

天竜川における出水履歴が河床の水質機能に及ぼす影響

Effects of Previous Floods on Riverbed Function for Water Purification in the Tenryu River

高橋真司⁽¹⁾・兵藤誠⁽²⁾・角哲也・竹門康弘

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

(1) 東北大学工学・工学研究科 技術部

(2) いであ株式会社

(1) Technical Division, School of engineering, Tohoku University

(2) IDEA Consultants, INC., Japan

Synopsis

Transport dynamics of sediments, POM and solutes are complex phenomena interacting each other in a river ecosystem. In order to know the effects of geomorphological changes by floods on filtering efficiency of the drifting materials, we conducted field surveys on longitudinal changes of water quality in the Tenryu River. Samples of water and suspended sediments were collected at 19 sampling stations three times in 2016-2017 and analyzed chemical parameters of major ion, concentration of suspended sediments. River bed changes were measured as eroded and deposited area of each bar structure using satellite images taken before and after the previous floods occurred just before the survey. The results showed that variability of the hydrochemistry is controlled by temporal and longitudinal factors. The attenuation coefficient of the hydrochemistry was related to the river bed changes of the bar structure. These results suggest that beneficial effects of the water purification function improved by the riverbed fluctuation by the flood.

キーワード: 砂州地形, 出水履歴, 水質浄化, 濾過効率

Keywords: sandbar morphology, previous flood, water purification, filtering efficiency

1. はじめに

河川地形は流速や水深などの物理環境を支配するだけではなく、出水時には土砂の流れにも影響を及ぼす。流水によって運ばれる流砂は、土砂移動過程（侵食・運搬・堆積）を通して、流路、砂州地形及び瀬、淵及びワンドなどの生息場（ハビタット）の形成に寄与しており（Wood & Armitage, 1997; Kondolf, 1997）、出水時の河床変動量を把握することは、河川地形を管理する上で非常に重要である。また、砂州を含む河床地形は水質交換機能を有することが知ら

れている（Boulton et al., 2008）。

河川表層水は、連続的に河床や砂州の上流側から内部に浸透し、河床間隙や砂州間隙を通過して、それぞれの下流側から湧出している（Hancock, 2002）。表層水が河床間隙に浸透する際に、砂州表面及び間隙内で物理的・生物的・化学的なフィルタリングプロセスが生じている（Vervie et al., 1992）。物理的プロセスは、河川水中に含まれる懸濁物を砂礫の間隙表面及び内部で捕捉し、間隙水の濁度を低減させるプロセスである。生物学的プロセスは、砂礫表面に付着している生物膜が浸透してきた河川水に含まれる

窒素、リン等の栄養塩類を取り込むことで、水質を変換する。また、生物膜上への有機物の分解も生じている (Hartwig and Borchardt, 2015)。化学的プロセスは、間隙内に存在するフミン質が金属イオン等を凝集し、間隙内に沈殿することで水質を変換する。これらのプロセスは砂州地形でも生じていると考えられる。Boulton et al. (2008) は、溶存酸素、硝酸態窒素及びPOM (particulate organic matters) 濃度は、砂州への浸透水が砂州湧出水より高く、還元性の栄養塩類 (アンモニア態窒素等) は、湧出水で高まることを示した。DOや硝酸態窒素は、間隙内で細菌や微生物の呼吸、植物の取り込みによって低下する。POM濃度は、砂州間隙による物理的なフィルタリングによって低下する。アンモニア態窒素は、浸透水に含まれる硝酸態窒素が間隙内の脱窒細菌によって脱窒されることで生成され、湧出水で増加する傾向を示す。

砂州間隙への浸透水量は、固定化した砂州に比べて、新しく形成された動的な砂州で多く、適度な土砂移動が河川表層水と間隙水との水交換を促すと考えられる。高橋ら (2018) は、天竜川下流域において、出水による砂州面積変動量と濁質成分の流程変化との関係を現地調査に基づいて解析し、砂州変動割合が高い区間ほど、濁質成分の濾過機能が高まることを示した。しかしながら、出水による砂州変動量が無機イオン類などの溶解性成分へ及ぼす影響についてはほとんど研究がされていない。

そこで、本研究では砂礫床河川で、多くの砂州が存在する天竜川において、洪水による地形変化が溶解性成分の流程変化に及ぼす影響を明らかにし、出水履歴と砂州の水質交換機能との関係を評価することを目的とした。

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5kp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 (30kp~19kp) は交互砂州区間であり、中・下流域は複列砂州区間であった。調査地点はダム湖及び流路内の代表的な砂州下流側18ヶ所とし、およそ砂州半周期 (1

蛇行区間) ごとに調査地点を選定した (Fig.1)。

2.2 調査項目及びデータ収集

現地調査は、2016年11月7日 (以下、1回目調査)、2017年2月19日 (以下、2回目調査)、11月28日 (以下、3回目調査) 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、1回目調査では154.1m³/s、2回目調査では120.2m³/s、3回目調査では174.3m³/sであり、それぞれ平水流量、低水流量、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) を用いて現地で測定した。懸濁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。

水試料は、洗浄済みポリ容器に採取し、速やかに実験室へ持ち帰り、前処理まで冷蔵保存した。水試料中の陰イオン類 (F⁻, Cl⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, SO₄²⁻) は、水試料をシリンジフィルター (孔径: 0.45µm) で濾過し、その濾液をイオンクロマトグラフィー (Basic IC plus 883) により測定した (Table1)。また、主要な無機元素類14種 (B, Na, Mg, Al, Si, P, Ca, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb) は、試料水にHNO₃を加えて加熱処理を施した後、適宜希釈を行い、ICP-MS (Agilent 8800) により測定した (Table2)。河川水の微粒状有機物 (particulate organic matters: POM) の質的評価を目的として、POMの元素分析を行った。

2.3 砂州の変動面積及び河川地形の定量

水質変動に対する砂州地形の影響を検討するために、調査時の砂州地形特性と出水前後における砂州の変動面積量を求めた。加えて、各調査日近傍の衛星画像に基づいて、各調査地点間の砂州面積割合 (砂州面積 (m²) / 流路面積 (m²)) を求めた。

各調査日前の出水に着目し、出水前後の衛星画像を入手した。1回目調査では2016年9月21日の出水 (最大1946m³/s, Fig. 2) を基準として、その前後の8月4

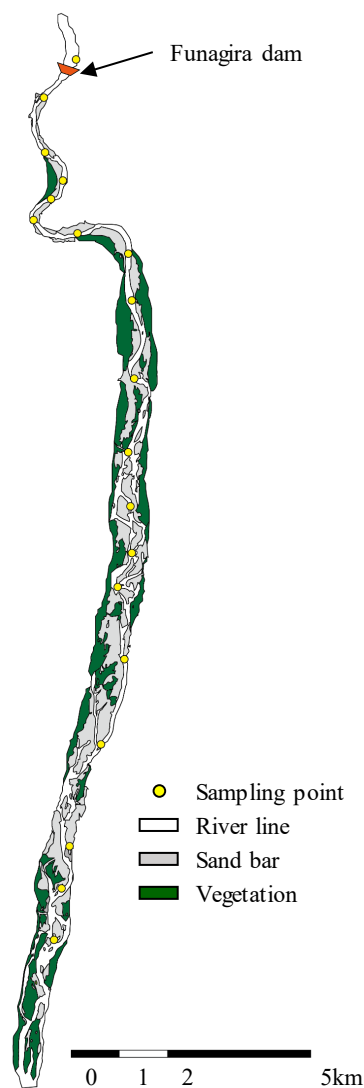


Fig. 1 Location of the 19 survey sites in the Tenryu river (Dec. 2017)

日, 11月29日の衛星画像を入手した. 2回目調査では, 12月23日の出水(最大878m³/s, Fig. 2)を基準として, 11月29日, 2017年2月9日の衛星画像を入手した. 3回目調査では, 10月23日の出水(最大3443m³/s, Fig. 2)を基準として, 10月10日, 11月10日の衛星画像を入手した. それぞれの出水前後における衛星画像を重ね合わせて調査区間の砂州地形における侵食・堆積量を定量化した. 調査地点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.

