

増水低減過程における 微細土砂・粒状有機物・底生動物の河床分布動態

竹門康弘・今井義仁*・高津文人**・永田俊***・池淵周一

* 京都大学大学院工学研究科

** 独立行政法人科学技術振興機構

**** 京都大学生態学研究センター

要 旨

流況変動による攪乱の作用が生息場に及ぼす影響について調べるため、増水の低減過程において堆積物の分布変化を調べた。その結果、平水時には淵尻の瀬頭および淵頭の蛇行内側でそれぞれ他生性有機物（陸域から供給される落葉落枝など）と自生性有機物（河川で生産される藻類など）が多く堆積していた。また、小規模増水とその低減過程において堆積粒状有機物量の経時変化を調べたところ、淵頭の蛇行内側では常に有機物が多く堆積していたのに対して、淵尻の瀬頭では増水により有機物が一度流出し、減水後再び堆積する現象が確認された。したがって、淵尻の瀬頭では流況変動による侵食堆積を受けやすく、ここでは餌資源の供給や再配置、河床へのD0供給が生じやすいと考えられた。

キーワード：攪乱，淵尻の瀬頭，他生性有機物，自生性有機物，堆積粒状有機物

1. はじめに

近年、次世代に渡る水資源の持続的管理，あるいは流砂系における総合的な土砂管理を目的とする河川の実験的管理が行われてきている。河川環境の多面的機能を永続させるためには、流水および流送土砂による侵食堆積過程で形成維持される生息場構造が鍵となる（竹門，2007）。近年、生息場構造を保全・管理するための応用生態工学的研究は盛んになりつつあるが、流況変動による攪乱作用が生息場に及ぼす効果については未解明の部分が多い。

そこで、本研究では、小規模増水の攪乱により生息場が条件付けされる過程に着目し、平水時における堆積物の空間分布様式の把握を第1の目的とした。また、小規模増水およびその低減過程において、堆積粒状有機物により生息場が条件付けされる過程を体系的に評価することを第2の目的とした。

2. 調査地

本研究の調査は、京都市中央部に位置する淀川水系一級河川の鴨川の支流である鞍馬川約2.8 km

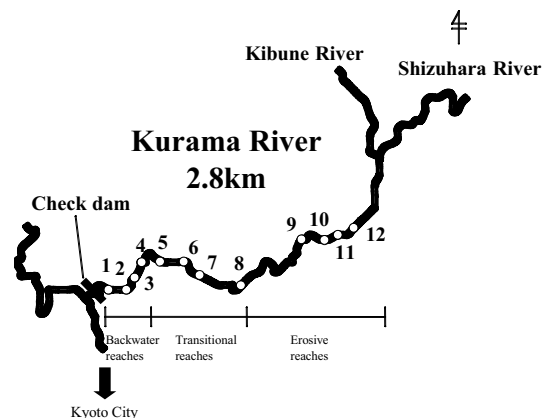


Fig. 1 A map of study area

区間で行った（北緯35 度5 分，東経135 度45 分；Fig. 1）。鞍馬川は、芹生峠南麓に発する貴船川と大原境の江文峠に発する静原川との合流地点にはじまり，そのまま南流したのち叡山電鉄鞍馬線市原駅付近で向きを西へ転じ，京都市左京区静原南西境の洛北発電所の下で賀茂川左岸に注ぐ。河口には大きな堰堤が設けられ（Photo 1），賀茂川へ流入する表面水は普段はほとんどみられない。鞍馬川と合流した賀茂川は，京都市内を南東に流

下する清流であり、出町柳で高野川と合流し、その合流以南を鴨川と呼んでいる。本研究を行った鞍馬川約2.8 km 区間では、途中で支川からの土砂供給がないことで、河床地形による土砂・有機物の供給様式の違いを直接比較することが可能であると考えられたため、本研究の研究対象地域とした。



Photo 1 A photograph of check dam in the Kurama River

本研究では、石田ほか（2006）に倣い、セグメント・リーチ・河床単位・微生物場所をそれぞれ対象スケールとして設定した。調査地をセグメントスケールで区分するにあたり、標高と蛇行度による地点間の変異について主成分分析を行った。その結果、下流側のst1 からst4は標高が低く、蛇行度が大きいことを示し、上流側のst9 からst12 は標高が高く、蛇行度が小さいことを示した。また、標高では中間の値を示すst5 は蛇行度が大きく、st6～st8 は蛇行度が小さかった。よって、st.1からst.4 を堆積傾向区間、st9 からst12 を侵食傾向区間とし、その間のst5 からst8 を移行区間と分類し、それぞれを本研究で対象とするセグメントスケールとした。本研究では、それぞれの代表地点として、堆積区（st1 付近）・移行区（st6 付近）・侵食区（st10 付近）を選定し研究の調査対象地点とした。

