreline length ratio, Wavelength: mean wavelength of sand bar, Width: mean width of sandbar.

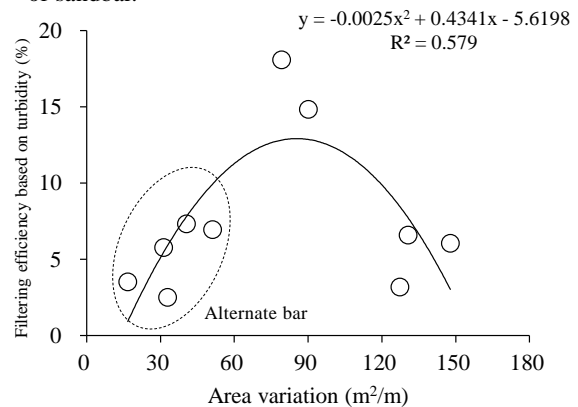


Fig. 7 Relationship of filtering efficiency based on turbidity with area variation.

い区間であり、St. 15 ~ St. 16を除いて交互砂州区間であった。C_{sec}は、蛇行度が大きい河川区間であり、交互砂州区間の2区間が含まれていた。D_{sec}は複列砂州区間のうち、砂州波長及び砂州幅が比較的小さく、砂州面積及び変動面積量が中間付近の河川区間が含まれていた。St. 8 ~ St. 9は、砂州波長及び砂州幅が大きく、蛇行度が小さい河川区間であった。St. 13 ~ St. 14は、他の区間より砂州面積、砂州変動量、密度が高く、砂州波長が小さい区間であった。

調査地点間における砂州の濾過効率と砂州変動面積量との関係から、砂州地形の濾過機能を評価した。ここで、砂州の濾過効率 (Filtering efficiency: FE) は以下の式から求めた。

$$FE = \{1 - 1 / (\text{上流側濁度} / \text{下流側濁度})\} \times 100 (\%) \quad (4)$$

求めた濾過効率のうち、正の値の区間 (地点間で濁度が減少した区間) のみを抽出し、砂州の変動面積量との関係を調べた (Fig. 7)。濾過効率と砂州面積変動量は負の二次関数の関係が認められ ($P < 0.05$)、砂州面積変動量が中程度のときに濾過効率が最も高まる傾向が示された。

4. 考察

4.1 砂州の変動面積量と濾過効率との関係

本研究では、船明ダム下流河川において砂州地形が持つ濾過機能を明らかにするため、流下に伴う濁度変化と砂州地形条件との関係を評価した。本研究の結果から、出水前後における砂州地形の変動面積量が中程度のときに、濾過効率が最も高まり (Fig. 7)、砂州の好適な更新がダム下流河川の濁質成分の低減に寄与していることが示唆された。濾過効率が最も高い区間は、St. 14 ~ St. 15 (FE = 18.1%)、2番目は St. 16 ~ St. 17 (FE = 14.9%) であり、両地点とも複列砂州区間だった。これらの区間は、クラスター解析において同一のグループに分類されており、類似の砂州地形を有していた。複列砂州区間の中でも、St. 14 ~ St. 15は平均砂州面積が116 m²/mと最も少なく、St. 16 ~ St. 17は平均砂州波長が516 mと最も小さかったが、その他の変数はそれぞれ平均値近傍の値を示した。したがって、攪乱前後において一定量の土砂が移動し、濁質を効率的に濾過する砂州は、流程間において、平均的な地形形状を持つ傾向にあることがわかった。

一方、砂州変動量が少なくかつ濾過効率が低い区間は、上流域の交互砂州区間であった。砂州の面積変動量が少ない交互砂州区間のみに着目すると砂州変動量が大きいほど濾過効率は高まる傾向にあり

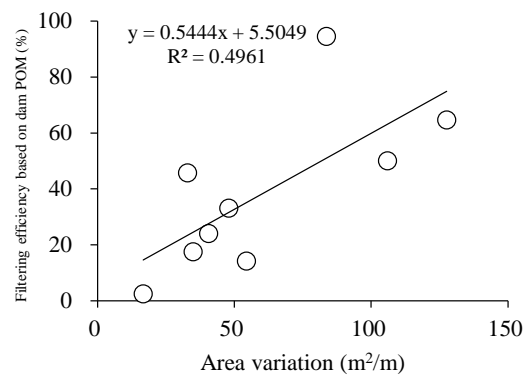


Fig. 8 Relationship of filtering efficiency based on dam POM with area variation.