流路の平面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) .

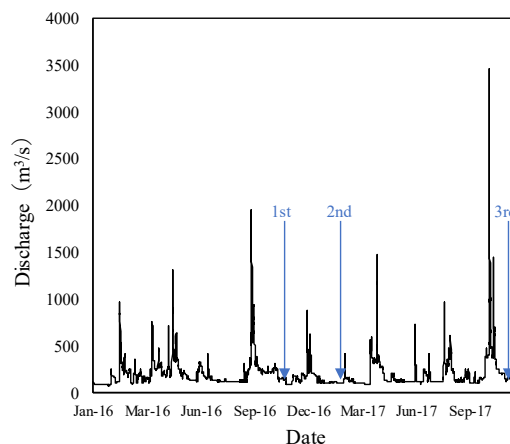


Fig. 2 Discharge values (m³/s) of Funagira Dam in 2016 to 2017. Sampling dates are indicated by blue arrows (1st to 3rd).

$$S = L_m / L$$

$$B = L_{ctot} / L_{cmax}$$

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, $L_m = L_{cmax}$ の関係にある. 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.

2.4 統計解析

全調査における各水質項目の時間変動を one-way ANOVA により評価した. one-way ANOVA によって, 水質の時間的変動の有意差が認められた場合, Tukey-kramer test を実施した. 水質の空間変動の評価のために, 流下に伴う水質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, 調査地点間ごとに侵食量, 堆積量及び総変動量を求め, 地点間を要因とする one-way ANOVA 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.

流路形状, 砂州面積比及び砂州変動変数は, 2-way ANOVA を用いて調査時期と河床形態の違いを検定した.

水質項目の空間的変動特性を評価するために調査日ごとの各水質項目別に流下に伴う減衰係数を以下の式から求めた.

$$C_x = C_0 \exp(-kx)$$

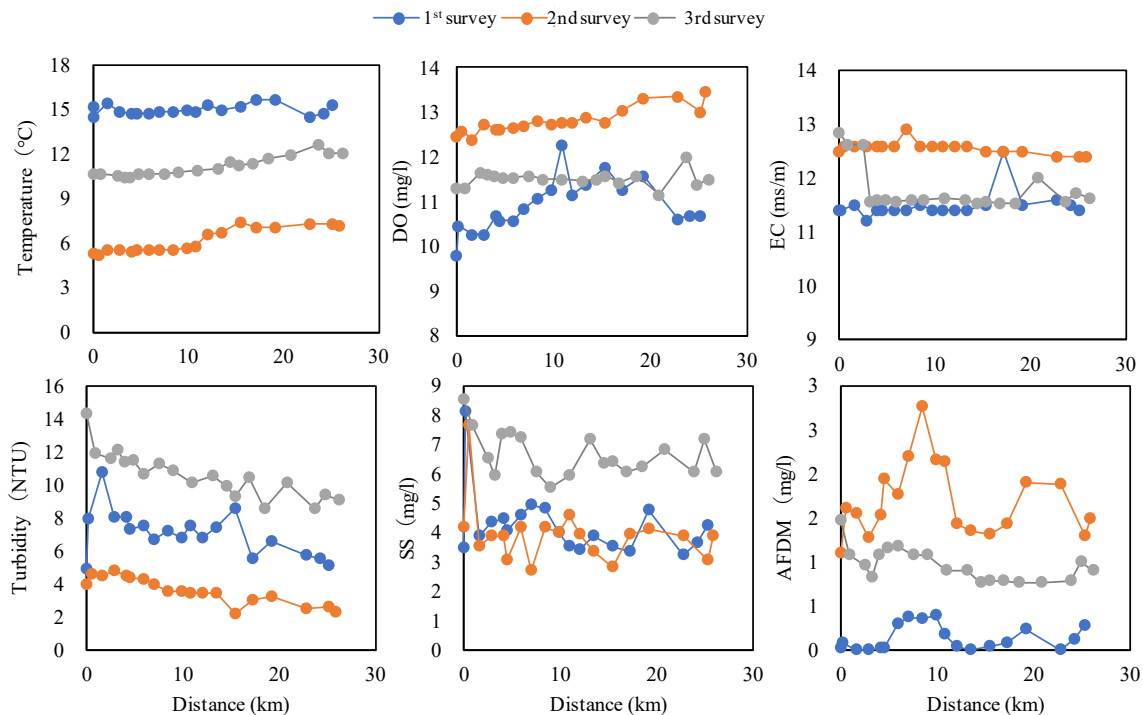


Fig. 3 Longitudinal variation of chemical variables in the Tenryu river during all survey period.

ここで C_0 と C_x は水質項目の初期値及び x km下流地点における成分値, k は減衰係数を表す。上式から算出した k と砂州地形特性値,砂州変動量及び流路形状特性との関係から,砂州地形及び河床変動履歴が水質の変動特性に及ぼす影響を評価した。全ての統計解析はRソフトウェアversion3.3.3を使用した。

3. 結果

3.1 水質の流程変化

全3回の現地観測及び水質測定結果を図にまとめた。水温の平均値は,2回目,1回目,3回目の順に低く,冬季ほど水温が低い傾向にあった(Tukey-kramer test, $P < 0.01$) (Fig. 3)。1回目調査では,14.5°C~15.7°Cの範囲で変動し,流下に伴う変動傾向は確認されなかった。2回目調査では,5.2°C~7.4°Cの範囲で変動し,下流ほど水温は上昇した($r = 0.924, P < 0.001$)。3回目調査では,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($r = 0.936, P < 0.001$)。DOの平均値は,2回目調査が1回目及び3回目より有意に高かった(Tukey-kramer test, $P < 0.05$) (Fig. 3)。1回目調査では,10.3mg/l~12.3mg/lの範囲で変動し,中流域で高まり下流域で低下した。2回目調査では,12.4mg/l~13.5mg/lの範囲で変動し,下流ほど高まる傾向にあった($r = 0.901, P < 0.01$)。3回目調査では,11.3mg/l~12.0mg/lの範囲で変動し,ダムから23.8km地点で最も高い値を示した。河川水

中に溶解しているイオン物質量の指標であるECは,全調査において局所的な増減は確認されたものの,流程的な変化は認められなかった(Fig. 3)。1回目調査では,ダムから17.2km地点で12.5mS/mと局所的に上昇したが,その他の地点は,11.2mS/m~11.5mS/mの範囲で変動した。2回目調査では,平均値は1回目及び3回目より高く,12.4mS/m~12.9mS/mの範囲で変動した。3回目調査では,ダム直下から2.5km地点までは12.6mS/m以上であったが,それ以降は11.5~12.0mS/mの範囲で変動した。