本研究では、侵食区・移行区・堆積区のそれぞれに集中調査区として1 リーチ、補足調査区として2 リーチを設定し、それぞれのリーチをさらに河床単位スケールである瀬と淵に区分した。また、それぞれの河床単位を縦断方向で上端・中央・下端の3 つに区分し、また流路の蛇行に基づいて横断方向に蛇行の外側・滞筋部・蛇行の内側の3つに区分した。これにより、河床単位はさらに9地点に分割され、これを微生物場所の対象スケールとし

た。以後、侵食区・移行区・堆積区は $E \cdot T \cdot D$ 、淵・瀬は $P \cdot R$ 、上端・中央・下端および蛇行の内側・外側・滞筋部は $u \cdot m \cdot l \cdot i \cdot o \cdot c$ と示すこととする。

3. 調査方法

3.1 サンプルング方法

河床表面に存在する不安定な堆積物のみをサンプリングする方法として、河床表面を刷毛で掃き取る方法を新たに考案した（Photo 2）。このサンプリング方法を採用することにより、コンディショニング過程による堆積物を定量的かつ連続的にサンプリングすることが可能となる。本研究では、縦10 cm・横20 cm・高さ10 cm の箱に25 μ m メッシュのネットを連結させたもの（以下、BPOM サンプラー）を作成し、これをサンプリングに用いた。



Photo 2 A BPOM sampler under operation in the field.

一方、基盤形成過程による堆積物についてはBPOMサンプラーにより河床表面の堆積物を採集した後に面格子法による分析を行った。面格子法では、50 cm × 50 cm の枠に10 cm おきにラインを引き、計36 格子点でみられた底質を記録した。底質については、現地において底質の区分を肉眼的に行うことができる谷田・竹門の簡便階級1)を用いて、岩（R, $d > 500$ mm）、巨石（B, $d = 500 \sim 250$ mm）、石（S, $d = 250 \sim 50$ mm）、砂利（G, $d = 50 \sim 4$ mm）、粗砂（CS, $d = 4 \sim 1$ mm）、細砂（FS, $d = 1 \sim 0.125$ mm）、泥（M, $d < 0.125$ mm）を目視で判定し、各格子点の堆積物の粒度階級とした。

流下粒状有機物採集用のネット（口径30cm、メッシュサイズ100 μ m）を水中に設置し、河川水を

濾して流下有機物を定量的に採取した(竹門ほか, 2006)。サンプリングは1分間×2回ずつ行い、ネット内を通過した河川水量を算定するために、採取中にネット内に流入する部分での平均流速を、電磁流速計(KENEK VP3000)を用いて測定した。

なお、平水時の調査は侵食区で2005年10月12日、堆積区で2005年10月13日、移行区で2005年10月19日に行った。また、増水低減過程の調査は2006年1月30日、2月3日、2月6日、2月9日、2月12日に移行区で行った。

3.2 分析方法

サンプル試料を10 ml の99 % エタノールに浸し、冷暗所で24 時間以上おきクロロフィルの抽出を行った。その後、SCOR/UNESCO法2)に準じて、波長649nm, 665 nm の吸光度から(式1)を用いて、クロロフィルa 量の測定を行った。

$$Chl.a(mg/l) = 13.7E665 - 5.67E649 \quad (1)$$

E665, E649: 波長649nm, 665nm における吸光度

サンプル試料の水分をとった後60 °C で24 時間以上乾燥させ、細粒状になるまで乳鉢で砕いた後、試料を錫製カップに秤量した。これを元素分析計に装着すると、試料は自動的に燃焼室に挿入され、約1000 °C で燃焼することによりN₂とCO₂が生成される。これを分析計内のカスクロマトグラフカラムで分離し、順次に直接質量分析計に導入することによって炭素同位体比と窒素同位体比を分析することができる。この方法での分析誤差は現時点で±0.2 ‰程度である(SCOR/UNESCO, 1966)。今回は、質量分析計isotope mass spectrometerとしてサーモエレクトロン社製の安定同位体比測定装置を用いた。

以上の手順で求めた炭素・窒素安定同位体比は、有機物の生産起源推定の指標として用いた。

$$\delta X(‰) = \left(\frac{R_{\text{試料}}}{R_{\text{標準}}} - 1 \right) \times 1000 \quad (2)$$

R_{試料}, R_{標準}: 試料, 標準試料の同位体比をそれぞれ示す。標準試料として、炭素ではPDB, 窒素では大気中のN₂を用いる(南川・吉岡, 2006)。

採集した堆積物サンプルは、φ>1mm, 1-0.5mm, 0.5-0.25mm, 0.25-0.125mm, 0.125-0.025mmの5つの分画にふるいわけした後、それぞれの強熱減量を測定した。さらに、1mm以上, 1mm-500μm, 500μm-250μmに分画される試料からは実体顕微鏡(Nikon SMZ800, SMZ150)を用いて底生動物を取