(Fig. 7)、最も濾過効率が高い区間はSt. 9 ~ St. 10で7.3%であり、平均濾過効率は5.2%だった。複列砂州区間と比較すると若干濾過効率は劣るものの、砂州変動量が大きいほど濾過効率が高まるため、置き土などによる土砂還元を実施することで濾過効率を改善できる可能性がある。土砂還元が砂州面積の変動に及ぼす影響は、平面2次元河床変動解析を用いて河床変動量をシミュレーションし、その結果から濾過効率を推定することで評価できるだろう。また、砂州変動量が大きくかつ濾過効率が低い区間は、複列砂州のSt. 11 ~ St. 12、St. 12 ~ St. 13及びSt. 18 ~ St. 19だった。砂州変動量が大きい複列砂州区間において、濾過効率が低下した要因の一つとして、堆積土砂の再浮遊が挙げられる (Vigilar and Diplas, 1998)。これらの区間は土砂が移動しやすい環境にあり、濁質の捕捉よりも河床に堆積していた細粒分等の再浮遊割合が優占するために濾過効率が低下したと推察される。または、調査時の段階で間隙が目詰まりを起こし、濾過効率が低下していた可能性もある。高い濾過効率を有する2区間については、攪乱時の土砂移動によって砂州の目詰まりが解消され、かつ砂州による濁質の捕捉が優占する条件が揃っていた区間だと考えられる。

4.2 濁質成分の質的变化

砂州地形は、濁質濃度の低減化だけではなく質的变化も担っていることが示された。濁質成分に含まれる流下微粒状有機物 (SFPOM) は複数の有機物の混合物であり、各地点の有機物環境を反映していると考えられる。河川における食物網解析やFPOMの起源解析のための起源物質は、ダム有機物 (プランクトンなど)、藻類、FPOM、CPOM、細菌などが用いられるが (Lau et al., 2009; 高橋ら, 2013; Ock and Takemon, 2014)、本研究では、ダム有機物、付着藻類、河岸植物の3種類を起源物質として選定した。SFPOMのダム有機物割合は、流程間で増減はあるも

の最下流で16%となり、8割以上が河川内で生産された付着藻類と陸域の有機物である河岸植物に置き換わったことが明らかとなった。ここで、各地点のダム有機物割合に強熱減量値 (AFDM) を乗じ、各地点のダム有機物量を算出した後、濁度と同様に地点間の濾過効率を求めた。そして、濾過効率が正の値を示した区間のみを抽出し、砂州の変動面積量との関係を調べた (Fig. 8)。その結果、ダム有機物量と砂州変動面積量の間には有意な正の相関関係が認められ ($P < 0.01$)、砂州変動量が大きい区間ほど濾過効率が高まることが明らかとなった。濁度の濾過効率は砂州変動量が多すぎると低下する傾向を示したが、ダム有機物量は異なる傾向を示した。この理由は、砂州表面や間隙に捕捉されたダム有機物の絶対量が少ないことと、捕捉後、生物による消費や分解が生じるためと考えられる。本調査の結果から、濁質成分に含まれる有機物量は20%以下であり、そのうちダム有機物割合は平均60%であることが判明した。そのため、流下する濁質成分のうち12%以下がダム有機物量となり、それらが堆積し、巻き上げ等による再浮遊が起きても極微量であるため、SFPMには寄与しない可能性が高い。また、捕捉された有機物は底生動物や魚類による利用や間隙内の微生物による分解 (Hartwig and Borchardt, 2015) によって減少するため、再浮遊量への寄与は少ないと推察される。ダム有機物割合に基づく濾過効率は、濁度に比べて非常に高く、最大で90%以上の濾過効率を示した。したがって、ダムが下流河川の有機物環境に及ぼす影響を低減させるには、砂州地形による濾過機能が重要であることが示唆された。

本研究の成果から、攪乱における砂州の変動は、砂州による濁質成分の濾過効率を高め、流程間における濁質の低減に寄与することが示された。河川内の攪乱は、砂州の濾過効率を高めるだけでなく、生息場の異質性を高め (Townsend, 1989)、付着藻類や底生動物群集のバイオマス量や種組成へも影響を及ぼしている (Grimm and Fisher, 1989; Schneck and Melo, 2012; Melo et al., 2003)。したがって、砂州の濾過効率を高めるための土砂供給条件や流況条件を検討する際には、河川の物理環境及び生物環境への影響も考慮した上で条件検討を行っていくことが必要である。

5. まとめ

天竜川下流域において、濁質成分の流程変化から砂州地形の濾過機能を評価した。濁度の濾過効率は、砂州変動量と二次多項式近似の関係にあり、砂州変動量が80 m²/mから100 m²/mであるSt. 14 ~ St. 15及び