河川水の懸濁物量の指標である濁度の平均値は,3回目,1回目,2回目の順で高く(Tukey-kramer test, $P < 0.05$)。全ての調査において下流ほど値が低下する傾向を示した($P < 0.05$) (Fig. 3)。濁度の最も高かった3回目調査では,流下に伴い濁度が最大値に比べて約40%減少した。SSは,1回目調査と2回目調査においてダム直下地点で最大値を示し,その後は2.7mg/l~4.2mg/lの範囲を変動する類似の挙動を示した(Fig. 3)。一方,3回目調査ではダム湖水で8.5mg/Lと最大値を示し,その後3.2km地点までは減少傾向を示したが,それ以降は5.9mg/l~7.6mg/lの範囲を変動した。SS中の有機物量である強熱減量は,1回目調査では,0.0mg/l~0.4mg/lの範囲で変動し,懸濁成分の大部分は無機物で構成されていた(Fig. 3)。2回目調査では,全調査の中でも最もAFDMが高い傾向を示し,懸濁成分の20%以上が有機物であった。3回目調査では,強熱減量はSSと類似の挙動を示し,両項

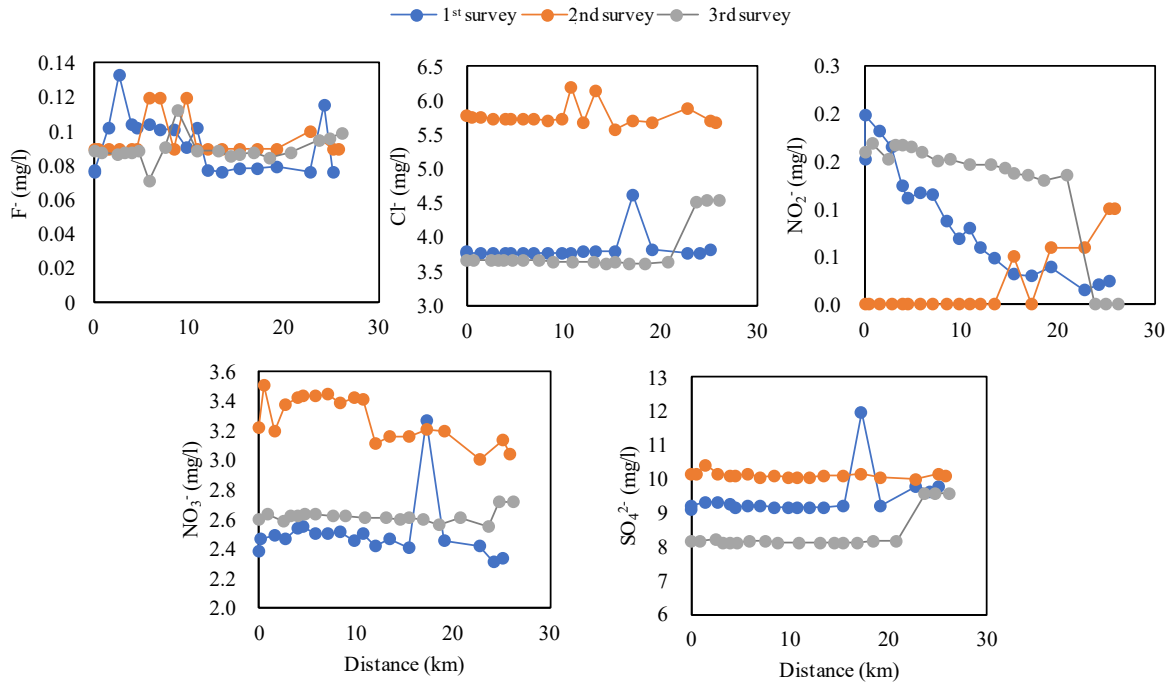


Fig. 4 Longitudinal variation of negative ion variables in the Tenryu river during all survey period.

目は有意な正の相関関係を示した ($r = 0.456$, $P < 0.001$)。SS中の有機物割合は、11%~20%の範囲で変動し地点間に顕著な違いはみられなかった。

河川水中のFは、全調査期間で0.07mg/l~0.13mg/lの範囲で変動し、他の成分に比べて微量濃度だった (Fig. 4)。Fの平均値は、調査間で有意差が認められなかった (one-way ANOVA, $P > 0.05$)。また、全ての期間で流下に伴う変動傾向は認められなかった ($P > 0.05$)。Cl⁻の平均値は、2回目調査が他の調査期間より有意に高かった (Tukey-kramer test, $P < 0.01$) (Fig. 4)。1回目調査は、ダムから17.2kmの地点で局所的に増加した。3回目調査では、3.61mg/l~4.55mg/lの範囲で変動し、下流3地点が顕著に高まる傾向が認められた。NO₂⁻の平均値は、2回目調査で有意に低く (Tukey-kramer test, $P < 0.01$)、下流地点までは定量下限値 (0.01mg/l) 以下だった (Fig. 4)。1回目及び3回目調査では、下流ほど低下する傾向が認められた ($r = -0.92$, $P < 0.01$; $r = -0.81$, $P < 0.01$)。NO₃⁻の平均値は、2回目、1回目、3回目の順に高く、冬季でNO₃⁻が高まる傾向が認められた (Tukey-kramer test, $P < 0.05$) (Fig. 4)。2回目調査では、3.00mg/l~3.50mg/lの範囲で変動し、下流ほど有意に低下した ($r = -0.71$, $P < 0.01$)。SO₄²⁻の平均値は、2回目、1回目、3回目の順に高く、冬季でSO₄²⁻が高まる傾向が認められた (Tukey-kramer test, $P < 0.05$) (Fig. 4)。1回目調査では、ダムから17.2km地点で11.98mg/lと局所的に濃

度が高まったが、その他の地点は、9.13mg/l~9.79mg/lの範囲で変動した。2回目調査では、10.00mg/l~10.42mg/lの範囲で変動した。3回目調査では、8.12mg/l~9.57mg/lの範囲で変動し、下流3地点が顕著に増加した。

Bの平均値は、調査間で有意に異なり (one-way ANOVA, $P > 0.01$)、2回目、3回目、1回目の順に濃度が高かった (Tukey-kramer test, $P < 0.01$) (Fig. 5)。2回目調査では、流下に伴い有意に低下した ($P < 0.05$)。Naの平均値は、2回目、3回目、1回目の順に濃度が高く (Tukey-kramer test, $P < 0.01$)、1回目調査でのみ下流ほど濃度が高まる傾向が認められた ($r = 0.48$, $P < 0.05$) (Fig. 5)。Mgの平均値は、Naと同様の傾向を示し、2回目、3回目、1回目の順に濃度が高かった (Tukey-kramer test, $P < 0.01$) (Fig. 5)。また、2回目調査だけで流下に伴い増加する傾向が認められた ($r = 0.53$, $P < 0.01$)。Alの平均値は、2回目調査が他の調査機関より有意に低い値を示した (Tukey-kramer test, $P < 0.01$)。全調査を通して、18.91μg/l~339.34μg/lの範囲で変動し、流下に伴う変動傾向は認められなかった ($P > 0.05$)。Siの平均値は、3回目、1回目、2回目の順で高く、全ての調査期間で流下に伴い減少する傾向が認められた (1回目: $r = -0.86$, $P < 0.01$; 2回目: $r = -0.83$, $P < 0.01$; 3回目: $r = -0.71$, $P < 0.01$)。Pの平均値は、1回目、3回目、2回目調査の順で高く、1回目調査及び3回目調査において、流下に伴い減少する傾向が認められた (1