り除いたうえで、全てのサンプルをアルミ箔で包み、60 °C で24 時間以上乾燥させ、電子天秤(SHIMADZU AUW220)を用いてそれぞれの乾燥重量を0.001 mg まで測定した。この後、電子マッフル炉(ADVANTEC KM-160)にてそれぞれの試料を600 °C で2 時間強熱し、強熱後の重量を測定することで有機物量を測定した。また、測定した乾燥重量から有機物量を差し引いた値を微細土砂量とした(竹門ほか, 2006)。

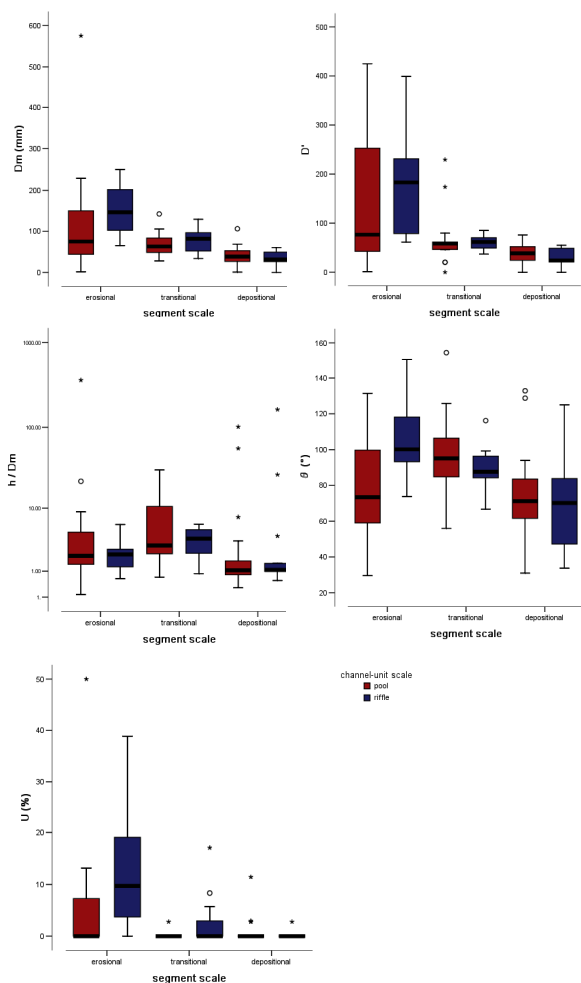


Fig. 2 Comparison of $Dm \cdot D' \cdot h/Dm \cdot \theta \cdot U$ in each reach of the study area. Red: pool, Blue: riffle

4. 平水時における生息場の河床分布特性

4.1 基盤堆積物の河床分布特性

河床の底質や粗度を特徴づける河床基盤材(マトリックス材)の存在様式は、生息場所やそのコンディショニング過程の条件として重要であると考えられる。本研究では、河床基盤特性として平均粒径(Dm)・ Dm の標準偏差(D')・相対水深(h/Dm)・

局所的勾配 (θ)・浮石率 U (%) を調べた。このとき、浸食区では $D_m \cdot D' \cdot U \cdot \theta$ の値が大きく、堆積区ではそれらの値が小さいことで特徴付けられた。また移行区では浸食区と堆積区の間傾向が示された。これは、浸食区では細粒土砂が選択的に流出するため $D_m \cdot D' \cdot U$ が大きくなるのに対して、移行区・堆積区では比較的粒径の小さい土砂が上流側から選択的に供給されるために $D_m \cdot D' \cdot U$ が小さくなると考えられた。

セグメント間で河床基盤特性に違いがみられたので、各セグメントスケールで河床単位スケールごとの $D_m \cdot D' \cdot h/D_m \cdot \theta \cdot U$ の違いを調べた (Fig. 2)。その結果、浸食区では $D_m \cdot U \cdot \theta$ が淵より瀬で有意に大きな値を示し (U-test, $D_m \cdot D' \cdot h/D_m \cdot \theta \cdot U$ でそれぞれ $p=0.029$, $n.s.$, $n.s.$, $p=0.005$, $p=0.010$)、このような傾向は移行区・堆積区の間でみられなくなった (Fig. 2)。移行区・堆積区では $D_m \cdot D' \cdot h/D_m \cdot \theta \cdot U$ について瀬と淵の間で優位な差は認められなかった (移行区・堆積区, U-test, all $n.s.$)。