St. 16 ~ St. 17において高い濾過効率を示した。一方、砂州変動量が少ない交互砂州区間や複列砂州区間の中でも砂州変動量が多い区間は、低い濾過効率を示した。濁質成分に含まれるダム有機物量の濾過効率は、砂州変動量と正の相関関係があり、砂州変動量が多いほど高い濾過効率を示した。したがって、中程度の砂州変動量を持つ複列砂州区間を形成・維持することができれば、対象河川の濁水の量的及び質的な低減化を達成できることが示唆された。

本研究では、2017年11月の現地調査の結果を基に議論を進めたが、砂州地形の濾過機能をより正確に評価するためには様々な条件下での濾過効率を求める必要がある。今後、過去の現地調査結果ならびに水文水質データ及び河川地形画像 (空中写真、衛星画像) 等について統計解析及び数値計算による河床変動計算を行い、濾過効率を高める砂州地形を形成するための土砂供給量や流況パラメータを求める予定である。

謝 辞

本研究の現地調査の実施にあたり、国土交通省浜松河川国道事務所、天竜川漁業協同組合、天竜川天然資源再生連絡会、いであ株式会社大阪支社 河川水工部に協力を頂いた。また、本研究を進めるにあたり基盤研究 (A) (25241024)、奨励研究 (17H00391) ならびに公益財団法人 河川財団の河川基金助成事業の助成を受けた。ここに感謝の意を表す。

参考文献

- 黒木幹男・岸力 (1984) : 中規模河床形態の領域区分に関する理論的研究, 土木学会論文報告集, 342, pp87-96.
- 高橋真司・竹門康弘・大村達夫・渡辺幸三 (2013) : ダム下流河川の流水性・止水性ハビタット間の微粒状有機物の起源の違い, 土木学会論文集 G (環境), 69(7), pp. 547-555.
- Blaschke, A. P., Steiner K-H, Schmalfluss, R., Gutknecht D., and Sengschmitt, D. (2003): Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria. *International Review of Hydrobiology*, 88(3-4), pp. 397-413.
- Bo, T., Fenoglio, S., Malacarne, G., Pessino, M. and Sgariboldi, F. (2007): Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, Volume 37, pp. 186-192.

- Boulton, A. J., Fenwick, G. D., Hancock, P. J. and Harvey, M. S. (2008): Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Invertebrate Systematics*, 22, pp. 103-116.
- Denic, M. and Geist, J. (2015): Linking stream sediment deposition and aquatic habitat quality in pearl mussel stream: implications for conservation. *River research and applications*, 31 (8), pp. 943-952.
- Descloux, S. Detry, T. and Marmonier, Pierre. (2013): Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmatation by fine sediment. *Aquatic Sciences*. 75. 493-507
- Friend, P.F. and Sinha, R. (1993): Braiding and meandering parameters. In: Best, J.L., Bristow, C.S. (Eds.), *Braided Rivers*. Geological Society Special Publication 75, London, pp. 105-111.
- Fry, B (2006): *Stable isotope ecology*, Springer Verlag, pp. 139-149.
- Grimm, N.B. and Fisher, S.G. (1989): Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, pp. 293-307.
- Hartwig, M. and Borchardt, D. (2015): Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine - sediment gradient. *Ecohydrology*, 8, pp. 961-975.
- Kaller, M. D. and Hartman, K. J. (2004): Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities, *Hydrobiologia*, 518, pp. 95-104.
- Lau, D. C., Leung, K. M., and Dudgeon, D. (2009): Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams?. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), pp. 426-439.
- Melo, A.S., Niyogi, D.K., Matthaei, C.D. and Townsend C.R. (2003): Resistance, resilience, and patchiness of invertebrate assemblages in native tussock and pasture streams in New Zealand after a hydrological disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, pp. 731-739.
- Nobles, T., and Zhang, Y. (2011): Biodiversity loss in freshwater mussels: importance, threats, and solutions, *Biodiversity Loss in a Changing Planet*, pp. 137-162.
- Ock, G., and Takemon, Y. (2014): Effect of reservoir - derived plankton released from dams on particulate organic matter composition in a tailwater river (Uji River, Japan): source partitioning using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Ecohydrology*, 7(4), pp. 1172-1186.
- Schneck, F. and Melo, A. S. (2012): Hydrological disturbance overrides the effect of substratum roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae, *Freshwater biology*, 57, pp. 1678-1688.
- Townsend C.R. (1989): The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, pp. 36-50.
- Vigilar Jr, G. G., and Diplas, P. (1998): Stable channels with mobile bed: model verification and graphical solution. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(11), pp. 1097-1108.
- Wood P.J. and Armitage P.D. (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21, pp. 203-217.
- Wood, P. J., and Armitage, P. D. (1999): Sediment deposition in a small lowland stream—management implications. *River Research and Applications*, 15(1-3), pp.199-210.

(論文受理日 : 2018年6月13日)