回目調査: $r = -0.64$, $P < 0.01$; 3回目調査: $r = -0.60$, $P < 0.01$. 主要元素の一つであるCaは, 3回目調査が他の調査期間より有意に低く, 流下に伴う一定の変動傾向は認められなかった ($P > 0.05$). 重金属類の一つであるCrは, 全調査を通して, $0.45\mu\text{g/l} \sim 3.45\mu\text{g/l}$ の微量範囲で変動し, 調査間で有意差は認められなかった ($P > 0.05$) (Fig. 5). Mnの平均値は,

1回目調査が他の調査よりも有意に高く, 流下に伴い減少する傾向を示した ($r = -0.85$) (Fig. 5). 加えて, 3回目調査時も流下に伴い減少する傾向を示した ($r = -0.51$, $P < 0.05$). Mnの平均値は, 1回目調査が他の調査よりも有意に高く (Tukey-kramer test, $P < 0.01$), 流下に伴い減少する傾向が認められた ($r = -0.846$, $P < 0.01$). FeもMnと同様に1回目調査が他の調査よ

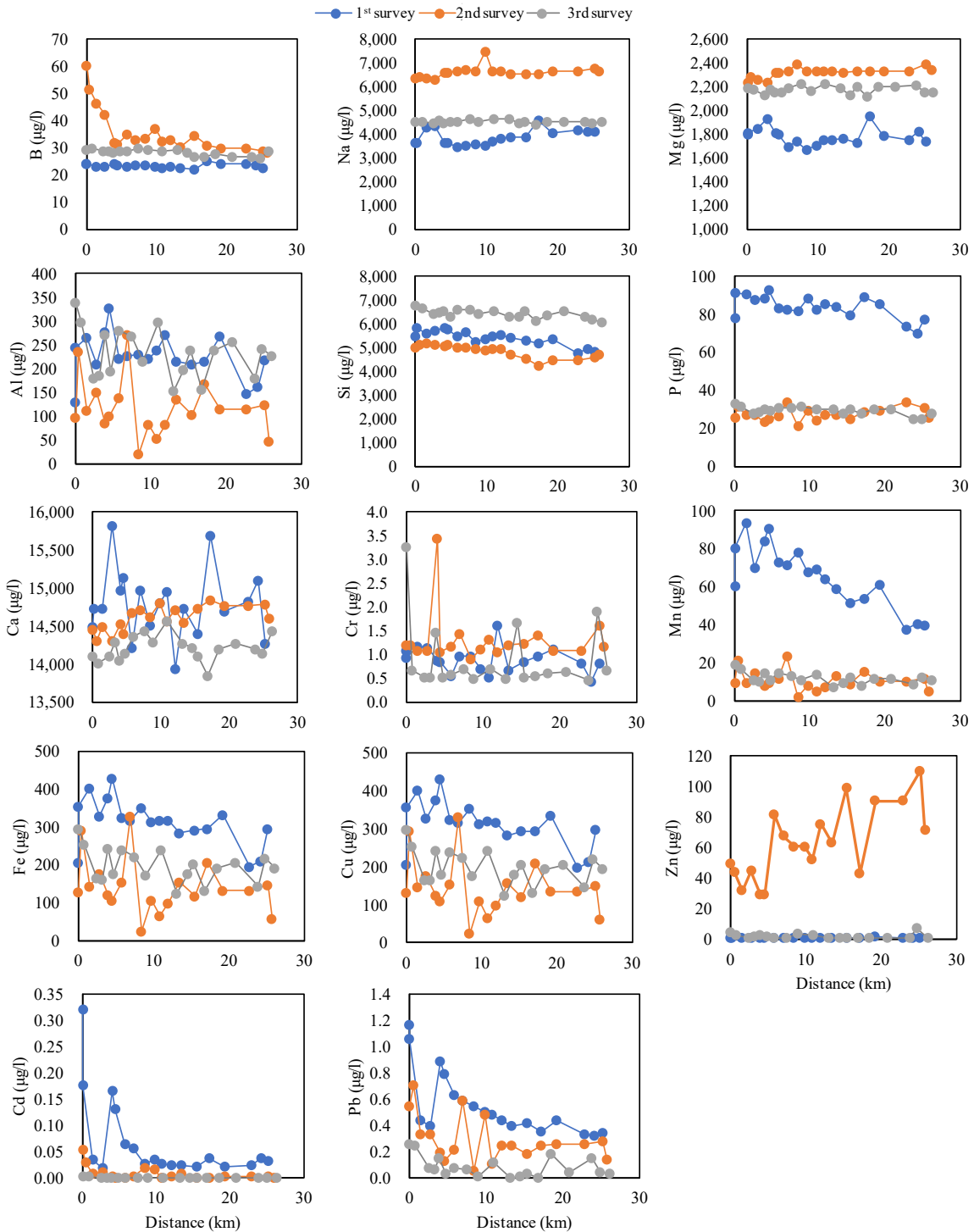


Fig. 5 Longitudinal variation of inorganic ion variables in the Tenryu river during all survey period.

Table 1 Result from two-way ANOVA comparing channel morphology, sand bar area and sand bar area variations during the three-survey period and between two bedforms

Variables	Survey period		Bedform		Survey period × Bedform		
	F	P	F	P	F	P	
Sinuosity		1.875	0.165	1.864	0.179	0.965	0.389
Braided		0.365	0.696	204.666	0.000	0.365	0.696
Bar area ratio		8.408	0.001	12.888	0.001	2.380	0.104
Erosion area ratio		18.128	0.000	0.055	0.816	0.211	0.811
Deposition area ratio		15.571	0.000	0.585	0.448	1.488	0.236
Toatal area variation ratio		27.039	0.000	0.046	0.830	0.916	0.408
Deposition/Erosion		1.306	0.281	1.110	0.298	0.042	0.959

Sinuosity, Sinuosity index = L_m / L ; Braided, Braided index = L_{clot} / L_{cmax} ; Bar area ratio = bar area / stream area; Erosion area ratio = erosion area / bar area; Deposition area ratio = deposition area / bar area; Total area variation ratio = total area variation / bar area; Deposition / Erosion = deposition area / erosion area. F statistic and P-values are given for the main effects and survey period × bedform interaction term.