4.2 粒状有機物の河床分布特性

4.2.1 全粒合計粒状有機物量

浸食区・移行区・堆積区それぞれの集中調査区における全粒合計粒状有機物量を Fig. 3 に示す。浸食区・移行区・堆積区では全粒合計粒状有機物量はそれぞれ 15.5, 4.3, 22.5 $gAFDW/m^2$ であり、それらの間には有意な差がみとめられた (Kruskal Wallis test, $p=0.007$)。そこで多重比較検定を行ったところ、移行区と堆積区の間で有意な差がみとめられた (Steel Dwass test, $p=0.002$)。したがって、本研究ではセグメントスケールにおける粒状有機物の分級堆積が移行区と堆積区との間で顕著にみられた。セグメント間で粒状有機物量に違いがみられたので、各セグメントスケールで河床単位スケールごとの粒状有機物量を調べた (Fig. 4)。その結果、浸食区と移行区では粒状有機物量が瀬より淵で多くなる傾向がみられたのに対して、堆積区ではその差が不明瞭であった (Fig. 4)。このとき、移行区でのみ瀬と淵の粒状有機物量に有意な差が認められた (U-test, 浸食区 $p=0.190$, 移行区 $p=0.014$, 堆積区 $p=0.605$)。

各セグメントスケールの瀬と淵において、それぞれの上端・中央・下端でみられる粒状有機物量を調べた。その結果、全セグメントにおいて上端で粒状有機物が多くみられ、中央から下端にかけ

て少なくなる傾向がみられた (Fig. 5)。一方、瀬と淵におけるそれぞれの蛇行の外側・滞筋部・蛇行の内側でみられる粒状有機物量を比較したところ、浸食区の瀬を除く全ての河床単位で蛇行の内側に多く堆積する傾向がみられ、それにたいして蛇行の外側では若干少なく滞筋部では極端に少なくなる傾向がみられた (Fig. 6)。

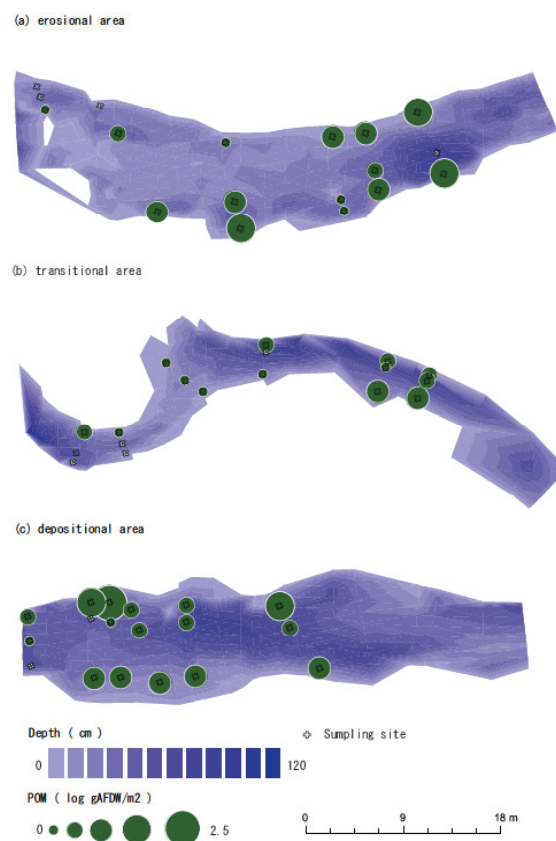


Fig. 3 Spatial distribution of BPOM in each reach of the study area

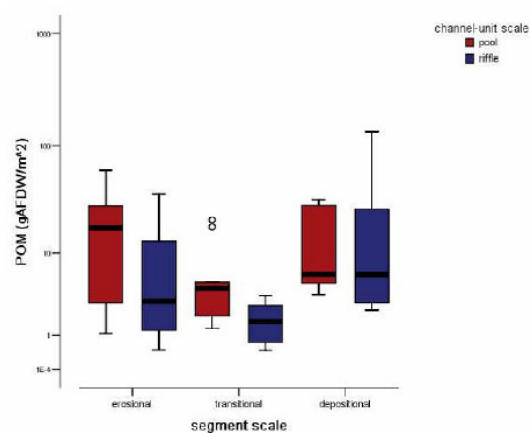


Fig. 4 Pool-riffle comparison of BPOM density in each segment of the study area. Red: pool, Blue: riffle

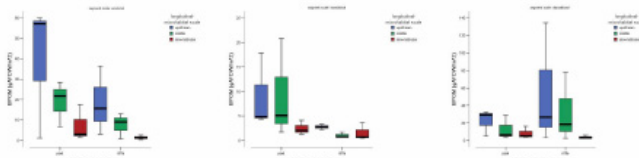


Fig. 5 Longitudinal comparison of BPOM density among habitats

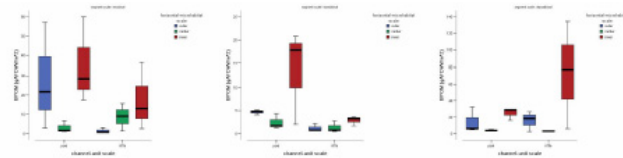


Fig. 6 Cross-sectional comparison of BPOM density among habitats

4.2.2 生産起源別粒状有機物量

粒状有機物を他生性有機物と自生性有機物に分類し、炭素・窒素安定同位体比・CN比・クロロフィル *a* 量を用いて生産起源の混合割合を推定した。そして推定した生産起源の混合割合を用いて各スケールにおける有機物特性の評価をおこなった。0.5 mm 以上の粒状有機物については、実態顕微鏡を用いて目視で生産起源を判別したところ、藻類などの自生性有機物はほとんど確認されなかったため全て他生性有機物であると判断した。一方、0.5 mm 以下の粒状有機物については目視による判別が不可能であったために、炭素・窒素安定同位体比・CN比・クロロフィル *a* 量を用いて生産起源を推定した。一般に、他生性有機物の $\delta C \cdot \delta N \cdot C/N$ はそれぞれ $-26 \text{ ‰} \cdot 1.5 \text{ ‰} < 3.5 \text{ ‰} \cdot 15 < 20$ 程度を示す。本研究では、 C/N と $Chl. a/gAFDW$ を用いて他生性有機物 allochthonous organic matter・自生性有機物 autochthonous organic matter・生きた藻類 living algae の混合割合を推定することとした。混合割合の推定には、3 起源の混合モデルである以下の式を用いた。

$$f_1 = \frac{(\delta_s - \delta_3)(\rho_2 - \rho_3) - (\rho_s - \rho_3)(\rho_2 - \rho_3)}{(\delta_1 - \delta_3)(\rho_2 - \rho_3) - (\delta_2 - \delta_3)(\rho_1 - \rho_3)} \quad (3)$$

$$f_2 = \frac{\rho_s - \rho_3 - f_1(\rho_1 - \rho_3)}{\rho_2 - \rho_3} \quad (4)$$

$$f_3 = 1 - f_1 - f_2 \quad (5)$$

f : 混合割合、 $\delta \cdot \rho$: 混合割合の推定に用いた変数。

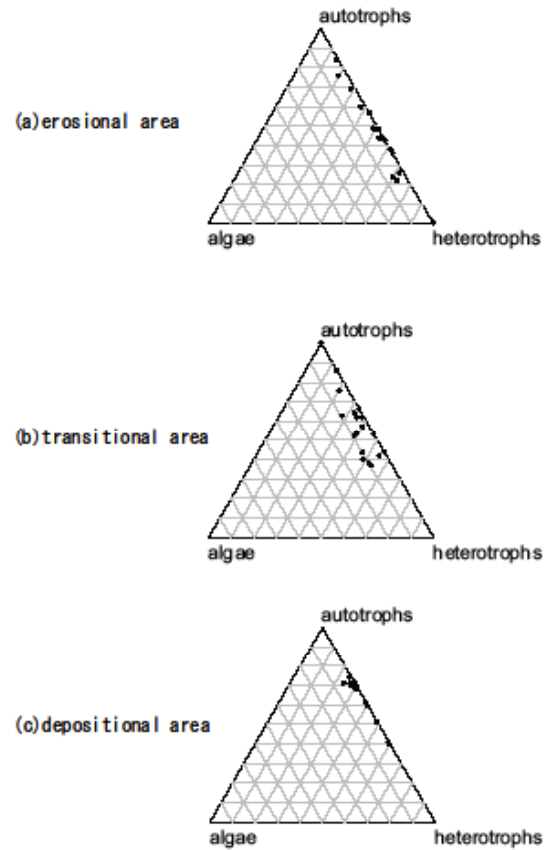


Fig. 7 Results of three component mixing model among autochthonous organic matter, allochthonous organic matter and living algae in each study reach.

4.2.3 セグメントスケールでの比較

3 起源の混合モデル (式3), (式4), (式5)) を用いて推定した各セグメントスケールにおける $d < 0.5 \text{ mm}$ の粒状有機物に占める他生性有機物・自生性有機物・生きた藻類の混合割合を Fig. 7 に示す。これを見ると、浸食区では藻類が少なく比較的他生性有機物が多いのに対して、移行区では藻類が多く自生性有機物も全体的に多くみられる。また、堆積区では自生性有機物が多いが藻類が少なく、自生性有機物と他生性有機物の混合割合がどの地点においてもおおそ 7:3 となる。このとき、セグメントスケール間で他生性有機物・自生性有機物・生きた藻類の混合割合に差があるかどうか検定をおこなったところ、それぞれ有意な差が認められた (Kruskal Wallis test, それぞれ $p=0.012 \cdot p=0.019 \cdot p=0.010$)。一般に、上流では森林由来の他生性有機物、中流では現場の自生性有機物、下流では上流側からの流下有機物にそれぞれ依存する傾向が知られている。本研究では、このような生産起源の変化が約 3 km の流程内に