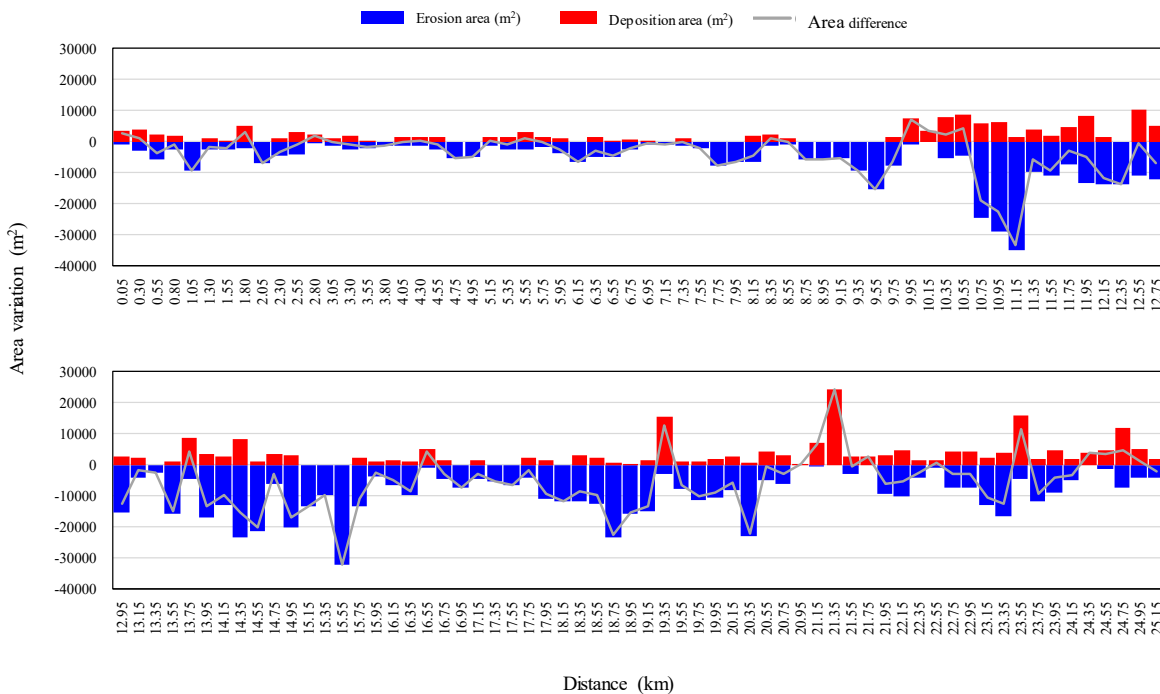


Fig. 6 Area variation of sand bar by floods in the Tenryu river at between August 4th and November 29th, 2016.

り有意に高く (Tukey-kramer test, $P < 0.01$) , 流下に伴い減少する傾向が認められた ($r = -0.526$, $P < 0.05$) (Fig. 5) . Cuの平均値は, 2回目調査で有意に低かったものの (Tukey-kramer test, $P < 0.05$) , 流下に伴う傾向は認められなかった ($P > 0.05$) (Fig. 5) . Znは1回目及び3回目調査では, ほとんど検出されなかったが, 2回目調査時には, 流下に伴い増加する傾向を示した ($r = 0.717$, $P < 0.01$) (Fig. 5) . Cdは全調査を通して, $0.00\mu\text{g/l} \sim 0.32\mu\text{g/l}$ の微量濃度範囲で変動した (Fig. 5) . Cdの平均値は, 1回目調査が他の調査より有意に高く, 1回目及び3回目は流下に伴い, 減少する傾向を示した (1回目: $r = -0.56$, $P < 0.01$;

3回目: $r = -0.47$, $P < 0.05$) . PbもCdと同様に $0.00\mu\text{g/l} \sim 1.16\mu\text{g/l}$ の微量範囲で変動し, 平均値は1回目, 2回目, 3回目の順で高くなる傾向が認められた (Tukey-kramer test, $P < 0.05$) (Fig. 5) .

3.2 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10 km下流 (20kp) 付近までは交互砂州が発達し, 10kmより下流では複列砂州が発達していた.

調査地点間の流路蛇行度は, 調査時期及び河床形態の違いによっても有意差は認められなかった (い

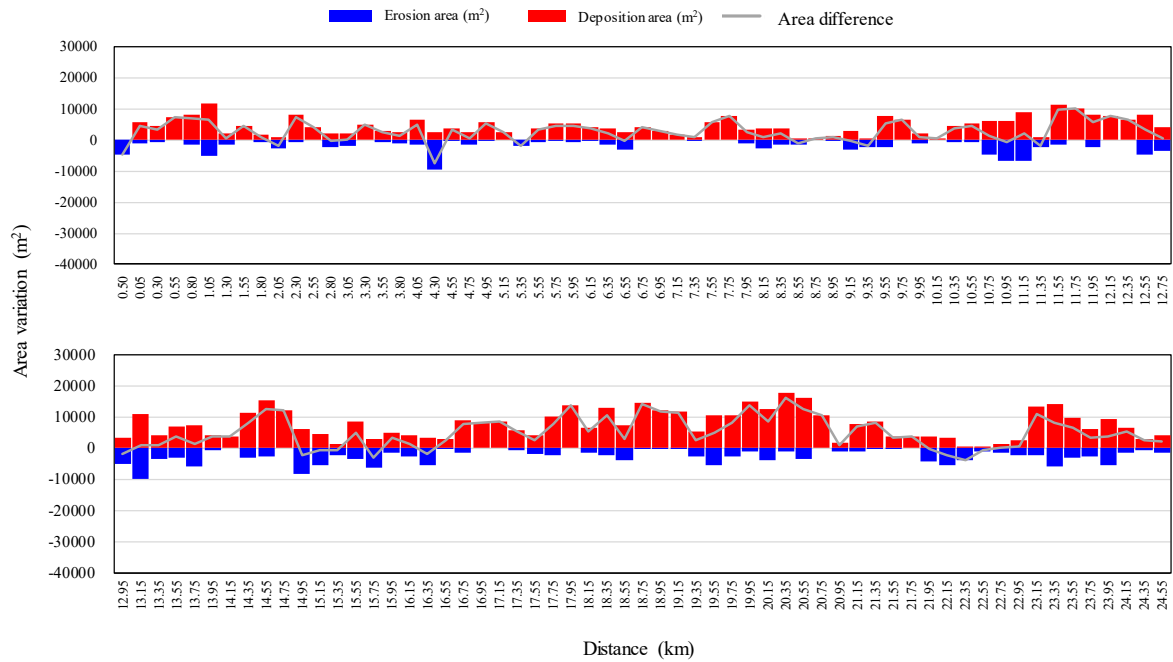


Fig. 7 Area variation of sand bar by floods in the Tenryu river at between November 29th, 2016 and February 9th, 2017.

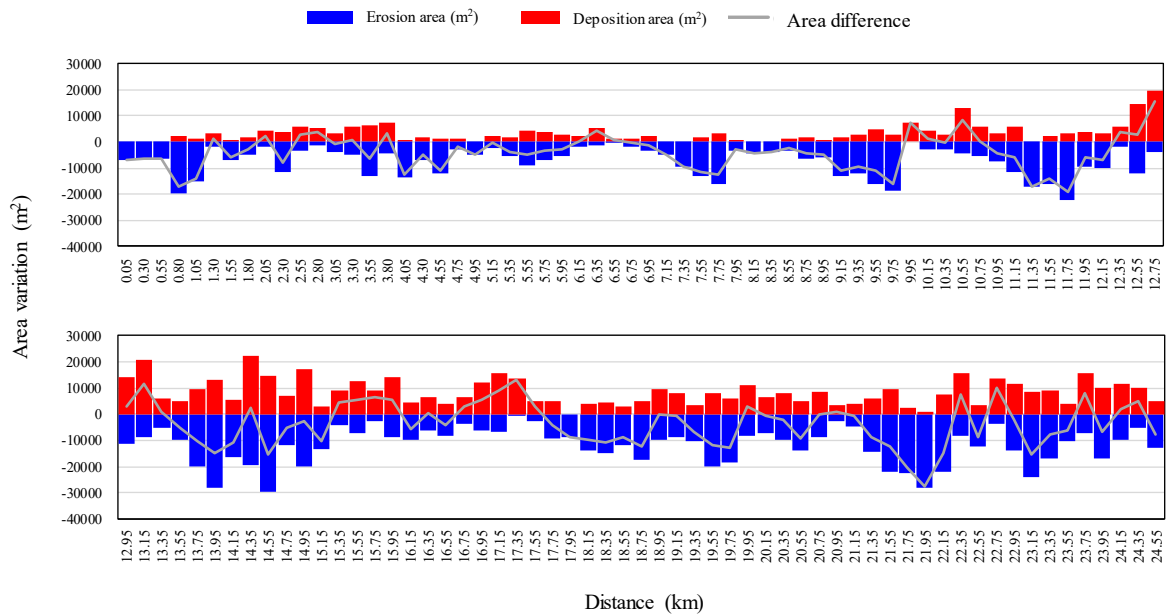


Fig. 8 Area variation of sand bar by floods in the Tenryu river at between October 10th and November 10th, 2017.

ずれも、 $P > 0.05$, Table 1)。流路網状度は、調査時期については有意差が認められなかったが ($P > 0.05$)、河床形態の違いによって有意差があり、複列砂州区間で高まる傾向が見られた ($P < 0.001$)。

調査時の砂州面積比は、調査時期と河床形態との間に有意な交互作用は見られなかったが ($P > 0.05$, Table 1)、調査時期または河床形態の違いによって有意差が認められた (いずれも、 $P < 0.001$)。出水による砂州変動量の無次元変数である侵食面積比は、

河床形態の違いによって有意差は見られなかったが、調査時期について有意差が見られ、3回目調査が最も高い値を示した ($P < 0.001$)。堆積面積比及び総変動面積比も同様に、調査時期について有意差が認められ、3回目調査が最も高い値を示した ($P < 0.001$)。砂州変動量の傾向を表す堆積侵食比は、調査時期及び河床形態についても有意差は認められなかった (いずれも、 $P > 0.05$)。

砂州地形の変動履歴を評価するために、出水前後

Table 2 Attenuation constants (k , Assuming Negative Exponential Decay) for water quality variables in the three surveys.

Date	k (/km)							
	Turbidity	SS	Si	P	Mn	Cu	Cd	Pb
Nov. 9, 2016	0.020	0.010	0.008	0.007	0.029	0.017	0.140	0.064
Feb. 19, 2017	0.017	0.044	0.005	0.007	0.020	0.011	0.250	0.070
Nov. 28, 2017	0.021	0.046	0.004	0.008	0.032	0.038	0.194	0.137

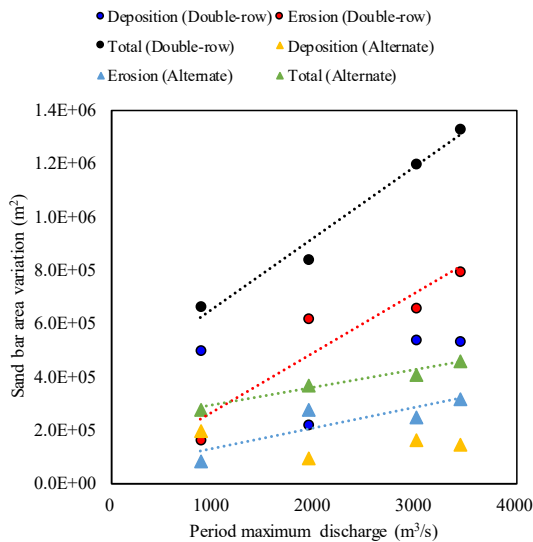


Fig. 9 Relationship between sand bar area variation and period maximum discharge.

における砂州の変動面積量をFig. 6～8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250m 間隔、4.55km以降は200m間隔で算出した。全ての調査期間において11.15kmまでは交互砂州のみが出現し、それより下流では複列砂州が出現した。1回目調査時に対応する砂州変動量をFig. 6にまとめた。交互砂州区間である11.15kmまでは侵食卓越区間が73%を占め、侵食面積が堆積面積より有意に多かった (t test, $P < 0.01$)。複列砂州区間でも侵食卓越区間が81%と優占し、侵食面積量が堆積面積より有意に多かった (t test, $P < 0.01$)。交互砂州区間と複列砂州区間の平均砂州変動量を比較した結果、複列砂州区間において有意に変動量が大きかった (t test, $P < 0.01$)。総砂州変動量が最も大きかったのは、交互砂州から複列砂州に切り替わる11.15km～11.35km区間であり、その後2.6kmに渡って侵食卓越区間が継続した。また、16.75km～19.35km区間についても2.6kmに渡って侵食卓越区間が継続した。堆積卓越区間は、19.35km～19.55km区間、20.95km～21.55km区間、23.55km～23.75km及び24.35km～24.95km区間と断続的に出現した。

2回目調査時に対応する砂州変動量をFig. 7にまとめた。交互砂州区間である11.15kmまでは堆積卓越区

Table 3 Attenuation constant gradient based on area variation in water quality. Gradients are indicated by slopes of linear regressions of the variables on area variations.

Variable	Slope	Intercept	R ²
Turbidity	0.0042	0.014	0.78
SS	-0.5237	0.983	0.89
Si	0.0003	0.003	0.04
P	0.0013	0.006	0.90
Mn	0.0127	0.010	0.78
Cu	0.0325	-0.021	0.99
Cd	-0.0407	0.248	0.10
Pb	0.0864	-0.023	0.86

間が79%を占め、堆積面積が侵食面積より有意に多かった (t test, $P < 0.01$)。複列砂州区間でも堆積卓越区間が84%と優占し、堆積面積が侵食面積より有意に多かった (t test, $P < 0.01$)。交互砂州区間と複列砂州区間の平均砂州変動量を比較した結果、複列砂州区間において有意に変動量が大きかった (t test, $P < 0.01$)。総砂州変動量が最も大きかったのは、複列砂州区間の20.55km～20.75km区間 (19633m²) であり、当該区間を中心として堆積卓越区間が5.4km継続した。

3回目調査時に対応する砂州変動量をFig. 8にまとめた。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。6.75kmから9.75km地点までの3km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 (6,815m²) は、堆積面積量 (2,822m²) より有意に多かった (t test, $P < 0.001$)。11.15 kmより下流の複列砂州区間では、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 test, $P < 0.001$)。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。砂州の平均面積変動量は、3回目調査時が最も多く (15573m²)、侵食面積量及び堆積面積量も有意に多かった (Tukey Kramer test, $P < 0.01$)。