設定した勾配・蛇行度の異なる区間においてもみられることが示された。

4.3 増水低減過程における粒状有機物の河床分布動態

4.3.1 解析方法

本研究では、小規模生息域の評価法である PHABSIM (Physical Habitat Simulation) (Bovee, 1982) をコンディショニング材に適用しその評価手法として用いた。PHABSIM は小規模な生息域を対象として生態面から見た適性と水理的な物理量を融合して、生息域が対象とする生物にとってどの程度の適性を持っているかを定量的に算定する方法である。以下に PHABSIM による評価手法について概説する。PHABSIM では、まず物理指標を変数とする適性度を定める必要がある。本研究では、環境の偏りを補正したものである第3種適性曲線を採用した。第3種適性曲線は選択度とよばれ、次の式で定義される。

$$E_i = \frac{U_i}{A_i} \quad (6)$$

ここで、 E_i : 選択指数、 U_i : 対象による環境 i の利用度、 A_i : 環境 i の供給度をそれぞれ示す。この式を用いた場合、適正指数 h_i は 0~1 の値で与えられる。本研究では、 U_i として調査日ごとの全有機物量に対する環境 i に存在する有機物量の割合を用いた。

ついで、(式6) により求めた適性指数は以下の式に代入し、環境因子の重み付けを考慮した PHABSIM の評価値を求めた。

$$S = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N w_i * h_i \quad (7)$$

ここで、 S : 評価値、 N : 抽出した環境因子の数、 w_i : 因子 i の重み、 h_i : 因子 i についての適性指数をそれぞれ示す。

4.3.2 粒状有機物の分布動態

増水低減過程の移行区（集中調査区）における粒状有機物の河床分布変化を Fig.8 に示す。これをみると、増水ピーク2日前の1月30日から増水ピーク2日後の2月3日にかけて淵上端および蛇行の内側で粒状有機物量が減少し、ほぼ通常水位に戻った2月6日・2月9日・2月12日にかけて上端および蛇行の内側の粒状有機物量が再び増加している (Fig. 8)。この特徴は淵において特に顕著にみら

れた (Fig. 9)。また、2月6日・2月9日・2月12日にかけては淵下端においても粒状有機物量の増加がみられた (Fig. 8, Fig. 9)。

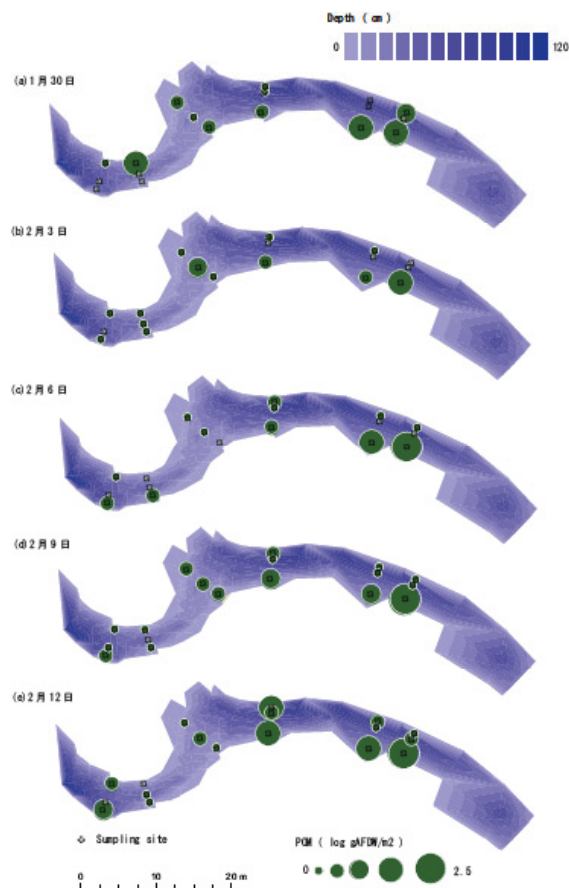


Fig. 8 Seasonal changes in BPOM distribution in the study reach in the descending period after rising of water level