出水時の流量規模と砂州変動量との関係の評価するために、現地調査を実施した3期間 (2016年8月4日 ~ 11月29日, 2016年11月29日 ~ 2017年2月9日, 2017年10月10日 ~ 11月10日) の他に, 2018年7月 (3000m³/s) の出水前後における砂州変動量 (2018年6月12日 ~ 8月1日) も算出した。全ての調査期間において, ダム直下から19kp付近までは, 交互砂州が連続して出現し, 19kpより下流では複列砂州が優占していたため, 交互砂州区間と複列砂州区間とを区別して, 砂州変動量と放流量との相関関係を調べた (Fig. 9)。交互砂州区間では, 侵食面積量と総砂州面積変動量が期間最大流量との間に有意な正の相関関係が検出され (侵食面積量: $r = 0.98$, $P < 0.01$; 総変動量: $r = 0.86$, $P < 0.01$)、堆積面積量には有意な関係は検出されなかった。複列砂州区間においても交互砂州区間と同様に, 侵食面積量と総砂州面積変動量が期間最大流量との間に有意な正の相関関係が検出された (侵食面積量: $r = 0.86$, $P < 0.01$; 総変動量: $r = 0.99$, $P < 0.01$)。有意な相関が検出された項目について, 線形近似式を求めたところ, r^2 はそれぞれ0.7402~0.9765と精度の高い近似式を得ることができた。交互砂州区間と複列砂州区間の総変動量から導出された線形回帰式の傾きは, それぞれ, 78.00, 267.08であり, およそ3.4倍の差が検出された。

3.3 砂州変動量と水質の減衰係数との関係

現地調査で得た水質測定結果の内, 流下に伴い減少する傾向が確認された水質項目について, 減衰係数 (k) を算出した。但し, 今回は全3回の調査について k を求めることができた水質項目のみをまとめた (Table 2)。河川水中の懸濁物の指標である濁度及びSSは3回目調査時が最も k が高かった。河川水の主要元素の一つであるSiは, 1回目調査時に k が最も高く, 2回目, 3回目と k は低下した。栄養塩類の一つであるPは, 1回目, 2回目は0.007と同じ値だったが, 3回目のみ0.008と高まる傾向を示した。重金属類であるMnとCuは, 3回目, 1回目, 2回目の順で k が高かった。2回目及び3回目調査では, ほぼ検出されなかったCdは, 2回目, 3回目, 1回目の順で k が高かった。Pbは, 3回目, 2回目, 1回目の順で k が高かった。出水による砂州変動量が各水質項目へ及ぼす影響を評価するために, 各調査近傍の出水による砂州変動量と k との関係の評価した (Table 3)。ここで, 砂州変動量は, 調査対象領域全体の砂州変動量とした。懸濁

物質の指標となる濁度の k は, 砂州変動量と正の相関関係が認められた。一方, 河川水中のより大きな粒子を対象とするSSは, 負の相関関係が認められた。河川水の主要元素であるSi, 栄養塩類であるP, 重金属類であるMn, Cu及びPbの k は, 砂州変動量と正の相関関係が認められた。一方, Si及びCdは, それぞれ正, 負の弱い相関関係が認められた。

4. 考察

4.1 水質の季節及び縦断変化

本研究では, モーターボートを使用し, 河川の流速と同等の速度で移動しながら現地観測及び採水を行うラグランジュサンプリング法を採用した (Volkmar et al, 2011)。本方法は, 水質の縦断変化や栄養塩, 有機物等の下流への輸送中における物理的, 化学的及び生物学的特性の変化を評価する上で有効な調査方法である (Battaglin et al., 2001; Brown et al., 2009; Coupe et al., 2013)。特に本研究の様に, 砂州地形の水質交換機能を評価しようとした場合, 本法が最も効率的な調査方法である。本調査の結果, 水質の縦断変化は, 水質項目によって特徴が異なることが示された。Bertani et al (2016) は, Po riverにて水質及びプランクトンの群集構造における縦断変化を評価し, 流量の季節変動が水質に影響を及ぼしていることを示した。また, 流量が少ない夏季には, 水温の上昇と流域内の滞留時間の増加の組み合わせによって植物プランクトンが増加し, POM濃度が上昇したことを報告している。天竜川の流量は, 3回目 (174m³/s), 1回目 (154m³/s), 2回目 (120m³/s) の順に多く, 最も流量が少ない2回目調査時のSSは低かったものの, SS中の有機物量であるAFDMは2回目が最も高く, Bertani et alと同様の結果を示した。しかしながら, 2回目調査は冬季に実施しており, 他の調査時より気温及び水温が低い環境条件下であったため, 流路内における植物プランクトンの生産によって有機物量が増加したとは考えにくい。2回目調査時では, NO₂は低く, EC, Cl⁻, NO₃⁻, Na等が顕著に高く, 1回目及び3回目とは異なる傾向を示したことから, ダム上流からの流入成分の季節変動によって水質が変化し, その結果AFDMも増加したと考えられる。一方, 無機物質も含むSSや濁度は, 流量が多かった3回目調査が最も高く, 流下に伴い減少する傾向を示した。3回目調査時は, 直近の出水から約一ヶ月後に調査を実施しており, 濁水長期化が継続している条件下で調査を実施した結果, 他の調査時期より懸濁成分濃度が高まったと考えられる。加えて, 土砂の主成分であるSiも3回目調査が最も高かったことから, 3回目調査時には河川水中に土砂成分が多

量に含まれていたと推察される。高橋ら(2018)は、河川の懸濁成分は流下中に砂州に捕捉され通減することを示し、出水による砂州変動量が捕捉率に関係していることを報告している。全調査において、濁度は初期濃度や低減率は異なるものの流下に伴い通減傾向であったことから、砂州地形による懸濁成分の捕捉が寄与していることが示唆された。

河川水中の陰イオン類は、項目によって異なる傾向を示し、特にNO₃及びNO₂の縦断変動は調査時期で異なった(Fig. 3)。1回目及び2回目調査におけるNO₃の縦断的な減少傾向は、河岸植物等の取り込みや河床内の微生物の利用、河床間隙内の脱窒作用が影響したと考えられる(Baker and Vervier, 2004)。また、NO₂は全期間を通して微量濃度(0~0.20mg/l)であり、1回目及び3回目調査時にはダム湖水またはダム直下地点で最大値を示し流下に伴い減少したが、2回目調査時ではダムから15km下流で濃度が増加した。好気条件下において、NO₂は速やかに酸化されNO₃に変化することから、1回目及び3回目調査時の減少傾向は、硝化の影響によるものと推察される。また、NO₂の局所的な増加は、支流からの流入や河岸から溶出が考えられる。ダムから15km付近の左岸には小さな支流が本川と並行して流れていることから、この支流からNO₂が流入してきた可能性がある。

無機金属イオン類の内、代表的な重金属であるMn, Cu, Cd及びPbは流下に伴い、指数関数的に減少する傾向を示した(Fig. 5)。ダムなどの貯水池内の堆積土砂中には重金属類を蓄積し(Arnason and Fletcher, 2003)、それらは堆積土砂表面と水層との境界における拡散(Van Den Berg et al., 1999)や底質の再浮上によって水中に再溶出することで、ダム下流河川へ流出する。本調査流域においても、ダム湖から重金属イオン類は流出したものの、砂州や河床の表面または間隙を通過する際に、物理的または化学的に捕捉・吸着され、濃度が低下したと推察される(Vervier et al., 1992; Boulton et al., 2008)。