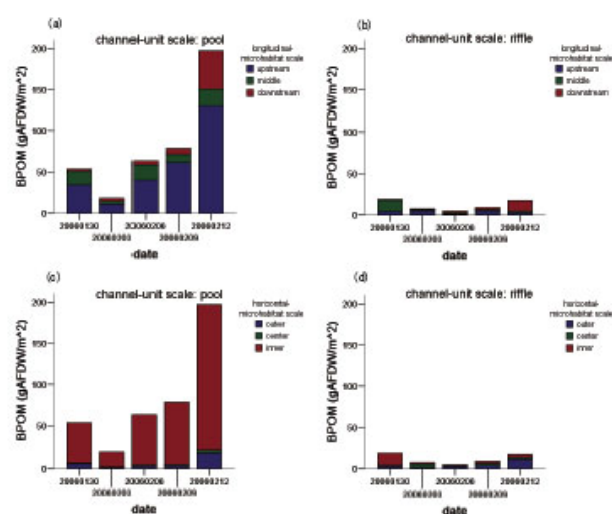


Fig. 9 Seasonal changes in BPOM distribution in the habitat scale during the descending period after rising of water level

増水低減過程における河床基盤材特性・水理条件・全粒合計粒状有機物量の関係を整理するために、これらについて主成分分析をおこなった結果、主成分1は $U_b \cdot V_{60} \cdot Fr$ といった流速またはそれに起因する変数が大きいことを示しており寄与率は37.88%であるのにたいして、主成分2は $h/Dm \cdot D'$ といった河床基盤の地形特性に強く反映しており寄与率は16.48%となっている。この結果をもとにpom量に対する重みを各因子に対して0~1の指数で与えたところ、 $h/Dm \cdot D' \cdot h$ の重みはそれぞれ1.00・0.91・0.82と大きな値を示しており、これらの因子についてはPOM量に対する重要性が高いと考えられる。

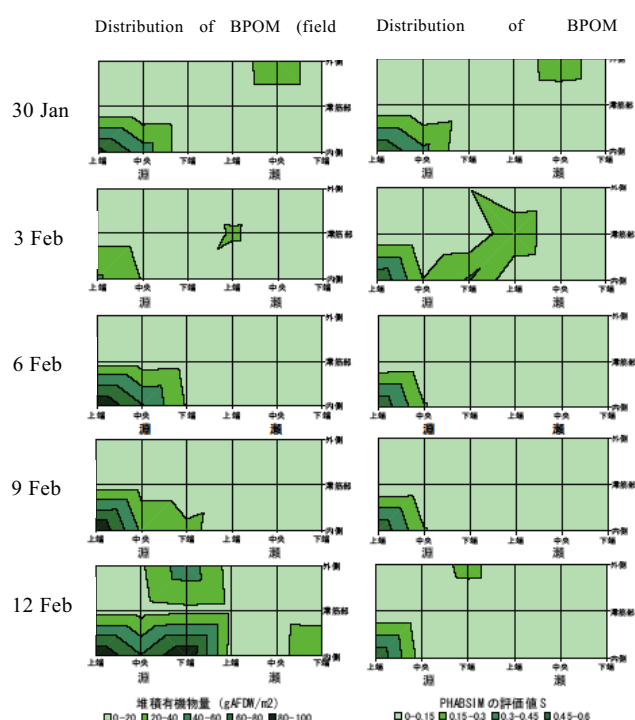


Fig. 10 Seasonal changes of the potential map of BPOM distribution in the study reach during the descending period after rising of water level estimated by the PHABSIM method

本研究では、POM量に対する重みが大きい $h/Dm \cdot D'$ を河床基盤特性を表す因子として選び、また粒状有機物にはたらく流れの作用を代表させる値として V_{60} を選んだ。 $V_{60} \cdot h/Dm \cdot D' \cdot POM$ 量についてあらためて主成分分析を行った結果、それぞれのPOM軸に対する重みは最大値を1とするとそれぞれ1.00・0.31・0.44となり、これを各環境因子の w_i として選択指数 (E_i , (式6)) の計算に用いることで増水低減過程における粒状有

機物のPHABSIM 評価値 (S , (式7)) を求めた。こうして求めたPHABSIM 評価値 S が大きいほど粒状有機物が堆積しやすいことを表す。

増水低減過程におけるPHABSIM 評価値 S の変化をFig. 10に示す。これを見ると、増水低減過程において淵上端の蛇行内側では S が常に大きい値を示していることから、ここでは粒状有機物が恒常的に堆積しやすいことがわかる。一方、瀬中央の蛇行の外側では増水時のみ S が大きくなっており一時的に粒状有機物が堆積しやすいと考えられ、淵下端および瀬上端では増水低減過程において S の変動が大きく、粒状有機物が不安定に堆積していることが分かる。よって、小規模増水による攪乱の影響を受けやすいのは淵下端および瀬上端であると考えられた。

5. 考察

本研究では、河川の階層的な生息場構造 (竹門, 2007) に対応させて、粒状有機物の堆積様式を研究した。その結果、平水時における河床基盤材料・粒状有機物・生産起源の分布様式には特徴的な傾向が認められた。たとえば、淵上端および蛇行の内側において粒状有機物の堆積が顕著にみられた。特に、淵尻の瀬頭や淵上端、蛇行内側で有機物が堆積しやすい傾向がみられたことは、砂州地形の中でも淵尻の瀬頭や淵上端、蛇行内側が、河川生態系における物質循環過程で重要な働きをしていることを示唆している。

また、粒状有機物の生産起源については約3kmという短い流程においても変化することが示された。河川生物の分布様式は、このような生息場条件に依存していると考えられる (Doi et al., 2007)。このため、生息場構造に対応して有機物の生産起源が多様化した移行区のような流程では、底生動物の生活型組成や摂食機能群組成が空間的に多様化しやすいと考えられる。

一方、増水低減過程における粒状有機物の分布動態については、淵頭の蛇行内側で恒常的に堆積しやすく、淵尻の瀬頭では移動しやすい傾向がみられた。特に、淵尻の瀬頭における生息場の形成維持過程が小規模の増水による有機物の更新・再配置によって特徴付けられたことから、小規模の増水でも砂泥が移動することで河床へ溶存酸素が供給されるとともに、餌資源である有機物が再分配されることで、河川生態系にとって好適な環境が動的に形成維持されていると考えられた。この

ような場所では増水頻度が過度に減少または増加すると、前者では堆積卓越による溶存酸素の減少や、後者では浸食卓越による餌資源の一方的な流出により環境条件が悪化する可能性があるため、フラッシング放流などによる流況管理は適切に行われる必要がある。適切なフラッシング放流のあり方を検討するためには、攪乱の規模や頻度の違いが生息場条件にあたえる影響について解明する必要があるが、これについては今後の課題である。このようなコンディショニング過程は、河川の流況管理において攪乱を利用した河川生物の生息条件改善策を検討する上で重要な観点であると考えられる。そのためには、堆積粒状有機物の分布動態に対する攪乱の規模や頻度の影響、あるいは土砂供給量や土砂動態の異なる条件下での動態などの課題も追究する必要があるだろう。

参考文献

石田裕子・竹門康弘・池淵周一（2006）：河川の土

砂堆積様式に基づく底生魚類の生息場評価．京都大学防災研究年報，49B：661-675.

竹門康弘（2007）：6. 砂州の生息場機能. 土と基礎の生態学，講座，土と基礎，55(2)：37-45.

竹門康弘，山本佳奈，池淵周一（2006）：河川下流域における懸濁態有機物の流程変化と砂州環境の関係，京都大学防災研究所年報，49B，pp. 677-690.

南川雅男，吉岡崇仁（2006）：地球科学講座5 生物地球科学，培風館.

Bovee, K. D. (1982): A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology, Instream flow info. paper, 12, U. S. Fish Wildlife Serv., FWS/OBS-82/86.

Doi, H., Takemon, Y., Ohta, T., Ishida, Y. and Kikuchi, E. (2007): Effects of reach scale canopy cover on trophic pathways of caddisfly larvae in a mountain stream, Japan. Marine and Freshwater Research, 58: 1-7..

The SCOR/UNESCO Working Group on Photosynthetic Pigments (1966): Monograph on Oceanographic Methodology, No. 1, Publ. Unesco, pp.69,

Redistribution Patterns of Benthic Particulate Organic Matter on the Riverbed through a Descending Period after Rising

Yasuhiro TAKEMON, Yoshihito IMAI*, Ayato KOZU**, Toshi NAGATA*** and Shuichi IKEBUCHI

*Graduate School of Engineering, Kyoto University

**Japan Science and Technology Agency

***Center for Ecological Research, Kyoto University

Synopsis

We examined role of spates and pool-riffle structure for redistribution of benthic particulate organic matter (BPOM) on the riverbed in the upper reaches of the Kamo River without reservoir dams upstream, located in Kyoto city, Japan. Quantity and quality of BPOM is a good environmental indicator for river health and thus we investigated spatial distribution of BPOM on the riverbed and its origin by measuring the stable isotope of carbon and nitrogen using each BPOM samples. The field sampling was conducted before, during and after a spate. In a low water-level condition before a spate, BPOM concentrated at the inner side of meander and in the upper side of pool. The BPOM deposited there was composed more of allochthonous organic matter originated to terrestrial plants, whereas that deposited in the lower side of pool was composed more of autochthonous organic matter originated to algae. Once a spate came, the distribution pattern broke down into a uniform one, and then, during a descending period after rising, the allochthonous BPOM increased again in the upper side of pool and the autochthonous BPOM in the lower side of pool. Repetition of this redistribution process of BPOM through disturbance may have an ecological function for habitat conditioning essential for inhabitants of the riverbed such as benthic animals.

Keywords: pool-riffle structure, sandy bar, benthic particulate organic matter, ecosystem function, allochthonous, autochthonous