4.2 出水履歴が水質交換機能へ及ぼす影響

既往研究では、リーチスケールの砂州変動量が砂州の濾過効率を改善し、濁度の低減及びFPOMの質的变化に貢献していることが報告されているが(高橋ら, 2018)、セグメントスケール間の砂州変動量が水質浄化機能に寄与していることを示したのは新しい知見である。本研究で取り扱った3回の出水(878~3443m³/s)は、1年に数回発生する規模であり、流程間で中規模程度の河床攪乱を引き起こした。出水規模と出水後の砂州変動量との間には有意な正の相関関係があり、出水時の流量に基づいた砂州変動量の予測が可能となった。河川は水の流れとともに土地

を侵食する侵食プロセスと、侵食によって生産された土砂を移動させる輸送プロセス、そして輸送された土砂が堆積し、地形を形成する堆積プロセスがあり(Kondolf, 1997)、出水規模と砂州変動量との関係は、河川本来の機能を定量的に評価した成果になるだろう。また、水質項目の減衰係数(k)が算出された8項目の内、SSとCdを除く6項目は、砂州変動割合と正の相関関係が認められ、出水による砂州変動割合が高いほど、水質浄化に貢献することが示唆された。出水時には、砂州地形周辺において侵食・堆積プロセスが断続的に生じる。砂州の上流端は、河川表層水が流入する場所であり、砂州の表面ならびに間隙中に懸濁成分を捕捉することで懸濁成分を濾過し(Wood and Armitage, 1997; Boulton et al., 2008)、砂州内の間隙に流入した河川水は砂州の間隙を通過し、清澄な伏流水として砂州下流端から湧出する。しかし、河川において、平水が長期間継続すると砂州の表面や間隙が細粒分で目詰まりを起し(Blaschke et al., 2003)、砂州の濾過機能は低下すると予想される。一方、出水によって砂州の河床材が更新されると目詰まりは解消され、濾過機能が回復する想定される。したがって、出水によって河床攪乱が生じ、砂州が更新されることで砂州の濾過機能が回復すると推察される。また、砂州に捕捉される成分は、濁度等の懸濁物(シルト、粘土、FPOM等)だけではなく、懸濁物表面に吸着または錯体を形成した金属イオン類(Jaim et al., 2008)も捕捉されるため、それらの成分も併せて低減したと考えられる。一方、懸濁成分の指標の一つであるSSは、濁度と同様な挙動をすることが予想されたが異なる傾向を示した。SSは全調査において地点間のばらつきが大きく、局所的な土砂の再浮遊の影響を受けていたと推察される(Vigilar and Diplas, 1998)。SSは0.7 μ m~1mm未満の懸濁物質濃度であり、河床に堆積していた砂分(0.075mm~1mm未満)が流水の巻き上げ等で再浮遊した場合、上流から輸送されてきたSSが全て沈降・堆積していたとしても、その地点のSS濃度は見かけ上高まることになる。SSの縦断方向の挙動は、SS中の有機物組成(安定同位体比、アミノ酸組成、脂肪酸組成等)に着目することで正確に評価できる可能性がある。

5. まとめ

本研究は、天竜川下流域において、出水による河床変動が砂州の水質交換機能へ及ぼす影響を評価した。現地調査の結果、各水質項目の縦断方向の変化はそれぞれ特徴的であり、濁度やSS、重金属類は流下に伴い減少する傾向を示した。また、出水時最大流量は、侵食面積量及び総砂州変動量と有意な正の

相関関係にあり、出水時の流量が多いほど砂州地形は更新されることが明らかとなった。水質項目の縦断方向の減衰係数と砂州変動割合との関係から、濁度や重金属類は砂州変動割合が大きいほど速やかに低減していくことが明らかとなり、出水履歴による砂州変動量が水質交換機能に貢献していることが示唆された。出水による砂州の更新は、濾過機能の回復や湧水流路の創出、アユ産卵床の形成などにも貢献することが示唆されている。この他にも、生物の棲み場及び避難場所の創出や生物多様性保全に貢献するなど数多くの生態的機能を有している可能性がある。今後は、過去の現地調査結果や水文水質データ、河川地形画像（空中写真、衛星画像）等に基づいたデータ解析を行い、土砂供給量や流況パラメータに基づいて、砂州の生態的機能を改善または再生させるための河床地形管理について検討していく予定である。

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・兵藤誠・谷高弘記・角哲也・竹門康弘 (2018) : 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, 京都大学防災研究所年報, vol. 61B, pp. 739-747.
- Arnason, J. G., and Fletcher, B. A. (2003): A 40 year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA. *Environmental Pollution*, 123(3), pp. 383-391.
- Baker, M. A., and Vervier, P. (2004): Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. *Freshwater Biology*, 49(2), pp. 181-190.
- Battaglin, W.A., Kendall, C., Chang, C.C.Y., Silva, S.R., Cambell, D.H. (2001): Chemical and isotopic evidence of nitrogen transformation in the Mississippi River, 1997–98. *Hydrol. Process*, 15, pp. 1285–1300.
- Bertani, I., Longo, M. D., Pecora, S., and Rossetti, G. (2016): Longitudinal Variability in Hydrochemistry and Zooplankton Community of a Large River: A Lagrangian-Based Approach. *River Research and Applications*, 32(8), pp. 1740-1754.
- Blaschke, A. P., Steiner K-H, Schmalfuss, 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.
- 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.
- Brown, J. B., Battaglin, W.A. and Zuellig, R.E. (2009): Lagrangian sampling for emerging contaminants through an urban stream corridor in Colorado, *Journal of the American Water Resources Association*, 45, pp. 68–82.
- Coupe, R. H., Goolsby, D. A., Battaglin, W. A., Böhlke, J. K., McMahon, P. B. and Kendall, C. (2013): Transport of nitrate in the Mississippi River in July–August 1999. *Annals of Environmental Science*, 7, pp. 31–46.
- 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.
- Hancock P. J. (2002): Human Impacts on the Stream–Groundwater Exchange Zone. *Environmental management*, 29 (6), pp. 763-781.
- Hartwig, M. and Borchardt, D. (2015): Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine - sediment gradient. *Ecology*, 8, pp. 961-975.
- Jain, C. K., Gupta, H., and Chakrapani, G. J. (2007): Enrichment and fractionation of heavy metals in bed sediments of River Narmada, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1-3), pp. 35-47.
- Kondolf G.M. (1997): Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental management*, 21 (4), pp. 533-551.
- Van Den Berg, G.A., Loch, J. P. G., Van Der Heijdt, L. M. and Zwolsman, J. J. G. (1999): Mobilisation of heavy metals in contaminated sediments in the river Meuse, The Netherlands. *Water Air Soil Pollut.*, 166, 567-586.
- 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.
- Vervier, P., Gibert, J., Marmonier, P., and Dole-Olivier, M. (1992): A Perspective on the Permeability of the Surface Freshwater-Groundwater Ecotone. *Journal of the North American Benthological Society*, 11(1), pp. 93-102.
- Volkmar, E. C., Dahlgren, R. A., Stringfellow, W. T., Henson, S. S., Borglin, S. E., Kendall, C., and Nieuwenhuys, E. E. (2011): Using Lagrangian sampling to study water quality during downstream

transport in the San Luis Drain, California, USA.
Chemical Geology.

Management, 21, pp. 203–217.

Wood P.J. and Armitage P.D. (1997): Biological effects
of fine sediment in the lotic environment. Environmental

(論文受理日 : 2019年6月17日)